

FRAGMENTACE PROSTŘEDÍ A JEJÍ VLIV NA POPULACI TETŘEVA HLUŠCE V PTAČÍ OBLASTI ŠUMAVA

Odborná studie



Česká společnost ornitologická



září 2014

Název studie:	Fragmentace prostředí a její vliv na populaci tetřeva hlušce v Ptačí oblasti Šumava
Zadavatel:	Správa Národního parku a chráněné krajinné oblasti Šumava 1.máje 260, 385 01 Vimperk IČ: 00583171, DIČ: CZ00583171
Zpracovatelé:	Mgr. Ondřej Volf – ČSO Ing. Martin Tejkal – ČZU Ing. Martin Mikoláš – ČZU
Spolupráce:	RNDr. Luděk Bufka – Správa NP a CHKO Šumava RNDr. Jan Hora – ČSO Prof. Mgr. Miroslav Šálek, Dr. – ČZU Mgr. Zdeněk Vermouzek – ČSO

V Praze dne 13. října 2014

Obsah

Úvod.....	4
Metodika	5
Popis území	5
Podkladová data a jejich příprava	5
Analýza	7
Tetřev hlušec	10
Velikost populace v posuzovaném území	10
Biotopové nároky tetřeva	11
Výsledky	15
Interpretace map.....	18
Závěry	21
Literatura.....	23

Tetřev hlušec *Tetrao urogallus* představuje druh se specifickými ekologickými požadavky, vázaný na rozsáhlé oblasti zachovalých jehličnatých a smíšených lesů Evropy a Asie. Zajištění odpovídajících podmínek pro tento druh umožňuje účinnou ochranu celého ekosystému horských smrkových lesů ve střední Evropě. Jedná se o typický příklad tzv. „**deštníkového**“ druhu (*umbrella species*) – Suter et al. (2002), Pakkala et al. (2003).

Tetřev hlušec vymizel v průběhu 20. století z převážné většiny území v nižších a středních polohách Evropy (Storch 2000, 2007). Tam, kde se udržel, většinou přežívá v nepočetných izolovaných populacích, které nedosahují úrovně poskytující šanci na dlouhodobou životaschopnost (Grimm & Storch 2000). Populace obývající Šumavu a Bavorský les je v tomto smyslu evropsky významnou výjimkou.

Jedním z hlavních důvodů ohrožení v celé evropské části areálu tetřeva hlušce je fragmentace a ztráta vhodných stanovišť, která ovlivňuje reprodukční úspěšnost a mortalitu juvenilních jedinců (Storch 2000, 2007). Zasahuje ve zvýšené míře malé, oddělené populace přežívající v menších horských celcích, které jsou velmi zranitelné vůči náhodným nepříznivým jevům. Fragmentace nepříznivě ovlivňuje i genetickou strukturu populací, limituje tok genů, zvyšuje genetický drift a imbreeding. Její důsledky na genetickou různorodost se mohou projevit již v řádu desítek let (Segelbacher et al. 2008). Na Šumavě a v Bavorském lese, které jsou obklopeny hustě osídlenou a intenzívně využívanou krajinou střední Evropy, je proto nutné tento jev sledovat obzvlášť pozorně.

Cílem předložené studie je posoudit, do jaké míry je populace tetřeva hlušce na Šumavě a v Bavorském lese ohrožena fragmentací prostředí. Studie je zpracována na objednávku Správy národního parku (NP) a chráněné krajinné oblasti (CHKO) Šumava.

Správa NP a CHKO Šumava je státní orgán zodpovědný za příznivý stav předmětů ochrany ptací oblasti (PO) Šumava. Výsledky předložené studie poskytují odborně podložené informace určené pro rozhodování státních orgánů o usměrňování lidských aktivit v PO Šumava a pro plánování opatření pro zachování populace tetřeva na stávající úrovni, případně pro zlepšení jejího stavu. Studie není založena na samostatném terénním výzkumu, ale vychází z dostupných dat popisujících jak výskyt tetřeva, tak charakteristiky krajiny tímto druhem obývané. Tato data pocházejí od správ dotčených chráněných území, Agentury ochrany přírody a krajiny (AOPK) ČR, z publikovaných prací a také přímo od autorů studie.

Popis území

Vzhledem k současnému rozšíření tetřeva a nutnosti identifikovat propojenost všech potenciálně vhodných biotopů bylo rozhodnuto řešit celou studii v širším prostorovém kontextu. Oblast podrobenou analýze fragmentace tak tvoří pohoří Šumava a Bavorský les, zejména však území, kde se v současnosti vyskytuje nebo v nedávné minulosti vyskytoval tetřev hlušec.

V takto vymezeném území je vyhlášeno několik ptačích oblastí soustavy Natura 2000. Na české straně je to především PO Šumava. Tato PO pokrývá bezmála 100 tis. ha stejnojmenného pohoří podél hranic s Německem a Rakouskem. Je vymezena od Královského hvozdu u Nýrska na západě po Přední Výtoň na jihovýchodě a zahrnuje celé území NP a převážnou část CHKO Šumava. Tetřev hlušec je předmětem ochrany této PO.

Druhou oblastí s výskytem tetřeva hlušce v této části České republiky je PO Boletice. Území sousedí s PO Šumava mezi městy Volary a Český Krumlov, pokrývá vojenský výcvikový prostor Boletice, menší část zasahuje i mimo něj. V nejvyšších partiích oblasti se nacházejí pro tetřeva vhodné biotopy, přesto se zde tento druh vyskytuje v posledních letech spíše sporadicky. Vzhledem k vzácnému a málo početnému výskytu není tetřev hlušec předmětem ochrany PO Boletice.

Na německé straně jsou vymezeny dvě PO, kde se tetřev hlušec vyskytuje a kde je také předmětem ochrany. PO Nationalpark Bayerischer Wald se překrývá se stejnojmenným národním parkem a zahrnuje pohraniční bavorskou část pohoří Bavorský les mezi městečky Bayerisch Eisenstein a Mauth. Nejvyšší hřeben pohoří, jenž probíhá rovnoběžně s hlavním hřebenem více v německém vnitrozemí, chrání PO Großer und Kleiner Arber mit Schwarzeck. Tato PO hostí významnou část populace tetřeva na německé části zájmového území.

Tetřev hlušec se vyskytuje i v hraniční části rakouské Šumavy mezi vrcholy Plechý a Smrčina. Na rakouském území zde není vymezena PO, pouze evropsky významná lokalita Böhmerwald und Mühltäler. Standardní datový formulář pro tuto lokalitu udává početnost tetřeva 5 až 10 jedinců. Pro potřeby hodnocení fragmentace biotopů bylo jako vhodné identifikováno pouze území reprezentované hřebenem mezi Plechým a Smrčinou. Zbylé území Šumavy na rakouské straně hranice bylo vyhodnoceno jako obecně nevhodné pro výskyt tetřeva.

Podkladová data a jejich příprava

Druhov data

Záznamy o výskytu tetřeva (ve formě GPS souřadnic) byly spolu s daty o environmentálních

podmínkách prostředí (dále jen „prediktory“) základním vstupem pro tvorbu prostorového modelu predikce rozšíření tetřeva. Vzhledem k volbě území byla data získána z více zdrojů: Agentury ochrany přírody a krajiny ČR a Správ obou národních parků. Protože větrné bouře v letech 2007 a 2008 (Kyrill a Emma) měly významný dopad na charakter lesních porostů a tím i potenciální rozšíření tetřeva, bylo pracováno pouze se záznamy výskytu pořízenými po těchto událostech. Za výskyt bylo považováno přímé pozorování, nález trusu či stop. Vzhledem k rozdílným metodám, pomocí kterých byla sčítání realizována, byla mezi záznamy silná prostorová závislost. Ke zmírnění tohoto negativního jevu byla data prostorově filtrována, tj. vybrány pouze záznamy vzdálenější od sebe více jak 300 metrů. Tato vzdálenost byla zvolena jako vhodný kompromis mezi maximálním možným snížením autokorelace dat (I. Moranův index) a zároveň jejich dostatečným množstvím pro tvorbu predikčního modelu. Ve výsledku tak bylo použito celkem **1053** unikátních záznamů o výskytu tetřeva.

