

**METODIKA ÚPRAV LESNÍCH
EKOSYSTÉMŮ VE VZTAHU K PODPOŘE
POPULACÍ TETŘÍVKA OBECNÉHO**



Ing. JAN CUKOR, Ph.D.

Ing. FRANTIŠEK HAVRÁNEK, CSC.

Ing. LUCIE HAMBÁLKOVÁ

Ing. ZDENĚK VACEK, Ph.D.

prof. RNDr. STANISLAV VACEK, DrSc.

Metodika úprav lesních ekosystémů ve vztahu k podpoře populací tetřívka obecného

Certifikovaná metodika

Ing. Jan Cukor, Ph.D.

Ing. František Havránek, CSc.

Ing. Lucie Hambálková

Ing. Zdeněk Vacek, Ph.D.

prof. RNDr. Stanislav Vacek, DrSc.

Lesnický průvodce 5/2022

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

Strnady 136, 252 02 Jíloviště

www.vulhm.cz

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

http://www.vulhm.cz/lesnicky_pruvodce

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

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

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

ISBN 978-80-7417-240-3

ISSN 0862-7657



Metodika vznikla v rámci řešení projektu „Model zachování a rozvoje biodiverzity stanovišť a populací tetřevovitých v oblasti Králického Sněžníku“ podpořeného Technologickou agenturou ČR v rámci programu Prostředí pro život.

Adresy autorů:

Ing. Jan Cukor, Ph.D.

Ing. František Havránek, CSc.

Ing. Lucie Hambálková

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

e-mail: cukor@vulhm.cz; havranek@vulhm.cz; hambalkova@vulhm.cz

Ing. Jan Cukor, Ph.D.

Ing. Zdeněk Vacek, Ph.D.

prof. RNDr. Stanislav Vacek, DrSc.

Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská,
Katedra pěstování lesů, Kamýcká 129, 165 00 Praha-Suchdol

e-mail: cukor@fld.czu.cz, vacekz@fld.czu.cz, vacekstanislav@fld.czu.cz

Oponenti:

Ing. Tomáš Kunca, Ph.D.

Ministerstvo zemědělství ČR, Těšnov 65/17, 110 00 Praha 1

doc. Ing. Vlastimil Hart, Ph.D.

Česká zemědělská univerzita, Fakulta lesnická a dřevařská, Kamýcká 129,
165 00 Praha 6 - Suchdol

METHODOLOGY FOR FOREST ECOSYSTEMS IMPROVEMENT IN RELATION TO SUPPORTING OF BLACK GROUSE POPULATIONS

Abstract

Black grouse (*Lyrurus tetrix* Linnaeus, 1758) is one of the most widespread representative of *Tetraonidae*, which can be found in open forest habitats across Europe, especially in Fennoscandia and Baltic states. However, the situation in the Czech Republic and other central European countries is different. Population density has been declining rapidly over the past few decades because of reasons including degradation and loss of suitable environment. Therefore, the aim of this methodology is to ensure the stabilization of black grouse subpopulations in localities where the birds are still present (primarily in the Ore Mountains) by combining of the listed measures.

The presented methodology differs from previous works by its uniqueness and complexity combining information from research literature with suggestions of practical measures in the field. The first part describes the species morphology and biology and the geographical distribution in European context with the focus on the Czech Republic. This basic description is followed by a detailed analysis of the reasons affecting black grouse population decline, namely by declining breeding success, chick mortality and the reasons of the mortality of adult individuals. At the same time, the habitat loss and forest modification are mentioned in this section. It provides a literary overview of the causes of the decline of grouse populations across the entire European continent, i.e. paradoxically even in regions where there is still a suitable habitat, and grouse populations are not disturbed in these areas by excessive use of nature by recreational pressure or urbanization.

The most important part of the methodology deals with a detailed description of management measures describing measures on how to improve the biotopes and increase their suitability for black grouse. It is crucial to focus on all aspects within habitat management, not only in the field of forest management, but also game management and nature protection. It provides a comprehensive view of the ecosystem concept of sites with grouse occurrence. The methodology also deals with the important legislative framework related to the support of grouse. Although the all causes of local declines remain still unclear, the loss of suitable habitat has played a crucial role in the overall black grouse population decline in central European context. Next short-term research projects may provide much proof of driving forces behind population alterations. However, shifts in their

populations can be positively affected by this complex methodology focused on adjusting forest ecosystems for stabilisation and possible population increase of black grouse in the Czech Republic.

Key words: climate change; forest disturbances; human-wildlife conflicts; Tetraonidae

Podíl autorů:

Ing. Jan Cukor, Ph.D.	35 %
Ing. František Havránek, CSc.	20 %
Ing. Lucie Hambálková	15 %
Ing. Zdeněk Vacek, Ph.D.	15 %
prof. RNDr. Stanislav Vacek, DrSc.	15 %

Obsah:

1 ÚVOD	9
2 POPIS DRUHU	10
2.1 Systematické zařazení	10
2.2 Morfologie a biologie	10
2.3 Potrava	11
3 GEOGRAFICKÉ ROZŠÍŘENÍ	12
3.1 Celosvětové rozšíření	12
3.2 Historické rozšíření v ČR	14
3.3 Současné rozšíření v ČR	16
4 FAKTORY OVLIVŇUJÍCÍ VÝVOJ POČETNOSTI TETŘÍVKA	19
4.1 Mortalita dospělých jedinců	19
4.2 Hnízdní úspěšnost jako klíčový faktor	21
4.3 Přežívání a důvody mortality kuřat	22
4.4 Rekreační tlak	24
4.5 Absence vhodných biotopů	25
5 CHARAKTERISTIKA SOUČASNÝCH BIOTOPŮ S VÝSKYTEM TETŘÍVKA V ČR	28
5.1 Horské ekosystémy	29
5.2 Stanoviště středních poloh	30
6 STRUKTURA VHDNÉHO BIOTOPU A PROSTOROVÉ NÁROKY	32
7 MOŽNOSTI MANAGEMENTU BIOTOPŮ	39
7.1 Období toku a hnízdění	39
7.2 Zajištění klidu	41
7.3 Dostatek potravy a přežívání kuřat	43
7.4 Zásady lesnického hospodaření	46
7.5 Myslivecký management	53
7.6 Legislativní rámec	55
8 ZÁVĚR	58
9 SROVNÁNÍ NOVOSTI POSTUPŮ	59
10 POPIS UPLATNĚNÍ METODIKY	59
11 EKONOMICKÉ ASPEKTY	60
12 DEDIKACE	60
13 LITERATURA	61
SUMMARY	65

1 ÚVOD

Populační dynamika tetřevovitých (*Tetraonidae*) je v celé Evropě charakterizována dlouhotrvajícím poklesem. Na populace volně žijících živočichů v různém stupni ochrany obecně působí řada biotických a abiotických faktorů a je velmi obtížné alespoň některé z nich v krátkém časovém úseku cíleně ovlivnit. Populační pokles tetřevovitých je zapříčiněn mnoha faktory, mezi které patří snižování hnízdní úspěšnosti, nárůst mortality juvenilních, ale i dospělých jedinců, negativní změny charakteru stanovišť, nárůst populací původních i nepůvodních predátorů, turismus, působení globální klimatické změny a bezesporu i další vlivy. Populační dynamika je negativně ovlivňována souhrou těchto všech faktorů, nicméně jedním z nejpodstatnějších je v podmínkách Střední Evropy postupné mizení vhodných biotopů.

Ve vybraných oblastech s výskytem tetřívka obecného v České republice sice postupně dochází k úpravám stanovišť, avšak tyto změny jsou velmi pozvolné a lokální a jejich případný dopad na početnost bude možné pozorovat až se značným časovým odstupem. V některých oblastech mohou být tyto pozitivní a cílené úpravy biotopů realizovány již příliš pozdě. Mohou tak nastat situace, kdy se již nepodaří zvrátit klesající trend snižující se početnosti tetřívku v oddělených subpopulacích. Proto je bezpodmínečně nutné tato managementová opatření realizovat bez zbytečných odkladů tak, aby se podařilo tento silně ohrožený druh v české přírodě zachovat i pro budoucí generace.

2 POPIS DRUHU

2.1 Systematické zařazení

Tetřívěk obecný patří zařazením do řádu hrabaví (*Galliformes*) a do čeledi tetřevovití (*Tetraonidae*). V České republice jsou jemu nejbližšími příbuznými větší tetřev hlušec (*Tetrao urogallus*) a menší a nenápadný jeřábek lesní (*Bonasa bonasia*).

Na evropském kontinentu je tetřívěk rozšířen od Skandinávie (69° s. s.), poloostrov Kola a od severu Ruska, na jihu od Pyrenejí, Alp, jih Ruska až po Mandžusko.

Celosvětově má druh tetřívka řadu poddruhů. Jejich systematické řazení zpracoval např. ASCHENBRENER (1985) takto:

Tetrao tetrix britannicus (Velká Británie),

Tetrao tetrix tetrix (severní Evropa, Skandinávie, sever Ruska),

Tetrao tetrix viridanus (jih Ruska),

Tetrao tetrix jenseensis (Sibiř),

Tetrao tetrix mongolicus,

Tetrao tetrix baicalensis,

Tetrao tetrix ussuriensis.

2.2 Morfologie a biologie

Tetřívěk obecný je středně velký pták s výrazným pohlavním dimorfismem. Dospělý kohoutek má černé zbarvení s modrým kovovým leskem, tmavě hnědé letky s bílým pruhem na křídle a k černým rýdovacím perům kontrastují bílé ocasní krovky. Během toku jsou nápadně vidět rohovitě červené „poušky“ nad světlými očima. Slepíčka tetřívka je zbarvená hnědě s černými kapkovitými skvrnami, které se od hlavy po ocas zvětšují. Křídlo samce je dlouhé 25–28 cm, samice pak 23–27 cm. Samec

má výrazný ocas dlouhý 13–19 cm, samice do 16 cm. Dospělý kohoutek váží do 1,5 kg, slepička kolem 1 kg (Červený, 2009). Přesnější údaje hovoří například o váze kohoutků 1,31 kg, v případě slepiček pak o 0,96 kg (Patthey et al., 2012).

Jedná se o polygamní druh. Pohlavně dospělí jsou tetřívci v druhém roce života. Během zimy se shlukují do společných hejn, v ostatních obdobích se rozdělují podle pohlaví. Kohoutci během toku, probíhajícího od dubna do května, intenzivně bojují o možnost spářit se se slepičkami. Za tokaniště slouží obvykle louky či paseky se soliterními stromy nebo také bezlesá cvičiště ve vojenských újezdech. Mělké hnízdo ukryté ve vegetaci vytváří slepička, která od začátku května začíná snášet 6–12 světlých žlutohnědých vajec s drobnými skvrnkami. Kuřátka se líhnou za 24–27 dnů. Jsou velmi vitální. Již druhý den opouštějí hnízdo a samostatně vyhledávají potravu (Červený, 2009).

2.3 Potrava

Dospělí jedinci vyhledávají potravu na zemi i na stromech. Živí se pupeny listnatých stromů. Oštipují břízy, vrby, jehnědy lísky a mladé listy. Sbírají lesní plody, mezi které patří především borůvky, brusinky, plody jalovce nebo maliny. Další zdroje potravy představují žaludy, bukvice, obilky a různé druhy semen lesních bylin včetně jejich výhonů a lístků. V zimním období v potravě převažují pupeny listnatých dřevin, ale také borovice či modřínu. Dospělí jedinci konzumují také živočišnou potravu, která ovšem nečiní podstatnou část na rozdíl od kuřat. Živočišná složka v potravě kuřat dominuje především v prvních 14 dnech života. Kuřata se živí širokou škálou různých vývojových stádií brouků, blanokřídlých a dvoukřídlých a dalších druhů hmyzu (Červený, 2009).

3 GEOGRAFICKÉ ROZŠÍŘENÍ

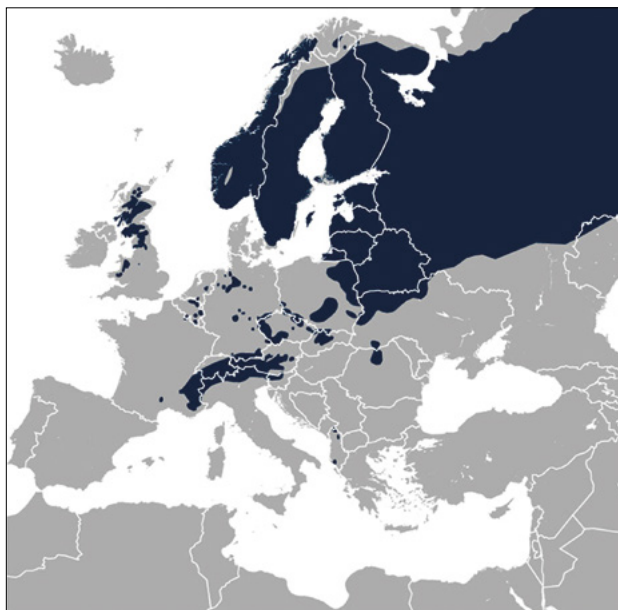
3.1 Celosvětové rozšíření

Tetřívka obecná je jedním z lesních kurů z čeledi tetřevovitých (*Tetraonidae*), jehož populační hustota dlouhodobě dramaticky klesá, a to nejen na území České republiky. Tento populační pokles se již začíná projevovat ve změnách geografického rozšíření. Snižování areálu rozšíření je patrné v regionu střední Evropy, zatímco v oblasti Pobaltí, Ruska a severských států Norska, Švédska a Finska zůstává areál rozšíření nezměněný. V podmínkách Evropy zasahuje západní část areálu rozšíření na území Velké Británie. Na východě je tetřívka rozšířena až na území Číny a jižní areál jeho výskytu tvoří severní části Kazachstánu či Mongolska. Ve východní části areálu rozšíření se vyskytují poddruhy *Tetrao tetrix ussuriensis* či *Tetrao tetrix mongolicus*. Geografické rozšíření tetřívky je patrné z přiložené mapy (Obr. 1). Uvedené rozšíření však odpovídá roku 2015 a z některých uvedených oblastí střední Evropy tetřívka již od té doby ustoupil.

Zmiňovaný pokles početnosti tetřívky byl hlášen v západní Evropě již od poloviny 19. století. Tento trend pokračuje na velké části areálu dodnes. Značné zrychlení poklesu je pak dokumentováno od 70. let minulého století. Z řady států druh již prakticky vymizel (např. Dánsko). Trvalý úbytek koreluje se zmenšováním obývaného území na jihu, západu i ve středu Evropy a urychluje zánik izolovaných populací (HAGEMAIER, BLAIR 1997). Výše uvedenému odpovídají i odhadované početnosti dospělých jedinců a vývojových trendů pro jednotlivé evropské státy: Rakousko 10 000–14 000 (trend -1), Belgie 50–75 (-2), Dánsko 0–3 (-1), Finsko 100 000–300 000 (-1), Francie 8 000–11 000 (-1), Německo 1 100–2200 (-2), Itálie 10 000–15 000 (F), Nizozemí 29–40 (-2), Norsko 100 000–200 000 (0), Polsko 3 000–6000 (-2), Slovensko 200–300 (-2), Švédsko 170 000–210 000 (+1), Švýcarsko 7 500–10 000 (F), Velká Británie 6510 (-1). Celková početnost v Evropě byla odhadnuta na 550–1 800 000 párů, bez špatně zpracovaného Ruska na 450 000–800 000 párů, z toho 80 % ve Skandinávii (BirdLife International/European Bird Census Council 2000).

