



Tomáš Bartonička
Zdeněk Řehák
Jiří Flousek
Joanna Furmankiewicz

ČESKÝCH A POLSKÝCH KRKONOŠ

NETOPÝŘI NIETOPERZE

CZESKICH I POLSKICH KARKONOSZY



NETOPÝŘI

ČESKÝCH A POLSKÝCH KRKONOŠ

NIETOPERZE

CZESKICH I POLSKICH KARKONOSZY

Tomáš Bartonička

Zdeněk Řehák

Jiří Flousek

Joanna Furmankiewicz

Sběr dat / Zbieranie danych

**Tomáš Bartonička, Michaela Brumovská, Jiří Flousek, Joanna Furmankiewicz,
Daniel Horáček, Helena Jahelková, Monika Jaworska, Zdeněk Řehák**

Koordinátor výzkumu netopýrů / Koordynator badań nietoperzy
Česká společnost pro ochranu netopýrů

Koordinátoři projektu Fauna Krkonoš / Koordynatorzy projektu Fauna Karkonoszy
Jiří Flousek (Správa KRNP), Roman Rapała (Dyrekcja KPN)

Autoři fotografií / Autorzy fotografii

Kamila Antošová – str. 13, 19, 21, 22, 31

Tomáš Bartonička – str. 15, 91, 92, 93

Michaela Brumovská – str. 17

Jaroslav Červený – str. 82, 144

Jiří Flousek – str. 18

Daniel Horáček – str. 3, 36, 149, 151

Vlastislav Káňa – obálka/okładka

Antonín Reiter – str. 72, 166

Přemysl Tájek – str. 6

Mapové podklady / Opracowanie map

Ondřej Hájek, Jan Pačák

Doporučená citace / Zalecany sposób cytowania

**BARTONIČKA T., ŘEHÁK Z., FLOUSEK J. & FURMANKIEWICZ J. 2015: Netopýři českých a polských
Krkonoš / Nietoperze czeskich i polskich Karkonoszy. *Správa KRNP Vrchlabí, Dyrekcja
KPN Jelenia Góra: 184 pp.***



Sledované území	7	Obszar badań
Vymezení zájmové oblasti	8	Wybór obszaru badań
Unikátní poloha a geomorfologie	9	Specyficzne położenie i geomorfologia
Klimatické poměry	10	Warunki klimatyczne
Vegetační stupně	11	Piętra roślinności
Fauna	12	Fauna
Významné biotopy z hlediska výskytu netopýrů	13	Siedliska ważne dla nietoperzy
Negativní vlivy	23	Negatywny wpływ działalności człowieka na przyrodę
Ochrana přírody	24	Ochrona przyrody
Historie výzkumu	27	Historia badań
Horské ekosystémy	33	Ekosystemy górskie
Cíle studie	37	Cele badań
Využívání jednotlivých biotopů	41	Wykorzystywanie poszczególnych siedlisk
Lesní porosty	42	Lasy
Liniové prvky	45	Elementy liniowe
Otevřené biotopy	46	Siedliska otwarte
Lidská sídla	47	Osiedla ludzkie
Metodika	48	Metodyka
Výsledky a diskuze	52	Wyniki i dyskusja
Hodnocení druhové diverzity	52	Ocena różnorodności gatunkowej
Hodnocení podobnosti jednotlivých biotopů	59	Ocena podobieństwa poszczególnych siedlisk
Shrnutí	66	Podsumowanie
Letová aktivita netopýrů během laktace a postlaktace	67	Aktywność nietoperzy w okresie laktacyjnym i postlaktacyjnym
Rozdíly v letové aktivitě v průběhu sezóny	68	Sezonowe zmiany aktywności przelotowej nietoperzy
Metodika	70	Metodyka
Výsledky a diskuze	71	Wyniki i dyskusja
Shrnutí	72	Podsumowanie
Letová aktivita netopýrů v různých nadmořských výškách	75	Aktywność nietoperzy na różnych wysokościach nad poziomem morza
Problematika	76	Problematyka
Metodika	79	Metodyka
Výsledky a diskuze	80	Wyniki i dyskusja
Proporce bodů s nulovou aktivitou	80	Udział punktów o zerowej aktywności
Hodnocení druhové diverzity v souvislosti s nadmořskou výškou	80	Różnorodność gatunkowa w zależności od wysokości nad poziomem morza
Hodnocení úrovně relativní aktivity v různých nadmořských výškách	81	Poziom aktywności na różnych wysokościach nad poziomem morza
Shrnutí	83	Podsumowanie

Letová aktivita netopýrů podél liniových elementů	85	Aktyvnosť nietoperzy wzdluż liniowych elementów
Význam liniových elementů	86	Znaczenie liniowych elementów
Charakteristika monitorovaných potoků	88	Charakterystyka monitorowanych potoków
Časový rozvrh	95	Terminy badań
Použitá metoda a přístrojové vybavení	95	Metody badań
Analýza a hodnocení dat	96	Analiza danych
Získaný materiál	98	Materiał
Statistické zpracování dat	99	Analiza statystyczna
Výsledky a diskuze	100	Wyniki i dyskusja
Druhové složení na lokalitách	100	Skład gatunkowy na stanowiskach
Dominance druhů	102	Dominacja gatunków
Rozdíly v letové aktivitě	103	Różnice w aktywności
Přeletová aktivita v průběhu noci nad vybranými toky	106	Całonocna aktywnosť przelotowa nad wybranymi ciekami
Směrovost přeletové aktivity během noci	114	Kierunek przelotów w ciągu noci
Vztah přeletové aktivity druhů k naměřeným charakteristikám potoků	119	
	121	Związek pomiędzy aktywnością przelotową gatunków a charakterystyką potoków
Shrnutí	123	Podsumowanie
Letová aktivita netopýrů v zásahových a bezzásahových porostech	125	Aktyvnosť nietoperzy w lasach gospodarczych i bez gospodarki leśnej
Problematika	126	Problematyka
Metodika	133	Metodyka
Výsledky	137	Wyniki
Druhová diverzita	137	Zróźnicowanie gatunkowe
Úroveň celkové letové aktivity a jednotlivých druhů netopýrů	140	Aktyvnosť nietoperzy
Vliv charakteristik porostu na společenstvo netopýrů	142	Wpływ parametrów lasu na zespół nietoperzy
Shrnutí	146	Podsumowanie
Letní úkryty netopýrů v lidských sídlech	147	Letnie kryjówki nietoperzy w budynkach
Materiál a metodika	148	Materiał i metody
Výsledky	149	Wyniki
Shrnutí	154	Podsumowanie
Zimoviště	155	Zimowiska
Materiál a metodika	156	Materiał i metodyka
Výsledky	157	Wyniki
Shrnutí	166	Podsumowanie
Summary	168	Summary
Literatura	173	Literatura
Příloha	181	Załączniki



Vrápenec malý (Rhinolophus hipposideros) na zimovišti.

Rhinolophus hipposideros w zimowisku.

Rhinolophus hipposideros in a hibernaculum.



SLEDOVANÉ ÚZEMÍ OBSZAR BADAŃ

upraveno podle FLOUSEK *et al.* 2015
opracowano na podstawie FLOUSEK *et al.* 2015

Vymezení zájmové oblasti

Základní podmínkou pro geografické vymezení sledované oblasti bylo úplné pokrytí obou národních parků na české i polské straně pohoří včetně jejich ochranných pásem (Krkonoský národní park – BAŠTA & ŠTURSA 2013, Karkonoski Park Narodowy – KNAPIK & RAJ 2013), celé bilaterální Biosférické rezervace Krkonoše/Karkonosze (PETŘÍKOVÁ *et al.* 2007) a celého orografického celku Krkonoše (PILOUS 2007).

Sledované území Krkonoš v konečné podobě pokrylo plochu 720 km² a bylo vymezeno souřadnicemi 50°35'–50°51' N i 15°23'–15°55' E (Obr. 1). Nejnižším bodem území jsou rybníky u polského Sobieszowa (340 m n. m.) a nejvyšším pak vrchol Sněžky na hranici České republiky a Polska (1603 m n. m.).

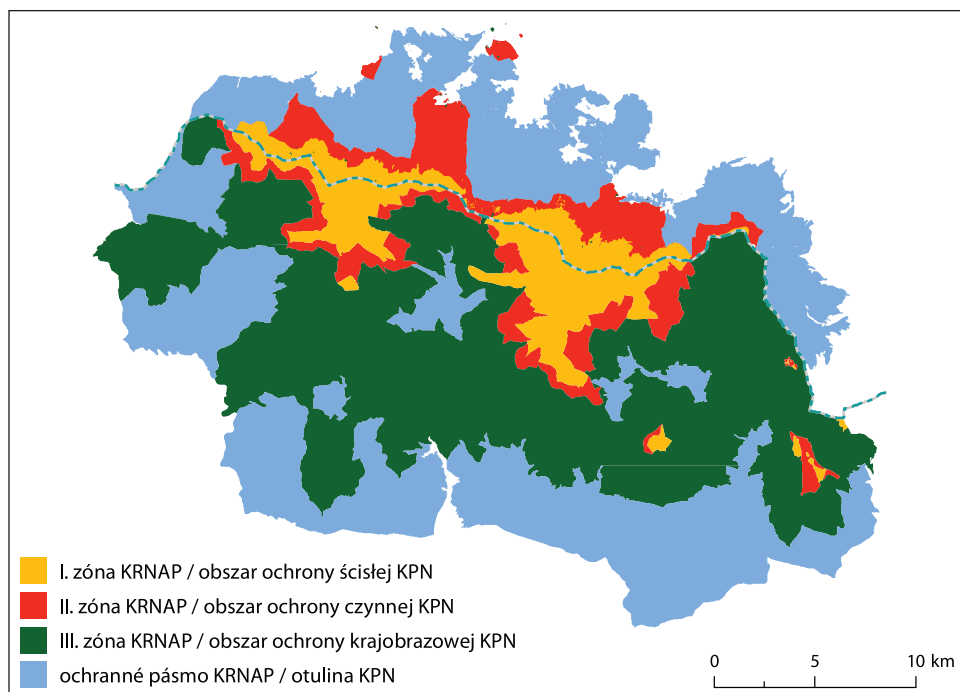
Zájmová oblast zahrnuje úplně nebo z větší části pět měst s více než 5000 obyvateli (Vrchlabí, Kowary, Szklarska Poręba, Jilemnice, Karpacz)

Wybór obszaru badań

Podstawowym kryterium wyboru obszaru badań było pokrycie całego terenu obu parków narodowych, czeskiego i polskiego (Krkonošský národní park, Karkonoski Park Narodowy), włącznie z ich otulinami i całym leżącym po obu stronach granicy Rezerwatem Biosfery Krkonoše/Karkonosze oraz całym układem orograficznym Karkonoszy.

Powierzchnia wybranego terenu wynosiła 720 km² i odpowiadała współrzędnym 50°35'–50°51' N i 15°23'–15°55' E (Ryc. 1). Najniższym punktem badanego obszaru były stawy w pobliżu polskiego Sobieszowa (340 m n.p.m.) natomiast najwyższym punktem był szczyt Śnieżka na czesko-polskiej granicy (1603 m n.p.m.).

Badany obszar w całości lub w większej części obejmował pięć miast zamieszkiwanych przez ponad 5 000 mieszkańców (Vrchlabí, Kowary,



Obr. 1. Mapa zón a ochranného pásma Krkonošského národního parku a Karkonoskiego Parku Narodowego.

Ryc. 1. Mapa stref ochrony i otuliny Krkonošského národního parku i Karkonoskiego Parku Narodowego.

Fig. 1. Map of protection zones of the Krkonoše and Karkonosze National Parks and their buffer zones.

a další města, městyse a různě velké vesnice s několika sty až 3500 obyvateli.

Szklarska Poręba, Jilemnice, Karpacz), dziesięć miasteczek i miejscowości (700–3 500 mieszkańców) oraz szereg różnej wielkości wsi, zamieszkiwanych przez kilkuset do 2 000 mieszkańców.

Unikátní poloha a geomorfologie

Mimořádná biologická hodnota Krkonoš souvisí s jejich výjimečnou polohou uprostřed Evropy, charakteristickou geomorfologií a nadmořskou výškou. Přestože hřebeny Krkonoš dosahují výšky pouhých 1600 m n. m., v současné etapě postglaciálního vývoje zřetelně přecházejí nad přirozenou horní (alpínskou) hranici lesa (JENÍK 2007). Horská příroda Krkonoš představuje izolovanou výšku alpských a subalpínských ekosystémů, které dnes nemají návaznost na podobné typy prostředí. Ve všech skupinách rostlin a živočichů je zde relativně vyšší zastoupení severských taxonů, než je tomu například v západních Karpatech (VANĚK *et al.* 2013). Navíc geografická poloha činí Krkonoše nesmírně důležitým územím pro vysvětlení pozdně glaciálních a postglaciálních změn ve střední Evropě. Z řady studií vyplývá, že Krkonoše fungovaly jako spojující most mezi severskou tundrou, opakovaně zatlačovanou kontinentálním ledovcem směrem k jihu do polské a německé nížiny, a alpskými či subalpínskými ekosystémy, šířenými vlivem chladného klimatu z hřebenů Alp severním směrem do nížin, pahorkatin a středoevropských pohoří (JENÍK 1961, SOUKUPOVÁ *et al.* 1995).

Pohoří je díky své exponované poloze a relativně značné výšce vystaveno vlhkému oceánickému vzduchu a má ve srovnání s okolními horskými oblastmi nejvyšší srážky, je vystaveno převážně západním větrům, má nejstálější zimní sněhovou pokrývku a častý výskyt sněhových lavin. Tyto klimatické faktory a související abiotické a biotické procesy se v Krkonoších dále prostorově člení podle hřebenů, náhorních planin a údolí (JENÍK 2007).

Topografické a klimatické faktory se v Krkonoších kombinují do spojitého systému, složeného z nálevkovitého návětrného údolí, silně větrné a na srážky bohaté hřebenové partie

Specyficzne położenie i geomorfologia

Niezwykła wartość przyrodnicza Karkonoszy ma związek z ich wyjątkowym położeniem w środku Europy, charakterystyczną geomorfologią oraz wysokością n.p.m. Mimo, że wysokość karkonoskich grzbietów nie przekracza 1600 m n.p.m., to na obecnym etapie rozwoju postglacjalnego najwyższe partie położone są powyżej naturalnej, górnej (alpejskiej) granicy lasu. Górskie środowisko naturalne Karkonoszy jest odosobnioną enklawą ekosystemów typu alpejskiego i subalpejskiego, które obecnie nie mają żadnego połączenia z innymi, podobnymi ekosystemami. W przypadku wszystkich grup roślin i zwierząt występuje tu stosunkowo większa liczba gatunków typu arktycznego lub związanych z daleką północą, niż ma to miejsce na przykład w zachodnich Karpatach. Ponadto położenie geograficzne sprawia, że Karkonosze są niezmiernie ważnym obszarem, na przykładzie którego można wytłumaczyć późne zmiany glacialne i postglacialne, do których doszło w Europie Środkowej. Z wielu badań wynika, że Karkonosze funkcjonowały jako rodzaj mostu łączącego północną tundrę (wielokrotnie wypychaną przez lodowiec kontynentalny na południe, aż do nizin polskich i niemieckich) z ekosystemami typu alpejskiego i subalpejskiego, rozprzestrzeniającymi się pod wpływem chłodnego klimatu ze szczytów Alp w kierunku północnym i docierającymi do pofałdowanych terenów i pogórzy Europy Środkowej.

Dzięki swojemu wyeksponowanemu położeniu i względnie dużej wysokości nad poziomem morza, góry te wystawione są na wpływ wilgotnych mas powietrza oceanicznego i w porównaniu z okolicznymi obszarami górskimi mają zdecydowanie najwyższy poziom opadów, a także najbardziej ustabilizowany, zachodni kierunek wiatrów i najbardziej trwałą zimową pokrywą śnieżną, z którą związane jest

a závětrné lavinové prohlubně (ledovcového karu). Tyto tzv. anemo-orografické systémy se v dlouhém postglaciálním vývoji uplatňovaly jako významný regulátor ekologických faktorů v alpínských a subalpínských ekosystémech a byly jednou z nejvýznamnějších podmínek pohybu a tvorby rostlinných a živočišných druhů a společenstev.

częste występowanie lawin śnieżnych. Wpływ wyżej wymienionych czynników klimatycznych i związane z nimi procesy biotyczne i abiotyczne są zróżnicowane, w zależności od położenia i wyeksponowania grzbietów górskich, wierzchołków i dolin.

Czynniki klimatyczne i topograficzne Karkonoszy tworzą spójny system leżących nawietrznych dolin (z silnym oddziaływaniem wiatrów) i obfitujących w opady partii szczytowych oraz zawietrznych kotłów polodowcowych. Tego typu systemy, zwane systemami anemo-orograficznymi (A-O), podczas długiego rozwoju postglacjalnego funkcjonowały jako istotny czynnik regulujący procesy ekologiczne w ekosystemach typu alpejskiego i subalpejskiego oraz odgrywały jedną z najważniejszych ról podczas migracji oraz powstawania gatunków i zbiorowisk roślinnych i zwierzęcych (JENÍK 1961 i 2007, SOUKUPOVÁ et al. 1995, VANĚK et al. 2013).

Klimatické poměry

Krkonoše náležejí do klimatického mírného pásu. Vzhledem k převládajícím západním větrům tvoří jejich hřebeny nejvyšší překážku proudům vlhkého a chladného vzduchu od Atlantského oceánu, což se projevuje vysokým množstvím dešťových a sněhových srážek a nízkými teplotami. Převládají jihozápadní až severozápadní větry, časté jsou víchřice o rychlostech přes 150 km/hod. Ve srovnání s ostatními horskými pásy Sudet mají Krkonoše v celoročním průměru nejdřsnější podnebí. Průměrná roční teplota kolísá mezi +8 °C na polském úpatí hor (Cieplice, Szklarska Poręba) a téměř 0 °C v nejvyšších polohách (Labská bouda, Śnieżne Kotły, Śnieżka), s teplotami kolem 5–6 °C v českých městech (Harrachov, Špindlerův Mlýn, Pec pod Śnieżkou). V posledních 50 letech je však registrován postupný růst průměrných ročních teplot, především od 90. let 20. století.

Srážky přibývají s nadmořskou výškou. Na úpatí hor je roční úhrn 700–800 mm, na hřebenech 1200–1500 mm (Śnieżka, Labská bouda, Śnieżne Kotły). Sníh padá prakticky po celý rok (alespoň na hřebenech), trvale zůstává ležet asi 4 měsíce v nižších a 6 měsíců ve vyšších polohách (zhruba od listopadu do dubna). Prů-

Warunki klimatyczne

Karkonosze leżą w strefie klimatu umiarkowanego. Ze względu na przeważające wiatry zachodnie, grzbiety górskie stanowią największą przeszkodę dla prądów wilgotnego i chłodnego powietrza napływających znad Oceanu Atlantyckiego, czego wynikiem są obfite opady deszczu i śniegu wraz z niskimi temperaturami. Przeważają tu południowo-zachodnie i północno-zachodnie wiatry. Często występują również wichury, podczas których prędkość wiatru przekracza 150 km/godz. W porównaniu z pozostałymi pasmami górskimi Sudetów, Karkonosze mają najostrejszy klimat w ujęciu całorocznym. Średnia roczna temperatura waha się w granicach od +8 °C u polskiego podnóża gór (Jelenia Góra Cieplice, Szklarska Poręba) przez około 0 °C w najwyższych partiach (Labská bouda 2,1; Śnieżne Kotły 1,3; Śnieżka 0,7) do około +5 lub +6 °C w czeskich miastach (Žacléř 6,1; Harrachov 5,3; Špindlerův Mlýn 4,7; Pec pod Śnieżkou 4,5). W ciągu ostatniego półwiecza, a zwłaszcza od lat 90. XX wieku, notowany jest stopniowy wzrost średniej rocznej temperatury. Opady wzmagają się wraz ze wzrostem wysokości nad poziomem morza. U podnóża gór suma rocznych opadów wynosi 700–800 mm, a na grzbie-

měrná výška sněhové pokrývky na hřebenech se pohybuje mezi 160–180 cm.

tach 1200–1500 mm (Śnieżka, Labská bouda, Śnieżne Kotły). Śnieg pada praktycznie przez cały rok (przynajmniej na grzbietach) i na stałe utrzymuje się przez około 4 miesiące w niższych i 6 miesięcy w wyższych partiach (od listopada do kwietnia). Przeciętna grubość pokrywy śnieżnej na grzbietach waha się od 160 do 180 cm.

Vegetační stupně

Z hlediska vertikálního členění vegetace nalezneme v Krkonoších čtyři zřetelně vytvořené výškové (vegetační) stupně – submontánní (zhruba do 800 m n. m.), montánní (800–1250 m n. m.), subalpínský (1250–1450 m n. m.) a alpínský (1450–1603 m n. m.).

Submontánní stupeň

Charakteristický je zejména listnatými a smíšenými lesy, které však byly v minulosti často vykáceny a nahrazeny smrkovými monokulturami. V současnosti ho tvoří mozaika měst a vesnic, větších či menších lesních komplexů, remízků či zarostlých mezí a zemědělsky obhospodařovaných ploch (polí, luk a pastvin). Důležitým prvkem tohoto stupně jsou rybníky a vodní nádrže.

Montánní stupeň

Převažují v něm většinou druhotné, ale při horní hranici lesa původní horské smrčiny, které byly koncem 20. století značně poškozené průmyslovými imisemi. Jejich zdravotní stav se však v posledních letech zlepšuje a citlivý lesnický management usiluje o jejich přeměnu na druhotné i strukturně pestré lesy. V období rozvoje budního hospodářství (zejména v 18. a 19. století) tu vznikaly bezlesé enklávy s pestrými horskými loukami.

Subalpínský stupeň

V polohách nad horní hranicí lesa, na náhorních plošinách a v jejich okolí, se koncentrují cenné ekosystémy Krkonoš – klečové porosty, subalpínské trávníky a severská rašeliniště, s bohatým výskytem endemických a reliktních druhů rostlin a živočichů.

Piętra roślinności

W Karkonoszach wyróżnia się pięć pięter roślinności (wegetacyjnych): piętro pogórzy (do 500 m n.p.m.), piętro regla dolnego (500–800 m n.p.m.), piętro regla górnego (800–1250 m n.p.m.), piętro subalpejskie (1250–1450 m n.p.m.) i piętro alpejskie (1450–1603 m n.p.m.).

Piętro pogórzy i regla dolnego

Obecnie występuje tu mozaika składająca się z miast i wsi, większych i mniejszych kompleksów leśnych, zadrzewień, zarośniętych miedz i terenów zagospodarowywanych rolniczo (pól, łąk i pastwisk). Rosną tu przeważnie lasy liściaste i mieszane, które w przeszłości zostały wycięte i zastąpione monokulturami świerkowymi. Ważnym elementem piętra pogórzy są stawy i zbiorniki wodne.

Piętro regla górnego

Dominują tu głównie antropogeniczne, ale przy górnej granicy lasu również pierwotne lasy świerkowe, które pod koniec XX wieku uległy znacznemu zniszczeniu w wyniku oddziaływania zanieczyszczeń przemysłowych. W ostatnich latach ich kondycja ulega jednak stopniowej poprawie, a podmioty gospodarujące lasami starają się doprowadzić do ponownego ich różnicowania strukturalnego i gatunkowego. W okresie rozwoju pasterstwa (szczególnie w XVIII i XIX wieku) powstały tu duże enklawy bezlesne z różnorodnymi łąkami górskimi.

Piętro subalpejskie

Ponad górną granicą lasu, w najwyższych partiach wierzchołcin i w ich otoczeniu skupiają się najcenniejsze karkonoskie ekosystemy: zarośla kosodrzewiny, murawy typu subalpejskiego i torfowiska typu północnego, zamieszkiwane przez liczne gatunki endemicznych i reliktowych roślin i zwierząt.

Alpínský stupeň

Nejvyšší polohy pohoří, modelované působením mrazu a větru, s chudou vegetací, opět ale s výskytem přírodovědně cenných organismů. V tomto stupni se však s netopýry setkáváme zcela výjimečně, takže mu v našem výzkumu nebyla věnována pozornost.

Fauna

Současná živočišná společenstva se zformovala v závěru poslední doby ledové a především v holocénu. V nižších partiích pohoří představují typický vzorek eurosibiřské fauny z pásma listnatých lesů. Hřebénové partie s dokonale vyvinutým subalpínským stupněm a zasahující až do stupně alpínského poskytují vhodné podmínky pro existenci řady chladnomilných severských druhů, vděčících za krkonošskou část svého areálu již zmíněné poloze Krkonoš a místním poměrům v době zalednění (VANĚK *et al.* 2013).

Ve srovnání s nejbližšími středoevropskými pohořími je podíl glaciálních reliktů ve zdejší fauně poměrně vysoký. Z bezobratlých živočichů lze uvést plže vrkoče severního (*Vertigo arctica*), pavouka skálovku laponskou (*Gnaphosa lapponum*), vážku lesklíci horskou (*Somatochlora alpestris*), střevlíčka rezavého (*Nebria rufescens*) a řadu dalších druhů brouků, motýlů, dvoukřídlého hmyzu či pavouků. Je vcelku logické, že ze strany obratlovců je počet reliktních druhů nejnižší. Nelze však neuvést hraboše mokřadního (*Microtus agrestis*).

Počet endemických druhů je ve srovnání s flórou velmi malý. Známý jsou pouze tři endemické poddruhy – plž vřetenovka utajená krkonošská (*Cochlodina dubiosa corcontica*), motýl huňatec žlutopásný krkonošský (*Psodos quadrifaria sudetica*) a střevlíček *Leistus montanus corconticus*.

Mezní poloha Krkonoš ve střední Evropě vytváří severní hranici v rozšíření řady živočichů. Platí to pro řadu druhů jepic (*Ephemeroptera*), z obratlovců pak zejména pro ptáky – pěvušku podhorní (*Prunella collaris*) nebo lindušku horskou (*Anthus spinoletta*).

Piętro alpejskie

Najwyższe partie gór, ukształtowane przez mróz i wiatry, charakteryzują się ubogą roślinnością, ale i obecnością organizmów cennych z przyrodniczego punktu widzenia. W tym piętrze nietoperze występują jednak sporadycznie, dlatego nie zajmowaliśmy się nimi podczas naszych badań.

Fauna

Współczesne zespoły zwierzęce ukształtowały się pod koniec ostatniego zlodowacenia, a przede wszystkim w epoce holocenu. W niższych partiach gór występuje typowy zespół fauny eurosyberyjskiej, charakterystyczny dla lasów liściastych. Partie grzbietowe z doskonale rozwiniętym piętrem subalpejskim, które czasami wkracza także w piętro alpejskie, tworzą znakomite warunki do występowania zimnolubnych gatunków północnych, które swoją obecność w Karkonoszach zawdzięczają czynnikom opisanym już w części poświęconej położeniu Karkonoszy i warunkom, jakie panowały na ich terenie podczas zlodowaceń (VANĚK *et al.* 2013).

W porównaniu z najbliższymi górami środkowoeuropejskimi, udział reliktów glacialnych w tutejszej faunie jest stosunkowo wysoki. Spośród zwierząt bezkręgowych można wymienić poczwarówkę północną (*Vertigo arctica*), worczaka (*Gnaphosa lapponum*), ważkę miedziopierś górską (*Somatochlora alpestris*), chrząszcza nebrę (*Nebria rufescens*) i wiele innych gatunków chrząszczy, motyli, muchówek czy pająków, a także kręgowców, takich jak norwik buri (*Microtus agrestis*).

W przeciwieństwie do flory, liczba zwierzęcych endemitów jest bardzo mała. Znałe są jedynie trzy podgatunki endemiczne: ślimak *Cochlodina dubiosa corcontica*, motyl *Psodos quadrifaria sudetica* i pochodzący z rodziny biegaczowatych chrząszcz *Leistus montanus corconticus*.

Ze względu na swoje położenie w Europie Środkowej, Karkonosze stanowią północną granicę występowania wielu gatunków zwierząt. Dotyczy to połowy odnalezionych gatunków jętek (*Ephemeroptera*) czy też niektórych gatunków ptaków, na przykład płochacza halnego (*Prunella collaris*) i siwerniaka (*Anthus spinoletta*).

Významné biotopy z hlediska výskytu netopýrů

Města a vesnice

Sídla se nacházejí převážně v podhůří Krkonoš a lemuji tak celé sledované území, i když některá města nalezneme rovněž uvnitř hor (Špindlerův Mlýn, Pec pod Sněžkou). Vesnice a města, tvořící asi 5 % území, představují pro netopýry důležitý typ prostředí. Většinu krkonošských obcí na české i polské straně pohoří lze charakterizovat mozaikou více či méně husté zástavby soustředěné podél komunikací a otevřených prostranství s rozptýlenou zelení. Okraje obcí pak plynule přecházejí do okolní zemědělské krajiny nebo lesních porostů.

V intravilánech a na okrajích pěti největších měst regionu (Vrchlabí, Kowary, Szklarska Poręba, Jilemnice, Karpacz) se nachází významný podíl rozptýlené zeleně. Zejména v okrajové zá-

Siedliska ważne dla nietoperzy

Miasta i wsie

Wsie i miasta stanowią około 5% obszaru i są ważnym środowiskiem życia nietoperzy. Większe osiedla ludzkie występują przede wszystkim na pogórzu Karkonoszy, przez co właściwie otaczają cały obszar badań, chociaż niektóre miasta leżą również w głębi gór (Špindlerův Mlýn, Pec pod Sněžkou). Większość karkonoskich miejscowości po polskiej i czeskiej stronie gór charakteryzuje się mozaikową lub niezbyt zagęszczoną i skupioną wzdłuż dróg zabudową oraz otwartymi przestrzeniami z rozproszoną roślinnością. Skraje miejscowości zazwyczaj płynnie przechodzą w tereny rolnicze lub obszary leśne. W zabudowanych częściach pięciu największych miast regionu (Vrchlabí, Kowary, Szklarska Poręba, Jilemnice, Karpacz), a szcze-



Obr. 2. Liniová vegetace, která spojuje zástavbu s lovecky významnými stanovišti, je netopýry hojně využívána k přeletům.

Ryc. 2. Roślinność liniowa, łącząca tereny zabudowane z ważnymi żerowiskami, jest często wykorzystywana przez nietoperze podczas przelotów.

Fig. 2. Linear vegetation which connects built-up areas with important foraging sites is often used by bats to fly along.

stavbě měst netopýři nacházejí dostatek úkrytů, ať již se jedná o nízkou zástavbu typu rodinných domů nebo o panelové domy. Řada druhů netopýřů popsané typy prostředí často využívá (*Pipistrellus pipistrellus*, *Nyctalus noctula*, *Vespertilio murinus*, *Eptesicus nilssonii*). Naopak přímo v centrech měst se s netopýři potkáme pouze omezeně, patrně v souvislosti s nedostatkem zeleně. Městská zeleň, parky, zahrady rodinných domků, zahrádkářské kolonie, ovocné sady a záhumenky (četné zejména v polském podhůří), řady stromů podél ulic a chodníků, živé ploty či solitérní stromy poskytují dostatečnou nabídku potravy a jsou netopýři využívány jako loviště. Místa kontaktu městské a vesnické zástavby s řadami stromů v bezprostředním okolí vytvářejí významné koridory vedoucí k lovištím na okrajích lesních porostů či přímo v nich (Obr. 2).

Zemědělská krajina v podhůří

Většina sídel po obou stranách pohoří je obklopena převážně extenzivně obhospodařovanou zemědělskou krajinou, která tvoří téměř čtvrtinu sledovaného území. Samotné otevřené krajiny intenzivně obhospodařovaných luk a polí se netopýři spíše vyhýbají. Nicméně i v podhůří Krkonoš jsou více či méně pravidelně roztroušeny větší lesní porosty a různé prvky rozptýlené zeleně – menší lesíky s převládajícím smrkem ztepilým (*Picea abies*) a v lemech s lískou obecnou (*Corylus avellana*), malé vodoteče lemované olší lepkavou (*Alnus glutinosa*) a vrbami (*Salix* sp.) nebo remízky a meze tvořené hustými křovinami (růže šípková *Rosa canina*, bez černý *Sambucus nigra*, hloh obecný *Crataegus laevigata* a trnka obecná *Prunus spinosa*) s občas vtroušenými dřevinami (jeřáb ptačí *Sorbus aucuparia*, bříza bělokorá *Betula pendula*, javor klen *Acer pseudoplatanus*, jasan ztepilý *Fraxinus excelsior* aj.). Rozptýlená zeleň a liniové porosty jsou netopýři hojně využívány k lovu a umožňují propojení mezi úkryty v intravilánech a lovišti s vysokou potravní nabídkou mimo ně. Struktura zemědělské krajiny na české a polské straně pohoří se však výrazně liší. Na jižním úpatí převažují větší plochy polí, luk a pastvin, což je důsledek většinou velkoplošného hospodaření jednotných zemědělských družstev za předchozího politického režimu (před rokem 1990). Naopak v polském podhůří

gólnie na ich obrzeżach, występuje roślinność rozproszona. Najwięcej kryjówek nietoperzy można znaleźć przede wszystkim w zabudowie zlokalizowanej na obrzeżach miast, niezależnie od tego czy są to niskie budynki, takie jak domy jednorodzinne, czy też bloki z wielkiej płyty. Wiele gatunków nietoperzy jest bezpośrednio powiązanych z wyżej wymienionymi typami siedlisk, na przykład karlik malutki (*Pipistrellus pipistrellus*), borowiec wielki (*Nyctalus noctula*), mroczek posrebrzany (*Vespertilio murinus*) i mroczek pozłocisty (*Eptesicus nilssonii*). W przeciwieństwie do obrzeży, w centrach miast nietoperze występują w ograniczonej liczbie, prawdopodobnie ze względu na brak roślinności. Miejska zieleń, parki, ogrody przy domach jednorodzinnych, ogródki działkowe, sady owocowe i przydomowe ogródki (liczne szczególnie na polskim pogórzu), aleje drzew wzdłuż dróg, żywopłoty czy grupy drzew zapewniają odpowiednią bazę pokarmową i stanowią dla nietoperzy dobre żerowiska. Miejsca, w których miejska i wiejska zabudowa styka się z alejami drzew, obfitują w odpowiednią ilość pokarmu i są dla nietoperzy ważnymi korytarzami, przez które zwierzęta te przedostają się z obszarów zabudowanych na żerowiska położone w lasach bądź na ich skraju (Ryc. 2).

