

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra ekologie



**Analýzy životaschopnosti populace tetřívka obecného
v Krkonoších**

Population Viability Analysis of black grouse population in the
Giant Mountains

Diplomová práce

Diplomant: Bc. Jan Faifr

Vedoucí: Ing. Jana Svobodová, Ph.D.

Konzultant: Ing. Tadeáš Toulec

2024

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Jan Faifr

Ochrana přírody

Název práce

Analýzy životaschopnosti populace tetřívka obecného v Krkonoších

Název anglicky

Population Viability Analysis of black grouse population in the Giant Mountains

Cíle práce

V posledních desetiletích se v ochraně přírody stále větší pozornost upírá na malé populace ohrožených druhů, kterým hrozí vyhynutí v řádu několika desítek let (Beissinger & McCullough 2002). Tyto populace mohou být často ohroženy celou řadou faktorů jako jsou např. různé přírodní katastrofy, tlak nepůvodních predátorů, demografické výkyvy nebo ztráta genetické variability (Desbiez et al. 2020). Pro zefektivnění jejich ochrany se v poslední době využívají tzv. analýzy životaschopnosti populací (PVA), které hodnotí přežívání populací v závislosti na alternativních managementových opatřeních (Daleszczyk & Bunevich 2009, Desbiez et al., 2020).

Tetřívka obecný (*Lyrurus tetrix*) se v České republice řadí mezi silně ohrožené druhy, jehož populace v posledních desetiletích zaznamenávají trvalý pokles (Chobot & Němec 2017, Flousek 2019). Za zhruba posledního půl století klesla jeho celková početnost o více než 80 % (Flousek, 2019). Nejvíce je ohrožen zejména úbytkem vhodných stanovišť v důsledků antropogenní činnosti a klimatických změn (Flousek 2020). Cílem diplomové práce bude provést analýzu životaschopnosti populace tetřívka v národním parku Krkonoše za použití softwaru Vortex a identifikovat faktory a managementová opatření, které mají, nebo mohou mít potenciální vliv na její životaschopnost a početnost v budoucích letech.

Metodika

Na základě literární rešerše budou nejprve určeny vstupní parametry základního modelu, které se týkají ekologie a biologie tetřívka obecného vztahované konkrétně k populaci v Krkonošském národním parku. Dále budou v práci vytvořeny další modely, které budou simulovat různé scénáře a potenciální vývoj populace v budoucnosti za působení různých faktorů a managementových opatření, jako je např. snížená mortalita ovlivněná omezením turismu, suplementace jedinců do populace, zlepšení potravní nabídky a kvality biotopu nebo vliv katastrofických událostí na populaci. Na základě výsledků modelů a statistické analýzy budou určeny faktory, které mají nejvíce negativní vliv na populaci, a naopak budou také určeny faktory, které populaci ovlivňují pozitivně.

Doporučený rozsah práce
ca 40 stran

Klíčová slova

analýzy životaschopnosti populace, ochranná biologie, PVA, tetřev obecný, *Lyrurus tetrix*

Doporučené zdroje informací

- Beissinger, S. R., & McCullough, D. R. (2002). *Population Viability Analysis*. Chicago: The University of Chicago Press.
- Daleszczyk, K., & Bunevich, A. N. (2009). Population viability analysis of European bison populations in Polish and Belarusian parts of Białowieża Forest with and without gene exchange. *Biological Conservation*, 142(12), 3068–3075. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.08.006>
- Desbiez, A. L. J., Bertassoni, A., & Traylor-Holzer, K. (2020). Population viability analysis as a tool for giant anteater conservation. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 18(2), 124–131.
- Flousek, J. 2019. Přežijí krkonošští tetřevci rok 2040? *Krkonoše – Jizerské hory* 1/2019: 8-12.
- Flousek, J. 2020. Jak dopadlo letošní sčítání krkonošských tetřevků? *Krkonoše–Jizerské hory* 8/2020: 8-9.
- Chobot, K. & Němec M. [eds] (2017): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Obratlovci. – Příroda, Praha, 34: 122
-

Předběžný termín obhajoby

2023/24 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Jana Svobodová, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Konzultant

Tadeáš Toulec

Elektronicky schváleno dne 4. 3. 2024

prof. Mgr. Bohumil Mandák, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 5. 3. 2024

prof. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.

Děkan

V Praze dne 08. 03. 2024

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou/závěrečnou práci na téma: *Analýzy životaschopnosti populace tetřívka obecného v Krkonoších* vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů. Jsem si vědom, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla. Jsem si vědom, že odevzdáním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby. Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Sýkořici dne 27.3.2024

.....

Bc. Jan Faifr

Poděkování

Tímto bych rád poděkoval vedoucí mé diplomové práce Ing. Janě Svobodové, Ph.D. za odbornou pomoc a velmi cenné informace z ochranářské biologie, které mi poskytla a za čas, který mi věnovala. Dále bych také rád poděkoval Ing. Tadeáši Toulcovi za cenné rady při vytváření metodické části této diplomové práce.

Abstrakt

Tetřívěk obecný (*Lyrurus tetrrix*) je v České republice silně ohroženým druhem, jehož početnost zde klesla za posledního půl století o více než 80 %. Mezi hlavní příčiny jeho úbytku patří zejména redukce a fragmentace vhodných stanovišť, velká míra predace, nárůst turismu a potenciálně i klimatické změny. Jako jeden z možných nástrojů používaných při ochraně malých populací v posledních desetiletích patří analýzy životaschopnosti populací (PVA). Cílem mé diplomové práce bylo pomocí těchto metod za pomoci programu Vortex a důkladné literární rešerše odhadnout životaschopnost populace tetřívků v Krkonošském národním parku, identifikovat faktory, které na ni mají nejvýznamnější vliv. Dále otestovat vliv možných managementových opatření (redukce travních porostů, dřevin, regulace predátorů), které by mohly vést ke zlepšení stavu populace. Výsledky hlavního modelu ukázaly, že současná populace není životaschopná a směřuje téměř jistě k vyhynutí, ke kterému by mohlo dojít již do 14 let s pravděpodobností až 90 %. Analýza citlivosti potvrdila, že vysoká mortalita juvenilů a nízká reprodukční úspěšnost v podobě hnízdní predace jsou nejdůležitějšími parametry ovlivňujícími růst a životaschopnost celé populace. Nicméně jednotlivá samostatně modelovaná managementová opatření nevedou k dosažení životaschopné populace. Z výsledků jednotlivých scénářů je zjevné, že k tomu, aby byla výrazně zlepšena současná situace populace, je třeba aplikovat kombinaci několika různých opatření, které budou poskytovat lepší ochranu tetřívkům v průběhu celého životního cyklu.

Klíčová slova: tetřívěk obecný, *Lyrurus tetrrix*, PVA, ochránářská biologie, management nelesních horských biotopů, fragmentace prostředí

Abstract

The black grouse (*Lyrurus tetrix*) is a highly endangered species in the Czech Republic, the number of which has decreased here by more than 80 % over the last half century. Among the main causes of its decline are the loss of suitable habitats, a high degree of predation, an increase in tourism and potentially climate change. Population viability analysis (PVA) is one of the possible tools used in the conservation of small populations in recent decades. The aim of my diploma thesis was to use these methods, with the help of the Vortex program and thorough literature research, to estimate the viability of the grouse population in the Krkonoše National Park, to identify the factors that have the most significant influence on it, and to test the effect of possible management measures (reduction of grasslands, woody plants, regulation of predators), which could lead to an improvement in the state of the population. The results of the main model showed that the current population is not viable and is almost certainly headed for extinction, which could happen within 14 years with a probability of up to 90 %. The sensitivity analysis confirmed that high juvenile mortality and low reproductive success in the form of nest predation are the most influential parameters affecting the growth and viability of the entire population. Although individual, independently modeled management measures do not lead to the achievement of a viable population, this goal can be achieved by combining several measures. It is clear from the results of the scenarios that in order to significantly improve the current population situation, comprehensive habitat protection needs to be implemented, which will provide better protection for black grouse throughout its life cycle.

Key words: black grouse, *Lyrurus tetrix*, PVA, conservation biology, management of non-forest mountain biotopes, environmental fragmentation

Obsah

1. Úvod.....	1
1.1. Cíle práce a hypotézy	3
2. Rešerše odborné literatury	4
2.1. Studovaný druh – Tetřívka obecný.....	4
2.2. Rozšíření a početnost tetřívka v ČR.....	5
2.3. Ekologie tetřívka obecného.....	6
2.4. Ohrožení a ochranná opatření	8
2.4.1. Úbytek vhodných biotopů	8
2.4.2. Predace	9
2.4.3. Klimatické změny	11
2.4.4. Turismus a vliv člověka	13
2.4.5. Lanovky a oplocenky	14
2.4.6. Repatriace a posilování populací tetřívků	15
2.5. Tetřívka v Krkonoších.....	17
2.6. Analýzy životaschopnosti populací.....	20
3. Metodika	23
3.1. Charakteristika zájmového území a sběr dat.....	23
3.2. Hlavní model.....	24
3.3. Analýza citlivosti	31
3.4. Managementové scénáře	32
4. Výsledky	35
4.1. Hlavní model.....	35
4.2. Analýza citlivosti	38
4.3. Managementové scénáře	39
5. Diskuse.....	45
6. Závěr	50
7. Přehled literatury.....	51
8. Seznam obrázků.....	62
9. Seznam tabulek	63

1. Úvod

Tetřívka obecná (*Lyrurus tetrix*) je ohrožený ptačí druh, který se původně vyskytoval v různých biotopech po celé Evropě od nížin až po horské biotopy (Corrales et al., 2014). Postupnou ztrátou přirozeného prostředí způsobenou změnami v krajinné struktuře, odvodňováním rašelinišť a jejich přeměnou na hospodářskou půdu, fragmentací krajiny a lovem tento druh z nížin vymizel a v současné době se v Evropě v podstatě vyskytuje jen v horských oblastech. Jeho výskyt je dnes v Evropě soustředěn především ve Skandinávii, Skotsku a v některých pohořích v kontinentální Evropě jako jsou Alpy nebo Krkonoše (Keller et al., 2020).

Tento druh je v České republice řazen mezi silně ohrožené a vyskytuje se zde pouze na několika málo lokalitách a ve velmi malém počtu jedinců (Chobot & Němec, 2017). Jeho početnost v ČR neustále klesá a za posledních cca 40 let se snížila o 80 % (Flousek, 2019). Oblasti výskytu tetřívka v České republice jsou především Krušné hory, Šumava, Krkonoše a Jizerské hory a jeho současná početnost v celé České republice se odhaduje na 330–380 tokajících samců (Flousek, 2019) a odhadovaný úbytek činí cca 20 % v průběhu 5 let (Chobot & Němec, 2017).

Tento úbytek je jednoznačně patrný i v Krkonošském národním parku. Jedná se o jeden z nejvíce navštěvovaných parků na světě, jehož roční návštěvnost dosahuje téměř 6 milionů osob a v celém pohoří je to potom přes 12 milionů návštěvníků (Správa KRNAP, ©2023). Toto nadměrné rekreační využití má za následek, že dochází ke stále větší fragmentaci krajiny a vytvářejí se tak bariéry nejen pro tetřívka, ale i pro jiné živočišné druhy. Na území parku došlo za posledního půl století k extrémnímu nárůstu návštěvnosti, která sebou přinesla i velký nárůst potřebné infrastruktury a budování nových lyžařských areálů (Flousek & Volf, 2012) a ani tetřívka, který se zde vyskytuje v klidových zónách nad horní hranicí lesa, není tohoto vlivu ušetřen. Jeho výskyt je tak často limitován přítomností turistických tras a nezřídka dochází i k rušení v zimních měsících vlivem freeridingu, tedy nepovoleného pohybu turistů mimo tyto trasy, což má za následek zhoršení zdravotnosti jedinců a zvýšenou mortalitu (Flousek & Volf, 2012).

Počty jedinců zde zaznamenávají pravidelný pokles, což dokazuje i pravidelné sčítání samců, které národní park iniciuje. V roce 2008 zde bylo zaznamenáno 112,

v roce 2015 jen 93 a v roce 2017 již pouze 74 tokajících samců. Tento postupný úbytek měl mimo jiné za následek, že v minulosti propojená krkonošská a jizerskohorská populace tetřívků jsou již dnes od sebe oddělené a staly se tak více izolované (Pelikánová, 2023; Svobodová et al., 2011).

Jedním z nástrojů, pomocí kterých lze dosáhnout lepší ochrany těchto populací je analýza životaschopnosti populací (z anglického *Population viability analysis*, zkráceně PVA). Jedná se o analýzy, které predikují životaschopnost ohrožených populací a navrhují se managementová opatření, která si kladou za cíl zlepšení ochrany těchto populací (Desbiez et al., 2020). Tyto metody jsou tedy schopny kvantifikovat riziko vyhynutí populace, objasnit faktory, které přispívají k jejich úbytku nebo naopak růstu a pomáhají stanovit prioritu jejich ochrany (Beissinger & McCullough, 2002; Lacy & Pollak, 2021; Patterson & Murray, 2008). Proto cílem práce je vytvořit PVA krkonošské populace a testovat různá managementová opatření, která by mohla zajistit lepší životaschopnost tetřívků. V rámci literární rešerše popíšu ekologii, rozšíření a míru ohrožení tetřívka obecného v České republice. V současné době probíhá příprava záchranného programu tetřívka obecného v České republice a tato diplomová práce by mohla sloužit jako podklad při návrhu managementových opatření a zlepšení efektivnosti tohoto programu.

1.1. Cíle práce a hypotézy

Pomocí analýzy životaschopnosti vytvořené za pomoci programu Vortex zjistím, zda je populace tetřívka obecného v Krkonoších životaschopná. Budu také identifikovat hlavní faktory, které nejvíce ovlivňují dynamiku populace. Na základě klesajícího trendu v početnosti tetřívků, plynoucího z pravidelného sčítání prováděného na území parku v posledních zhruba 20 letech předpokládám, že jednotlivé subpopulace tetřívků obecných v Krkonoších nejsou z dlouhodobého hlediska životaschopné (Flousek, 2019). Jako hlavní faktory ovlivňující populační dynamiku tetřívků budou mortalita kuřat způsobenou predátory a nízká reprodukční úspěšnost (Jahren et al., 2016; Merta et al, 2009; Warren & Baines, 2002).

Dále vytvořím v programu Vortex jednotlivé scénáře vývoje populace a identifikuji, která managementová opatření mohou mít potenciální pozitivní vliv na životaschopnost a růst populace tetřívků v Krkonošském národním parku.

2. Rešerše odborné literatury

V následujících kapitolách je popsáno současné rozšíření tetřívka, jak v globálním měřítku, tak v rámci České republiky i samotných Krkonoš. Dále je zde popsána biologie a ekologie druhu, včetně současných nejdůležitějších faktorů, které mají na populaci negativní vliv s uvedením možných managementových opatření. Je zde také popsán současný stav krkonošské populace, která je předmětem této diplomové práce, včetně současných managementových opatření. V poslední části rešerše jsou popsány metody PVA, které byly v této práci použity k vytvoření analýzy životaschopnosti populace tetřívku v Krkonoších, včetně uvedených příkladů použití PVA v praxi.

2.1. Studovaný druh – Tetřívek obecný

Tetřívek obecný je středně velký druh tetřeva z čeledi bažantovitých (*Phasianidae*), podčeledi tetřevovitých (*Tetraoninae*), kteří jsou často označováni jako lesní kuři a na celém světě se vyskytuje na 17 poddruhů (Lindström 1994). Jedná se o stálý ptačí druh z řádu hrabavých. Mezi jeho nejbližší druhy patří např. tetřívek kavkazský (*Lyrurus mlokosiewiczii*), který je kavkazským endemitem nebo tetřívek ostroocasý (*Tympanuchus phasianellus*), vyskytující se zejména v Kanadě. Mezi jeho nejbližší druhy v České republice patří tetřev hlušec (*Tetrao urogallus*) a jeřábek lesní (*Tetrastes bonasia*) (Štastný et al., 2006). Jeho areál rozšíření sahá téměř přes celý palearktický pás od britských ostrovů a západní Evropy, přes Eurasii, až po Ochotské moře, které odděluje Rusko od Japonska (Obr.1). Bohužel, v mnoha zemích Evropy, jako je např. Dánsko, Belgie, Nizozemsko, Rakousko nebo Maďarsko došlo v minulosti k vymizení tohoto druhu v důsledku změn v prostředí a ztráty jeho přirozeného habitatu (Štastný, et al., 2000). V Evropě se dnes tento druh nejčastěji vyskytuje ve Skandinávii a v Alpách (IUCN, 2023). Zatímco v minulosti byl tetřívek ve střední Evropě souvisle rozšířen, dnes jsou jeho populace fragmentované do menších populací a izolované od hlavního areálu ve Skandinávii a Rusku (Caizergues et al. 2003; de Juana et al., 2021).



Obr. 1: Celosvětové rozšíření tetřívka obecného (de Juana et al., 2021 dostupné z: <https://birdsoftheworld.org/bow/species/blagro1/cur/multimedia?media=figures>)

2.2. Rozšíření a početnost tetřívka v ČR

Při prudkém poklesu početnosti, které nastalo zhruba před 100 lety, došlo k vymizení tetřívků z nížinných oblastí. Nejvyšší početnost tetřívků byla na našem území zřejmě v roce 1910, kdy bylo také nejvíce jedinců uloveno (8 800 kusů) (Štastný et al., 2000). Od této doby početnost tetřívků neustále ubývá a v České republice se vyskytují již pouze v příhraničních pohořích. V druhé polovině minulého století tak vymizelo hned několik populací jako např. ve Ždárských vrších, Orlických horách nebo v CHKO Slavkovský les (Štastný et al., 2000). Jediný nárůst v početnosti byl zaznamenán v 70. letech minulého století, kdy v českých pohořích, kromě Šumavy, došlo vlivem imisní kalamity k rozpadu lesů a vytvoření tak vhodných biotopů (Štastný et al., 2000). V současné době je početnost v ČR odhadována na zhruba 330 až 380 samců a za posledních 40 let početnost klesla o cca 80 %. Hlavními oblastmi výskytu v ČR zůstávají Krušné hory, kde je nejpočetnější populace v ČR, která v roce 2019 čítala 147 kohoutů. Dalšími oblastmi výskytu jsou Šumava, Krkonoše, Jizerské a Doupovské hory (Štastný et al., 2021, Tejrovský, 2014). Na Šumavě byla populace k roku 2019 tvořena pouze 50 kohoutky a dalších 30 se jich vyskytovalo ve vojenském prostoru Boletice. V Jizerských horách bylo k roku 2023 zjištěno pouze 19 samců (Pelikánová, 2023). Početnost v samotných Krkonoších je detailně popsána v samostatné kapitole věnované této populaci.

2.3. Ekologie tetřívka obecného

Tetřívci se přirozeně vyskytují na horách i v rovinaté krajině, jako jsou náhorní plošiny, otevřená krajina s rašeliništi, pastviny, paseky nebo slatinisté a vřesoviště (Svobodová, 2005). Obecně se tento druh vyskytuje v místech, kde je vysoká diverzita biotopů a střídají se zde lesní porosty nižší a střední výšky s biotopy bezlesého charakteru. V těchto biotopech se živí primárně pupeny, plody a listy brusnicovitých keřů (*Vaccinaceae*) nebo vřesu obecného (*Calluna vulgaris*), dále jsou to např. semena nebo jehličí dřevin. U kuřat, především v prvních týdnech života, se potrava skládá ze živočišné stravy v podobě bezobratlých živočichů (Starling-Westerberg, 2001).

Jedinci žijí primárně na zemi a dožívají se zhruba pěti let (Cramp, S. & Simmons, 1980). Jsou schopni se šířit od místa svého vylíhnutí do vzdálenosti maximálně 20 km, přičemž rozptylují se zejména samice (Caizergues & Ellison, 1997; Warren & Baines, 2002). Jedná se tedy víceméně o stálý, nemigrující druh. Velikost domovských okrsků tetřívka se liší v rámci dané populace i mezi nimi a může být v rozsahu od 4-800 ha. Tato velikost závisí na více faktorech jako je stáří jedince, antropogenní vliv na populace nebo velikosti této populace (Svobodová, 2005).