Environmentální data

Po přípravě dat o výskytu bylo zapotřebí definovat vhodné environmentální prediktory. Jejich výběr byl podmíněn splněním všech následujících kritérií: ekologický význam, dostupnost ve formě geodat pro celé území a přijatelná míra vzájemné prostorové závislosti. Ekologický význam byl ověřen na základě odborné literatury a diskuse zpracovatelů této studie. Dostupnost dat byla značně závislá na způsobu a podmínkách jejich poskytnutí, dále pak na jejich aktuálnosti, strukturní a obsahové shodě a především dostupnosti pro celé území. Prostorová závislost prediktorů byla minimalizována výběrem prediktorů s hodnotou Pearsonova korelačního koeficientu $< \pm 0,6$ (Montoya et al. 2009). Pro tvorbu predikčního modelu byly při splnění předchozích podmínek vybrány následující prediktory:

- nadmořská výška (m n. m.)
- průměr měsíčních srážek za rok (mm)
- vzdálenost k urbanizovanému území (m)
- typ krajinného pokryvu (12 tříd Corine Land Cover; EEA, 2007)
- zeměpisná šířka a délka.

Kritéria výběru nebyla naopak splněna u těchto prediktorů (s odůvodněním):
svažitost (nevýznamnost), orientace lokality ke světovým stranám
(nevýznamnost), vzdálenost ke komunikacím (nevýznamnost), průměrná roční
teplota (korelace s nadmořskou výškou a srážkami), topografický index
nerovnosti (nevýznamnost) a stáří/druhové složení/zakmenění porostů
(nedostupnost). Vybrané prediktory byly dále upraveny na shodný prostorový
rozsah, rozlišení (100 x 100 m) a vstupní formát.Analýza

Modelování predikce rozšíření

Rozšíření tetřeva bylo modelováno pomocí algoritmu maximální entropie, implementovaném v programu MaxEnt verze 3.3.3e (Phillips et al. 2006; <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>). Tento algoritmus je v současnosti považován (v porovnání s ostatními modelovacími metodami) za jeden z nejspolehlivějších (Guisan et al. 2007; Gastón & García-Viñas 2011). Dalším důvodem pro výběr této metody je její schopnost pracovat pouze s presenčními daty. MaxEnt využívá principu maximální entropie k odhadu sady statistických funkcí, které aproximují druhovou distribuci z dat o jejich výskytu a environmentálních proměnných (bližší popis uvádí Phillips et al. 2006). Podrobnější informace o principech, nastavení a podmínkách použití modelu Maxent popisují ve své práci Phillips & Dudík (2008) a Elith et al. (2011).

Specifické parametry modelu (práh konvergence, počet iterací, atd.) byly nastaveny s ohledem na doporučení v odborné literatuře (Elith et al. 2011). Pro zajištění robustnějších výsledků byl výsledný model průměrem jeho deseti opakování, přičemž byl dále korigován stejným počtem modelů testovacích, získaných rozdělením původní sady záznamů metodou křížového ověřování (krosvalidací). Predikční úspěšnost výsledného modelu byla měřena pomocí nezávislé diskriminační hladiny AUC (Area Under the ROC Curve), základní metriky pro popis grafu ROC (Receiver Operating Characteristic curve) křivky (Hanley & McNeil 1982). Hodnotu AUC představuje suma plochy pod ROC křivkou nabývající hodnot od 0,5 do 1, přičemž hodnoty 0,5 lze považovat za náhodnou předpověď a hodnoty vyšší ukazují výsledky lepší než náhodné. AUC hodnoty 0,5–0,7 indikují špatný výkon modelu; 0,7–0,9 střední výkon a hodnoty > 0,9 vysoký (Swets 1988). Bližší popis postupu modelování druhové distribuce podávají a základním předpokladům, výhodám a omezením se podrobně věnují například Franklin (2009), Elith & Leathwick (2009) nebo Peterson et al. (2011).

Hlavním výstupem modelu je mapa pravděpodobnosti rozšíření tetřeva v rozsahu 0-1 (resp. 0-100 %). Pro potřeby dalších analýz bylo nutné identifikovat nejcennější biotopy (dále jen „jádrová území“). K tomu je zapotřebí stanovit hranici („threshold“), která výsledný rastr pravděpodobnosti

rozdělí do binární podoby (modelovaná presence/absence druhu). Na doporučení Liu et al. (2005) a Bean et al. (2012) byla použita hranice určená shodným poměrem správně určených presencí („sensitivita“) a absencí („specifická“) druhu („Equal training sensitivity and specificity“). Z takto identifikovaných jádrových území byla v dalších analýzách hodnocena pouze území s rozlohou větší než 5 hektarů.

V dalším kroku bylo zapotřebí zohlednit rušivý vliv dopravy a turismu v jádrových územích na disperzi jedinců. Pro tento účel byla vytvořena konstantně široká ochranná pásma, přímo navazující na liniový zdroj rušivého vlivu. Za rušivý zdroj byly považovány: silnice I. tř. (300 m na každou stranu); silnice II. a III. tř. a železnice (150 m na každou stranu); turistické pěší trasy, naučné stezky, lyžařské trasy a cyklostezky (100 m na každou stranu). Při návrhu širší ochranných pásem byl z opatrnosti kladen důraz především na zahrnutí citlivějších (nejfrekventovanějších) úseků komunikací a turistických tras, jejichž rušivý vliv na populace tetřeva byl jednoznačně prokázán (Räty 1979, 1985, Marshall 2005, Garniel et al. 2007, Summers et al. 2007). Faktorů ovlivňujících šíři i variabilitu těchto pásem existuje přirozeně více např. pohlaví a věk jedince, roční cyklus, struktura porostu, svažitost terénu, sněhová pokrývka, denní a sezónní intenzita dopravy, hustota vegetace v okolí stezek (Coppes & Braunisch 2013).

Analýza propojenosti jádrových území

Vzhledem k mozaice jádrových území a její spleť síti funkčních propojení jsme k hodnocení vlivu na rozšíření tetřeva použili program CONEFOR 2.6 s implementovanými indexy konektivity (Saura & Thorne 2009; <http://www.conefor.org/>). Tyto indexy, vycházející z teorie grafů, upravují vlastnosti klasických krajinných indexů. Navíc mají schopnost lépe zohlednit aktuální změny v krajině (např. ztrátu biotopu) a identifikovat území s nedostatečným propojením v rámci metapopulace. Grafem se v tomto případě myslí soubor „uzlů“ a „propojení“, existujících mezi dvěma sousedními uzly. Uzel v našem případě reprezentuje identifikovaná jádrová území, zatímco propojení symbolizuje potenciální schopnost druhu šířit se mezi nimi.

Pro adekvátní popis biotopové struktury vnímané tetřevem (tj. hodnocení funkční propojenosti) bylo dále nezbytné definovat jeho migrační schopnosti. Jako průměrná disperzní vzdálenost tetřeva byla v této studii uvažována vzdálenost 2,6 km a to s ohledem na lokální podmínky prostředí a výsledky odborných studií (např. Hjeljord et al. 2000, Marjakangas & Kiviniemi 2005 nebo Rösner et al. 2013).