V posledních desetiletích se však populační pokles začíná projevovat i v severských zemích, ve kterých byla populace dříve stabilní. Jako příklad lze použít situaci v Norsku, ve kterém patří jak tetřev, tak i tetřívka stále mezi běžné lovné druhy zvěře. Trendy poklesu nesignalizují pouze sčítané stavy, které jsou získávány

propracovanými metodami sčítání tetřevovitých. Tyto sčítací metody jsou založeny na stanovení indexu populační hustoty, který vychází z vokalizace samců tetřívka obecného v období toku. Monitoring je realizován na předem vybraných lokalitách, které jsou opakovaně používány po mnoho let. Cílem každoročně opakovaných pozorování je tvorba databáze, na základě které je pak možné stanovit index početnosti pro všechny takto monitorované druhy tetřevovitých. Na území celého Norska je pro hodnocení početnosti tetřívka obecného každoročně používáno více než 500 monitorovacích ploch. Druhou metodou je pak sčítání tetřívka na předem vytyčených transektech. Data se ukládají do mobilní aplikace a jsou pak přepočítávána na celá zájmová území. Populační pokles je jasně patrný z vykazovaných údajů o lovu tetřeva a tetřívka (Obr. 2). V případě tetřívka poklesl počet ulovených kusů z více než 50 000 jedinců v lovecké sezóně 1991–1992 na necelých 20 000 jedinců v sezóně 2018–2019, což znamená pokles na 40 %. V případě tetřeva není



Obr. 1: Evropské rozšíření tetřívka obecného k roku 2015 (<http://maps.iucnredlist.org/>).

propad tak dramatický z důvodu menšího výchozího stavu lovených jedinců. Nicméně propady v početnosti ulovených kusů, které byly zaznamenány v loveckých sezónách 1996–1997, 2005–2006 a 2015–2016 jsou pro oba dokumentované druhy tetřevovitých společné, což ukazuje na pravděpodobný negativní vliv klimatických faktorů.

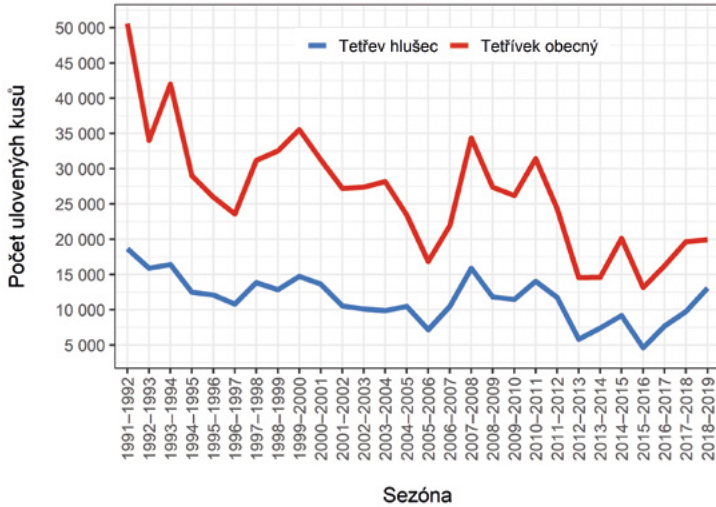
3.2 Historické rozšíření v ČR

ČERNÝ (1884) uvádí, že tetřívci osidlují klidné a rozsáhlé lesy v chladnějším, ale i mírném a podnebí. Jsou to táž území starého světa, jež obývá tetřev, avšak poněkud dále k severu a méně k jihu. V Itálii se zdržují pouze ve vysokých horách, ale ve Španělsku a v Řecku se nevyskytují. Po tetřevu je tetřívka nejdůležitějším z lesního ptactva české myslivosti.

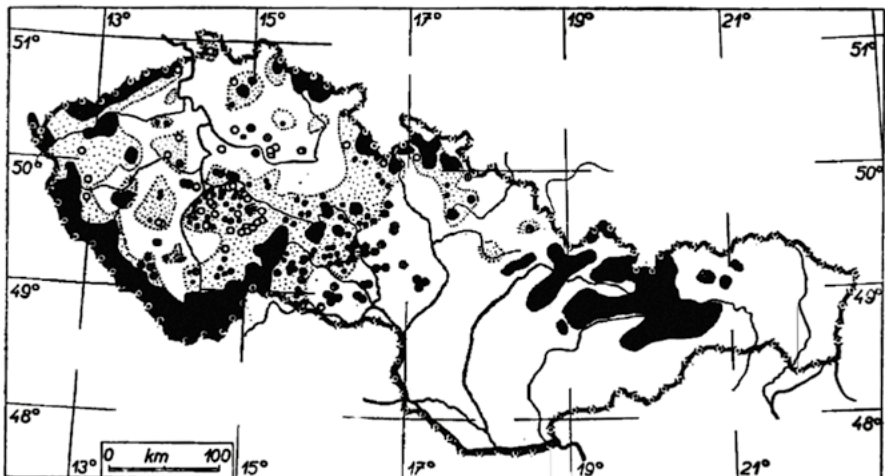
Dále uvedený přehled historického vývoje stavů tetřívka zpracoval HAVRÁNEK et al. (2002).

Tetřívka je stálý pták, jehož fragmentovaný areál výskytu v ČR se nachází v pohraničních horách, kde vystupuje až nad hranici lesa. Například v Krkonoších na Studniční hoře až do 1500 m n. m. (FLOUSEK, GRAMSZ, 1999). Podle statistik úlovků byly pravděpodobně nejvyšší stavy kolem roku 1910 (SEKERA, 1938). KOSTROŇ (1953), uvádí, že v roce 1933 (1934) bylo v Čechách a na Moravě loveno 1,4 ks (1,2 ks) tetřívka na 1000 ha honební plochy a dále pak, že v letech 1933–35 v průměru 6182 kusů (9973 kg zvěřiny). V té době byl tetřívka rozšířen téměř na celé ploše Čech a Moravy. Pro srovnání bylo v této době loveno 1019 ks tetřevů.

Tetřívka obecný se dříve nevyskytoval pouze v horských oblastech jak je tomu nyní. Ještě kolem roku 1950 pokrýval areál jeho rozšíření většinu území ČR. Rozšíření je patrné z níže uvedené mapy (Obr. 3), která uvádí areál výskytu tetřívka obecného na území Československa v letech 1935 a 1960 (Hudec et al., 1966). Již z této mapy je patrný zřetelný úbytek území obývaného tetřívkem mezi uvedenými lety. Tato situace se v průběhu uplynulých desetiletí nadále velmi dynamicky měnila. Od roku 1977 pokrýval výskyt již pouze 15 % původní plochy (HANUŠ et al., 1979). Areál výskytu ubýval i nadále a snižovala se také početnost populace. V letech 1973–1977 byl celkový stav v ČR odhadnut na 2500–4500 kohoutů (ŠTASTNÝ et al., 1987), v období 1985–1989 na 1100–2200 a v roce 2000 na 1000 kohoutů (ŠTASTNÝ et al., 2000).



Obr. 2: Lov tetřeva a tetřívka v Norsku v období 1991–2019.

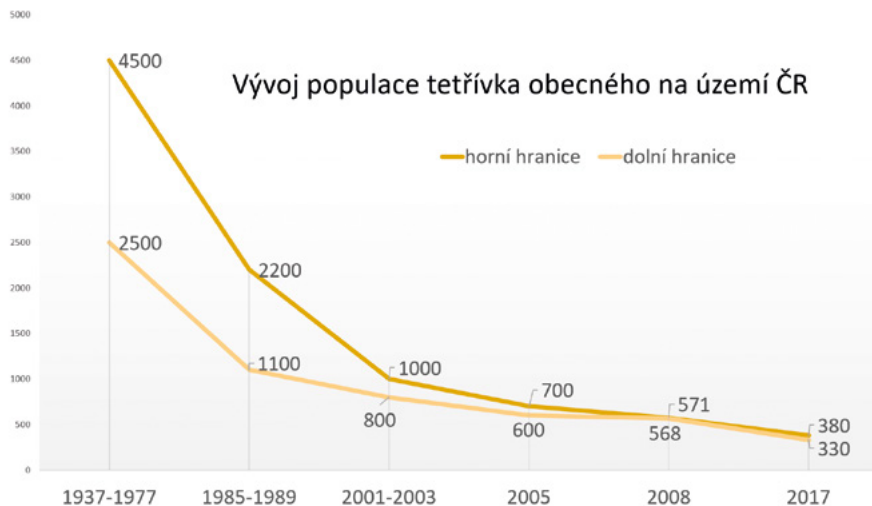


Obr. 3: Rozšíření tetřívka v letech 1935 (tečkovaná) a 1960 (černá) – (HUDEC et al., 1966).

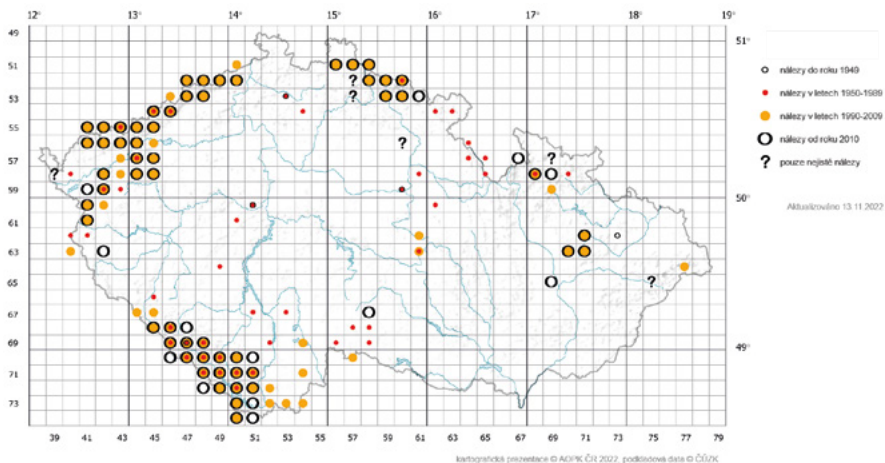
Na druhé straně byly v minulém tisíciletí zaznamenány i mírně rostoucí trendy početnosti, i když pouze krátkodobé. Lokální nárůsty se vyskytovaly v místech, na kterých došlo z různých příčin k velkoplošnému odlesnění. Tyto změny byly dokumentovány po kalamitách, způsobených bekyní mniškou po r. 1950 (KOMÁREK, 1945; HUDEC et al., 1966). Obdobná situace nastala též po roce 1950 v rozsáhlých vojenských prostorech s destrukční činností vojenské techniky. Od konce 70. let 20. století byl mírně rostoucí trend patrný také na imisních holinách v Krušných a Jizerských horách a v menší míře i v Krkonoších. V České republice tak stále zůstávaly hlavními oblastmi výskytu Krušné hory (v roce 2000 sčítáno 316 M, odhad 350–400 ks), Jizerské hory (83 M, odhad 80–100) a Krkonoše (103 M, resp. 140–150 včetně polské části – FLOUSEK, GRAMSZ, 1999). Dále se tetřívek vyskytuje v Labských pískovcích (18 M), Jeseníkách 4 M), na Libavé (21 M, podle myslivecké statistiky 35–36), ve Žďárských vrších (odhad do 10 ex.), v Novohradských Horách (19 M), v Českém lese (4 M), ve Slavkovském lese (1 ks, odhad 12–15 m) a v Doupovských horách (19 M). Zcela zmizel z Třebońska (naposledy 2 ex. 1955 – Faun. Poz. JOK 1995) a Jindřichohradecka (naposledy 2F 1997 Rajchéřov – Kakrlík i. l.). Výskyt tetřívka v Orlických horách, na Králickém Sněžníku a v Hrubém Jeseníku popisuje PORKERT (1982, 2005). Žádné novější zprávy již nejsou ze Smrčin. Příčiny úbytku počtů nejsou zcela jasné.

3.3 Současné rozšíření v ČR

Relativně početnější populace tetřívka se na území České republiky v současné době nacházejí v pohraničních pohořích. Za relativně stabilní subpopulace jsou považovány výskyty tetřívka v Krušných horách, Jizerských horách a v Krkonoších. Obdobně se tetřívek vyskytuje i v Šumavském národním parku. Na všech těchto lokalitách však pokračuje dlouhodobý klesající trend, který nastal již v první polovině 20. století. Vyjma horských oblastí se málo početné subpopulace tetřívka nacházejí také ve vojenských prostorech Boletice a Hradiště. Tetřívek byl v posledních letech přítomen také ve vojenském prostoru Libavá, ze kterého vymizel v roce 2019. Tetřívčí populace v České republice je od ostatních populací nacházejících se ve střední Evropě izolovaná a jednotlivé populace v pohořích jsou relativně malé. Podle současné myslivecké statistiky bylo v roce 2010 na území ČR hlášeno 692 tetřívků. Poslední dostupné údaje dle Ústavu pro hospodářskou úpravu lesa udávají k roku 2020 početní stav již pouze 392 tetřívků. Tato početnost je udávána pro území republiky mimo národních parků a vojenských prostorů. Data pro



Obr. 4: Vývoj populace tetřívka obecného na území České republiky podle Červeného seznamu (CHOBOT, NĚMEC, 2017).



Obr. 5: Mapa aktuálního rozšíření tetřívka obecného podle nálezné databáze ochrany přírody (portal.nature.cz).

celou ČR jsou sumarizována Českým statistickým úřadem. V sezóně 2021–2022 ČSÚ udává početnost 504 jedinců tetřívka obecného a 386 jedinců tetřeva hlušce. Dalším dostupným zdrojem dat jsou údaje z Červeného seznamu. Dlouhodobý trend vývoje početnosti tetřívka obecného je patrný z Obr. 4. Areál současného rozšíření tetřívka je uveden na Obr. 5 – na mapě České republiky, která znázorňuje aktuální rozšíření od roku 2010 na základě Nálezové databáze Agentury ochrany přírody a krajiny.

4 FAKTORY OVLIVŇUJÍCÍ VÝVOJ POČETNOSTI TETŘÍVKA

Důvody poklesu početnosti populací tetřívka ve střední Evropě, ale i v severní části areálu výskytu (Skandinávie) lze spatřovat v mnoha faktorech. Tyto faktory působí na populaci tetřívka a dalších lesních kurů ve stejném čase, což umocňuje jejich negativní vliv a dopad na početnost a areál výskytu těchto druhů. K obecně známým důvodům poklesu abundance tetřívka zcela jistě patří úbytek vhodných stanovišť, který byl v minulosti způsoben zejména vysušováním původně vhodných území, těžbou rašelinišť, rozoráváním luk, zalesňováním cenných bezlesých oblastí, zvýšením intenzifikace zemědělství spojeným s nadměrným používáním látek určených na ochranu rostlin a hnojiv. Zásadní změny prodělává také lesnický sektor, a i v tomto odvětví je patrný nárůst intenzifikace hospodaření, což lesním kurům zcela jistě neprospívá.

K zarůstání dřívě otevřených ploch dochází také celkovým znečištěním ovzduší včetně nadměrného přísunu dusíku do prostředí, což negativně ovlivňuje ekosystémy nadměrným růstem konkurenčně silných travin na úkor pro tetřívka vhodných druhů, jako jsou brusnicovité. Nezanedbatelným faktorem jsou narůstající turistické a rekreační aktivity. Negativní roli jistě hrají i vysoké stavy predátorů, především lišky obecné, kunovitých šelem, krkavce velkého a prasete divokého. Zmiňovaný populační pokles je v České republice reflektován vyhláškou Ministerstva životního prostředí č. 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona ČNR č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. Na základě těchto legislativních dokumentů je tetřívka pokládán za druh silně ohrožený.

4.1 Mortalita dospělých jedinců

Mortalita dospělých jedinců tetřívka obecného byla v minulých letech relativně dobře prostudována. Údaje o příčinách mortality jsou proto částečně dostupné i z území České republiky. Na našem území byla publikována studie, v rámci které byly příčiny úhynu ověřovány pomocí radiotelemetrického sledování kohoutků odchycených ve východní části Krušných hor, konkrétně v okolí města Litvínov (SVOBODOVÁ et al., 2011). V období, kdy tato studie probíhala, se v zájmovém území výzkumu nacházela relativně stabilní populace tetřívka obecného s početností

1,2–3 tokajících kohoutků/100 ha (v letech 2000–2003). Pro účely studie byli kohoutci odchyťováni na tokaništích pomocí sklapovacích pastí. Obdobným způsobem byli odchyťováni také během zimy na místech s nastraženou potravou. Odchyt byl realizován v letech 1998 až 2003. Celkem bylo popsáním způsobem odchyceno 13 samců. Odchytení jedinci byli následně označeni převážně krčními radiotelemetrickými vysílači, případně vysílači typu batůžek.