Tetřívci se rozmnožují zpravidla jednou ročně a ve snůšce mají 6-11, nejčastěji však kolem osmi vajec (de Juana et al., 2021). Jedná se o lekující druh s výrazným pohlavním dimorfismem, což znamená, že samci se shromažďují zpravidla v brzkých ranních hodinách na tzv. lecích, kde mezi sebou konkurují a z celého leku se rozmnožují pouze 2-3 samci (Svobodová, 2005). Na tyto tokaniště přicházejí samice v polovině období toku po dobu 3-4 po sobě následujících ran a vybírají si zde vhodného partnera se kterým se následně páří (Svobodová, 2005). Tento mechanismus slouží k tomu, aby bylo zajištěno předání nejkvalitnějších genů dalším generacím. V přírodě lze narazit i na populace tetřívků, které se nevyznačují lekováním. V těchto populacích samci nebojují o samice, ale rozmnožují se samostatně (Höglund & Stöhr 1997). K tomuto jevu dochází, pokud dojde ke snížení početnosti a k nízké populační hustotě (Svobodová, 2011).

Prežívání jedinců je odlišné jednak v rámci pohlaví i věkové skupiny, ale liší se také v rámci daného roku. Nejen u tetřívků, ale i u jiných druhů tetřevů je obdobím s vysokou mortalitou jaro, a to z různých důvodů (Caizergues & Ellison. 1997). U

kuřat je to dáno především tím, že mají ještě často omezenou pohyblivost, což zvyšuje zranitelnost vůči predátorům. U dospělých kohoutků je přežívání často ovlivňováno tím, že v období toku, kdy samci soupeří na lecích mezi sebou o slepice, mají jednak zvýšené energetické náklady, kdy může docházet k velkým úbytkům hmotnosti a mohou také být na těchto místech více vystavováni predáčnímu tlaku (Caizergues & Ellison. 1997). Slepice jsou v tomto období zranitelné zejména v době hnízdění, kdy během inkubační doby snůšky, která trvá 25-27 dní, mají zvýšené energetické náklady spojené s tvorbou hnízda a následnou péčí o něj a jsou také vystaveny hnízdní predaci. Kuřata také mají v prvních týdnech života díky juvenilnímu opeření nižší termoregulaci než dospělci a mohou tak být více zranitelná vůči nízkým teplotám (Caizergues & Ellison. 1997).

Naopak období s nejnižší mortalitou je léto. V tomto období jsou kuřata již odrostlá a dospělci nemusejí vynakládat energii při rozmnožování a při péči o snůšku. V letních měsících je zřejmě také menší predáční tlak a vyšší dostupnost potravy jak pro predátory, tak i pro tetřívky (Jahren et al., 2016; Baines et al., 2007). Na podzim a v zimě se u různých populací přežívání liší, nicméně lze říct, že je v tomto období vyšší než na jaře, kdy se tetřívci rozmnožují. Avšak je zřejmé, že mortalita je v tomto období stále vysoká zpravidla u kuřat. To lze vysvětlit tím, že kuřata jsou v tomto období kvůli nezkušenosti vystavována většímu predáčnímu tlaku (Caizergues, A. & Ellison, 1997). Naopak nižší mortalitu dospělců v zimě lze přisuzovat tzv. záhrabům ve sněhu. Tyto úkryty opouštějí pouze v ranních a podvečerních hodinách za účelem získání potravy a doplnění energie a každé další opuštění nory již zvyšuje riziko predace a energetický výdej (Flousek, 2019). Jedná se o zajímavou strategii přežití v nepříznivém období, která tetřívkům pomáhá přečkat chladné dny a chrání je před mrazem a predátory. To umožňuje vytvořit do jisté míry izolaci, díky čemuž zůstává teplota uvnitř norovitého úkrytu stabilní, což chrání tetřívka před nepříznivými podmínkami vnějšího prostředí. Tato adaptace je účinným způsobem ochrany v zimním období, kdy mají tetřívci k dispozici omezené zdroje potravy a kdy se musejí chránit před nepříznivými podmínkami a predátory (Marjakangas, 1992).

2.4. Ohrožení a ochranná opatření

Hlavní negativní vliv na populace tetřívka z historického hlediska měl nadměrný lov (Andreska & Andresková, 1993), kdy se z ulovených jedinců získávalo kromě masa také pera, které byly využívány při výrobě různých ozdobných předmětů. Například ocasní pera, tzv. lyra, sloužila jako lovecká trofej. V dnešní době má na rapidní pokles početnosti populace tetřívků v České republice především změna druhové skladby rostlin v podobě zarůstání bezlesích ploch v krajině a následnou ztrátou biotopů (vykácení semenících bříz, zalesnění vřesovišť smrkem nebo zánik porostů brusinek vlivem absence pastvy), samovolná sukcese biotopů způsobená opuštěním od tradičního hospodaření jako je pastva a kosení luk a degradace rašelinišť vlivem jejich odvodnění a následného zarůstání těchto ploch. Predace je způsobena především rostoucím tlakem ze strany lišek, kun a divokých prasat (KRNAP, 2010). Rizikem pro prudce létajícího tetřívka mohou být ale také např. lana lanovek a vleků, elektrické dráty nebo oplocenky chránící lesní výsadby do kterých může tetřívka narazit a zranit se nebo zahynout (Wöss & Zeiler, 2003). Potenciální vliv na mortalitu mohou mít také klimatické změny (Flousek, 2019). Tyto jednotlivé faktory jsou podrobně popsány dále.

2.4.1. Úbytek vhodných biotopů

Jednou z hlavních příčin snižování početnosti tetřívků v České republice je úbytek vhodných biotopů. Výrazný negativní vliv mělo odvodňování rašelinišť, podmáčených smrčín a vřesovišť, ke kterým docházelo v průběhu minulého století. Tyto biotopy, ve kterých tetřívka nachází vhodná stanoviště s dostatečnou potravní nabídkou, se postupně vysoušely a rozorávaly za účelem získání více ploch s hospodářským potenciálem a došlo tak k jejich trvalé ztrátě (Flousek, 2019; Storch 2000). V důsledku následné intenzifikace zemědělství a lesnictví došlo také ke značné fragmentaci krajiny, která měla za následek, že populace se staly více izolované. Výskyt tetřívků se tak postupně omezil pouze na zbývající vhodné biotopy, jako jsou právě rašeliniště nebo vřesoviště, které v minulosti nebyly degradovány lidskou činností a na vrcholové partie horských oblastí. Dalším problémem se stalo také zalesňování bezlesích ploch, samovolná sukcese na odvodněných rašeliništích a mokřadech a jejich postupné

zarůstání stromovou vegetací čímž došlo k ústupu keřového patra, a naopak k rozvoji travinných druhů, které tvoří hustá společenstva, která nejsou pro tetřívky vhodná. Problémem postupného zarůstání trpěly také imisní holiny, které vznikly v 70. letech minulého století a které připomínaly prostředí severské tundry a do určité míry tak kompenzovaly zaniklé biotopy. Tyto plochy postupně zarůstaly pionýrskými dřevinami a došlo tak k postupné ztrátě těchto vhodných biotopů (Svobodová et al., 2011; Šťastný et al., 2000). Všechny tyto faktory mají za následek, že populace tetřívků se postupně zmenšují, stávají se více izolované a ovlivněna je tak i populační dynamiku.

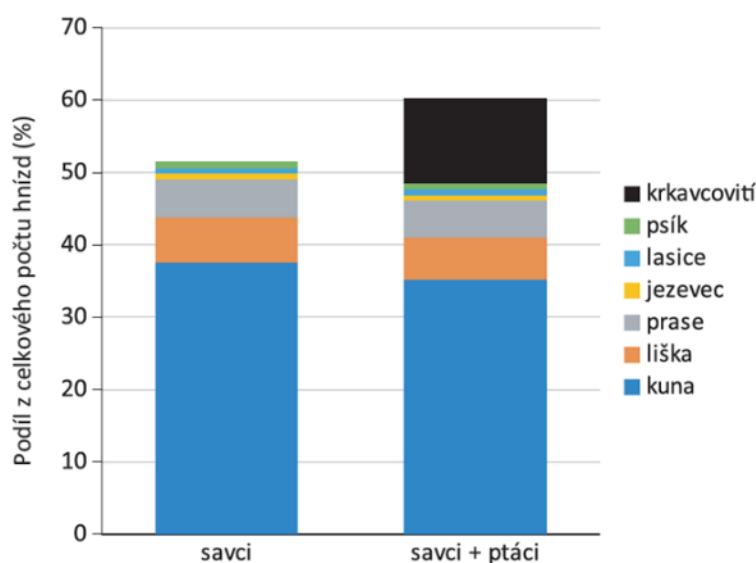
2.4.2. Predace

Dalším faktorem, který do velké míry negativně ovlivňuje populace tetřívků nejen v České republice, ale i v rámci globálního měřítka, je predace. Predace je jedním z hlavních faktorů, který může ohrožovat populace tetřívků, jelikož vlivem změny struktury biotopů v minulosti došlo k nárůstu predáčního tlaku na tetřívky (Jahren et al., 2016; Rotteli et al., 2021). U evropských populací jsou hlavními predátory zejména dravci, jako např. jestřáb lesní (*Accipiter gentilis*) nebo orel skalní (*Aquila chrysaetos*), dále malé šelmy jako liška obecná (*Vulpes vulpes*) a kuna lesní (*Martes martes*) (Caizergues & Ellison, 1997). U nás jsou hlavními predátory zejména kuna (*Martes sp.*) a liška obecná (*Vulpes vulpes*), dále prase divoké (*Sus scrofa*) nebo krkavec velký (*Corvus corax*) (Obr. 2), kteří predují jednak hnízda, ale i juvenilní a adultní jedince (Merta et al., 2009).

Některé studie ukázaly, že odstraněním nebo regulací predátorů z biotopu může dojít ke krátkodobému zlepšení reprodukční úspěšnosti a nižší mortalitě tetřívků (Kauhala et al. 2000; Markstrom et al., 1988; Summers et al. 2004). Např. studie ze Skotska potvrzuje význam predace jako faktoru ovlivňujícího reprodukční schopnost tetřeva a tetřívka (Summers et al., 2004). Autoři uvádějí, že pokud došlo k poklesu v početnosti vran, jako hlavních predátorů, tak v důsledku toho došlo k nižší mortalitě i hnízdní predaci a v důsledku toho i k nárůstu početnosti populací tetřívků a tetřevů. Nicméně nutno podotknout, že predátoři jsou přirozenou součástí stabilních ekosystémů a životaschopné populace živočichů, včetně tetřívků, jsou na tento tlak adaptováni. Predace tedy má na populace negativní vliv v momentě, když dojde

k výraznému zmenšení početnosti zapříčiněné ostatními faktory jako je degradace biotopů a lov.

Ke snížení predace lze dojít různými způsoby, jako třeba obnovou vhodných biotopů, ve kterých jsou optimální podmínky pro přežívání tetřivků, a ne pouze odstřelem predátorů, což je sice účinná metoda, jak často autoři studií potvrzují, avšak z dlouhodobého hlediska je mnohdy neudržitelná (Kämmerle & Storch, 2019). Naopak pozitivní vliv může mít reintrodukce nebo přirozený návrat velkých šelem jako je vlk obecný (*Canis lupus*) nebo rys ostrovid (*Lynx lynx*), které mohou konkurovat predátorům menšího řádu a omezovat tak predaci způsobenou těmito druhy (Elmhagen et al. 2010; Lyly et al., 2016). Jak také uvádějí např. autoři Tobajas et al., (2020), kteří se pokoušeli snížit hnízdní predaci na hnízdech orebice rudé (*Alectoris rufa*) ve Španělsku, tak že do umělých hnízd umísťovali mírně otrávená vejce, které měli u predátorů vyvolat averzi a zamezit tak zničení snůšky. Jak uvádějí autoři, na studovaných lokalitách došlo během studie k omezení hnízdní predace o zhruba 27–50 %, přičemž 78 % všech sledovaných predátorů, kteří byli vystaveni intoxikaci, přestali tato hnízda predovat. Jak ale také autoři uvádějí, tato metoda fungovala na lišky, avšak u kuny skalní se účinek nepotvrdil a lze tedy usuzovat, že tato metoda je druhově specifická a pro její použití v Krkonošském národním parku, kde je kuna hlavním predátorem, by bylo potřeba najít jiný vhodný postup.



Obr. 2: Podíl predátorů podílejících se na hnízdní predaci v Krkonoších za roky 2019-2021 (Weidinger, 2023)

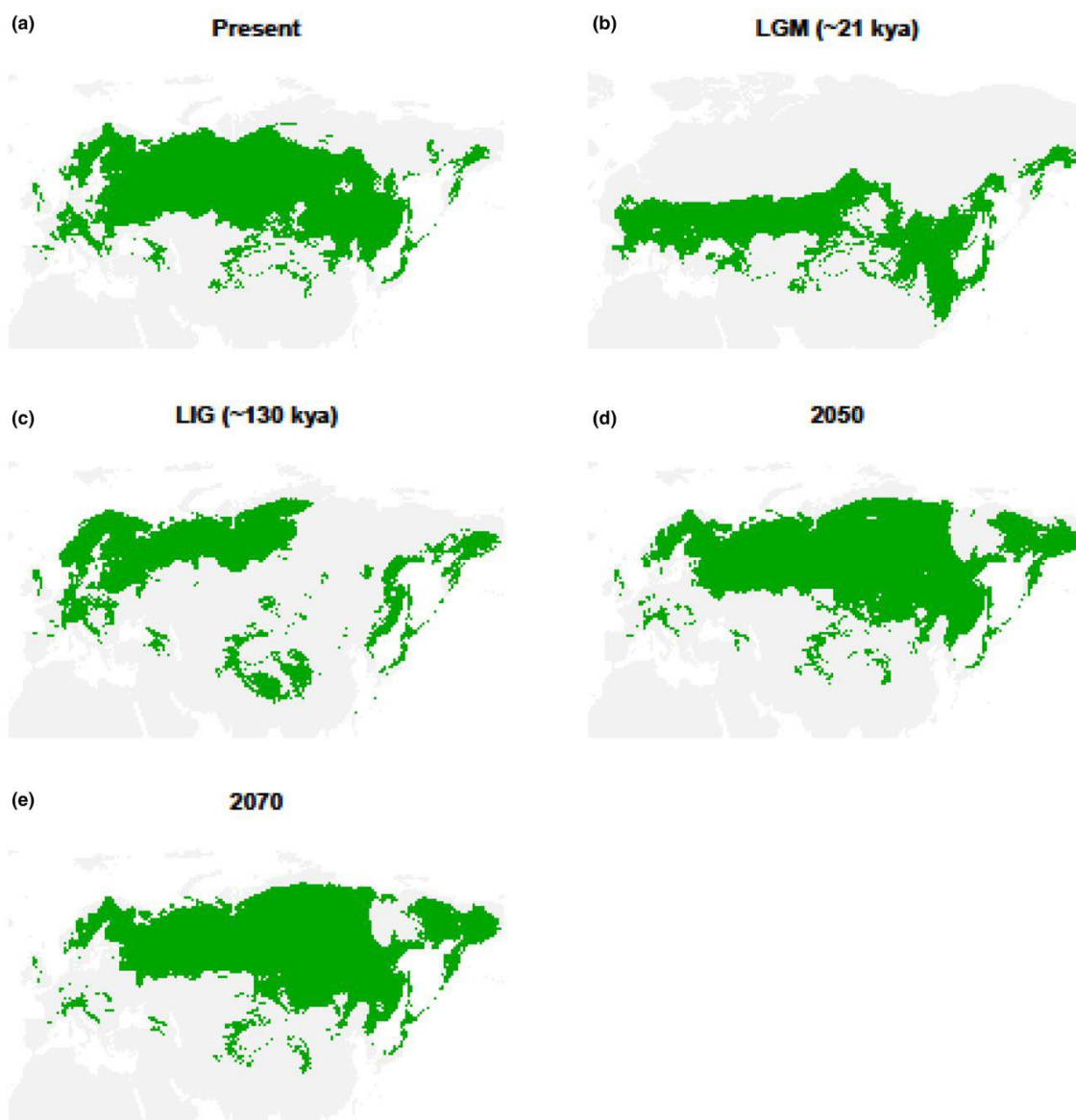
2.4.3. Klimatické změny

Dalším faktorem, který nemá vliv pouze na tetřívka obecného, ale i na celý globální ekosystém je změna klimatu (Chamberlain et al., 2013). Vliv klimatu na populace tetřívků nebyl dostatečně prozkoumán, nicméně existují studie, které spolehlivě naznačují, že klimatické změny mohou mít výrazný vliv na populace tetřívků nejen v dnešní době, ale i v blízké budoucnosti. (Erikstad & Andersen 1983; Ludwig et al. 2010; Flousek 2019). Hlavními problémy zvyšujících se teplot je především umožnění sukcesních změn v ekosystému, čímž může docházet k dalšímu zániku vhodných biotopů a také posun horní hranice lesa, kdy jsou tetřívci vytlačováni do stále větší nadmořské výšky a dochází tak k úbytku vhodných biotopů. Dále může mít zvýšená teplota v zimním období za následek, že ubude sněhu a tetřívci si tak nebudou moci tvořit zimní záhraby a budou snadněji zpozorovatelní pro predátory a budou muset zvýšit energetický výdej kvůli termoregulaci, pokud nebudou v krytu (Spidsø et al., 1997)

Je známo, že změny klimatu mají výrazný vliv na mnoho druhů živočichů tím, že např. mění jejich chování v některých fázích života. Např. u populace tetřívků ve Finsku bylo zjištěno, že zvýšení teplot v jarním období a více teplých dnů na jaře má vliv na termín snášení vajec (Ludwig et al., 2006). Ve studii je také uvedeno, že v důsledku „prodloužení“ jarního období se však neposunul vývoj teplot v létě a kuřata se tak líhnou do chladnějšího klimatu což má za následek jejich vyšší mortalitu (Ludwig et al., 2006). Dále může takový posun mít za následek nedostatek potravy v době vylíhnutí, která je pro kuřata tvořena zejména živočišnou složkou a v době po vylíhnutí již nemusí být z části k dispozici (Wegge et al. 2010).

Ačkoli tyto změny klimatu a jejich vliv na tetřívky byl pozorován především ve Skandinávii, tak není jasné, jak v současnosti tyto změny ovlivňují populace tetřívků ve střední Evropě a ČR. Studie z Alp, která analyzovala klimatická data o severoatlantické oscilaci z let 1990-2007 ve vztahu k reprodukční úspěšnosti, zatím naznačuje, že globální klimatické změny nemají v současné době významný dopad na reprodukci tetřívků (Bernagaud et al. 2011). Nicméně v jiné studii se autoři zabývají vývojem populační dynamiky tří tetřevovitých druhů včetně tetřívka obecného, kde na základě struktury genomu a následné predikci vývoje areálu a fluktuací v efektivní velikosti populací určovali možný vliv budoucích klimatických změn (Kozma et al.,

2018). Autoři uvádí, že se postupně mění hranice evropského areálu směrem na sever (Kozma et al., 2018). Dále je zde uvedeno, že v budoucnu je pravděpodobné zmenšení a fragmentace současného evropského areálu tetřívka obecného (Obr. 3), což dá vzniknout dalším izolovaným populacím, které tak budou více ohroženy např. inbreedingem a celkově sníženou životaschopností (Kozma et al., 2018).



Obr. 3: Rozšíření tetřívka obecného (a) v současné době, (b) při posledním glaciálním maximu, (c) při posledním interglaciálu, (d) předpokládané v roce 2050 a (e) v roce 2070 (Kozma, et al., 2018)

2.4.4. Turismus a vliv člověka

Stejně jako spousta jiných populací volně žijících živočichů vyskytujících se v horských oblastech se i tetřívky musí potýkat ve svém přirozeném biotopu s výrazným vlivem člověka. Vliv turistiky na různé druhy z podčeledí tetřevů (*Tetraoninae*) byl již v několikrát minulosti studován (Immitzer et al., 2014; Tost et al., 2020). Obecně lze říct, že antropogenní vlivy jako jsou zimní sporty a turistika mají poměrně výrazný negativní vliv, díky kterému může dojít k fragmentaci a zániku stanovišť tetřívky nebo k tomu, že se jedinci budou vyhýbat vytíženým a často navštěvovaným místům (Tost et al., 2020). Právě tyto lidské aktivity jsou ve značné míře koncentrovány právě do Krkonošského národního parku, kde je soustředěna spousta lyžařských středisek a turistických tras (Vystoupil et al., 2006). Celková plocha sjezdovek se tak v parku zvýšila za posledních 60 let zhruba desetkrát a rostoucí trend lze pozorovat i u turistických tras, které způsobují stále větší izolovanost tetřívčích biotopů.