Tereny rolnicze na pogórzu

Większość naturalnych siedlisk po obu stronach gór otoczona jest przez obszary, na których dominuje ekstensywna gospodarka rolna i które stanowią niemal jedną czwartą badanego obszaru. Nietoperze zazwyczaj unikają otwartych terenów z intensywnie uprawianymi polami i łąkami. Na karkonoskim pogórzu występują także mniej lub bardziej regularnie rozmieszczone większe kompleksy leśne i inne elementy rozproszony zieleni, takie jak np. zadrzewienia z przewagą świerka pospolitego (*Picea abies*) otoczone leszczyną pospolitą (*Corylus avellana*) czy niewielkie ciekły wodne, których brzegi porastają olsza czarna (*Alnus glutinosa*) i wierzbą (*Salix* sp.). Stałym elementem krajobrazu są także aleje drzew i miedze, porośnięte gęstymi zaroślami (najczęściej dziką różą *Rosa canina*, bzu czarnym *Sambucus nigra*, głogiem dwuszyjkowym *Crataegus laevigata* i śliwą tarniną *Prunus spinosa*) i drzewami (jarząbem pospolitym *Sorbus aucuparia*, brzozą brodawkowatą

nebyla tradice drobného soukromého vlastnictví půdy přerušena ani za tamní komunistické vlády a zemědělská krajina je tu mnohem rozmanitější, s pestrou mozaikou nevelkých, různým způsobem a v různou dobu obhospodařovaných políček, úhorů a mezí.

Řeky, potoky a vodní plochy

Tekoucí a stojatá voda v krajině je zásadním faktorem, který zvyšuje její geomorfologickou rozmanitost, pestrost vegetace a následně i diverzitu živočišných druhů včetně netopýrů. Mokřadní stanoviště nepřesahují na sledovaném území 1 % plochy.

Krkonoše patří mezi důležité pramenné oblasti, kde mají svůj počátek významné střeoevropské toky. Hraniční Slezský hřbet tvoří rozvodí mezi Baltským a Severním mořem. Patří také ke srážkově nejbohatším oblastem České republiky se 600–1500 mm za rok (SCHWARTZ 2010). Voda, která je výhradně srážkového původu, odtéká z převládající západní části hor povodím Labe do Severního moře, vody stékající z polské strany míří do řeky Odry a s ní do Baltu. Říční síť Krkonoš má stromovitě (epigenetické) uspořádání a její prapůvod spadá již do období třetihor. Pro krkonošské toky je charakteristický jejich prudký spád a nevyrovnaný podélný profil, kde se střídají úseky s větším a menším sklonem (Obr. 3).



Betula pendula, klonem jaworem *Acer pseudo-platanus*, jesionem wyniosłym *Fraxinus excelsior* i innymi). Obszary z tego typu roślinnością są często miejscami żerowania nietoperzy i korytarzami pomiędzy ich kryjówkami w osiedlach ludzkich a obfitującymi w pożywienie żerowiskami poza terenami zabudowanymi.

Struktury obszarów rolniczych po czeskiej i polskiej stronie gór różnią się od siebie. W południowej części dominują pola, łąki i pastwiska o większej powierzchni, co wynika zazwyczaj z wielkopowierzchniowego gospodarowania stosowanego przez poszczególne państwowe gospodarstwa rolne w epoce poprzedniego ustroju politycznego, przed 1990 rokiem. Z kolei po polskiej stronie gór tradycja prywatnej własności rolnej nie została zniszczona przez ówczesne władze komunistyczne, w związku z czym tereny rolne są znacznie bardziej urozmaicone, stanowiąc różnorodną mozaikę małych pól, ugorów i miedz, uprawianych w odmienny sposób niż na terenie Czech.

Rzeki, potoki i zbiorniki wodne

Wody płynące i stojące są zasadniczym czynnikiem zwiększającym różnorodność geomorfologiczną danego obszaru i zróżnicowanie wegetacji, a co za tym idzie również bogactwo gatunkowego zwierząt, włącznie z nietoperzami. Siedliska wodne i podmokłe nie przekraczają 1% powierzchni całego badanego terenu.

Na terenie Karkonoszy znajduje się ważny obszar źródliskowy, w którym swój początek bierze wiele spośród środkowoeuropejskich rzek. Graniczny Śląski Grzbiet jest wododziałem pomiędzy Morzem Północnym a Morzem Bałtyckim. Obszar ten jest także jednym z najbardziej obfitych w opady terenów w Czechach, z łączną sumą opadów od 600 do 1500 mm rocznie. Wody z południowej części gór, poprzez dorzecze Łaby, spływają do Morza Północnego, natomiast wody po stronie pol-

Obr. 3. Netopýři létají i podél drobných potoků, často v zapojených lesních komplexech.

Ryc. 3. Nietoperze latają także wzdłuż niewielkich potoków, często przepływających przez zwarte kompleksy leśne.

Fig. 3. Bats also fly along small streams, mostly connected to larger forest complexes.

Na české straně tvoří říční síť přes 140 vodních toků, jejichž vody sytí sedm velkých krkonošských řek – Labe, Bílé Labe, Malé Labe, Jizeru, Mumlavu, Jizerku a Úpu. Říční síť polských Krkonoš je chudší a kratší a tvoří ji 31 vodních toků. Mezi hlavní patří Kamienna, Podgórna, Wrzosówka, Łomniczka, Łomnica a Jedlica. Jedním z hlavních evropských veletoků je Labe, pramenící na Labské louce v západních Krkonoších ve výšce 1387 m n. m. Tento veletok je současně významným migračním koridorem, využívaným netopýry pro přelety mezi letními a zimními stanovišti.

Výrazný rozdíl mezi českou a polskou částí sledovaného území je v přítomnosti vodních ploch, mnohem četnějších na polském úpatí Krkonoš. Významná je zejména soustava rybníků u Podgórzyna a Sobieszowa (Stawy Podgórzyńskie a Sobieszowskie). Jejich celková plocha dosahuje asi 250 ha, větší část komplexu však leží vně zájmového území (GRAMSZ 1991). Několik malých rybníků se nachází rovněž v širším okolí obce Milków. Důležitá je vodní nádrž Sosnówka (celková plocha asi 150 ha), částečně zasahující do sledované oblasti. Na české straně pohoří existuje několik nerozsáhlých vodních ploch, z nichž lze za významnější považovat dva rybníky ve Vrchlabí – Výsplačky (5,5 ha) a u letiště (4,5 ha), dále pak retenční přehradní nádrž Labská u Špindlerova Mlýna (6,5 ha). Na rybnících je důležitým biotopem i jejich příbřežní vegetace, zejména navazující podmaččené lužní lesíky s olší lepkavou, vrby a topoly (*Populus* sp.).

Přirozenými vodními nádržemi v horské části Krkonoš jsou jezera ledovcového původu, hrazená morénovými valy – Wielki a Mały Staw (8,3 a 2,9 ha) a Śnieżne Stawki ve Śnieżnych Kotłach v polské části pohoří a nevelké lesní Mechové jezírko (0,05 ha) u Dolních Míseček na české straně. Na hřebenech hor jsou stojaté vody reprezentovány rašelinnými jezírky na Pančavském, Úpském a Černohorském rašeliništi.

Listnaté a smíšené lesy

Lesy pokrývají největší část sledovaného území, tedy přibližně 60 %. Necelá třetina z nich jsou lesy listnaté a smíšené, zbývající více než dvě třetiny lesy jehličnaté. Původní listnaté a smíšené lesy byly v minulosti z velké části vykáceny a nahrazeny smrkovými monokulturami. Ve

skiej spływają do Odry i wraz z nią do Bałtyku. Charakterystyczną cechą karkonoskich cieków wodnych jest ich ostry spadek i nieuregulowany, podłużny profil, z występującymi na przemian odcinkami o większym i mniejszym nachyleniu (Ryc. 3). Sieć rzeczna po czeskiej stronie składa się z ponad 140 cieków wodnych (np. Łaba, Izera czy Úpa), a po polskiej stronie jest uboższa i złożona jest z 31 cieków wodnych, spośród których największymi są Kamienna, Wrzosówka i Łomnica. Do największych europejskich rzek należy Łaba, której źródła leżą w Karkonoszach, na wysokości 1387 m n.p.m. Rzeka ta stanowi ważny korytarz migracyjny dla nietoperzy, które wykorzystują go podczas przelotów pomiędzy stanowiskami letnimi a zimowiskami.

Wyraźna różnica pomiędzy polską i czeską stroną badanego obszaru polega na obecności zbiorników wodnych, znacznie liczniejszych u podnóża polskich Karkonoszy. Duże znaczenie mają przede wszystkim kompleksy stawów w pobliżu Podgórzyna i Sobieszowa (Stawy Podgórzyńskie i Sobieszowskie). Ich całkowita powierzchnia wynosi około 250 ha, przy czym większa część kompleksów znajduje się w granicach badanego obszaru. Istotną rolę odgrywa także zbiornik wodny Sosnówka (o powierzchni całkowitej wynoszącej około 150 ha), którego południowa część również leży na badanym terenie. Po czeskiej stronie gór istnieje kilka mniejszych zbiorników wodnych, spośród których do ważniejszych można zaliczyć dwa stawy we Vrchlabí: Výsplačky (5,5 ha) i staw przy lotnisku (4,5 ha), a także zbiornik retencyjny Labská przy miejscowości Špindlerův Mlýn (6,5 ha). Istotnym siedliskiem związanym ze stawami jest otaczająca je roślinność przybrzeżna, a w szczególności połączone z nią podmokłe lasy łęgowe z olszą czarną, wierzbami i topolami (*Populus* sp.). Do naturalnych zbiorników wodnych występujących w górskiej części Karkonoszy należą jeziora polodowcowe oddzielone wałami morenowymi: Wielki i Mały Staw (powierzchnia 8,3 i 2,9 ha) oraz Śnieżne Stawki w Śnieżnych Kotłach w polskiej części gór, jak również niewielkie leśne Mechové jezírko nie daleko Dolních Míseček po czeskiej stronie.

Lasy liściaste i mieszane

Lasy pokrywają największą część badanego obszaru, czyli około 60%. Około jedną trzecią



Obr. 4. Porosty acidofilních bučin nabízejí netopýřům nejen vhodná loviště, ale i dostatek úkrytů.

Ryc. 4. Kwaśne buczyny zapewniają nietoperzom nie tylko dogodne żerowiska, ale i odpowiednią liczbę kryjówek.

Fig. 4. Acidophilous beech growth offers the bats not only foraging sites but also plenty of potential roosts.

zbývajících porostech dominuje buk lesní (*Fagus sylvatica*) – v nižších polohách tvoří botanicky bohaté květnaté bučiny, ve vyšších partiích hor naopak druhotně chudé acidofilní horské bučiny (Obr. 4). V závislosti na lokálních půdních a stanovištních podmínkách doprovázejí buk rovněž další dřeviny, které mohou místy převládat – javor klen (*Acer pseudoplatanus*) tvoří suťové javořiny na suti pokrytých svazích, jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*) převládá v jasečinách okolo svahových vodotečí a lesních prameništ, olše šedá (*Alnus incana*) v horských olšinách nív prudce tekoucích potoků. Vtroušenou dřevinou bývá smrk ztepilý (*Picea abies*), jedle bělokorá (*Abies alba*) nebo jilm drsný (*Ulmus glabra*). V bylinném patru květnatých bučin je zastoupen např. česnek medvědí (*Allium ursinum*), dymnivka dutá (*Corydalis cava*),

wszystkich lasów stanowią lasy liściaste i mieszane, pozostała część to lasy iglaste. Większość pierwotnie występujących na omawianym terenie lasów liściastych i mieszanych została w przeszłości wycięta i zastąpiona monokulturami świerkowymi. W niektórych miejscach dominuje buk zwyczajny (*Fagus sylvatica*), który w niższych partiach tworzy niezwykle różnorodne pod względem botanicznym żyzne buczyny. Z kolei w wyższych partiach gór dominują ubogie pod względem gatunkowym kwaśne buczyny górskie (Ryc. 4). W zależności od lokalnych uwarunkowań glebowych i warunków klimatycznych panujących w danym stanowisku, w buczynach mogą pojawiać się także inne gatunki drzew, które miejscami mogą nawet dominować. Są to klon jawor (*Acer pseudoplatanus*), tworzący jaworzyny na stokach pokrytych gołoborzem, jesion wyniosły (*Fraxinus excelsior*), przeważający w zadrzewieniach w pobliżu strumieni i źródeł oraz olśa szara (*Alnus incana*), rosnąca przy wartkach górskich potokach. Miejscami pojawiają się też świerk pospolity (*Picea abies*), jodła pospolita (*Abies alba*) i wiąz górski (*Ulmus glabra*).

W lasach liściastych i mieszanych występują przede wszystkim gatunki nietoperzy związane z drzewami, takie jak borowiec wielki (*Nyctalus noctula*), borowiaczek (*N. leisleri*), a także norek Bechsteina (*Myotis bechsteinii*), karlik malutki (*Pipistrellus pipistrellus*) czy mopek (*Barbastella barbastellus*).

Lasy iglaste

Karkonoskie lasy iglaste tworzy głównie świerk pospolity (*Picea abies*). Świerczyny występują tutaj od pogórza do górnej granicy lasu, czyli do wysokości około 1250 m n.p.m. (w zależności od lokalnie panujących warunków wysokość ta waha się w granicach 1200–1350 m n.p.m.). Prawie na wszystkich wysokościach są to jednak monokulturowe i jednowiekowe drzewostany wtórne. Pierwotne górskie lasy świerkowe utrzymały się wyłącznie w miejscach trudno dostępnych, takich jak wysoko położone górskie doliny, strome stoki, tereny podmokłe oraz przy górnej granicy lasu (Ryc. 5). Domieszkę w świerczynach stanowią pojedyncze drzewa takich gatunków jak brzoza brodawkowata (*Betula pendula*), jarzáb pospolity (*Sorbus aucuparia*), klon jawor (*Acer pseudopla-*

lilie zlatohlavá (*Lilium martagon*), svízel vonný (*Galium odoratum*), sasanky (*Anemone* sp.), kyčelnice (*Dentaria* sp.) a řada kapradorostů.

Z netopýrů se tu vyskytují zejména stromové druhy – netopýr rezavý (*Nyctalus noctula*) a netopýr stromový (*N. leisleri*), dále např. netopýr velkouchý (*Myotis bechsteinii*) a netopýr černý (*Barbastella barbastellus*).

Jehličnaté lesy

Jehličnaté lesy, tvořené téměř výhradně smrkem ztepilým (*Picea abies*), se v Krkonoších nacházejí od podhůří až po horní hranici lesa, která probíhá zhruba v 1250 m n. m. (dle lokálních stanovištních podmínek kolísá mezi 1200–1350 m). Téměř v celém výškovém rozsahu se však jedná o druhotné, často monokulturní a stejnověkové smrkové porosty. Přírozené horské smrčiny přežily pouze na těžko dostupných místech v závěrech horských údolí, na prudkých svazích, podmáčených plochách a podél horní

tanus) i jodla pospolita (*Abies alba*).

Górskie lasy świerkowe zostały bardzo mocno zniszczone w latach 70. i 80. XX wieku wskutek oddziaływania zanieczyszczeń przemysłowych. Z tego względu konieczna stała się wielkopowierzchniowa wycinka obumierających drzew. Powstałe w ten sposób polany stopniowo zarastają nasadzeniami świerka (Ryc. 6), które w swoim obecnym stadium stanowią żerowiska dla niektórych gatunków nietoperzy.

Lasy świerkowe są preferowane przez nocka wąsatka (*Myotis mystacinus*), nocka Brandta (*M. brandtii*), mroczka pozłocistego (*Eptesicus nilsonii*) i gacka brunatnego (*Plecotus auritus*).

Górskie i podgórskie łąki

Charakterystycznym elementem karkonoskiego krajobrazu są łąki w piętrze regla górnego, występujące przeważnie po czeskiej stronie gór (np. Dvoračky, Klínové Boudy, Přední i Zadní Rennerovky, enklawy Modrého



Obr. 5. Horské smrkové porosty jsou ve srovnání se smrčinami nižších poloh využívány netopýry pouze sporadicky.

Ryc. 5. W porównaniu z lasami świerkowymi porastającymi niższe tereny, górskie lasy świerkowe są wykorzystywane przez nietoperze tylko sporadycznie.

Fig. 5. Mountain spruce forest is rarely used by bats in comparison with the lower situated spruce forests.



Obr. 6. Postupně zarůstající imisní holiny v Krkonoších.

Ryc. 6. Miejscami w Karkonoszach widoczne są szybko zarastające polany, powstałe w wyniku wypadnięcia drzew zniszczonych wskutek działania zanieczyszczeń przemysłowych.

Fig. 6. In some places within Krkonoše, quickly overgrowing clearings can be seen.

hranice lesa (Obr. 5). Z ostatních dřevin se v porostech smrku vtroušeně vyskytuje bříza bělokorá (*Betula pendula*), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*) a jedle bělokorá (*Abies alba*). V bylinném patře dominují kapradňorosty (paprátka horská *Athyrium alpinum*, kapraď samec *Dryopteris filix-mas*, žebrovice různolistá *Blechnum spicant*), brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*), třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*) a metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*), na úživnějších a vlhčích staništi roste hořec tolitovitý (*Gentiana asclepiadea*) nebo mléčivec alpský (*Cicerbita alpina*). V podrostu rozvolněných podmaččených smrčín se vyskytuje rašeliništní vegetace se suchopýry (*Eriophorum* sp.) a ostřicemi (*Carex* sp.). Horské smrčiny byly v 70.–80. letech 20. století silně poškozeny průmyslovými imisemi a odumírající porosty byly často na velkých plochách odtěženy. Vzniklé imisní holiny postupně zarůstají mladými smrkovými výsadbami (Obr. 6), které v současném stádiu sukcese poskytují některým druhům netopýřům vhodná loviště. Smrkové porosty vyhledává netopýr vousatý (*Myotis mystacinus*), netopýr Brandtův (*M. brand-*

dolu czy Severky, okolice Velké Úpy czy Rýchor). Po polskiej stronie Karkonoszy łąki i patswiska występują od pietra pogórzy, gdzie dominują, aż po strefę przejściową między regłem górnym a pietrem subalpejskim, gdzie tworzą hale i śródleśne polany. Łąki powstały w wyniku wyrębu lasu, mającego miejsce 400–500 lat temu, w trakcie zasiedlania przez człowieka wyższych partii gór. Ich istnienie uwarunkowane jest działalnością ludzką. Po czeskiej stronie gór dzięki tego typu siedliskom w wielu miejscach nastąpiło połączenie naturalnych obszarów bezleśnych, występujących ponad górną granicą lasów, z łąkami leżącymi na podgórzu, co umożliwiło obustronną migrację wielu gatunków roślin. Łąki o niewielkiej powierzchni po polskiej stronie Karkonoszy nie sprzyjały tego typu procesom. Przez kilkadziesiąt lat łąki były regularnie koszone, nawożone i meliorowane, służyły też do wypasu bydła. Dzięki współdziałaniu wszystkich wyżej wymienionych czynników na pogórzu sudeckim występują obecnie unikatowe zbiorowiska roślinne, łączące elementy roślinności alpejskiej i podgórskiej (KRAHULEC et al. 1996).

tii), netopýr severní (*Eptesicus nilssonii*) či netopýr ušatý (*Plecotus auritus*).

Horské a podhorské louky

Charakteristickým rysem krkonošské krajiny jsou luční enklávy v montánním vegetačním stupni, nacházející se převážně na české straně hor (např. Dvoračky, Klínové Boudy, Přední a Zadní Rennerovky, enklávy Modrého dolu či Severky, oblast Velké Úpy nebo Rýchor). Na polské straně Krkonoš louky i pastviny vystupují od podhůří, kde převažují, až po přechod montánního stupně v subalpínský. Louky vznikaly vyloučením lesa před 400–500 lety v souvislosti s budním hospodařením během osídlování vyšších horských poloh a jejich existence je dodnes podmíněna lidskou činností. V řadě případů tyto kulturní a polokulturní louky na české straně hor propojily přirozená bezlesí nad horní hranici lesa s loukami v podhůří a otevřely prostor pro migraci rostlinných druhů oběma směry. Plošně malé louky na polské straně takovýto proces neumožnily. Louky se několik set let pravidelně přepásaly, kosily a přihnojovaly, upravoval se jejich vodní režim. Výsledkem souhry všech uvedených faktorů jsou v rámci sudetských pohoří unikátní rostlinná společenstva, kombinující prvky alpské a podhorské vegetace (KRAHULEC *et al.* 1996). Složení lučních společenstev se mění se stoupající nadmořskou výškou. Na úživných a spíše sušších stanovištích v nižších polohách převládají ovsíkové louky svazu *Arrhenatherion*, ve vyšších partiích horské trojštětové louky (svaz *Polygono-Trisetion*) a různé typy krátkostébelných smilkových trávníků se smilkou tuhou (*Nardus stricta*). Na vlhkých a podmáčených stanovištích nastupují zejména pcháčové a tužebníkové louky svazu *Calthion palustris*, v místech chudých na živiny vznikly zrašelinělé louky (většinou svaz *Caricion fuscae*). Květnaté horské louky se svou vysokou druhovou diverzitou řadí k nejcennějším částem krkonošské přírody. Luční enklávy jsou netopýry využívány zejména k lovu. Ukryty zde nacházejí v dřevěných stavbách, pozůstatcích po hospodářských budovách, kdy řada z nich je přestavěna na rekreační objekty.

Sklad gatunkowy zbiorowisk łąkowych zmienia się wraz ze wzrostem wysokości. Na zagospodarowywanych i raczej suchych stanowiskach i w niższych partiach dominują świeże łąki użytkowane ekstensywnie ze związku *Arrhenatherion*, a w wyższych partiach górskie łąki konietlicowe (związek *Polygono-Trisetion*) oraz różne typy niskich muraw tworzonych przez blizniczkę psią trawkę (*Nardus stricta*). Na stanowiskach wilgotnych i podmokłych rosną przede wszystkim zbiorowiska łąk wilgotnych (związek *Calthion palustris*), zaś w miejscach mało urodzajnych powstały łąki torfowe (w większości związek *Caricion fuscae*). Żyzne łąki z ich dużym zróżnicowaniem gatunkowym należą do najcenniejszych elementów karkonoskiej przyrody. Enklawy łąkowe są wykorzystywane przez nietoperze podczas żerowania. Ich kryjówki znajdują się tu przeważnie w drewnianych konstrukcjach (np. ambonach dla myśliwych) lub w obiektach o przeznaczeniu rekreacyjnym.

Zarośla kosodrzewiny i murawy typu subalpejskiego

Karkonoska tundra jest najcenniejszą częścią Karkonoszy. Zajmuje powierzchnię tylko 16 km², ale tylko tutaj skoncentrowane są unikatowe zbiorowiska roślinne, karkonoskie endemity, glacialne relikty oraz gatunki arktyczno-alpejskie i borealno-alpejskie (VANĚK *et al.* 2013). Trawiasta tundra rozciąga się nad górną granicą lasu, mniej więcej na wysokości 1250 m n.p.m. Składa się ona przeważnie z mozaiki większych lub mniejszych skupisk oraz pojedynczych krzewów kosodrzewiny (*Pinus mugo*), borówczysk z borówkami z rodzaju *Vaccinium* i wrzosem pospolitym *Calluna vulgaris*. Miejscami pojawiają się tutaj również odizolowane skupiska karłowatych form świerka pospolitego (*Picea abies*) (Ryc. 7). Na niektórych stanowiskach dominują zwarte zarośla kosodrzewiny, miejscami z domieszką górskiej odmiany jarząbu pospolitego (*Sorbus aucuparia glabrata*) i wierzby śląskiej (*Salix silesiaca*). W innych miejscach przeważają niskie wysokogórskie murawy całkowicie pozbawione drzew i zarośli. Opisane powyżej siedliska można znaleźć w wypłaszczonych partiach grzbietów w zachodnich i wschodnich Karkonoszach, w okolicach Labské boudy i Luční boudy. Nietoperze



Obr. 7. Porosty kleče jsou netopýry využívány až v pozdním létě.

Ryc. 7. Zarośla kosodrzewiny są wykorzystywane przez nietoperze dopiero późnym latem.

Fig. 7. Bats only use dwarf pine in late summer.

Klečové porosty a subalpínské trávníky

Krkonošská tundra je nejcennější částí krkonošské přírody. Pokrývá plochu pouhých 16 km², ale právě zde jsou koncentrována unikátní společenstva, krkonošské endemity a glaciální reliktů či druhy s arкто-alpínským a boreo-alpínským typem rozšíření (VANĚK *et al.* 2013). Travnatou tundru nad horní hranicí lesa, probíhající zhruba kolem 1250 m n. m., tvoří nejčastěji mozaika větších či menších porostů nebo jednotlivých keřů borovice kleče (*Pinus mugo*), keříčkové vegetace brusnic rodu *Vaccinium* a vřesu obecného (*Calluna vulgaris*), místy s izolovanými skupinami zakrslých smrků ztepilých (*Picea abies*) (Obr. 7). Na některých lokalitách dominují souvislé klečové porosty s vtroušenými keři jeřábu ptačího olýsalého (*Sorbus aucuparia glabrata*) a vrbou slezskou (*Salix silesiaca*), na jiných místech naopak převažují krátkostébelné trávníky bez jakékoliv dřevinné vegetace. Popsané biotopy nalezneme na obou hřebenových platěch západních a východních Krkonoš v okolí Labské a Luční boudy.

występują w tego typu środowisku raczej sporadycznie, jednak niektóre górskie szalasy mogą służyć jako letnie kryjówki, na przykład dla mroczka pozłocistego (*Eptesicus nilssonii*).

Torfowiska subarktyczne (subalpejskie)

Częścią trawiastej tundry są również unikatowe torfowiska górskie, będące „wyspami” subarktycznej tundry w Europie Środkowej, które pod względem charakteru i występowania rzadkich gatunków najbardziej przypominają torfowiska występujące w północnej Skandynawii (Ryc. 8). Otwarte zrównania wierzchowinowe, często z jeziorkami torfowymi występują na przemian z zaroślami kosodrzewiny, wierzb (np. wierzby lapońskiej *Salix lapponum*) oraz borówką bagienną (*Vaccinium uliginosum*) i żurawiną błotną (*Occycoccus palustris*). Relikty glacialne reprezentuje gnidosz sudecki (*Pedicularis sudeutica*) i malina moroszka (*Rubus chamaemorus*). Torfowiska subarktyczne pojawiają się na zrównaniach wierzchowinowych, w okolicy Pančavské louky i Labské louky oraz w górnej części Velké Mumlavy i Malé Mumlavy w zachodniej części Karkonoszy (na wysokości około 1300–



Obr. 8. Subarktická rašeliniště jsou lovištěm netopýrů zejména v druhé polovině léta.

Ryc. 8. Subarktyczne torfowiska są dla nietoperzy żerowiskami, szczególnie w drugiej połowie lata.

Fig. 8. Subarctic peat-bogs are hunting areas for bats in the second half of summer.

Subarktická rašeliniště

Součástí travnaté tundry jsou rovněž unikátní vrchovištní rašeliniště – „ostrovky“ subarktické tundry ve střední Evropě, svým charakterem a výskytem reliktních druhů nejvíce podobné rašeliništím severní Skandinávie (Obr. 8). Otevřené plochy vrchovišť, často s rašelinnými jezírky, se střídají s porosty kleče a vrbou laponskou (*Salix lapponum*) a keříčky vlohyně bahenní (*Vaccinium uliginosum*) nebo klikvy bahenní (*Oxycoccus palustris*). Glaciální relikty reprezentuje všivec krkonošský (*Pedicularis sudetica*) na volných plochách nebo ostružiník moruška (*Rubus chamaemorus*) v podrostu kleče.

Subarktická rašeliniště se nacházejí opět na obou hřebenových plató – v oblasti Pančavské a Labské louky a v horní části Velké a Malé Mumlavy na západě Krkonoš (zhruba 1300–1350 m n. m.), resp. v oblasti Bílé louky (Úpské rašeliniště), Čertovy louky a prameniště Stříbrné bystřiny ve východní části pohoří (asi 1400–1450 m n. m.).

Netopýři uvedené biotopy využívají velmi zřídka a pouze jako loviště.

1350 m n.p.m.), a také v pobliżu Bílé louky (Úpské rašeliniště), Čertovy louky i wywierzyska Stříbrné bystřiny ve východniej części gór (około 1400–1450 m n.p.m.).

Karkonoskie torfowiska są wykorzystywane przez nietoperze bardzo rzadko i wyłącznie jako żerowiska.

Negativní vlivy

Ještě před 20 lety bylo přírodní prostředí chráněné části Krkonoš ovlivňováno dvěma zásadními faktory – velkoplošným působením průmyslových imisí a intenzivním cestovním ruchem, od nichž se odvíjel celý řetěz následných reakcí vlastního přírodního prostředí i dalších doprovodných zásahů člověka (FLOUSEK & GRAMSZ 1999). Problém imisí je dnes víceméně vyřešen (úplné uzavření či odsíření tepelných elektráren na území ČR, Polska a Německa; postupná rekonstrukce zasažených lesních porostů), takže nejvýznamněji na dnešní krkonošskou přírodu působí rekreační průmysl se všemi aktivitami, které ho provázejí (ŠTURSA & KNAPIK 2007).

Krkonoše jsou nejdůležitějším centrem zimních sportů a rekreace v ČR a hned po Praze i územím s největší koncentrací hromadných ubytovacích zařízení (VYSTOUPIL *et al.* 2006). Celá plocha pohoří je zpřístupněna turisticky značenými cestami (BAŠTA & ŠTURSA 2013). Vysoká návštěvnost území zvyšuje tlak na budování nových a komfortnějších ubytovacích zařízení (např. apartmánových domů) a podmiňuje následný tlak na rozšiřování kapacit lyžařských areálů.

Negativní vliv na lokální populace netopýrů má zejména přestavba objektů na lučních enklávách, při které jsou likvidovány úkryty netopýrů na budovy vázaných. Výstavba průmyslových a bytových komplexů nebo obchodních středisek se ve sledovaném území naštěstí soustřeďuje převážně do center nebo bezprostředního okolí měst, takže k větším zásahům do volné krajiny zatím nedochází. Mnohem častěji lze ale pozorovat zahušťování rozvolněné zástavby individuálními stavbami nebo snahu stavět mimo intravilány obcí. Výstavba ve volné krajině bývá obvykle spojena s likvidací rozptýlené zeleně a tedy i vhodných lovišť netopýrů.

Rozvoj zimních sportů je doprovázen plošným odlesňováním pro nové lanové dráhy, lyžařské vleky a sjezdové tratě, jejich umělým zasněžováním a osvětlováním, budováním kapacitních lanovek, stále častěji provozovaných i v letním období a vyvážejících tak návštěvníky do blízkosti hřebenových, přírodně nejceněnějších

Negativny wpływ działalności człowieka na przyrodę

Jeszcze 20 lat temu największy wpływ na chronioną górską część środowiska naturalnego Karkonoszy miały dwa główne czynniki: zanieczyszczenia przemysłowe oraz intensywny ruch drogowy. Czynniki te wywoływały cały łańcuch reakcji środowiska naturalnego oraz kolejnych, związanych z tym interwencji człowieka. Problem zanieczyszczeń został w pewnym stopniu opanowany, dlatego obecnie największy wpływ na karkonoską przyrodę wywiera przemysł turystyczny wraz ze wszystkimi towarzyszącymi mu działaniami.

Karkonosze są ważnym ośrodkiem sportów zimowych i turystyki w Czechach. Pod względem liczby masowych ośrodków noclegowych Karkonosze zajmują drugie miejsce po Pradze (VYSTOUPIL *et al.* 2006). Cała powierzchnia gór dostępna jest dzięki oznakowanym szlakom turystycznym (BAŠTA & ŠTURSA 2013). Wysoka liczba turystów na tych terenach jest przyczyną zwiększania nacisku na budowę nowych i bardziej komfortowych miejsc noclegowych (np. domów wypoczynkowych z apartamentami), a co za tym idzie również nacisku na zwiększenie przepustowości na terenach ośrodków narciarskich. Negatywny wpływ na lokalne populacje nietoperzy mają przebudowy obiektów rekreacyjnych położonych w siedliskach łąkowych, podczas których bardzo często likwidowane są kryjówki gatunków związanych z zabudowaniami. Budowa nowych ośrodków przemysłowych, osiedli mieszkalnych i ośrodków handlowych na badanym terenie koncentruje się głównie w centralnych częściach miast lub w ich najbliższym otoczeniu. Nie dochodzi więc do poważniejszych ingerencji w dzikie środowisko naturalne Karkonoszy. Znacznie częściej obserwuje się zagęszczanie rozproszonych zabudowy poprzez stawianie kolejnych budynków lub budowanie poza zabudowanymi obszarami miejscowości. Wznoszenie budynków na dotąd niezabudowanych terenach wiąże się zazwyczaj z likwidacją rozproszonych roślinności, a co za tym idzie również odpowiedzialnych dla nietoperzy stanowisk i żerowisk. Rozwojowi sportów zimowych towarzyszy wyrąb dużych połaci lasu pod budowę nowych

partií. Kácením porostů dochází k fragmentaci lesních komplexů, která snižuje plochu vhodných biotopů pro druhy netopýrů preferující interiér lesa, jako je např. *Myotis bechsteinii*, příp. *Barbastella barbastellus* nebo *Plecotus auritus*.

Na druhou stranu celá řada netopýrů preferuje loviště na okrajích porostů a jejich určité rozvolnění netopýrům vyhovuje. Takovým druhem je bezesporu netopýr hvízdavý (*Pipistrellus pipistrellus*), který se díky budování nových cest a fragmentaci porostů dostává až na hřebeny hor. Změna areálu netopýra hvízdavého je též dobrým příkladem, jak změněné podmínky a jiná skladba vegetace podél (nových) cest umožňuje pronikání druhů z podhůří až do subalpínského stupně. Pro některé živočichy se však hustá síť frekventovaných cest naopak může stát téměř nepřekonatelnou bariérou, která jejich populace tříští do několika málo komunikujících částí.