Samotná propojenost jádrových území byla hodnocena pomocí indexu pravděpodobnosti konektivity (Probability of connectivity – PC), narůstajícího od 0 do 1 spolu se zvyšující se propojeností. PC index představuje jednu z nejčastěji používaných metrik pro kvantifikaci

významu biotopů z hlediska jejich konektivity (Saura & Pascual-Hortal 2007), mimo jiné díky její necitlivosti ke změně měřítka analýzy (Blazquez-Cabrera et al. 2014). Index lze definovat jako pravděpodobnost, se kterou se dva jedinci (náhodně rozmístění v krajině) nachází ve vzájemně propojených lokalitách výskytu, vzhledem k ostatním lokalitám a jejich propojení. Význam každého jádrového území pro celkovou propojenost vhodných biotopů byl získán z rozdílu hodnot indexu spočítaného pro všechna jádrová území dohromady a indexu, do jehož výpočtu nebylo toto území zahrnuto. Pro potřeby podrobnějšího posouzení propojenosti jádrových území s ohledem na různou pravděpodobnost výskytu tetřeva, byl index PC počítán zvlášť pro následující hladiny pravděpodobnosti: 33,4 % (práh určený modelem), 40 %, 50 %, 60 % a 70 %.

Analýza migračních tras a koridorů

Propojenost jádrových území byla kromě jejich vzájemných prostorových vazeb, vyjádřených hodnotou PC indexu, analyzována také pomocí simulace potenciálního pohybu tetřeva. Pro tento účel bylo nejprve zapotřebí vytvořit frikční povrch území, přičemž každá buňka tohoto rastru (tj. 1 ha) vyjadřuje míru energetické náročnosti, spojené s jejím překonáním do buňky následující. Frikční povrch byl v tomto případě vytvořen převrácením hodnot rastru pravděpodobnosti, což je obecně považováno za objektivnější způsob oproti současným přístupům (Brown 2014). Území s nejvyšší pravděpodobností výskytu tak byla v rastru frikčního povrchu reprezentována hodnotami nejnižšími, představujícími nízkou náročnost migrace prostředím.

Pomocí metody „trasování cestou nejnižších nákladů“ (least cost path modeling) byl frikční povrch následně použit k vytvoření spojitě sítě potenciálních migračních koridorů GIS nástrojem Linkage Mapper (McRae & Kavanagh 2011).

Tetřev hlušec

Velikost populace v posuzovaném území

Populace tetřeva hlušce v Bavorském lese a na Šumavě patří k početně nejvýznamnějším ve středních nadmořských výškách v celé Evropě mimo Skandinávii (Klaus & Bergmann 1994, Rösner et al 2014).

Výskyt zde není plošný, je omezen do několika vzájemně pravděpodobně komunikujících oblastí s odpovídajícími biotopovými podmínkami. Z nálezových databází je zřejmé, že i na okrajích relativně rozsáhlého území existují lokality s dostatečnou početností.

Nejzápadněji leží hřeben Velkého a Malého Javoru v Bavorsku, kde je v současnosti odhadována početnost tetřeva na 30 až 40 jedinců (Leitl 2009). Toto území je chráněno v rámci PO Großer und Kleiner Arber mit Schwarzeck. Populace tetřeva je zde poměrně izolovaná, pravděpodobně může omezeně komunikovat s tetřevy na hraničním hřebenu Královského hvozdu. Početnost tetřeva v PO Nationalpark Bayerischer Wald prošla ve druhé polovině 20. století značnými výkyvy. Zatímco v roce 1945 byla odhadována na 250 jedinců, v letech 1972–74 to bylo již jen 60 jedinců (Scherzinger 2003). V letech 1984–85 činil odhad pouhých 16 jedinců. Následoval projekt na záchranu druhu spojený s vypouštěním odchovaných jedinců. V letech 1985 až 2000 tak bylo vypuštěno celkem 1376 ptáků. Efekt této části projektu na divokou populaci tetřeva hlušce v bavorské části je však sporný (Siano 2008), protože v roce 2006 byla početnost tetřeva v bavorském NP odhadnuta stále jen pouhých 30–50 jedinců (Leitl, Lohberger 2006). Bufka (2011) odhaduje současnou početnost v bavorské a rakouské části pohoří na 80 až 100 jedinců. Významnou součástí záchranného projektu byla však také péče o vhodný biotop druhu (Scherzinger 2003).

Ani v rámci PO Šumava není výskyt tetřeva hlušce rovnoměrný. Již na přelomu tisíciletí byla zřejmá existence jádrové lokality v nejvyšších partiích centrální a západní části pohoří a dále několika menších oddělených území, která byla tetřevem využívána (Smrčková 2000, Bufka 2004).

Přibližně od 90. let je na Šumavě zjišťován mírný nárůst početnosti druhu. Zatímco v roce 1990 bylo zjištěno 105 jedinců, v roce 1999 to bylo 165 jedinců. V roce 2011 odhadl Bufka (2011) početnost na české straně pohoří na 200 až 250 jedinců. Tento trend však neplatil plošně pro celé území PO. V polesí Modrava, které lze považovat za jádro výskytu tetřeva hlušce na Šumavě, naopak početnost v 90. letech 20. století mírně klesala (Bufka et al. 2000).

Také na Šumavě byla populace posilována uměle odchovanými jedinci. Již v roce 1988 byl založen voliérový chov tetřevů na Šumavě v rámci podniku Lesy ČR – lesního závodu Prachatice. V letech 1994–97 bylo na Šumavě celkem vypuštěno 90 tetřevů, v rozmezí 1998–2002 to bylo celkem 183 jedinců původem částečně z Německa a částečně z odchovny v Mlynářovicích. Přežívání vypuštěných jedinců bylo velice nízké (Marhoul & Volf 2005).

Aktuálně proběhl v Bavorském lese i na Šumavě rozsáhlý průzkum založený na genetické analýze trusu, který umožňuje přesnější odhad početnosti celé populace. Ten činí v současnosti přibližně

500 jedinců pro celou oblast Šumavy a Bavorského lesa (Müller & Rösner 2011, Rösner et al. 2014, Rösner & Leibl 2014).

Početnost populace tetřeva hlušce na Šumavě a v Bavorském lese se tak pohybuje na kritické hranici, kdy je možná její dlouhodobá existence. Tuto hranici stanovili Grimm & Storch (2000) na 470 jedinců.

Biotopové nároky tetřeva

Ekologickými preferencemi tetřeva hlušce přímo na Šumavě se ve své diplomové práci zabývala Smrčková (2000). Jedním z významných faktorů prostorové distribuce tetřevů byla nadmořská výška. Výskyt tetřeva byl zjištěn v rozmezí 820 až 1370 m n.m, ptáci však výrazně preferovali nadmořskou výšku mezi 1070 m a 1250 m. To potvrzují i lokalizace jedinců na základě nálezů trusu ze studie Rösnera et al. (2014), které ležely v naprosté většině v nadmořské výšce nad 1000 m. Naproti tomu morfologie terénu (sklon, orientace, konvexnost, konkávnost) nehrála ve výskytu tetřevů podle Smrčkové (2000) významnější roli. Je ovšem otázkou, jestli zde nebyl vliv morfologie mírně podceněn. Andreska (1986) na základě údajů z panství Český Krumlov z let 1858-1936 zmiňuje nízký výskyt tetřevů v horách při státní hranici, v revírech Jelení vrchy, Želnava, Plechý a Bližší Lhota. V těchto revírech bylo ve sledovaném období (1858-1936) tetřevů překvapivě málo. Zčásti to mohlo být způsobeno provozem plavebního kanálu, hlavní příčinou však vidí v severní expozici celé této oblasti a tím způsobené nižší teplotě svahů od státní hranice k Vltavě, dlouho trvající sněhové příkrývce a nedostatku lesního ovoce a hmyzu.

Tetřevi na Šumavě preferují zejména horské smrkové lesy, méně často obsazují i podmáčené a rašelinné smrčiny. Vyskytují se ale i ve smrkových monokulturách, které rostou na místě přirozeného rozšíření horských acidofilních bučin (Smrčková 2000).