Výsledky radiotelemetrického sledování potvrdily velmi nízké přežívání označených tetřívčích kohoutků. Ročního přežití dosáhlo pouhých 21 % kohoutků. Za hlavní příčinu mortality bylo možné označit predaci. Z 12 označených kohoutků bylo v průběhu jednoho roku predátory usmrceno osm jedinců (67 %). Sedm z nich usmrtil savčí predátor (88 %), jehož přesné určení nebylo možné. Z těchto výsledků je možné usuzovat, že jestřáb lesní nepředstavuje v oblasti Krušných hor pro dospělé tetřívky tak významné ohrožení. Hlavními predátory jsou kuny či lišky, které je možné obhospodařovat lovem. Proto by jim měli myslivci věnovat náležitou pozornost. Zjištěná míra přežívání je zároveň velmi nízká ve srovnání s dalšími regiony Evropy (SVOBODOVÁ et al., 2011).

Příčiny mortality dospělých jedinců tetřívka se liší v závislosti na mnoha faktorech, jako je například početnost populace tetřívka v dané lokalitě, početnost a druhové složení predátorů, management daných lokalit a celková charakteristika biotopu. Proto jsou příčiny mortality v různých oblastech Evropy odlišné. Jako příklad může posloužit studie z centrálního Finska. V tomto případě byly radiotelemetricky označeny a následně sledovány tetřívčí slepičky. Ve zmíněném regionu byla jako nejvýznamnější příčina mortality zjištěna predace dravci (51,8 % případů). Savčí predátoři byli zodpovědní za o něco více než čtvrtinu usmrcených tetřívčích slepiček (26,7 %) – (PEKKOLA et al., 2014). Nejvyšší míra predace byla zjištěna na jaře. Výsledky tak potvrdily narůstající sezónní mortalitu slepiček, která je úzce spjata s obdobím toku a následným sezením na hnízdech v době od konce dubna do poloviny května. Studie zároveň potvrdila výrazně větší šanci na přežití starších jedinců v porovnání se subadultními jedinci, kteří v čase prvního přezimování ještě nemají dostatek zkušeností v porovnání s dospělci.

Podobná zjištění o nižší míře přežívání mladých (subadultních) tetřívků v porovnání se staršími ptáky v zimním období byla publikována v Anglii. V této studii bylo označeno a sledováno celkem 70 jedinců a klíčovými predátory mladých tetřívků se ukázali být lasice hranostaj a dravci, pravděpodobně sokol stěhovavý. Liška obecná byla prokázána jako méně významný predátor. Téměř 13 % tetřívků uhynulo po nárazu do drátěného oplocení (WARREN, BAINES, 2002). V tomto ohledu se nabízí možná paralela s Českou republikou, neboť oplocení se u nás velmi často používá jako ochrana výsadeb lesních dřevin před spárkatou zvěří. Drátěné oplocenky jsou

rozšířeny a velmi často využívány ve všech horských lokalitách současného výskytu tetřívka. Především Krušné hory trpí značným poškozováním lesních porostů spárkatou zvěří. Proto se v těchto oblastech budují bytelná oplocení s dobou udržitelnosti 10 a více let. V podmínkách České republiky přitom může každý uhynulý dospělec, který se nezapojí do reprodukce, znamenat citelnou ztrátu pro stále fragmentovanější subpopulace tetřívka.

Zmíněná studie (WARREN, BAINES, 2002) pocházející ze severovýchodní části Anglie zároveň poukazuje na téměř nulovou mortalitu dospělých tetřívků v průběhu letních měsíců, kdy je pro predátory snazší vyhledat dostupnější kořist. Tato skutečnost však opět zdůrazňuje riziko predace v období toku a sezení na hnízdech, což je zásadně ovlivněno charakterem stanoviště a dostupností stanovišť vhodných k hnízdění.

4.2 Hnízdní úspěšnost jako klíčový faktor

Pro zachování a případný nárůst populace tetřívka obecného není důležité pouze přežívání dospělých jedinců. Jako rozhodující se podle výsledků publikovaných studií jeví úspěšnost vyhnízdění a následné přežívání kuřat. Hnízdní úspěšnost lze ověřit buďto přímo, a to telemetrickým sledováním hnízdících slepiček, nebo nepřímo – tedy vyložením umělých hnízd. Přímé ověření již není v podmínkách České republiky reálné z důvodu nízké populace tetřívka. Dříve provedené experimenty, zaměřené na vyhodnocení predace umělých hnízd ukázaly na značnou míru predace.

V roce 2020 bylo provedeno ověření predace hnízd v oblasti Cínoveckého rašeliniště, kde se v období 2016 až 2019 nacházela subpopulace o početnosti 14 až 24 tokajících kohoutků. Umělá hnízda byla vyložena na přelomu dubna a května a jejich osud byl monitorován pomocí fotopastí po dobu 25 dnů. Během tohoto sledovaného období bylo predováno 68 % monitorovaných hnízd. Hnízdní úspěšnost by tedy činila pouhých 32 %. Struktura pozorovaných predátorů se lišila s ohledem na monitorovaná stanoviště. Zatímco savčí predátoři (liška a kuna) byli zaznamenáni nejčastěji v okrajích porostů a v rozvolněných porostech, krkavec velký predoval umělá hnízda na otevřených pasekách. U Cínoveckého rašeliniště byla mezi zaznamenanými predátory vyložených hnízd zdokumentována také prasata divoká (CUKOR et al., 2021a). Zjištěná hodnota predovaných umělých hnízd byla značně vyšší, pokud bychom ji porovnali s další studií, která byla provedena 12 km západně

od této lokality. V případě této srovnatelné studie bylo předováno pouze necelých 18 % vyložených hnízd (SVOBODOVÁ et al., 2004). Na druhé straně podobně provedená studie z polské části Krkonoš prokázala predaci všech 100 vyložených hnízd v prvních sedmi dnech po vyložení (MERTA et al., 2009). Tyto protichůdné výsledky z uvedených lokalit ukazují na vysokou variabilitu predace v závislosti na dalších faktorech, jako je početnost predátorů, charakteristika stanovišť, případná početnost populací tetřevovitých nebo myslivecký management.

Souhrnnou studii, která popisuje hnízdní úspěšnost tetřívka obecného, zpracovali JAHREN et al., (2016). Na základě vyhodnocení dříve publikovaných dat uvádějí dramatický pokles v úspěšnosti hnízdění tetřívka v období mezi roky 1934 a 2014. Na základě sumarizace dat a jejich zpracování ve formě modelu předpokládají výsledky pokles hnízdní úspěšnosti v oblasti Fenoskandinávie z 0,9 na 0,55 v případě tetřívka a z 0,89 na 0,35 v případě tetřeva od uvedeného roku 1934 až do současnosti. Obdobná situace byla zjištěna na Britských ostrovech. Počet úspěšně vysezených hnízd tetřeva hlušce poklesl ve Skotsku mezi roky 1983 a 1991 z 0,59 na 0,49. Naproti tomu v případě tetřívka nebyly na Britských ostrovech prokazatelné změny v poklesu hnízdní úspěšnosti zjištěny (za období 1934 až 2002).

4.3 Přežívání a důvody mortality kuřat

Stabilitu populace výrazně ohrožuje nejenom pokles hnízdní úspěšnosti, ale zejména následné přežívání vysezených kuřat. Přežívání juvenilních kuřat na slepičku přímo vychází z úspěšného vyhníždění. Vyhníždění a následné přežívání kuřat je dohromady hodnoceno jako tzv. celková úspěšnost reprodukce, již je možné vyjádřit průměrným počtem kuřat, která přežijí do podzimního období. Tato hodnota se obvykle pohybuje mezi jedním až třemi kuřaty na slepičku tetřevovitých. Ve stabilních populacích přežijí letní období v průměru více než dvě kuřata na jednu dospělou slepičku. Mortalita kuřat se liší podle celkové početnosti tetřívka v oblasti a charakteru biotopu, obdobně jako úspěšnost vyhníždění či přežívání dospělých jedinců.

Srovnání vývoje počtu přeživších kuřat do podzimního období shrnuje práce JAHREN et al., (2016), která popisuje také úspěšnost vyhníždění. Vývoj početnosti vyvedených kuřat na slepičku je možné opět rozdělit podle areálů výskytu. V případě Fenoskandinávie byl zjištěn dramatický pokles početnosti přeživších kuřat na slepičku z původních 3,1 na 1,2 kuřat v období mezi roky 1958 až 1982. Srovnatelný

pokles byl zjištěn i u tetřívka. V období 1967 až 1987 poklesl počet přeživších kuřat na slepičku z 3,5 kuřat na 1,6. V případě Skotska byl u tetřeva zjištěn ještě prudší pokles, a to z 3,2 na 0,8 kuřat v období 20 let mezi roky 1975 až 1995. Naproti tomu u tetřívka na Britských ostrovech početnost přeživších kuřat nejprve narostla. Mezi roky 1946 až 1975 tyto počty narostly z 0,8 na 2,3 kuřat na slepičku. V dalších letech (1992 až 2001) však došlo k opětovnému poklesu, a to z 2,0 na 1,3 kuřat na slepičku. Pokles byl pozorován také v kontinentální Evropě. K zásadnímu poklesu došlo u tetřeva. V roce 1976 byla početnost přeživších kuřat na slepičku odhadována na 7,1. Následně došlo k poklesu na pouhých 1,3 kuřat v roce 1991. Výsledné hodnoty jsou podobné i v případě tetřívka. Zde počet kuřat poklesl z původních 3,3 (1971) na 1,2 v roce 1988.

Zvýšení mortality kuřat způsobilo plošný pokles početnosti obou druhů tetřevovitých. Tento pokles je možno uvažovat za hlavní příčinu ústupu početnosti tetřeva i tetřívka, protože přežívání dospělců je v hlavních oblastech výskytu – především ve Fénoskandinávii dlouhodobě stabilní. Tato souhrnná studie, podobně jako ostatní, uvádí jako nejvýznamnější důvod tohoto vývoje změny ve využití půdy, zároveň zmiňuje vysoký predáční tlak (JAHREN et al., 2016). Mezi další diskutované příčiny úhynu kuřat patří klimatické podmínky, které mohou v nepříznivých letech způsobit následné zásadní oslabení celé populace. Kuřátka může ohrožovat především chladné a deštivé počasí v červnu, tedy v prvních týdnech života. V tomto období jsou kuřátka závislá na dostupnosti potravy, která se v prvních týdnech skládá z různých vývojových fází hmyzu. Zde hrozí také nesoulad s ohledem na probíhající klimatickou změnu. Kuřata se mohou vyklubat v období, kdy nejsou daná vývojová stadia hmyzu v přírodě dostupná, a proto mohou hladovět, což se následně projeví na špatné fyzické kondici.

Také evropské studie potvrdily, že v celkovém vývoji a stabilitě populace tetřevovitých hraje zásadní roli přežívání kuřat. Silná pozitivní souvislost v meziročním nárůstu populace a přežíváním kuřat v prvních pěti týdnech po vylíhnutí naznačuje, že přežití kuřat je klíčovým faktorem populačních fluktuací (ROTELLI et al., 2021). Variabilita v přežívání kuřat byla z podstatné části způsobena teplotními výkyvy v měsíci červenci. V tomto období nemají kuřata plně vyvinuté opeření, tudíž nejsou schopna efektivní regulace teploty bez zahřátí slepičkou (ROTELLI et al., 2021). Vnímavost kuřátek tetřevovitých, i tetřívka obecného a tetřeva hlušce k výkyvům počasí, včetně nízkých teplot a intenzivních dešťů, byla již dříve popisována řadou faktorů (BAINES et al., 2007; JAHREN et al., 2016). Tyto extremity počasí, které jsou v důsledku postupující klimatické změny stále častější, proto znamenají výraznou hrozbu pro populační dynamiku tetřívka a jsou označovány za jeden z hlavních příčin populačního poklesu (ROTELLI et al., 2021).

4.4 Rekreační tlak

Rekreační tlak a zvýšená návštěvnost přírody z počátku 21. století je zmiňována jako další z významných faktorů, ovlivňujících početnost populací tetřevovitých. Narušování života tetřevovitých lidskými rekreačními a turistickými aktivitami se stává velkým problémem ochrany jejich populací (STORCH, 2013). Tato disturbance může mít krátkodobé následky ovlivňující chování, ale také způsobuje dlouhodobé změny ve využití prostředí, snížení úspěšnosti v reprodukci a pokles početnosti populací. Mezi významné nepříznivé vlivy patří zejména provozování lyžařských vleků, úprava a užívání běžkařských tras, skialpinismus či freeriding (volný sjezd lyžařů lesními porosty mimo sjezdovky), který je často provozován nelegálně. Například v Krkonoších se počet návštěvníků běžkařských tras odhaduje na milion ročně. Klid v zimním období je přitom pro tetřívky velice důležitý, opakované rušení spolu se sníženou dostupností potravy může vést k jejich špatnému zdravotnímu stavu. Mimo zimní sezonu jsou zdrojem zneklidňování v těchto lokalitách další sportovní aktivity, například cyklistika a jiné varianty turismu.

Vyrušování ovlivňuje fyzickou kondici tetřívka během celého roku. Obzvláště negativní význam je zmiňován v období toku. Jedním z neblahých důsledků může být přechod k solitérnímu tokání tetřívka obecného (ZEITLER, 2000). Opakovaným narušením toku dochází ke snížení oplození vajíček a následnému menšímu počtu vylíhnutých kuřat na hnízdicí slepici. Zvýšený rekreační tlak v jarních měsících může případně způsobit i opuštění hnízda slepičkou. Dalším rizikovým obdobím je z hlediska vyrušování tetřevovitých podzim. V podzimních měsících získávají subadultní, ale i adultní jedinci dostatečnou kondici konzumováním energeticky bohaté potravy ve formě plodů brusnicovitých či jeřábu. Obdobně problematické je vyrušování zimujících jedinců, neboť představuje riziko vysokých energetických nároků na ptačí organismus.

Zvýšení rizika vyrušování tetřevovitých lze vnímat v post-covidovém období. V průběhu pandemie COVID-19 vedla opakovaná doporučení návštěv přírody ke zvýšenému rekreačnímu tlaku. Nárůst návštěvnosti se projevila nejenom na značných lesních cestách a turistických trasách, ale i mimo ně (ČUKOR et al., 2021b). Problematický je přitom především pohyb lidí a vyrušování tetřevovitých, ale i dalších druhů živočichů v místech mimo lesní cesty. Druhy ptáků a savců, které jsou vůči lidským aktivitám a vyrušování nejvíce senzitivní (především chráněné druhy), mohou z těchto míst lokálně vymizet. Druhové složení se následně mění. Postupně převládají běžné druhy, které jsou schopny se lidským disturbancím přizpůsobit. Jako příklad může posloužit finská studie, která potvrdila vyšší početnost na zemi

hnízdících ptáků v odlehlých lesních oblastech v porovnání s místy ovlivněnými turismem (TOLVANEN, KANGAS, 2016).

Nicméně i chráněné druhy se mohou na vyrušování v lesních komplexech v blízkosti míst jejich výskytu adaptovat, pokud jsou tyto lidské aktivity pravidelné a soustředěné pouze na části území, jako je např. pohyb lidí pouze po lesních cestách. Toto potvrdila studie z Německa, konkrétně z oblasti Dolního Saska, která ověřovala reakce tetřívka obecného na vyrušování lidskými aktivitami v lesních porostech. Prostorová aktivita tetřívka byla ověřována GPS vysílači. Označení jedinci se vyhýbali blízkosti veřejných cest a jejich kontaktní (reakční) vzdálenosti přímo souvisely s intenzitou využívání těchto komunikací. Tetřívci navštěvovali stanoviště v blízkosti cest za svítání. V průběhu dne – tedy v období se zvýšenou turistickou zátěží – se těmto biotopům poblíž turistických chodníků a lesních cest naopak vyhýbali (TOST et al., 2020).