Dalšími možnými vlivy turismu mohou být snížení početnosti populace způsobené rušením v zimním období a následnou mortalitou těchto jedinců nebo zvýšený stres, který může mít vliv např. na tělesnou kondici, rozmnožování, hnízdní úspěšnost, ale také třeba vyšší úroveň mortality zapříčiněnou těmito faktory (Immitzer et al., 2014). Výrazný rozdíl byl také zpozorován při porovnávání hustoty a početnosti tetřívček v místech kde se vyskytují turistické trasy s místy kde se nevyskytují. Např. ve studii Immitzera et al., 2014 bylo zjištěno snížení výskytu tetřívček o 93 % v blízkosti turistických tras. Lze konstatovat, že čím více jsou lokality navštěvovány turisty, tím větší vzdálenost si jedinci od těchto tras udržují. Jak uvádějí např. Immitzer et al., 2014 nebo Storch, 2013, tak tento vztah se však může měnit během roku i v průběhu jediného dne, podle toho, jestli dochází k sezonním změnám ve struktuře biotopů nebo intenzitě turistiky. Tetřívci jsou tedy schopni se s nadměrným turismem vyrovnat, pokud se turisté drží značených tras a dodržují návštěvní řád parku. Problém nastává, pokud dochází k náhodnému rušení, tzv. freeridingu, kdy se lyžaři pohybují v lesních porostech mimo sjezdovky (Flousek & Volf, 2012).

Jako vhodný management se v případě nadměrného turismu uvádí vytvoření vhodné struktury daného chráněného území, tak aby byly zajištěny cíle ochrany přírody spolu s uspokojením turistické veřejnosti (Tost et al., 2020). Těmito zásahy mohou být např. vysazování vhodné vegetace v místech zvýšeného turistického ruchu, tak aby byl poskytnut větší kryt pro tyto rušené jedince a aby byla zlepšena konektivita jednotlivých biotopů. Dále se jeví jako vhodné v případě nutnosti odklonit turistické trasy jinudy nebo je v krajním případě uzavřít. V neposlední řadě je nutné, aby byla prováděna vhodná osvěta veřejnosti a aby byl v chráněných územích dodržován návštěvní řád zejména v citlivých místech výskytu tetřívků (Tost et al., 2020).

Na rozdíl od jiných druhů volně žijících živočichů, které se mohou vyrovnat s rušením člověkem (např. kamzík), tím že se přesunou do jiného biotopu, tak u tetřívků, kteří mají poměrně nízkou disperzní vzdálenost, nebo již zkrátka nemají ve svém okolí jiné vhodné biotopy, byla zvýšená citlivost na turismus potvrzena několika autory a různými metodami (Braunisch et al. 2011; Ménoni a Magnani 1998; Patthey et al. 2008). V krkonošském národním parku je tato problematika v současnosti řešena pouze dočasným zavíráním některých turistických tras v období toku kohoutků, tedy od března do května (Správa KRNAP, ©2024).

2.4.5. Lanovky a oplocenky

Dalším významným faktorem ovlivňující mortalitu tetřívků způsobenou vlivem člověka mohou být nárazy jedinců do lan lanovek a oplocenek sloužících k ochraně lesních porostů. To je způsobeno zejména častou nenápadností těchto prvků a jejich umístěním, kdy často vedou přes koridory, po kterých se jedinci pohybují (Baines & Andrew, 2002; Miquet, 1990).

Například při studii různých tetřevovitých druhů ve Skotsku bylo zjištěno, že jen u tetřívka obecného došlo ve 127 případech nárazů do oplocení k nálezu 26 usmrcených jedinců. Autoři uvádějí, že po začlenění možné predace některých jedinců mohla mortalita způsobená nárazy dosahovat až 30 %. Dále pokud došlo k managementovému opatření, tedy že některé oplocení bylo vhodně barevně označeno (Obr. 4), tak aby se jedinci byli schopni vyhýbat těmto překážkám,

pravděpodobnost srážky byla na těchto místech snížena téměř o 50 % (Baines & Andrew, 2002).



Obr. 4: Oplocení opatřené oranžovou síťovinou pro lepší viditelnost (Trout & Kortland, 2012)

Pro snížení mortality způsobené nárazy do oplocenek a lan lanovek se uvádí různá managementová opatření. Pro oplocenky se doporučuje, aby byly vhodně barevně označeny, tak aby byly pro jedince snadno viditelné. Dále aby toto oplocení nebylo v biotopu tetřívků déle, než je vyžadováno lesním hospodářstvím (Trout & Kortland, 2012.). V místech výskytu lanovek a lyžařských vleků nebo popř. elektrického vedení je doporučeno zejména vedení těchto prvků mimo místa přirozeného výskytu tetřívků. Dále pokud je to možné, vést elektrické vedení pod povrchem a používat silnější kabely a lana lanovek, které je vhodné opatřit barevným značením (Miquet, 1990).

2.4.6. Repatriace a posilování populací tetřívků

Jedním ze způsobů, jak chránit malé populace volně žijících živočichů a zajistit tak jejich životaschopnost je repatriace. Jedná se o proces návratu jedinců do oblastí, kde byl daný druh vyhuben nebo potlačen (Evans et al., 2022). Tato metoda může být

silným managementovým opatřením při ochraně ohrožených populací a udržení biodiverzity v ekosystémech (Carter et al., 2008). Cílem je obnovení rovnováhy v ekosystémech a ochrana biodiverzity v ekosystémech. Repatriace mohou být prováděna různými způsoby. Někdy se jedná o přemístění jedinců z jiných životaschopných populací, jindy o vypouštění jedinců odchovaných v rámci záchranných programů zpět do volné přírody. Tyto metody však mohou mít i svá úskalí, kdy vlivem různých faktorů, jako jsou predace, ztráta habitatu nebo zvolené postupy, činí tyto metody v praxi často neefektivní (Klaus & Bergmann, 1994). Tento problém nastává právě v případě nejen tetřívka, ale i ostatních tetřevovitých druhů.

Tuto problematiku popisuje např. studie Seilera et al. (2000). Studie analyzuje 29 projektů zabývajících se vypouštěním tetřívka obecného, tetřeva hlušce a jeřábka lesního v šesti evropských zemích v letech 1980–2000. Jak autoři uvádějí, žádný z těchto projektů nevedl k životaschopné populaci. Dále je zde uvedeno, že k tomu, aby byla dosaženo 50% pravděpodobnost přežití a následné úspěšné rozmnožování těchto jedinců, je třeba vypouštět alespoň 30 jedinců po dobu 6 let. Hlavními faktory určujícími úspěch vypouštění je celkový počet vypuštěných jedinců, roční počet vypouštěných jedinců, počet let, během kterých se jedinci vypouštění nebo také na tom, do jaké míry jsou vypouštění jedinci, kteří jsou často odchováni v zajetí schopni adaptovat se na nové prostředí. U těchto jedinců může docházet vlivem umělého odchovu ke snížení plachosti a mohou ztrácet např. antipredační chování (Merta et al., 2015; Seiler et al. 2000).

Špatné výsledky při reintrodukcii tetřevovitých potvrzuje i rešeršní studie od Merty et al., (2015). Autoři zde uvádějí celou řadu příkladů reintrodukčních programů, kdy drtivá většina jich končí neúspěšně. Např. z 5 projektů reintrodukce tetřívka realizovaných v Německu, kdy bylo vypuštěno více než 2500 jedinců, nevedl ani jeden k záchraně populace (Merta et al., 2015). Autoři také uvádějí, že vypouštění jedinci, kteří pocházejí z jiných, v přírodě se vyskytujících populací, mají většinou vyšší šance na přežití než jedinci odchovaní v zajetí. Nicméně ani tento postup většinou nevede k pozitivním výsledkům, jelikož tito jedinci jsou během odchyty a přepravy vystaveni velkému stresu a mohou se často i poranit (Merta et al., 2015). V minulosti na území české republiky probíhaly např. pokusy reintrodukce tetřeva hlušce, založené převážně na vypouštění odchovaných jedinců, kdy bylo vypuštěno přes 900 tetřevů, nicméně i tyto pokusy skončily neúspěšně.

Hlavním problémem při reintrodukci je především vysoká mortalita bezprostředně po vypuštění. Např. při vypouštění jeřábků v pohoří Harz v Německu byla mortality během prvních dvou týdnů více než 80 % (Klaus & Bergmann, 1994). Autoři uvádějí, že za příliš vysokou mortalitou stojí velký tlak predátorů a také špatná adaptace jedinců odchovaných v zajetí, kteří mají jednak nedostatečně vyvinuté sociální a antipredátorské mechanismy chování, ale mohou také mít změněnou morfologii (méně vyvinuté svalstvo, nižší fitness) a fyziologii což vede k výrazně nižší životaschopnosti těchto jedinců (Merta et al., 2015).

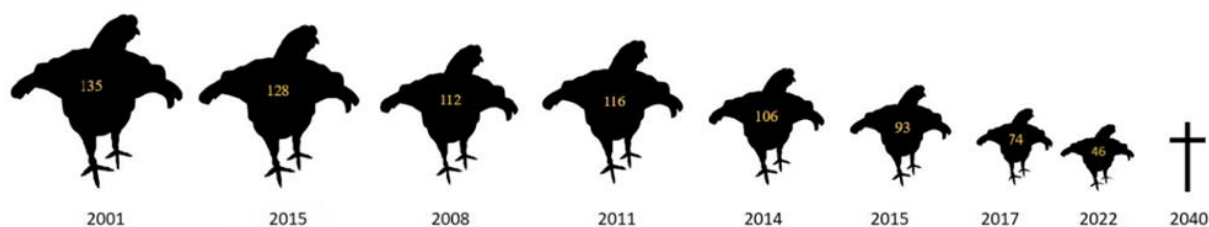
Vzhledem k současné situaci českých populací tetřívků, které jsou vystaveny velkému tlaku ze strany predátorů, turistů a ztrát stanovišť, lze konstatovat, že posilování českých populací tetřívků pomocí reintrodukce není účinným managementovým nástrojem a při jejich ochraně by mělo být vynaloženo úsilí především na ochranu a péči o jejich biotopy.

2.5. Tetřívek v Krkonoších

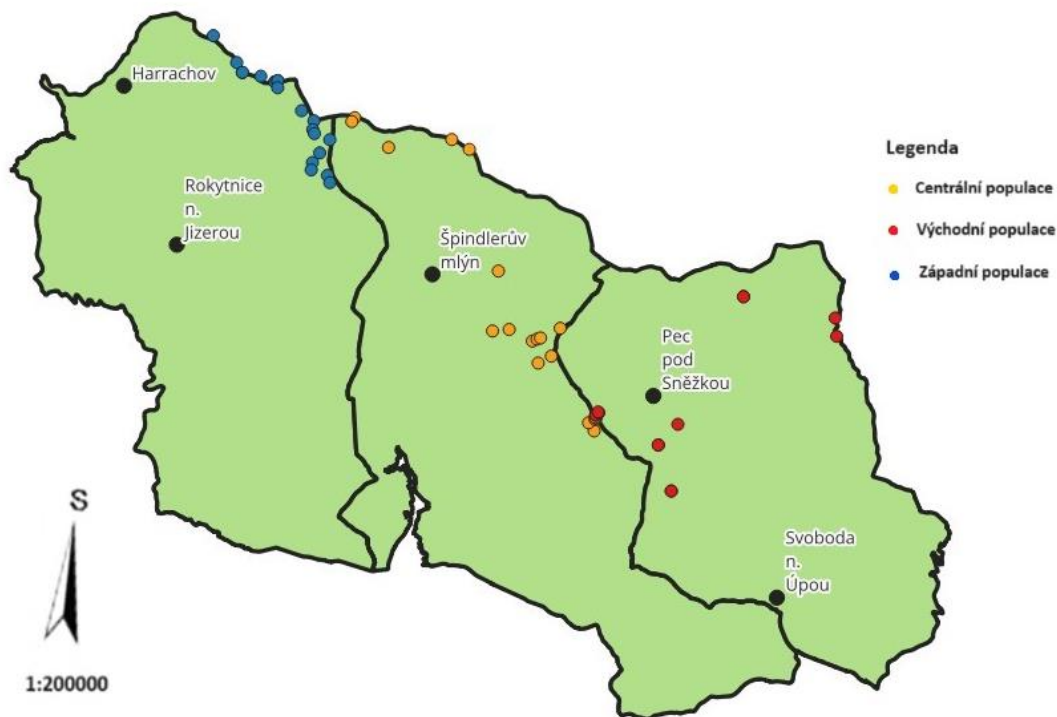
Během 70. let minulého století zde došlo, stejně jako např. v Krušných horách, k nárůstu populace. Vlivem imisních kalamit zde došlo k velkoplošnému odlesnění a následnému zarůstání pionýrskými dřevinami. Vytvořili se tak podmínky, které na určitý čas připomínaly prostředí severské tundry, na které tetřívek pozitivně reagoval. V letech 1989-1998 tak početnost mírně narůstala v české i polské části Krkonoš a populace tak čítala 140-150 samců (Štastný et al., 2000).

Velkou výhodou Krkonoš, ve srovnání s ostatními oblastmi výskytu tetřívků v ČR, jsou nelesní stanoviště nad horní hranicí lesa, kde tetřívci stále nacházejí vhodné biotopy. Naopak významnou nevýhodou je tu četné rušení tetřívků, související s lidským faktorem. Vzhledem k míře turismu a přítomnosti množství sjezdovek v Krkonoších, kde návštěvnost dosahuje v celém pohoří přes 12 milionů a v samotném parku potom téměř 6 milionů turistů ročně (Správa KRNAP, ©2023), lze usuzovat, že právě tyto faktory budou mít nejzásadnější negativní vliv na zdejší populaci tetřívka obecného.

Populace vyskytující se v Krkonoších byla k roku 2023 tvořena pouze 56 kohoutky (Mikslová in verb, 2023.). Klesající trend je patrný z průběžného sčítání, ze kterého je zřejmé, že od roku 2001 klesla početnost samců o téměř 60 % (Obr. 5). Krkonošskou populaci lze na základě potenciálních bariér dále rozdělit na 3 dílčí subpopulace (Obr. 6). Jsou to Západní subpopulace, tvořící zhruba 27 % z celkové velikosti populace, dále největší Centrální (53 %) a Východní (20 %) (Flousek, 2019; Obr. 6). I když u Krkonošské populace nebyla zjištěna inbreedingová deprese, v posledních zhruba 15 letech se víceméně izolovala od populace v Jizerských horách (Svobodová et al. 2011, Pelikánová, 2023). Zdá se, že nejvíce ohrožena je ta ve východní části parku (Pelikánová, 2023).



Obr. 5: Vývoj početnosti tokajících samců v Krkonošském národním parku (<https://zachranmetetrivka.cz/>)



Obr. 6: Mapa současného výskytu jedinců Krkonošské populace tetřívků (Vlastní zpracování, Zdroj dat: Správa KRNAP)

V Krkonoších bylo také od roku 2015 do roku 2019 vytvořeno 24 tetřívčích „center“ o souhrnné velikosti zhruba 40 hektarů (Dostál & Kavková 2015). Jedná se o plochy, které nabízejí vhodné prostředí a svou charakteristikou vyhovují biotopovým nárokům tetřívků. Jedná se o otevřené plochy vytvářené v zapojených porostech za pomoci kácení dřevin, jejichž rozloha je v řádu jednotek hektarů. Tato centra si tak kladou za cíl ochránit tetřívky v průběhu celého roku. To znamená, že je třeba podporovat potravní nabídku v podobě keřikové vegetace, vhodná místa pro tok a hnízdění a zároveň aby tyto plochy sloužily jako tzv. nášlapné kameny, které tetřívkům umožní migrovat na větší vzdálenosti prostřednictvím více „skoků“ přes tyto menší plochy (Romportl & Zýka, 2018). Důležitou součástí tvorby těchto center je i následná péče o tyto otevřené plochy, aby nedocházelo k jejich postupnému zarůstání.

2.6. Analýzy životaschopnosti populací

PVA (Population viability analyses) je soubor metod, která mají své uplatnění v ochraně přírody a kterými lze určit míru ohrožení dané populace, riziko jejího vyhynutí nebo např. navrhovat a testovat managementová opatření, která by mohla přispět k ochraně dané populace (Beissinger & McCullough, (2002). Pro tvorbu PVA byly vyvinuty různé speciální počítačové programy, které umožňují uživateli vytvářet na základě získaných informací o dané populaci jednotlivé modely a jejich vyhodnocením tak interpretovat jednotlivé faktory ohrožující populaci a také testovat dopad možných managementových opatření (Beissinger & McCullough, 2002, McNew et al., 2018). V praxi se použití PVA osvědčilo již v mnoha případech. Např. ve studii od Kohlmann et al. (2005) autoři popisují, jak tyto metody pomohly k ochraně izolované populace lišky ostrovní (*Urocyon littoralis*) v Kalifornii. Autoři nejprve za pomoci programu Vortex identifikovali míru ohrožení dílčích populací, kvantifikovali hlavní ohrožující faktory a na základě výsledků dále navrhli vhodná managementová opatření, které by v budoucích letech bylo vhodné provádět. Ačkoli jsou tyto metody hojně rozšířeny, je zde řada faktorů, které ovlivňují kvalitu provedené analýzy. Jedná se především o kvalitu vstupních dat, kvalitní odhad jednotlivých vstupních parametrů nebo i volbu vhodného programu (Reed et al., 2002). Problém může nastat právě u ohrožené populace, jež nebyla dosud intenzivně pozorována anebo často neexistují studie, které by poskytovaly potřebné informace o dané populaci ve formátu a kvalitě požadovaném pro PVA. Data, týkající se demografie a historie života populace je však možné doplnit na základě dostupných studií jiných populací stejného nebo alespoň blízce příbuzného druhu s podobnou ekologií (Guo & Zheng, 2005). I přes tyto skutečnosti je zřejmé, že tyto metody budou i nadále poskytovat důležitý zdroj informací při hodnocení rizik a ochraně ohrožených populací (Patterson & Murray, 2008).

V posledních letech samotní autoři programů upozorňují, že existují určité obavy ohledně používání PVA (Lacy & Pollak, 2021). Tyto metody se postupem času rozšířily mezi větší okruh lidí, což je způsobeno často přívětivým uživatelským rozhraním. Uživatel např. nepotřebuje mít pokročilé znalosti o ekologii a dynamice pozorované populace k tomu, aby byl schopen určit hodnoty daných parametrů vstupujících do modelu, jelikož např. některé parametry jsou v těchto programech

předdefinovány. I v tomto ohledu je zde riziko, že vzniklé predikce nemusejí být přesné a jejich výsledky nepovedou ke zlepšení ochrany dané ohrožené populace (Chaudhary & Oli, 2020; Morrison et al., 2016). Avšak pokud jsou tyto metody vytvářeny zodpovědně a vhodným způsobem, tak mohou vznikat kvalitní analýzy, které mohou sloužit jako vhodný podklad při ochraně ohrožených populací. (Chaudhary & Oli, 2020).

Jak již bylo naznačeno výše, k PVA jsou třeba různá data. Ta lze obecně rozlišit podle tří faktorů (Radchuk et al., 2016).

Jsou to:

- a. Demografická data: charakteristika společenského nebo teritoriálního chování, počet jedinců v populaci nebo vývoj její početnosti atd.
- b. Genetická data: charakteristika např. inbreedingu nebo heterozygotnosti jedinců.
- c. Distribuce jedinců v prostoru: jaká je míra migrace jedinců, nosná kapacita prostředí nebo obsazenost jednotlivých biotopů.

Dále lze rozdělit data o životním prostředí potřebná pro PVA dle následujících faktorů.

- a. Biotické interakce v prostředí: např. zjištění vlivu vnitrodruhových i mezidruhových vztahů jako jsou predace, konkurence nebo soupeření samců.
- b. Údaje o pokryvu území: např. heterogenita biotopu, kvalita jednotlivých biotopů nebo prostorové rozmístění jednotlivých populací v rámci teritorií a jejich konektivita (Frankham et al., 2014; Radchuk et al., 2016).

Na základě získaných dat, se následně v daném programu zadávají samotné parametry vstupující do modelu. Parametry představují jednak číselné hodnoty jako je např. věkové rozdělení, početnost nebo inbrední deprese a procentuální hodnoty, které vyjadřují např. mortalitu jedinců, rozmnožování nebo výskyt katastrofických událostí. Výsledkem simulací těchto parametrů v rámci modelu je tak výstup, který hodnotí životaschopnost dané populace (Lacy et al., 2021). Obdobným způsobem lze vytvářet i modely simulující managementová opatření mající za cíl zvýšení ochrany populace.