Z hlediska věkového a prostorového složení porostů byli tetřevi zastiženi i v porostech mladších 10 let, zatímco vynechávali porosty ve stáří 30 až 100 let. Výrazná preference se projevila u porostů starších 130 let. Porosty s výskytem tetřeva charakterizoval bohatý podrost borůvky (Smrčková 2000). Aktuální průzkumy ovšem upřesňují využití otevřených prostor a omezují ho zejména na plochy vzniklé v důsledku větrné smršti a kůrovcové gradace. Plochy odumřelého lesa jsou tetřevem nadále využívány. Důležitá je přítomnost prostorově malých struktur jako jsou kořenové vývraty, tlející dřevo, smrkové zmlazení a malé skupinky mladých smrků jako útočiště při spaní. Celkově jsou slepice v tomto směru výrazně citlivější než kohouti (Müller & Rösner 2013).

Důvody ohrožení tetřeva hlušce *Úbytek, degradace a fragmentace biotopu*

Negativní změny v kvalitě biotopu tetřeva jsou spojeny především s intenzivním využitím lesních porostů. Je prokázáno, že vliv lesnického hospodaření na populace tetřeva je zcela zásadní v celém evropském areálu druhu (např. Leckerq 1987, Rolstad & Wegge 1989, Saniga 2003, Storch 2000, 2007, Graf et al. 2007, Watson & Moss 2008, Miettinen et al. 2008...). Nevhodné způsoby lesnického hospodaření mají za následek fragmentaci prostředí zejména z těchto důvodů:

- vytváření holosečí (větších než 1 ha) – způsobuje vznik rozsáhlých pasek a odumření keříčkové vegetace - důležité potravní základny pro ptáky.
- narušení věkové a prostorové struktury lesa a vznik ploch homogenních a hustých porostů. Ze studií v podmínkách Evropy mimo Skandinávii je zřejmá preference starších, bohatě věkově i prostorově strukturovaných porostů (Klaus et al. 1989, Saniga 2004)
- výstavba lesních sítí, používání těžké techniky, znečišťování – zvýšený hluk v lesích vlivem techniky způsobuje rušení zvířat v průběhu celého roku. Znečišťování a následná eutrofizace způsobuje změnu druhové skladby podrostu i celého ekosystému.
- oplocení k ochraně porostů – nevhodně použité ploty jsou častou příčinou úmrtí v důsledku nárazu letících ptáků. Jedná se např. o oborní ploty (Catt et al. 1994, Baines & Summers 1997, Moss 2001), ale též pletivové oplocenky. Např. na Slovensku u 11 (48 %) z 23 uhynulých tetřevů byl příčinou úhynu náraz do oplocení (Saniga 2011), v Bavorsku se během dvou let o oplocenku 100 × 50 m zabilo sedm tetřevů a v Hesensku na 50 m drátěného plotu během 12 dnů uhynuli dva ze tří posledních samců (Müller 2002). Intenzivní hospodářské využití lesa s sebou přináší i další negativní jevy:
- Používání chemických prostředků ochrany – použití insekticidů, herbicidů a prostředků ochrany vrcholových částí sazenic způsobuje snížení potravní nabídky pro ptáky v průběhu celého roku, příp. též přímé ohrožení jedinců po požití jedovatých látek.
- Intenzivní zalesňování – v některých částech areálu mělo intenzivní zalesňování za následek přílišné zahuštění porostů a absenci světlín, které jsou důležitou součástí biotopu tetřeva.

Fragmentace v důsledku rušení způsobeného rekreačním využitím

Rušení způsobené rekreací nebo sporty je v poslední době považováno za významný ohrožující faktor pro stav řady populací tetřeva hlušce ve střední, severní i západní Evropě (např. Ménoni & Magnani 1998, Zeitler & Glänzer 1998, Storch 2000, Čas 2012). Efekt rekreačního využití biotopu tetřeva se přitom projevuje přímo i nepřímo (Hockin et al. 1992):

- každé vyrušení znamená zbytečný výdej energie a to zejména v citlivém zimním období
- vyrušení ptáci jsou častěji obětí predace

- při častém vyrušování dochází ke zkracování času jinak využitého ke sběru potravy.

Zásadní vliv na kondici tetřeva hlušce má rušení v zimním období. To vedlo k zřetelnému poklesu početnosti tetřeva ve francouzských Pyrenejích (Brenot et al. 1996).

Efekt rušení na základě únikové vzdálenosti při vyrušení pohybem sportovců při zimních sportech v podmínkách pohoří Schwarzwald v Německu a ve dvou oblastech ve Francouzských Pyrenejích zkoumali pomocí telemetrie Thiel et al. (2007). Ptáci reagovali na turisty podobně jako na lovce a k habituaci ani po delším časovém období nedocházelo. Na základě svého výzkumu doporučili nezavádět nové rušivé prvky v jádrových lokalitách výskytu tetřeva hlušce a dohlížet nad dodržováním omezujících pravidel tam, kde stezky již existují. Dále doporučují zajištění dostatečně velkých území bez rušivých vlivů (Theil et al. 2007).

Ve Skotsku tetřevi vynechávají území v blízkosti cest s pohybem lidí, ačkoliv jinak jim poskytuje vhodné podmínky pro sběr potravy (Summers et al. 2007).

V Bavorském lese je prokázáno vymizení tetřevů z míst se zvýšenou návštěvností (Scherzinger 2003). Na Šumavě tento byl faktor příčinou úbytku tetřevů např. v oblasti Poledníku, Prášilského jezera nebo jezera Laka (Červený et al. 1996).

Ačkoli se objevil i názor bagatelizující vliv antropogenního rušení na tetřevy (Plaňanský et al. 2012), chybí pro něj racionální zdůvodnění i odborně získaná data, a je tak v protikladu se všemi publikovanými poznatky.

Další důvody ohrožení

Vysoký počet predátorů

Početní stavy tetřevů významným způsobem ovlivňují i počty přirozených predátorů (Klaus & Boock 1993, Baines et al. 2004). Ve 20. století došlo k rapidnímu vzestupu početnosti a změně rozšíření především lišky obecné a prasete divokého, částečně též krkavce velkého. Nárůst predančního tlaku je ovšem i důsledkem intenzivního turistického využití (Storch & Leidenberger 2003).

Globální klimatické změny

Atlantizace klimatu v poslední době má nepříznivý vliv zejména v období výchovy mláďat, což ovlivňuje celkovou reprodukční úspěšnost tetřevů ve střední a západní Evropě (např. Moss et al. 2001).

Lov

Nepříznivý vliv na populace tetřeva má též lov a to zvláště teritoriálních jedinců v průběhu toku (např. Baines & Lindén 1991). Do 60. let byli přitom tetřevi i v České republice loveni pravidelně, zcela byl jejich lov zastaven až v roce 1978. Negativní důsledky lovu pro populační strukturu se projevíly také na Šumavě. Na základě analýzy vývoje stavu tetřeva hlušce na panství Krumlov v letech 1858–1936 došel Andreska (1986) k závěru, že vysoké úlovky, provozování lovu v době toku a odstřel starých samců mohly ovlivnit další vývoj populace. Například na jaře v letech 1893–1901 bylo střeleno 521 (71,6 %) ze 727 tokajících samců; v r. 1889 11 střelců ulovilo 83 tetřevů. Tak intenzivní odstřel se projevil biologicky nevhodným poměrem pohlaví samců a samic 1 : 6,2 a nízkým odchovem mláďat (0,61 mláděte na jednu samici ročně). Většina tetřevů, a to asi 2/3 stavu, vymizela již v letech 1901–1915 (Andreska 1986).

Výsledky

Výsledky jednotlivých analýz jsou uvedeny v tabulkách níže a formou mapových výstupů (viz příloha).

Analýza ukazuje, že na Šumavě a v přilehlém území Bavorského lesa existuje území potenciálně vhodné pro výskyt tetřeva, tedy území, kde se s pravděpodobností vyšší než 33,4 % může tetřev vyskytovat. Toto území dosahuje v oblastech, kde existuje nějaká forma legislativní ochrany (ptačí oblast, národní park, resp. chráněná krajinná oblast) rozlohy 409,4 km², mimo chráněná území dalších 95,08 km². Celkově to činí 504,48 km² tedy **50 448** ha plochy, která je vhodným biotopem tetřeva hlušce.