4.5 Absence vhodných biotopů

Pravděpodobně nejvýznamnějším důvodem úbytku vhodných lokalit pro tetřívka v České republice, a tím i dramatického poklesu jeho početnosti, byly a stále jsou probíhající změny charakteru krajiny včetně zásahů do biotopů, které tetřívek dříve obýval či stále obývá. Vhodná stanoviště nepředstavují na většině lokalit finální stadium sukcese. Pro udržování příhodného prostředí je tak často zapotřebí citlivý zásah člověka (pokud se nejedná o stanoviště ovlivněná vodou, která výrazně méně zarůstají). Lesní ekosystémy se postupně zapojují a vytvářejí husté porosty, které tetřívkově nevyhovují. Jedná se především o zapojené hospodářské lesy, orientované na produkci dřevní hmoty. Příkladem mohou být původně vhodné holiny v horských polohách severní, východní a západní části České republiky po imisní kalamitě v 70. letech minulého století. Imisní holiny byly na značném území Krušných hor v tomto kritickém období zalesněny smrkem pichlavým, který ve srovnání se smrkem ztepilým netvoří husté zapojené porosty. Rozvolněné lesy smrku pichlavého představovaly pro tetřívka přechodně vhodná stanoviště. Na přelomu tisíciletí však došlo na mnoha místech k rekonstrukcím těchto porostů a smrk pichlavý byl z důvodu zlepšení imisní situace nahrazen smrkem ztepilým v zákonných počtech, které byly definovány na základě vyhlášky č. 139/2004 Sb. Minimální počty vysazovaných sazenic smrku ztepilého byly stanoveny v rozmezí od 3 do 4 tis. jedinců na plochu 1 ha. Takto zalesněné plochy utvořily již po několika letech od zalesnění

zapojený porost, který v případě smrku značně omezí přísun světla do spodních pater porostu. Dříve vhodné porosty smrku pichlavého na imisních holinách nahrazením smrkem ztepilým tak pro tetřívka postupně ztratily význam, což se značně negativně projevilo na poklesu jeho populace v uplynulých desetiletích. Takto zapojené porosty smrku ztepilého prakticky zcela znemožní růst bylinného patra a omezí diverzitu a abundanci hmyzu, který je klíčový jako potrava pro kuřata tetřívka. Jedná se především o stejnověké smrkové monokultury mladšího až středního věku (mlaziny, tyčoviny až slabé kmenoviny), které nemají žádné nebo jen velmi řídké bylinné patro s pokrývností do 30 %. V bylinném patře se v těchto porostech může nacházet zejména *Calmagostis villosa*, *Avenella flexuosa*, *Dryopteris dilatata*, *Vaccinium myrtillus*, *Luzula sylvatica* a *Luzula albida*. Potenciálně vhodné borůvčí však v těchto nevhodných světlostních podmínkách zpravidla nevytvoří souvislý zapojený porost a vyskytuje se často pouze mozaikovitě. Nedostatek světla se následně projevuje menší mírou fruktifikace v porovnání s borůvkám na otevřených plochách či v otevřeném lese.

Přítomnost tetřívka je v současné době na území České republiky vázána na rozvolněné až místy zcela otevřené lesní porosty s bohatým a vysoce diverzifikovaným bylinným patrem. Tomu tak nebylo vždy, což naznačuje mapa rozšíření z období 1935 a 1960 (viz Obr. 3). Z historických pramenů je patrné, že se preference biotopů v případě tetřívka značně mění. Tetřívek se v první polovině minulého století vyskytoval ve středních polohách, kde obýval zemědělsky extenzivně obhospodařovaná území v okolí menších lidských sídel. Jeho výskyt byl v těchto oblastech umožněn především nesrovnatelnou intenzitou zemědělství bez používání přípravků na ochranu rostlin. Zároveň lze v dřívějších dobách usuzovat na menší celkovou produktivitu krajiny, která umožňovala udržet větší populace tetřívka s minimem významných predátorů (především lišky obecné a obou druhů kun). Tato situace se však dramaticky změnila a tetřívek z těchto oblastí zcela ustoupil. Reziduální výskyty najdeme v případě středních poloh již pouze ve Vojenském újezdu Hradiště v Doupovských horách, kde se tetřívek vyskytuje v nadmořské výšce v přibližném rozmezí začínajícím od 600 až 650 m n. m. Specifikem vojenských prostorů je zcela odlišné hospodaření v krajině bez intenzivního zemědělství s vysokou diverzitou bylinného patra a hmyzu, což vyhovuje především kuřatům tetřívka v prvních týdnech života.

Těžiště horského výskytu tetřívka je v současné době v České republice umístěno převážně na rašelinných stanovištích. Jsou to mnohdy jediné plochy v lesních komplexech, které nebyly zalesněny a na kterých se nevyskytuje zapojená vegetace stromového patra. Rašeliniště jsou charakteristická vysokou hladinou spodní vody, která zabraňuje uchycení a růstu zapojeného lesního porostu. Tato stanovi-

ště pokrývají charakteristická travobylinná společenstva a nízké keřky, které jsou schopny snášet specifický vodní režim rašelinišť. Značná část mokřadů a rašelinišť byla však v minulém tisíciletí odvodněna. Jako příklad může posloužit česká strana Šumavy. V Národním parku bylo v minulosti systematickým odvodňováním a průmyslovou těžbou rašeliny negativně ovlivněno více než 50 % původních mokřadů a rašelinišť. Tímto procesem byla značně narušena ekologická stabilita těchto stanovišť. Výsledkem zmiňovaných hospodářských činností s negativním dopadem je následná degradace původního biotopu, včetně nižší druhové rozmanitosti a narušení vodního režimu krajiny, což jenom umocňuje nežádoucí efekty probíhající klimatické změny. V současné době probíhá řada projektů, zaměřených na zlepšení přírodního stavu poškozených rašelinišť i dalších mokřadů a obnovu přírodního vodního režimu (life.npsumava.cz). Tyto změny mohou mít velmi podstatný pozitivní vliv na současné populace tetřívka v místech realizací úprav.

5 CHARAKTERISTIKA SOUČASNÝCH BIOTOPŮ S VÝSKYTEM TETŘÍVKA V ČR

V případě hodnocení charakteristiky vhodných či potenciálně vhodných biotopů pro tetřívka obecného je nutné vycházet z jeho biologických nároků na stanoviště a z ekologie tetřívka. Zde mohou velmi dobře posloužit data o velikostech domovských okrsků, která tak mohou udávat minimální výměru vhodných biotopů i s ohledem na případné managementové úpravy. Z České republiky je dostupná studie SVOBODOVÉ et al. (2011), která ověřovala domovské okrsky kohoutků tetřívka pomocí VHF telemetrie v Krušných horách. Výsledky ukazují na největší domovské okrsky kohoutků na podzim, a to 276,5 ha \pm 175,0 (n = 11), kdy se jedinci připravují na přezimování a intenzivně hledají dostupné zdroje potravy. Větší domovské okrsky byly zaznamenány také během období toku, tedy v jarních měsících. Výměra okrsků na jaře činila v průměru 201,1 ha \pm 59,9 (n = 12). Naproti tomu nejmenší okrsky byly zjištěny v létě (71,0 ha \pm 13,5; n = 10) a v zimním období (101,0 ha \pm 38,9; n = 7).

Výrazně menší výměra domovských okrsků tetřívka byla stanovena v subalpínském lese ve Švýcarsku na stanovištích v rozmezí výškového gradientu 1400–2300 m n. m. V této švýcarské studii však byly telemetrovány převážně slepičky, u kterých lze nižší výměru okrsků předpokládat především v období inkubace vajíček a péče o kuřata. Domovské okrsky se na přelomu jara a léta pohybovaly v rozmezí od 9,8 do 18,5 ha (13,5 ha \pm 3,6) v případě slepiček, které kuřata úspěšně odvodily. U slepiček, kterým se nepodařilo kuřátka odvodit (nejčastěji z důvodu predace hnízd či vylihnutých kuřat) se výměra domovských okrsků pohybovala v rozmezí od 9,8 do 48,8 ha (18,1 ha \pm 13,0). V porovnání s českou studií byla zjištěna také relativně menší výměra domovských okrsků u kohoutků, která se v letních měsících pohybovala v rozmezí od 4,0 do 80,0 ha (18,0 ha \pm 19,2) – (PATTHEY et al., 2012).

Z uvedených rozdílů ve výměře domovských okrsků je jasné patrné, že jejich výměra odpovídá struktuře daného stanoviště, což do jisté míry může určovat i následný management biotopů. Charakter životního prostředí přímo ovlivňuje i úspěšnost vyhníždění a mortalitu kuřat tetřívka. Například studie z Finska prokázala snížení úspěšnosti hníždění tetřívka ve stále více fragmentovanější lesní krajině, která se prolíná se zemědělskou půdou, a nabízí tak výrazně vyšší potravní potenciál pro predátory v porovnání s lesními komplexy (KURKI et al., 1995). Obdobný efekt lze pozorovat i v případě rekreačního tlaku a nárůstu zástavby v okolí lokalit s dřívě

bohatým výskytem tetřívka. V podmínkách České republiky lze vhodné biotopy rozdělit na vhodné biotopy v horských ekosystémech a na stanoviště středních poloh s nyní již spíše reziduálním výskytem tetřívka.

5.1 Horské ekosystémy

V horských ekosystémech lze tetřívka nalézt na stanovištích rašelinných a podmáčených smrčín. Stromové patro rašelinných a podmáčených smrčín je rozvolněné, což umožňuje rozvoj bylinného patra, včetně pro tetřívka potravně důležitých druhů. Kromě dominantního smrku ztepilého (*Picea abies*) se na těchto stanovištích vyskytují přimíšeně či vtroušeně břízy (*Betula pendula* a *Betula pubescens*), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*) a příležitostně také jedle bělokorá (*Abies alba*). Podle stupně zamokření či rašelinění půdy a nadmořské výšky kolísá pokryvnost stromového, keřového a bylinného patra a zastoupení mechorostů. Keřové patro je tvořeno zmlazujícími se dřevinami stromového patra a krušinou olšovou (*Frangula alnus*). V bylinném patře rostou brusnice (*Vaccinium myrtillus*, *Vaccinium uliginosum* a *Vaccinium vitis-idaea*), trávy (*Calamagrostis villosa*, *Molinia caerulea*, *Deschampsia caespitosa* aj.), kapradiny (*Athyrium filix-femina*, *Dryopteris dilatata* aj.) a přeslička lesní (*Equisetum sylvaticum*). Přítomny jsou také horské druhy (např. *Homogyne alpina*, *Lycopodium annotinum* a *Trientalis europaea*). Mechové patro je často druhově bohaté a dosahuje pokryvnosti přes 70 %; hojnými druhy jsou rašeliničky (*Sphagnum* spp.) a vlhkomilné mechorosty *Bazzania trilobata* a *Polytrichum commune*.

Kromě bylin jsou důležitým zdrojem potravy tetřívků jehlice a pupeny jehličnanů či jehnědy bříz. Březové jehnědy a pupeny nahrazují chybějící zdroje potravy v zimních měsících, kdy je bylinné patro pokryto vysokou vrstvou sněhové pokrývky. Vhodný biotop však netvoří pouze jeho biologické složky, ale také klid, a to zejména v období toku a hnízdění, ale i v průběhu přezimování dospělých jedinců. Časté rušení tetřívků během tohoto období (způsobené např. turistikou) velmi negativně ovlivňuje úspěšnost toku a následné vyhnízdění (BAINES, RICHARDSON, 2007). Současná stanoviště v horských polohách v Krušných horách, na Šumavě, v Jizerských horách a v Krkonošském národním parku (viz Obr. 5) často trpí nejenom zarůstáním dřívě odvodněných stanovišť s následnou sukcesí lesních dřevin, ale především také rekreačním tlakem.

5.2 Stanoviště středních poloh

V současnosti je prakticky jediným stanovištěm středních poloh, kde se tetřívka stále vyskytuje, vojenský újezd Hradiště v Doupovských horách. Nicméně dřívější mapy areálu rozšíření tetřívka z první poloviny 20. století dokumentují hojný výskyt ve středních polohách, a to především na Vysočině či ve Středočeském kraji, ale i v nižších polohách Pardubického kraje atd. (viz Obr. 3).

Obecně se jako nejvhodnější stanoviště středních poloh jeví především podmáčené louky s různými druhy keřů, tj. mezofilní a suché křoviny nelesního prostředí a dále pak rašelinné březiny. U mezofilních a suchých křovin nelesního prostředí se jedná o husté, nezřídka trnité křoviny, vysoké zpravidla 2–5 m, druhově bohaté, v krajině mozaikovitě roztroušené. Křoviny jsou tvořeny nezřídka z několika dominantních druhů, nejčastěji mohou převládat hlohy (*Crataegus* spp.), růže šípková (*Rosa canina*), růže podhorská (*Rosa dumalis*), trnka (*Prunus spinosa*) či svída krvavá (*Cornus sanguinea*). Již méně se vyskytuje ptačí zob obecný (*Ligustrum vulgare*) nebo řešetlák počistivý (*Rhamnus carhartica*). Plody těchto keřů mohou sloužit jako velmi vhodná potrava dospívajících tetřívků, ale i dospělců před nástupem zimního období s nedostatkem potravy (Obr. 6). Ve stromovém patře jsou, a zejména dříve byly, na těchto stanovištích hojně zastoupeny líska obecná (*Corylus avellana*), javor babyka (*Acer campestre*), jilm habrolistý (*Ulmus minor*), habr obecný (*Carpinus betulus*), třešň ptačí (*Prunus avium*) a pro tetřívka v zimním období důležitá bříza bělokorá (*Betula pendula*).

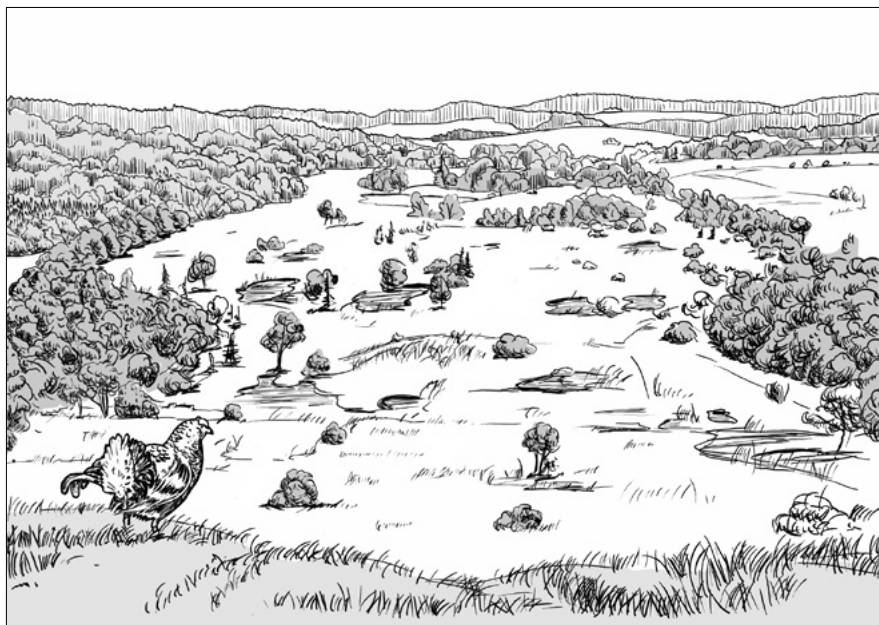
V bylinném patře se nacházejí zejména bažanka vytrvalá (*Mercurialis perennis*), svízel vonný (*Galium odoratum*), lipnice hajní (*Poa nemoralis*), ječmenka evropská (*Hordelymus europeaeus*) a místy i válečka prapořitá (*Brachypodium pinnatum*), kapraď rozložená (*Dryopteris dilatata*), ptačinec velkokvětý (*Stellaria holostea*), vřes obecný (*Calluna vulgaris*) a ostružiník maliník (*Rubus idaeus*). Výskyt druhů podrostu zpravidla odráží druhové složení bylinného patra okolních lešů. Stanoviště tohoto typu však z krajiny vlivem neustálého zintenzivňování lidského hospodaření postupně téměř zcela vymizela již v polovině minulého století, což se následně projeвило na populaci tetřívka ve středních polohách.



Obr. 6: Plody hlohu (nahofe), trnky a šipky (dole), které slouží jako vhodný zdroj potravy tetřívka v podzimním období v lokalitě Doupov (foto: J. Cukor).