Uživatel zpravidla vytváří nové modely, kde jako podklad může sloužit hlavní model simulující skutečnou situaci populace a následně upravovat hodnoty parametrů dle toho, jak daný management tyto parametry mění (Lacy et al., 2021).

V neposlední řadě je nezbytnou součástí PVA modelů i analýza citlivosti dat, pomocí které se po proběhnutí simulací posuzuje vliv jednotlivých modelovaných parametrů na výsledek modelu a lze určit do jaké míry jaké parametry ovlivňují výsledky PVA nejvíce (Desbiez et al., 2020, (Kohlmann et al., 2005)). Jinými slovy se dá také říct, že se jedná o posouzení reakce populace, když dojde ke změně nějakého parametru. (Kohlmann et al., 2005).

3. Metodika

V následujících kapitolách je popsáno, jakým způsobem byla získána potřebná data pro vytvoření jednotlivých modelů a jak byly tyto modely vytvářeny a vyhodnocovány.

3.1. Charakteristika zájmového území a sběr dat

Krkonošský národní park je spolu s Hrubým Jeseníkem jedinou oblastí v České republice, kde dochází k překročení horní hranici lesa, nacházející se zhruba v 1250 m.n.m. Vysokohorské rysy přírody zde udává klima spadající do chladné klimatické oblasti, pro kterou jsou charakteristické velmi nízké teploty a četné srážky způsobené severními a severozápadními větry (Mackovčín et al., 2002). Tetřívky se v parku vyskytuje při horní hranici lesa či nad ní v nadmořské výšce zhruba od 800 do 1500 m.n.m (Flousek, 2019; Romportl & Zýka, 2018). Na základě proběhlých studií, které zjišťovaly habitatové preference a konektivitu habitatů tetřívků, bylo zjištěno, že celková rozloha území, které tetřívci v Krkonošském národním parku v současné době obývají, je zhruba 2214 ha. Tato plocha je tvořena celkem 72 ploškami o průměrné velikosti 30,7 ha (Romportl & Zýka, 2018). Ideálním biotopem jsou zde pro něj různé mozaikovitě typy bezlesí, tvořené zejména alpinskými loukami, rašeliništi, mokřady, křovinami a vřesovišti, kde se hojně vyskytují brusnicovité rostliny (*Vacciniaceae*) a vřes obecný (*Calluna vulgaris*), které tvoří výraznou část potravy (Svobodová, 2005).

Pro analýzy PVA jsou potřebná komplexní data o ekologii a biologii daného druhu (Lacy et al., 2021). Jelikož se v tomto případě jedná o silně ohroženou a málo početnou populaci, nelze jedince stresovat odchytom či značením vysílačkami pro získání dat potřebných pro analýzy životaschopnosti. K získávání potřebných dat tak byla provedena důkladná rešerše vědecké literatury sledující další české i zahraniční populace tetřívků, ale i studie sledující jiné příbuzné tetřevovité druhy.

3.2. Hlavní model

K provedení hlavního modelu PVA, která simuluje současnou situaci populace tetřívka obecného v Krkonoších, a následného vyhodnocení hypotetických managementových scénářů populace, byl použit software Vortex 10 (Lacy & Pollak, 2021). Tento program, který vytváří simulace vývoje populace v čase, přičemž jsou zde zohledněny stochastické události, populační parametry nebo enviromentální variace (např. rozdílná meziroční mortalita, změna nosné kapacity prostředí ovlivněna postupnou změnou biotopu, nebo vliv katastrofických událostí). Na základě těchto událostí se odhaduje pravděpodobnost vyhynutí dané populace. Program utváří stochastický model, tak, že modeluje každého jednotlivce dané populace. Každý takový jedinec má přiřazené uživatelem specifikované parametry, které jsou dále simulovány od narození až do úmrtí tohoto jedince v rámci každé iterace (Lacy et al., 2021).

V hlavním modelu byly simulovány tři subpopulace (Západní, Střední a Východní) (Flousek, 2019). Dále bylo nastaveno 1000 iterací hlavního modelu, za účelem zajištění minimalizace náhodné chyby a časové období simulace na 25 následujících let. I když jsou simulace v PVA běžně prováděny na 50–100 let (např. Desbiez et al., 2020; Forsy & Humprey, 1999 nebo Milligan et al., 2018), v případě krkonošské populace se předpokládá velké riziko vyhynutí již během následujících 20 let (Flousek, 2020). Počáteční velikost dílčích subpopulací byla vypočtena na základě známého počtu samců ze sčítání z roku 2023 (Mikšlová in verb., 2023), procentuálního zastoupení jednotlivých populací (Flousek, 2019) a známého poměru pohlaví, tedy 1:0,74 ve prospěch samců (Pelikánová, 2023). Západní populaci tak tvoří zhruba 15 samců a 11 samic, Centrální 30 samců a 22 samic a Východní 11 samců a 8 samic. Celková početnost populace tak byla odhadnuta na 97 jedinců. Jako životaschopnou populaci jsem definoval takovou, která má 95% pravděpodobnost přežití v následujících 25 letech a vyhynutí populace bylo v modelu definováno jako vymření jednoho z pohlaví, tedy tak že se jedinci již nejsou schopni dále rozmnožovat (Lacy et al., 2021).

V prvních krocích vyžaduje program Vortex popis počáteční populace, který zahrnuje definici strategie rozmnožování, inbrední deprese, nosné kapacity prostředí

(K), počtu potomků nebo míry mortality. Inbreeding nebyl do hlavního modelu začleněn, jelikož z dřívějších genetických studií vyplývá, že krkonošská populace inbrední deprese netrpí (Pelikánová, 2023). Rozmnožovací systém byl definován jako polygammí tak, že obě pohlaví jsou schopna se rozmnožovat od 1 roku věku (Marjakangas & Tormala, 1997) do 5 let, což je zároveň maximální délka života tetřívků (de Juana et al., 2021). Monopolizace samců byla nastavena na 20 % (Milligan et al., 2018). Tento parametr definuje procento samců, kteří mohou soutěžit o samice a lze tak definovat teritoriální chování tetřívků a rozmnožování pouze těch nejúspěšnějších samců. Dále bylo nastaveno, že samice mají v jednom roce maximálně 1 snůšku, která může čítat maximálně 11 vajec (de Juana et al., 2021). Poměr pohlaví při vylíhnutí byl definován jako 50:50 (Marshall & Edwards, 1997). V modelu nebyla uvažována závislost mláďat na samicích, jelikož mláďata jsou nidifugní a schopna letu již zhruba ve dvou týdnech věku po vylíhnutí (de Juana et al., 2021). Do modelu nebyla zahrnuta ani možnost reprodukce závislé na hustotě populace. Touto cestou je v modelu možné definovat např. Aleeho efekt (Lacy et al., 2021), ale protože se jedná o lekující druh a jedinci zřejmě nemají potíže s hledáním partnerů, byla tato možnost ignorována. Předpokládal jsem, že za normálních podmínek se rozmnožuje 100 % samic (Ludwig, 2010). Nicméně vzhledem k tomu, že míra tohoto parametru se může v různých letech mírně lišit např. vlivem variability počasí nebo predace (Zbinden et al., 2022) byla směrodatná odchylka této hodnoty objektivně nastavena na 10 %. Dále byla nastavena hnízdní predace na 50 % (Tomášek et al., 2023) a velikost snůšky čítající v průměru 8 vajec (SD=3) (IUCN, 2023; Marjakangas & Tormala, 1997; Tornberg, 2012).

Roční míra mortality stanovena na základě literární rešerše odborných studií ze zahraničí i z České republiky, která studovaly kromě tetřívka obecného i jiné příbuzné druhy jako jsou tetřev hlušec a tetřívka ostroocasý. Pro odhad mortality byly převzaty údaje zejména ze studií, které sledovaly evropské populace tetřívků a které se vyskytovaly v podobných podmínkách (Tab.1).

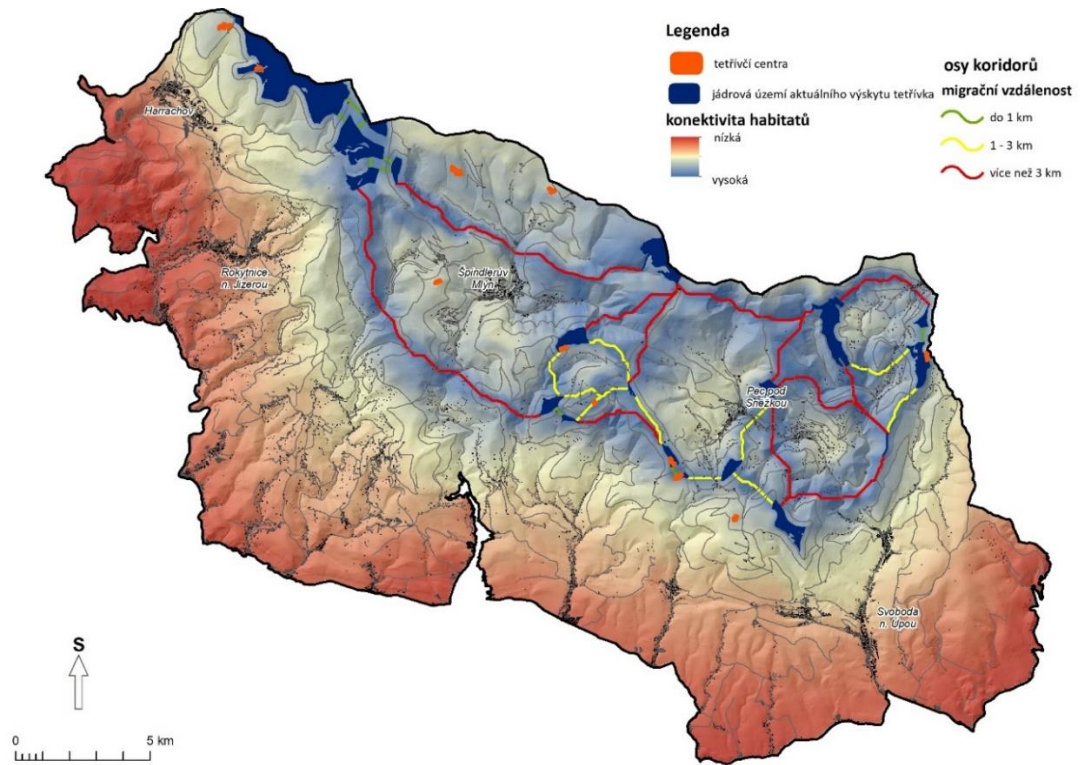
Druh	Stát	Roční přežívání (%)	Hlavní příčina mortality	Zdroj
Tetřívěk obecný	Česká republika (Krušné)	27	Savčí predátoři	Svobodová et al., 2011
Tetřívěk obecný (juvenilní)	Finsko	21	Dravci	Tornberg et al., 2012
Tetřívěk obecný	Velká Británie	44	Dravci, liška	Bowker et al., 2007
Tetřívěk obecný	Norsko	28	Dravci, kuna	Spidso et al., 1997
Tetřívěk obecný (kuřata)	Itálie - Alpe Devero	50	Dravci, liška	Rotelli et al., 2021
Tetřívěk obecný (kuřata)	Itálie - Alpe Veglia	68	Dravci, liška	Rotelli et al., 2021
Tetřívěk obecný (juvenilní samci)	Itálie - Alpe Devero	38	Dravci, liška	Rotelli et al., 2021
Tetřívěk obecný (juvenilní samci)	Itálie - Alpe Veglia	51	Dravci, liška	Rotelli et al., 2021
Tetřívěk obecný (dospělí samci)	Itálie - Alpe Devero	45	Dravci, liška	Rotelli et al., 2021
Tetřívěk obecný (dospělí samci)	Itálie - Alpe Veglia	50	Dravci, liška	Rotelli et al., 2021
Tetřívěk obecný (juvenilní samice)	Itálie - Alpe Devero	44	Dravci, liška	Rotelli et al., 2021
Tetřívěk obecný (juvenilní samice)	Itálie - Alpe Veglia	42	Dravci, liška	Rotelli et al., 2021
Tetřívěk obecný (dospělé samice)	Itálie - Alpe Devero	55	Dravci, liška	Rotelli et al., 2021
Tetřívěk obecný (dospělé samice)	Itálie - Alpe Veglia	57	Dravci, liška	Rotelli et al., 2021
Tetřívěk obecný (kuřata od ročních samic)	Francie - Queyras	7	Liška, kuna	Caizergues and Ellison, 2000
Tetřívěk obecný (kuřata od dospělých samic)	Francie - Queyras	50	Liška, kuna	Caizergues and Ellison, 2000
Tetřívěk obecný (Samci)	Francie - Cervières	66	Dravci, šelmy	Caizergues and Ellison, 1997
Tetřívěk obecný (Samice)	Francie - Cervières	84	Dravci, šelmy	Caizergues and Ellison, 1997
Tetřívěk obecný (Samci)	Francie - Ristolas	56	Dravci, šelmy	Caizergues and Ellison, 1997
Tetřívěk obecný (Samice)	Francie - Ristolas	68	Dravci, šelmy	Caizergues and Ellison, 1997
Tetřívěk obecný (Kuřata)	Francie - Ristolas	52	Dravci, šelmy	Caizergues and Ellison, 1997
Tetřívěk obecný (jednorochní jedinci) - zima	Velká Británie (S. Anglie)	54	Dravci, lasice	Warren & Baines, 2002
Tetřívěk obecný (jednorochní jedinci) - léto	Velká Británie (S. Anglie)	95	Dravci, lasice	Warren & Baines, 2002
Tetřívěk obecný (dospělci) - zima	Velká Británie (S. Anglie)	73	Dravci, lasice	Warren & Baines, 2002
Tetřívěk obecný (dospělci) - léto	Velká Británie (S. Anglie)	84	Dravci, lasice	Warren & Baines, 2002
Tetřívěk obecný	Norsko	43	Jestřáb lesní, liška obecná, kuna lesní	Wegge & Rolstad, 2010
Tetřívěk obecný	Finsko	53 - 69	Dravci, šelmy	Pekkola et al., 2014
Tetřívěk obecný	Anglie	51		Picozzi & Hepburn, 1986
Tetřívěk obecný	Švédsko	56	Jestřáb lesní, kuna lesní	Angelstam, 1984
Tetřev hlušec	Německo	65		Grimm & Storch, 2000
Tetřev hlušec	Norsko	57	Jestřáb lesní, liška obecná, kuna lesní	Wegge & Rolstad, 2011
Tetřev hlušec	Švédsko	68	Dravci, šelmy	Ahlen et al., 2013
Tetřev hlušec (juvenilní slepice)	Skotsko	50	Kolize s oplocením	Moss et al., 2000
Tetřev hlušec (juvenilní kohouti)	Skotsko	52	Kolize s oplocením	Moss et al., 2000
Tetřev hlušec (dospělé slepice)	Skotsko	63	Kolize s oplocením	Moss et al., 2000
Tetřev hlušec (dospělí kohouti)	Skotsko	81	Kolize s oplocením	Moss et al., 2000
Tetřev hlušec (juvenilní jedinci)	Skotsko	37	Kolize s oplocením	Catt et al., 1994
Tetřev hlušec (dospělí jedinci)	Skotsko	62	Kolize s oplocením	Catt et al., 1994
Tetřívěk ostrocasý	USA	53	Šelmy, dravci	Manzer and Hannon (2007)

Tab. 1: Míry přežívání a příčiny úmrtnosti napříč populacemi tetřevovitých druhů

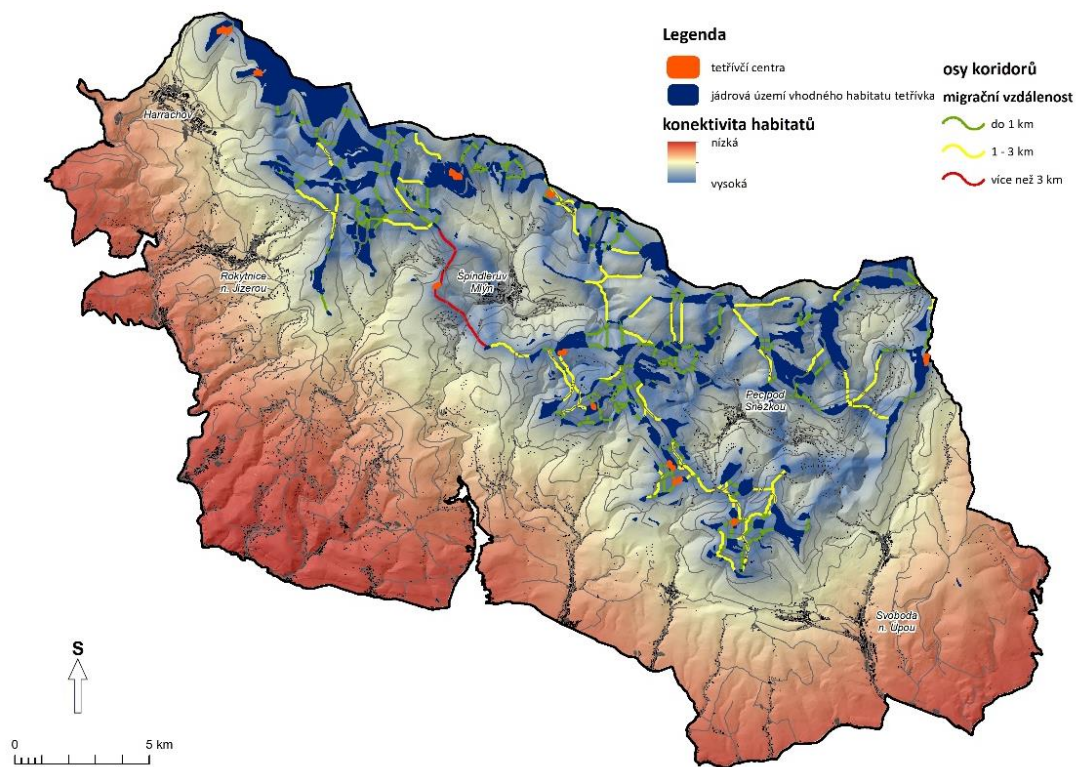
Správnost parametrů pro mortalitu byla ověřena tak, že jsem vytvořil vedlejší hlavní model, kde jsem simuloval vývoj populace od roku 2015 do roku 2023. Byla zde pouze změněna odpovídající velikost populace v daném roce a na základě výsledků byly hodnoty mortality lehce upraveny tak, aby výsledný počet jedinců tohoto modelu byl odpovídající pro rok 2023. V hlavním modelu jsem tak pro juvenilny nastavil roční mortalitu na 74 % pro obě pohlaví. Takto vysoká mortalita je u kuřat způsobena především velkou mírou predace, jelikož tito nedospělí jedinci často nejsou schopni kvůli své nezkušenosti a biologické nedospělosti unikat predátorům (Pekkola

et al., 2014). Pro dospělé kohouty byla mortalita stanovena na 66 % a u slepic na 69 %. Obecně je u samic mortalita často větší, protože jsou nuceni investovat více energie při hnízdění a péči o potomstvo a jsou pravděpodobně i více vystavováni predáčnímu tlaku (Rotelli et al., 2021). Směrodatná odchylka pro všechny parametry mortality byla stanovena na 9 %. Stanovená byla na základě vypočtené míry mortality z jednotlivých let, kdy probíhalo sčítání jedinců v Krkonošském národním parku v porovnání s daty z jiných ohrožených populací tetřevovitých druhů (Tab. 1). Tato hodnota se zdá jako odpovídající pro typickou roční variabilitu v mortalitě (McNew et al. 2012; Milligan et al., 2018).

Dalším parametrem zadávaným do modelu je nosná kapacita prostředí (K). Ta popisuje horní limit velikosti simulované populace v biotopu (Lacy et al., 2021). K výpočtu nosné kapacity byly použity hustota populace 10 jedinců na km² (Lindstrom, 1994). Na základě známé rozlohy reálné nabídky vhodných území pro tetřívka v Krkonoších (Obr. 7), která činí 2214 ha (Romportl & Zýka 2018) byla odhadnuta maximální nosná kapacita na 220 jedinců. V managementových scénářích dále byla kromě této hodnoty k výpočtu nosné kapacity také použita rozloha potenciální nabídky biotopů vycházející ze stejné studie (Obr. 8). Směrodatná odchylka nosné kapacity byla v hlavním modelu objektivně nastavena na 10. Ta zde slouží k tomu, aby bylo možné zohlednit její variabilitu v průběhu simulace způsobenou změnami prostředí, kdy se nosná kapacita může měnit a je zde zadávána jako počet jedinců (Lacy et al., 2021).