Průnik netopýrů do hřebenových partií může souviset rovněž s aktuálním, nepřímým vlivem činnosti člověka na přírodní prostředí, s globálním oteplováním, které nejvíce ovlivňuje organismy horských a severských oblastí. V případě netopýrů a ptáků se projevuje posunem areálů, dřívějším návratem ze zimovišť na hnízdiště/letní stanoviště nebo časnějším začátkem hnízdění nebo porody. V případě Krkonoš byly podobné změny dokumentovány posunem hnízdičích ptáků do vyšších partií hor; doposud však chybí detailní studie věnovaná posunům ve fenologii netopýrů.

kolejek krzesełkowych, wyciągów narciarskich i tras zjazdowych a także ich sztuczne zaśnieżanie i oświetlanie, budowa dużych i wydajnych kolejek linowych, coraz częściej eksploatowanych również w sezonie letnim i dowożących turystów w pobliżu górskich grzbietów, na których znajdują się najcenniejsze przyrodniczo partie Karkonoszy. Konsekwencją wycięcia dużych powierzchni lasu jest fragmentacja kompleksów leśnych, a co za tym idzie zmniejszenie powierzchni siedlisk wykorzystywanych przez leśne gatunki nietoperzy, takie jak np. norek Bechsteina (*Myotis bechsteinii*), mopek (*Barbastella barbastellus*) i gacek brunatny (*Plecotus auritus*). Z drugiej strony wiele gatunków nietoperzy preferuje żerowiska położone na skrajach lasów, w związku z czym ich fragmentacja jest dla nich korzystna. Dobrym przykładem na to, w jaki sposób zmiana warunków oraz składu roślinności wzdłuż (często nowych) dróg migracji sprzyja przenikaniu gatunków z pogórza aż do piętra subalpejskiego, jest karlik malutki (*Pipistrellus pipistrellus*), który wzdłuż dróg i przesiek w lasach przedostaje się aż na górskie grzbiety. Przenikanie nietoperzy w grzbietowe partie gór może jednak mieć także pośredni związek z działalnością człowieka, w wyniku której dochodzi do globalnego ocieplenia, mającego największy wpływ właśnie na organizmy zamieszkujące obszary górskie oraz tereny położone na dalekiej północy. U nietoperzy i ptaków zaobserwowano przesuwanie się ich zasięgów występowania, szybsze powroty z zimowisk na stanowiska letnie/lęgowe oraz wcześniejsze zakładanie gniazd lub w przypadku nietoperzy porody w koloniach rozrodczych. W Karkonoszach zaobserwowano podobne zmiany u ptaków lęgowych, które rozszerzyły swoje pionowe zasięgi na wyższe partie gór. Brakuje jednak szczegółowych badań poświęconych zmianom fenologii nietoperzy na badanym terenie.

Ochrona przyrody

Unikatní přírodní hodnoty Krkonoš jsou známy již po staletí. Dlouholeté úsilí o jejich komplexní ochranu vyvrcholilo v roce 1959 vyhlášením Karkonoskiego Parku Narodowego na polské straně (KPN: rozloha 56 km²) a v roce 1963

Ochrona przyrody

Wyjątkowe wartości przyrodnicze Karkonoszy znane są od stuleci. Do ukoronowania długoletnich wysiłków, których celem było zapewnienie im kompleksowej ochrony doszło w 1959 roku, w którym powstał Karkonoski Park

i Krkonošského národního parku v české části pohoří (KRNAP: 363 km²).

Diferencovaný přístup k ochraně přírody v obou národních parcích je umožněn jejich členěním do ochranných zón (Obr. 1). Český KRNAP tvoří tři zóny. Do 1. zóny, pokrývající asi 12 % plochy parku, spadají území nejvyšší přírodovědné hodnoty s unikátními ekosystémy krkonošské tundry (ledovcové kary, subarktická rašeliniště, mozaika alpínských luk a klečových porostů, alpské vrcholy), lesní porosty a horské louky při horní hranici lesa. Přírodní procesy tu byly v minulosti relativně málo ovlivněny lidskou činností. Navazující 2. zónu (9 %) tvoří zejména horské smrčiny, svahová rašeliniště a bezlesé enklávy s květnatými horskými loukami. Lesní i nelesní ekosystémy zde byly v průběhu staletí pozměněny lidskou činností, zejména lesním a zemědělským hospodařením, prostorová propojenost s 1. zónou však ovlivňuje zdejší vysokou druhovou diverzitu. Do 3. zóny (78 %) jsou zařazena území v minulosti silně pozměněná lesním a zemědělským hospodařením a většinou nevelké sídelní útvary (vesnice, osady a samoty). V současnosti je využívána pro rekreaci a turismus a pro ekologicky šetrné formy lesnického a zemědělského managementu. Ochranné pásmo (186 km²) není součástí KRNAP, ale tvoří přechod mezi jeho 3. zónou a volnou, intenzivně využívanou krajinou Podkrkonoší. Jeho hlavním posláním je tlumení nežádoucích vlivů, které by narušovaly stabilitu národního parku a jeho ekosystémů. Řada biotopů, kde probíhal výzkum netopýrů, se vyskytovala zejména ve 3. zóně a v ochranném pásmu.

Polský KPN je členěn do dvou zón – zóna přísné ochrany (obszar ochrony ścisłej) svým režimem a chráněnými biotopy odpovídá 1. zóně KRNAP, zbývající území KPN tvoří zóna částečné ochrany (obszar ochrony czynnej), zhruba odpovídající 2. zóně KRNAP. Obě zóny jsou obklopeny ochranným pásmem (vyhlášeným až roku 1996 na ploše 112 km²), které také není součástí národního parku.

V obou národních parcích je největší pozornost věnována jádrovým územím (1. zónám) s cílem udržet či obnovit samořídící procesy v přírodních mech člověkem málo pozměněných ekosystémech a zachovat vysokou druhovou pestrost. Ochranný statut je tu velmi přísný

Narodowy po polskiej stronie gór (KPN, powierzchnia 56 km²) oraz w 1963 roku, kiedy po czeskiej stronie gór powstał Krkonošský národní park (KRNAP, 363 km²).

Zróżnicowane podejście do ochrony przyrody w obu parkach narodowych umożliwiła podział terenu parków na strefy ochronne (Ryc. 1). Czeski KRNAP składa się z trzech stref. W skład strefy I, obejmującej około 12% powierzchni parku, wchodzi tereny o największej wartości przyrodniczej z unikatowymi ekosystemami karkonoskiej tundry (kotły polodowcowe, subarktyczne torfowiska, mozaika łąk typu alpejskiego i zarośli kosodrzewiny, szczyty typu alpejskiego), terenów leśnych i górskich łąk przy górnej granicy lasu. W przeszłości działalność człowieka wywarła stosunkowo mały wpływ na zachodzące tu procesy naturalne. Do strefy II (9% powierzchni) zaliczają się w szczególności górskie lasy świerkowe, torfowiska położone na stokach gór oraz bezleśne enklawy z obfitującymi w kwiaty górskimi łąkami. W ubiegłych stuleciach leśne i bezleśne ekosystemy Karkonoszy zmieniały się wprawdzie wskutek działalności ludzkiej, szczególnie pod wpływem prowadzonej gospodarki leśnej i rolnej, jednakże ich połączenie z obszarami położonymi w strefie I wpłynęło również na tutejszą wysoką różnorodność gatunkową. W skład strefy III (78% powierzchni) wchodzi obszary, które w przeszłości poddane zostały silnym zmianom wynikającym z intensywnego zagospodarowania leśnego i rolnego oraz zazwyczaj nieduże skupiska domów (wioski, osady i pojedyncze gospodarstwa). Obecnie tereny te są wykorzystywane do rekreacji i turystyki, jak również ekologicznych form zagospodarowania leśnego i rolnego. Otulina (186 km²) nie jest częścią KRNAP, jest jednak obszarem przejściowym oddzielającym strefę III parku od intensywnie zagospodarowywanych terenów podgórskich. Głównym zadaniem otuliny jest buforowanie niepożądanych wpływów mogących naruszyć stabilność ekosystemów parku narodowego. Wiele spośród siedlisk, w których odbywały się badania nietoperzy, położonych było w strefie III i w otulinie.

Polski KPN dzieli się na dwie strefy. Najbardziej chronioną jest obszar ochrony ścisłej, który pod względem zasad ochrony i chronionych siedlisk odpowiada strefie I KRNAP. Pozostałe tereny KPN to obszar ochrony czynnej, który mniej więcej

a téměř veškeré aktivity, s výjimkou určitých typů turistiky, jsou tu (teoreticky) vyloučeny. Po vstupu České republiky a Polska do Evropské unie se Krkonoše staly součástí evropské soustavy Natura 2000, vymezované na základě dvou právních norem – Směrnice Rady 2009/147/EC o ochraně volně žijících ptáků a Směrnice Rady 92/43/EHS o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin, která zahrnuje i netopýry. Na obou stranách pohoří tak byly vyhlášeny evropsky významné lokality (EVL), kde jsou předmětem ochrany zejména rostlinná společenstva, ale i některé druhy obratlovců.

EVL Krkonoše (CZ 524004: 2005, 550 km²) zahrnuje celý KRMAP i s ochranným pásmem a chrání 21 typů přírodních stanovišť. Předmětem její ochrany není žádný druh netopýra, ale řada zejména lesních stanovišť je z pohledu netopýrů velmi významná.

EVL Karkonosze (PLH 020006: 2007, 182 km²), rozkládající se zhruba na ploše KPN a jeho ochranného pásma, chrání 23 typů přírodních stanovišť a navíc i dva druhy netopýrů – *Myotis myotis* a *Barbastella barbastellus*.

Ochrana všech druhů netopýrů v České republice a v Polsku je zajištěna národní legislativou obou států. Základním předpokladem pro zachování nebo zlepšení stavu jejich populací je však dostatek vhodných úkrytů pro rozmnožování a přezimování, dostupnost biotopů s dostatečnou nabídkou potravy a přítomnost vhodných a bezpečných migračních koridorů mezi úkryty a lovišti.

Územní ochranu vhodných biotopů pro netopýry i jejich letních a zimních úkrytů zabezpečují správy obou národních parků – Správa Krkonošského národního parku ve Vrchlabí a Dyrekcja Karkonoskiego Parku Narodowego v Sobotce. Obě jsou rovněž odpovědné za management lesa v jimi spravovaných územích, což umožňuje zohledňovat nároky zvláště chráněných druhů, jako jsou netopýři, při plánování a provádění různých zásahů v lesních porostech.

Příkladem územní ochrany v KRMAP je Přírodní památka Herlíkovičky štoly, vyhlášená v roce 1980 přímo k ochraně netopýrů – největšího známého zimoviště v Krkonoších se 70–100 zimujícími exempláři a 14 dosud zjištěnými druhy netopýrů (FLOUSEK 1989, VANĚK & FLOUSEK 2008).

odpovídá strefie II KRMAP. Obie strefy otoczone są otuliną (ustanowioną w 1996 roku na powierzchni 112 km²), która również tutaj nie wchodzi w skład parku narodowego. W obu parkach narodowych szczególną uwagę poświęca się terenom kluczowym (pierwsza strefa/obszar ochrony ścisłej) w celu utrzymania lub odnowienia samoistnych procesów zachodzących w ekosystemach naturalnych, lub jedynie w niewielkim stopniu zmienionych przez człowieka i zachowania wysokiej różnorodności gatunkowej. Ochrona jest tu bardzo ścisła i wszelkie rodzaje działalności, za wyjątkiem niektórych rodzajów turystyki są tu (teoretycznie) wykluczone.

Po wejściu Republiki Czeskiej i Rzeczypospolitej Polskiej do Unii Europejskiej Karkonosze stały się częścią europejskiej sieci obszarów chronionych Natura 2000, powstających na podstawie dwóch aktów prawnych: Dyrektywy Rady 2009/147/EC w sprawie ochrony dzikiego ptactwa oraz Dyrektywy Rady 92/43/EWG w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory, która obejmuje również nietoperze. W ten sposób po obu stronach gór powstały obszary Natura 2000, na których ochroną objęto przede wszystkim zbiorowiska roślinne i niektóre gatunki kręgowców.

Obszar Natura 2000 Krkonoše (CZ 524004: 2005, 550 km²) obejmuje cały KRMAP łącznie z jego otuliną i chroni 21 typów siedlisk przyrodniczych. Nietoperze nie są przedmiotami ochrony w tym obszarze, ale wiele stanowisk ma dla nich istotne znaczenie.

Obszar Natura 2000 Karkonosze (PLH 020006: 2007, 182 km²) niemal całkowicie pokrywa się z powierzchnią KPN i jego otuliny, chroni m. in. 23 typy siedlisk przyrodniczych oraz dwa gatunki nietoperzy: nocka dużego (*Myotis myotis*) i mopka (*Barbastella barbastellus*).

Ochronę wszystkich gatunków nietoperzy, występujących w Polsce i w Czechach, zapewniają uregulowania prawne obowiązujące w obu tych państwach. Podstawowym warunkiem niezbędnym do utrzymania lub poprawy stanu populacji nietoperzy jest jednak odpowiednia liczba kryjówek, w których zwierzęta te mogą rozmnażać się i zimować, a także dostępność siedlisk obfitujących w pokarm oraz bezpiecznych korytarzy do migracji pomiędzy kryjówkami i żerowiskami.

Ochronę siedlisk odpowiednich dla nietoperzy

Optimálnímu prostorovému rozložení a provázanosti migračních koridorů zejména v nechráněné krajině Krkonoš napomáhají územní systémy ekologické stability (ÚSES), připravované podle české legislativy.

oraz ich letnich i zimowych kryjówek zapewniają administracje obu parków narodowych: Správa Krkonošského národního parku we Vrchlabí oraz Dyrekcja Karkonoskiego Parku Narodowego w Jeleniej Górze Sobieszowie. Obie administracje są również odpowiedzialne za zarządzaniem terenami leśnymi na podlegających im terenach, dzięki czemu podczas planowania rozmaitych prac na tych obszarach możliwe jest uwzględnienie wymagań gatunków znajdujących się pod szczególną ochroną, w tym nietoperzy.

Przykładem ochrony stanowiska nietoperzy na terenie KRNAP jest pomnik przyrody Herlíkovická štola, ustanowiony dla ochrony nietoperzy w 1980 roku. Jest to największe znane zimowisko nietoperzy w Karkonoszach, w którym zimuje od 70 do 100 osobników należących do 14 gatunków (FLOUSEK 1989, VANĚK & FLOUSEK 2008).

Do optymalnego rozmieszczenia i wzajemnego powiązania korytarzy migracyjnych, szczególnie na obszarach Karkonoszy nie podlegających ochronie, mają się przyczynić również systemy stabilizacji ekologicznej (ÚSES), przygotowywane przez czeskiego ustawodawcę.

Historie výzkumu

Pozornost přírodovědců se v Krkonoších soustředila především na studium rostlin a živočichů, geologie a zalednění, rašelinišť či přírodních procesů (SCHWENCKFELD 1600, 1603, JIRASEK *et al.* 1791, VON RAUMER 1813, GLOGER 1827, NEES VON ESENBECK & VON FLOTOW 1836, PARTSCH 1894, PAX 1925, RUDOLPH & FIRBAS 1928, JENÍK 1961). Dosavadní poznatky o přírodních hodnotách Krkonoš, jejich historii i vlivu člověka na jejich utváření shrnula v posledních desetiletích celá řada obsáhlých monografických publikací (FANTA 1969, ŠOUREK 1969, LOKVENC 1978, SÝKORA 1983, JAHN 1985, MIERZEJEWSKI 2005, FLOUSEK *et al.* 2007, KNAPIK & RAJ 2013). Území Krkonoš se věnovala i řada entomologů a pozornosti neunikli ani obratlovci s tím, že nejvíce prací se týkalo avifauny. U savců zřejmě nepřekvapí zájem o lovnou zvěř, naopak dlouho opomíjení byli drobní zemní savci a netopýři.

Výzkum letounů se díky metodickým limitům z větší části omezoval jen na kontrolu úkrytů, zejména zimovišť v opuštěných důlních dílech (štolách), méně pak v přirozených jeskyních,

Historia badań

Przyrodnicy badający Karkonosze skupiali się przede wszystkim na badaniu roślin i zwierząt, geologii i złodowaceń, torfowisk i procesów zachodzących w przyrodzie (SCHWENCKFELD 1600, 1603, JIRASEK *et al.* 1791, VON RAUMER 1813, GLOGER 1827, NEES VON ESENBECK & VON FLOTOW 1836, PARTSCH 1894, PAX 1925, RUDOLPH & FIRBAS 1928, JENÍK 1961). W ostatnich dziesięcioleciach wartościom przyrodniczym Karkonoszy, historii ich badań i wpływie człowieka na proces ich kształtowania poświęcony został szereg obszernych monografii (FANTA 1969, ŠOUREK 1969, LOKVENC 1978, SÝKORA 1983, JAHN 1985, MIERZEJEWSKI 2005, FLOUSEK *et al.* 2007, KNAPIK & RAJ 2013). Na terenie Karkonoszy badano entomofaunę, a także kręgowce, spośród których najczęściej obserwowano awifaunę. W przypadku ssaków dużym zainteresowaniem, z oczywistych powodów, cieszyła się zwierzyna łowna, natomiast drobnym ssakom i nietoperzom bardzo długo nie poświęcano zbyt wiele uwagi.

kterých je v Krkonoších poměrně málo ve srovnání s východní částí Sudet, např. v polském Dolním Slezsku a českém Horním Slezsku (Hrubý Jeseník, Nízký Jeseník včetně Oderských vrchů) (např. ŘEHÁK 2002).

Největší rozvoj výzkumu letounů nastal až ve druhé polovině 20. století. Významným přínosem bylo využití nárazových sítí nejen k odchytům ptáků, ale od 70. let díky použití nových jemných materiálů při jejich výrobě také k odchytu letounů. Na konci 80. let a zejména pak od 90. let 20. století se u nás začaly používat přístroje k detekci ultrazvuku (tzv. bat-detektory), který letouni emitují a následně se dle jeho odrazů od překážek orientují v prostoru a při lovu (tzv. echolokace). I přes mnohá úskalí je to dnes nejefektivnější metoda ke sledování přeletové a migrační aktivity, jakož i k výzkumu loveckého chování. V Krkonoších je tzv. bat-detektoring používán až v posledních letech a je na něm založena značná část výsledků prezentovaných v předkládané publikaci.

Prvopočátky zpráv o fauně netopýrů však musíme hledat podstatně dříve. Nedostatkem většiny starých sdělení jsou většinou obecné a nepřesné informace, které neuvádějí ani lokalitu nálezu, ani datum a metodu, jak byla data získána. Jiným problémem bývá vymezení většího regionu (Evropa, Německo, Slezsko, Československo a menší celky), zahrnující i území Krkonoš. Často docházelo v souvislosti s geopolitickými změnami i ke změnám názvů území, ale i posunům jejich hranic (např. Pruské Německo, Slezsko, Pruské Slezsko, Rakouské Slezsko, Horní a Dolní Slezsko apod.). Oblast výzkumu je tak mnohdy obtížně vymežitelná. Vznikající monografie shrnovaly jen údaje o výskytu netopýrů a daleko méně se zabývaly sběrem vlastních dat. Takto vznikaly kompilace, v nichž se opakují stále stejné informace, obzvláště na počátku sledování letounů, kdy bylo seriózních informací nedostatek a zájem o tuto tajuplnou skupinu nočních savců velmi nízký. V následujícím přehledu jsou vymezeny jednotlivé periody výzkumu letounů (cf. ŘEHÁK 2002, 2009, HANÁK & GAISLER 2008), uvedeni významní přírodovědci, kteří v tomto období působili a jejichž stěžejní práce tehdy vznikaly. Jak přibývalo nových poznatků, bylo možno zjištěné údaje třídit a zčásti i verifikovat.

Ze względu na ograniczenia natury metodycznej, badania nietoperzy zazwyczaj ograniczały się jedynie do kontroli kryjówek, głównie zimowisk w opuszczonych kopalniach (sztolniach) oraz w mniejszym stopniu także w jaskiniach, których w Karkonoszach jest stosunkowo niewiele, zwłaszcza w porównaniu ze wschodnią częścią Sudetów (np. czeskim Górnym Śląskiem i polskim Dolnym Śląskiem – patrz Hrubý Jeseník, Nízký Jeseník włącznie z Oderskými vrchami, np. ŘEHÁK 2002).

Intensywny rozwój badań nad nietoperzami miał miejsce dopiero w drugiej połowie XX wieku. Znaczny postęp w badaniach był możliwy dzięki wykorzystaniu specjalnych cienkich sieci, służących do chwytania ptaków, a od lat 70., kiedy pojawiły się nowe, niezwykle delikatne materiały, również do chwytania nietoperzy. Już pod koniec lat 80., a zwłaszcza w latach 90. ubiegłego wieku, w Czechach i w Polsce zaczęto wykorzystywać urządzenia do wykrywania emitowanych przez nietoperze ultradźwięków (tzv. detektory utradźwiękowe), które odbijają się od przeszkód umożliwiając zwierzętom echolokację podczas przemieszczania się i polowania. Mimo wielu trudności, obecnie jest to najefektywniejsza metoda badania aktywności przelotowej i migracyjnej, a także żerowania tych ssaków. W Karkonoszach tzw. nasłuch (detektorowanie) nietoperzy wykorzystywany jest jednak dopiero w ostatnich latach i większość prezentowanych tutaj wyników zebrana została przy pomocy tej metody.

Pierwsze informacje na temat chiropterofauny Karkonoszy pojawiają się jednak znacznie wcześniej. Wadą większości starych doniesień są zazwyczaj zbyt ogólne i nieprecyzyjne wzmianki, nie zawierające lokalizacji obserwacji ani też daty i metody uzyskania informacji. Innym problemem bywa opisywanie większych obszarów (Europa, Niemcy, Śląsk, Czechosłowacja i mniejsze regiony), obejmujących również tereny Karkonoszy. W związku ze zmianami geopolitycznymi często dochodziło także do zmian nazw danych obszarów oraz przesunięć ich granic (np. Prusy, Śląsk, Śląsk Pruski, Śląsk Austriacki, Górny i Dolny Śląsk itd.). Badany obszar jest więc często trudny do precyzyjnego określenia. W powstających monografiach zazwyczaj ogólnie wspomniano o występowaniu nietoperzy,

Nejstarší zmínky a publikace do roku 1850

První zmínka o netopýrech na území Čech je uvedena v Glosáři a ve Fyziologiáři a pochází z období před rokem 1364 (FLAJŠHANS 1926, 1928). Zde podobně jako v jiných spisech jsou netopýři považováni a zařazováni mezi ptáky. I KOMENSKÝ (1658) nebo BALBÍN (1679) přidávají netopýry k nočním ptákům. Nejstarším souhrnným přehledem savců Čech je německy psané dílo SCHMIDTA (1795), které však spíše uvádí druhy pravděpodobně se vyskytující v Čechách na základě nálezů v Německu. Zmínuje tři běžné druhy – *Plecotus auritus*, *Myotis myotis* a *Nyctalus noctula*. Podobně PRESL (1834) uvádí na základě světové chiropterofauny možné druhy pro Čechy, ale bez konkrétnějších informací – dva druhy vrápenců (*Rhinolophus hipposideros*, *R. ferrumequinum*) a 13 druhů netopýřovitých. Výskyt v Čechách je uveden u tří běžných druhů – *M. myotis*, *Pipistrellus pipistrellus* a *P. auritus* (HANÁK & GAISLER 2008). Faunisticky významné jsou Glogerovy nálezy z příhraničních oblastí pruského Slezska (GLOGER 1827, 1828, 1833), obsahující také data z polských i českých Krkonoš. Přinášejí konkrétní údaje o pozorování *Myotis daubentonii* na Malém Stawu, resp. zástřelu *Vespertilio murinus* z Luční boudy.

Publikace z let 1851–1900

V tomto období se objevuje rozsáhlé dílo shrnující dosavadní poznatky o savcích. Jedná se o Blasiův spis o savcích Německa a přilehlých oblastí střední Evropy (BLASIUS 1857). AMERLING (1852) ve své kompilaci o *Fauně čili zvířené české* uvádí 11 druhů netopýřů. Vedle již výše uvedených se ve spise objevují *Barbastella barbastellus*, *Myotis emarginatus*, *M. bechsteinii* a *Nyctalus leisleri*. Většinou však chybí uvedení konkrétních lokalit. Další práce z 2. poloviny 19. století pak vycházejí z poznatků F. A. Kolenatiho (1860).

Publikace z let 1901–1950

První polovina 20. století nepřináší žádné nové zásadní informace. Dochází jen ke shrnutí nálezů savců na velkém území, většinou kompilačního charakteru. Mnohdy je těžko rozhodnout, zda se nekonkrétní údaje týkají také Krko-

pošvěcujíc niewiele czasu na zbieranie danych na ich temat. W ten sposób powstawały opracowania z powtarzającymi się tymi samymi informacjami, które pochodziły przede wszystkim z początków obserwacji nietoperzy, kiedy to w związku z niedużym zainteresowaniem tymi tajemniczymi, nocnymi ssakami nie udawało się zebrać odpowiedniej ilości rzetelnych danych.

W niniejszym przeglądzie wyróżniono kilka okresów badań nad nietoperzami (por. ŘEHÁK 2002, 2009, HANÁK & GAISLER 2008) oraz przedstawiono ważnych przyrodników działających i tworzących swoje prace w danym okresie. Wraz ze wzrostem ilości informacji stało się możliwe ich uporządkowanie, a także częściowa weryfikacja.

Najstarsze wzmianki i publikacje do 1850 roku

Pierwsze wzmianki o nietoperzach na terenie Czech pojawiają się w Glosariuszu i Fizjologii, pochodzących sprzed 1364 roku (FLAJŠHANS 1926, 1928). Tutaj, podobnie zresztą jak w innych pracach, nietoperze są jeszcze uważane za ptaki i przypisywane właśnie do tej gromady. Nawet KOMENSKÝ (1658) czy BALBÍN (1679) uznawali nietoperze za nocne ptaki. Najstarszym opracowaniem zbiorczym, w którym zwierzęta te traktowane są już jako ssaki: jest zbiorczy przegląd czeskich ssaków autorstwa SCHMIDTA (1795), który jednak na podstawie badań prowadzonych w Niemczech przedstawia gatunki mogące występować także na terenie Czech. Bezpośrednio w Czechach wymieniane są trzy pospolite gatunki: *Plecotus auritus*, *Myotis myotis* i *Nyctalus noctula*. Również PRESL (1834) na podstawie światowej chiropterofauny wymienia gatunki, które mogą zasiedlać Czechy, nie podaje jednak żadnych konkretniejszych informacji. Autor ten wspomina o 2 gatunkach podkowcowatych: *Rhinolophus hipposideros* i *R. ferrumequinum* oraz o 13 innych gatunkach nietoperzy. Według tego opracowania, w Czechach udokumentowano występowanie trzech pospolicie rozmieszczonych gatunków: *M. myotis*, *Pipistrellus pipistrellus* i *P. auritus* (HANÁK & GAISLER 2008). Z faunistycznego punktu widzenia znaczące są też badania GLOGERA, prowadzone w przygranicznych obszarach Śląska Pruskiego (GLOGER 1827, 1828, 1833) i zawierające też dane

noš. Nejvýznamnějším dílem je Paxův podrobný přehled obratlovců (PAX 1925), který se však většinou týká rozsáhlého území Dolního Slezska, tj. území ležícího na sever od Krkonoš, v té době patřícího Německu, dnes pak z větší části Polsku. Údaje o netopýrech Dolního Slezska jsou obsaženy i ve shrnujícím přehledu SEIDLA (1927) a v článcích SCHLOTTA (1928, 1942). Jejich příspěvky se většinou týkaly netopýrů podzemních prostorů, tedy zimovišť. V populárním článku o zimujících netopýrech v krkonošských stolách podává informace HNÍZDO (1934, 1935).

Publikace od roku 1951 do současnosti

Na počátku vychází dílo, shrnující údaje o výskytu jednotlivých druhů letounů na území tehdejšího Československa včetně revize sbírkového materiálu v muzeích (GAISLER 1956). Přehled druhů letounů na území Československa pak publikují GAISLER *et al.* (1957) a HANÁK (1959). Zakladatelé Československé moderní chiropterologie – Jiří Gaisler a Vladimír Hanák, pak vydávají konkrétní faunistická data z podzemních zimovišť (GAISLER & HANÁK 1972, HANÁK & GAISLER 1972a, b). V Polsku vydává přehled o výskytu netopýrů v jeskyních Dolního Slezska jejich současník KOWALSKI (1953). Z nastupující generace publikují poznatky z polského Dolního Slezska WOŁOSZYN (1968, 1971) a HAITLINGER (1976). Údaje ze zimovišť v polské části západních a středních Sudet doplňují svými daty z 26 jeskyní FURMANKIEWICZ & FURMANKIEWICZ (2002). Další výsledky ze sčítání netopýrů v části Krkonoš v Dolním Slezsku podává SZKUDLAREK *et al.* (2002) a též GUBAŃSKA *et al.* (2002).

Ve 2. polovině 20. století, po založení Krkonošského národního parku v roce 1963, vydává stručná sdělení o výskytu netopýrů Petr Miles, který v oblasti českých Krkonoš až do své smrti působil (např. MILES 1968, 1971, 1975). Spolu s Petrem Rybářem a Janem Sklenářem publikují podrobný přehled netopýrů východních Čech (RYBÁŘ *et al.* 1973). O rozšíření netopýrů ve východních Čechách také psal zmíněný SKLENÁŘ (1969). V 70. letech vydali ANDĚRA *et al.* (1974) rozsáhlý přehled všech savců Krkonoš, shrnující i faunistická data o nálezech netopýrů, a to jak nepublikovaná, tak literární. Práce navazuje na dřívější přehled, věnovaný jen drobným tere-

z polských i českých Karkonoszy. Pojawiają się w nich informacje o występowaniu *Myotis daubentonii* w okolicy Małego Stawu i obserwacji *Vespertilio murinus* w okolicy Luční boudy.

Publikace z lat 1851–1900

W tym okresie pojawia się obszerne dzieło podsumowujące dotychczasową wiedzę na temat ssaków. Jest to sporządzony przez Blasiusa spis ssaków żyjących w Niemczech i na graniczących z nimi obszarach Europy Środkowej (BLASIUS 1857). AMERLING (1852) w swojej kompilacji *O fauně čili zvířeně české* (O faunie, czyli zwierzyńie českéj), donosi o 11 gatunkach nietoperzy. Oprócz gatunków już wyżej wymienionych, w pracy tej pojawiają się także *Barbastella barbastellus*, *Myotis emarginatus*, *M. bechsteinii* i *Nyctalus leisleri*. Po raz pierwszy podawana jest również wzmianka o występowaniu w Karkonoszach *B. barbastellus*. Dla większości obserwacji brakuje jednak podania konkretnych lokalizacji. Kolejna praca z drugiej połowy 19 wieku, na podstawie ustaleń F. A. Kolenatiego (1860).

Publikacje z lat 1901–1950

W pierwszej połowie XX wieku w zasadzie nie pojawiają się żadne nowe, istotne informacje. Publikowane są jedynie prace podsumowujące występowanie ssaków na dużym terytorium, przede wszystkim w postaci kompendiów. Wielokrotnie trudno nawet określić, czy konkretne dane dotyczą Karkonoszy. Najważniejszym dziełem pochodzącym z tego okresu jest szczegółowy przegląd kręgowców autorstwa F. Paxa (PAX 1925). Opracowanie to dotyczy przede wszystkim rozległego obszaru Dolnego Śląska, czyli terenów położonych na północ od Karkonoszy, które w tamtym okresie były częścią Niemiec, a obecnie w większości należą do Polski. Dane na temat nietoperzy Dolnego Śląska można znaleźć także w pracy SEIDLA (1927) oraz w artykułach SCHLOTTA (1928, 1942). Ich relacje dotyczyły zazwyczaj nietoperzy występujących w podziemnych zimowiskach. Popularnonaukowy artykuł o nietoperzach zimujących w karkonoskich kopalniach opublikowany został w piśmie HNÍZDO (1934, 1935).



*Herlíkovicé štoly.
Herlíkovicé sztolnie.
Herlíkovicé štoly galleries.*

strickým savcům (HANZÁK 1959). Od 80. let 20. století působí v Krkonoších Jiří Flousek, jenž část svého odborného zájmu věnuje krkonošským netopýřům, zejména jejich zimovištím (FLOUSEK 1989, 2001). Pravidelně od roku 1980 monitoruje se svými spolupracovníky zimující netopýři v nečetných krkonošských jeskyních (např. Albeřická, Poniklá), hlavně však ve štolách. K těm významnějším z hlediska výskytu zimujících netopýřů patří štoly v údolí Jizerky, ve Svatém Petru a zejména Herlíkovicé štoly sledované nepravidelně již v letech 1953 a 1959 (GAISLER 1956, GAISLER & HANÁK 1972a), od roku 1967 pak pravidelně (FLOUSEK 1989, 2001). Štola je významná opakovaným výskytem *Myotis dasycneme* (FLOUSEK 1984, 2001). Jsou kontrolo-

Publikace z lat 1951 – do dziś

Na počátku tego okresu pojawia się podstawowe dzieło zawierające podsumowanie wiedzy na temat występowania poszczególnych gatunków nietoperzy na terenie ówczesnej Czechosłowacji, włącznie z rewizją zbiorów muzealnych (GAISLER 1956). Przegląd gatunków nietoperzy występujących w Czechosłowacji publikuje następnie HANÁK (1957). Założyciele nowoczesnej czechosłowackiej chiropterologii J. Gaisler i V. Hanák publikują w kolejnych latach dokładne dane faunistyczne dotyczące stanowisk podziemnych (GAISLER & HANÁK 1972, HANÁK & GAISLER 1972). W Polsce opracowanie na temat występowania nietoperzy w jaskiniach na Dolnym Śląsku publikuje działający w tym samym okresie KOWALSKI (1953). Przedstawiciele kolejnej generacji badaczy, WOŁOŻYŃ (1968, 1971) i HAITLINGER (1976), uzupełniają informacje dotyczące zimowych stanowisk nietoperzy na Dolnym Śląsku. Kolejne szczegółowe publikacje kompleksowo opisujące wyniki regularnie prowadzonego zimowego monitoringu nietoperzy pojawiają się dopiero na początku XXI w. Dane zebrane w 26 jaskiniach, stanowiących zimowiska nietoperzy w polskiej części zachodnich i wschodnich Sudetów, opisują FURMANKIEWICZ & FURMANKIEWICZ (2002). Zestawienie zimowisk nietoperzy na Dolnym Śląsku, w tym także w Karkonoszach, podaje SZKUDLAREK *et al.* 2002, a analizę zespołów nietoperzy zimujących w wybranych rejonach Dolnego Śląska GUBAŃSKA *et al.* 2002.