6 STRUKTURA VHODNÉHO BIOTOPU A PROSTOROVÉ NÁROKY

Charakteristika vhodného biotopu tetřívka odráží biologické nároky tohoto druhu, tedy především dostatek vhodné potravy jak pro dospělé jedince, tak pro kuřata, dostatek krytu a zcela minimální rušení biotopu s cílem zajištění dostatku klidu. V centru stanoviště vhodného charakteru, které splňuje tyto podmínky, se nachází otevřená plocha, sloužící tetřívčím kohoutkům jako tokaniště pro hromadný tok. Na otevřenou plochu navazuje ochranné pásmo značně rozvolněného lesního porostu či křovinné vegetace. Tímto pásem je lemován střed tokaniště. Velmi rozvolněný lesní porost, soliterně rostoucí stromy a skupinky keřů mohou následně přecházet do lesního porostu s vyšší hodnotou jedinců stromového a keřového patra, případ-



Obr. 7: Nákres potenciálně vhodného stanoviště, na kterém může probíhat tok a následné hnízdění tetřívka (J. Macek).

ně může tento charakter biotopu opět navazovat na další otevřenou plochu, která může sloužit jako tokaniště. Vhodný biotop je schematicky nakreslen na Obrázku 7.

Pro tok jsou vhodné otevřené lokality, v nichž je naprosto vyloučeno jakékoliv rušení tetřívka lidskou činností. Tyto otevřené plochy jsou obklopeny řídkým lesním porostem s brusnicovitými v bylinném patře, který poskytuje dostatečnou ochranu pro tokaniště. Takové stanoviště umožňuje tokajícím kohoutkům mít téměř dokonalý přehled o jejich okolí a dává jim dostatek času na reakci v případě útoku predátora. Na rašeliništích pak kuřata najdou dostatečné množství hmyzu, který je pro ně v prvních týdnech života nenahraditelným zdrojem potravy. Bohaté zastoupení brusnicovitých (především brusnice borůvky) poskytuje mladým kuřatům na druhé straně také vhodný úkryt před predátory. Vysoký porost borůvčí představuje krytovou vrstvu, pod kterou se mohou kuřata volně pohybovat. Hustě rozvětvené keříky jsou olistěné ve vrchní části rostliny. Pohyb kuřátek pod tímto přirozeným krytem je tak hůře viditelný pro potenciální pernaté predátory (viz Obr. 8).



Obr. 8: Schematický nákres pohybu slepice a kuřátek tetřívka v porostu brusnice borůvky (J. Macek).

Vhodný biotop je klíčový nejenom z hlediska charakteru otevřené plochy, kterou využívají kohoutci v období toku. V období reprodukce tyto plochy navštěvují i slepičky, které následně hnízdí zpravidla nedaleko tokaniště. Podle dostupných poznatků jsou hnízda rozmístěna v okruhu do 0,5 km od tokaniště (WARREN, BAINES, 2002) – tedy v místech přechodového biotopu rozvolněných křovin a jednotlivých či hloučkovitě rostoucích stromů, které mohou představovat krytové možnosti v období snůšky i sezení na hnízdech. Skupinky rozptýlených stromů poblíž těchto lokalit zaručují potravu v zimních měsících a také možnost vhodných úkrytů před predátory. Tento mozaikovitý „systém“ rozdílných typů stanovišť, která na sebe úzce navazují, by měl být ideálně v okruhu 1–2 km a propojen vhodnými biokoridory, aby byla tetřívkovci zajištěna dostupnost všech důležitých prvků prostředí (LUDWIG et al., 2009; ROLSTAD et al., 2009; WHITE et al., 2015). Takové biotopy je možné v přirozeném prostředí České republiky nalézt především na rašeliništích, jejichž vodní režim zabraňuje sukcesí stanoviště, jak již bylo zmíněno výše.

Preference využívání přechodových biotopů byla prokázána také v místech západoevropského areálu výskytu tetřívka, konkrétně v oblasti švýcarsko-italského pomezí. Tato studie popisuje preferenci biotopů samců i samic tetřívka, kteří upřednostňovali heterogenní mikrohabitaty, sestávající z mozaikovitého výskytu křovinné vegetace. Křoviny byly pomístně či soliterně doplněny o vzrostlé, ale i dorůstající jehličnaté stromy. Otevřené plochy (tokaniště) byly v případě tohoto biotopu reprezentovány alpskými horskými loukami s nízkou intenzitou hospodaření (PATTHEY et al., 2012). Horské louky jsou v kontextu českého prostředí nahrazeny rašeliništi, případně bezlesím a již méně extenzivně obhospodařovanými loukami, které tetřívek obýval v době dřívějšího rozšíření a vyšší početnosti.

Využívání stanovišť a jejich vhodnost do značné míry určuje úspěšnost vyhníždění a míru přežití vyhnížděných kuřat. Slepičky, které úspěšně odchovaly kuřata, preferovaly v případě alpských biotopů stanoviště složená z vysokohorských luk (10–50 %), střídajících se s plochami pokrytými přirozenou obnovou a dřevinami v počáteční fázi sukcese (20–60 %). Stanoviště dále doplňovalo nezapojené stromové patro mozaikovitěho charakteru soliterních stromů či hlouček, jejichž pokryv se pohyboval v rozmezí 10–50 %. Celková pokryvnost keřového patra (křoviny také mozaikovitě rozmístěné) nepřekračovala více než 50 % lokality. Slepičky, které nebyly úspěšné při vyhníždění, případně následně přišly o vylíhnutá kuřátka, preferovaly obdobná stanoviště, jako úspěšné slepičky. Rozdíl v preferenci domovského okrsku v době hníždění spočíval v ještě větším zastoupení alpských extenzivních horských lučních porostů, které v rámci mikrostanoviště pokrývaly více než 50 % (PATTHEY et al., 2012). Výsledky této studie jednoznačně poukazují nejenom na důležitost otevřených ploch, které jsou pravděpodobně více kontrolovány predátory hnízd a kuřat tetřívka. Zásadní je celkový charakter stanoviště, včetně krytových

možností ve formě křovin a vzrostlých stromů, které tvoří přechodový lem v okolí otevřené plochy.

Dalším parametrem stanoviště, který ovlivňuje vhodnost pro tetřívka obecného, je vertikálně členitá mozaikovitá struktura jak stromového, keřového a bylinného patra i reliéfu půdního povrchu (Obr. 9). Diferencovaná vertikální struktura porostního prostředí umožňuje využívat různé mikroklimatické vlastnosti půdního povrchu a patrovitosti porostu a jejich potravní nabídky. Nehomogenní vertikální struktura zároveň nabízí vhodné krytové možnosti pro hnízdění a pohyb kuřat. Stromové a keřové patro optimálně tvoří rozvolněné porosty bříz, vrb a jeřábů, případně smrku ztepilého, borovice blatky a borovice horské. Jedná se o otevřená stanoviště s nižším zápojem, který by se měl pohybovat v rozmezí cca 20 až 50 %. V českých podmínkách lze tato stanoviště nalézt na podmáčené louce s různými druhy keřů, v podmáčené a rašelinné smrčině, rašelinné březině, v rašelinných borech, blatkových borech, na slatiništích, rašeliništích a vřesovištích, i přesto, že z krajiny významně mizí.

V bylinném patře má velký význam především poměr různých věkových struktur druhů brusnicovitých (*Vacciniaceae*): brusnice borůvky (*Vaccinium myrtillus*), vlochyně bahenní (*Vaccinium uliginosum*) a klikvy bahenní (*Oxycoccus palustris*), popřípadě i dalších druhů vřesovcovitých (*Ericaceae*), a to zejména vřesu obecného (*Calluna vulgaris*), méně již vřesovce pleťového (*Erica carnea*). Ve struktuře porostů jsou též velmi důležité pomístní plochy pokryté mechorosty (*Sphagnum*, *Polytrichum*, *Dicranum*, *Pleurosium* atd.) a kapradorosty (*Lycopodium*, *Huperzia*, *Equisetum*, *Dryopteris*, *Athyrium*, *Pteridium*) s některými lipnicovitými (*Poaceae*), obecně nazývanými trávami: zejména s *Calamagrostis*, *Deschampsia*, *Molinia*, *Avenella* a též s některými sítinovitými (*Juncaceae*): *Luzula* a *Juncus*. Přitom poměr nízce porostlých míst mechy a nízkými trávami (*Avenella flexuosa*) k plochám porostlým vysokými trávami (zejména *Calamagrostis villosa*, *Deschampsia caespitosa*, *Molinia cerulea*) je velmi důležitý pro strukturální kvalitu bylinného patra biotopu tetřívka, zvláště pak kuřata (PORKERT, 1982). Uvedená diferenciací vegetace zaručuje kvalitu porostů pro optimální výskyt tetřívka, a to jako zdroj potravy i možnost úkrytu. Především na této struktuře závisí úspěch reprodukce tetřívka v biotopech silně narušených člověkem a predátory, zejména pak v letech s nepříznivým počasím (PORKERT, 1980). Tetřívek je totiž velmi citlivý druh na změny v jím preferovaném optimálním prostředí. Příklady vhodných stanovišť jsou patrné z dále uvedených obrázků z Cínoveckého rašeliniště, Jizerských a Orlických hor (Obr. 9–14).



Obr. 9: Periglaciální půdy v rašelinné březině poskytují vhodné prostředí pro výskyt tetřívka (foto: S. Vacek).



Obr. 10: Periglaciální půdy v rašelinné březině mohou poskytovat vhodné prostředí pro výskyt tetřívka. Z obrázku je patrné odvodnění lokality a následné zarůstání rašeliniště stromovým patrem (foto: S. Vacek).



Obr. 11: Prostředí rašelinné březiny s výskytem potravně významných druhů bylinného patra (borůvka, brusinka, vlochyně, klikva, vřes, třtina, metlice, bezkoleneč) i stromového patra, které však přechází skokově v zapojený porost bez přechodového pásma (foto: S. Vacek).



Obr. 12: Porost s prokazatelným výskytem tetřívka s dominantní borovicí blatkou (foto: S. Vacek).



Obr. 13: Tokaniště tetřívka v lokalitě u Kunštátské kaple v Orlických horách (foto: S. Vacek).



Obr. 14: Tokaniště tetřívka na rašeliništi Malá Jizerská louka v Jizerských horách (foto: S. Vacek).

7 MOŽNOSTI MANAGEMENTU BIOTOPŮ

Na základě analýzy populační dynamiky a příčin úbytku tetřívka je patrné, že v případě regionu střední Evropy je jedním z faktorů tohoto poklesu pozvolný úbytek vhodných stanovišť. Tento faktor lze do jisté míry ovlivnit managementem lesních ekosystémů v místech, kde se tetřívek stále vyskytuje. Obdobně je možné do jisté míry ovlivnit populace predátorů v lokalitách s výskytem tetřívka. Dalším dílčím faktorem je omezení přímého negativního vlivu člověka, který dopadá na zbytkové populace tetřívka prostřednictvím rekreačního tlaku v průběhu celého roku. Do všech těchto oblastí by měly směřovat aktivity, související s ochranou tetřívka v prostředí české krajiny. Populační dynamika tetřívka je negativně ovlivňována také probíhající klimatickou změnou a zde pravděpodobně není možné v nejbližších desetiletích očekávat pozitivní vývoj, proto je bezpodmínečně nutné zaměřit snahy o dlouhodobé zachování druhu na faktory, které lze ovlivnit v krátkodobém horizontu.

7.1 Období toku a hnízdění

Úspěšnost hnízdění je pro zachování populace tetřevovitých naprosto zásadní. Tok tetřívků probíhá na přelomu dubna až května během časného rána, kdy se kohoutci shromažďují na tradičních tokaništích v počtu jednotek až desítek v závislosti na početnosti populace v dané lokalitě. Za tokaniště tetřívků slouží obvykle louky či paseky se soliterními stromy a v případě současné situace v České republice především rašeliniště, která představují jedny z mála otevřených ploch v lesních ekosystémech. V případě početnějších populací mohou mít tokaniště výměru od několika desítek arů až po jednotky hektarů. Pokud je populace na vzestupu, zvyšuje se i počet ročních kohoutků, kteří se toku účastní. Úspěšnějšími se pak stávají ti samečci, kteří se pohybují blíže ke středu tokaniště a zpravidla se jedná o starší a atraktivnější kohoutky. Výběr místa během toku pak závisí na dvou faktorech: pozici kohoutka na pomyslném sociálním žebříčku a spořádaném vyčkávání, zda se místo uvolní. Vysoce postavení samečci jsou schopni udržovat si svá teritoria i několik let, ovšem náhodné posuny slabších jedinců nejsou vyloučeny, jelikož ti silnější nemají potřebu měnit pozici za bližší ke středu tokaniště (KOKKO et al., 1988).

Zároveň je potřeba zmínit existenci také nelekujících populací, kdy dochází ke kopulaci slepiček se soliterně tokajícími samci (SVOBODOVÁ, 2005). Vznik nelekujících populací je pravděpodobně podmíněn nízkou populační hustotou tetřívka v dané lokalitě. S klesající početností populace se také snižuje frekvence interakcí mezi jednotlivými kohoutky, a tudíž lze předpokládat, že k lekujícímu chování může opět ve stejné lokalitě dojít s nárůstem populace. Dalším faktorem, který výrazně ovlivňuje průběh toku, je charakter stanoviště. Nedostatek otevřených ploch, jako jsou rašeliniště, holiny či horské louky opět podporuje nelekující chování a neumožňuje hromadný tok (NELLI et al., 2016). Výskyt nelekujících populací není tak častý, nicméně v posledních desetiletích byl popisován stále častěji (CHAMBERLAIN et al., 2012; NELLI et al., 2016).

Otevřené plochy a hromadná tokaniště umožňují slepičkám možnost kopulace s dominantním a atraktivním samcem, který okupuje střed tokaniště. Naproti tomu v nelekujících populacích je výběr samce do značné míry omezený. Otevřené plochy představují další výhodu ve vztahu ke sníženému riziku predace. Na otevřených, a tudíž i přehledných tokaništích jsou tetřívci relativně chráněni před predátory. Včasně spatření predátora jim zajistí dostatečné množství času na únik a úspěšné útoky predátorů (zejména jestřába lesního) jsou relativně výjimečné (RINTAMAKI et al., 1995; SVOBODOVÁ, 2005). Dostatek otevřených ploch a vhodné podmínky tedy znamenají pro populaci tetřívka nejenom vhodnější prostředí pro úspěšnou kopulaci a následnou inkubaci oplozených vajíček. Zároveň také potenciálně snižují riziko predace kohoutků, ale i slepiček. V případě populace tetřívka v podmínkách České republiky přitom může každá mortalita dospělých slepičky, která se následně nezapojí do reprodukce, znamenat značné ohrožení stability lokální subpopulace.

V krajině, která je pro tetřívka vhodná a která hostí početnou populaci, se tokaniště nacházejí ideálně ve vzdálenosti 1 až 2 km od sebe v nepravidelné mozaice. Jejich výměra odpovídá stanovištním poměrům, které krajina poskytuje (ROLSTAD et al., 2009). Pro tetřívka se tedy jeví jako vhodnější spíše krajina, ve které se střídají různé typy mikrohabitatů, než jedna otevřená plocha velké výměry bez další návaznosti vhodných stanovišť. Otevřené plochy mohou vznikat v rámci opatření standardního lesnického managementu v rámci holosečného hospodaření. Na základě platné legislativy v České republice takto mohou vznikat holiny o výměře až 1 ha s možností rozšíření této maximální plochy na základě výjimky (viz. kapitola 7.6.). Nové výsadby porostů sice v začátcích vedou k vytváření nových tokanišť, jakmile však dojde k opětovnému zapojení porostu, tetřívci taková místa opouštějí. Zapojené porosty v této fázi odrůstání neposkytují vhodná stanoviště nejenom pro tok, ale také pro hnízdění a následně i pro kuřata tetřívka. Obdobné situace zarůstání těchto potenciálně vhodných ploch můžeme pozorovat i v zahraničí. Například ve skot-

ském kraji Tay došlo během let 1945 a 2010 ke změnám v počtu tokanišť vlivem intenzivního zalesňování a následného odrůstání zalesněných holin. Na základě těchto změn doporučují tamní vědci zaměřit se při plánování lesnického hospodaření na to, aby k úbytku vhodných stanovišť pro tetřívka nedocházelo.