Obr. 7: Současná nabídka biotopů pro tetřevky v Krkonošském národním parku (Romportl & Zýka, 2018)



Obr. 8: Potenciální nabídka biotopů pro tetřevky v Krkonošském národním parku (Romportl & Zýka, 2018)

Následující sekce vstupních parametrů nebyly do hlavního modelu zahrnuty. První z nich je sekce „*harvest*“. Jedná se o možnost odstraňování jedinců z populace v průběhu simulace např. za účelem výzkumu nebo translokace (Lacy, et al., 2021). Druhou sekcí je suplementace, která umožňuje simulovat translokaci jedinců do modelované populace za účelem zvýšení genetické diverzity a počtu jedinců (Lacy & Pollak, 2021). Obě tyto sekce nebyly do hlavního modelu zahrnuty, protože v Krkonošském národním parku nedochází k těmto opatřením a jejich simulace by vedla ke zavádějícím výsledkům. Poslední sekcí, ve které lze zadávat parametry se týká populační genetiky. Zde se nastavuje celá řada možností specifikace genetických dat včetně např. genetického managementu, (může být definován genetikou suplementovaných jedinců nebo lidskými opatřeními), které povedou ke zlepšení genetické diverzity populace (Lacy et al., 2021). Sami autoři programu uvádějí, že tato sekce je pro mnoho uživatelů nadbytečná lze ji přeskočit, pokud uživatel nepotřebuje do modelu zahrnout pokročilé nástroje. Tato sekce tedy také nebyla do hlavního modelu zahrnuta, resp. byly zde ponechány defaultní hodnoty parametrů. Výsledkem tak byl Hlavní model, který simuluje vývoj populace tetřívku v Krkonošském národním parku v následujících 25 letech (Tab.2).

Hlavní model		
Parametr	Hodnota	Zdroj
Nastavení scénáře		
Počet iterací	1000	Beissinger & McCullough, 2002
Časový horizont	25 let	Beissinger & McCullough, 2003
Definice extinkce	Zbyde pouze jedno pohlaví	Lacy et al., 2021
Počet subpopulací	3	Flousek, 2019
Inbreedingová deprese	Ne	Pelikánová, 2023
Rozptyl jedinců		
Šíří se:	Obě pohlaví	Pelikánová, 2023
% přežívání širících se jedinců	30	Marjakangas & Kiviniemi, 2005
Reprodukční systém		
typ reprodukčního systému	Polygamní	Alatalo et al., 1996
věk prvního rozmnožování u samic	1 rok	Marjakangas & Tormala, 1997
věk prvního rozmnožování u samců	1 rok	Marjakangas & Tormala, 1997
Maximální možný věk rozmnožování samic	5 let	de Juana et al., 2021
Maximální možný věk rozmnožování samců	5 let	de Juana et al., 2021
Maximální délka života	5 let	de Juana et al., 2021
Maximální počet snůšek za rok	1	de Juana et al., 2021
Maximální počet vajec ve snůšce	11	de Juana et al., 2021
Poměr pohlaví při vylíhnutí (v % samců)	50%	Marshall and Edwards-Jones, 1997
Mlád'ťa závislá na samici	Ne	Marshall and Edwards-Jones, 1997
Závislost míry reprodukce na velikosti populace	Ne	Lacy et al., 2021
Míry reprodukce		
Procento rozmnožujících se samic	100	Ludwig, 2010
Procento samic, které mají v daném roce potomky	50	Rotelli et al., 2021
Průměrný počet vajec ve snůšce	8	de Juana et al., 2021; Tornberg, 2012
<i>Směrodatná odchylka</i>	3	McNew et al., 2012;
Míry mortality		
<i>Samice</i>		
Mortalita do prvního roku věku	74%	Viz Tab.1
Mortalita od prvního roku věku	69%	
<i>Samci</i>		
Mortalita do prvního roku věku	74%	Viz Tab.1
Mortalita od prvního roku věku	66%	
Katastrofy		
Počet katastrof	0	
Monopolizace samců		
% samců soutěžících o samice	20	Milligan et al., 2018
Počáteční velikost populace		
	97	Flousek, 2019; Mikslová in verb., 2023; Pelikánová, 2023
Západní subpopulace	26 jedinců	
Centrální subpopulace	52 jedinců	
Východní subpopulace	19 jedinců	
Nosná kapacita prostředí (K)	220 jedinců	Romportl & Zýka, 2018; Lindström et al., 1994
Předpokládaná budoucí změna K	Ne	
Odstranění jedinců		
Doplňování populace	Ne	

Tab. 2: Vstupní hodnoty parametrů Hlavního modelu

3.3. Analýza citlivosti

Součástí PVA hlavního modelu bylo provedení analýzy citlivosti. Jedná se o analýzy, které hodnotí vliv jednotlivých vstupních parametrů na výsledky daného modelu (Manlik et al., 2017). Pomocí výstupů z této analýzy je možné lépe identifikovat faktory, jež mají největší vliv na celkovou životaschopnost populace a s její pomocí lze lépe navrhnout vhodná managementová opatření (McCarthy et al., 1995). V programu Vortex se tato analýza provádí vytvořením samostatného modelu podobného tomu hlavnímu, kde se však místo testovaných parametrů zadávají funkce, které v jednotlivých iteracích simulují snížení nebo zvýšení těchto parametrů v zadaném rozsahu, čímž zjišťují, do jaké míry parametry reagují na tuto změnu (Lacy & Pollak, 2021).

Pro identifikaci hlavních faktorů, které nejvíce ovlivňují populaci tetřívků jsem testoval $\pm 10\%$ změnu následujících parametrů: mortalita juvenilů, mortalita dospělců u obou pohlaví, hnízdní predace a nosná kapacita prostředí. Pro stanovení úrovně citlivosti jednotlivých parametrů použil výpočet standardního indexu citlivosti (S_x) vypočítaný na základě výstupu analýzy citlivosti (Morris & Doak, 2002):

$$S_x = (X_1 - X_2) / (P_1 - P_2)$$

X_1 značí hodnotu růstu populace (r) po změně parametrů ($\pm 10\%$), X_2 hodnotu růstu populace v základním modelu, P_1 hodnotu parametru po změně ($\pm 10\%$) a P_2 hodnotu parametru v základním modelu. Analýza byla provedena jen pro celkovou populaci.

3.4. Managementové scénáře

Dále byly vytvořeny alternativní scénáře, které simulují zahrnutí různých managementových opatření, pro zlepšení stavu celkové populace. K tomuto účelu byl jako předloha použit výše popsáný hlavní model, ve kterém byly měněny různé parametry (např. mortalita, nosná kapacita prostředí nebo úspěšnost hnízdění) za účelem simulace daného jevu. Jako zdroje informací jsem použil zahraniční studie, které sledovali efektivitu daných opatření při ochraně tetřívků (Tab.3).

Vytvořil jsem tedy celkem 5 scénářů managementu založených především na úpravách biotopu a na snižování mortality jedinců. Jako první byl vytvořen scénář simulující management v podobě regulace hnízdních predátorů (Scénář A). Právě predace je často označována jako jeden z hlavních faktorů, které mají výrazný negativní vliv na mortalitu a hnízdní úspěšnost populací tetřevovitých (Lyly et al., 2016). V tomto scénáři byla regulace predátorů interpretována jako snížená hnízdní predace o 18 % (Marcström et al., 1988). Dále bylo simulováno zlepšení rozmnožování dospělců a nárůstu počtu juvenilů v podobě zvýšené velikosti snůšky o 25 % (Baines et al., 2000).

V druhém scénáři bylo zohledněno zlepšení kvality biotopu v podobě kácení dřevin a křovin (Scénář B). Postupným odstraňováním stromů a keřů, které zarůstají místa výskytu tetřívků se může zvyšovat jejich přežívání (Zeitler, 2003) a vznikají tak otevřené plochy, které jsou ideální pro tok i hnízdění tetřívků (Volf & Čížková, 2020). Na těchto plochách by měly být podporovány a vysazovány pouze jednotlivé stromy nebo skupiny stromů jako je bříza, olše nebo borovice kleč, které mají sloužit jako zdroj potravy (Zeitler, 2003). Zároveň by tímto mělo dojít k regulaci vhodných stanovišť pro predátory jako je zejména liška obecná a kuna skalní (Volf & Čížková, 2020).

Jako další managementový zásah zlepšující kvalitu biotopů byla modelována redukce bylinného patra způsobená kosením, pastvou či revitalizací rašelinišť (Scénář C). Právě činnosti jako pastva či kosení v minulosti značně dopomohly k rozšíření otevřených biotopů vhodných pro tetřívky v zalesněných oblastech v horském pásmu (Zeitler, 2003). Naopak v současné době lze říct, že stále se snižující využívání těchto ploch vede k většímu ohrožení tetřívčích populací v podobě zvýšené predace (Zeitler,

2003). V modelu jsem tento management promítl v parametru mortality dospělců, která byla snížena o 4,6 % (Calleline et al., 2002). Snížením predančního tlaku lze také předpokládat nižší hnízdní predaci, která byla snížena o 22 % (Calleline et al., 2002).

Nakonec jsem se rozhodl testovat kombinace výše popsaných scénářů, tedy jaký efekt by potenciálně mělo provádění více těchto managementových opatření na populaci. Jedná se o kombinaci scénářů simulující management biotopů (D) a kombinaci všech tří samostatných scénářů dohromady (E). V každé této kombinaci jsem u daného parametru vybral tu hodnotu, která má větší efektivnost z dané kombinace.

Scénář	Management	Upravované parametry	Upravená hodnota	Zdroj
A	Regulace hnízdních predátorů	Velikost snůšky	10	Baines et al., 2000
		Hnízdní predace	32	Marström et al. 1988
B	Kácení dřevin a křovin	Velikost snůšky	8,5	Milligan et al., 2018
		Hnízdní predace	20	Baines, 1996
C	Redukce trávy zavodňováním biotopů, pastva, kosení	Mortalita dospělců	65,8 (Samice); 63 (Samci)	Calleline et al., 2002
		Hnízdní predace	28	Calleline et al., 2002
D (B+C)	Kácení dřevin a křovin, redukce trávy zavodňováním biotopů, pastva, kosení	Velikost snůšky	8,5	Milligan et al., 2018
		Hnízdní predace	20	Baines, 1996
		Mortalita dospělců	65,8 (Samice); 63 (Samci)	Calleline et al., 2002
E (A+B+C)	Regulace hnízdních predátorů, kácení dřevin křovin, redukce trávy zavodňováním biotopů, pastva,	Velikost snůšky	10	Baines et al., 2000
		Hnízdní predace	20	Baines, 1996
		Mortalita dospělců	65,8 (Samice); 63 (Samci)	Calleline et al., 2002

Tab. 3: Modelované scénáře managementu

Výše popsanými managementy lze také předpokládat zvýšení nosné kapacity prostředí. Proto byly všechny scénáře spuštěny pro dvě různé hodnoty. V prvním případě byla použita nosná kapacita vycházející ze současného stavu biotopů, tedy 220 jedinců. V druhém případě byla nosná kapacita navýšena na 660 jedinců. Jedná se o hodnotu, kterou jsem vypočetl na základě hustoty populace činící 10 ex/km² (Lindström et al. (1994) a studie mapující rozlohu habitatu tetřívka v Krkonoších, kde autoři uvádějí celkovou potenciální rozlohu vhodných biotopů, která činí 6616 ha (Obr. 8) (Romportl & Zýka 2018). Všechny managementové scénáře byly simulovány, stejně jako hlavní model na období 25 let. Jako kritérium pro vyhodnocení životaschopnosti populace v jednotlivých scénářích jsem stanovil 5 % pravděpodobnost vyhynutí v období 25 let. Ačkoliv je toto kritérium u životaschopných populací často uváděno jako 95 % pravděpodobnost přežití v období 100 let (Honnay, 2013; Trail et al., 2007), tak je tato hodnota často používána v

analýzách životaschopnosti populací, které simulují vývoj populace na méně let (Beissinger & McCullough, 2002; Milligan et al., 2018)

Potenciální managementy posilování populace vypouštěním jedinců z umělých chovů či ze vzdálených, stále ještě životaschopných populací nebyly simulovány. Jak již bylo uvedeno výše, tyto metody často nevedou k úspěchu a většina vypouštěných jedinců uvírá obvykle do dvou týdnů od vypuštění (Štastný et al., 2000). Využití těchto metod se tak nejen v případě tetřívka, ale i jemu příbuzných druhů jeví ve většině případů, jako zcela neúčinné.

4. Výsledky

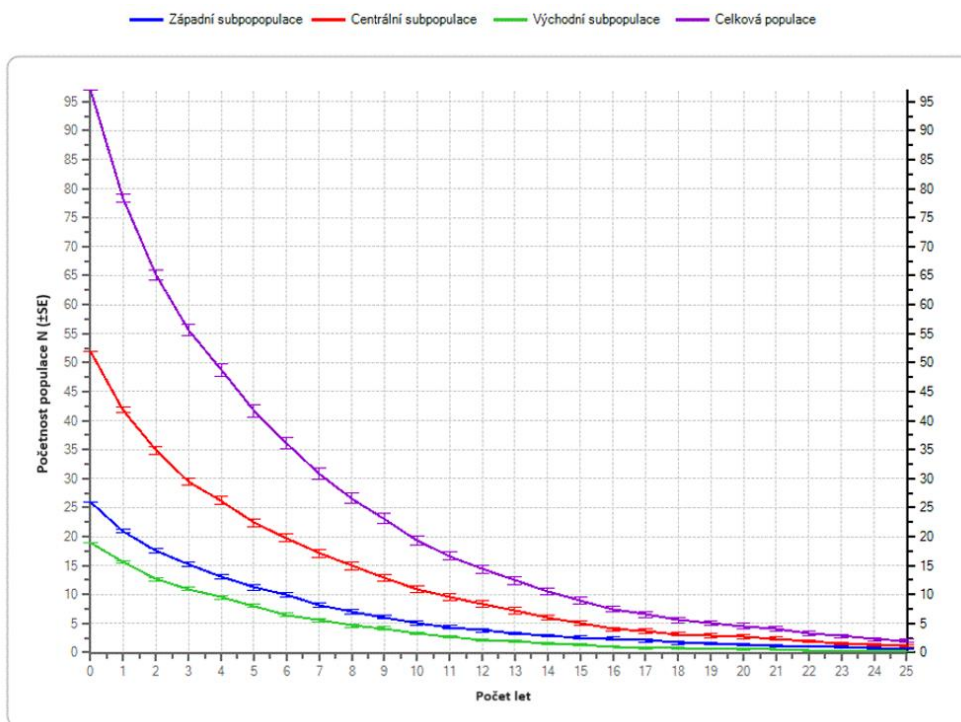
4.1. Hlavní model

Výsledky hlavního modelu naznačují, že u všech tří subpopulací bude i v následujících letech docházet ke stálému poklesu v početnosti (Obr. 9). Průměrná doba vyhynutí celé Krkonošské populace činí 14,5 let ($SE=0,17$) s pravděpodobností 89,5 % ($r=-0,206$) (Tab. 4).

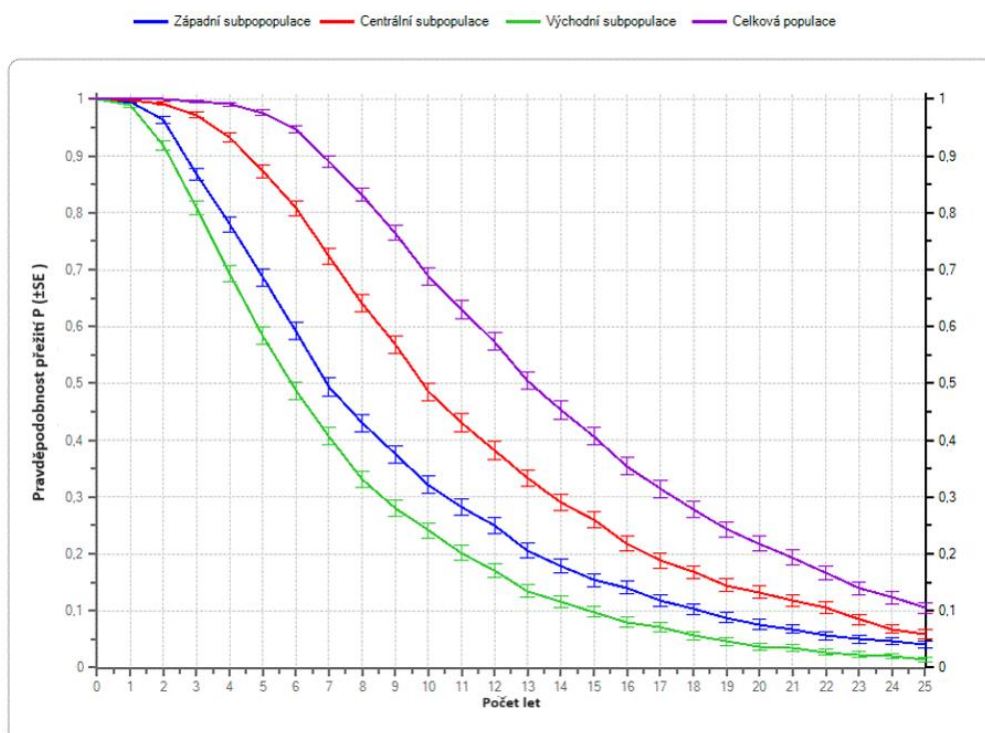
Jako nejvíce ohrožená se jeví subpopulace východní, která je v současnosti nejméně početná. Během 25 let jí hrozí vyhynutí s pravděpodobností 98,6 % ($r=-0,189$). Průměrná doba do vyhynutí je dle výstupu pouze 7,6 let a lze tedy předpokládat, že by tak k němu mohlo dojít již do roku 2030. U západní subpopulace je průměrná doba do vyhynutí 8,7 let. Z výsledků modelu vychází pravděpodobnost vyhynutí na 96 % a hodnota růstu subpopulace činí $r=-0,1872$. Nejvíce perzistentní, avšak stále směřující k vyhynutí je populace centrální, která je v současné době také nejpočetnější. Pravděpodobnost vyhynutí činí 94 % s průměrnou dobou vyhynutí 11,1 let ($r=-0,2095$) (Obr. 10).