Tabulka 1 Potenciální rozšíření tetřeva hlušce v chráněných územích v závislosti na modelované pravděpodobnosti jeho výskytu (rozloha v km²).

Pravděpodobnost výskytu v CHÚ (%)	Rozloha v PO Šumava	%	Rozloha v NP Šumava	%	Rozloha v NP Bavorský les	%	Rozloha v CHKO Šumava	%	Rozloha v PO Boletice	%	Rozloha v PO Arber **	%	Celková rozloha v CHÚ
0 - 10	239,7	24,6	97,7	14,3	49,7	20,5	553,1	55,5	191,4	81,5	8	22,2	807,8
10 - 20	136,7	14	110,5	16,2	38,3	15,8	12,3	1,2	29,3	12,5	1,3	3,6	273,6
20 - 30	117	12	97,3	14,3	24	9,9	71,9	7,2	7,7	3,3	3,1	8,6	197,0
30 - 33,4	30,6	3,1	33,9	3,5	5,6	2,3	15,7	1,6	-	-	1,6	4,4	47,0
33,4 - 40	51	5,2	38,4	5,6	7,1	2,9	20,9	2,1	-	-	2,6	7,3	69,8
40 - 50	85	8,7	65,4	9,6	15,4	6,3	24,8	2,5	-	-	7	19,4	113,5
50 - 60	86,7	8,9	78,7	11,6	21	8,7	9,7	9,2	-	-	6,5	18,1	115,8
60 - 70	62,5	6,4	56,4	8,3	33,6	13,9	5,2	5,2	-	-	4,4	12,1	99,8
70 - 75	4,4	0,5	4,1	6,1	6,2	2,6	-	-	-	-	-	-	10,5
ostatní*	161,4	16,5	98,6	10,5	41,3	17,1	153,8	15,4	6,5	2,8	2	4,3	326,3
< 33,4 (absence)	524	53,7	339,4	48,4	117,5	48,5	653	65,6	228,5	97,2	14	38,9	1325,4
> 33,4 (presence)	289,7	29,7	243,0	41,2	83,2	34,4	60,6	19	-	-	20	57	409,4

* zastavěná území a dopravní a turistické trasy

** PO Großer und Kleiner Arber mit Schwarzeck

Tabulka 2 Potenciální rozšíření tetřeva mimo chráněná území v závislosti na modelované pravděpodobnosti jeho výskytu (rozloha v km²).

Pravděpodobnost výskytu mimo uvedená CHÚ (%)	Česká republika	Německo	Rakousko
0 - 10	1591,2	801,9	543,2
10 - 20	15,9	96,4	16,6
20 - 30	9	59,9	8,4
30 - 33.4	1,5	16,3	2,5
33.4 - 40	0,04	24,9	3,5
40 - 50	0,03	35,9	3,3
50 - 60	0,03	18,2	2,2
60 - 70	0,02	6,4	0,7
70 - 75	-	-	-
< 33.4 (absence)	1617,6	974,5	570,7
> 33.4 (presence)	0,12	85,29	9,67

Interpretace map

Mapová příloha 1 – Predikce rozšíření tetřeva na Šumavě I

Mapa ukazuje rozdělení území na obecně nevhodná pro výskyt tetřeva ($< 33,4 \%$; absence) a vhodná – jádrová území ($> 33,4 \%$; presence). Pro stanovení hraniční hodnoty pravděpodobnosti byl použit shodný poměr správně určených presencí („sensitivita“) a absencí („specificita“) predikčním modelem (viz metodika). U jádrových území byl hodnocen jejich individuální význam ve vzájemné propojenosti celého území. Rušivý vliv dopravy a turismu byl zohledněn vyjmutím dotčených území z analýzy.

Zřetelně se zde ukazuje existence rozsáhlé jádrové oblasti pravděpodobného výskytu a menších území, která ji obklopují.

Hlavní oblast tvoří hraniční hřeben Šumavy mezi Polomem a Černou horou a navazující území. Významnými výběžky na bavorské straně jsou masívy Falkensteinu a Roklanu a hřeben jižně od Luzného. Na českém území jsou součástí této oblasti masív Poledníku, rozsáhlé plochy Modravských slatí a komplexy rašelinišť kolem Kvildy a Horské Kvildy. Dále na jihovýchod navazují vhodné lokality mezi Vysokým stolcem, Poleckým vrchem a Strážným.

Na severozápadě je významná oddělená část populace, která obývá hraniční hřeben mezi Lomničkami, Ostrým a Jezerní horou. V oblasti Svarohu a kóty Hindenburgfelsen je zachováno propojení vhodných stanovišť s další částí na bavorském území. Zde se nacházejí vhodná stanoviště na hřebeni vymezeném zhruba vrcholy Velkého a Malého Javoru, dále pak horami Schwarzeck a Muhlriegel.

Další víceméně izolovanou lokalitou je boční hřeben severně od Pancíře, jdoucí přes Můstek až zhruba po Prenet. Součástí této lokality s vhodnými biotopy je i pramenná oblast Křemelné.

Silnice II/27 odděluje komplex Hůreckých slatí. Malé ostrůvky s odpovídajícími charakteristikami byly identifikovány také kolem Vysokého hřbetu a masívu hory Křemelná.

Mezi obcemi Borová Lada a Kubova Huť leží lokalita vhodných stanovišť na hřebeni mezi Světlou horou a Obrovcem. Dalším významným ostrovem je i masív Boubína a Bobíku.

Na bavorském území leží dvě oddělené lokality významné především z hlediska propojení (viz. dále). Hřeben s vrcholy Alzenberg, Almberg a Grandelberg tzv. Annathaler Wald a Schlichtenberger Wald leží západně od obce Philippsreut. Druhou významnou oblastí je tzv. Leopoldreuther Wald a Graineter Wald západně od Haidmühle.

Nejvýchodněji položenou rozsáhlou lokalitou s prostředím vhodným pro výskyt tetřeva hlušce je hraniční hřeben Trojmezenské hornatiny, zhruba od Třístoličnicku přes Plechý, Hraničnick až k vrcholu Smrčiny. Od této lokality oddělené je menší území v Plešské hornatině v okolí vrcholů Perník, Hvozď a Jelenská hora.

Mapová příloha 2 – Predikce rozšíření tetřeva na Šumavě II.

Mapa zobrazuje předpověď současného rozšíření tetřeva hlušce v PO Šumava a navazujícím území pomocí modelu MaxEnt. Rozšíření tetřeva je vyjádřeno mírou pravděpodobnosti jeho výskytu, rozdělené pro přehlednost do kategorií. Území s pravděpodobností výskytu nižší než zvolený práh (< 33,4%; viz metodika) bylo považováno za obecně nevhodné a v mapě zobrazeno v odstínech šedé barvy. Rušivý vliv dopravy a turismu byl zohledněn vyjmutím dotčených území z analýzy.

Mapa dále rozvíjí předchozí analýzu, zviditelňuje zde jednotlivé hladiny pravděpodobnosti výskytu tetřeva hlušce. Rozdělení hladin pravděpodobnosti vyzdvihuje význam jádrového území jako krajiny, která poskytuje nejlepší podmínky pro výskyt tetřeva hlušce a představuje tak nezastupitelné refugium pro přežití druhu. Uvnitř jádrového území lze vymezit zejména tyto lokality:

- hřeben mezi Malou a Velkou Mokrůvkou
- hraniční hřeben mezi Blatným vrchem, Roklanem a Medvědí horou spolu s navazujícími Modravskými slatěmi
- masív Poledníku, Oblíku a Jezerního hřbetu
- Ždánidla
- hřeben mezi Debrníkem, Polomem a Sklářským vrchem.