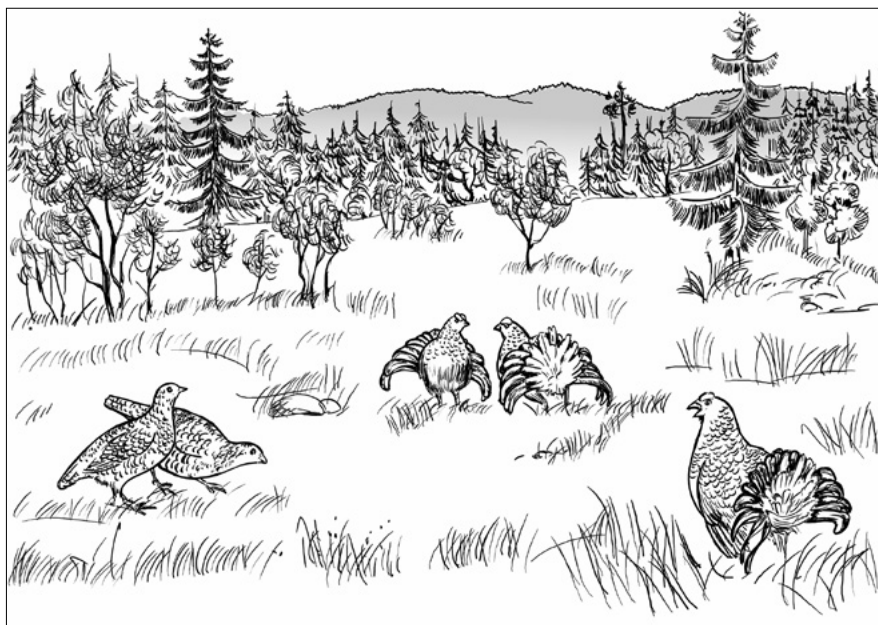
V podmínkách České republiky může dojít k přechodnému zlepšení situace v rámci doznívající kůrovcové kalamity, která na mnoha místech otevřela lesní porosty. I tyto plochy však následně zarůstají buření (především trávami rodu *Calamagrostis*) a jsou zalesňovány v rámci standardního lesnického hospodaření. V případě cíleného managementu a vytvoření otevřených ploch v lesních ekosystémech je tedy klíčové zajistit i následnou péči, která spočívá v extenzivním kosení těchto ploch. Obdobně je bezpodmínečně nutné zajistit extenzivní hospodaření na horských loukách tak, aby byly tyto plochy v období toku (duben až květen) dostatečně přehledné. Pro tyto účely je ideální extenzivní pastva dobytka, především ovcí a koz (Patthey et al., 2012). Na rašelinných stanovištích lze tohoto stavu docílit revitalizací rašelinišť a opětovným zvýšením hladiny spodní vody, která brání sukcesnímu procesu a dalšímu zarůstání bujnou vegetací. Pokud se však nejedná o rašelinná stanoviště, není možné tyto otevřené plochy ponechat bez následného managementu, který spočívá ve vyřezávání dřevinné vegetace v centru tokaniště a případného odstraňování buřeně. Schematický náčrt možného tokaniště je patrný z níže uvedeného obrázku (Obr. 15). Ve středu tokaniště se nachází otevřená plocha s nízkým podílem vegetace, která následně přechází do mozaiky křovin a rozvolněného lesa.

7.2 Zajištění klidu

Kryt a klid je pro tetřívka důležitý nejenom v období toku, ale v průběhu všech ročních období. V letních měsících může vyrušování ovlivnit přežívání dorůstajících kuřat, která se mohou dostávat do rizikových situací, ze kterých se snaží uniknout. Mohou se vzdát do pro ně neznámých míst, ve kterých jsou následně snáze ulovena predátory. Toto platí i pro dospělé jedince, kteří mohou v případě vyrušení například narazit do drátěné oplocenky. Obecně je doloženo, že si divoká zvířata tvoří kognitivní mapu, která pak výrazně usnadňuje orientaci v terénu a poskytuje jim schopnost vracet se na preferovaná místa (Gautestad, 2011), která pravidelně využívají, pokud nejsou rušena. Jakékoliv narušení komfortního chování tetřívka může znamenat přímé ohrožení a případnou mortalitu.

V případě rušení dospělých či subadultních jedinců v průběhu podzimního období dochází nejenom ke zvýšenému riziku mortality či predace z důvodu neočekávané pohybové aktivity. Podzimní období je pro tetřívka krucální především z hlediska zvyšování fyzické kondice před obdobím přezimování. V měsících září a říjnu konzumuje energeticky bohatou potravu ve formě plodů brusnicovitých, plodů jeřábu ptačího a další dostupné potraviny. Klid tedy potřebuje pro ničem nerušený příjem potravy a vybudování zásob na přezimování. I zima je rizikovým obdobím. Každé vyrušení znamená pro tetřívka značný výdaj energie a při opakovaném vyrušování i možné oslabení organismu. Adultní jedinci v dobré fyzické kondici mohou občasnému vyrušení odolávat, avšak vysoké zatížení rekreačním tlakem může tetřívka případně i vytlačit do méně vhodných lokalit, což bylo pozorováno u běžných druhů volně žijících kopytníků (Cukor et al., 2021b).

Zajištění klidu v místech s výskytem tetřívka je možné realizovat pomocí pozitivních informačních kampaní formou vzdělávacích cedulí v rizikových lokalitách.



Obr. 15: Schematický náčrt tokaniště (J. Macek).

Tyto informační cedule mohou návštěvníkům volné přírody vhodnou formou přiblížit problematiku tetřívka, jeho zranitelnost lidskými aktivitami a důležitost klidových zón. Jako příklad může sloužit kampaň Krkonošského národního parku, která není zaměřena pouze na edukaci návštěvníků přímo v přírodě, ale také formou vzdělávacího webu a videomateriálů (viz. <https://www.krnep.cz/ohrozeny-tetrivek-obecny/>). Druhou možností je restriktivní způsob omezení vstupu do rizikových lokalit s výskytem tetřívka. Omezení vstupu lze vydat na základě zákona o myslivosti č. 449/2001 Sb. (viz. kapitola 7.6.). Otázkou je ale následné vymáhání takto vydaných opatření přímo v terénu, a tedy jejich efektivita a reálný dopad na populaci tetřívka obecného.

7.3 Dostatek potravy a přežívání kuřat

Pro zdárný vývoj populace tetřívka je třeba kromě klidného mozaikovitého prostředí bez predátorů také dostatek potravy. Potrava dospělých jedinců je převážně rostlinná. Na jaře, v létě a na podzim ji sbírá v bylinném patře na zemi, v zimě v korunách stromů. Na začátku jara jsou to hlavně pupeny, jehnědy a větvičky břízy, pupeny a větvičky borůvky, brusinky, vlochyňe a stébla trav (třtiny, metlice, metličky a bezkolence) apod. V letním období se k tomu přidávají plody, hlavně borůvky a vlochyňe, semena trav (třtiny, metlice, metličky a bezkolence) a vřesu. Na podzim přibývají další plody (brusinka, klikva, hlohy, šípky, jeřabiny apod.) a v malé míře živočišná složka (měkkýši, pavouci, široká škála různých druhů hmyzu) (HELMINEN VIRAMO 1962). V zimě pak opět vzrůstá podíl pupenů, jehněd, výhonků nebo i semen břízy, borovice a olše (SEISKARI 1962). Tato potrava dokáže během dne tetřívka nasytit, ačkoli oproti jiným druhům tetřevovitých v zimě soustřeďuje svou aktivitu do ranních hodin (MARJAKANGAS, 1992). Živočišnou potravu (převážně brouky a mravence) sbírají tetřívci ve větší míře na jaře (IVANTER 1963). Tímto typem potravy se živí zejména mladí ptáci (HUDEC et al. 2005), jelikož pro první období života tetřívku je živočišná složka klíčová. Potrava rostlinná začíná převládat po dvou až čtyřech týdnech života, kdy se soustředí na ještě nezralé plody vlochyňe a borůvky (WEGGE, KASTDALEN, 2008).

Právě pro správný vývoj a přežití kuřátek je tedy nutné vytvářet vhodné prostředí v okolí tokanišť tak, aby stanoviště poskytovalo dostatek krytu a pestré potravy (Obr. 16). Druhy bezobratlých živočichů se přitom mohou významně lišit i na vzájemně podobných stanovištích (BAINES et al., 1996). Za indikační faktor vhodnosti

daného stanoviště lze tedy považovat přítomnost kobylek a mravenců na loukách a rašeliništích (PATTHEY et al., 2012).

Vhodnost stanoviště lze stanovit na základě běžných entomologických postupů, jako je například smýkání, které patří mezi nejběžnější metodu sběru dat o výskytu hmyzu nacházejícím se v bylinném patře. Smýkáním je možné ověřit celkovou abundanci a diverzitu hmyzu. Nicméně tato metoda již nijak nevyovídá o potravní atraktivitě nalezených druhů hmyzu pro tetřívčí kuřátka. Jako alternativní způsob hodnocení stanovišť a jejich vhodnosti pro kuřátka tetřívka je možné prakticky ověřit přímé využívání hmyzu jako potravy prostřednictvím odchovaných jedinců (Obr. 17). Uměle odchovaná kuřátka je možné v prvních týdnech života umístit po dobu sledování (např. 15–30 min) na hodnocená místa, ohraničená přenosným oplocením (např. 2 × 2 m). Před umístěním na hodnocený biotop jsou kuřátka zvážena s přesností na desetiny gramu. Následně se po uplynutí předem stanovené doby monitoringu kuřata opět převážají (Obr. 18). Na základě takto designovaných pokusů lze posoudit vhodnost hodnocených biotopů pro přežívání a odrůstání kuřat. Tímto postupem jsou hodnocena stanoviště například v oblasti biosférické rezervace Lange Rhön ve středním Německu.



Obr. 16: Nákres prostředí vhodného pro prosperitu kuřat tetřívka s bohatým bylinným patrem a dostatečným podílem živočišné potravy (J. Macek).



Obr. 17: Kuřátka tetřívka, hledající potravu na stanovišti podhorské louky (foto: J. Cukor).



Obr. 18: Vážení kuřat před a po hodnocení stanovišť z hlediska dostupnosti potravy (foto: J. Cukor).

7.4 Zásady lesnického hospodaření

Výše popsané nároky tetřívka obecného na různé aspekty vhodného stanoviště lze do značné míry upravit v rámci lesnického hospodaření. I zde je vhodné vycházet z dostupné literatury, sumarizující informace o nárocích na biotop tak, aby došlo k reálnému zlepšení stávajícího stavu v zájmové lokalitě a následně i očekávanému zvýšení početnosti populace tetřívka. Jako příklad může sloužit studie ze Švýcarska, která shrnuje základní parametry příhodného stanoviště v horském prostředí. Lokalita vhodná pro tetřívka se z širšího měřítká skládá z diverzifikované mozaiky mikrostanovišť. Střed je tvořen otevřenou plochou (o výměře několika desítek arů až jednotek hektarů), která postupně přechází v rozvolněný lesní porost. V bylinném patře v ideálním případě převládá brusnice borůvka, brusnice brusinka, případně vlochyně bahenní, klikva bahenní či vřes obecný, jak již bylo zmíněno v popisu stávajících vhodných biotopů v horských ekosystémech. Pokryvnost těchto druhů činí více než 50 %. Krytové možnosti ve spodní etáži doplňují rozptýlené pomístně se obnovující jehličnaté stromy (< 3 m), a to především smrk ztepilý, bříza bělokorá, jeřáb ptačí a další jehličnaté i listnaté dřeviny. Početnost těchto odrůstajících jedinců přirozené obnovy lesních dřevin by se měla pohybovat okolo cca 30 jedinců na hektar s pokryvností v rozmezí 10 až 50 %.

Horní etáž by měla být tvořena soliterně rostoucími vzrostlými jedinci stromového patra s početností cca 10 stromů na hektar. Pokryvnost těchto vzrostlých stromů by se měla pohybovat opět v rozmezí 10 až 50 %, a to na dolní hranici rozmezí ve středu tokaniště a na horní hranici v přechodovém pásmu okolo otevřené plochy. Taková plocha – tokaniště s přechodovým lemem a navazujícím rozvolněným lesním porostem – by měla mít opět mozaikovitý charakter. V ideálním případě pak celková výměra může činit i více než 10 ha, což zhruba odpovídá průměrnému domovskému okrsku tetřívčí slepičky, úspěšně vodící kuřata (cca 13,5 ha; PATTHEY et al., 2012). Schéma takovéto minimální výměry může představovat referenční plochu pro stabilizaci a potenciální obnovu lokálních subpopulací tetřívka.

V podmínkách České republiky (a zejména v oblasti Krušných hor) představují v současné době částečné riziko úbytku stanovišť vhodných pro tetřívka rekonstrukce náhradních porostů smrku pichlavého. Proces rekonstrukce mnohdy probíhá buď odstraněním (vyvezením) dřevní hmoty stávajícího porostu smrku pichlavého, či jeho podsadbou, pokud se jedná o zbytkový porost s malým zápojem. Smrk pichlavý je zpravidla nahrazován výsadbou smrku ztepilého v zákonných počtech, které v případě této dřeviny činí na základě vyhlášky č. 456/2021 Sb. 3000 jedinců/ha. Takto založený porost se v následujících 10 letech (s ohledem na stanovištní podmínky) zapojí a vytvoří hustou mlazinu, která je pro tetřívka nevhodná. Naopak



A)



B)



C)

Obr. 19: Schéma transformace původních porostů smrku pichlavého (A) v zapojené mlaziny smrku ztepilého (B) a následně ve sterilní dospělý smrkový porost bez bylinného patra (C).

poskytuje kryt případným predátorům včetně prasete divokého. Husté smrkové porosty následně přecházejí do růstových fází tyčkovin, tyčovin a kmenovin. Negativní vliv nejenom na tetřívka lze spatřovat především ve velkoplošném rozšíření těchto sterilních porostů s vrstvou akumulujícího se nadložního humusu a absenujícího bylinného patra, na jehož diverzitu je vázán hmyz, figurující v potravním řetězci jako klíčový zdroj potravy pro kuřata tetřívka. Chybějící bylinné patro zároveň neposkytuje kryt a juvenilní, ale i adultní jedinci se v takovémto biotopu stávají zranitelnými. Průběh transformace dříve vhodných porostů smrku pichlavého na hospodářský les s dominancí smrku ztepilého je znázorněn na Obr. 19. V případě zapojeného porostu jsou tyto smrkové monokultury pro tetřívka nevhodné až do většího prosvětlení v předmýtní fázi.

Transformaci porostů smrku pichlavého lze z pohledu tetřívka realizovat pouhým odstraněním stávajícího porostu a ponecháním volné plochy jako potenciálního tokaniště. V tomto případě je bezpodmínečně nutné zajistit odklad zalesnění vykácené plochy (viz kapitola 7.6.). Takto vzniklé otevřené plochy je vhodné doplnit výsadbou plodonosných dřevin (zejména jeřábu ptačího), který poskytne adultním a subadultním jedincům tetřívka dostatek vhodné potravy v podzimním období, kdy se tetřívci připravují na přezimování. Zároveň lze v okrajích otevřené plochy výsadby plodonosných dřevin doplnit o břízu bělokorou či břízu pýřitou. Pupy těchto dřevin tetřívci ožďibují v zimním období. Výsadby bříz proto mohou vhodně doplnit celkovou mozaiku stanoviště. Pro zajištění očekávané potravní funkce v co nejkratším časovém úseku lze tyto výsadby realizovat formou odrostků či poloodrostků.

Výsadby listnatých dřevin je v horských a podhorských polohách zpravidla nutné ochránit oplocením, které může mít výrazný negativní vliv na tetřívka obzvláště v blízkosti otevřených ploch, na kterých se tetřívci vyskytují ve zvýšené intenzitě. V případě nenadálého vyrušení může tetřívek narazit do drátěného oplocení a tento náraz často končí mortalitou jedince. Riziko narůstá s výměrou oplocených ploch v oblasti výskytu tetřívka. Pravděpodobnost nárazu lze do určité míry snížit doplněním oplocení vrchním ráhmem, které zvyšuje optickou viditelnost zábrany (Obr. 20). Na druhé straně může následně dojít ke snaze podlétnout tuto viditelnou bariéru. Proto je bezpodmínečně nutné v oblastech se zbytkovým výskytem zajišťovat ochranu výsadeb, pokud možno dřevěnými oplocenkami. Pokud to situace nedovoluje, je nutné drátěné oplocení opatřit jasně viditelnými prvky, jako jsou např. fáborky. Velmi dobrou zvýšenou viditelnost mohou zajistit rákosové rohože, upevněné přímo na oplocení.