Subpopulace	Počáteční velikost populace (N)	Hodnota růstu populace (det-r) *	Pravděpodobnost vyhynutí (%)	Průměrná doba vyhynutí (počet let)	Hodnota růstu populace (stoch-r) **	Výsledná velikost populace (N)
Západní	26	0,009	96 (SE=0,006)	8,7 (SE=0,17)	-0,187 (SE=0,006)	1 (SE=0,13)
Centrální	52	0,009	94 (SE=0,008)	11,1 (SE=0,18)	-0,201 (SE=0,005)	1 (SE=0,20)
Východní	19	0,009	97,6 (SE=0,004)	7,6 (SE=0,16)	-0,189 (SE=0,006)	0 (SE=0,05)
Celková populace	97	0,009	89,5 (SE=0,01)	14,5 (SE=0,17)	-0,206 (SE=0,004)	2 (SE=0,25)

Tab. 4: Výsledky hlavního modelu pro jednotlivé subpopulace pro období 25 let a 1000 iterací (* hodnota růstu populace vypočtená na základě vstupních dat bez vlivu stochasticity, ** hodnota růstu populace vypočtená po zohlednění stochasticity vstupních dat)



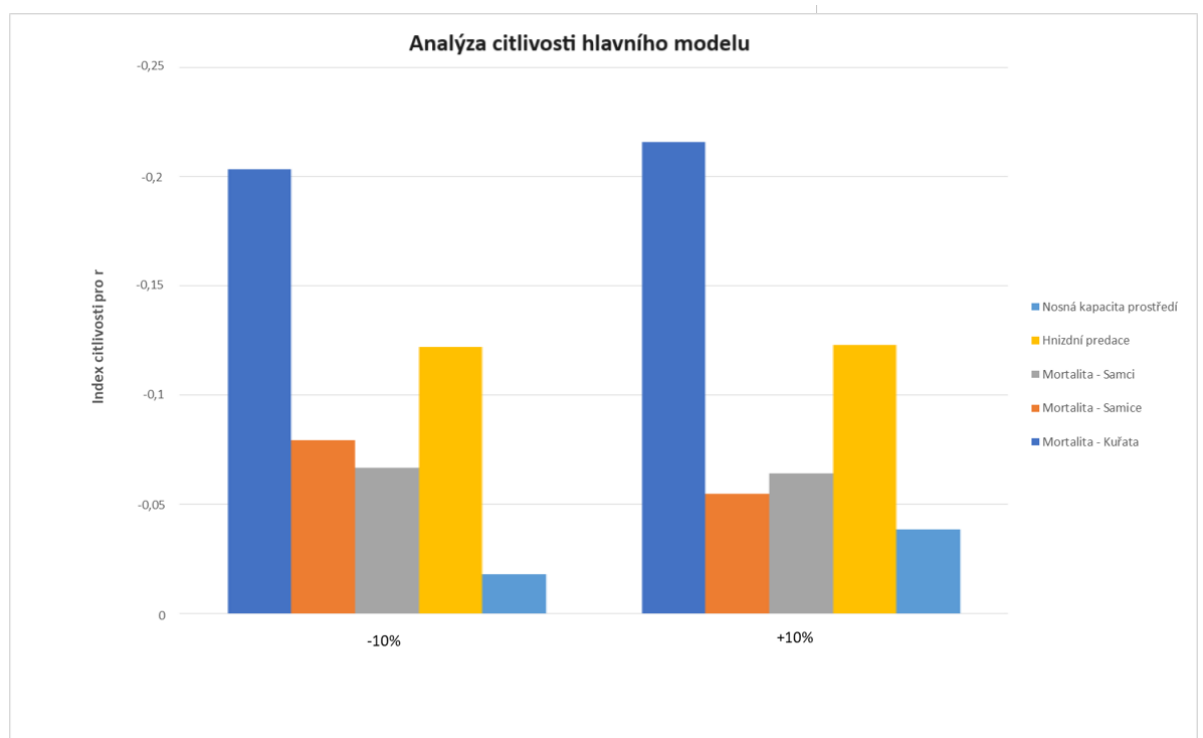
Obr. 9: Porovnání vývoje početnosti (N) jednotlivých subpopulací a celkové populace v hlavním modelu pro následujících 25 let ($K=220$)



Obr. 10: Porovnání pravděpodobnosti přežití (P) jednotlivých subpopulací a celkové populace v hlavním modelu pro následujících 25 letech ($K=220$)

4.2. Analýza citlivosti

Výpočtem indexu citlivosti lze určit, které parametry nejvíce ovlivňují dynamiku početnosti a přežívání populací. Hlavní model vykazuje největší senzitivitu pro mortalitu juvenilů do prvního roku věku a hnízdní predaci (Obr. 11). Z výsledků je tedy zřejmé, že tyto parametry mají zásadní vliv nejen na růst populace, ale i na její celkovou životaschopnost. Naopak model má nejmenší citlivost pro nosnou kapacitu prostředí.



Obr. 11: Index citlivosti (S) jednotlivých parametrů pro hodnotu růstu populace (r) při změně parametrů o $\pm 10\%$, (vzdálenost od nuly značí míru citlivosti)

4.3. Managementové scénáře

Z výsledků pro jednotlivé scénáře lze vidět, že celková životaschopnost populace se zvýšila, nicméně žádný model simulující samostatný management nevedl k životaschopné populaci (Tab. 5). U každého testovaného scénáře lze také pozorovat, že došlo oproti hlavnímu modelu k navýšení hodnoty růstu populace (r) i výsledné velikosti populace na konci simulací. Celková životaschopnost byly také do značné míry ovlivněny změnou nosné kapacity prostředí (K), kdy některé scénáře vykazovaly při jejím zvýšení na 660 jedinců až o zhruba 20 % nižší pravděpodobnost vyhynutí. Z toho je zřejmé že navýšení nosné kapacity pomocí snížení fragmentace prostředí by došlo k vyšší ochraně celkové populace.

Scénář	Management	Nosná kapacita (K)	Hodnota růstu populace (det-r)	Výsledná velikost populace (N)	Průměrná doba vyhynutí *	Pravděpodobnost vyhynutí (%)	Hodnota růstu populace (stoch-r)
A	Regulace hnízdních predátorů	220	0,118	73,07 (SE=1,84)	18,38 (SE=0,45)	14,3 (SE=0,011)	0,045 (SE=0,003)
		660	0,118	229,56 (SE=5,72)	17,41 (SE=0,56)	10 (SE=0,01)	0,054 (SE=0,002)
B	Kácení dřevin a křovin	220	0,087	55,87 (SE=1,7)	18,32 (SE=0,35)	23,1 (SE=0,013)	0,012 (SE=0,003)
		660	0,087	158,1 (SE=5,1)	17,76 (SE=0,44)	16,9 (SE=0,012)	0,012 (SE=0,003)
C	Redukce travních porostů pastvou a kosením.	220	0,075	40,97 (SE=1,46)	18,19 (SE=0,28)	31 (SE=0,015)	-0,031 (SE=0,003)
		660	0,058	81,48 (SE=3,63)	17,47 (SE=0,30)	29,8 (SE=0,015)	-0,043 (SE=0,003)
D (B+C)	Kácení dřevin a křovin, redukce travních porostů pastvou a kosením	220	0,143	94,70 (SE=1,88)	19,49 (SE=0,68)	7,1 (SE=0,008)	0,081 (SE=0,002)
		660	0,125	248,06 (SE=5,77)	16,32 (SE=0,71)	6,8 (SE=0,008)	0,064 (SE=0,002)
E (A+B+C)	Regulace hnízdních predátorů, kácení dřevin a křovin, redukce travních porostů pastvou a kosením	220	0,23	126,45 (SE=1,91)	19,06 (SE=0,99)	3,2 (SE=0,006)	0,164 (SE=0,002)
		660	0,23	417,4 (SE=5,85)	14,69 (SE=1,74)	1,3 (SE=0,004)	0,171 (SE=0,002)

Tab. 5: Výsledky jednotlivých scénářů pro dvě různé hodnoty nosné kapacity prostředí (*průměrná doba vyhynutí iterací, které směřovaly k vyhynutí)

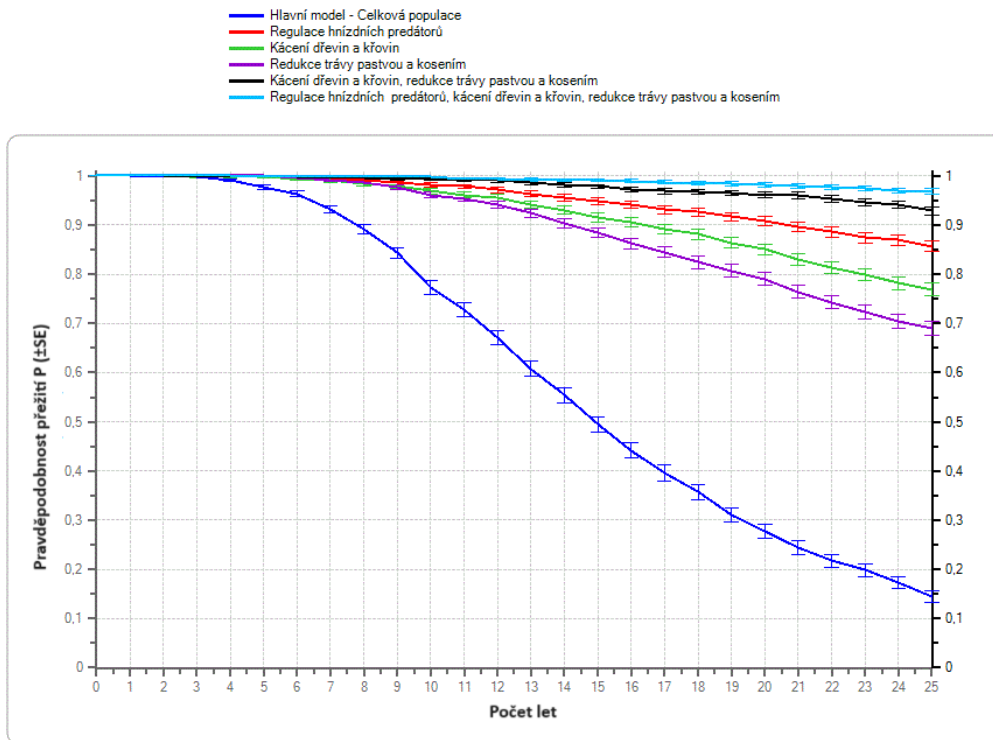
Z výsledků scénáře simulujícího regulaci hnízdních predátorů (A) lze vidět, že pravděpodobnost vyhynutí činí 14,3 % a průměrná doba k prvnímu vyhynutí je zhruba 18 let (Obr. 12, Obr. 13). Hodnota růstu populace se zvýšila oproti hlavnímu modelu na 0,045. Změna nosné kapacity v tomto scénáři managementu ovlivnila především pravděpodobnost vyhynutí a výslednou velikost populace, která se zvýšila ze 73 na 230 jedinců.

Management kácení dřevin a křovin (B) vykazuje při původní nosné kapacitě pravděpodobnost vyhynutí celkové populace 23 %. Průměrná doba k prvnímu vyhynutí činí 18 a hodnota růstu populace je 0,012. Ačkoli zvýšením nosné kapacity má hodnota růstu prakticky stejnou hodnotu, tedy ($r = 0,012$) pravděpodobnost vyhynutí se snížila na 17 % a velikost populace na konci simulace se zvýšila z 55 na 158 jedinců.

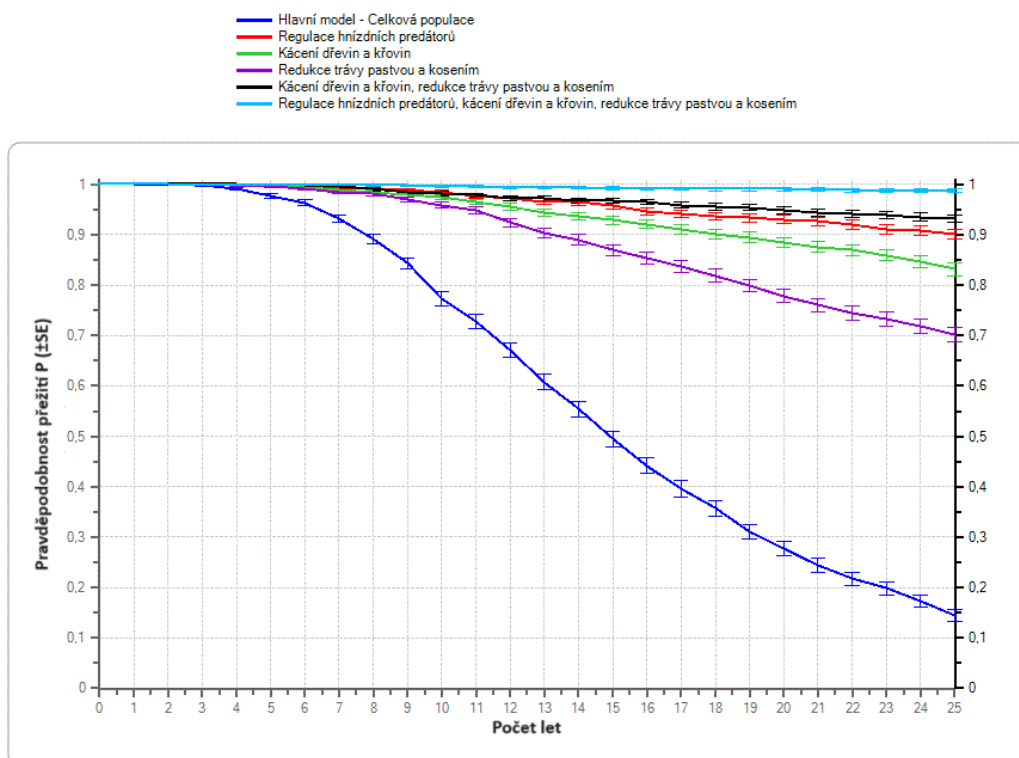
Nejhorší výsledky vykazuje scénář managementu v podobě regulace travních porostů pomocí pastvy a kosení či zavodňováním (C) (Obr. 12, Obr. 13). Pravděpodobnost vyhynutí činí pro model s $K=220$ 31 % a pro $K=660$ 30 %, což je stále více než vykazují ostatní modely s nižší nosnou kapacitou. Jedná se také o jediné modely, kde hodnota růstu populace vykazuje mírně záporné hodnoty, ($r = -0,031$, resp. $r = -0,043$). Velký rozdíl po změně nosné kapacity je patrný pouze u výsledné velikosti populace, která činí při nižší nosné kapacitě 41 jedinců a při vyšší 81 jedinců. Krátce po zahájení simulace dochází vlivem snížené hnízdní predace k mírnému nárůstu početnosti jedinců, ale poté dochází opět k jejich postupnému úbytku (Obr. 15).

Scénář kombinující managementy B a C, tedy kácení dřevin, a redukci travních porostů (D) vykazuje jedny z nejlepších výsledků ze všech scénářů. Nicméně stále se nedá říct, že tato opatření by vedla k životaschopné populaci, protože průměrná doba prvního vyhynutí činí 20 let s pravděpodobností 7 %. Ve výsledcích scénáře s $K=660$ jedinců se pravděpodobnost vyhynutí téměř nezměnila, ale výsledná velikost populace činí 248 jedinců, což je o zhruba 150 jedinců více než ve scénáři s nosnou kapacitou 220 jedinců. Vzhledem k tomu, že hodnota růstu populace vykazuje pro obě verze scénáře podobné hodnoty ($r = 0,081$, resp. $r = 0,064$), lze usuzovat, že při dostatku vhodných biotopů, dochází na začátku simulace k nárůstu početnosti, která ale dále v průběhu simulace nedosahuje maximální nosné kapacity a v průběhu času postupně mírně klesá (Obr. 15).

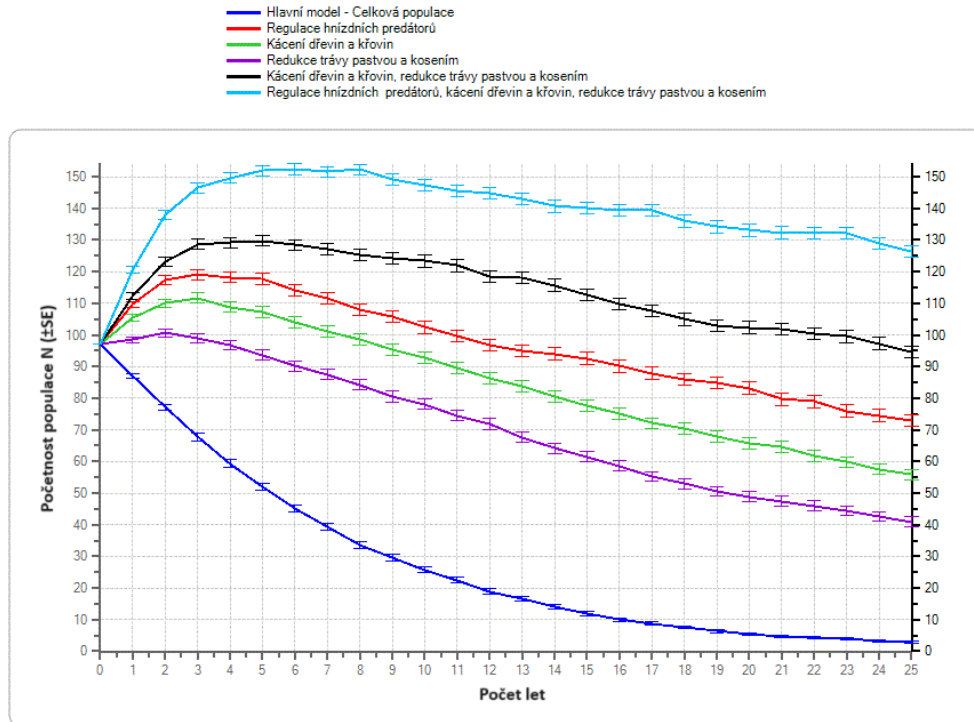
Za jako jediný účinný management, který vede k životaschopné populaci, lze označit scénář **E**, tedy kombinace všech výše popsanych samostatných opatření, které se promítli jak ve snížené hnízdní predaci, přežívání kuřat, tak i mortalitě dospělců. V obou verzích tohoto scénáře je pravděpodobnost vyhynutí menší než 5 % (Tab. 5). Při nosné kapacitě 220 jedinců je pravděpodobnost vyhynutí 3,2 % a při kapacitě 660 jedinců je to pouze 1,3 %. Tyto scénáře také vykazují největší hodnotu růstu populace, tedy 0,164 při $K=220$, a 0,171 při $K=660$. Velikost populace výrazně stoupá zejména u scénáře s vyšší nosnou kapacitou již po zahájení simulace a stabilně se drží na zhruba 60 % celkové nosné kapacity prostředí (Obr. 15). Při nosné kapacitě 220 jedinců dochází v průběhu času k mírnému poklesu početnosti, nicméně ani po simulovaných 25 letech tato početnost klesne ze zhruba 150 na 130 jedinců, což je stále více než původní velikost populace (Obr. 14). Kombinací managementových opatření v tomto scénáři tak došlo vlivem zvýšeného přežívání juvenilů, dospělců a hnízdní úspěšnosti k vytvoření životaschopné populace tetřívků.



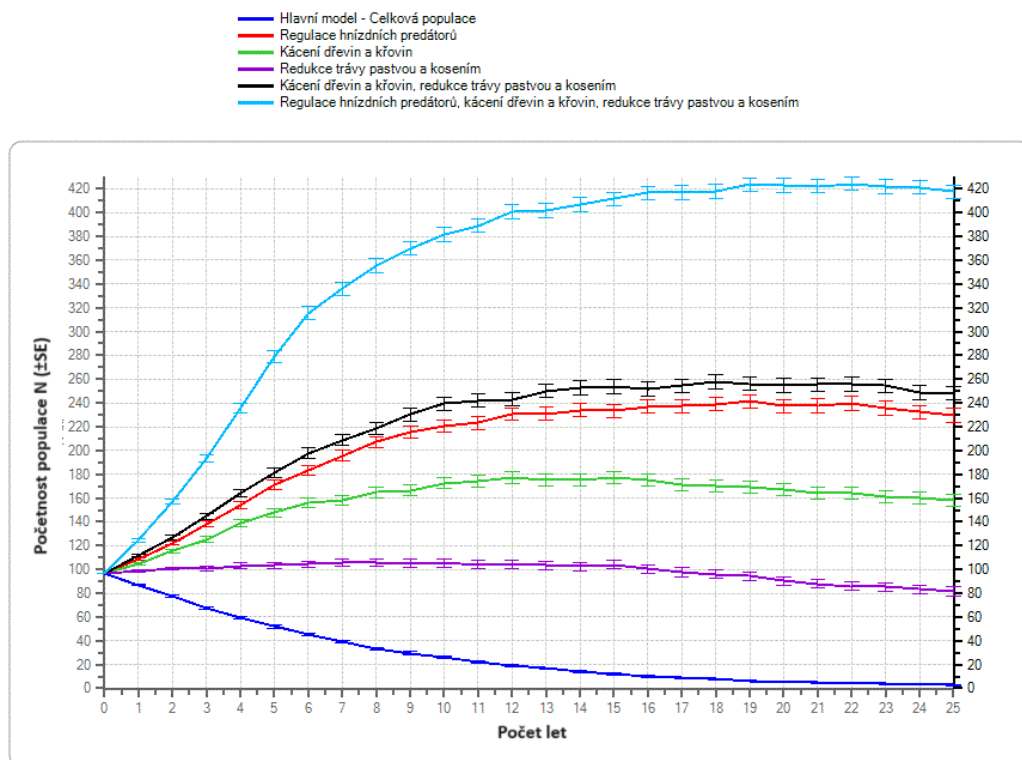
Obr. 12: Porovnání pravděpodobnosti přežití (P) populace v rámci hlavního modelu a jednotlivých scénářů managementu při současné nosné kapacitě prostředí ($K=220$)



Obr. 13: Porovnání pravděpodobnosti přežití (P) populace v rámci hlavního modelu ($K=220$) a jednotlivých scénářů managementu při potenciální nosné kapacitě prostředí ($K=660$)



Obr. 14: Porovnání vývoje početnosti populace (N) v rámci hlavního modelu a jednotlivých scénářů managementu při reálné nosné kapacitě prostředí ($K=220$)



Obr. 15: Porovnání vývoje početnosti populace (N) v rámci hlavního modelu ($K=220$) a jednotlivých scénářů managementu při potenciální nosné kapacitě prostředí ($K=660$)

5. Diskuse

Jelikož jsou analýzy životaschopnosti populací poměrně hojně využívány a ukázali se často jako účinné při ochraně ohrožených populací (Chaudhary & Oli, 2020), tak jejich použití se vzhledem k dlouhodobému ohrožení tetřívků v Krkonoších, kde početnost této populace zaznamenává v posledních desetiletích stálý pokles (Flousek & Volf, 2012) jeví jako vhodné a tyto metody zde mají poměrně velký potenciál.