W drugiej połowie XX wieku, po powstaniu Krkonošského národního parku (1963), krótkie informacje o występowaniu nietoperzy podaje Petr Miles, działający na terenie czeskich Karkonoszy aż do swojej niedawnej śmierci (np. MILES 1968, 1971, 1975). Wspólnie z P. Rybářem i J. Sklenářem publikuje później szczegółowy przegląd nietoperzy wschodnich Czech (RYBÁŘ *et al.* 1973). O występowaniu nietoperzy we wschodnich Czechach pisał również wspomniany wcześniej SKLENÁŘ (1969). W latach 70. XX wieku zespół ANDĚRA *et al.* (1974) opublikował obszerny przegląd wszystkich ssaków Karkonoszy, zawierający również dokładne dane faunistyczne dotyczące obserwacji nietoperzy, wraz z uwagami na temat ich występowania, zarówno dotąd niepublikowanymi jak i występującymi w literaturze. Praca ta jest nawiąza-

vána i jiná umělá zimoviště, jako jsou např. náhony v Arnoštově a v Dolní Rokytnici (FLOUSEK 2001). Dlouhodobý monitoring nejvýznamnějších zimovišť probíhá i v současnosti.

niem do wcześniejszego przeglądu poświęconego jedynie drobnym, naziemnym ssakom (HANZÁK 1956). Od lat 80. XX wieku w Karkonoszach działa Jiří Flousek, który w ramach swoich zainteresowań zawodowych zajmuje się także karkonoskimi nietoperzami, a zwłaszcza ich zimowiskami (FLOUSEK 1989, 2001). Od 1980 roku wraz ze swoimi współpracownikami regularnie monitoruje nietoperze, zimujące w nielicznych karkonoskich jaskiniach (np. Albeřická, Poniklá), a przede wszystkim w kopalniach. Do najważniejszych zimowisk nietoperzy należą kopalnie w dolinie rzeki Jizerky, w Svatém Petru a zwłaszcza Herlíkovické štoly, regularnie badane już w latach 1953, 1959 (GAISLER 1956, GAISLER & HANÁK 1972) i od 1967 roku do dzisiaj (FLOUSEK 1989, 2001). Kopalnia w Herlikovicach jest ważnym miejscem regularnego występowania *M. dasycneme* (FLOUSEK 1984, 2001). Kontrolowane są także inne sztuczne zimowiska, takie jak np. stanowiska w Arnoštově i w kopalnianej Rokytnici (FLOUSEK 2001). Wieloletni monitoring najważniejszych stanowisk zimowych jest kontynuowany do dzisiaj.



HORSKÉ EKOSYSTÉMY EKOSYSTEMY GÓRSKIE

O horských ekosystémoch môžeme hovoriť, pokiaľ sa nachádzajú vo vyšších nadmorských výškach. Ty sa vyznačujú nižším druhovým bohatstvom a diverzitou bioty ve srovnání s ekosystémami nižších poloh. Ve vyšších polohách až po hornú hranicu lesa prevládajú horské lesné ekosystémy. Nad touto hranicou sa objavujú otvorené terény – vedľa subalpínskych trávnikov, vrcholových rašelinísk a kľechových porostů to jsou skalnaté biotopy s odlišnou biotou. I ve vrcholových partiách hor je však patrný vliv člověka. Lze zde najít horské boudy, lyžařská střediska a podobně. Naopak v nižších podhorských oblastech se nacházejí různé velké lidské sídla, lesy jsou tu rozvolněné a fragmentované, objevují se pastviny, vydatnější vodní toky a rybníky. Přítomnost vody hraje velkou roli pro celou řadu živočichů. Na pomalu tekoucích vodách a různých velkých vodních nádržích se koncentruje bohatá entomofauna, která je svým larválním vývojem vázána na vodní prostředí. Právě vysoká koncentrace hmyzu vytváří bohatou potravní základnu pro hmyzožravé netopýry. Přítomnost vodních biotopů zejména v lesním prostředí nebo v jeho blízkosti sehrává v životě netopýrů stěžejní roli. Zatímco vodní biotopy zajišťují netopýrům vysokou nabídku potravy, lesní prostředí poskytuje i dostatečné množství vhodných úkrytů ve stromových dutinách a chrání netopýry před větrem a deštěm. Nabídka vyhovujících úkrytů ve volné přírodě klesá, jejich úbytek však může být, díky vysokým adaptačním schopnostem mnohých druhů netopýrů a jejich pokračující synantropizaci, kompenzován využitím mikroklimaticky obdobných míst v lidských staveních. Blízkost lidských sídel, obzvláště venkovského typu, je významným faktorem pro mnohé druhy netopýrů, kteří sice v lesích nebo v otevřených biotopech nacházejí potravu, ale úkryt vhodný k reprodukci jim poskytuje lidská zástavba. Naprostá většina úkrytů ve stavbách má dokonce lepší parametry než úkryty přirozené. Právě díky lidským stavením zřejmě dochází k šíření netopýrů i do míst, kde vhodné přirozené úkryty chybí. Funkce horských a podhorských lesů a jejich okolí je tedy z pohledu chiropterofauny daleko širší i přes různé změny biotopové struktury, vyvolané lidskou činností (Lowe *et al.* 1990). Je proto nesnadné posoudit, zda pro netopýry v horských ekosystémech jsou důsledky lidské činnosti jen negativní.

Ekosystemy górske, w porównaniu z ekosystemami występującymi w niższej położonych miejscach, charakteryzują się mniejszym bogactwem gatunkowym i różnorodnością siedliskową. W wyższych partiach, aż po górną granicę lasu dominują ekosystemy leśne. Powyżej tej granicy pojawiają się otwarte przestrzenie takie jak łąki typu subalpejskiego, torfowiska wysokie, zarośla kosodrzewiny oraz siedliska naskalne o odmiennym składzie flory. Wpływ człowieka jest widoczny nawet w najwyższych partiach gór, gdzie funkcjonują np. schroniska górske, ośrodki narciarskie, itp. Z kolei w niższych obszarach podgórskich częściej występują osiedla ludzkie o różnej wielkości, a lasy są rozproszone i pofragmentowane. Pojawiają się tu także pastwiska, większe ciekі wodne i stawy.

Obecność wody odgrywa istotną rolę w życiu bardzo wielu organizmów. Na powoli płynących ciekach i zbiornikach wodnych o różnej wielkości koncentruje się bogata entomofauna, której rozwój larwalny jest bezpośrednio powiązany ze środowiskiem wodnym. Dzięki wysokiej koncentracji owadów powstaje bogata baza pokarmowa dla owadożernych nietoperzy. Z tego względu siedliska wodne w środowisku leśnym lub w jego bliskim sąsiedztwie odgrywają kluczową rolę w życiu nietoperzy. O ile biotopy wodne zapewniają nietoperzom dużą obfitość pokarmu, o tyle środowisko leśne oferuje im także pewną liczbę odpowiednich kryjówek w dziuplach drzew, chroniących te latające ssaki przed niekorzystnymi warunkami pogodowymi. Niestety z roku na rok w środowisku ubywa tego typu kryjówek. Ubytek ten, dzięki wysokim zdolnościom adaptacyjnym wielu gatunków nietoperzy, a także w związku z postępującą synantropizacją, może być częściowo skompensowany poprzez wykorzystywanie podobnych kryjówek, występujących w osiedlach ludzkich. Bliskość takich siedlisk, a w szczególności zabudowy typu wiejskiego, jest więc kolejnym znaczącym czynnikiem dla tych gatunków nietoperzy, które żerują w lasach albo na otwartej przestrzeni, ale jako kryjówki wykorzystują strychy i szczeliny budynków. Zdecydowana większość kryjówek w budynkach ma lepsze parametry od schronień naturalnych. Najprawdopodobniej właśnie dzięki zabudowie nietoperze są w stanie dotrzeć rów-

Netopýři se otevřenému prostředí většinou vyhýbají a rychle ho přelétávají, aby snížili riziko predace. Pouze rychlí letci využívají otevřené horské a podhorské louky, paseky a mýtiny v lese nebo rašeliniště také k lovu (*Nyctalus noctula*, *Eptesicus nilssonii*). Proces synantropizace letounů zasáhl i horské polohy, kde se netopýři koncentrují v blízkosti lamp pouličního osvětlení (*Pipistrellus pipistrellus*, *E. nilssonii*) nebo hromadně loví nad hladinou umělých nádrží a rybníků (*Pipistrellus* sp., *Myotis daubentonii* aj.), zatímco v přirozených biotopech je jejich aktivita minimální. Např. ŘEHÁK *et al.* (2006) na Jesionicku v Rejvízu a okolí zjistili poměrně vysokou aktivitu netopýřů v samotné obci v blízkosti lamp pouličního osvětlení, zatímco v přirozených biotopech (podmáčené smrčiny a rašeliniště) byla jejich aktivita zanedbatelná.

niez do miejsc, w których brakuje odpowiednich naturalnych kryjówek. Funkcja lasów górskich i podgórskich oraz ich otoczenia jest więc dla chiropterofauny zdecydowanie bardziej istotna niż możemy sądzić, nawet przy uwzględnieniu zmian środowiska spowodowanych przez działalność człowieka (LOWE *et al.* 1990). Z tego względu trudno jest jednoznacznie ocenić, czy działalność człowieka w ekosystemach górskich oddziałuje na nietoperze jedynie w sposób negatywny.

Nietoperze zazwyczaj unikają otwartych przestrzeni, przez które najczęściej starają się przelatywać jak najszybciej, ograniczając możliwość spotkania z drapieżnikiem. Tylko gatunki latające najszybciej żerują na otwartych górskich i podgórskich łąkach oraz na polanach i porębach (*Nyctalus noctula*, *Eptesicus nilssonii*). Proces synantropizacji nietoperzy dotyczy także partii górskich, w których zwierzęta te skupiają się w pobliżu ulicznego oświetlenia (*Pipistrellus pipistrellus*, *E. nilssonii*) lub licznie polują nad powierzchnią sztucznych stawów i zbiorników wodnych (*Pipistrellus* spp., *Myotis daubentonii*), przy równoczesnej minimalnej aktywności w siedliskach naturalnych. Potwierdzają to badania m. in. ŘEHÁKA *et al.* (2006) w Rejvízie i w okolicach w Jesionikach. Autorzy ci zanotowali stosunkowo wysoką aktywność nietoperzy w samej miejscowości oraz w pobliżu lamp ulicznych, a w występujących w tej samej okolicy naturalnych siedliskach, takich jak podmokłe lasy świerkowe czy torfowiska aktywność nietoperzy była niska.



Netopýr černý (*Barbastella barbastellus*).

Mopek (*Barbastella barbastellus*).

The barbastelle (*Barbastella barbastellus*).



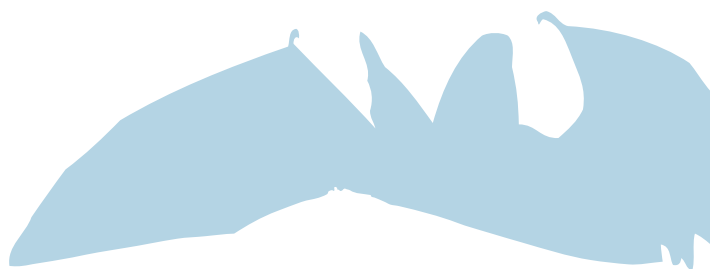
CÍLE STUDIE CELE BADAŇ

Cíle výzkumu lze shrnout do následujících bodů:

- 1** S pomocí ultrazvukové detekce echolokačních hlasů sledovat intenzitu letové aktivity netopýřů na vybraných lokalitách ve 12 různých biotopech na území Krkonošského národního parku (KRNP), Karkonoskiego Parku Narodowego (KPN) a jejich ochranných pásem. Výzkum probíhal vždy na 10 % celkové rozlohy biotopu.
- 1a** Stanovit druhovou diverzitu společenstva netopýřů v jednotlivých biotopech.
- 1b** Srovnat jednotlivé biotopy na základě intenzity letové aktivity, druhového bohatství a diverzity taxocenóz netopýřů.
- 2** Srovnat aktivitu a druhovou diverzitu společenstev netopýřů v laktančním a postlaktančním období.
- 3** Zhodnotit změny v letové aktivitě a druhovém složení na vertikálním transektu v různých nadmořských výškách.
- 4** Zhodnotit využívání drobných vodotečí a dalších liniových elementů jako potenciálních přeletových koridorů.
- 5** Porovnat druhovou diverzitu a úroveň letové aktivity ve vybraných lesních biotopech s různým typem managementu.
- 6** Vyhledat a zmapovat letní úkryty netopýřů v lidských sídlech na území KRNP a KPN, jejich vnitřního ochranného pásma a přilehlých obcí (Harrachov, Rokytnice nad Jizerou, Vítkovice v Krkonoších, Špindlerův Mlýn, Pec pod Sněžkou, Janské Lázně, Horní Maršov, Karpacz, Borowice, Sosnówka, Miłków, Podgórzyn, Przesieka). V sídlech prohledávat půdní prostory vhodných budov s ohledem na přítomnost úkrytů netopýřů.
- 7** Vyhodnotit dlouhodobé výsledky zimního sčítání netopýřů v zimovištích na území českých Krkonoš.

Cele badań można podsumować w następujących punktach:

- 1** Zbadanie aktywności nietoperzy w wybranych punktach w 13 różnych siedliskach na terenie Krkonoškého národního parku (KRNP) i Karkonoskiego Parku Narodowego (KPN) oraz ich otulin za pomocą detekcji pulsów echolokacyjnych. Badania za każdym razem odbywały się na 10% całkowitej powierzchni danego siedliska.
- 1a** Określenie różnorodności gatunkowej zespołów nietoperzy w poszczególnych siedliskach.
- 1b** Porównanie poszczególnych siedlisk na podstawie intensywności przelotów, liczby gatunków i zróżnicowania zespołów nietoperzy.
- 2** Porównanie aktywności i różnorodności gatunkowej zespołu nietoperzy w okresie laktacyjnym i postlaktacyjnym.
- 3** Ocena zmian w aktywności i składzie gatunkowym zespołów nietoperzy na różnych wysokościach nad poziomem morza na transektie wertykalnym.
- 4** Ocena wykorzystywania cieków wodnych i innych elementów liniowych jako potencjalnych korytarzy komunikacyjnych nietoperzy.
- 5** Porównanie zróżnicowania gatunkowego i poziomu aktywności nietoperzy w wybranych siedliskach o różnym sposobie prowadzenia gospodarki leśnej.
- 6** Wyszukanie i zmapowanie letnich kryjówek nietoperzy w zabudowaniach na terenie KRNP i KPN, ich wewnętrznych strefach chronionych oraz przylegających miejscowościach (Harrachov, Rokytnice n. J., Vítkovice v Krkonoších, Špindlerův Mlýn, Pec p. Sněžkou, Janské Lázně, Horní Maršov, Karpacz, Borowice, Sosnówka, Miłków, Podgórzyn, Przesieka). Kontrola strychów w wytypowanych budynkach pod kątem obecności kryjówek nietoperzy.
- 7** Ocena wyników zimowego liczenia nietoperzy w ich zimowiskach na terenie czeskiej części Karkonoszy.



**VYUŽÍVÁNÍ
JEDNOTLIVÝCH
BIOTOPŮ**

**WYKORZYSTYWANIE
POSZCZEGÓLNYCH
SIEDLISK**

Lesní porosty

Ve vyšších nadmořských výškách, tedy v podhorských a horských polohách, hrají z hlediska výskytu fauny obratlovců významnou roli lesní ekosystémy. Z klimatického hlediska se lesy oproti otevřené krajině vyznačují méně výrazným kolísáním teplot v průběhu noci i roku. V letním období zde teploty nedosahují tak vysokých hodnot, naopak v zimě jsou v lese průměrné teploty vzduchu zpravidla vyšší než mimo les. Teplotní změny se v lesích projevují daleko pomaleji než na loukách či polích. Také hydrologické podmínky jsou odlišné. Zatímco vodní režim v otevřené krajině je díky rychlému střídání teplot vzduchu dynamický, v lese dochází k retenci vody. Panuje zde vyšší vzdušná vlhkost, protože stromy snižují výpar vody z půd. Nižší úhrn srážek je v lesích zapříčiněn zadržováním srážek korunami stromů (VERA 2000). Největší rozdíly ve srovnání s lučními porosty jsou patrné při srovnání světelných podmínek. Zapojený lesní porost chrání přizemní vegetaci a v lese žijící faunu před nadměrnou sluneční radiací. Důležitá je funkce lesů jako přirozené bariéry proti pronikání větru do nitra porostů. Lesy patří mezi významné ekosystémy, které jsou pro svou členitou vertikální strukturu a specifické klima vyhledávány mnoha různými druhy živočichů včetně netopýrů, kteří jsou jejich nedílnou součástí (JUNG *et al.* 1999, AGOSTA 2002). Lesy netopýrům poskytují dva základní zdroje pro přežití – stanoviště, kde se mohou ukrývat, a potravní zdroje (GRINDAL & BRIGHAM 1999, PATRIQUIN & BARCLAY 2003, ŘEHÁK *et al.* 2006, BRIGHAM 2007).

Lesy v Severní Americe poskytují úkryty a/nebo loviště 25 druhům netopýrů (BARCLAY & KURTA 2007) z celkových 47 uznaných druhů na tomto území (HARVEY *et al.* 2011). Všech 14 druhů netopýrů zjištěných na Britských ostrovech se ukrývá v lesích, ale jen dva druhy v nich také loví (HOLMES 1996). Všech 20 druhů netopýrů, které se pravidelně vyskytují na území Německa, by mohlo označit les jako svůj životní prostor, avšak v rozdílné intenzitě (MESCHÉDE & HELLER 2000). Rovněž převážná část z 27 zjištěných druhů letounů v České republice se objevuje v lesích. Existují druhy, které jsou na les silně vázány úkrytem i lovištěm (např. *Myotis bechsteinii*, *Barbastella barbastellus*). Jiné druhy

Lasy

Ekosystémy lešné na vyżej położonych terenach górskich i podgórskich odgrywają istotną rolę dla występowania bezkręgowców. W przeciwieństwie do otwartych przestrzeni, w lasach występują mniejsze wahania temperatur, zarówno w skali całego roku, jak i jednej nocy. Latem średnia temperatura powietrza w lesie jest niższa od panującej w okolicy, natomiast w zimie średnia temperatura w lesie jest średnio wyższa. Zmiany temperatury w lasach zachodzą też zdecydowanie wolniej niż na łąkach czy polach. W lesie panują także inne warunki hydrologiczne. O ile na otwartych przestrzeniach dzięki szybkim wahaniom temperatury cyrkulacja wody jest dynamiczna, w lesie następuje raczej retencja wody. Inną jest również wilgotność powietrza, która w lasach jest wyższa i stabilniejsza niż na otaczających je terenach otwartych. Wynika to z ograniczania przez drzewa parowania wody zawartej w glebie. Niższa suma opadów spowodowana jest ich zatrzymywaniem w koronach drzew (VERA 2000). Największe różnice widoczne są jednak w warunkach świetlnych panujących w lasach i w siedliskach otwartych. Zwarte drzewostany chronią rosnącą przy ziemi roślinność oraz faunę leśną przed nadmiernym promieniowaniem słonecznym. Ważna jest też rola drzew jako naturalnej bariery, ograniczającej przenikanie wiatru w głębsze części lasów. Lasy, ze względu na swoją zróżnicowaną strukturę pionową i panujący w nich mikroklimat, są środowiskiem preferowanym przez wiele gatunków zwierząt, włącznie z nietoperzami, stanowiącymi nieodłączną część ekosystemów leśnych (JUNG *et al.* 1999, AGOSTA 2002). Lasy oferują tym latającym ssakom dwa najbardziej podstawowe zasoby: odpowiednie kryjówki i bazę pokarmową (GRINDAL & BRIGHAM 1999, PATRIQUIN & BARCLAY 2003, ŘEHÁK *et al.* 2006, BRIGHAM 2007).

W Ameryce Północnej lasy zapewniają schronienie i (lub) żerowisko 25 gatunkom nietoperzy (BARCLAY & KURTA 2007) spośród 47 gatunków zamieszkujących ten obszar (HARVEY *et al.* 2011). Z kolei wszystkie 14 gatunków nietoperzy występujących na Wyspach Brytyjskich zamieszkuje lasy, ale jedynie dwa z nich także w nich polują (HOLMES 1996). Wszystkie 20 gatunków nietoperzy regularnie występujących

(např. *Rhinolophus hipposideros*, *Myotis myotis*) pak mohou les vyhledávat jen kvůli lovu, ale ukrývají se v podzemních prostorách nebo v budovách. *Myotis daubentonii* se v lese naopak ukrývá, ale loví převážně mimo něj nad hladinou vodních ploch a vodotečí. Podobně je na tom i *Nyctalus noctula*. Používaný termín „lesní netopýři“ nemá proto jednotný význam, protože jednotlivé druhy využívají les rozdílným způsobem. Vazba na les se u některých druhů může měnit i podle ročního období.

Jako primární predátoři nočního hmyzu hrají netopýři významnou roli ve všech lesních ekosystémech (KUNZ & FENTON 2003) a jsou tak nezastupitelnou součástí potravních řetězců. Netopýří potenciál pro aktivní výběr kořisti vede k hypotéze, že tito savci vykonávají kontrolu nad výskytem hmyzích škůdců v lese (AUBRY *et al.* 2003) a mohou být považováni za indikátor strukturální kvality lesa (KALDA *et al.* 2015).

Lesy nevytvářejí pro netopýry stálé prostředí, ale jsou neustále narušovány přírodními či umělými disturbancemi. Narušení biotopu ovlivňuje netopýry mnoha způsoby v závislosti na povaze narušení a na životní strategii konkrétního druhu (GRINDAL & BRIGHAM 1999). Přírodní disturbance jsou v lesích způsobené například přemnožením hmyzích škůdců, větrem, sněhem, erozí po přívalech deštích nebo požáry (WALKER *et al.* 1996). Za umělé disturbance je zodpovědný člověk a mezi ty, co mají největší dopad na lesní ekosystémy, patří nevhodný způsob lesního hospodářství.

Zaměření přírodovědců na „lesní netopýry“ umožnil až rozvoj detekční ultrazvukové techniky, která bez zásahu do životního stylu letounů zaznamenává jejich letovou a loveckou aktivitu. V posledních 20 letech se objevily stovky studií zabývajících se různými aspekty vztahu mezi netopýry a lesním prostředím. JACOBSON & GUINAN (2001) se zabývali distribucí netopýrů ve vztahu ke krajinné struktuře v temperátním horském prostředí. KUSCH *et al.* (2004) hodnotili výběr loveckých habitatů v závislosti na potravní nabídce a prostorové struktuře vegetace v horském lese v západní Evropě. Podrobný přehled o lesních netopýrech ve Velké Británii podala MAYLE (1990). Preferenci různých loveckých stanovišť u britských netopýrů studovali WALSH & HARRIS (1996). Výběr vhod-

ve v Němczech možná označ za gatunki leśne, choć lasy wykorzystują w bardzo zróżnicowanym stopniu (MESCHÉDE & HELLER 2000). Także 27 gatunków występujących w Czechach regularnie pojawia się w lasach. Są to gatunki powiązane z lasami zarówno ze względu na kryjówki, jak i żerowiska (np. *Myotis bechsteinii*, *Barbastella barbastellus*). Dla innych gatunków (np. *Rhinolophus hipposideros*, *Myotis myotis*) w lesie zlokalizowane są jedynie żerowiska, gdyż ich kryjówki znajdują się w jaskiniach i innych podziemnych obiektach lub w budynkach. Z kolei *Myotis daubentonii* w lesie znajduje wyłącznie schronienia, natomiast poluje przeważnie poza nim, nad powierzchniami zbiorników i cieków wodnych. Podobnie zwyczajnie ma także *Nyctalus noctula*. U niektórych gatunków powiązanie z lasem może ulegać zmianom w zależności od pory roku. Dlatego często wykorzystywany termin „nietoperze leśne“ ma znaczenie ogólne, gdyż poszczególne gatunki wykorzystują las w sposób zróżnicowany, w zależności od ekologii danego gatunku i pory sezonu.

Nietoperze, jako drapieżniki żywiące się przede wszystkim owadami nocnymi, odgrywają znaczącą rolę we wszystkich ekosystemach leśnych (KUNZ & FENTON 2003) i stanowią niezastąpioną część łańcuchów pokarmowych. Istnieje hipoteza, według której nietoperze przyczyniają się do ograniczenia występowania owadów uważanych za szkodniki lasów (AUBRY *et al.* 2003), w związku z czym mogą być także uznawane za wskaźnik jakości lasu (KALDA *et al.* 2015).

Pomimo, że lasy nie są stałym środowiskiem występowania nietoperzy, to zwierzęta te odczuwają skutki ciągłych naturalnych i antropogenicznych oddziaływań. Naruszanie siedlisk ma dla tych organizmów różnorodne skutki, w zależności od stopnia ingerencji oraz strategii przetrwania poszczególnych gatunków (GRINDAL & BRIGHAM 1999). Do naturalnych oddziaływań należy na przykład gradacja szkodliwych owadów, wiatr, śnieg, erozja w wyniku nawalnych czy pożary (WALKER *et al.* 1996). Oddziaływania antropogeniczne spowodowane są działalnością człowieka, przede wszystkim prowadzoną przez niego nieodpowiednią gospodarką leśną, mającą największy wpływ na ekosystemy leśne.

Rozwój akustycznych metod badań nietoperzy, tj. z wykorzystaniem urządzeń wykrywających

ných lesních úkrytů a lovišť ve vztahu ke stáří porostu zkoumali CRAMPTON & BARCLAY (1998). Staré porosty nabízejí netopýřům vhodnější úkryty ve stromových dutinách, ale také pestřejší a bohatší potravní nabídku. WALSH & MAYLE (1991) sledovaly aktivitu netopýřů v 6 různých habitatech uvnitř smíšeného lesa (listnatý, resp. jehličnatý porost, pastvina, paseka s křovinami, okraj dubové nebo borové monokultury různého stáří) a u 4 různě velkých vodních nádrží v lese. Celkem zaznamenaly 11 druhů netopýřů, které preferovaly vodní plochy a lesní okraje. Nejnížší aktivita byla v jehličnatém lese. V Estonsku KALDA *et al.* (2015) studovali vliv struktury lesních porostů na druhové bohatství netopýří fauny ve dvou typech lesních mikrohabitátů – ve starých parcích s listnatými stromy a v přirozeném lese s typickými listnáči a jehličnany. S výjimkou *Myotis daubentonii*, který preferoval staré parky, nezjistili žádný výrazný rozdíl v druhovém složení mezi oběma mikrohabitáty, ale u obou typů prostředí prokázali nižší počet druhů uvnitř habitátu než na jeho okrajích. Ultrazvukovou detekcí zaznamenali na 63 lesních lokalitách celkem 10 druhů netopýřů (a jednu dvojici druhů) a zjistili, že nejvíce rozšířeným druhem byl *Eptesicus nilssonii*, který se vyskytoval na všech lokalitách. Na více než polovině lokalit bylo zjištěno dalších 5 druhů, resp. dvojic druhů (*Pipistrellus nathusii*, *Myotis daubentonii*, dvojice *M. brandtii/mystacinus*, *Plecotus auritus* a *Nyctalus noctula*). Jednoznačně nejpočetnějším druhem však byl *E. nilssonii*, který se objevil v 71 % akustických záznamů.

ultradźwięki nietoperzy i umożliwiających zanotowanie ich aktywności żerowej i przelotowej bez ingerencji w ich życie, pozwolił przyrodnikom rozwinąć badania „nietoperzy leśnych”. W ostatnim dziesięcioleciu pojawiły się setki prac, poświęconych rozmaitym aspektom związków nietoperzy ze środowiskiem leśnym. JABERG & GUIBAN (2001) zajmowali się wpływem struktury krajobrazu w surowym środowisku górskim na występowanie nietoperzy. Z kolei zespół KUSCH *et al.* (2004) badał preferencje w wyborze żerowisk w zależności od obfitości pokarmu i przestrzennej struktury roślinności w zachodnioeuropejskich lasach górskich. Szczegółowy przegląd leśnych nietoperzy występujących w Wielkiej Brytanii opracowała MAYLE (1990). Preferencje brytyjskich nietoperzy dotyczące różnych rodzajów żerowisk obserwowali WALSH & HARRIS (1996), zaś wybór odpowiednich leśnych kryjówek i żerowisk w zależności od wieku drzewostanu badali CRAMPTON & BARCLAY (1998). Stare drzewostany oferują nietoperzom nie tylko bardziej odpowiednie kryjówki w dziuplach drzew, ale i bardziej urozmaicony i bogatszy pokarm. WALSH & MAYLE (1991) badały aktywność nietoperzy w 6 różnych siedliskach w obrębie lasu mieszanego: w lesie liściastym lub iglastym, na pastwisku, na polanie z zaroślami, na skraju monokultury dębowej lub sosnowej, na skraju drzew w różnym wieku, a także na 4 różnej wielkości zbiornikach wodnych. Autorki zanotowały w sumie obecność 11 gatunków nietoperzy. Zwierzęta te preferowały zbiorniki wodne i skraje lasów. Najniższą aktywność zaobserwowano w lesie iglastym. W Estonii KALDA *et al.* (2015) badali wpływ struktury lasów na różnorodność gatunkową nietoperzy w dwóch typach leśnych siedlisk: w starych parkach z drzewami liściastymi oraz w naturalnym lesie z typowym dla tego środowiska drzewostanem liściastym i iglastym. Za wyjątkiem *Myotis daubentonii*, który preferował stare parki, badacze nie zanotowali wyraźnej różnicy w składzie gatunkowym występującym w obu tych środowiskach, jednak zarówno w jednym jak i drugim zaobserwowali mniejszą liczbę gatunków wewnątrz siedliska w porównaniu z jego obrzeżami. Wykorzystując metodę nasłuchów detektorowych w 63 leśnych lokalizacjach zanotowali obecność 10 gatunków nietoperzy oraz jednej pary gatunków. Najliczniej występował *Eptesicus nilssonii*, który został

odnotovány ve všech 63 lokalizacích i v 71% nagrah. V nadpoloviční lokalizaci vystupovalo kolejných 5 gatunků bádž par gatunků (*Pipistrellus nathusii*, *Myotis daubentonii*, para *M. brandti* i *M. mystacinus*, *Plecotus auritus* i *Nyctalus noctula*).

Liniové prvky

Liniové prvky mají pro netopýry nesmírný význam. Slouží jednak jako migrační trasa při časovaných sezónních přeletech, jednak jako spojení mezi úkryty a lovišti. Mnohdy jsou také využívány k lovu. Jejich funkce závisí na typu liniového prvku. Patří k nim okraje lesů, tedy hranice mezi lesem a otevřeným terénem, kde se silně uplatňuje „okrajový efekt“. Aktivita netopýrů na okrajích porostů bývá větší než uvnitř porostu. Celková délka těchto okrajů v krajině se zvětšuje v závislosti na fragmentaci porostů. Mozaikovitá krajina s roztroušenými lesíky a remízky může na jedné straně letouny negativně ovlivňovat (např. snižování počtu vhodných stromových úkrytů, zvyšování predčního tlaku a přenosu chorob, zvýšená izolace populací a snižování genetické diverzity), na druhou stranu ale vyhovuje netopýrům, lovcům na okrajích porostů, více než hluboké lesy. Na důležitost liniových krajinných prvků v životě netopýrů upozorňuje řada autorů, např. VERBOOM & HUITEMA (1997), MORRIS *et al.* (2010), JANTZEN & FENTON (2013) a další. Silnice lemované stromy umožňují netopýrům v urbánním prostředí propojovat populace (OPREA *et al.* 2009). Lesní průseky, cesty i vodoteče umožňují netopýrům nejen navigaci při přesunech, ale často jsou mnohými druhy využívány jako významná loviště (VAUGHAN *et al.* 1996, CIECHANOWSKI 2002). Využíváním lesních okrajů v borových monokulturách se zabývali např. MORRIS *et al.* (2010). Rozdílnou aktivitu netopýrů uvnitř lesních koridorů (lesní cesty, průseky), při okrajích a v lesním porostu navazujícím na koridor řešili HEIN *et al.* (2009), kteří zaznamenali vyšší aktivitu při okrajích koridoru než v jeho vnitřku a v porostu s ním sousedícím.

Řada prací se zabývá loveckou aktivitou netopýrů nad vodními toky a jejich břehovými porosty (např. RYDELL *et al.* 1994). Břehové porosty podél říčních toků slouží často jako významné

Elementy liniowe

Elementy liniowe mają dla nietoperzy bardzo duże znaczenie. Służą im jako trasy przelotowe podczas sezonowych migracji, a także jako korytarze łączące kryjówki i żerowiska. Bardzo często wykorzystywane są także podczas żerowania. Ich funkcja uzależniona jest od typu danego elementu liniowego. Jednym z takich elementów jest skraj lasu, czyli granica pomiędzy lasem a otwartą przestrzenią, gdzie bardzo mocno widoczny jest „efekt krawędzi“. Aktywność nietoperzy na skrajach lasów jest wyższa niż wewnątrz lasów. Całkowita długość takich skrajów na danym terenie ulega zwiększeniu wraz z fragmentacją kompleksów leśnych. Mozaikowy krajobraz z rozproszonymi zadrzewieniami i alejami drzew ma z jednej strony negatywny wpływ na nietoperze (np. mniejsza liczba odpowiednich kryjówek w drzewach, większa presja drapieżników i wyższe ryzyko transmisji chorób, większa izolacja populacji i mniejsze ich zróżnicowanie genetyczne), a z drugiej strony obrzeża lasów, w porównaniu z ich wnętrzami, w znacznie większym stopniu odpowiadają nietoperzom polującym na skrajach drzewostanów. Na to, jak istotne są dla nietoperzy te elementy krajobrazu zwraca uwagę wielu autorów, np. VERBOOM & HUITEMA (1997), MORRIS *et al.* (2010), JANTZEN & FENTON (2013) i inni. Rosnące wzdłuż dróg aleje drzew zapewniają łączność pomiędzy siedliskami w środowisku zurbanizowanym (OPREA *et al.* 2009). Przesieki w lasach, leśne drogi, a także ciek wodne są przez nietoperze wykorzystywane nie tylko podczas przemieszczania się, gdyż wiele gatunków traktuje te miejsca jako istotne żerowiska (VAUGHAN *et al.* 1996, CIECHANOWSKI 2002). Wykorzystywaniem skrajów monokultur sosnowych zajmował się między innymi zespół MORRIS *et al.* (2010). Z kolei różnice w aktywności nietoperzy w przebiegających przez las korytarzach (leśne drogi, przesieki), przy skraju lasu

loviště některých druhů. V Anglii např. SCOTT *et al.* (2010) hodnotili vliv kvality břehových habitatů na loveckou aktivitu netopýrů rodu *Pipistrellus*. SMITH & RACEY (2008) upozornili na význam břehů s listnatými stromy pro loveckou aktivitu *Myotis nattereri*.