Pokud jsou v zájmové lokalitě s výskytem tetřívka vysazovány solitérní výsadby vhodných dřevin ve formě poloodrostků či odrostků, je možné tyto dřeviny ochránit individuálně. Vhodnou formou je opět dřevěné oplocení, které má dlouhodo-

bou trvanlivost a zároveň nehrozí riziko nárazu tetřívka do tohoto typu ochrany. V ideálním případě nejsou výsadby oplocovány vůbec. Takováto situace je však podmíněna zásadami mysliveckého managementu a snížením abundance spárkaté zvěře (především jelena evropského) v zájmové oblasti. Pokud již není nutné oplocovat umělé výsadby, je v takovýchto lokalitách předpoklad úspěšného odrůstání přirozené obnovy, a tedy i růstu víceetážového, diverzifikovaného lesního porostu s vyšší ekologickou hodnotou nejenom pro tetřívka obecného.

Dalším, obecným rizikem degradace pro tetřívka potenciálně vhodných ekosystémů je jejich zarůstání procesem spontánní sukcese či případně cílenou výsadbou. Nejedná se pouze o již zmíněnou rekonstrukci porostů smrku pichlavého, ale o další stanoviště, na kterých byl změněn vodní režim, případně zde došlo k cílené podsadbě či výsadbě z hospodářského hlediska cílovou dřevinou (v horských podmínkách nejčastěji smrkem ztepilým). Příklad tohoto hospodaření z pohledu trans-



Obr. 20: Ochrana výsadb drátěným oplocením, opatřeným vrchním ráhmem (foto: J. Cukor).

formace pro tetřívka potenciálně vhodného biotopu může být demonstrován na podsadbě porostů jeřábu ptačího smrkem ztepilým (viz Obr. 21). Jeřáb svou strukturou koruny a asimilačního aparátu netvoří tak světlostně neprostupné porosty jako smrk ztepilý či buk lesní. Pod rozvolněným porostem jeřábu je tak dostatek světla pro rozvoj bylinného patra brusnicovitých. Pokud v případě tohoto porostu dojde k podsadbě smrkem ztepilým, spodní etáž se v horizontu několika let uzavře, světlostní podmínky se rapidně změní a dojde k ústupu brusnicovitých. Stanoviště se následně stává pro tetřívka zcela nevhodným.

K obdobnému zarůstání dřívě vhodných lokalit může docházet spontánní sukcesí na základě zásadních změn charakteru stanoviště. Tyto procesy mohou být započaty odvodněním podmáčených půd, na kterých se dřívě v bylinném patře vyskytovala rašelinná vegetace. Specifické podmínky těchto stanovišť s vysokou hladinou spodní vody nedovolily vzniku zapojeného porostu jehličnatých a listnatých dřevin. V minulosti bylo však mnoho těchto rašelinných lokalit odvodněno odtokovými kanály. Odvodněné lokality se nacházejí nejvíce na Šumavě nebo v Krušných horách (viz Obr. 22).



Obr. 21: Pro zlepšení prostředí tetřívka je nezbytné výrazně snížit podíl smrku v podrostu jeřábu ptačího (foto: S. Vacek).

Odvodněné lokality v relativně krátkém časovém horizontu zarůstají dřevinnou vegetací, která může být pro tetřívka potenciálně vhodná. V sukcesním stadiu zarůstání jsou takto odvodněné plochy obsazovány březou bělokorou, březou pýřitou či jeřábem ptačím, tedy dřevinami s pionýrským charakterem životní strategie (viz. Obr. 23). Hustě zapojený porost břízy neutlumí bylinné patro tolik, jako plně zapojená mlazina smrku ztepilého. Nicméně i březový porost může negativně ovlivnit porosty brusnicovitých, které na základě zhoršených světlostních podmínek signifikantně méně plodí. Plody brusnicovitých (Obr. 24) jsou přitom klíčovým zdrojem potravy adultních a subadultních jedinců tetřívka v podzimním období, kdy jedinci tetřívka zlepšují fyzickou kondici před přezimováním. Takto zapojené porosty pionýrských dřevin vyžadují následný managementový (pěstební) zásah, spočívající v rozvolnění březových porostů s cílem podpory populace tetřívka na daném stanovišti. Pokud není tento typ zásahu realizován, dochází následně ve spodní etáži k uchycení klimaxových dřevin, jako je smrk ztepilý, buk lesní a další dřeviny, které v dlouhodobém horizontu zastíní půdní povrch a zcela potlačí bylinné patro. Takto následně vzniklé porosty již tetřívkovi neposkytují vhodná stávaní



Obr. 22: Příklad odvodňovacího kanálu a následného zarůstání dřive vhodného stanoviště v lokalitě Cínoveckého rašeliníště (foto: J. Cukor).



Obr. 23: Porost břízy, rostoucí na odvodněném rašeliništi (foto: J. Cukor).



Obr. 24: Plody brusnice brusinky (vlevo) a brusnice borůvky, které slouží tetřívkům jako nepostradatelná potrava na přelomu léta a podzimu (foto: J. Cukor).

ště. Zamezení převládnutí dřevinného porostu lze dosáhnout, vyjma managementových zásahů, revitalizací rašelinišť, jak se tomu nyní děje v Šumavském národním parku a v některých oblastech Krušných hor.

7.5 Myslivecký management

Pokles populace tetřívka je zapříčiněn mnoha faktory, nicméně jedním ze zásadních příčin úbytku je pokles hnízdní úspěšnosti a přežívání kuřat (JAHREN et al., 2016), jak již bylo zmíněno v obecné části metodiky. Tento pokles je do jisté míry zapříčiněn klimatickou změnou, ovšem zásadní roli zde hrají predátoři tetřívka. V případě hnízdění se jedná především o lišku obecnou a kuny. V České republice lze zvýšené riziko predace vysledovat v navyšování početnosti lovu těchto predátorů. Při srovnání údajů z myslivecké statistiky za dostupné období (1996–2020) zjistíme dramatický nárůst lovu těchto druhů predátorů, a to z 28 694 na 85 940 v případě lišky a z 5244 na 11 494 v případě obou druhů kun. Myslivecký management by tedy měl být v oblastech s výskytem tetřívka cílen na velmi intenzivní lov predátorů, a to nejenom v honitbách s výskytem tetřívka, ale také v okolních honitbách. Tok a následné hnízdění tetřívka probíhá na relativně malém území o výměře několika desítek hektarů. Na takto vymezeném území je tudíž žádoucí zintenzivnit lov predátorů, což je běžná praxe například ve Skotsku, kde se takto loví lišky a další, zejména krkavcovití predátoři. Jedním z mála zbývajících predátorů tak zůstává kuna, která je ve Skotsku chráněna zákonem (JAHREN et al., 2016).

Dalším z velmi účinných a v praxi mnohdy nerealizovaných opatření je striktní zákaz vnaďení a příkrmování spárkaté zvěře v oblastech s výskytem tetřívka. Vnaďení má přímý vliv na přítomnost cílových druhů zvěře, jimž je předložené krmivo určeno. V horských oblastech je časté vnaďení černé zvěře, která může následně predovat vajíčka tetřívka v období snůšky, či případně v období inkubace, jak již bylo prokázáno na základě experimentu s vyložení umělých hnízd (ČUKOR et al., 2021a; OJA et al., 2015; SELVA et al., 2014).

Riziko vnaďení ovšem spočívá také v nepřímém ovlivňování populací hlavních druhů predátorů tetřívka – tedy lišky obecné a obou druhů kun. Přítomnost těchto predátorů je v blízkosti krmných míst ovlivněna předloženou potravou, byť rostlinného původu. Krmná řepa, ovoce, jaderné krmivo a další takto volně dostupná energeticky bohatá potrava je konzumována také drobnými hlodavci, kteří následně zvyšují pravděpodobnost výskytu predátorů v lokalitě. Tato souvislost byla

prokázána ve studii realizované v Polsku. Pravděpodobnost predace vyložených umělých hnízd byla o 30 % vyšší v blízkosti krmných míst v porovnání s náhodně vyloženými umělými hnízdy v lesním porostu. Zároveň se s blízkostí ke krmným místům snižoval čas, kdy byla vyložená umělá hnízda predátory nalezena. V případě srovnání záznamů z fotopastí bylo dále zjištěno, že krmná místa lákají mnohem více potenciální predátory tetřívčích hnízd (82 % záznamů) než cílové druhy kopytníků (pouze 8 %, další záznamy jiné druhy). Autoři v rámci studie potvrdili prokazatelně zvýšený predací tlak na vyložená umělá hnízda v okruhu 1 km od krmných míst (SELVA et al., 2014). K obdobným závěrům došla také studie z Estonska. I zde byla jako nejdůležitější faktor ovlivňující predaci umělých hnízd potvrzena vzdálenost od krmného místa, kdy s narůstající vzdáleností riziko predace klesalo. Míru predace pozitivně ovlivňovalo také množství předkládaného krmiva. V případě ukončení předkládání krmiva na krmné místo bylo riziko predace vyšší ještě po dobu dalších 4 let. Lze tedy konstatovat, že nedávno opuštěná krmná místa stále představují zvýšené riziko predace hnízd a pravděpodobně i kuřat tetřívka obecného (OJA et al., 2015).



Obr. 25: Krmivo, předkládané spárkaté zvěři v oblasti Cínoveckého rašeliniště s výskytem reziduální populace tetřívka obecného (foto: J. Cukor).

Zvýšené riziko predace na základě nárůstu přítomnosti a zvýšené aktivity necílových druhů predátorů v okolí krmných míst není v kontextu mysliveckého managementu v podmínkách České republiky doposud dostatečně reflektováno. Jako příklad mohou sloužit krmná místa (vnadiště) z oblasti Cínoveckého rašeliniště, kde se stále nachází zbytková populace tetřívka. I zde je spárkaté zvěři předkládáno krmivo bez ohledu na ochranu tetřívka obecného a další rizika plynoucí z této časté myslivecké praxe (viz Obr. 25). Není výjimkou najít tři a více krmných míst na ploše menší než 100 ha, která jsou od sebe vzdušnou čarou vzdálena méně než jeden kilometr. V kontextu studie, publikované polským autorským kolektivem (SELVA et al., 2014), která zmiňuje zvýšený predační tlak v okruhu 1 km od krmných míst, tak mohou vnadiště představovat výrazné riziko pro hnízdní úspěšnost tetřívka. Tomu odpovídá i vyšší potenciál hnízdní úspěšnosti tetřevovitých ve skandinávských zemích s rozlehlými oblastmi bez jakýchkoliv vstupů další energeticky bohaté potravy. Umělý přísun potravy udržuje vyšší nosnou kapacitu prostředí pro druhy, které by se ve vyšších nadmořských výškách v lesích chudých na potravní zdroje přirozeně nevyskytovaly v současných populačních hustotách. V ekosystému severského jehličnatého lesa je proto populace predátorů přirozeně udržována na nižších populačních hustotách v porovnání s hustě osídlenou středoevropskou krajinou, která zvěři nabízí další potravní možnosti nejenom ve formě krmných míst.

7.6 Legislativní rámec

Podstatná část lesnických opatření, která jsou popsána v kapitole Možnosti managementu biotopů, lze realizovat bez nutných výjimek z platné legislativy, především ze zákona č. 289/1995 Sb., o lesích (lesní zákon). Značná část již však vyžaduje vyřízení výjimek pro zvýšení efektivity těchto úprav lesních ekosystémů z pohledu podpory populací tetřívka obecného. Opatření, vyjadřující výjimky, jsou uvedena dále.

Ponechání nezalesněných ploch

Zákon o lesích v § 31 Obnova a výchova lesních porostů v bodě 6 specifikuje povinnost zalesnění holin takto: „*Holina na lesních pozemcích musí být zalesněna do dvou let a lesní porosty na ní zajištěny do sedmi let od jejího vzniku; v odůvodněných případech může orgán státní správy lesů při schvalování plánu nebo při zpracování*

osnovy nebo na žádost vlastníka lesa povolit lhůtu delší. Na povolení této delší lhůty se nevztahují obecné předpisy o správním řízení“. Tento legislativní předpis byl následně upraven opatřením obecné povahy ze dne 2. 4. 2020 v souvislosti s kůrovcovou kalamitou. V bodě I. (1.2.) toto opatření prodloužuje povinnost zalesnění na dobu 5 let, a to následovně: „*stanoví, že holina vzniklá na lesních pozemcích v důsledku nahodilé těžby musí být zalesněna do 5 let a lesní porosty na ní zajištěny do 10 let od jejího vzniku“.*

Na základě ochrany tetřívka lze tyto lhůty prodloužit Žádostí o povolení výjimky o prodloužení lhůty pro zalesnění holin ve smyslu ustanovení § 33 zákona č. 289/1995 Sb., o lesích, adresovanou příslušnému orgánu státní správy lesů. V žádosti je nutné specifikovat žadatele, katastrální území a seznam porostů včetně parcelních čísel a důvod žádosti, kterým je v tomto případě ochrana a podpora populací tetřívka obecného. Zároveň je nutné specifikovat dobu odkladu, po které je bezpodmínečně nutné vyhodnotit efektivitu provedeného opatření a následně žádat o dočasné omezení pozemku určeného k plnění funkce lesa.

Maximální výměra souvislé holiny

Maximální přípustná výměra holin, vzniklých myšlnou těžbou, nesmí dle § 31 Obnova a výchova lesních porostů zákona č. 289/1995 Sb., o lesích překročit 1 ha. Parametry holin jsou upraveny dalšími náležitostmi, popsány v zákoně o lesích. Na základě ochrany tetřívka lze výměru holiny navýšit prostřednictvím Žádosti o povolení výjimky o prodloužení lhůty pro zalesnění holin ve smyslu ustanovení § 33 zákona č. 289/1995 Sb., o lesích s obdobnými náležitostmi a odůvodněním, jako v případě žádosti o ponechání nezalesněných ploch.

Těžba v porostech do 80 let

Zákonitosti těžby dříví jsou upraveny v § 33, kde je v bodě 5) uvedeno, že „*Provádět těžbu myšlnou v lesních porostech lesa vysokého mladších než 80 let nebo lesa nízkého a středního mladších než 20 let je zakázáno.*“ V případě rozšíření či vzniku otevřených ploch (tokanišť) v lesních porostech je tedy nutné podat Žádost o povolení výjimky ze zákazu provádět těžbu v porostech do 80 let ve smyslu ustanovení § 33 odst. 4 zákona č. 289/1995 Sb., o lesích.

Snížení zakmenění

Rozvolnění porostů je v lokalitách s přítomností tetřívka zásadní s ohledem na podporu bylinného patra. Snížení zakmenění je upraveno Vyhláškou č. 335/2006 Sb., kterou se stanoví podmínky a způsob poskytování finanční náhrady za újmu vzniklou omezením lesního hospodaření.

Omezení vstupu do lesa

Rušení tetřívka je jedním z možných důvodů poklesu jeho populace, a proto patří opatření omezující vstup do lesa mezi jedny ze zásadních nástrojů ochrany. Omezení vstupu je ošetřeno jak zákonem č. 289/1995 Sb., o lesích, tak i zákonem č. 449/2001 Sb., o myslivosti. V případě zákona o lesích je omezení vstupu do lesa definováno v části Obecné užívání lesů, konkrétně v § 19, který je zaměřen na užívání lesů. V bodě 4) je možnost omezení vstupu lesa definováno takto: „*Orgán státní správy lesů může z důvodu ochrany lesa nebo v zájmu zdraví nebo bezpečnosti fyzických osob vydat opatření obecné povahy o dočasném omezení nebo vyloučení vstupu do lesa na dobu nejdéle 3 měsíců...*“. V případě ochrany tetřívka lze tedy využít obecné ustanovení týkající se ochrany lesa.

Další možností je zajištění ochrany tetřívka obecného prostřednictvím zákona o myslivosti, konkrétně v části třetí, zaměřené na ochranu myslivosti a zlepšování životních podmínek zvěře. Vstup do honitby je upraven v § 9 Omezení a zákazy dané v zájmu ochrany, konkrétně v bodě 3), a to takto: „*Na žádost uživatele honitby může orgán státní správy myslivosti, zejména v době hnízdění, kladení a odchovu mláďat nebo provádění lovů, nařídít přiměřené omezení nebo i zákaz vstupu do honitby nebo jejích částí, omezení jízdy koňmi a tažnými psy a omezení jiných sportovních nebo zájmových činností. Uvedená opatření se nevztahují na hospodářskou činnost vlastníků, popřípadě nájemců honebních pozemků*“. V případě ochrany tetřívka je vhodné využít obě tyto možnosti k zajištění klidu především v rizikovém období toku a hnízdění.