Výsledky hlavního modelu naznačují, že za současných podmínek bude i nadále docházet k rychlému snižování početnosti a k úplnému vyhynutí populace by mohlo dojít již do 14 let. Tato doba je tedy o něco kratší, než uvádí např. Flousek (2019), který předpovídá vyhynutí celé krkonošské populace do roku 2040. Tyto výsledky se tak shodují i s údaji z ostatních českých populací (tj. na Šumavě, v Jizerských a Krušných horách), kde vývoj početnosti vykazuje prakticky stejný, klesající trend (Štastný et al., 2000, Tomášek et al., 2023). Obecně jsou nejvyšší počty jednotlivých populací uváděny ze začátku 20. století a zhruba od poloviny minulého století v těchto populacích dochází k prakticky neustálému poklesu v početnostech.

Analýza citlivosti hlavního modelu ukázala, že klíčovými parametry, které nejvíce ovlivňují životaschopnost celé populace je mortalita juvenilů a hnízdní predace. Tyto výsledky podporují i údaje z jiných zahraničních studií, které se zabývaly zjišťováním hlavních příčin mortality. Jak uvádějí např. Caizergues a Ellison (2002) ve své studii, sledující Alpskou populaci tetřívků, může činit hnízdní predace až 50 % a roční mortalita kuřat v prvních týdnech života až 93 %. To potvrzuje i např. Rotelli et al. (2021) ve své studii z Italských Alp, kde bylo zjištěno, že predace způsobená liškou a dravci zde představuje až 90 % z celkové mortality. Predátoři tetřívků v Krkonoších jsou prakticky stejní jako u jiných evropských populací. Jedná se především o kunu lesní, lišku obecnou, prase divoké a krkavce velkého (Weidinger, 2023). Mezi další potenciální hrozby lze zařadit i např. invazní druh psíka mývalovitého (*Nyctereutes procyonoides*) nebo lasici hranostaje (*Mustela erminea*), kteří jsou tak dalšími predátory. Potenciální riziko může přinášet i výskyt jelena evropského, kdy může docházet při náhodném pohybu jedinců k rozšlapání hnízd tetřívků (Weidinger, 2023). Z těchto údajů lze usuzovat, že jako vhodné opatření eliminující výrazný vliv predátorů by mohla být jejich regulace. Jedná se o poměrně často využívaný

management při ochraně tetřívků (Kauhala et al., 2000; Smedshaug et al., 1999), který však nemusí být často dostatečně efektivní. Jak ukázaly výsledky této diplomové práce, tak samostatně simulovaný management regulace hnízdních predátorů, v podobě zvýšené hnízdní a reprodukční úspěšnosti tetřívků, nevedl k životaschopné populaci, ačkoliv se pravděpodobnost vyhynutí poměrně výrazně snížila. Jak uvádějí např. Kämmerle & Storch (2019) nebo Warren & Baines (2002), tak regulace predátorů má často pozitivní vliv právě na reprodukční úspěšnost a mortalitu dospělců. Nicméně pokud se nejedná o intenzivní a dobře plánovaný lov těchto predátorů, tak z dlouhodobého hlediska se nemusí jednat o účinnou metodu ochrany. Z těchto údajů lze usuzovat, že pokud bude tento management samostatně implementovaný, nebude z dlouhodobého hlediska zajištěna životaschopnost tetřívků v Krkonoších. Otázkou také je, zdali je vhodné na úkor jednoho druhu záměrně snižovat početnost populací jiných původních druhů, které mají v ekosystému svoji významnou funkci, a vystavovat je tak riziku lokálnímu vyhynutí.

Ačkoli management stanovišť může zvýšit celkovou nosnou kapacitu prostředí, území Krkonošského národního parku je silně ovlivněno lidskou činností. Velký problém zde představuje fragmentace vhodných biotopů pro tetřívky antropogenními strukturami jako jsou skiareály a turistické nebo lyžařské trasy jejichž rozsah a intenzita využívání stále roste, a naopak zde dochází k úbytku rozlohy potenciálních biotopů i zmenšování ploch jádrových území současného výskytu tetřívků. Tím se zvyšují i migrační vzdálenosti pro tetřívky a klesá konektivita populací (Romportl et al., 2023). Jak ukázaly výsledky v této diplomové práci, tak pouze kombinací všech managementových scénářů došlo k dosažení životaschopné populace a pravděpodobnosti vyhynutí pod 5 %. K tomu, pokud byla simulována i potenciální, zvýšená nosná kapacita, tak se pravděpodobnost vyhynutí ještě snížila, avšak vzhledem k současné míře turismu v celých Krkonoších je tento scénář spíše nereálný. V současné době v souvislosti s ochranou tetřívka dochází v Krkonoších k omezování turistických aktivit pouze v období toku samců (Správa KRNAP, ©2024), což je, vzhledem k vývoji početnosti tetřívků zřejmě nedostačující. Do budoucna by tak zcela jistě byla vhodná zvýšená, celoroční regulace antropogenního vlivu v souvislosti s rekreačními aktivitami v jádrových oblastech výskytu tetřívků, aby byla vytvořena dostatečná rozloha vhodných habitatů a lepší propojenost subpopulací.

Jako vhodné managementy se mohou zdát také úpravy biotopů v podobě redukce dřevin, křovin a vzrostlého bylinného patra ať už v podobě pastvy nebo kosení, čímž mohou vzniknout sekundární bezlesé biotopy vhodné pro život tetřívků (Caldwell et al., 2002). To dokazují i historické údaje ze sčítání tetřívků v České republice. Určitý náznak stabilizace českých populací nastal v 80. letech minulého století, kdy vlivem imisních kalamit, které dali vzniknout těmto vhodným biotopům, došlo k mírnému nárůstu početností u téměř všech populací v českých pohraničních pohořích. Bohužel těmito událostmi nedošlo z dlouhodobého hlediska ke stabilizaci a zlepšení stavu daných populací, jelikož tyto plochy postupem času opět zarostly (Štastný et al., 2000). Riziko sebou nese i management zvýšené intenzity pastvy. Ačkoliv se pomocí vhodné zvolené pastvy může zvýšit hnízdní úspěšnost a celková početnost tetřívků (Caldwell et al., 2002), tak jak ukazují výsledky této práce, zlepšení přežívání tetřívků vlivem tohoto managementu opět nevede k dosažení životaschopné populace. K tomu navíc může mít pastva i opačný efekt. Jak ukazuje studie Pavla (2004) z českých pohoří, tak při pastvě hospodářskými zvířaty existuje nezanedbatelné riziko rozšlapání hnízd u druhů hnízdicích na zemi, mezi které patří i tetřívka.

Výsledky scénářů tedy naznačují, že žádná mnou simulovaná samostatná managementová opatření nevedou k dlouhodobě životaschopné populaci a k dosažení účinné ochrany je třeba provádět více opatření zároveň. To podporují i jiné PVA studie jako např. Milligana et al. (2018), kde autoři zjišťovali životaschopnost populace tetřívka ostroocasého v Severní Americe a testovali managementová opatření založená primárně na translokaci jedinců a zlepšení kvality biotopů. Autoři uvádějí, že k tomu, aby byla populace životaschopná a aby riziko vyhynutí bylo do 5 % během následujících 50 let, tak je třeba kombinovat vhodné management pastvy, odstraňování lesního porostu, vyšší zastoupení keřového patra a vypouštění nové jedince do populace. V mé práci nebyla v modelovaných managementových opatřeních translokace zohledněna. Jak uvádí hned několik autorů, tak tyto metody se u tetřívků v minulosti ukázaly jako silně neúčinné (Merta et al., 2015; Seiler et al. 2000). Hlavním problémem je zde především nízké přežívání jedinců bezprostředně po vypouštění a tím tyto metody ztrácejí efektivnost.

Na základě výsledků této diplomové práce lze tedy konstatovat, že by se měla budoucí managementová opatření zaměřit především na zvýšení reprodukční úspěšnosti a snižování mortality v podobě kombinací více opatření, která by

zahrnovala komplexní management biotopů v podobě pastvy a kosení, kácení dřevin a křovin, regulace vybraných druhů predátorů ale také omezení antropogenního vlivu v území, čímž by se zvýšila nabídka vhodných biotopů a zároveň by se zlepšily podmínky pro přežívání tetřívků. Pokud má v budoucnu dojít k efektivnější ochraně tetřívků, jeví se také jako vhodné, aby v rámci komplexní ochrany byly součástí monitoringu i genetické studie, které by sledovaly potenciální riziko inbrední deprese, což je často faktorem, který zásadně ovlivňuje životaschopnost malých populací (Spigler et al., 2017). Ačkoli se zdá, že metody PVA mohou sloužit jako užitečný nástroj při ochraně tetřívků, tak je zde stále několik omezení, které z použití těchto metod v případě Krkonošské populace plynou. Těmi je především malé prostudování populace a nedostačující informace pro potřeby PVA. Lze tedy říct, že výsledná kvalita všech PVA je primárně ovlivněna kvalitními vstupními daty v dostatečném množství (Chaudhary & Oli, 2020; Beissinger & Westphal 1998). V diplomové práci jsem se snažil získat co možná nejlepší údaje, nicméně pro PVA nebyly české populace tetřívků z důvodu jejich ohrožení stále dostatečně prostudovány, a proto jsem byl nucen část dat převzít ze zahraničních studií. Kromě toho často nejsou k dispozici data ani z jiných zahraničních populací tetřívků, a proto byly některé parametry převzaty ze studií sledující příbuzné druhy (tetřev hlušec, tetřívek ostroocasý). Parametry, které jsem do modelu zadával, se tak mohou od reálné situace mírně lišit. Proto v případě získání chybějících dat by bylo vhodné provést znovu PVA v budoucích letech, pokud se ovšem ještě budou tetřívci v Krkonoších vyskytovat v dostatečném počtu. K získání potřebných dat by bylo třeba intenzivně monitorovat nejen krkonošskou populaci a získat tak přesné populační parametry pro tetřívky z ostatních oblastí v ČR.

Závěrem lze tedy říct, že ochrana tetřívka by měla být součástí komplexní ochrany celých biotopů. Jejich ochranou by se zvýšila ochrana i celé řady dalších živočišných i rostlinných druhů, které jsou na tyto specifické biotopy vázány a zvýšila by se tak nejen biodiverzita druhová, ale dozajista i ekosystémová. Hlavním cílem by měla být revitalizace rašelinišť a mokřadů a také vytváření a údržba nových bezlesých stanovišť za pomoci vhodně zvolených managementů. Součástí budoucí ochrany by dozajista mělo být také k lepší propojení jednotlivých subpopulací, které v nejsou dostatečně propojeny (Pelikánová, 2023). Toho lze nejlépe dosáhnout omezením lidských aktivit v parku v podobě omezení vstupu na turistické trasy, kde lze očekávat výskyt tetřívků. Faktorů ohrožujících populace tetřívků je opravdu mnoho

a je tedy zřejmé, že s jejich ochranou je třeba začít okamžitě. Bez rychlého a komplexního plánu na ochranu tetřívků je zřejmé, že již do roku 2040 na území Krkonoš nezůstane mnoho jedinců, kteří by se dali chránit.

6. Závěr

Tato diplomová práce řeší míru ohrožení populace tetřívka obecného v Krkonoších pomocí metod PVA a lze ji shrnout do následujících bodů:

- Stejně jako v ostatních českých populacích tetřívku, je i v Krkonoších patrný trvalý pokles početnosti a současný stav čítá okolo 100 jedinců.
- Současná tetřívčí populace v Krkonoších je silně ohrožena a hrozí jí v následujících několika letech velké riziko vyhynutí. Průměrná doba vyhynutí je dle výsledků hlavního modelu 14 let (SE=0,17) s pravděpodobností 89 %.
- Nejvíce ohrožena je populace východní, která je současně také nejméně početná a její zánik lze předpokládat již do 8 let.
- Hlavními faktory ovlivňujícími celkovou životaschopnost populace jsou především vysoká mortalita juvenilů a hnízdní predace ovlivněná degradací přirozených, vhodných biotopů a vysokými počty predátorů (především kun a lišek).
- Samostatně implementovaná managementová opatření (např. regulace predátorů), jejichž cílem by bylo snížení mortality či hnízdní predace, však nevedou ke zlepšení stavu celkové populace a jejich dlouhodobé životaschopnosti.
- Nejefektivnějším managementovým opatřením ze všech testovaných scénářů je kombinace činností, které představují regulaci turismu a hnízdních predátorů, kácení dřevin a křovin a redukci travních porostů za pomoci pastvy a kosení. Především, posledně jmenované managementy zlepšují hnízdní úspěšnost, přežívání kuřat i dospělců a následně zvyšují i množství vhodných biotopů.
- Cílem by tak mělo být vytvoření komplexního, a hlavně rychlého plánu ochrany krkonošské populace za pomoci kombinace nevržených managementových opatření, které by dokázaly zvýšit ochranu tetřívků v průběhu celého životního cyklu jedinců, a to včetně omezení turistických aktivit v národním parku.

7. Přehled literatury

Åhlen PA, Willebrand T, Sjöberg K, Hornell-Willebrand M., 2013: Survival of female capercaillie *Tetrao urogallus* in northern Sweden. *Wildlife Biology*;19(4):368–373.

Alatalo, R.V., Höglund, J., Lundberg, A., Rintamäki, P.T. & Silverin, B., 1996) Testosterone and male mating success on the black grouse leks. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 263, 1697-1702.

Angelstam, P., 1984. Sexual and Seasonal Differences in Mortality of the Black Grouse *Tetrao tetrix* in Boreal Sweden. *Ornis Scandinavica (Scandinavian Journal of Ornithology)*, 15(2), 123–134.

Andreska, J., & Andresková, E.,1993. *Tisíc let myslivosti*. Vimperk: TINA.

Baines, D.,1996. The Implications of Grazing and Predator Management on the Habitats and Breeding Success of Black Grouse *Tetrao tetrix*. *Journal of Applied Ecology*, 33(1), 54–62.

Baines, D., Blake, K. & Calladine, J., 2000. Reversing the Decline : a Review of some Black Grouse Conservation Projects in the United Kingdom. *Cahier d'éthologie*. 20: 217-234.

Baines, D., & Andrew, M., 2002. Marking of deer fences to reduce frequency of collisions by woodland grouse.

Baines, D., Warren, P. & Richardson,M., 2007. Variations in the vital rates of black grouse *Tetrao tetrix* in the United Kingdom. *Wildlife Biology*, 13 Supplement 1: 109–116.

Baxter, R. J., Bunnell, K. D., Flinders, J. T., & Mitchell, D. L., 2016. Workshop: Impacts of Predation on Greater Sage-grouse in Strawberry Valley, Utah.

Beissinger, S. R., & Westphal, M. I., 1998. On the Use of Demographic Models of Population Viability in Endangered Species Management. *The Journal of Wildlife Management*, 62(3), 821–841.

- Beissinger, S. R., & McCullough, D. R., 2002. Population Viability Analysis. Chicago: The University of Chicago Press.
- Barnagaud, J. Y., Crochet, P. A., Magnani, Y., Laurent, A. B., Menoni, E., Novoa, C., & Gimenez, O., 2011: Short-term response to the North Atlantic Oscillation but no long-term effects of climate change on the reproductive success of an alpine bird. *Journal of Ornithology*, 152(3), 631–641.
- Bowker, G., Bowker, C. & Baines, D., 2007: Survival rates and causes of mortality in black grouse at Lake Vyrnwy, North Wales, UK. - *Wildlife Biology*.
- Caizergues, A. & Ellison, L.N., 1997: Survival of black grouse *Tetrao tetrix* in French Alps. *Wildlife Biology*, 3: 177–186.
- Caizergues, A. & Ellison, L.N., 2000: Age-specific reproductive performance of Black Grouse *Tetrao tetrix* females. *Bird Study* 47: 344–351.
- Caizergues, A., Rätti, O., Helle, P., Rotelli, L., Ellison, L., & Rasplus, J. Y., 2003: Population genetic structure of male black grouse (*Tetrao tetrix* L.) in fragmented vs. Continuous landscapes. *Molecular Ecology*, 12(9), 2297–2305.
- Calladine, J., Baines, D. & Warren, P., 2002: Effects of reduced grazing on population density and breeding success of black grouse in northern England. *Journal of Applied Ecology*, 39, 772–780.
- Carter, I., Newbery, P., Grice, P., & Hughes, J., 2008: The role of reintroductions in conserving British birds. In © British Birds (Vol. 101). Cramp, S. & Simmons, K.E.L. eds., 1980: Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 2. Oxford University Press, Oxford.
- Collins, C. P., 2004: Ecology of Columbian sharp-tailed grouse breeding in coal mine reclamation and native upland cover types in northwestern Colorado. Thesis, University of Idaho, Moscow, USA.
- Corrales, C., Pavlovska, M., & Höglund, J., 2014: Phylogeography and subspecies status of Black Grouse. *Journal of Ornithology*, 155, 13-25.
- Desbiez, A. L. J., Bertassoni, A., & Traylor-Holzer, K., 2020: Population viability analysis as a tool for giant anteater conservation. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 18(2), 124–131.

- Dostál L. & Kavková M. 2015: Lesníci na tetřívka nezapomněli. *Upolín* 17, 1: 26–28.
- Elmhagen B., Ludwig G., Rushton S.P., Helle P. & Lindén H., 2010: Top predators, mesopredators and their prey: interference ecosystems along bioclimatic productivity gradients. *Journal of Animal Ecology* 79, 785–794.
- Erikstad, K. E., & Andersen, R., 1983: The Effect of Weather on Survival, Growth Rate and Feeding Time in Different Sized Willow Grouse Broods. *Ornis Scandinavica (Scandinavian Journal of Ornithology)*, 14(4), 249–252.
- Evans, M. J., Gordon, I. J., Pierson, J. C., Neaves, L. E., Wilson, B. A., Brockett, B., Ross, C. E., Smith, K. J., Rapley, S., Andrewartha, T. A., Humphries, N. and Manning, A. D., 2022: Reintroduction biology and the IUCN Red List: the dominance of species of Least Concern in the peer-reviewed literature. – *Global Ecol. Conserv.* 38
- Flousek, J., & Volf, O., 2012: Nechováme se k tetřívkoví macešsky. *Ochrana přírody* 3/2012, 17-21.
- Fletcher, K., Hoodless, A. N., & Baines, D., 2013: Impacts of predator abundance on red grouse *Lagopus lagopus scotica* during a period of experimental predator control. *Wildlife Biology*, 19(3), 248–256.
- Flousek, J., 2019: Přežijí krkonošští tetřívci rok 2040? *Krkonoše – Jizerské hory* 1/2019: 8-12.
- Flousek, J., 2020: Jak dopadlo letošní sčítání krkonošských tetřívků? *Krkonoše– Jizerské hory* 8/2020: 8-9.
- Frankham, R., Bradshaw, C. J. A., & Brook, B. W., 2014: Genetics in conservation management: Revised recommendations for the 50/500 rules, Red List criteria and population viability analyses. *Biological Conservation*, 170, 56–63.
- Grimm V, Storch I., 2000: Minimum viable population size of capercaillie *Tetrao urogallus*: results from a stochastic model. *Wildl-Biol* 6:219–225.
- Guo, Y., & Zheng, H., 2005: Life table and the rate of natural increase in Sichuan Sika deer. *Acta Theriologica Sinica*, 25(2), 150–155.