Netopýři migrující na velké vzdálenosti využívají při jarních a podzimních přeletech hluboká říční údolí jako migrační koridory – na jaře při přímém letu k severu a na podzim jižním směrem. Při podzimních migracích se v údolích zdržují déle než při jarních přesunech. Rozdíl jsou zřejmě způsobeny rozdílnou sezónní potravou a tím také rozdílnými letovými trasami. V létě (mimo období migrace) slouží říční údolí jako lovecké území (FURMANKIEWICZ & KUCHARSKA 2009).

oraz na obszarach leśnych otaczających takie korytarze analizował zespół HEIN *et al.* (2009). Podczas tych badań stwierdzono wyższą aktywność przy skrajach korytarzy, niż w ich wnętrzu czy w otaczającym je lesie.

Szereg prac zajmuje się aktywnością żerową nietoperzy nad ciekami wodnymi i otaczającymi je nadbrzeżnymi zaroślami (np. RYDELL *et al.* 1994). Roślinność rosnąca wzdłuż cieków wodnych stanowi istotne miejsca żerowania dla wielu gatunków. Na przykład na terenie Anglii zespół SCOTT *et al.* (2010) oceniał wpływ jakości nadbrzeżnych siedlisk na aktywność żerową nietoperzy z rodzaju *Pipistrellus*. SMITH & RACEY (2008) zwracali uwagę na znaczenie brzegów i porastających je drzew liściastych jako żerowisk *M. nattereri*.

Nietoperze migrujące na duże odległości wykorzystują duże doliny rzeczne jako korytarze migracyjne podczas wiosennych i jesiennych przelotów, odbywających się wiosną w kierunku północnym, a jesienią na południe. Nietoperze obserwowane są w dolinach rzecznych dłużej podczas migracji jesiennych niż w trakcie wiosennych wędrówek. Różnica ta wynika prawdopodobnie z sezonowych zmian w obfitości i jakości pokarmu, a co za tym idzie również innych tras migracji. W lecie, poza okresem migracyjnym, miejsca te są wykorzystywane jako żerowiska (FURMANKIEWICZ & KUCHARSKA 2009).

Otevřené biotopy

Většina druhů netopýrů se otevřeným habitatům vyhýbá. Nejsou zde chráněni před větrem nebo deštěm, hrozí jim vyšší riziko predace a početnost hmyzu je v otevřeném prostoru všeobecně nízká. Takové prostředí vyhovuje jen rychlým, vysoko létajícím netopýrům, jako je *Nyctalus noctula*, který loví nad lesními mýtinami, loukami, ale zejména nad vodními plochami s dostatkem hmyzí potravy. Často však i během noci tento druh loviště střídá (KRONWITTER 1988, RACHWALD 1992). Nad vodními nádržemi mnohdy loví i *Eptesicus serotinus*. Vodní nádrže i ve vyšších polohách jsou významným lovištěm pro některé druhy, jako např. *Myotis daubentonii* nebo *Pipistrellus pipistrellus*. Musí-li menší druhy netopýrů přelétnout otevřenou krajinou na jinou lokalitu, volí pokud možno liniové porosty.

Siedliska otwarte

Większość gatunków nietoperzy stara się unikać otwartych przestrzeni. Nie są tam chronione przed wiatrem i drapieżnikami, a zasobność owadziej bazy pokarmowej jest tutaj stosunkowo niska. Z tych względów tego typu środowiska odpowiadają jedynie nietoperzom szybkim i latającym na dużych wysokościach, takim jak *Nyctalus noctula*, który poluje nad leśnymi polanami, łąkami, a w szczególności nad obszarami wodnymi obfitującymi w owadzi pokarm. Gatunek ten w trakcie jednej nocy często zmienia żerowiska (KRONWITTER 1988, RACHWALD 1992). Zbiorniki wodne, włącznie z tymi, które położone są w wyższych partiach, są dla niektórych gatunków nietoperzy, np. *Myotis daubentonii* czy *Pipistrellus pipistrellus* ważnymi żerowiskami. Nad zbiornikami

V horských polohách zejména nad horní hranici lesa se prostor otevírá a není chráněn před působením větru. To se odráží na nízké densitě hmyzu a tím i lovících netopýrů. Nad subalpínskými loukami, rašeliništi a porosty kleče je aktivita vůbec nejnižší a je srovnatelná s aktivitou nad plochami s polními plodinami v nižších polohách. Přesto se v oblastech s vrchovištními rašeliništi netopýři objevují. Na Šumavě tento biotop využívá zejména *Eptesicus nilssonii* (ČERVENÝ 1998). Nad loukami zjistili velmi nízkou aktivitu netopýrů např. BARROS *et al.* (2014). ARLETTAZ (1996) pozoroval lovecké chování *Myotis nattereri* při nízkém letu nad travinami.

wodnymi poluje także *Eptesicus serotinus*. Mniejsze gatunki nietoperzy, jeśli muszą przelecieć nad otwartą przestrzenią, to w miarę możliwości robią to pod osłoną liniowej roślinności. Na stanowiskach górskich, szczególnie powyżej górnej granicy lasu, otwarte przestrzenie nie są w żaden sposób chronione przed oddziaływaniem wiatru. Odzwierciedleniem takiego stanu rzeczy jest też niska aktywność owadów, a co za tym idzie również polujących na nie nietoperzy. Nad łąkami typu subalpejskiego, torfowiskami i zaroślami kosodrzewiny aktywność jest ogólnie niższa i można ją porównać z aktywnością nad polami uprawnymi, położonymi w niższych partiach. Na Šumavě z siedlisk tego typu korzysta przede wszystkim *Eptesicus nilssonii* (ČERVENÝ 1998). Bardzo niską aktywność nietoperzy nad łąkami zanotował np. zespół BARROS *et al.* (2014). ARLETTAZ (1996) obserwował zachowania żerowe *Myotis nattereri* podczas niskiego lotu nad trawami.

Lidská sídla

Lidská sídla do značné míry podmiňují v podmínkách střední Evropy přítomnost některých druhů, a to i netopýrů, kteří měli původní areál v teplejších jižních oblastech Evropy. Díky nim se druhy jako *Myotis emarginatus* nebo *Rhinolophus hipposideros* mohly v minulosti šířit z jihu dál na sever. Jejich původní letní úkryty ve skalních rozsedlinách a v teplejších jeskyních nahradila lidská obydlí, která nabízejí podobné, mnohdy i lepší mikroklimatické podmínky pro existenci letounů. Vedle alternativních úkrytů nacházejí netopýři v lidských sídlech v horském prostředí i dostatek potravy. Vesnice a města v podhorských, příp. i horských terénech fungují jako tepelné ostrovy. V intravilánech obcí je vyšší teplota než v okolní přírodě a s tím souvisí i vyšší koncentrace hmyzí potravy. Atraktivní je pro mnohý hmyz také pouliční osvětlení, kde dochází k jeho koncentraci. V okolí lamp loví řada druhů, např. netopýři rodu *Pipistrellus*, *Eptesicus* nebo *Nyctalus* (RYDELL 1992, RYDELL & RACEY 1995). V podhorském městě zkoumali aktivitu netopýrů BARTONIČKA & ZUKAL (2003), biotopové preference a aktivitu netopýrů v městském prostředí studovali také GAISLER *et al.* (1998).

Osiedla ludzkie

W warunkach środkowoeuropejskich występowanie wielu gatunków, w tym także takich, które pierwotnie występowały w cieplejszych obszarach południowej Europy, uzależnione jest od osiedli ludzkich. Gatunki takie jak *Myotis emarginatus* czy *Rhinolophus hipposideros* dzięki zabudowie mogły w przeszłości rozprzestrzeniać się z południa w kierunku północnym. Ich pierwotne kryjówki w skalnych szczelinach i ciepłych jaskiniach zastąpiły budynki, oferujące bardzo podobne, a często wręcz lepsze warunki mikroklimatyczne. Oprócz kryjówek, nietoperze znajdują w górskich miejscowościach także odpowiednią ilość pokarmu. Wsie i miasta położone na terenach podgórskich i górskich funkcjonują jako wyspy ciepła. Temperatura panująca na zabudowanych terenach miejscowości jest wyższa od temperatury na otaczających je obszarach, z czym wiąże się również zwiększona obecność owadów. Wiele owadów przyciąganych jest przez uliczne oświetlenie, w związku z czym w okolicach latarni poluje też szereg gatunków, takich jak nietoperze z rodzaju *Pipistrellus*, *Eptesicus* czy *Nyctalus* (RYDELL 1992, RYDELL & RACEY 1995). Aktywność nietoperzy w jednym z podgórskich miast badali BARTONIČKA & ZUKAL

(2003). Preferencje siedliskowe oraz aktywność nietoperzy w środowisku miejskim oceniał także zespół GAISLERA *et al.* (1998).

Metodika

Technické vybavení

Pro zjištění letové aktivity netopýrů ve vybraných biotopech byla využita bodová metoda; nahrávání echolokačních hlasů probíhalo z jednoho místa kontinuálně po dobu 10 minut (Příloha). Při této metodě se používal širokopásmový detektor se systémem „time expansion“ D240x propojený stereofonním kabelem s nahrávacím zařízením (profesionální rekordér ZOOM H4n s SD kartami o kapacitě 2–8 GB, resp. SONY PCM-D50 s SD kartou 16 GB). Monitorovací body byly umístěny alespoň 200 m od sebe a každý z nich nejméně 50 m od okraje daného biotopu. Při výběru bodu byl kladen důraz i na jeho umístění mimo potenciální koridor (lesní cesta, průsek). Pokud byl biotop jinak než po cestě neprůchozí, detekce probíhala vždy alespoň 50 m od cesty v porostu. Každá lokalita byla zaměřena s pomocí GPS. Nahrávky byly během detekce pořizovány podle potřeby.

Časový rozvrh a monitorované lokality

Terénní výzkum probíhal během dvou vegetačních sezón (2013–14). Body vybrané pro konkrétní noční výzkum byly vybírány logisticky tak, aby výzkumník minimalizoval čas věnovaný přesunům mezi nimi. Detektoring na prvním bodu byl zahájen vždy 15 minut po západu slunce a pokračoval maximálně po dobu 3 hodin. V každém období (laktace a postlaktace) proběhl monitoring na všech bodech jedenkrát, tj. dvakrát za celou dobu výzkumu. S ohledem na velký počet bodů, byl monitoring rozdělen do dvou let. V každém roce však na jednom bodě probíhal výzkum v obou obdobích sezóny.

Studované lokality zahrnovaly všechny významné biotopy (celkem 12 typů: smrčina, smíšený les, acidofilní bučina, květnatá bučina, kleč/kosodřevina, olšina, paseka, podhorská louka, horská louka, rašeliniště, intravilán, vodní

Metodyka

Sprzet badawczy

Do zbadania aktywności nietoperzy w wybranych siedliskach wykorzystana została metoda punktowa, tj. nagrywanie pulsów echolokacyjnych nietoperzy odbywało się w jednym punkcie w trybie ciągłym przez około 10 minut (Załącznik). W nasłuchach użyto detektora szerokopasmowego z systemem „time expansion” Pettersson D240x, połączonego przewodem stereofonicznym z urządzeniem nagrywającym (rejestratory ZOOM H4n z kartami SD o pojemności 2–8 GB lub SONY PCM – D50 z kartą SD o pojemności 32GB). Odległość pomiędzy poszczególnymi punktami monitorowania wynosiła co najmniej 200 m, przy czym każdy z nich był umieszczony co najmniej 50 m od skraju danego siedliska. Podczas wyboru punktu szczególny nacisk położono na jego umiejscowienie poza potencjalną trasą przelotową (droga leśna, przesieka). Jeżeli siedlisko znajdowało się na terenie, do którego nie docierała droga nadająca się do przebycia, detekcja odbywała się zawsze w odległości przynajmniej 50 metrów od ścieżki leśnej. Każde stanowisko zostało namierzone za pomocą urządzenia GPS. Jeśli zachodziła taka potrzeba, podczas detekcji sporządzane były nagrania.

Zakres czasowy i monitorowane stanowiska

Badania terenowe odbywały się podczas dwóch sezonów wegetacyjnych (2013–14). Pod względem logistycznym monitorowane punkty nasłuchowe były wybierane w taki sposób aby badacz był w stanie jak najbardziej zminimalizować czas poświęcony na przemieszczanie się między nimi. Detekcja w pierwszym punkcie za każdym razem rozpoczynała się 15 minut po zachodzie słońca i była kontynuowana w kolejnych punktach maksymalnie przez 3 godziny. W każdym z okresów (laktacyjnym i postlaktacyjnym) monitoring we wszystkich punktach prowadzony był jeden raz, co oznacza że w sumie miały miej-

plocha), které se na území Krkonoš vyskytují a mají potenciální význam pro netopýry. Počet bodů v daném biotopu byl volen tak, aby vždy pokryl nejméně 10 % z plochy zaujímané příslušným biotopem (Tab. 1). Jeden monitorovací bod pokrýval asi 0,1 km² plochy daného biotopu. Byly vybrány biotopy ležící v různých nadmořských výškách od podhůří až po horní hranici lesa (zhruba ve výškovém transektu od

sce dva nasluchy podczas całego okresu badań. Ze względu na dużą liczbę punktów, monitoring wykonywano podczas dwóch lat, jednak każdego roku w każdym punkcie badania prowadzano zawsze podczas obu okresów.

Do prowadzenia badań wybrano lokalizacje reprezentujące wszystkie istotne siedliska (las świerkowy, las mieszany, kwaśna buczyna, żyzna buczyna, kosodrzewina, olszyny, polany,

Tab. 1. Počty bodů v jednotlivých biotopech, sledované na české a polské straně Krkonoš. Plocha ukazuje pokrytí Krkonoš uvedeným typem biotopu (v km²); 10 % plochy (v km²) zachycuje plochu biotopu, kde výzkum reálně probíhal. Body uvádějí počet bodů, pokrývajících 10 % plochy daného biotopu.

Tab. 1. Zestawienie wszystkich monitorowanych punktów w poszczególnych siedliskach po czeskiej i polskiej stronie Karkonoszy. Powierzchnia pokazuje pokrycie terenu Karkonoszy przez określone siedlisko. 10% powierzchni (w km²) odzwierciedla powierzchnię siedliska, na której prowadzono badania.

Tab. 1. Numbers of points monitored on the Czech and Polish side of Krkonoše in particular habitats. The area shows the coverage of the Krkonoše area by the given habitat in km². 10% of the area (in km²) shows the area of the habitat where the research was carried out. 1st column (12 habitat types) - spruce forest, mixed forest, acidophilous beech forest, flower-rich beech forest, dwarf pine Pinus mugo habitat, alder growth (vegetation on stream banks), clearing, submontane meadow, montane meadow, peat-bog, settlement, water body.

BIOTOP SIEDLIŠKO	ČESKÁ ČÁST/ČESKÁ ČEŠĆ					POLSKÁ ČÁST/POLSKA CZĘŚĆ				
	laktace laktacja	postlaktace postlaktacja	plocha powierzchnia (km ²)	10 % plochy powierzchni	body punkty	laktace laktacja	postlaktace postlaktacja	plocha powierzchnia (km ²)	10 % plochy powierzchni	body punkty
smrčina świerczyna	70	79	152,3	15,2	70	42	42	108,3	10,83	50
smíšený les las mieszany	67	69	52,9	5,3	50	20	19	23,12	2,31	50
acidofilní bučina kwaśna buczyna	52	52	47,9	4,8	50	41	41	21	2,1	50
květnatá bučina żyzna buczyna	14	14	6,7	0,7	14	3	3	0,5	0,05	10
kleč kosodrzewina	25	25	9,2	0,9	25	5	5	0,05	0,01	10
olšina olszyna	20	20	4,6	0,5	12	11	11	2,77	0,28	10
paseka polana	52	50	61,1	6,1	50	22	22	0,84	0,08	10
podhorská louka podgórska łąka	51	51	46,2	4,6	50	16	17	12,3	1,2	30
horská louka górska łąka	30	30	12,7	1,3	30	7	7	3,5	0,3	10
rašeliníště torfowisko	13	13	1,2	0,12	10	4	4	1,56	0,16	10
intravilán zabudowania	30	32	5,3	0,5	14	39	39	13,5	1,3	34
vodní plocha zbiornik wodny	14	14	0,2	0,02	10	2	2	0,11	0,01	10
celkem łącznie	438	449	401,2	40,1	400	212	212	187,55	18,63	284

jižního i severního úpatí Krkonoš po hřebenné polohy).

Monitorovací body byly voleny tak, aby monitoring mohl souběžně probíhat na větším počtu bodů v co nejkratším období, s cílem co nejvíce omezit vliv změny počasí a sezóny.

Metody vyhodnocení

Výpočet intenzity letové aktivity na základě echolokačního záznamu vycházel z počtu minut se záznamem netopýra vztažených na 60 minut nahrávání, tzv. relativní aktivita (McANEY & FAIRLEY 1988). Pro hodnocení alfa-diverzity bylo použito následujících proměnných a indexů:

Frekvence (S). Frekvencí výskytu je vyjádřeno, na kolika sledovaných lokalitách se jednotlivé zjištěné druhy vyskytovaly. Frekvence je určena vztahem $F = (n_i/N) \cdot 100$ (%), kde n_i je počet vzorkovaných bodů, kde se daný druh vyskytoval, a N celkový počet bodů v daném biotopu.

Dominance (D). Dominancí je vyjádřeno procentuální zastoupení daného druhu na celkovém složení společenstva, $D = (n_i/N) \cdot 100$ (%), kde n_i je relativní aktivita druhu a N součet relativních aktivit všech druhů zjištěných v daném biotopu. Druhy byly podle podílu rozděleny do pěti kategorií (Losos *et al.* 1985) – eudominantní (více než 10 %), dominantní (5–10 %), subdominantní (2–5 %), recedentní (1–2 %) a subrecedentní (méně než 1 %).

Jaccardův (Ja) a Renkonenův (Re) index. Jaccardův index podobnosti určuje míru podobnosti druhového složení jednotlivých zoocenóz a je dán vztahem $Ja = s/(s_1 + s_2 - s)$, kde s_1 je počet druhů jednoho společenstva, s_2 počet druhů druhého společenstva a s je počet druhů společně se vyskytujících v obou srovnávaných společenstvech. Renkonenův index podobnosti určuje míru podobnosti procentuálního složení jednotlivých zoocenóz a je dán vztahem $Re = \sum \min d_i$, kde d_i je minimální (tzn. vždy nižší hodnota) dominance jednotlivých druhů společných pro obě srovnávaná společenstva (čím větší je Renkonenův index, tím větší je i podobnost souborů).

łaki podgórskie, łaki górskie, torfowiska, centra terenów zamieszkałych, zbiorniki wodne; ogółem 12) występujące na terenie Karkonoszy i mające potencjalne znaczenie dla nietoperzy. Liczba punktów w danym biotopie wybierana była w taki sposób, by obejmowała co najmniej 10% powierzchni zajmowanej przez konkretne siedlisko (Tabela 1). Jeden monitorowany punkt pokrywał więc około 0,1 km² powierzchni danego biotopu. Wybrano siedliska położone na różnych wysokościach, od pogórza aż po górną granicę lasu (mniej więcej w transekcji wysokościowym, od południowych lub północnych podnóży Karkonoszy po grzbiec gór). Punkty nasłuchowe wybrano w taki sposób, by monitoring mógł odbywać się jednocześnie w większej liczbie punktów i w jak najkrótszym czasie, w celu maksymalnego ograniczenia wpływu zmian pogody i pór roku.

Metody oceny aktywności

Poziom aktywności oceniano na podstawie liczby minut, podczas których zanotowano przelot nietoperza, w stosunku do 60 minut nagrań. Miara ta określała tzw. względną aktywność (McANEY & FAIRLEY 1988). W celu oceny poziomu bioróżnorodności alfa wykorzystano następujące zmienne i indeksy:

Frekwencja (S) – frekwencja występowania określa na ilu obserwowanych stanowiskach stwierdzono występowanie poszczególnych zarejestrowanych gatunków. Frekwencja obliczona została na podstawie wzoru $F = (n_i / N) \cdot 100$ (%), gdzie „ n_i ” jest liczbą monitorowanych punktów, w których zanotowano obecność danego gatunku, zaś N jest całkowitą liczbą punktów rozmieszczonych w danym siedlisku.

Dominacja (D) – wyraża procentowy udział danego gatunku w całym zespole danego siedliska. Dominacja określona została wzorem $D = (n_i / N) \cdot 100$ (%), gdzie „ n_i ” jest aktywnością gatunku, natomiast „ N ” całkowitą aktywnością wszystkich gatunków, stwierdzoną w danym siedlisku. Zgodnie z tym podziałem gatunki kwalifikowano do 5 kategorii:

eudominanci: ponad 10%, dominanci: 5–10%
subdominanci: 2–5%, recedenci: 1–2%, subrecedenci: poniżej 1% (Losos *et al.* 1985).

Simpsonův index dominance D. Hodnota D je tím vyšší, čím vyšší je převaha dominantních druhů ve společenstvu a čím je společenstvo narušenější. Výpočet probíhal podle vztahu $D = 1/\sum P_i^2$, kde P_i je podíl, kterým jedinci daného druhu přispívají do celkového zjištěného vzorku. Se zvyšující se diverzitou však hodnota indexu klesá. Proto jsme použili komplementární (reciprokou) formu indexu ($1/D$), která zdůrazňuje dominanci druhu. Při více než 10 druzích závisí velikost indexu prakticky už jen na dominanci.

Dále byla hodnocena vyrovnanost (**ekvitabilita**), odvozená ze Simpsonova indexu dominance podle vztahu $E = (1/D)/S$, kde S je počet druhů. Vyvážená jsou společenstva s nejvyšší hodnotou indexu. Ekvitabilita však zohledňuje podíl dominantních druhů ze všech zjištěných druhů v daném biotopu.

Pro hodnocení beta-diverzity (podobnosti nebo rozdílnosti jednotlivých společenstev) byla použita korespondenční analýza s váženým průměrem. K vysvětlení vztahů mezi relativní aktivitou jednotlivých druhů netopýrů a studovanými biotopy byla dále použita metoda nemetrického mnohorozměrného škálování (NMDS). Hodnoty dominance byly převedeny na matici podobnosti pomocí Renkonenova indexu.

Při srovnání počtu zjištěných druhů a hodnot relativní aktivity z jednotlivých biotopů a reprodukčních období byly použity neparametrické testy (Kruskal-Wallisův test a Mann-Whitneyův U test).

Přehled materiálů

V české části Krkonoš výzkum probíhal celkem na 887 bodech, v polské části na 424 bodech (Tab. 1). Z celkového sledovaného území byly vynechány biotopy, které jsou pro netopýry lovecky neatraktivní (hřebenové skalnaté plochy, alpský stupeň).

Indeksy Jaccarda (Ja) i Renkonena (Re) – współczynnik podobieństwa Jaccarda określa stopień podobieństw składu gatunkowego poszczególnych zoocenoz i wyrażony jest za pomocą wzoru $Ja = s/(s_1 + s_2 - s)$, gdzie „ s_1 ” jest liczbą gatunków jednego siedliska, zaś „ s_2 ” jest liczbą gatunków drugiego siedliska, natomiast „ s ” jest liczbą gatunków występujących wspólnie w obu porównywanych siedliskach. Współczynnik podobieństwa Renkonena określa stopień podobieństwa procentowego składu poszczególnych zoocenoz i wyrażony jest za pomocą wzoru $Re = \sum \min d_i$, gdzie „ d_i ” jest minimalną wartością dominacji (tzn. zawsze tą niższą wartością) poszczególnych gatunków występujących wspólnie w obu porównywanych siedliskach. Im wyższy jest indeks Renkonena, tym większe jest podobieństwo siedlisk.

Wskaźnik dominacji Simpsona (D) – wartość D jest tym wyższa, im wyższa jest przewaga gatunków dominujących w zespole i im mniej zrównoważony (równocenny) jest dany zespół (czyli liczba osobników nie jest równomiernie rozłożona między gatunkami). Obliczenia wykonywane są na podstawie wzoru $D = 1/\sum P_i^2$, gdzie P_i jest stosunkiem, wyrażającym udział pojedynczych przedstawicieli danego gatunku w całkowitej badanej próbie. Ponieważ jednak wraz ze wzrostem różnorodności wartość tego wskaźnika obniża się, wykorzystaliśmy jego odwrotność ($1/D$), podkreślającą dominację gatunku. W przypadku liczby gatunków większej niż 10, wielkość wskaźnika zależy praktycznie wyłącznie od dominacji.

Dodatkowo oceniano **równocennost zespólów** nietoperzy wyprowadzoną ze wskaźnika dominacji Simpsona, zgodnie ze wzorem $E = (1/D)/S$, gdzie „ S ” jest liczbą gatunków. Równocenne (zrównoważone) są te zespoły, które osiągają najwyższe wartości wskaźnika. Równocennost określa równomiernost rozkładu osobników między gatunkami i uwzględnia udział gatunków dominujących w zbiorze wszystkich gatunków, których obecność stwierdzono w danym siedlisku.

W celu oceny różnorodności beta (podobieństwa lub różnic poszczególnych siedlisk) wykorzystano analizę korespondencji średniej ważonej. W celu wyjaśnienia zależności pomiędzy aktywnością poszczególnych gatunków

nietoperzy a badanymi siedliskami, wykorzystano metodę niemetrycznego skalowania wielowymiarowego (NMDS). Wartości dominacji zostały przekształcone w macierz podobieństwa za pomocą indeksu Renkonnena.

Liczby stwierdzonych gatunków i wartości aktywności w poszczególnych siedliskach oraz okresach cyklu rozrodczego porównywano za pomocą testów nieparametrycznych (test Kruskala-Wallisa, test Manna-Whitneya).

Material

W czeskiej części Karkonoszy nasłuchiwykonano łącznie w 887 punktach, natomiast w polskiej części w 424 punktach (Tabela 1). W obrębie KRNP i jego otuliny pominięto siedliska będące nieodpowiednimi żerowiskami dla nietoperzy (skaliste tereny na grzbiecie, piętro alpejskie).

Wýsledky a diskuze

Hodnocení druhové diverzity

Na studovaném území bylo zjištěno celkem 17 druhů nebo dvojic druhů (Tab. 2). Jako „dvojice“ (podvojně druhy) uvádíme druhy, které není možné od sebe vzájemně rozlišit na základě echolokačních signálů. Jedná se o *Myotis mystacinus/brandtii*, *Myotis alcathoe/emarginatus* a *Plecotus auritus/austriacus*. U první dvojice *M. mystacinus/brandtii*, lze předpokládat na studovaném území výskyt obou druhů (*M. mystacinus* i *M. brandtii*), naopak z dvojice *P. auritus/austriacus* je pravděpodobný pouze výskyt *P. auritus*. Poslední dvojici, která byla zjištěna, je *M. alcathoe/emarginatus*. S ohledem na výskyt *M. emarginatus* spíše v teplejších podhorských oblastech a převahu lesních stanovišť na sledovaném území tu předpokládáme jako pravděpodobnější výskyt *M. alcathoe*. Ani výskyt *M. emarginatus* však nelze vyloučit, protože bývá ojediněle nacházen v krkonošských zimovištích a na sledovaném území se může objevovat i v období podzimních přeletů.

Počet druhů a úroveň aktivity byla testována mezi jednotlivými zkoumanými biotopy pomocí Kruskal-Wallisova testu. Byl zjištěn signifikantní rozdíl v počtu druhů ($H_{(11,1311)} = 229,24$; $p < 0,001$) i v úrovni relativní aktivity ($H_{(11,1311)} =$

Wyniki i dyskusja

Ocena różnorodności gatunkowej

Na badanym terenie stwierdzono obecność 17 gatunków lub par gatunków (Tabela 2). Gatunki, których nie dało się odróżnić od siebie na podstawie sygnałów echolokacyjnych, przedstawione zostały jako następujące pary: *Myotis mystacinus/brandtii*, *Myotis alcathoe/emarginatus*, *Plecotus auritus/austriacus*. W przypadku pary *M. mystacinus/brandtii* można założyć obecność obu gatunków na badanym terenie, a w przypadku pary *P. auritus/austriacus* prawdopodobne jest występowanie wyłącznie *P. auritus*. Ze względu na występowanie noka orzęsionego w cieplejszych obszarach podgórskich i na terenach głównie leśnych, bardziej prawdopodobne jest występowanie noka Alkatoe. Nie należy jednak wykluczać występowania tutaj także noka orzęsionego, który zimuje w karkonoskich zimowiskach, może więc pojawiać się na badanym terenie również podczas jesiennych przelotów.

Różnice w liczbie gatunków i poziomie ich aktywności pomiędzy poszczególnymi siedliskami testowane były za pomocą testu Kruskala-Wallisa. Stwierdzono istotne różnice w liczbie gatunków ($H_{(11,1311)} = 229,24$; $p < 0,001$) i poziomie ich aktywności ($H_{(11,1311)} =$

Tab. 2. Přehled zjištěných druhů ve sledovaného území doplněný o druhové zkratky (použitá nomenklatura podle ANDĚRA & GAISLER 2012). Zkratky jsou dále používány v textu.

Tab. 2. Lista gatunków nietoperzy stwierdzonych na badanym terenie wraz akronimami (nomenklatura na podstawie ANDĚRA & GAISLER 2012). Akronimy te wykorzystywane zostały w dalszej części tekstu.

Tab. 2. List of the recorded species found in the study area and their abbreviations (using the ANDĚRA & GAISLER 2012 nomenclature). Species abbreviations are used in the following text.

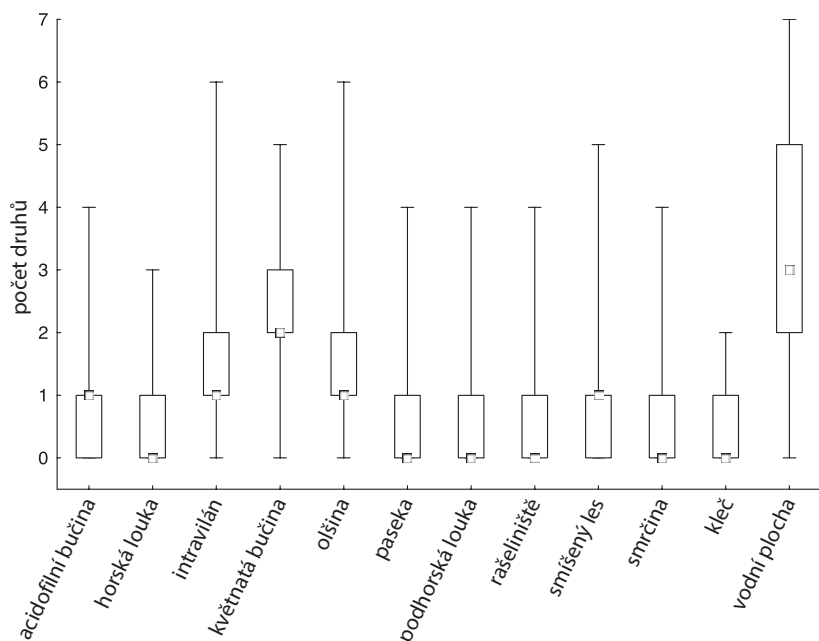
ČESKÝ NÁZEV	NAZWA POLSKA	ODBOBNÝ NÁZEV NAZWA NAUKOWA	ZKRATKA AKRONIM
netopýr vousatý/Brandtův	Nocek wąsatek/Brandta	<i>Myotis mystacinus/brandtii</i>	Mmys/bra
netopýr alkathoe/brvitý	Nocek Alkatoe/orzęsiony	<i>Myotis alcathoe/emarginatus</i>	Malc/ema
netopýr velkouchý	Nocek Bechsteina	<i>Myotis bechsteinii</i>	Mbec
netopýr velký	Nocek duży	<i>Myotis myotis</i>	Mmyo
netopýr vodní	Nocek rudy	<i>Myotis daubentonii</i>	Mdau
netopýr řasnatý	Nocek Natterera	<i>Myotis nattereri</i>	Mnat
blíže neurčený <i>Myotis</i>	Nocek nieoznaczony	<i>Myotis spp.</i>	Mssp
netopýr pobřežní	Nocek łydkowłosy	<i>Myotis dasycneme</i>	Mdas
netopýr večerní	Mroczek późny	<i>Eptesicus serotinus</i>	Eser
netopýr severní	Mroczek pozłocisty	<i>Eptesicus nilssonii</i>	Enil
netopýr pestrý	Mroczek posrebrzany	<i>Vespertilio murinus</i>	Vmur
netopýr rezavý	Borowiec wielki	<i>Nyctalus noctula</i>	Nnoc
netopýr stromový	Borowiaczek	<i>Nyctalus leisleri</i>	Nlei
netopýr hvízdavý	Karlik malutki	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Ppip
netopýr nejmenší	Karlik drobný	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	Ppyg
netopýr parkový	Karlik większy	<i>Pipistrellus nathusii</i>	Pnat
netopýr ušatý/dlouhouchý	Gacek brunatny/szary	<i>Plecotus auritus/austriacus</i>	Paur/aus
netopýr černý	Mopek	<i>Barbastella barbastellus</i>	Bbar

270,65; $p < 0,001$). Naopak rozdíly v obou proměnných nebyly zjištěny v případě srovnání české a polské části hor.