8 ZÁVĚR

Doporučení, sumarizovaná v předložené metodice, cílí na realizaci formulovaných návrhů úprav lesního prostředí v místech s přežívající fragmentovanou populací tetřívka obecného na území České republiky. Opatření jsou pojata komplexně tak, aby zahrnovala převážnou část faktorů, ovlivňujících přežívání tetřívka obecného, a to jak kuřat, tak adultních a subadultních jedinců. Dlouhodobý klesající trend početnosti tetřívka napovídá, že pokud nedojde k nápravě, můžeme očekávat jeho ústup z našeho území v příštích několika desetiletích. Nacházíme se tedy v bodě, který může znamenat zlomový okamžik a případné zachování či nevratné vymizení tohoto klenotu naší přírody.

Metodika proto popisuje jednotlivé příčiny úbytku tetřívka obecného, na které reaguje konkrétními opatřeními lesnického a mysliveckého managementu, včetně dalších aspektů ochrany přírody. Návrhy jsou popsány v co nejširším pojetí, které bude mít v případě uskutečnění dopad nejenom na populaci tetřívka, ale na celkovou biodiverzitu horských a podhorských stanovišť.

9 SROVNÁNÍ NOVOSTI POSTUPŮ

Předložená metodika, zaměřená na možnosti managementu lesních ekosystémů ve vztahu k podpoře a stabilizaci zbytkových populací tetřívka obecného je unikátní svým pojetím, které kombinuje poznatky z oblasti výzkumu a nabízí jejich možné uplatnění v praxi. Značná část úvodního popisu problematiky populačního poklesu tetřívka vychází ze znalostí příčin úbytku tetřevovitých v oblasti Fenoskandinávie, která představuje těžiště výskytu tetřívka na evropském kontinentu.

Samotné zpracování možností úprav lesního prostředí je rozděleno dle stanovištních nároků tetřívka v průběhu roku, které se v různých ročních obdobích mění. Důraz je kladen na management stanovišť ve vztahu k průběhu toku, následnému vyhníždění a přežívání kuřat, což se ukazuje jako zásadní faktor trvalé udržitelnosti fragmentovaných subpopulací. Zásadní inovace spočívá v představení komplexního pohledu problematiky, založené na kombinaci aspektů ochrany přírody, lesnického hospodaření a mysliveckého managementu. Pouze cílený management všech zmiňovaných faktorů může v dlouhodobém horizontu zajistit zachování tetřívka obecného v naší přírodě a zabránit jeho úplnému vymizení.

10 POPIS UPLATNĚNÍ METODIKY

Předložená metodika je zaměřena na ochranu tetřívka nejenom v národních parcích, ale i mimo tato chráněná území. Předpokládané uplatnění metodiky lze očekávat zejména ze strany vlastníků lesních pozemků, státního podniku Lesy České republiky či další organizací, hospodařících v lesních porostech. Předpokladem je také využití státní správoochrany přírody a krajiny. Dalšími potenciálními uživateli mohou být vlastníci a uživatelé honebních pozemků, uživatelé honiteb, odborné školy a univerzity a výzkumné organizace.

11 EKONOMICKÉ ASPEKTY

Navržená metodika sumarizuje efektivní opatření, zaměřená na podporu tetřívka obecného, který je dle Seznamu zvláště chráněných rostlin a živočichů podle § 56 odst. 1 a 2 zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny řazen mezi silně ohrožené druhy ptáků. Úbytek je pozorován na celém evropském kontinentu. Realizací efektivních opatření bude dosaženo finančních úspor, které by byly vynaloženy v případě úprav krajiny bez metodických doporučení.

Obecně má metodika nefinanční charakter, ovšem v případě realizace popsanych postupů zajistí celospolečenský dopad v podobě zachování silně ohroženého druhu tetřívka v prostředí České republiky. Na základě koncepce metodiky proto není možné konkrétní ekonomické náklady a přínosy paušálně vyčíslit.

12 DEDIKACE

Metodika vznikla v rámci řešení projektu „*Model zachování a rozvoje biodiverzity stanovišť a populací tetřevovitých v oblasti Králického Sněžníku*“, podpořeného Technologickou agenturou České republiky (TH04030524).

13 LITERATURA

- The INCUN red list of threatened species. <https://www.iucnredlist.org/apps/redlist/search/external?text=black%20grouse>
- BAINES D., WILSON I.A., BEELEY G. 1996. Timing of breeding in black grouse *Tetrao tetrix* and capercaillie *Tetrao urogallus* and distribution of insect food for the chicks. IBIS 138: 181–187. DOI: 10.1111/j.1474-919X.1996.tb04327.x
- BAINES, D., RICHARDSON, M., 2007. An experimental assessment of the potential effects of human disturbance on Black Grouse *Tetrao tetrix* in the North Pennines, England. Ibis, 149, 56–64.
- BAINES, D., WARREN, P., RICHARDSON, M., 2007. Variations in the Vital Rates of Black Grouse *Tetrao tetrix* in the United Kingdom. Wildlife Biol 13, 109–116.
- ČERVENÝ, J., 2009. Ottova encyklopedie myslivost. Ottovo nakladatelství, Praha.
- CUKOR, J., LINDA, R., ANDERSEN, O., ERIKSEN, L.F., VACEK, Z., RIEGERT, J., ŠÁLEK, M., 2021a. Evaluation of spatio-temporal patterns of predation risk to forest grouse nests in the central European mountain regions. Animals 11, 1–16. <https://doi.org/10.3390/ani11020316>
- CUKOR, J., LINDA, R., MAHLEROVÁ, K., VACEK, Z., FALTUSOVÁ, M., MARADA, P., HAVRÁNEK, F., HART, V., 2021b. Different patterns of human activities in nature during Covid-19 pandemic and African swine fever outbreak confirm direct impact on wildlife disruption. Sci Rep 11. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-99862-0>
- FLOUSEK, J., GRAMSZ, B., 1999. Atlas hnízdního rozšíření ptáků Krkonoš: (1991–1994). Vrchlabí: Správa Krkonošského národního parku, 1999. ISBN 80-902489-6-9.
- GAUTESTAD, A.O., 2011. Memory matters: Influence from a cognitive map on animal space use. J Theor Biol 287, 26–36. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2011.07.010>
- HAGEMEIJER, J.M., BLAIR, M.J., 1997. The EBCC Atlas of European Breeding Birds: their distribution and abundance. London, T & A D Poyser: 903 s.
- HANUŠ, V., BOUCHNER, M., FIŠER, Z., 1979. Současné stavy tetřívků v ČSR. Myslivost, 4: 67–74.
- HELMINEN, M., VIRAMO, J., 1962. Animal food of capercaillie (*Tetrao urogallus*) and black grouse (*Lyrurus tetrix*) in autumn. Ornis Fennica, 1, 1–12.

- HUDEC K., KONĎELKA D., NOVOTNÝ I. 1966. Ptactvo Slezska. Opava, Slezské muzeum: 364 s.
- HUDEC, K., ŠŤASTNÝ, K. a kol. 2005. Fauna ČR. Ptáci – Aves 2/I, 2/II, Praha, Academia.
- CHAMBERLAIN, D.E., BOCCA, M., MIGLIORE, L., CAPRIO, E., ROLANDO, A., 2012. The dynamics of alternative male mating tactics in a population of Black Grouse *Tetrao tetrix* in the Italian Alps. *J Ornithol* 153, 999–1009. <https://doi.org/10.1007/s10336-012-0821-7>
- CHOBOT, K., NĚMEC, M. [eds.], 2017. Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Obratlovci. Praha, AOPK: 181 s.
- IVANTER, E.V., 1963. Tetrev v Karelii. *Ornitologija*, 6, 68–80.
- JAHREN, T., STORAAS, T., WILLEBRAND, T., FOSSLAND MOA, P., HAGEN, B.R., 2016. Declining reproductive output in capercaillie and black grouse-16 countries and 80 years. *Animal Biology* 66, 363–400. <https://doi.org/10.1163/15707563-00002514>
- KOKKO, H., LINDSTROM, J., RAUNO, V.A., RINTAMAKI, P.T., 1988. Queuing for territory positions in the lekking black grouse (*Tetrao tetrix*). *Behavioral Ecology* 9, 376–383.
- KURKI, S., LINDÉN, H., 1995. Forest fragmentation due to agriculture affects the reproductive success of the ground-nesting black grouse *Tetrao tetrix*. *Ecography* 18, 109–113.
- LUDWIG, T., STORCH, Æ.I., GRAF, Æ.R.F., 2009. Historic landscape change and habitat loss : the case of black grouse in Lower Saxony, Germany. *Landscape Ecology*, 24, 533–546. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9330-3>
- 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.
- NELLI, L., MURRU, M., MERIGGI, A., 2016. Effects of density on lek-site selection by Black Grouse *Tetrao tetrix* in the Alps. *Bird Study* 63, 187–195. <https://doi.org/10.1080/00063657.2016.1180503>
- OJA, R., ZILMER, K., VALDMANN, H., 2015. Spatiotemporal effects of supplementary feeding of wild boar (*Sus scrofa*) on artificial ground nest depredation. *PLoS One* 10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135254>

- PATTHEY, P., SIGNORELL, N., ROTELLI, L., ARLETTAZ, R., 2012. Vegetation structural and compositional heterogeneity as a key feature in Alpine black grouse microhabitat selection: Conservation management implications. *Eur J Wildl Res* 58, 59–70. <https://doi.org/10.1007/s10344-011-0540-z>
- 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. <https://doi.org/10.1007/s10344-014-0809-0>
- PORKERT, J., 1982. Ke strukturálním změnám biotopů tetřevovitých (*Tetraonidae*) v hřebenových partiích východních Sudet a jejich vztahu k imisím škodlivin transportovaných srážkovými vodami. *Opera Corcontica* 19, 165–182.
- PORKERT, J., 1980. K antropickým vlivům na populace (*Tetraonidae*). *Opera Corcontica* 17, 31–43.
- PORKERT, J. a kol. 2005. Ptáci Orlických hor s atlasem hnízdního rozšíření. Dobré, SEN: 384 s.
- RINTAMAKI, P.T., ALATALO, R.V., HIJGLUNDT, J., LUNDBERG, A., 1995. Male territoriality and female choice on black grouse leks. *Anim Behav* 49, 759–767.
- ROLSTAD, J., WEGGE, P., SIVKOV, A.V., HJELJORD, O., STORAUNET, K.O., 2009. Size and spacing of grouse leks: Comparing capercaillie (*Tetrao urogallus*) and black grouse (*Tetrao tetrix*) in two contrasting Eurasian boreal forest landscapes. *Can J Zool* 87, 1032–1043. <https://doi.org/10.1139/Z09-093>
- 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 Biol* 2021. <https://doi.org/10.2981/wlb.00874>
- SEKERA, J., 1938. Oblasti tetřívků v Československu. Zvláštní otisk z časopisu *Stráž myslivosti*, 7: 3–9.
- SELVA, N., BEREZOWSKA-CNOTA, T., ELGUERO-CLARAMUNT, I., 2014. Unforeseen effects of supplementary feeding: Ungulate baiting sites as hotspots for ground-nest predation. *PLoS One* 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0090740>
- SISKARI, P., 1952. On the winter ecology of the *Capercaillie*, *Tetrao Urogallus*, and the black grouse, *Lyrurus Tetrix*, in Finland. *Papers on game Research*, Puromiehen, 119 stran
- STORCH, I., 2013. Human disturbance of grouse – Why and when? In: *Wildlife Biology*, 390–403. <https://doi.org/10.2981/13-006>

- STUBBE, H., 1987. Buch der Hege-Federwild. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, 349 s.
- SVOBODOVÁ, J., 2005. Nehasnoucí hvězda-tetřívěk obecný (*Tetrao tetrix*). Sylvia 41, 17–33.
- SVOBODOVÁ, J., ALBRECHT, T., ŠÁLEK, M., 2004. The relationship between predation risk and occurrence of black grouse (*Tetrao tetrix*) in a highly fragmented landscape: An experiment based on artificial nests. Ecoscience 11, 421–427. <https://doi.org/10.1080/11956860.2004.11682851>
- SVOBODOVÁ, J., BEJČEK, V., MÁLKOVÁ, P., ŠŤASTNÝ, K., 2011. Nízké přežívání tetřívků obecných (*Tetrao tetrix*) v sukcesních stadiích lesních porostů Krušných hor. Sylvia 47, 77–89.
- ŠŤASTNÝ, K., BEJČEK, V., HUDEC, K., 1997. Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 1985–1989. Jinočany, H & H: 457 s.
- ŠŤASTNÝ, K., RANDÍK, A., HUDEC, K., 1987. Atlas hnízdního rozšíření ptáků v ČSSR 1973–77. Praha, Academia: 483 s.
- TOLVANEN, A., KANGAS, K., 2016. Tourism, biodiversity and protected areas – Review from northern Fennoscandia. Journal of Environmental Management, 169, 58–66. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.12.011>
- 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. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0238660>
- WARREN, P.K., BAINES, D., 2002. Dispersal, survival and causes of mortality in black grouse *Tetrao tetrix* in northern England. Wildlife Biol 8, 91–97. <https://doi.org/10.2981/wlb.2002.013>
- WEGGE, P., KASTDALEN, L., 2008. Habitat and diet of young grouse broods: resource partitioning between capercaillie (*Tetrao urogallus*) and black grouse (*Tetrao tetrix*) in boreal forests. J. Ornithol. 149, 237–244.
- WHITE, P.J.C., WARREN, P., BAINES, D., 2015. Habitat use by Black Grouse *Tetrao tetrix* in a mixed moorland-forest landscape in Scotland and implications for a national afforestation strategy. Bird Study 62, 1–13. <https://doi.org/10.1080/00063657.2014.1000261>
- ZEITLER, A., 2000. Human disturbance, behaviour and spatial distribution of black grouse in skiing areas in the Bavarian Alps. Cahiers d’Ethologie 20, 381–402.

METHODOLOGY FOR FOREST ECOSYSTEMS IMPROVEMENT IN SUPPORT OF THE BLACK GROUSE POPULATIONS

Summary

The population dynamics of the black grouse in most of the range of this species is currently fundamentally threatened by a wide range of different factors. One of them is the gradual decline of suitable habitats, which threatens especially the Central European part of the black grouse population.

The presented methodology deals with the possibilities of biotope management in the conditions of the Czech Republic, as the case may be for the entire region of Central Europe. It also describes other influences that have the greatest impact on black grouse populations, such as adult mortality, nesting success, chick survival and recreational pressure. Part of the methodology is devoted to the characteristics of current habitats with the occurrence of black grouse in the Czech Republic. In addition to local populations in mountain ecosystems, there are still residual groups of black grouse in habitats of medium altitudes. Improving these habitats is a key activity to support the stability of local populations. For the black grouse to develop successfully, it is necessary to ensure, above all, sufficient suitable food for both adults and chicks, enough shelter, and minimal disturbance of the habitat throughout the year. Furthermore, it is necessary to take care of the habitat in the sense of supporting open areas, which serve as a suitable habitat for the courtship of black grouse. These open areas should be followed by loose vegetation, transitioning into forest cover. An important component of the vegetation should be rich undergrowth, which provides enough food and shelter for the chickens from predators.

Habitat management, leading to improved conditions for the black grouse's life, should be based on the modification of forest management principles, respecting the presence and support of this species. These include, for example, the postponement of afforestation and the prioritization of fruit-bearing trees over economically profitable spruce monocultures, the modification of standard methods of protecting the planting of trees by fencing, or the revitalization of previously drained locations. Hunting management is also part of black grouse care, which should be aimed at reducing the population density of black grouse predators in areas where it occurs. However, the reduction in numbers should also concern ungulates in connection with the protection of planted trees. Also very problematic is the baiting and feeding

of game, which results in the support of populations of non-target animal species, e.g. small mammals that serve as food for predators. By appropriate management of existing biotopes, current populations of black grouse can be supported and its complete disappearance or further gradual reduction of its area of occurrence can be averted.



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

www.vulhm.cz

LESNICKÝ PRŮVODCE 5/2022