- Honnay, O. 2013: Genetic drift. Pages 251–253 in: Maloy, S. & Hughes, K.: Brenner's Encyclopedia of Genetics.
- Höglund, J., & Stöhr, S., 1997: A non-lekking population of black grouse *Tetrao tetrix*. *Journal of Avian Biology*, 184-187.
- Huang, Z. & Ke, D., 2017: Organization and variation of the Tetraonidae (Aves: Galliformes) mitochondrial DNA control region, *Mitochondrial DNA Part B*, 2: 568-570.
- Chamberlain, D. E., Negro, M., Caprio, E., & Rolando, A., 2013: Assessing the sensitivity of alpine birds to potential future changes in habitat and climate to inform management strategies. *Biological Conservation*, 167, 127–135.
- Chaudhary, V., & Oli, M. K., 2020: A critical appraisal of population viability analysis. *Conservation Biology*, 34(1), 26–40. <https://doi.org/10.1111/cobi.13414>
- Chobot, K. & Němec M., 2017: Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Obratlovci. – Příroda, Praha, 34: 122
- Immitzer, M., Nopp-Mayr, U., & Zohmann, M., 2014: Effects of habitat quality and hiking trails on the occurrence of Black Grouse (*Tetrao tetrix* L.) at the northern fringe of alpine distribution in Austria. *Journal of Ornithology*, 155(1), 173–181.
- IUCN. 2023: The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2023-1. <https://www.iucnredlist.org>.
- Jahren, T., Storaas, T., Willebrand, T., Moa, P., F., Hagen, B. R., 2016: Declining reproductive output in capercaillie and black grouse – 16 countries and 80 years. *Animal Biology*, 66 (3–4), 363–400.
- de Juana, E., G. M. Kirwan, and P. F. D. Boesman, 2021: Black Grouse (*Lyrurus tetrix*), version 1.1. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Kauhala, K., Helle, P., & Helle, E., 2000: Predator control and the density and reproductive success of grouse populations in Finland. *Ecography*, 23(2), 161–168.

Keller, V., Herrando, S., Vorišek, P., Franch, M., Kipson, M., Milanese, P., & Foppen, R. P. B., 2020. European breeding bird atlas 2: Distribution, abundance and change. 94-95.

Klaus, S & H.-H. Bergmann, 1994: Distributions, status and limiting factors of carpecaillie (*Tetrao urogallus*) in Central Europe, particularly in Germany, including an evaluation of reintroductions. – *Gibier Faune Sauvage* 11 (special number Part 2). 57-80

Kohlmann, S. G., Schmidt, G. A., & Garcelon, D. K., 2005: A population viability analysis for the Island Fox on Santa Catalina Island, California. *Ecological Modelling*, 183(1), 77–94.

Kozma, R., Lillie, M., Benito, B. M., Svenning, J. C., & Höglund, J., 2018: Past and potential future population dynamics of three grouse species using ecological and whole genome coalescent modeling. *Ecology and Evolution*, 8(13), 6671–6681.

Lacy, R.C., P.S. Miller, and K. Traylor-Holzer., 2021: Vortex 10 User's Manual. 30 March 2021 update. IUCN SSC Conservation Planning Specialist Group, and Chicago Zoological Society, Apple Valley, Minnesota, USA.

Lacy, R.C., and J.P. Pollak., 2021: Vortex: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 10.5.5. Chicago Zoological Society, Brookfield, Illinois, USA.

Lindström J, 1994: Tetraonid population studies – the state of the art. *Annales Zoologici Fennici*, 31, 347–364.

Ludwig, G. X., Alatalo, R. V., Helle, P., Lindén, H., Lindström, J., & Siitari, H., 2006: Short – and long-term population dynamical consequences of asymmetric climate change in black grouse. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1597), 2009–2016.

Ludwig, G. X., Alatalo, R. V., Helle, P., & Siitari, H. I., 2010: Individual and environmental determinants of daily black grouse nest survival rates at variable predator densities. *Annales Zoologici Fennici*, 47(6), 387–397.

Lucchini, V., Höglund, J., Klaus, S., Swenson, J. & Randi, E., 2001: Historical Biogeography and Mitochondrial DNA Phylogeny of Grouse and Ptarmigan. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 20: 149-162.

- Lyly, M. S., Villers, A., Koivisto, E., Helle, P., Ollila, T., & Korpimäki, E., 2016: Guardian or threat: does golden eagle predation risk have cascading effects on forest grouse? *Oecologia*, 182(2), 487–498.
- Mackovčín Peter a kol., 2002: Okres Hradec Králové. Chráněná území ČR. Královéhradecko.
- Manzer, D. L., and S. J. Hannon., 2007: Survival of sharp-tailed grouse *Tympanuchus phasianellus* chicks and hens in a fragmented prairielandscape. *Wildlife Biology* 14:16–25.
- Marcstrom, V., Kenward, R. E., & Engren, E., 1988: The Impact of Predation on Boreal Tetraonids During Vole Cycles: An Experimental Study. *Journal of Animal Ecology*, 57(3), 859–872.
- Marjakangas, A., 1992: Winter activity patterns of the Black Grouse *Tetrao tetrix* Arto Marjakangas 1. Introduction. In *Ornis Fennica* (Vol. 69).
- Marjakangas, A. & Tormala, L., 1997: Female age and breeding performance in a cyclic population of black grouse *Tetrao tetrix*. - *Wildl. Biol.* 3: 195-203.
- Marjakangas, A., & Kiviniemi, S., 2005: Dispersal and migration of female Black Grouse *Tetrao tetrix* in eastern central Finland. *Ornis Fennica*, 82, 107–116.
- Marshall, K., & Edwards-Jones, G., 1997: Reintroducing capercaillie (*Tetrao urogallus*) into southern Scotland: identification of minimum viable populations at potential release sites.
- McNew LB, Gregory AJ, Wisely SM, Sandercock BK., 2012: Demography of greater prairie-chickens: regional variation in vital rates, sensitivity values, and population dynamics. *Journal of Wildlife Management* 76:987–1000.
- Merta, D., Bobek, B., Furtek, J., & Kolecki, M., 2009: Distribution and number of black grouse, *Tetrao tetrix* in southwestern Poland and the potential impact of predators upon nesting success of the species Collection of papers from the 4 th International Black Grouse Conference (Vol. 58, Issue 2).
- Merta, D., Kobielski, J., Krzywinsky, A., 2015: A new mother-assisted rearing and release technique (“born to be free”) reduces the exploratory movements and increases survival of young capercaillies. *Eur. J. Wildl. Res.* 61: 299–302.

- Ménoni, E. & Magnani, Y., 1998: Human disturbance of grouse in France. - Grouse News (Newsletter of the IUCN Grouse Specialist Group) 15: 4-8.
- Milligan, M. C., Wells, S. L., & McNew, L. B., 2018: A population viability analysis for sharp-tailed grouse to inform reintroductions. *Journal of Fish and Wildlife Management*, 9(2), 565–581.
- Miquet, A., 1990: Mortality in Black Grouse *Tetrao tetrix* due to Elevated Cables. In *Biological Conservation* (Vol. 54).
- Morris W.F., and Doak D.F., 2002: *Quantitative Conservation Biology: Theory and practice of population viability analysis*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Morrison, C., Wardle, C., & Castley, J. G.: 2016: Repeatability and reproducibility of Population Viability Analysis (PVA) and the implications for threatened species management. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 4(AUG).
- Moss, R., N. Picozzi, R. W. Summers & Baines, D., 2000: Carpecaillie *Tetrao urogallus* in Scotland – Demography of a declining population. *Ibis* 142: 259-267
- Patterson, B. R., & Murray, D. L., 2008: Flawed population viability analysis can result in misleading population assessment: A case study for wolves in Algonquin park, Canada. *Biological Conservation*, 141(3), 669–680.
- Patthey, P., Wirthner, S., Signorell, N., & Arlettaz, R., 2008: Impact of outdoor winter sports on the abundance of a key indicator species of alpine ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 45(6), 1704–1711.
- Pavel, V., 2004: The impact of grazing animals on nesting success of grassland passerines in farmland and natural habitats: a field experiment. *Folia Zoologica* 53, 171–178.
- Pelikánová, H., 2023: Genetická struktura populací tetřívka obecného v Krkonoších a Jizerských horách. Praha, 2023. Diplomová práce. Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Katedra ekologie. Vedoucí práce: Svobodová, Jana
- Pekkola, M.; Alatalo, R.; Pöysä, H.; Siitari, H., 2014: Seasonal survival of young and adult black grouse females in boreal forests. *Eur. J. Wildl. Res.*, 60, 477–488.

- Picozzi, N. and Hepburn, L.V., 1986: A study of black grouse in north-east Scotland. In Proceedings of the third international grouse symposium, eds P. Hudson and T.W.I. Lovel, 462-480.
- Radchuk, V., Ooppel, S., Groeneveld, J., Grimm, V., & Schtickzelle, N., 2016: Simple or complex: Relative impact of data availability and model purpose on the choice of model types for population viability analyses. *Ecological Modelling*, 323, 87–95.
- Romportl D. & Zýka V., 2018: Analýza habitatových preferencí vybraných druhů živočichů. Zpráva k projektu MaGICLandscapes (dep. Správa KRNAP Vrchlabí): 24 str.
- Romportl, D., Zýka, V., Pelikánová, H.: Fragmentace a konektivita habitatů tetřívka v Krkonoších a Jizerských horách. In: Tomášek V., Volf O., Mikšlová K., Pelikánová H. (eds) (2023): Tetřívka – Poslední šance? Správa KRNAP, 208 s., ISBN 978-80-7535-160-9
- Rotelli, L., Bionda, R., Zbinden, N., & Schaub, M., 2021: Chick survival and hunting are important drivers for the dynamics of two Alpine black grouse *Lyrurus tetrix* populations. *Wildlife Biology*, 2021(4). <https://doi.org/10.2981/wlb.00874>
- Reed, J. M., Mills, L. S., Dunning, J. B., Menges, E. S., McKelvey, K. S., Frye, R., Beissinger, S. R., Anstett, M. & Miller, P., 2002: Emerging Issues in Population Viability Analysis. *Conservation Biology*, 16(1), 7–19
- Sandford, Ch., 2016: Greater Sage-Grouse Vital Rate and Habitat Use Response to Landscape Scale Habitat Manipulations and Vegetation Micro-Sites in Northwestern Utah. A thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree. Utah State University.
- Seiler, C., Angelstam, P., Bergmann, H.-H., Seiler, C., Angelstam, P., & Bergmann, H.-H., 2000: Conservation Releases of captive-reared Grouse in Europe What do we know and what do we need? (*) (Vol. 20, Issue 4).
- Smedshaug, C. A., Selås, V., Lund, S. E., & Sonerud, G. A., 1999: The effect of a natural reduction of red fox *Vulpes vulpes* on small game hunting bags in Norway. *Wildlife Biology*, 5, 157–166.

Spidsø, T. K., Hjeljord, O., & Dokk, J. G., 1997: Seasonal mortality of black grouse *Tetra tetrix* during a year with little snow. *Wildlife Biology*, 3(3–4), 205–209.

<https://doi.org/10.2981/wlb.1997.025>

Správa KRNAP, 2010: Plán péče-Krkonošský Národní park a jeho ochranné pásmo (2010-2020), část A-rozbor. Str. 100-102

Správa KRNAP, ©2023: (online) [cit.2023.05.16], dostupné z

<<https://www.krnep.cz/aktuality/tz-rok-2022-navstevnici-se-po-covidove-pauze-vratili-do-hor-a-krkonose-maji-novy-rekord/>>.

Správa KRNAP, ©2024: (online) [cit.2023.03.14], dostupné z

<<https://www.krnep.cz/aktuality/tz-sprava-krnap-docasne-uzavira-nektere-cesty-v-horach/>>.

Spigler, R. B., Theodorou, K., & Chang, S.-M. (2017). Inbreeding depression and drift load in small populations at demographic disequilibrium. *Evolution*, 71(1), 81–94.

Starling-Westerberg, A., 2001: The habitat use and diet of black grouse *tetrao tetrix* in the pennine hills of northern england. *Bird Study*, 48(1), 76–89.

Storch, I., 2013: Human disturbance of grouse - Why and when? *Wildlife Biology*, 19(4), 390–403.

Summers, R. W., Green, R. E., Proctor, R., Dugan, D., Lambie, D., Moncrieff, R., Moss, R., & Baines, D., 2004: An experimental study of the effects of predation on the breeding productivity of capercaillie and black grouse. *Journal of Applied Ecology*, 41(3), 513–525.

Svobodová, J., 2005: Nehasnoucí hvězda – tetřívěk obecný (*Tetrao tetrix*). *Sylvia* Undying star – the Black Grouse (*Tetrao tetrix*). 17–34.

Svobodová, J., Segelbacher, G., & Höglund, J., 2011: Genetic variation in Black Grouse populations with different lekking systems in the Czech Republic. *Journal of Ornithology*, 152(1), 37–44.

Štastný, K; Bejček, V; Hudec, K., 2006: Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 2001-2003. Praha: Aventinum. ISBN 80-86858-19-7. S. 112–113.

Štastný, K; Málková, P; Bejček, V., 2000: Tetřívka obecná (*Tetrao tetrix*). Sylvia. 43-46

Štastný, K., Bejček, V., Mikuláš, I., & Telecký, T., 2021: Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 2014–2017. Aventinum, Praha, Česká republika. (511). 92-93 s.

Tejrovský, V., 2014: Současný stav populace tetřívka obecného v Krušných horách AOPK ČR, Správa CHKO Slavkovský les a krajské středisko Karlovy Vary. Arnika. 28-31

Tobajas, J., Descalzo, E., Mateo, R. & Ferreras, P., 2020: Reducing nest predation of ground-nesting birds through conditioned food aversion. Biological Conservation 242, 108405.

Tomášek V., Volf O., Mikšlová K., Pelikánová H. (eds) (2023): Tetřívka – Poslední šance? Správa KRNAP, s. 08, ISBN 978-80-7535-160-9

Tornberg, R., Reif, V., & Korpimäki, E., 2012: What explains forest grouse mortality: Predation impacts of raptors, vole abundance, or weather conditions? International Journal of Ecology.

Tost, D., Strauß, E., Jung, K., & Siebert, U., 2020: Impact of tourism on habitat use of black grouse (*Tetrao tetrix*) in an isolated population in northern Germany. PLoS ONE, 15(9 september).

Truill L., Bradshaw C., Brook B., (2007): Minimum viable population size: a meta-analysis of 30 years of published estimates. Biological Conservation, 139(1–2):159–166.

Trout, R., & Kortland, K., 2012: Fence marking to reduce grouse collisions. Forestry commission

Volf, O. & Čížková, Š., 2020: Revitalizace rašelinišť a management biotopu tetřívka obecného ve východním Krušnohoří. Shrnutí realizace projektu za celé období. Spolek Ametyst

Volf & Tomášek, 2023: Úbytek vhodných biotopů in Tomášek, V., Volf, O., Mikšlová, K., Pelikánová, H. (eds) (2023): Tetřívka – Poslední šance? Správa KRNAP, s. 08, ISBN 978-80-7535-160-9

- Vystoupil, J., Holešinská, A., Kunc, J., Maryáš, J., Seidenglanz, D., Šauer, M., & Viturka, M., 2006: Atlas cestovního ruchu České republiky. Ministerstvo pro místní rozvoj. 1. vyd. Praha, 156 s. ISBN 80-239-7256-1
- Warren, P. K., & Baines, D., 2002: Dispersal, survival and causes of mortality in black grouse *Tetrao tetrix* in northern England. *Wildlife Biology*, 8(2), 91–97.
- Wegge, P., Vesterås, T. & Rolstad, J., 2010: Does timing of breeding and subsequent hatching in boreal forest grouse match the phenology of insect food for chicks? *Annales Zoologici Fennici*, 47, 251-260.
- Wegge, P. & Rolstad, J., 2011: Clearcutting forestry and Eurasian boreal forest grouse: Long-term monitoring of sympatric capercaillie *Tetrao urogallus* and black grouse *T. tetrix* reveals unexpected effects on their population performances, *Forest Ecology and Management*, Volume 261, Issue 9, 1520-1529, ISSN 0378-1127,
- Weidinger, 2023: Predace tetřívků in Tomášek, V., Volf, O., Mikšlová, K., Pelikánová, H. (eds) (2023): *Tetřívěk – Poslední šance?* Správa KRNP, s. 08, ISBN 978-80-7535-160-9
- Wöss, M., & Zeiler, H., 2003: Building projects in Black Grouse habitats-assessment guidelines. *Sylvia*. 87-96
- Storch I. (ed.), 2000: Grouse Status Survey and Conservation Action Plan 2000–2004. WPA/BirdLife/SSC Grouse Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK & World Pheasant Association, Reading, UK.
- Zbinden, N., Korner-Nievergelt, F., Tettamanti, F. and Keller, V., 2022: Long-term trends of reproductive success of black grouse *Lyrurus tetrix* in the southern Swiss Alps in relation to changes in climate and habitat. *Wildlife Biology*.
- Zhang, L., Ameca y Juárez, E. I., & Jiang, Z., 2018: Viability analysis of the wild sika deer (*Cervus nippon*) population in China: Threats of habitat loss and effectiveness of management interventions. *Journal for Nature Conservation*, 43(1), 117–125.

8. Seznam obrázků

<i>Obr. 1: Celosvětové rozšíření tetřívka obecného (de Juana et al., 2021), (https://birdsoftheworld.org/bow/species/blagro1/cur/multimedia?media=figures)... 5</i>	
<i>Obr. 2: Podíl predátorů podílejících se na hnízdní predaci v Krkonoších za roky 2019-2021 (Weidinger, 2023)..... 10</i>	
<i>Obr. 3: Rozšíření tetřívka obecného (a) v současné době, (b) při posledním glaciálním maximu, (c) při posledním interglaciálu, (d) předpokládané v roce 2050 a (e) v roce 2070 (Kozma, et al., 2018)..... 12</i>	
<i>Obr. 4: Oplocení opatřené oranžovou sítovinou pro lepší viditelnost (Trout & Kortland, 2012)..... 15</i>	
<i>Obr. 5: Vývoj početnosti tokajících samců v Krkonošském národním parku (https://zachranmetetrivka.cz/)..... 18</i>	
<i>Obr. 6: Mapa současného výskytu jedinců Krkonošské populace tetřívku 19</i>	
<i>Obr. 7: Současná nabídka biotopů pro tetřívky v Krkonošském národním parku (Romportl & Zýka, 2018)..... 28</i>	
<i>Obr. 8: Potenciální nabídka biotopů pro tetřívky v Krkonošském národním parku (Romportl & Zýka, 2018)..... 28</i>	
<i>Obr. 9: Porovnání vývoje početnosti (N) jednotlivých subpopulací a celkové populace v hlavním modelu pro následujících 25 let (K=220)..... 37</i>	
<i>Obr. 10: Porovnání pravděpodobnosti přežití (P) jednotlivých subpopulací a celkové populace v hlavním modelu pro následujících 25 letech (K=220) 37</i>	
<i>Obr. 11: Index citlivosti (S) jednotlivých parametrů pro hodnotu růstu populace (r) při změně parametrů o $\pm 10\%$, (vzdálenost od nuly značí míru citlivosti) 38</i>	
<i>Obr. 12: Porovnání pravděpodobnosti přežití (P) populace v rámci hlavního modelu a jednotlivých scénářů managementu při současné nosné kapacitě prostředí (K=220) 43</i>	
<i>Obr. 13: Porovnání pravděpodobnosti přežití (P) populace v rámci hlavního modelu (K=220) a jednotlivých scénářů managementu při potenciální nosné kapacitě prostředí (K=660) 43</i>	
<i>Obr. 14: Porovnání vývoje početnosti populace (N) v rámci hlavního modelu a jednotlivých scénářů managementu při reálné nosné kapacitě prostředí (K=220) ... 44</i>	
<i>Obr. 15: Porovnání vývoje početnosti populace (N) v rámci hlavního modelu (K=220) a jednotlivých scénářů managementu při potenciální nosné kapacitě prostředí (K=660) 44</i>	

9. Seznam tabulek

<i>Tab. 1: Míry přežívání a příčiny úmrtnosti napříč populacemi tetřevovitých druhů.</i>	26
<i>Tab. 2: Vstupní hodnoty parametrů Hlavního modelu.....</i>	30
<i>Tab. 3: Modelované scénáře managementu.....</i>	33
<i>Tab. 4: Výsledky hlavního modelu pro jednotlivé subpopulace pro období 25 let a 1000 iterací (* hodnota růstu populace vypočtená na základě vstupních dat bez vlivu stochasticity, ** hodnota růstu populace vypočtená po zohlednění stochasticity vstupních dat.....</i>	36
<i>Tab. 5: Výsledky jednotlivých scénářů pro dvě různé hodnoty nosné kapacity prostředí (*průměrná doba vyhnutí iterací, které směřovaly k vyhnutí).....</i>	40