Počty druhů i úroveň relativní aktivity dosahovaly vyšších hodnot pouze na čtyřech biotopech – nad vodními plochami, v květnatých bučinách, intravilánech a olšinách (Obr. 9 a 10). Přestože maximální počet zjištěných druhů na biotopu byl 16 (vodní plocha, intravilán, acidofilní

270,65; $p < 0,001$) pomiędzy badanymi siedliskami. Nie wykryto jednak różnic dla obu tych zmiennych pomiędzy czeską i polską stroną gór.

Liczba gatunków i poziom aktywności osiągały wyższe wartości wyłącznie w przypadku czterech siedlisk: nad zbiornikami wodnymi, w żyznych buczynach, w zabudowanych częściach osiedli ludzkich i w olszynach (Ryc. 9, 10). Mimo,



Obr. 9. Počet druhů na sledovaných biotopech. Střední hodnota je zastoupená mediánem, box ukazuje 25 a 75 % kvantil, svorky znázorňují minimum a maximum.

Ryc. 9. Liczba gatunków w badanych siedliskach. Średnia wartość reprezentowana jest przez medianę, ramka pokazuje 25% i 75% kwartyli, wąsy (rozrzut zewnętrzny) pokazują wartości minimalne i maksymalne. Y: liczba gatunków, X w kolejności występowania: kwaśna buczyna, górska łąka, zabudowania, żyzna buczyna, olszyna, polana, podgórska łąka, torfowisko, las mieszany, świerczyna, kosodrzewina, zbiornik wodny.

Fig. 9. Number of species in the studied habitats. The value in the middle is the median, the box represents 25 and 75% quantile, the whiskers show the minimum and maximum. X – acidophilous beech forest, montane meadow, settlement, flower-rich beech forest, vegetation on stream bank, clearing, submontane meadow, peat-bog, mixed forest, spruce forest, dwarf pine habitat, water body.

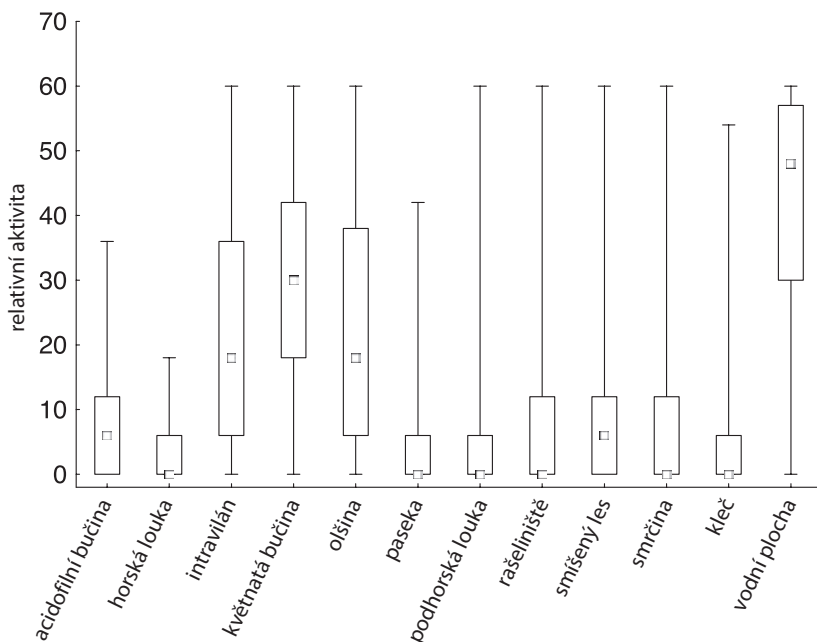
bučina), na jednom bodě bylo maximum zjištěných druhů pouze 7 (vodní plocha) (Obr. 11). Hodnoty relativní aktivity signifikantně korelovaly s počtem druhů na jednotlivých biotopech (Spearmanův korelační koeficient, $r_s = 0,948$; $p < 0,001$).

Zjištěné nízké hodnoty relativní aktivity (Obr. 12) ukazují, že nenulová aktivita byla zjištěna na 54,4 %, tj. na 713 monitorovacích bodech. Velmi nízká relativní aktivita (2–6 pozitivních minut na 60 minut detekce) byla zjištěna na 18,9 % (248) bodů a vysoké hodnoty aktivity (nad 30 pozitivních minut) byly zjištěny pouze na 14,1 % (185) bodů.

Na 30,7 % (402) bodů byl zjištěn pouze jediný druh netopýra. Dva až pět druhů bylo současně

že maximální liczba gatunków stwierdzonych w jednym siedlisku wynosiła 16 (zbiorniki wodne, zabudowane części miejscowości, kwaśna buczyna), w jednym punkcie zanotowano obecność maksymalnie 7 gatunków (zbiornik wodny) (Ryc. 11). Aktywność była istotnie skorelowana z liczbą gatunków w poszczególnych siedliskach (współczynnik korelacji Spearmana, $r_s = 0,948$; $p < 0,001$).

Aktywność nietopery wykryta została w 54,4% czyli w 713 monitorowanych punktach (Ryc. 12). Bardzo niskie wartości aktywności (2–6 pozytywnych minut na 60 minut detekcji) wykryto w 18,9% (248) punktów, zaś wysokie wartości aktywności (ponad 30 pozytywnych minut) wykryto wyłącznie w 14,1% (185) punktów.



Obr. 10. Úroveň relativní aktivity na sledovaných biotopech. Střední hodnota je zastoupená mediánem, box ukazuje 25 a 75 % kvantil, svorky znázorňují minimum a maximum.

Ryc. 10. Poziom aktywności nietoperzy w badanych siedliskach. Średnia wartość reprezentowana jest przez medianę, ramka pokazuje 25 i 75% kwartyli, wąsy (rozrzut zewnętrzny) pokazują wartości minimalne i maksymalne.

Fig. 10. The level of relative activity in the studied habitats. The value in the middle is the median, the box represents 25 and 75% quantile, the whiskers show the minimum and maximum.

sledováno na 23,3 % (305) bodů; šest a sedm druhů současně pouze na čtyřech monitorovacích bodech (Obr. 11).

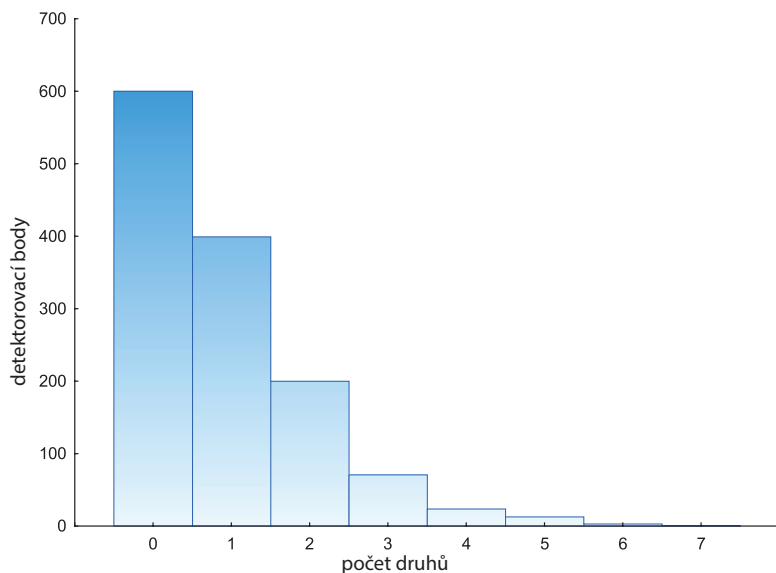
Frekvence 17 zjištěných druhů nebo dvojic druhů byla v jednotlivých biotopech velmi rozdílná. Nejvyšších hodnot dosahoval napříč sledovanými biotopy *Pipistrellus pipistrellus*. U ostatních druhů byly vysoké hodnoty frekvence zjištěny pouze v některých biotopech (Tab. 3, Obr. 13).

Dvojice *M. mystacinus/brandtii* byla zastižena na 50 % monitorovacích bodů květnaté bučiny, *Myotis daubentonii* na 58 % bodů olšin a 78 % bodů u vodních ploch a dvojice *P. auritus/austriacus* na téměř 68 % bodů květnatých bučin. Na nejvíce lokalitách byl zastižen *P. pipistrellus* (27 %, 325 bodů). K častěji zjištěným druhům dále patřil *M. daubentonii* (13 %, 153 bodů), *Eptesicus nilssonii* (10 %, 117 bodů) a *Nyctalus noc-*

W 30,7% (402) punktów zanotowano obecność wyłącznie jednego gatunku nietoperza. Dwa do pięciu gatunków równocześnie obserwowano w 23,3% (305) punktów; sześć i siedem gatunków jednocześnie obserwowano wyłącznie w czterech punktach (Ryc. 11).

Frekwencja 17 zanotowanych gatunków lub par gatunków różniła się pomiędzy siedliskami. Najwyższe wartości we wszystkich badanych siedliskach osiągał karlik malutki (*P. pipistrellus*). Wysoką frekwencję pozostałych gatunków zanotowano tylko w niektórych siedliskach (Tabela 3, Ryc. 13).

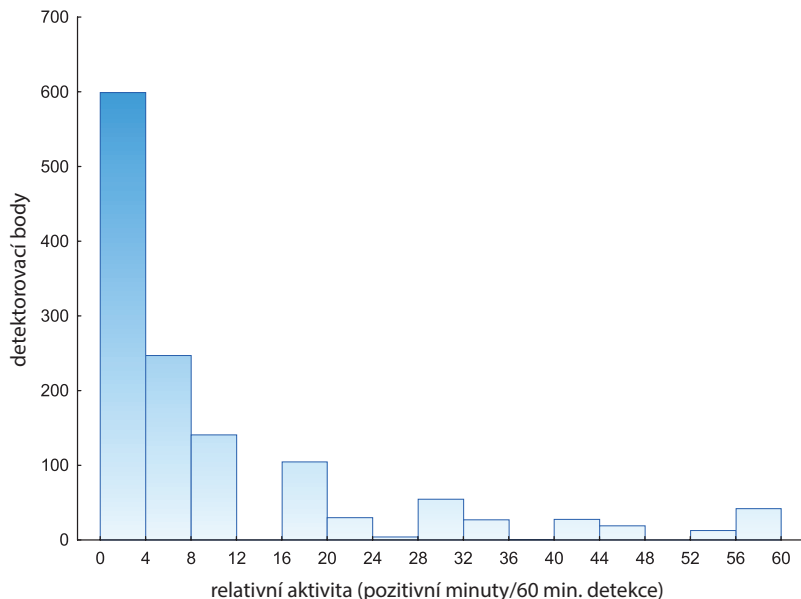
Para *M. mystacinus/brandtii* została zanotowana w 50% punktów w żyznej buczynie, *M. daubentonii* w 58% punktów w olszynie i 78% punktów nad zbiornikami wodnymi. Para *P. auritus/austriacus* została zarejestrowana w 68% punktów w żyznej buczynie. *P. pipistrellus* występował na



Obr. 11. Počty zjištěných druhů netopýrů na jednotlivých monitorovacích bodech.

Ryc. 11. Liczba gatunków nietoperzy zanotowana w poszczególnych punktach. Y: punkty nasłuchowe, X: liczba gatunków.

Fig. 11. The number of bat species at individual monitoring points.



Obr. 12. Hodnoty relativní aktivity na jednotlivých bodech.

Ryc. 12. Aktywność nietoperzy w poszczególnych punktach. Y: punkty nasłuchowe, X: aktywność (pozytywne minuty/60 min nasłuchu).

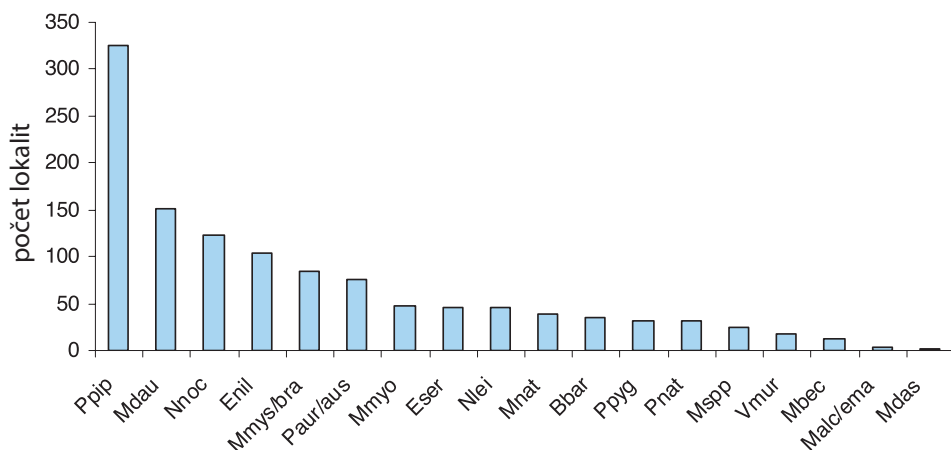
Fig. 12. The values of relative activity at individual points.

Tab. 3. Frekvence druhu v daném biotopu (zkratky druhů viz Tab. 2).

Tab. 3. Frekwencja gatunków w poszczególnych siedliskach (akronimy w Tab. 2).

Tab. 3. Frequency of species in the particular habitat (abbreviations in Tab. 2).

DRUH	smrčina	smíšený les	acidofilní bučina	květnatá bučina	kleč	olšina	paseka	podhorská louka	horská louka	rašeliniště	intravilán	vodní plocha
GATUNEK	świerczyna	las mieszany	kwaśna buczyna	żyźna buczyna	kosodrzewina	olszyna	polana	podgórska łąka	górska łąka	torfowisko	zabudowania	zbiornik wodny
Mmys/bra	6,9	13,1	3,7	50,0	3,3	11,3	3,4	3,3	0	2,9	2,1	3,1
Malc/ema	0	0,6	0	0	0	3,2	0	0	0	0	0	0
Mbec	0,9	1,7	1,1	11,8	0	0	0,7	0	0	0	0	0
Mmyo	1,3	5,7	10,2	0	0	1,6	1,4	0	2,7	0	2,1	6,3
Mdau	4,3	10,9	16,0	14,7	1,7	58,1	4,1	1,7	8,2	8,8	6,4	78,1
Mnat	3,4	3,4	3,2	5,9	0	4,8	0	0	0	0	1,4	15,6
Mssp.	2,6	1,7	0	0	0	0	3,4	0	0	0	2,9	6,3
Mdas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,7	3,1
Eser	0,4	1,1	2,1	0	0	0	1,4	0	1,4	2,9	15,7	31,3
Enil	9,0	5,7	1,6	2,9	25,0	6,5	6,2	25,0	12,3	23,5	14,3	18,8
Vmur	2,6	1,1	0,5	0	1,7	0	2,1	1,7	1,4	0	2,1	3,1
Nnoc	6,9	5,7	1,6	14,7	1,7	17,7	7,6	1,7	8,2	8,8	20,0	40,6
Nlei	2,6	1,7	0,5	17,6	0	0	0,7	0	0	0	2,1	12,5
Ppip	17,6	20,0	31,6	29,4	6,7	46,8	12,4	6,7	12,3	17,6	53,6	71,9
Ppyg	0	1,1	3,2	0	1,7	3,2	0	1,7	1,4	0	11,4	9,4
Pnat	1,7	0	0,5	0	0	6,5	0,7	0	0	0	7,9	15,6
Bbar	1,7	2,9	8,0	8,8	0	4,8	2,1	0	0	0	0,7	3,1
Paur/aus	9,4	7,4	0,5	67,6	3,3	8,1	0	3,3	0	8,8	2,1	12,5



Obr. 13. Zastoupení jednotlivých druhů na monitorovaných bodech.

Ryc. 13. Reprezentacja poszczególnych gatunków w monitorowanych punktach.

Fig. 13. Representation of bat species at the monitored points.

tula (10 %, 124 bodů). Ostatní druhy byly zjištěny na méně než 7 % sledovaných bodů. K nejvzácnějším patřila dvojice *M. alcathoe/emarginatus* zjištěná pouze na čtyřech bodech a *Myotis dasycneme* pozorovaný na třech bodech (Obr. 13).

Významnou proměnnou hodnotící strukturu společenstva na daném biotopu je dominance. Na každém sledovaném biotopu byly zjištěny nejméně tři eudominantní nebo dominantní druhy (tvořící více než 5 % celkové relativní aktivity). Nejméně eudominantních druhů bylo nalezeno v porostech křeče a v olšinách. Obě společenstva se však lišila v celkovém počtu zjištěných druhů. Nejvíce (eu)dominantních druhů bylo zjištěno ve smřčinách (8), dále na pasekách, ve smíšených porostech a v květnatých bučinách (6) (Tab. 4).

Eudominantním druhem na všech sledovaných biotopech byl *P. pipistrellus* s nejnižší hodnotou dominance v květnatých bučinách (9,2 %). Na většině biotopů byl eudominantní i *E. nilssonii*. Pouze na čtyřech biotopech (květnatá a acidofilní bučina, olšina a vodní plocha) byl druhem

najvětší počet stanic (27%, 325 bodů). Stosunkowo często obserwowano także *M. daubentonii* (13%, 153 punktów), *E. nilssonii* (10%, 117 punktów) i *N. noctula* (10%, 124 punkty). Obecność pozostałych gatunków stwierdzono w mniej niż 7% punktów. Do nierzadszych należała para *M. alcathoe/emarginatus*, zanotowana wyłącznie w czterech punktach i *M. dasycneme* obserwowany jedynie w trzech punktach (Ryc. 13).

Istotną zmienną umożliwiającą dokonanie oceny struktury zespołu gatunków w danym siedlisku jest dominacja. W każdym z obserwowanych siedlisk zanotowano co najmniej 3 eudominantów lub dominantów (gatunki, które generują ponad 5% całkowitej względnej aktywności). Najmniej eudominantów stwierdzono w zaroślach kosodrzewiny i w olszynach. W przypadku obu tych siedlisk występowały jednak różnice w liczbie zanotowanych gatunków. Najwięcej (eu)dominantów stwierdzono w lasach świerkowych (8) oraz na polanach, w lasach mieszanych i w żyznych buczynach (6) (Tabela 4).

Tab. 4. Dominance jednotlivých druhů na studovaných biotopech.

Tab. 4. Dominacja poszczególnych gatunków w badanych siedliskach.

Tab. 4. The dominance of bat species in the studied habitats.

DRUH	smřčina	smíšený les	acidofilní bučina	květnatá bučina	křeč	olšina	paseka	podhorská louka	horská louka	rašelinisté	intravilán	vodní plocha
GATUNEK	świerczyna	las mieszany	kwaśna buczyna	żyźna buczyna	kosodrzewina	olszyna	polana	podgórska łąka	górska łąka	torfowisko	zabudowania	zbiornik wodny
Mmys/bra	8,3	16,1	3,4	20,8	4,2	4,9	6,8	3,2	0	3,9	0,8	0,8
Malc/ema	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0
Mbec	0,7	1,2	0,9	10,6	0	0	0,9	0	0	0	0	0
Mmyo	1,1	7,2	9,8	0	0	0	1,7	5,6	5,1	0	1	0,8
Mdau	7,6	13,4	17	4,6	2,1	37,8	5,1	2,4	0	25,5	3	29,9
Mnat	2,9	2,5	3,4	1,4	0	0	0	8	15,4	0	0,4	2,5
Mspp.	8,3	1,1	0,4	0	0	0	5,1	4,8	2,6	0	5	0,8
Mdas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0,4
Eser	0,4	0,5	2,1	0	0	0	3,4	4,8	2,6	3,9	7	6,3
Enil	11,2	10,5	1,3	1,4	65,3	3,6	17,1	21,7	23,1	31,4	7,5	5
Vmur	5,6	1,1	1,3	0	2,1	0	4,3	0	0	0	2,4	0,8
Nnoc	9,2	7,2	2,8	7,8	4,2	10,3	16,2	20,5	20,5	7,8	8,6	12,7
Nlei	3,2	1	0,4	8,5	0	0	0	0	0	0	3,4	3,1
Ppip	24,3	20,9	45,2	9,2	14,7	33	34,2	21,7	28,2	19,6	47,2	25,8
Ppyg	0	0,7	3,4	0	1,1	0,5	0	0,8	0	0	9,3	2,1
Pnat	1,5	0	0,4	0	0	1,4	0,9	4,8	2,6	0	3,5	7,1
Bbar	1,8	4	8,1	2,8	0	1,5	4,3	0,8	0	0	0,2	0,4
Paur/aus	13,8	12,3	0,1	32,9	6,3	3,3	0	0	0	7,8	0,6	1,6

subdominantním nebo dokonce pouze recedentním. K ojediněle eudominantním nebo dominantním druhům patřili *Myotis bechsteinii* (10,6 % v květnatých bučinách), dvojice *M. mystacinus/brandtii* (16,1 % ve smíšených porostech a 20,8 % v květnatých bučinách), *Myotis nattereri* (15,4 % na horských loukách), *Eptesicus serotinus* (6,3 % nad vodními plochami), *Vespertilio murinus* (5,6 % ve smrčínách), *Nyctalus leisleri* (8,5 % v květnatých bučinách), *Barbastella barbastellus* (8,1 % v acidofilních bučinách) a *Pipistrellus nathusii* (7,1 % nad vodními plochami). Naopak k druhům recedentním na všech biotopech patřil pouze *M. dasycneme* a dvojice *M. alcathoe/emarginatus*.

Hodnocení podobnosti jednotlivých biotopů

Pro hodnocení alfa-diverzity jsou běžně používány indexy diverzity. Ne všechny jsou však použitelné pro hodnocení akustických dat získaných s použitím detektorů. Hlavní překážkou je skutečnost, že akustické údaje neposkytují informaci o konkrétním počtu jedinců daného druhu netopýra na monitorovacím bodu v daném čase. Lze však využít indexů, které pracují s dominancí druhů a počty druhů. Jedním z běžně používaných je Renkonenův index podobnosti, který hodnotí biotopy podle dominance druhů zastížených v obou srovnávaných zoocenózách. Čím jsou hodnoty Renkonenova indexu vyšší, tím jsou si biotopy v druhovém složení podobnější. Je proto logické, že vyšší hodnoty indexu byly nalezeny u podobných biotopů – smrčiny a paseky, smrčiny a smíšený les, podhorské a horské louky, rašeliníště a vodní plochy nebo paseky a horské či podhorské louky (Tab. 5).

Na druhé straně Jaccardův index podobnosti společenstev zohledňuje pouze společné počty druhů a nikoliv jejich podíl na celkové zjištěné aktivitě. V tomto ohledu má poněkud nižší výpovědní hodnotu než Renkonenův index. Ukazuje tedy vysoké hodnoty u biotopů, kde byl zjištěn celkově vysoký počet druhů, jako jsou vodní plochy, intravilány, acidofilní bučiny, smíšené porosty a smrčiny (Tab. 6).

Pro další vyhodnocení byl použit i Simpsonův index dominance (D), který pro srovnání nabízí pouze jedinou hodnotu ke každému biotopu. S rostoucí diverzitou jeho hodnota klesá, proto

We wszystkich obserwowanych siedliskach eudominantem był *P. pipistrellus*, z najniższym poziomem dominacji w żyznych buczynach (9,2%). W większości siedlisk eudominantem był również *E. nilssonii*. Tylko w czterech biotopach (żyzna i kwaśna buczyna, olszyna i zbiorniki wodne) był on subdominantem lub wręcz recedentem. Sporadycznie eudominantami lub dominantami były *M. bechsteinii* (10,6% w żyznych buczynach), *M. mystacinus/brandtii* (16,1% w lasach mieszanych i 20,8% w żyznych buczynach), *M. nattereri* (15,4% na górskich łąkach), *E. serotinus* (6,3% nad zbiornikami wodnymi), *V. murinus* (5,6% w lasach świerkowych), *N. leisleri* (8,5% w żyznych buczynach), *B. barbastellus* (8,1% w kwaśnych buczynach) i *P. nathusii* (7,1% nad zbiornikami wodnymi). Recedentami we wszystkich siedliskach były *M. dasycneme* i para gatunków *M. alcathoe/emarginatus*.

Ocena podobieństwa poszczególnych siedlisk

Do oceny różnorodności alfa standardowo wykorzystywane są indeksy różnorodności. Nie wszystkie można jednak wykorzystać do oceny danych akustycznych uzyskanych za pomocą detektorów. Głównym ograniczeniem jest to, że dane akustyczne nie dostarczają informacji o liczbie osobników, występującej w określonym czasie i w danym punkcie. Możliwe jest jednak wykorzystanie indeksów opartych na dominacji i liczbie gatunków. Do standardowo wykorzystywanych indeksów należy współczynnik podobieństw Renkonena, oceniający siedliska na podstawie dominacji gatunków zanotowanych w obu porównywanych zoocenozach. Im wyższe są wartości indeksu Renkonena, tym większe jest podobieństwo gatunkowe siedlisk. Wyższe wartości indeksu zanotowane zostały w przypadku następujących par siedlisk: las świerkowy i polana, las świerkowy i las mieszany, podgórska i górská łąka, torfowisko i zbiornik wodny oraz polana i górská i podgórska łąka (Tabela 5).

Z drugiej strony współczynnik podobieństwa Jaccarda uwzględnia wyłącznie wspólne liczebności gatunków, nie zaś ich udział w całkowitej liczbie wszystkich stwierdzeń. Z tego względu jest więc mniej reprezentatywny od indeksu Renkonena. Indeks Jaccarda pokazuje wysokie wartości w przypadku siedlisk, w których stwierdzono występowanie ogólnie wysokie

jsme použili jeho reciprokou verzi (1/D). Pak vyšší hodnota indexu ukazuje na menší podíl (eu)dominantních druhů na celkové diverzitě a tedy na vyšší stabilitu společenstva (Tab. 7). Smíšené porosty a smrčiny dosahují nejvyšších hodnot Simpsonova indexu dominance 1/D,

liczby gatunków, czyli zbiorników wodnych, zabudowanych części osiedli ludzkich, kwaśnych buczyn czy lasów świerkowych i mieszanych (Tabela 6).

Do wykonania pozostałych ocen wykorzystano jeszcze wskaźnik dominacji Simpsona (D), który

Tab. 5. Hodnoty Renkonenova indexu podobnosti zkoumaných biotopů.

Tab. 5. Wartości indeksu Renkonena dla badanych siedlisk.

Tab. 5. The values of the Renkonen similarity index in the studied habitats.

BIOTOP	smrčina	smíšený les	acidofilní bučina	květnatá bučina	kleč	olšina	paseka	podhorská louka	horská louka	rašeliniště	intravilán	vodní plocha	SIEDLIŠKO
vodní plocha	58,8	56,7	57,7	30,3	33,1	74,3	55,7	52,7	53	64,2	62	0	zbiornik wodny
intravilán	58,9	46	62,8	26,8	32,3	51,7	67	56,5	54	43,2	0		zabudowania
rašeliniště	58,3	62,9	46,3	34,7	62,6	63,7	56,9	58,6	53	0			torfowisko
horská louka	53,2	47,8	43,7	19,8	42	43,5	69,3	84,8	0				górska łąka
podhorská louka	56,8	55,4	43,3	26,2	46,7	43,9	72,2	0					podgórska łąka
paseka	70,9	59,8	57,9	33,5	44,4	59,3	0						polana
olšina	55,8	55,3	60	32,7	32,6	0							olszyna
kleč	44,8	43,8	26,8	27,4	0								kosodrzewina
květnatá bučina	52,2	57,2	26,9	0									żyźna buczyna
acidofilní bučina	48,9	52,4	0										kwaśna buczyna
smíšený les	76,5	0											las mieszany
smrčina	0												świerczyna

Tab. 6. Hodnoty Jaccardova indexu podobnosti u zkoumaných biotopů.

Tab. 6. Wartości indeksu Jaccarda dla badanych siedlisk.

Tab. 6. The values of the Jaccard similarity index of the studied habitats.

BIOTOP	smrčina	smíšený les	acidofilní bučina	květnatá bučina	kleč	olšina	paseka	podhorská louka	horská louka	rašeliniště	intravilán	vodní plocha	SIEDLIŠKO
vodní plocha	0,824	0,824	0,882	0,529	0,500	0,529	0,647	0,750	0,500	0,438	1,000	0	zbiornik wodny
intravilán	0,824	0,824	0,882	0,529	0,500	0,529	0,647	0,750	0,500	0,438	0		zabudowania
rašeliniště	0,467	0,467	0,438	0,545	0,667	0,545	0,462	0,462	0,500	0			torfowisko
horská louka	0,533	0,438	0,500	0,385	0,231	0,286	0,538	0,667	0				górska łąka
podhorská louka	0,688	0,688	0,750	0,467	0,429	0,467	0,714	0					podgórska łąka
paseka	0,800	0,688	0,750	0,467	0,333	0,375	0						polana
olšina	0,471	0,471	0,529	0,538	0,636	0							olszyna
kleč	0,438	0,533	0,500	0,500	0								kosodrzewina
květnatá bučina	0,667	0,667	0,625	0									żyźna buczyna
acidofilní bučina	0,938	0,938	0										kwaśna buczyna
smíšený les	0,875	0											las mieszany
smrčina	0												świerczyna

Tab. 7. Hodnoty Simpsonova indexu dominance u jednotlivých biotopů.

Tab. 7. Wartości wskaźnika dominacji Simpsona dla poszczególnych siedlisk.

Tab. 7. The values of the Simpson's dominance index in each of the habitats.

BIOTOP SIEDLISKO	D	1/D	N dominantních druhů N dominujących gatunków
smíšený les las mieszany	0,12	8,41	6
smrčina świerczyna	0,12	8,21	8
podhorská louka podgórska łąka	0,14	7,18	4
vodní plocha zbiornik wodny	0,18	5,52	5
paseka polana	0,18	5,49	6
květnatá bučina żyzna buczyna	0,18	5,42	6
horská louka górská łąka	0,20	4,97	5
rašeliníště torfowisko	0,21	4,67	4
intravilán zabudowania	0,24	4,09	4
acidofilní bučina kwaśna buczyna	0,25	4,01	4
olšina olszyna	0,26	3,81	3
kleč kosodrzewina	0,45	2,21	3

přestože v acidofilních bučinách, nad vodními plochami a v intravilánech bylo zachyceno více druhů netopýřů. Na druhou stranu biotopy s nízkou diverzitou (porosty kleče, horské louky), kde je třetina druhů silně dominantních, vykazují nízkou hodnotu 1/D a tedy i nízkou stabilitu společenstva. Zajímavá je též nízká hodnota 1/D u acidofilních bučin, kde se jinak setkáváme s poměrně vysokou druhovou diverzitou. U tohoto biotopu je však patrné, že tento stav je způsoben vysokou hodnotou dominance u *Pipistrellus pipistrellus* (45 %). Ostatní druhy zjištěné v acidofilních bučinách, mimo *Barbastella barbastellus* a *Myotis myotis*, dosahují totiž hodnot dominance pod 5 %.

K nejvyváženějším společenstvům patřily rašeliníště, podhorské a horské louky, které mají poměrně vyrovnaný podíl silně dominantních druhů a druhů ostatních (Tab. 8). Naopak k nejméně vyrovnaným biotopům patřily intravilány a acidofilní bučiny, opět v souvislosti s již výše zmiňovanou vysokou hodnotou dominance u *P. pipistrellus*. Hodnoty dominance tohoto druhu byly v těchto dvou biotopech vůbec nejvyšší.

do celků porovnávacích nabízí jenom jednu hodnotu pro každé z siedlisk. Jeho wartość obniża się wraz ze wzrostem różnicowania, z tego względu wykorzystaliśmy jego odwrotność (1/D). W takim wypadku wyższa wartość wskaźnika wskazuje na mniejszy udział (eu)dominantów w całkowitej różnorodności, a co za tym idzie również na wyższą stabilność zespołu gatunków (Tabela 7).

Lasy mieszane i świerkowe osiągają najwyższe wartości wskaźnika dominacji 1/D, mimo że w kwaśnych buczynach, nad zbiornikami wodnymi i w zabudowanych częściach osiedli ludzkich zanotowano obecność większej liczby gatunków nietoperzy. Z drugiej strony mało urozmaicone siedliska (piętro kosodrzewiny, górskie łąki), w których dominuje tylko jedna trzecia gatunków, osiągają niską wartość 1/D, co wskazuje na niewielką stabilność zespołu nietoperzy. Ciekawym wynikiem jest również niska wartość 1/D w przypadku kwaśnych buczyn, w których zazwyczaj mamy do czynienia ze stosunkowo wysoką różnorodnością gatunkową. Wynika to z wysokiej dominacji *P. pipi-*

Proto dále byla použita korespondenční analýza, která pracovala s frekvencemi výskytu jednotlivých druhů netopýrů. Ukázalo se, že frekvenci druhů v jednotlivých biotopech signifikantně vyjadřují první dvě osy ($\chi^2 = 947,96$; $p < 0,001$; $df = 154$). Hodnoty *eigenvalues* prvních dvou os byly 0,317 a 0,1647 a vysvětlovaly vnitřní variabilitu souboru 45,0 % a 23,3 %. Obě zástupné osy tak vysvětlovaly z celkové variability souboru 68,3 % (Tab. 9).

Z výstupů korespondenční analýzy (Obr. 14) je vidět negativní korelace společenstev květnatých bučin s oběma zástupnými osami, která ukazuje na odlišnost společenstva květnaté bučiny od ostatních společenstev. Současně je vidět, že významnými druhy tohoto společenstva jsou *Nyctalus leisleri*, dvojice *Myotis mystacinus/brandtii* a *Plecotus auritus/austriacus* a *Myotis bechsteinii*. Jedná se o druhy, které jsou na strukturované porosty vázány jak lovecky, tak úkrytem.

strellus (45%). Pozostałe gatunki zanotowane w kwaśnych buczynach, poza *B. barbastellus* i *M. myotis*, osiągają stopień dominacji na poziomie poniżej 5%.

Najbardziej zrównoważone zespoły występowały na torfowiskach, podgórskich i górskich łąkach, na których odnotowano stosunkowo wyrównaną proporcję gatunków silnie dominujących i pozostałych gatunków (Tabela 8). Do najmniej zrównoważonych siedlisk należały zabudowane części osiedli ludzkich i kwaśne buczyny, ze względu na wspomnianą już wysoką dominację *P. pipistrellus*. Wartości dominacji tego gatunku były najwyższe właśnie w tych dwóch siedliskach.