Mimo jádrovou oblast leží několik menších lokalit, jejichž charakteristiky splňují nároky tetřeva hlušce s vysokou pravděpodobností. Jedná se o hřeben Velkého a Malého Javoru v Bavorsku a nejbližší okolí Jezerní hory. Významný je také hřeben Pancíře a Můstku spolu s prameništěm Křemelné. Na jihozápadním okraji zájmového území se nachází hřeben mezi Trojmeznou a Smrčinou, jehož podmínky pro výskyt tetřevů jsou taktéž mimořádně vhodné.

Mapové přílohy 3—12 – Vzájemná propojenost území s předpokládaným výskytem tetřeva na Šumavě

Mapy zobrazující význam jednotlivých jádrových území pro jejich celkovou propojenost. Význam jádrového území je dán rozdílem hodnot PC indexu (Saura & Pascual-Hortal 2007) spočítaného pro

všechna jádrová území dohromady a indexu, do jehož výpočtu nebylo dané území zahrnuto. Hodnota indexu je pro přehlednost rozdělena do pětistupňové škály. Pro potřeby podrobnějšího posouzení propojenosti jádrových území, s ohledem na různou pravděpodobnost výskytu tetřeva, byl index PC počítán zvlášť pro různé hladiny pravděpodobnosti výskytu: 33,4 % (práh určený modelem), 40 %, 50 %, 60 % a 70 % (viz přílohy č. 4, 6, 8, 10, 12). Součástí je vždy i mapa popisující atributy jádrových území (ID – identifikátor území; prst. výskytu = pravděpodobnost výskytu (0-1, resp. 1-100%; index PC = hodnota indexu (0-1)). Rušivý vliv dopravy a turismu byl zohledněn vyjmutím dotčených území z analýzy.

Tento soubor map znovu znázorňuje význam jádrové oblasti v okolí Malé a Velké Mokrůvky, Blatného vrchu a Roklanu. Pro vzájemnou komunikaci tetřevů v celém sledovaném území je zcela zásadní a hraje nezastupitelnou úlohu, což se projevuje na všech hladinách pravděpodobnosti výskytu.

Zároveň je zřejmá vysoká geografická oddělenost lokalit na okrajích celého území, tedy zejména částí populace v okolí Trojmezí a na hřebeni Velkého Javoru. S tím souvisí také jejich vysoká zranitelnost i přes přetrvávající vhodné podmínky biotopu.

Mapové přílohy 13—17 – Předpokládané migrační koridory tetřeva na Šumavě

Mapa předpokládaných migračních koridorů tetřeva hlušce na území PO Šumava a přilehlého okolí. Energetická náročnost migrace napříč jádrovými územími je vyjádřena v červeno-zelené škále. Tenká přerušovaná linie spojuje území s celkově nejmenší náročností migrace (tj. nejpravděpodobnější migrační trasu). Pro potřeby podrobnějšího posouzení propojenosti jádrových území, s ohledem na různou pravděpodobnost výskytu tetřeva, byl index PC počítán zvlášť pro různé hladiny pravděpodobnosti výskytu: 33,4 % (práh určený modelem), 40 %, 50 %, 60 % a 70 %. Rušivý vliv dopravy a turismu byl zohledněn vyjmutím dotčených území z analýzy.

Mapový soubor vizualizuje možné základní směry migrace mezi nejbližšími oblastmi výskytu tetřevů na Šumavě a v Bavorském lese. Ukazuje tak problematická místa pro vnitrodruhovou komunikaci v populaci. Migrační trasy tak lze očekávat zejména v podélném severozápadně – jihovýchodním směru.

Významné je přerušení v oblasti kolem Železné Rudy a Bayerisch Eisenstein, které komplikuje propojení jádrové oblasti a tří izolovaných lokalit s vhodnými podmínkami (Velký Javor, Jezerní hora, Můstek). Jako dosti problematické se jeví migrační možnosti mezi jádrovou oblastí a částí populace obývajících

Trojmezenskou hornatinu. Zde je nejpravděpodobnější cesta přes horské hřebeny na bavorském území. Závěry

Výsledky analýzy biotopových preferencí tetřeva hlušce potvrzují, že na Šumavě a v přilehlé části Bavorského lesa existují relativně rozsáhlá území, která s velkou mírou pravděpodobnosti odpovídají jeho ekologickým požadavkům. V zájmu zachování životaschopné populace tetřeva je nutné zajistit jejich ochranu, pro zlepšení jejího stavu pak usilovat o jejich rozšíření a zvýšení konektivity jednotlivých ploch.

Gisové analýzy prokázaly, že populace tetřeva hlušce je geograficky rozdělena do jedné jádrové oblasti a několika oddělených menších oblastí ležících po jejím obvodu. Analýza tak naznačuje částečnou nebo počínající fragmentaci populace. Lze předpokládat, že tento jev je důsledkem vývoje populace tetřeva v průběhu 20. století, kdy zejména v jeho druhé polovině došlo ke značné redukci obývané plochy.

Ve shodě se závěry Bollmana et al. (2011) tetřevi vykazují v zájmovém území metapopulační charakter s existencí několika částí populace. **Pro dlouhodobé přežití druhu na Šumavě hrají zásadní úlohu nejen jádrové oblasti, ale i okrajové lokality.**

Význam hlavní jádrové oblasti pro přežití tetřeva hlušce v Bavorském lese a na Šumavě je zcela zásadní. Hraje klíčovou roli nejen jako rozsáhlé území obývané relativně početnou populací tetřeva, ale i jako zdrojová oblast pro šíření do okolní území a také z hlediska propojenosti a migračních možností do dalších lokalit. **Jakékoliv zásahy do jádrové oblasti, které mohou vést ke zhoršení podmínek biotopu nebo jeho propojenosti, představují riziko pro celou populaci a jsou nepřijatelné. Stejně nepřijatelné je ovšem negativní ovlivnění biotopu v okrajových částech.** Velikost populace tetřeva hlušce na Šumavě a v Bavorském lese je na základě genetických analýz v současnosti odhadována na 490 jedinců (Rösner et al. 2014). To znamená, že se pohybuje na hranici dlouhodobého přežití, kterou pro tetřeva stanovili Grimm a Storchová (2000). Nepříznivé ovlivnění kvality biotopů tetřeva představuje bezprostřední ohrožení budoucnosti tohoto druhu v území. Bollman et al. (2011) doporučují důslednou ochranu jádrových území, jejichž rozloha by měla být větší než 1400 ha a dále vytváření „nášlapných kamenů“, menších ploch s vhodnými podmínkami mezi nimi. Podle Braunischové a Suchanta (2013) by celková rozloha vhodného biotopu měla činit přibližně 50 000 ha. Přesně této hranice dosahuje podle provedených analýz rozloha vhodného biotopu tetřeva hlušce na Šumavě a v přilehlé části Bavorského lesa. Nejnovější studie Rösnera et al. (2014) zjistila na Šumavě přesuny ptáků ve velké většině na vzdálenost 1 až 2 km. Byly však zaznamenány i delší migrace kolem 10 km, maximální délka byla 34 km. To odpovídá rozsahu přesunů z jiných území obývaných v Evropě tetřevem (Storch 1997). Ve shodě s

tím jsou výsledky genetické analýzy, která ukazuje dosud malou genetickou diferenciaci jednotlivých částí populace. Minimální rozdíly byly zjištěny mezi jádrovou oblastí a ptáky vyskytujícími se v oblasti Trojmezenské hornatiny. Rozdíly na mezi rozlišitelnosti existují mezi ptáky jádrové oblasti a ptáky oddělených částí na severozápadě území. Občasné větší přesuny na Šumavě a v Bavorském lese pravděpodobně dokážou zajistit dostatečnou genetickou výměnu mezi jednotlivými částmi populace a genetická fragmentace je tak dosud minimální (Rösner et al. 2014). Obdobné oddělení částí populace v pohoří Schwarzwald vedlo k zřetelnému procesu fragmentace (Segelbacher et al 2008). Stejný jev byl zjištěn i u tetřevů v bavorských Alpách (Segelbacher et al. 2003).