Z tego względu zastosowana została również analiza korespondencji, oparta na frekwencji występowania poszczególnych gatunków nietoperzy. Wartości własne pierwszych dwóch osi wynosiły 0,317 a 0,1647 i tłumaczyły zmienności 45,0% i 23,3% danych. Obie osie tłumaczyły 68,3% całkowitej zmienności zbioru (Tabela 9). Frekwencja gatunków była zależna od siedliska ($\chi^2 = 947,96$; $p < 0,001$; $df = 154$).

Analiza korespondencji wykazała negatywny wpływ korelacji żyznych buczyn z oboma osiami (Ryc. 14), co wskazuje na odmienność

Tab. 8. Hodnoty ekvitality u jednotlivých biotopů.

Tab. 8. Zrównoważenie zespołów nietoperzy w poszczególnych siedliskach.

Tab. 8. The values of equitability in each of the habitats.

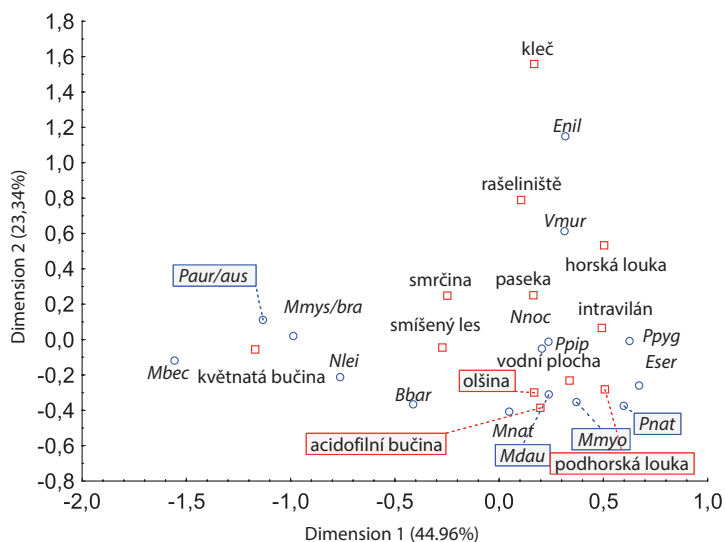
BIOTOP SIEDLIŠKO	N DRUHŮ N GATUNKÓW	E
rašeliniště torfowisko	7	0,67
horská louka górska łąka	8	0,62
podhorská louka podgórska łąka	12	0,60
smíšený les las mieszany	15	0,56
smrčina świerczyna	15	0,55
květnatá bučina żyzna buczyna	10	0,54
paseka polana	12	0,46
olšina olszyna	10	0,38
vodní plocha zbiornik wodny	16	0,35
kleč kosodrzewina	8	0,28
intravilán zabudowania	16	0,26
acidofilní bučina kwaśna buczyna	16	0,25

Tab. 9. Hodnoty kořenů zástupných os korespondenční analýzy.

Tab. 9. Wartości podstaw osi reprezentatywnych analizy korespondencyjnej.

Tab. 9. The values of the roots of the representative axes of the correspondence analysis.

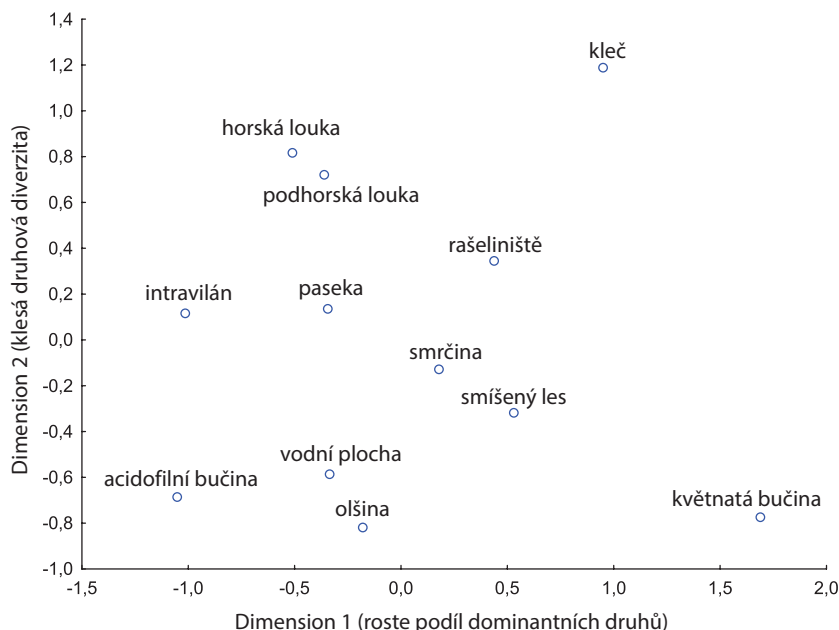
BIOTOP SIEDLIŠKO	OSA 1 OŚ 1	OSA 2 OŚ 2
vodní plocha zbiornik wodny	0,34	- 0,23
intravilán zabudowania	0,49	0,06
rašeliniště torfowisko	0,11	0,79
horská louka górská łąka	0,50	0,53
podhorská louka pogórska łąka	0,51	-0,28
paseka polana	0,17	0,25
olšina olszyna	0,17	-0,30
kleč kosodrzewina	0,17	1,56
květnatá bučina żyzna buczyna	-1,17	-0,06
acidofilní bučina kwaśna buczyna	0,20	-0,39
smíšený les las mieszany	-0,27	-0,05
smrčina świerczyna	-0,25	0,25



Obr. 14. Vztah jednotlivých druhů netopýrů a biotopů. Výstup korespondenční analýzy (zkratky druhů viz Tab. 2).

Ryc. 14. Związek poszczególnych gatunków nietoperzy z siedliskami – wyniki analizy korespondencji (akronimy nazw nietoperzy w Tab. 2). Y: Wymiar 2, X: Wymiar 1.

Fig. 14. The relation of bat species and habitats. The output of the correspondence analysis (abbreviations of the bat species are given in Tab. 2).



Obr. 15. Vztah jednotlivých biotopů na základě vzájemné podobnosti. Výstup analýzy mnohorozměrného škálování. Svislá zástupná osa odpovídá poklesu druhové diverzity a osa vodorovná pak zvyšujícímu se počtu dominantních druhů ve společenstvu.

Ryc. 15. Związek poszczególnych siedlisk obliczony metodą wielowymiarowego skalowania na podstawie wzajemnych podobieństw. Y: Wymiar 2 (maleje różnorodność gatunkowa), X: Wymiar 1 (wzrasta udział gatunków dominujących). Oś pionowa przedstawia spadek różnorodności gatunkowej, a oś pozioma rosnącą liczbę gatunków dominujących w siedlisku.

Fig. 15. The relation between habitats based on their similarities. The output of the multidimensional scaling.

Společenstva porostů kleče naopak s osami korelují pozitivně a společně se společenstvy rašelinišť jsou tu charakteristickými druhy *Eptesicus nilssonii* a *Vespertilio murinus*. V centru grafického znázornění leží společenstva pasek, smrčin a smíšených porostů, která jsou druhově poměrně vyrovnaná. U smíšených porostů se setkáváme častěji s druhem *B. barbastellus*, naopak ve společenstvech pasek dominují lovci otevřených nebo polootevřených prostorů jako *N. noctula* a *P. pipistrellus*. Skupina společenstev korelující mírně pozitivně s osou 1 zahrnuje jak biotopy související s vodním prostředím (vodní plochy a olšiny podél vodních toků), tak různorodá společenstva, jako jsou acidofilní bučiny, intravilány a podhorské louky. Intravilány a podhorské louky, kde byla zjištěna obecně vysoká diverzita, jsou charakteristické aktivitou

žyznej bučiny od pozostalých siedlisk. Do istotnych gatunków stwierdzonych w tym siedlisku należą *N. leisleri*, *M. mystacinus/brandtii*, *P. auritus/austriacus* i *M. bechsteinii*. Są to gatunki, które żerują i zajmują kryjówki w kompleksach leśnych o wyraźnej strukturze. Piętro kosodrzewiny koreluje z osiami pozytywnie i wraz z torfowiskami jest charakterystycznym siedliskiem dla gatunków *E. nilssonii* i *V. murinus*. W centralnej części wykresu znajdują się polany, świerczyny i lasy mieszane, które pod względem gatunkowym są względnie równocenne. W lasach mieszanych częściej spotykamy *B. barbastellus*, a na polanach dominują gatunki preferujące otwarte lub półotwarte przestrzenie, takie jak *P. pipistrellus* i *N. noctula*. Grupa siedlisk w niewielkim stopniu pozytywnie korelująca z osią 1 obejmuje za-

druhů *Pipistrellus pygmaeus*, *P. nathusii* a *Eptesicus serotinus*. Vodní biotopy a překvapivě i acidofilní bučiny naopak vykazují vztah s druhy rodu *Myotis* (*M. nattereri*, *M. daubentonii* a *M. myotis*). Lze tedy předpokládat, že vysoká aktivita zjištěných druhů rodu *Myotis* může souviset s jejich úkryty v bučinách. Výjimkou je *M. myotis*, který, jako druh ve střední Evropě synantropní, nachází úkryty v budovách a v bučinách pouze loví.

Dále byla pro jednotlivá společenstva vypočítána matice podobnosti Renkonenova koeficientu a s pomocí metody nemetrického mnohorozměrného škálování (NMDS) byly hodnoty promítnuty do dvojrozměrného a trojrozměrného prostoru.

Společenstva biotopů s vysokými hodnotami Renkonenova indexu (smrčiny, smíšené porosty, paseky a rašeliniště) jsou vykreslena ve středu grafu (Obr. 15). Společenstva květnatých bučin naopak stojí stranou všech ostatních společenstev, jak již ukázala korespondenční analýza, a díky relativní druhové bohatosti jsou i odlišná od společenstev klečových porostů, které rovněž vykazují nízké hodnoty indexů podobnosti. Další vzájemně podobnou skupinu tvoří společenstva acidofilních bučin, intravilánů, olšin a vodních ploch, která sice mají poměrně velkou druhovou bohatost, ale současně v nich dominuje několik málo druhů a patří tedy ke společenstvům spíše nevyrovnaným.

równo siedliska związane z wodą (zbiorniki wodne i olszyny wzdłuż cieków wodnych), jak i różnorodne siedliska takie jak kwaśne buczyny, zabudowane części osiedli ludzkich i podgórskie łąki, na których stwierdzono stosunkowo wysoką różnorodność gatunkową z wyróżniającą się aktywnością *P. pygmaeus*, *P. nathusii* i *E. serotinus*. Siedliska wodne i kwaśne buczyny powiązane są z gatunkami z rodzaju *Myotis* (*M. nattereri*, *M. daubentonii* i *M. myotis*). Można więc przypuszczać, że wysoka aktywność gatunków z rodzaju *Myotis* może mieć związek z ich kryjówkami w buczynach. Wyjątkiem jest tu *M. myotis*, który jako gatunek synantropijny w Europie Środkowej zasiedla schronienia budynkach, a w buczynach wyłącznie poluje.

Dodatkowo, dla poszczególnych siedlisk obliczona została macierz podobieństwa współczynnika Renkonena. Za pomocą metody niemetrycznego skalowania wielowymiarowego (NMDS) uzyskane wartości zostały umieszczone w dwuwymiarowej i trójwymiarowej przestrzeni.

Siedliska o wysokich wartościach indeksu Renkonena (lasy świerkowe, lasy mieszane, polany i torfowiska) usytuowane są w środkowej części wykresu (Ryc. 15). Podobną do siebie grupę siedlisk tworzą także kwaśne buczyny, zabudowane części osiedli ludzkich, olszyny i zbiorniki wodne, w których występuje stosunkowo wysoka różnorodność gatunkowa, ale dominuje tam tylko kilka gatunków, w związku z czym siedliska te charakteryzują się małym zrównoważeniem. Żyzna buczyna, jak pokazała to już analiza korespondencji, jest odizolowana od wszystkich pozostałych siedlisk i dzięki względnemu bogactwu gatunkowemu różni się od kossodrzewiny, która także charakteryzuje się niskimi wartościami indeksów podobieństwa.

Shrnutí

K druhově nejbohatším společenstvům patří vodní plochy, intravilány a květnaté bučiny. Z nich však jen květnaté bučiny vykazují odlišnou relativní aktivitu hojnějších druhů ve srovnání s ostatními biotopy. Je to především zjištěná nízká aktivita *Pipistrellus pipistrellus*, který je v ostatních biotopech naopak eudominantním druhem. V květnatých bučinách byla opakovaně zjištěna i dvojice *Plecotus auritus/austriacus* s aktivitou řádově vyšší než v ostatních biotopech. Zcela jedinečná je v květnatých bučinách vysoká aktivita druhu *Nyctalus leisleri*.

K nejvyrovnanějším společenstvům v podmínkách Krkonoš patří porosty smíšených lesů, smrčín, zmlazujících pasek a rašelinišť. Zde je však potřeba uvážit, že významnou roli při hodnocení vyrovnanosti společenstva hraje podíl (eu)dominantních druhů a druhů ostatních. To je důvod, proč jsou jako vyrovnaná hodnocena i rašeliniště, na kterých byly všechny zjištěné druhy zjištěny jako dominantní. Vysoký podíl dominantních druhů byl nalezen i ve smíšených lesích, smrčínách a na pasekách.

Právě je hodnocení společenstev acidofilních bučin, která se díky vysoké dominanci *P. pipistrellus* (podobně jako v intravilánech) jeví jako velmi nevyrovnaná, přestože jsou zde významně zastoupeny i vzácné druhy (např. *N. leisleri*).

Z druhů, které vykazují obecně vysokou vazbu na úkrytová i lovecká stanoviště v lesních porostech, byly v květnatých bučinách zjištěny vyšší hodnoty dominance u netopýrů druhu *N. leisleri*, *Myotis bechsteinii* a dvojic *P. auritus/austriacus* a *Myotis mystacinus/brandtii* než v jiných biotopech. Podobně ojediněle vysoké hodnoty dominance pro druhy *Myotis nattereri* a *M. daubentonii* pocházely z acidofilních bučin a olšin. Je pravděpodobné, že uvedené druhy v porostech nejen loví, ale nacházejí v nich především vhodné úkryty.

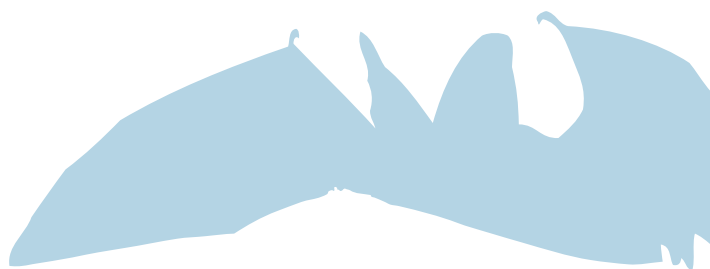
Ve všech sledovaných společenstvech (mimo květnaté bučiny) byl druh *P. pipistrellus* hodnocen jako eudominantní.

Podsumowanie

Do siedlisk o największej różnorodności gatunkowej należą zbiorniki wodne, zabudowane części osiedli ludzkich i żyzne buczyny. Spośród nich tylko żyzne buczyny różnią się od pozostałych siedlisk aktywnością liczebniejszych gatunków, a w szczególności *P. pipistrellus*, który w żyznych buczynach był mało liczny, a w innych siedliskach był eudominantem. Aktywność *P. auritus/austriacus* w żyznych buczynach była o poziom wyższa niż w pozostałych siedliskach. W żyznych buczynach obserwowano także wyjątkowo wysoką aktywność *N. leisleri*. Do najbardziej równocennych (zrównoważonych) siedlisk Karkonoszy należą lasy mieszane, świerczyny, niezarośnięte polany i torfowiska. Sklasyfikowanie ostatniego siedliska jako zrównoważonego, wynika z faktu, że podczas oceny tego parametru istotną rolę odgrywa stosunek (eu)dominantów i pozostałych gatunków. Na torfowiskach wszystkie zanotowane gatunki określone zostały jako dominujące. Wysoki udział gatunków dominujących stwierdzono także w lasach mieszanych, lasach świerkowych i na polanach.

Zaskakująca jest ocena kwaśnych buczyn, które wskutek wysokiego zdominowania przez *P. pipistrellus* (podobnie jak w zabudowania) sprawiają wrażenie niezrównoważonych, mimo że występują tam gatunki rzadkie, takie jak *N. leisleri*.

Spośród gatunków związanych z leśnymi kryjówkami i żerowiskami, w żyznych buczynach stwierdzono wyższe wartości dominacji *N. leisleri*, *M. bechsteinii* i par *P. auritus/austriacus* oraz *M. mystacinus/brandtii* niż w przypadku innych badanych siedlisk. Podobnie, wyjątkowo wysokie wartości dominacji *M. nattereri* i *M. daubentonii* zanotowano z kwaśnych buczynach i olszynach. Prawdopodobnie wyżej wymienione gatunki nie tylko polują w lasach, ale przede wszystkim znajdują w nich kryjówki. We wszystkich badanych siedliskach (poza żyznymi buczynami) *P. pipistrellus* był eudominantem.



**LETOVÁ AKTIVITA
NETOPÝRŮ
BĚHEM LAKTACE
A POSTLAKTACE**

**AKTYWNOŚĆ NIETOPERZY
W OKRESIE LAKTACYJNYM
I POSTLAKTACYJNYM**

Rozdíly v letové aktivitě v průběhu sezóny

Život netopýrů temperátní zóny je ovlivněn jednak působením sezónních environmentálních faktorů, jednak ročním reprodukčním cyklem netopýrů, který je v těsném vztahu se změnami úkrytových a potravních strategií. Po definitivním opuštění zimoviště se netopýři přemísťují do různě vzdálených přechodných úkrytů, zvyšuje se jejich pohlavní aktivita, kdy dochází po zimním období hluboké letargie (hibernaci) k ovulaci a oplození vajíček spermiemi samců, uloženými přes zimu v pohlavních cestách samice (utajené oplození). Nastává období jarních přeletů na letní stanoviště, kde pregnantní samice zakládají ve vhodném letním úkrytu reprodukční kolonie. Rychlý embryonální vývoj spěje k porodům, kterými končí období gravidity a nastává náročné období laktace. Po odstavení mláďat končí laktace a mláďata přecházejí na aktivní lov hmyzí potravy. Kolonie se postupně rozpadají, dospělé samice opouštějí úkryt kolonie, který mohou tohoroční mláďata ještě nějakou dobu používat. Samci většiny evropských druhů netopýrů žijí po celé období gravidity a laktace solitárně. Po nástupu podzimních přeletů se pohlavně aktivní jedinci obou pohlaví stěhují na místa námluv na tradičních lokalitách, kde se koncentrují. Zde dochází ke „swarmingu“, který končí pářením. Tím se završuje postlaktací období a následují přelety k zimovištím, kde netopýři stráví zimu. Místa „swarmingu“ mohou být v blízkosti letních kolonií nebo naopak u zimoviště, příp. to mohou být zvláštní místa na trase mezi letními koloniemi a zimovištěm. Někdy mohou být vzdálenosti mezi letním úkrytem kolonie a zimovištěm poměrně velké (vzácně i nad 1000 km), pak lze hovořit o směrovaných migracích. Období i místo „swarmingu“ se mohou u různých druhů výrazně lišit. „Stromové“ druhy, jako jsou netopýři rodu *Pipistrellus* a *Nyctalus*, vytvářejí dočasné agregace (harémy), kdy jeden dospělý samec láká postupně několik samic do pářícího úkrytu. Mnohdy se však na skupinových shromaždištích obě pohlaví chovají promiskuitně. Tyto epigamní projevy jsou u různých druhů variabilní. Samci mohou samicím imponovat vizuálně, vy-

Sezonowe zmiany aktywności przelotowej nietoperzy

Aktyvnost nietoperzy zamieszkujących strefę umiarkowaną zależna jest zarówno od sezonowych czynników środowiskowych, jak i od rocznego cyklu rozrodczego, z którym ściśle związane są zmiany strategii żerowania i preferencji kryjówek. Wiosną, po opuszczeniu zimowisk, nietoperze przemieszczają się do położonych w różnych odległościach kryjówek przejściowych, a następnie do letnich stanowisk, w których ciężarne samice zakładają kolonie rozrodcze. Dochodzi wówczas do owulacji i zapłodnienia komórek jajowych plemnikami, które zimą przechowywane były w drogach rodnych samic (opóźnione zapłodnienie). Po szybkim rozwoju embrionalnym dochodzi do porodu i rozpoczyna się laktacja, po której młode rozpoczynają samodzielne polowanie na owady. Kolonie stopniowo rozpadają się, a dorosłe samice opuszczają kryjówki, które jeszcze przez jakiś czas mogą być wykorzystywane przez młode osobniki. Samce większości europejskich gatunków nietoperzy przez cały okres ciąży i laktacji samic prowadzą samotniczy tryb życia. Wraz z nadejściem jesieni i związanych z tą porą roku migracji rozpoczyna się także okres godowy. W ten sposób zakończony zostaje okres postlaktacji, po którym nietoperze przelatają do zimowisk, w których spędzają całą zimę. U niektórych gatunków wysoka aktywność aktywnych płciowo osobników obu płci występuje w stałych stanowiskach godowych, w których obserwuje się kopulacje. Aktywność ta zwana jest rojeniem (ang. „swarming“). Miejsca rojenia mogą znajdować się w pobliżu letnich kolonii lub w zimowiskach. Mogą to być także specjalne stanowiska położone pomiędzy koloniami letnimi a zimowiskiem. Czasami odległości pomiędzy letnią kryjówką kolonii a zimowiskiem potrafią być stosunkowo duże (rzadko powyżej 1000 km). W takim wypadku można mówić o migracjach ukierunkowanych. Okresy i miejsca rojenia wskazują różnicowanie w zależności od gatunku. Gatunki związane z drzewami, takie jak nietoperze z rodzaju *Pipistrellus* i *Nyctalus* tworzą tymczasowe zgrupowania, w których jeden dorosły samiec przywabia stopniowo kilka samic

hlídkovým“ letem („display flight“), nebo akusticky používáním sociálním pářicích hlasů („mating calls“).

Z výše uvedeného je patrné, že všichni jedinci (obzvláště dospělí samci) zvyšují před nástupem zimy loveckou aktivitu. Nezkušená mláďata vykazují při prvním zimování vysokou mortalitu. Příčinou může být nízká efektivita lovu a tím i nedostatečné vytvoření tukových zásob na zimu. Druhým, neméně závažným faktorem, je nezkušenost mláďat při vyhledávání teplotně i vlhkostně stabiálních úkrytů potřebných k hluboké hibernaci. Tato skutečnost pak vede např. ke zvýšené predaci šelmami, nebo k předčasnému vyčerpání energetických zásob a k opuštění úkrytu v době, kdy není k dispozici dostatek potravy. Mláďata musejí projít dvěma rizikovými obdobími – první je v laktačním období, kdy mohou uhynout v důsledku např. nízkých teplot v letním úkrytu, druhým je první zimování v nevhodném úkrytu.

Aktivita netopýrů mimo úkryt se mění v průběhu vegetační sezóny. Nejnížší je na jejím začátku a nejvyšší po osamostatnění mláďat v červenci a srpnu. Zjistili to např. FALKOVÁ & ŘEHÁK (2010) při studiu *Pipistrellus pipistrellus*. V drsnějších horských podmínkách by měla letovou aktivitu netopýrů ovlivňovat blízkost reprodukční kolonie. Vzhledem k celosezónně nízké aktivitě netopýrů v horských biotopech je přítomnost početné reprodukční kolonie málo pravděpodobná. Tomuto názoru odpovídají výsledky akustického monitoringu v Jeseníkách a Beskydech, které ukazují na mírně vyšší aktivitu v době laktace, kdy nemohou být mláďata vzletná, tzn. nemohou se podílet na nárůstu aktivity (ŘEHÁK & BARTONIČKA 2006). Z toho vyplývá, že ve vysokých polohách netopýři obvykle nevytvářejí reprodukční kolonie. Chybí zde teplé a dobře chráněné úkryty potřebné k odchovu mláďat (MICHAELSEN *et al.* 2014). Na úroveň letové aktivity bude mít vliv především teplota a s ní související potravní nabídka. Netopýři používají horské terény při přeletech z nižších poloh do úkrytů ve vyšších polohách, příp. při migracích přes horské hřbety. Mohou dočasně vyhledávat úkryty např. v horských chatách i nad horní hranici lesa. Při výběru úkrytu hraje ale významnou roli okolní prostředí, zejména vzdálenost lesa od úkrytu (PERRY *et al.* 2007). Za příznivých klimatických podmínek zde mohou

do swojej kryjówki godowej, w wyniku czego powstają haremy. U wielu gatunków zgrupowania rozrodce charakteryzuje promiskuityzm. Cechy epigamiczne są inne u różnych gatunków. Samce mogą starać się zaimponować samicom w sposób wizualny, za pomocą godowego lotu pokazowego (ang. „display flight“) lub akustycznie, emitując godowe głosy socjalne (ang. „mating calls“). Przed nadejściem zimy nietoperze także intensywnie polują. Wśród niedoświadczonych młodych panuje stosunkowo wysoka zimowa śmiertelność, której przyczyną może być ich niska efektywność w polowaniu i związany z nią brak tkanki tłuszczowej wystarczającej do przetrwania zimy. Drugim, niemniej ważnym czynnikiem jest brak doświadczenia w wyszukiwaniu kryjówek, które pod względem temperatury i wilgotności nadają się do przebywania w nich w stanie głębokiej hibernacji. W ten sposób młode osobniki mogą paść ofiarą drapieżników lub przedwcześnie utracić zapasy energetyczne, co z kolei zmusza je do opuszczania kryjówek w okresie, w którym ilość pokarmu jest niska. Młode muszą więc przejść przez dwa ryzykowne okresy. Pierwszym z nich jest okres laktacji, podczas którego mogą zginąć, na przykład w wyniku niskich temperatur panujących w letniej kryjówce. Drugim jest pierwsze zimowanie, które mogą spędzić w nieodpowiedniej kryjówce. O ich przeżyciu decydują więc przede wszystkim czynniki mikroklimatyczne, takie jak temperatura i wilgotność powietrza w kryjówce. Aktywność nietoperzy poza kryjówką zmienia się w trakcie sezonu wegetacyjnego. Najniższa jest na jego początku sezonu, a najwyższa po odstawieniu młodych, czyli w lipcu i sierpniu. Potwierdzają to badania *Pipistrellus pipistrellus* (FALKOVÁ & ŘEHÁK 2010). W surowym górskim klimacie wpływ na aktywność nietoperzy w różnych środowiskach powinna mieć bliskość kolonii rozrodczej. Jednak biorąc pod uwagę całosezonową niską aktywność nietoperzy w górskich siedliskach, obecność dużej kolonii jest tam raczej mało prawdopodobna. Potwierdzają to wyniki monitoringu akustycznego, prowadzonego w Jeseníkách i w Beskidach, które wskazują na nieznacznie wyższą aktywność nietoperzy w okresie laktacyjnym, podczas którego młode jeszcze nie wylatują z kryjówek i nie mogą przyczyniać się do ogół-

netopýři i lovit. Letní kolonie však tvoří v nižších nadmořských výškách.

Temporální změny v lovecké aktivitě *Eptesicus nilssonii* v období pregnancy a laktace hodnotil RYDELL (1993). Zjistil, že samice tráví průměrně každou noc 3 hodiny mimo úkryt. Ke snížení času stráveného lovem došlo na konci těhotenství, když se tělesná hmotnost samic dostatečně zvýšila. V nastávající období laktace došlo k výraznému navýšení času lovecké aktivity ve srovnání s obdobím gravidity a obdobím vzletnosti mláďat, tj. obdobím postlaktacijním. V období laktace se zvýšily nároky na energetický výdej kojících samic a tím se zvýšila i délka jejich lovecké aktivity. Ve srovnání s periodou pregnancy se lovecký čas v období od porodu po vzletnost mláďat zvýšil o více než 100 %. U nerozmnožujících se samic se délka lovecké aktivity neměnila.

nego vzrostu aktivity (ŘEHÁK & BARTONIČKA 2006). Wynika z tego, że w wyższych partiach gór nietoperze zazwyczaj nie zakładają kolonii rozrodczych. Brakuje tu ciepłych i dobrze izolowanych kryjówek, niezbędnych do wychowania młodych (MICHAELSEN *et al.* 2014). Wpływ na poziom aktywności ma więc przede wszystkim temperatura i związana z nią obfitość odpowiedniego pożywienia. Nietoperze wykorzystują tereny górskie podczas przelotów z niższych położonych terenów na stanowiska w wyższych partiach lub podczas migracji przez górskie grzbiety. Tymczasowo mogą znajdować tu kryjówki np. w górskich schroniskach, położonych nawet ponad górną granicę lasu. Podczas wyboru kryjówki istotną rolę odgrywa przede wszystkim jej oddalenie od lasu (PERRY *et al.* 2007). W sprzyjających warunkach atmosferycznych nietoperze mogą też polować w okolicy takiego schronienia, jednak letnie kolonie zakładają w niższych położonych lokalizacjach.

Czasowe zmiany aktywności żerowej *Eptesicus nilssonii* w okresie ciąży i laktacji badał RYDELL (1993), który odnotował, że w tym czasie samice spędzają poza kryjówką przeciętnie 3 godziny każdej nocy. Obniżenie czasu poświęconego na żerowanie mało miejsce pod koniec ciąży, po wzroście masy ciała samic. Podczas laktacji, w porównaniu z ciążą i okresem postlaktacijním, nietoperze spędzały więcej czasu na polowaniach. Wzrost aktywności żerowej w okresie laktacijním związany był ze zwiększonym zapotrzebowaniem karmiących samic na energię. W porównaniu z ciążą, czas spędzany na polowaniu na owady zwiększył się o ponad 100% w okresie od porodu do odstawienia młodych. U samic nie posiadających młodych długość aktywności żerowej nie zmieniła się.

Metodika

Monitorované biotopy a metodika výzkumu

Hlavním cílem tohoto výzkumného bloku bylo sledování změn relativní aktivity a druhového složení společenstva netopýrů mezi dvěma obdobími reprodukčního cyklu: A – v období laktace (1. 5. až 30. 6.) a B – v období postlaktace

Metodyka

Monitorowane siedliska i metody badań

Głównym celem tej części badań było opisanie różnic w aktywności i składzie gatunkowym zespołu nietoperzy pomiędzy dwiema fazami cyklu rozrodczego: A – okresem ciąży i laktacji (1. 5–30. 6) i B – okresem postlaktacijním

(1. 7. až 30. 8.). Obě období trvají shodně dva měsíce. V předcházejícím období gravidity (15. 3. až 30. 4.) se detektoring neprováděl. Termíny terénního výzkumu v daném biotopu byly voleny tak, aby na jednotlivých lokalitách probíhal detektoring nejméně s měsíční prodlevou mezi dvěma sledováními.

Použitá databáze vychází z hodnocení využitelnosti různých biotopů (viz kap. Využívání biotopů). Pro hodnocení rozdílů v počtu druhů, v celkové relativní aktivitě a aktivitě jednotlivých druhů byl použit Mann-Whitney U test.

Získání materiál

V české části Krkonoš výzkum probíhal celkem na 887 bodech a v polské na 424 bodech. V období laktace probíhal výzkum na 438 na české straně, resp. 212 bodech na polské straně pohorí a v postlaktacním období na 449, resp. 212 bodech (cf. kap. Využívání biotopů: Tab. 1).

Výsledky a diskuze

Byly zjištěny signifikantní rozdíly jak v úrovni celkové relativní aktivity (Mann-Whitney U test, $U = 186$; $p < 0,001$; $n_1 = 661$, $n_2 = 650$), tak v počtu druhů ($U = 186$; $p < 0,001$) mezi laktací a postlaktacním obdobím (Obr. 16 a 17), kdy obě proměnné dosahovaly vyšších hodnot během postlaktacního období.

Pro zjištění rozdílu mezi abundancí daného druhu v období laktace a postlaktacním období byl využit počet obsazených bodů. Rozdíly byly testovány chí-kvadrát testem. Ve smřčinách byla zjištěna signifikantně vyšší obsazenost bodů v postlaktacním období u druhů *Myotis bechsteinii* ($\chi^2 = 5$; $p = 0,025$), *Vespertilio murinus* ($\chi^2 = 4,3$; $p = 0,037$) a dvojice *Plecotus auritus/austriacus* ($\chi^2 = 7,93$; $p = 0,005$). *Pipistrellus pipistrellus* naopak obsadil vyšší počet bodů během laktace ($\chi^2 = 10,27$; $p = 0,001$), což naznačuje možnost, že do smřčin zalétávají lovit kojící samice.

Ve smíšených porostech, na rozdíl od smřčin, byla zjištěna signifikantně vyšší obsazenost bodů v postlaktacním období u *P. pipistrellus* ($\chi^2 = 4,83$; $p = 0,028$). Na rašeliništích byla obecně zjištěna vyšší aktivita v období postlaktace, sig-

(1. 7–30. 8). Termíny prowadzenia obserwacji w danym siedlisku były wybierane w taki sposób, by badania w poszczególnych punktach odbywały się w co najmniej miesięcznych odstępach. W analizie wykorzystano dane uzyskane z badania aktywności nietoperzy w różnych siedliskach przedstawione w rozdziale Wykorzystywanie siedlisk. W celu sprawdzenia różnic w liczbie gatunków oraz aktywności całego zespołu i poszczególnych gatunków wykorzystano test U Manna-Whitneya.

Materiál

W czeskiej części Karkonoszy zebrano dane z 887 punktów, natomiast w polskiej części z 424 punktów. W okresie laktacji badania odbywały się w 438 punktach po stronie czeskiej i 212 punktach po polskiej stronie Karkonoszy, zaś w okresie postlaktacyjnym odpowiednio w 449 i 212 punktach (por. Tabela 1 w rozdziale Wykorzystywanie siedlisk).