Z hlediska ochrany druhu je zcela klíčové zachování možností migrace mezi jádrovou oblastí a oddělenými částmi. Ohrožení migrační prostupnosti představují záměry měnící podmínky biotopu ve spojnicích jednotlivých ploch. Na českém území je v tomto ohledu kritické zejména území mezi Hůreckými slatěmi a hřebenem Pancíř-Můstek (odděluje je frekventovaná silnice II/27) a území mezi Pancířem a Jezerní horou (osídlení, výstavba, sportovně-rekreační areál).

Stejně tak problematické je propojení mezi jádrovou oblastí a částí populace v Trojmezenské hornatině. Na území ČR mezi nimi leží území s méně vhodnými biotopy, migrační prostupnost je zásadně negativně ovlivněna frekventovanou silnicí I/4 u hraničního přechodu Strážný. Propojení podle provedených analýz zajišťují pravděpodobně horské masívy ležící v Bavorsku, což ovšem neznamená, že by negativní zásahy v tomto území na české části nepředstavovaly riziko.

Literatura

- Andreska J. 1986: Hospodaření s tetřevem hlušcem (*Tetrao urogallus* L.) na panství Český Krumlov v letech 1858–1936. *Folia venatoria* 16: 211–222.
- Baines, D. & Lindén H. 1991: The impact of hunting on grouse population dynamics. - *Ornis Scandinavica* 22: 245–246.
- Baines, D. & Summers R. W. 1997: Assessment of bird collisions with deer fences in Scottish forests. *Journal of Applied Ecology*, 34, 941–948.
- Baines D., Moss R. & Dugan D. 2004: Capercaillie breeding success in relation to forest habitat and predator abundance. *Journal of Applied Ecology* 41, 59–71.
- Bean, W. T., Stafford, R., & Brashares J. S. 2012: The effects of small sample size and sample bias on threshold selection and accuracy assessment of species distribution models. *Ecography*, 35(3), 250-258.
- Blazquez-Cabrera S., Bodin O. & Saura S. 2014: Indicators of the impacts of habitat loss on connectivity and related conservation priorities: Do they change when habitat patches are defined at different scales? *Ecological Indicators* 45: 704-716.
- Bollmann K., Graf R.F. & Suter W. 2011: Quantitative predictions for patch occupancy of capercaillie in fragmented habitats. *Ecography* 34: 276–286
- Braunisch, V. & Suchant R. 2013: The Capercaillie *Tetrao urogallus* Action Plan in the Black Forest: An integrative concept for the conservation of a viable population. *Vogelwelt* 134: 29 – 41.
- Brenot, J.- F., Catuss M. & Ménoni E. 1996: Effets de la station de ski de fond du Plateau de Beille (Ariège) sur une importante population de grand tétras *Tetrao urogallus*. *Alauda* 64: 249–260.
- Brown J. L. 2014: SDMtoolbox: a python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. *Methods in Ecology and Evolution* 5: 694-700.
- Bufka L. 2004: Monitoring populace tetřeva hlušce (*Tetrao urogallus*) na Šumavě. *Aktuality šumavského výzkumu II*. Srní 4. – 7. října 2004, str. 233 – 235.
- Bufka L. 2011: Rozšíření a vývoj populace na Šumavě. In: Stautner C. & Braun H. (eds.) 2011: Tetřev hlušec v Horním Bavorském lese a na Šumavě. Naturpark Oberer Bayerischer Wald.
- Bufka L., Červený J. & Bütger P. 2000: Vývoj početnosti tetřeva hlušce (*Tetrao urogallus*) na Šumavě. In: Tetřevovití – Tetraonidae na přelomu tisíciletí, Málková P. (ed.) Sborník příspěvků z mezinárodní konference, 24.–26. 3. 2000, České Budějovice: 52–57.

- Catt D. C., Dugan D., Green R.E., Moncrieff R., Moss R., Picozzi N., Summers R.W. & Tyler G.A. 1994: Collisions against fences by woodland grouse in Scotland. *Forestry*, 67, 105–118.
- Coppes J., & Braunisch V. 2013: Managing visitors in nature areas: where do they leave the trails? A spatial model. *Wildlife Biology*, 19(1), 1-11.
- Čas M. 2012: The changes in rural and forest landscape and their use in the Slovenian Alps in the last centuries - A „back to nature” tourism with impacts, a case of Western Capercaillie. In: *Strategies for tourism industry—micro and macro perspectives*. Intechopen.com, pp 339–372.
- Červený J., Koubek P., Bufka L., Horn P. & Havránek F. 1996: Management tetřevovitých v NP Šumava, odborná studie MŽP.
- Elith J., & Leathwick J. 2009: Conservation prioritisation using species distribution modelling. In Moilanen, A., Wilson, K. A., & Possingham, H. (eds.) *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford, UK: Oxford University Press, pp. 70-93.
- Elith J., Phillips, S. J., Hastie T., Dudík M., Chee Y. E., & Yates C. J. 2011: A statistical explanation of Maxent for ecologists. *Diversity and Distribution*. 17: 43-57.
- Franklin J. 2009: *Mapping species distribution*, Cambridge University Press, 2010 - 320 pp.
- Gastón A., & García-Viñas J. I. 2011: Modelling species distributions with penalised logistic regressions: A comparison with maximum entropy models. *Ecol. Modelling* 222: 2037-2041.
- Graf R.F., Bollmann K., Bugmann H. & Suter W. 2007: Forest and Landscape Structure as Predictors of Capercaillie Occurrence. *Journal of Wildlife Management*, 71(2): 356 – 365.
- Grimm V. & Storch I. 2000: Minimum viable population size of Capercaillie *Tetrao urogallus*: results from a stochastic model. *Wildl. Biol.* 6:219–225.
- Guisan A., Zimmermann N. E., Elith J., Graham C. H., Phillips S. & Peterson A. T. 2007: What matters for predicting the occurrences of trees: Techniques, data, or species characteristics? *Ecological Monographs* 77: 615-630.
- Hanley J.A. & McNeil B.J. 1982: The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology* 143 (1): 29–36.
- Hjeljord O., Wegge P., Rolstad J., Ivanova M. & Beshkarev A. B. 2000: Spring-summer movements of male capercaillie *Tetrao urogallus*: A test of the ‘landscape mosaic’ hypothesis. *Wildlife Biology* 6: 251–256.
- Hockin D., Ounsted M., Gorman M., Hill D., Keller V. & Barker M.A. 1992: Examination of the effects of disturbance on birds with reference to its importance in ecological assessments. - *Journal of Environmental Management* 36: 253-286.
- Klaus S., Andreev A. V., Bergmann H.-H., Müller F., Porkert J. & Wiesner J. 1989: Die Auerhühner.

Die Neue Brehm-Bücherei. Band 86. Westarp Wissenschaften, Magdeburg, Germany.

- Klaus S. & Bergmann H-H., 1994: Distribution, status and limiting factors of Capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Central Europe, particularly in Germany, including an evaluation of introductions. *Gibier Faune Sauvage, Game and Wildlife* 11 (special numer Part 2): 57-80.
- Klaus S. & Boock W. 1993: Bestandsituation und Schutz des Auerhuhns *Tetrao urogallus major* in Thüringen. *Schutzstrategien für Schwarzstorch und Raufusshühner*, 2: 51-58.
- Leckerq B. 1987: Influence de quelques pratiques sylvicoles sur la qualité des biotopes a grand tétras (*Tetrao urogallus*) dans le massif du Jura. *Acta Oecol. 2. Oecol. Génér.*: 237-246.
- Leitl R. 2009: Methodik zur Erfassung und Bewertung des Auerhuhns in SPA-Gebieten. *Schwarzeck*“. *Ornithol. Anz.*, 48: 71–79.
- Leitl R. & Lohberger E. 2006: Fachlicher Beitrag zum geplanten Grenzübergang „Blaue Säulen“ im Nationalpark Bayerischer Wald. Auswirkungen der möglichen Varianten der künftigen Wegführung auf die vorkommenden Natura 2000-Schutzgüter. Amt für Landwirtschaft und Forsten Landau a. d. Issar. (nepubl.)
- Liu C., Berry P.M., Dawson T.P. & Pearson R.G. 2005: Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* 28 (3), 385–393.
- Marhoul P., Volf O. 2005: Hodnocení realizace prvních pěti let záchranného programu tetřeva hlušce v České republice. odborná studie AOPK ČR, (nepubl.).
- Marjakangas A. & Kiviniemi, S. 2005: Dispersal and migration of female Black Grouse *Tetrao tetrix* in eastern central Finland. *Ornis Fennica* 82: 107–116.
- Marshall K. 2005: Capercaillie and recreational disturbance study. Unpublished report for CNPA, FCS and SNH.
- McRae B. H. & Kavanagh D. M. 2011: Linkage Mapper Connectivity Analysis Software. Seattle, WA: The Nature Conservancy. Available at: <http://www.circuitscape.org/linkagemapper>.
- Ménoni E. & Magnani Y. 1998: Human disturbance of grouse in France. - *Grouse News* 15: 4-8.
- Miettinen J., Helle P., Nikula A. & Niemelä P. 2008: Large-scale landscape composition and Capercaillie (*Tetrao urogallus*) density in Finland. *Ann. Zool. Fenn.* 45, 161–173.
- Montoya D., Purves D.W., Urbieto I.R. & Zavala M. A. 2009: Do species distribution models explain spatial structure within tree species ranges? *Global. Ecol. Biogeogr.* 18 (6): 662–673.
- Moss R. 2001: Second extinction of capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Scotland? *Biological Conservation*, 101, 255–257.
- Moss R., Oswald J. & Baines D. 2001: Climate change and breeding success: decline of the

- capercaillie in Scotland. *Journal of Animal Ecology*, 70, 47–61.
- Müller F., 2002: Forstzäune als Gefährdungs- und Mortalitätsfaktoren für Auerhühner. Gefahr erkannt – Gefahr gebannt? *Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft* 35: 70–76.
- Müller J. & Rösner S. 2011: Ke stavu populace tetřeva hlušce na Šumavě a v Bavorském lese. Prezentace na www.nationalpark-bayerischer-wald.de
- Pakkala T., Pellikka J. & H. Lindén 2003: Capercaillie *Tetrao urogallus* – a good candidate for an umbrella species in taiga forests. *Wildlife Biology* 9: 309-316.
- Peterson A. T., Soberón J., Pearson R. G., Anderson R. P., Nakamura M., Martinez-Meyer E., & Araújo M. B. 2011: *Ecological Niches and Geographical Distributions*. Princeton University Press. New Jersey.
- Phillips S. J., Anderson R. P., & Schapire R. E. 2006: Maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecology Modelling* 190: 231-259.
- Plaňanský a kol. 2012: Tetřev hlušec v koexistenci v současném prostředí v NP Šumava. Nepubl. studie
- Phillips S. J., & Dudik M. 2008: Modeling of species distributions with Maxent: New extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161-175.
- Räty M., 1979: Effect of highway traffic on tetraonid densities. *Ornis Fennica*, 56: 169-170.
- Räty M., 1985: Highways effects the nature. *Proceedings of the XVIIth Congress of the International Union of Game Biologists*, Brussels, September 17-21, 1985: 935-938.
- Rolstad J. & Wegge P. 1989: Capercaillie populations and modern forestry – a case for landscape ecological studies. *Finnish Game Res.* 46: 43–52.
- Rösner S., Brandl R., Segelbacher G., Lorenc T. & Müller J. 2014: Non-invasive genetic sampling allows estimation of capercaillie numbers and population structure in the Bohemian Forest. *Eur J Wildl. Res.* 60: 789-801.
- Rösner S., Mussard-Forster E., Lorenc T. & Müller J. 2013: Recreation shapes a “landscape of fear” for a threatened forest bird species in Central Europe. *Landscape Ecology* 29: 55-66.
- Rösner S. & Leibl F. 2014: Wildtiermanagement in Nationalparken: Auerhühner im bayerisch-böhmischen Grenzgebirge. *Der Falke* 7: 19-23.
- Saniga M. 2003: Ecology of the capercaillie (*Tetrao urogallus*) and forest management in relation to

- its protection in the West Carpathians. *Journal of Forest Science*, 49, 2003 (5): 229–239.
- Saniga M. 2004: Seasonal differences in habitat use in capercaillie (*Tetrao urogallus*) in the West Carpathians. *Biologia* 59/5: 627—636.
- Saniga M. 2011: Why the capercaillie population (*Tetrao urogallus* L.) in mountain forests in the Central Slovakia decline? *Folia oecologica*, 38: 110–117.
- Saura S. & Pascual-Hortal L. 2007: A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study." *Landscape and Urban Planning* 83: 91-103.
- Saura S. & Thorné J. 2009: Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software*, 24: 135-139.
- Scherzinger W. 2003: Artenschutzprojekt Auerhuhn im Nationalpark Bayerischer Wald von 1985–2000. Nationalpark Bayerischer Wald, Grafenau, 130 pp.
- Segelbacher G., Storch I. & Tomiuk J. 2003: Genetic evidence of capercaillie *Tetrao urogallus* dispersal sources and sinks in the Alps. *Wildl. Biol* 9:267–273.
- Segelbacher G., Manel S. & Tomiuk J. 2008: Temporal and spatial analyses disclose consequences of habitat fragmentation on the genetic diversity in capercaillie (*Tetrao urogallus*). *Mol. Ecol.* 17:2356–2367.
- Siano R. 2008: Überleben, Raum- und Habitatnutzung sowie Ernährung ausgewilderter Auerhühner (*Tetrao urogallus* L.) im Nationalpark Harz. Dissertation TU Dresden. Cuvillier Verlag, Göttingen.
- Smrčková T. 2000: Současný stav populace tetřeva hlušce na Šumavě. Dipl. práce, LF ČZU v Praze (nepubl.).
- Storch I. 1997: Male territoriality, female range use, and spatial organisation of capercaillie *Tetrao urogallus* leks. *Wildl Biol* 3:149–161.
- Storch, I. 2000: Conservation status and threats to grouse worldwide: an overview. *Wildlife Biol.* 6, 195–204.
- Storch, I., 2007: Conservation status of grouse worldwide: an update. *Wildlife Biol.* 13 (Suppl. 1), 5–12.
- Storch I. & Leidenberger C. 2003: Tourism, mountain huts and distribution of Corvids in the Bavarian Alps, Germany. *Wildlife Biology* 9: 301–308.

- Summers R.W., McFarlane J. & Pearce-Higgins J., 2007: Measuring avoidance by Capercaillies *Tetrao urogallus* of woodland close to tracks. *Wildl. Biol.* 13:19–27.
- Suter W., R.F. Graf & R. Hess 2002: Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and avian biodiversity: testing the umbrella-species concept. *Conservation Biology* 16: 778-788.
- Swets J. A. 1988: Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240: 1285-1293.
- Thiel D., Ménoni E., Brenot J.-F. & Jenni L. 2007: Effects of recreation and hunting on flushing distance of capercaillie. *Journal of Wildlife Management*, 71, 1784–1792.
- Watson A. & Moss R. 2008: Grouse. Harper Collins Publisher London.- 530 pp.
- Zeitler A. & Glänzer U. 1998: Skiing and grouse in the Bavarian Alps. - *Grouse News* 15: 8-12.

Obr. na úvodní straně: Velký a Malý Javor z Plesné (foto: O. Volf).