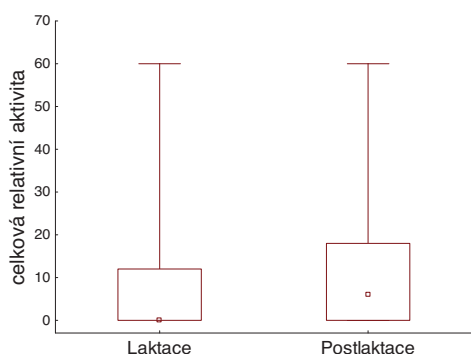
Wyniki i dyskusja

Stwierdzono statystycznie istotne różnice w poziomie całkowitej aktywności wszystkich gatunków (test Manna-Whitneya, $U = 186$; $p < 0,001$; $n_1 = 661$, $n_2 = 650$) i liczbie gatunków ($U = 186$; $p < 0,001$) pomiędzy laktacją a postlaktacją (Ryc. 16,17), przy czym obie te zmienne osiągały wyższe wartości w okresie postlaktacyjnym.

Do zbadania różnic w aktywności poszczególnych gatunków w okresie laktacyjnym i postlaktacyjnym wykorzystano liczbę monitorowanych punktów, w których zarejestrowano obecność gatunku. Różnice testowane były za pomocą testu Chi-kwadrat. W lasach świerkowych odnotowano istotnie więcej punktów z aktywnością *M. bechsteinii* (Chi-kwadrat; $\chi^2 = 5$; $p = 0,025$), *V. murinus* ($\chi^2 = 4,3$; $p = 0,037$) oraz pary *P. auritus/austriacus* ($\chi^2 = 7,93$; $p = 0,005$) w okresie postlaktacyjnym. Z kolei *P. pipistrellus* obserwowany był w większej liczbie punktów podczas laktacji ($\chi^2 = 10,27$; $p = 0,001$), co sugeruje, że w lasach świerkowych żerują także karmiące samice.

W przeciwieństwie do lasów świerkowych, w lasach mieszanych obserwowano istotnie więcej

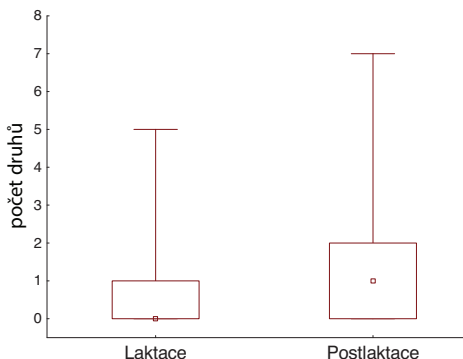
Letová aktivita netopýrů během laktace a postlaktace Aktywność nietoperzy w okresie laktacyjnym i postlaktacyjnym



Obr. 16. Rozdíly v relativní aktivitě mezi laktací a postlaktací. Střední hodnota je zastoupená mediánem, box ukazuje 25 a 75 % kvantil, svorky znázorňují minimum a maximum.

Ryc. 16. Różnice we względnej aktywności w okresie laktacyjnym i postlaktacyjnym. Średnia wartość reprezentowana jest przez medianę, ramka pokazuje 25% i 75% kwartył, wąsy (rozrzut zewnętrzny) pokazują wartości minimalne i maksymalne. Y: całkowita aktywność, X: laktacja, postlaktacja.

Fig. 16. Differences in relative activity between lactation and post-lactation periods. The value in the middle is the median, the box represents 25 and 75% quantile, the whiskers show the minimum and maximum.



Obr. 17. Rozdíly v počtu druhů mezi laktací a postlaktací. Střední hodnota je zastoupená mediánem, box ukazuje 25 a 75 % kvantil, svorky znázorňují minimum a maximum.

Ryc. 17. Różnice w liczbie gatunków pomiędzy okresem laktacyjnym i postlaktacyjnym. Średnia wartość reprezentowana jest przez medianę, ramka pokazuje 25% i 75% kwartył, wąsy (rozrzut zewnętrzny) pokazują wartości minimalne i maksymalne. Y: liczba gatunków, X: laktacja, postlaktacja.

Fig. 17. Differences in the number of species between lactation and post-lactation periods. The value in the middle is the median, the box represents 25 and 75% quantile, the whiskers show the minimum and maximum.

nifikanční rozdíl byl nalezen u druhů *Eptesicus nilssonii* ($\chi^2 = 4,5$; $p = 0,034$) a *P. pipistrellus* ($\chi^2 = 6$; $p = 0,014$). V ostatních biotopech a u dalších druhů nebyly rozdíly mezi obdobím laktace a postlaktace signifikantní.

punktů z aktivností *P. pipistrellus* w okresie postlaktacyjnym ($\chi^2 = 4,83$; $p = 0,028$). Na torfowiskach wyższą aktywność stwierdzono w okresie postlaktacyjnym, przy czym istotną różnicę zanotowano u *E. nilssonii* ($\chi^2 = 4,5$; $p = 0,034$) i *P. pipistrellus* ($\chi^2 = 6$; $p = 0,014$). W pozostałych siedliskach i dla pozostałych gatunków różnice pomiędzy okresem laktacyjnym i postlaktacyjnym nie były istotne statystycznie.

Shrnutí

Ve většině společenstev byla zjištěna vyšší aktivita i počet druhů v období postlaktacním. Zvýšení aktivity v postlaktaci je typické pro výše

Podsumowanie

W większości siedlisk stwierdzono wyższą aktywność oraz liczbę gatunków w okresie postlaktacyjnym. Wzrost aktywności w tym okresie

položené biotopy obecně. Nárůst aktivity později v sezóně by mohl být vysvětlen zvýšením denzity netopýrů po odstavení mláďat a tedy i potřebou využívat méně bohatá loviště ve vyšších nadmořských výškách.

Zvýšení aktivity v postlaktacním období je patrné zejména na rašeliništích. V průběhu laktace zde byla aktivita téměř nulová a vyšší počty druhů i vyšší úroveň aktivity dokládají disperzi netopýrů na otevřená loviště do vyšších poloh až později v postlaktacním období. U jediného druhu (*Pipistrellus pipistrellus*) byla zjištěna vyšší aktivita a obsazenost bodů během laktace ve smrčínách, což může dokládat jejich význam pro netopýry v době péče o mláďata.

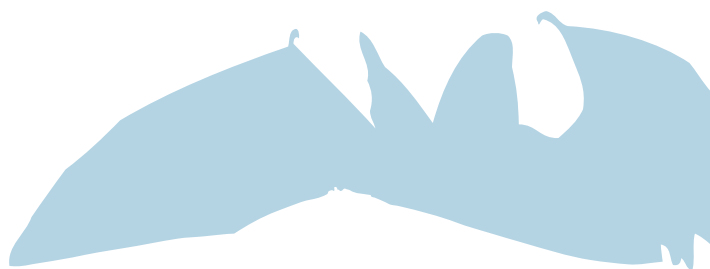
je charakterystický pro vyšší položené sídla. Může to být způsobeno zvýšením hustoty netoperzy po odchovu mláďat a tedy i potřebou využívat méně bohatá loviště ve vyšších nadmořských výškách.

Wzrost aktivity v období postlaktacním byl zvláště výrazný na rašeliništích. Podčas laktace aktivita v tomto sídle byla velmi nízka. Změny to svědčí o rozptýlení netoperzy na otevřená rašeliniště až po období postlaktacním.

Vyšší aktivita i přítomnost v místech položených v lesích smrkových podčas laktace potvrzeno jen u jednoho druhu, *P. pipistrellus*, což může naznačovat význam těchto sídel v období, v němž netoperze opékají se mláďaty.



Kolonie netopýra velkého (*Myotis myotis*) – samice s mláďaty.
Kolonia rozrodcza *Myotis myotis* – samice z młodymi.
Nursery colony of *Myotis myotis* – female with juveniles.



**LETOVÁ AKTIVITA
NETOPÝRŮ V RŮZNÝCH
NADMOŘSKÝCH
VÝŠKÁCH**

**AKTYWNOŚĆ
NIETOPERZY
NA RÓŻNYCH
WYSOKOŚCIACH
NAD POZIOMEM MORZA**

Problematika

Nadmořská výška prostřednictvím klimatických a geologických charakteristik ovlivňuje strukturu porostů v altitudinálním gradientu a složení bioty je různou měrou výsledkem adaptace na konkrétní podmínky stanoviště. Netopýři jako oportunisté nejsou speciálně vázáni na jeden typ stanoviště, ale díky své mobilitě se objevují v různých nadmořských výškách v různých biotopech. Protože ve vyšších polohách se netopýři vyhýbají otevřenému terénu s nevhodnými povětrnostními podmínkami, je pochopitelné, že se objevují v lesních ekosystémech, a to až po horní hranici lesa. Charakteristické lesní biotopy a netopýři v nich se vyskytují v poměrně širokém rozmezí nadmořských výšek, tedy v různých výškových stupních. Na vytváření vhodných habitatů pro netopýry se však podílí daleko širší spektrum ekologických podmínek. Velkou roli hraje teplota a její změny v průběhu roku, vzdušná vlhkost, srážky, vítr a s tím i související potravní nabídka a její dostupnost.

Druhové složení netopýří fauny a využití vyšších nadmořských výšek studovali HOLZHAIDER *et al.* (2014). Zaměřili se na úkryty netopýrů v budovách nacházejících se v Alpách ve výšce 800–1800 m n. m. Využití úkrytů v budovách klesalo v nadmořských výškách nad 1300 m n. m. Pokles byl znatelný i s rostoucí vzdáleností budov od okolního lesa. Celkem bylo nalezeno 9 druhů netopýrů, z toho u 3 druhů byly objeveny reprodukční kolonie (*Myotis mystacinus*, *Pipistrellus pipistrellus*, *Eptesicus nilssonii*). V nižších nadmořských výškách dominoval *Myotis myotis*. Ve vyšších polohách průměrně 70 % spolehlivě determinovaných druhů tvořili *Myotis mystacinus* a *M. brandtii*. U druhů zjištěných ve vyšších nadmořských výškách převažovali samci. Vysvětlením může být vyhýbání se kompetici s koloniemi samic v nížinách.

Na britském ostrově Man (do 620 m n. m.) byl sledován vliv nadmořské výšky na distribuci *Pipistrellus pipistrellus* a *P. pygmaeus* (DUNN & WATERS 2012). Autoři sice nezjistili rozdíly v aktivitě mezi oběma druhy ani v preferované nadmořské výšce, ani ve výběru habitatu, ale u obou druhů byl patrný postupný pokles aktivity s rostoucí nadmořskou výškou. Dále zjistili, že s rostoucí nadmořskou výškou rychleji klesá aktivita

Problematyka

Warunki klimatyczne i geologiczne panujące na różnych wysokościach wpływają na zróżnicowaną w gradiencie wysokościowym strukturę lasów, a skład zespołu organizmów w różnym stopniu dostosowany jest do konkretnych warunków panujących na danym stanowisku. Będące oportunistami nietoperze nie są specjalnie przywiązane do jednego, konkretnego typu siedliska, a dzięki swojej mobilności pojawiają się na różnych wysokościach i w różnych środowiskach. Ze względu na to, że w wyższych partiach nietoperze unikają otwartych przestrzeni o niesprzyjających warunkach atmosferycznych, to pojawiają się w ekosystemach leśnych, nawet aż do górnej granicy lasu. Charakterystyczne siedliska leśne oraz związane w nimi nietoperze występują w stosunkowo szerokim zakresie wysokości, a więc i w różnych piętrach roślinności. Do powstawania siedlisk odpowiednich dla nietoperzy przyczynia się jednak znacznie szersze spektrum warunków ekologicznych. Znaczącą rolę odgrywa temperatura i jej sezonowe zmiany, wilgotność powietrza, opady, wiatr oraz związana z tymi czynnikami obfitość i dostępność pokarmu.

Skład gatunkowy fauny nietoperzy oraz ich obecność na wyższych wysokościach badał zespół HOLZHAIDER *et al.* (2014), który skoncentrował się na kryjówkach nietoperzy w budynkach położonych w Alpach na wysokości pomiędzy 800 a 1800 m n.p.m. Wykorzystanie kryjówek w budynkach malało na wysokościach powyżej 1300 m n.p.m. Spadek był zauważalny również wraz z rosnącą odległością budynków od znajdującego się w najbliższej okolicy lasu. W sumie stwierdzono obecność 9 gatunków nietoperzy, z czego u 3 wykryto także kolonie rozrodcze (*Myotis mystacinus*, *Pipistrellus pipistrellus* i *Eptesicus nilssonii*). Na niższych wysokościach nad poziomem morza dominował *M. myotis*. Na wyżej położonych stanowiskach około 70% zidentyfikowanych nietoperzy stanowiły *M. mystacinus* i *M. brandtii*. Na wyższych wysokościach przeważały samce. Wynikało to prawdopodobnie z unikania konkurencji z koloniami samic występującymi na nizinach.

Na brytyjskiej wyspie Man (wysokość do 620 m n.p.m.) obserwowano wpływ wysokości nad poziomem morza na rozprzestrzenianie się

uvnitř lesního habitatu než při jeho okrajích. Rychlejší pokles byl zjištěn i v lesních habitatech, kde byla přítomna voda, než v habitatech s absencí vodních stanovišť (DUNN & WATERS 2012).

V Jižní Americe byli na altitudinálním transektu studováni netopýři ve čtyřech vzorkovacích zónách nadmořské výšky (350–1000, 1000–2000, 2000–3000 a 3000–4000 m n. m.). Bylo identifikováno 42 druhů, 21 rodů ze 4 čeledí. Nejvyšší diverzita a abundance byly zaznamenány v zóně 1000–2000 m n. m. Osm druhů bylo zjištěno v širokém rozmezí nadmořských výšek, zatímco početnost druhů rodu *Artibeus* rostla s nadmořskou výškou. Jen jeden druh byl zjištěn ve výšce 3000 m n. m. (BEJARANO-BONILLA *et al.* 2007). Obdobný výzkum byl proveden v Jižní Africe (LINDEN *et al.* 2014). Monitoring netopýrů byl realizován ve výškách 900–1748 m n. m. a bylo při něm zaznamenáno 18 druhů. Ve všech sledovaných výškách byly zaznamenány dva druhy. S rostoucí nadmořskou výškou klesalo druhové bohatství i diverzita. Nebyl zaznamenán žádný endemit ani v nízkých, ani ve vysokých polohách. Na složení společenstva měly vliv faktory, jako vegetační typ, velikost plochy, dostupnost zdrojů a klimatické rozdíly, tedy faktory korelující s nadmořskou výškou. Podle očekávání vykazovaly nižší polohy větší druhové bohatství a diverzitu a to i přesto, že se zde projevovaly antropogenní vlivy (LINDEN *et al.* 2014).

Podobných výsledků dosáhli i ŘEHÁK *et al.* (2006) při studiu aktivity netopýrů v různých typech lesů v České republice. Prokázali, že v horských polohách Jeseníků a Beskyd je nesrovnatelně nižší (až nulová) aktivita netopýrů, zatímco v lesích v nižších nadmořských výškách byla aktivita a druhová bohatost mnohem vyšší. Výzkum letního výskytu netopýrů v moravských Karpatech ukázal, že střední hodnoty nadmořských výšek letních lokalit se zřetelně liší. Ve vyšších polohách nad 700 m n. m. byl zaznamenán výskyt jen jediného druhu – *Myotis brandtii*, nad 600 m n. m. pak *M. nattereri*. U dalších 17 zaznamenaných druhů se střední hodnoty pohybovaly mezi 300 a 500 m n. m. Výjimkou byl *Pipistrellus pygmaeus*, jehož výskyt nepřesáhl 250 m n. m. (ŘEHÁK 2006).

Mnohdy využívají netopýři výškový gradient k vertikální migraci přes horské hřebety. Na zá-

P. pipistrellus i *P. pygmaeus* (DUNN & WATERS 2012). Autorzy nie zanotowali wprowadzie różnic w aktywności obu gatunków, zarówno pomiędzy wysokościami jak i siedliskami, jednak u obu gatunków widoczny był stopniowy spadek aktywności wraz ze wzrostem wysokości nad poziomem morza. Zaobserwowano także, że wzrost wysokości powoduje szybsze obniżanie się aktywności wewnątrz lasów, w porównaniu z ich skrajami. Szybszy spadek aktywności obserwowano także w siedliskach leśnych, w których obecne były źródła wody, w przeciwieństwie do siedlisk pozbawionych wody (DUNN & WATERS 2012).

W Ameryce Południowej badania nietoperzy na transektie wysokościowym odbywały się w 4 strefach wysokościowych (350–1000, 1000–2000, 2000–3000 i 3000–4000 m n.p.m.). Zidentyfikowano 42 gatunki, 21 rodzin i 4 rzędy. Najwyższe zróżnicowanie i liczebność zaobserwowano w strefie 1000–2000 m n.p.m. Występowanie ośmiu gatunków stwierdzono w dużym zakresie wysokości, a liczba gatunków z rodziny *Artibeus* wzrastała wraz z wysokością. Tylko jeden gatunek stwierdzono na wysokości 3000 m n.p.m. (BEJARANO-BONILLA *et al.* 2007). Podobne badania przeprowadzono także w południowej Afryce (LINDEN *et al.* 2014). Monitoring nietoperzy odbywał się tutaj na wysokości 900–1748 m n.p.m. Zaobserwowano tu 18 gatunków, spośród których tylko 2 występowały na wszystkich wysokościach. Wraz ze wzrostem wysokości obniżała się liczba gatunków i ich zróżnicowanie, jednak zarówno w niższych, jak i w wyższych partiach nie zanotowano obecności żadnego endemitu. Wpływ na skład gatunkowy zespołu miały takie czynniki jak typ roślinności, wielkość obszaru, dostępność pokarmu i różnice klimatyczne, czyli czynniki skorelowane z wysokością nad poziomem morza. Zgodnie z oczekiwaniem, w niższych partiach występowały większe bogactwo gatunkowe i różnorodność, na co miało wpływ oddziaływanie człowieka (LINDEN *et al.* 2014).

Podobne wyniki uzyskali również ŘEHÁK *et al.* (2006) podczas badań aktywności nietoperzy w różnych typach lasów występujących w Czechach. Wykazali oni, że w górskich partiach Jeseníka i Beskidów aktywność nietoperzy jest nieporównywalnie niższa lub zerowa w porównaniu z lasami położonymi na niższych wyso-

kladě meta-analýzy 50 studií prokázali McGUIRE & BOYLE (2013) altitudinální migraci u 61 druhů netopýrů ve 21 státech 4 kontinentů. Zjistili rozdíly mezi temperátním a tropickým, resp. subtropickým pásmem. Zajímavostí je zjištění, že samice temperátní zóny migrují také opačným směrem z vyšších poloh do nížin, a není zcela jasné, proč nezůstávají v nížinách celoročně. Mezi migračním chováním samic a samců jsou tedy patrné rozdíly. WOLBERT *et al.* (2014) studovali vliv teploty a nadmořské výšky na aktivitu netopýrů a abundanci hmyzu podél výškového gradientu s cílem odhalit příčiny vysoké úmrtnosti netopýrů při střetu s lopatkami větrných elektráren, postavených na zalesněných horských hřebenech. Zjistili pozitivní vztah mezi aktivitou netopýrů a teplotou. Vliv teploty se výrazněji projevoval ve vyšších nadmořských výškách. Oproti očekávání byla zjištěna významná negativní korelace mezi aktivitou netopýrů a biomasou hmyzu. Vliv teplotních inverzí na aktivitu nebyl průkazný.

kościach nad poziomem morza, w których zarówno aktywność jak i zróżnicowanie gatunkowe były istotnie wyższe. Wyniki letniego monitoringu nietoperzy w morawskich Karpatach wykazały, że średnie wartości wysokości nad poziomem morza, na których zanotowano obecność poszczególnych gatunków nietoperzy różnią się. W wyższych partiach, powyżej 700 m n.p.m. stwierdzono aktywność tylko jednego gatunku, *M. brandtii*, a powyżej 600 m n.p.m. także *M. nattereri*. W przypadku kolejnych 17 gatunków średnie wartości wahały się w granicach od 300 do 500 m n.p.m. Wyjątkiem był *Pipistrellus pygmaeus*, który nie występował powyżej 250 m n.p.m. (ŘEHÁK 2006). Nietoperze często wykorzystują gradient wysokościowy do pionowej migracji przez górskie grzbiety. Analiza wyników 50 prac wykazała migrację wysokościową u 61 gatunków nietoperzy w 21 państwach leżących na 4 kontynentach (McGUIRE & BOYLE 2013). Stwierdzono również różnice pomiędzy strefami umiarkowaną, tropikalną i subtropikalną. Odkryto także, że samice zamieszkujące tereny o klimacie umiarkowanym migrują również w przeciwnym kierunku, z wyższych stanowisk na niziny, przy czym nie jest do końca jasne, dlaczego nie pozostają na nizinach przez cały rok. Pomiędzy zachowaniami migracyjnymi samców i samic widoczne są więc różnice. WOLBERT *et al.* (2014) badali wpływ temperatury i wysokości nad poziomem morza na aktywność nietoperzy i rozprzestrzenianie owadów wzdłuż gradientu wysokościowego, w celu wykrycia przyczyn wysokiej śmiertelności nietoperzy podczas zderzeń z łopatkami elektrowni wiatrowych, umieszczonych na zalesionych grzbiętach górskich. Autorzy ci odkryli pozytywną korelację pomiędzy temperaturą a aktywnością nietoperzy. Wpływ temperatury był wyraźniej widoczny na wyższych wysokościach nad poziomem morza. Wbrew oczekiwaniom, wykazano także istotną negatywną korelację pomiędzy aktywnością nietoperzy a biomasą owadów. Nie udowodniono znaczącego wpływu inwersji termicznych na aktywność nietoperzy.

Metodika

Monitorované biotopy

Jelikož hlavním cílem bylo sledovat změny relativní aktivity a druhového složení společenstva netopýrů s měnící se nadmořskou výškou, bylo nezbytné vybrat pouze některé výše zkoumané biotopy. Vhodnému výškovému rozložení vyhovovaly pouze dva – acidofilní bučiny a smrčiny. Ostatní biotopy neměly dostatečné zastoupení ve středních nebo naopak ve vyšších polohách. Zkoumané acidofilní bučiny pokrývaly výškové rozpětí 450–1000 m n. m., smrčiny pak 500–1300 m n. m. Vlastní výzkum letové aktivity probíhal podle metodiky použité při srovnání společenstev biotopů (viz kap. Využívání biotopů). Biotopy byly dle histogramů nadmořských výšek rozděleny do dvou skupin – biotopy v nižších nadmořských výškách (<750 m n. m., LE) a ve vyšších nadmořských výškách (>750 m n. m., HE).

Statistické hodnocení

Téměř na polovině všech bodů byla zjištěna nulová aktivita netopýrů. Po otestování poměru bodů s nulovou a pozitivní aktivitou, byly body s nulovou aktivitou z dalšího hodnocení vyloučeny. Pro hodnocení vztahu nadmořské výšky, počtu druhů a celkové relativní aktivity na jednotlivých bodech byla použita logistická regrese, pro srovnání počtu bodů s nulovou a pozitivní aktivitou pak t-test.

Získaný materiál

Ve smrčinách bylo k dispozici z české části celkem 149 a z polské 84 bodů, v acidofilních bučinách z české strany 104 a z polské 83 bodů. Rozložení bodů v jednotlivých nadmořských výškách smrčin a bučin je znázorněno histogramy (Obr. 18).

Metodyka

Monitorowane siedliska

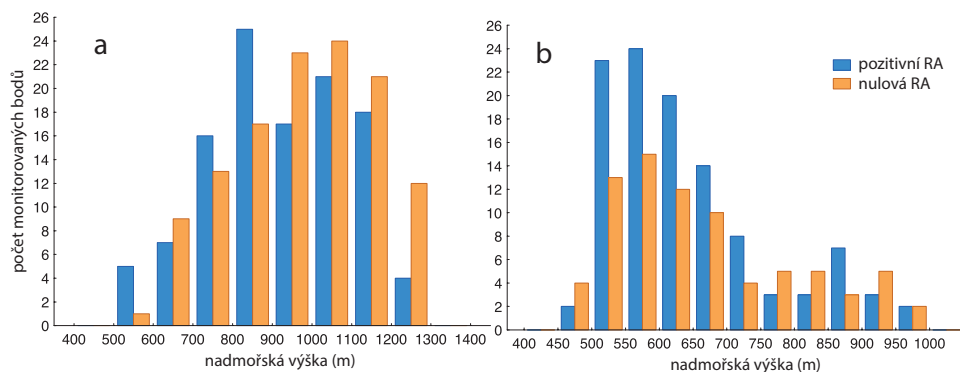
Głównym celem tej części badań był opis zmian aktywności i składu gatunkowego zespołu nietoperzy wraz ze zmieniającą się wysokością nad poziomem morza. Z tego względu niezbędny okazał się wybór tylko niektórych spośród badanych siedlisk. Odpowiednie były tylko dwa siedliska, kwaśne buczyny i lasy świerkowe, które występowały w szerokim zakresie wysokości. Pozostałe siedliska nie były odpowiednio licznie reprezentowane w środkowych a także w wyższych partiach. Badane kwaśne buczyny występowały na wysokości od 450 do 1000 m n.p.m. W przypadku lasów świerkowych skala ta była szersza i wynosiła od 500 do 1300 m n.p.m. Badania aktywności nietoperzy odbywały się zgodnie z metodyką wykorzystywaną podczas porównywania siedlisk, przedstawioną w rozdziale Wykorzystywanie siedlisk. Wyróżniono dwie kategorie wysokościowej lokalizacji siedlisk: siedliska w niższych położeniach (LE, <750 m n.p.m.) i siedliska w wyższych stanowiskach (HE, > 750 m n.p.m.).

Analiza statystyczna

Niemal w połowie wszystkich monitorowanych punktów nie stwierdzono aktywności nietoperzy. Punkty, w których aktywność była zerowa wyłączono z analizy. W celu określenia zależności pomiędzy wysokością nad poziomem morza a liczbą gatunków i całkowitą aktywnością w poszczególnych punktach wykorzystano regresję logistyczną. Do porównania liczby punktów z zerową i pozytywną aktywnością zastosowano test t.

Materiał

W analizie wykorzystano dane ze 149 punktów po stronie czeskiej i z 84 punktów po stronie polskiej położonych w lasach świerkowych, oraz 104 po stronie czeskiej i 83 punktów po stronie polskiej w kwaśnych buczynach. Rozkład monitorowanych punktów na poszczególnych wysokościach nad poziomem morza, zarówno w przypadku lasów świerkowych jak i buczyn, przedstawiony został na histogramach (Ryc. 18).



Obr. 18. Histogramy znázorňující počet bodů s nulovou a nenulovou relativní aktivitou (RA) ve smrkách (a) a v acidofilních bučinách (b) v různých nadmořských výškách.

Ryc. 18. Histogramy představující počet bodů s nulovou a pozitivní aktivitou (RA) v lesích świerkowych (a) i w kwaśnych buczynach (b) na różnych wysokościach nad poziomem morza. Y: liczba monitorowanych punktów, X: wysokość nad poziomem morza (m), pozytywna RA, zerowa RA.

Fig. 18. Histograms showing the number of points with zero or non-zero relative activity (RA) in spruce (a) and acidophilous beech (b) forests in various altitudes.

Výsledky a diskuze

Proporce bodů s nulovou aktivitou

Rozdíly v počtech bodů s nulovou aktivitou a v bodech, kde netopýři byli zjištěni, byly testovány ve dvou kategoriích nadmořských výšek (nižší LE a vyšší HE). U smrků bylo signifikantně více nulových bodů ve vyšších nadmořských výškách (750–1300 m n. m.; Obr. 19a) ($t = 3,78$; $p = 0,019$; $n_1 = 5$, $n_2 = 5$). U bučin bylo zjištěno více bodů s nulovou aktivitou v nižších nadmořských výškách (450–750 m n. m.) ($t = -4,08$; $p = 0,027$; $n_1 = 4$, $n_2 = 4$). Ve vyšších polohách byl podíl nulových a pozitivních bodů podobný (Obr. 19b).

Hodnocení druhové diversity v souvislosti s nadmořskou výškou

Dalším cílem bylo testování vztahu počtu druhů a nadmořské výšky. V případě smrků logistická regrese ukázala pokles druhové diversity, tento vztah však nebyl signifikantní ($F_{(1,11)} = 1,54$; $p = 0,217$ ns) (Obr. 20a). Naopak významný pokles druhů se vzrůstající nadmořskou výškou byl zjištěn v bučinách ($F_{(1,107)} = 7,54$; $p < 0,007$) (Obr. 20b).

Wyniki i dyskusja

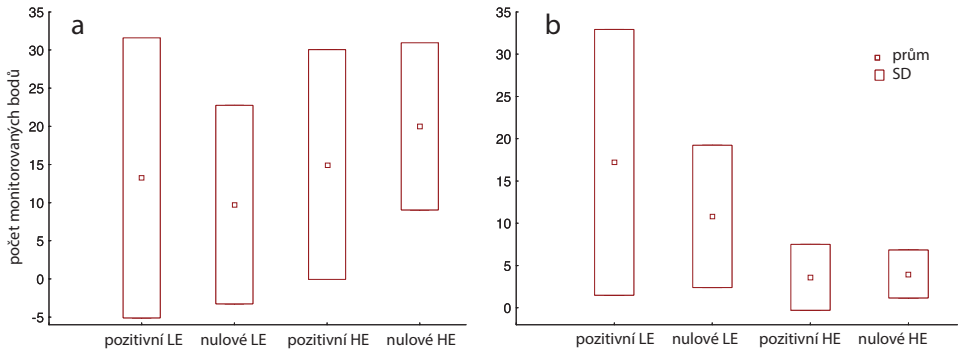
Udział punktów o zerowej aktywności

Różnice w liczbie punktów o zerowej aktywności w stosunku do punktów, w których stwierdzono obecność nietoperzy, testowane były w dwóch kategoriach wysokościowych: niższe wysokości (LE) i wyższe wysokości (HE). W lasach świerkowych istotnie więcej punktów zerowych występowało na wysokościach od 750 do 1300 m n.p.m. (test t , $t = 3,78$; $p = 0,019$; $n_1 = 5$, $n_2 = 5$) (Ryc. 19a). W buczynach większą liczbę punktów z zerową aktywnością zaobserwowano na niższych wysokościach, od 450 do 750 m n.p.m. (test t , $t = -4,08$; $p = 0,027$; $n_1 = 4$, $n_2 = 4$). W wyższych partiach liczby punktów zerowych i pozytywnych były podobne (Ryc. 19b).

Różnorodność gatunkowa w zależności od wysokości nad poziomem morza

Innym celem tej analizy było zbadanie związku pomiędzy liczbą gatunków a wysokością nad poziomem morza. W lasach świerkowych wykazano spadek różnorodności gatunkowej

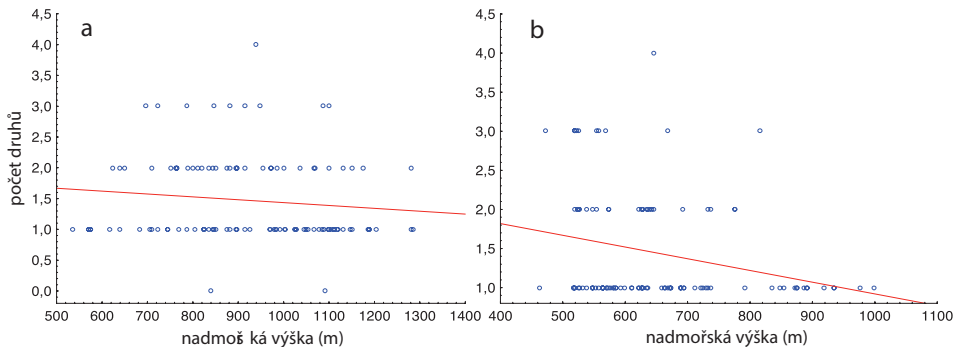
Letová aktivita netopýrů v různých nadmořských výškách Aktyvnost netoperzy na různých wysokościach nad poziomem morza



Obr. 19. Počet bodů s pozitivní a nulovou aktivitou netopýrů v nižších (LE) a vyšších (HE) nadmořských výškách smrčin (a) a acidofilních bučin (b).

Ryc. 19. Liczba punktów o pozytywnej i zerowej aktywności nietoperzy w niższych (LE) i wyższych (HE) partiach w lasach świerkowych (a) i w kwaśnych buczynach (b). Y: liczba monitorowanych punktów, X: pozytywna LE, zerowa LE, pozytywna HE, zerowa HE.

Fig. 19. Number of points with positive and zero activity of bats in lower (LE) and higher (HE) altitudes of spruce (a) and acidophilous beech (b) forests.



Obr. 20. Vztah nadmořské výšky a počtu druhů ve smrčinách (a) a v acidofilních bučinách (b).

Ryc. 20. Zależność pomiędzy wysokością nad poziomem morza a liczbą gatunków w lasach świerkowych (a) i w kwaśnych buczynach (b). Y: liczba gatunków, X: wysokość nad poziomem morza (m).

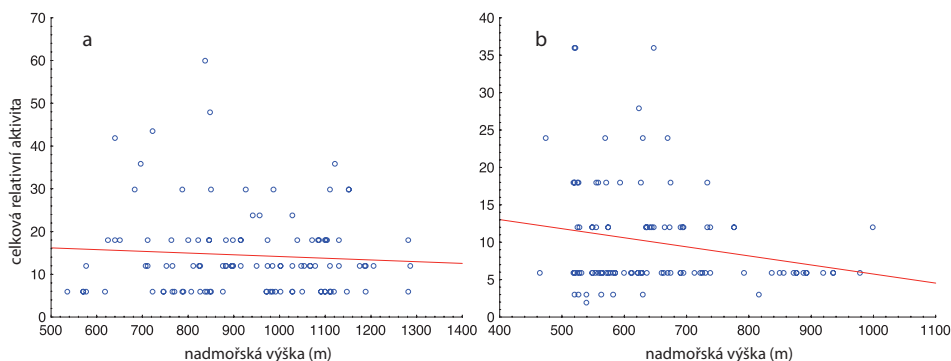
Fig. 20. Relation between altitude and number of species in spruce (a) and acidophilous beech (b) forests.

Hodnocení úrovně relativní aktivity v různých nadmořských výškách

Dále byl testován vztah celkové relativní aktivity a nadmořské výšky. V případě smrčin byl pozorovatelný pokles relativní aktivity, tento vztah však nebyl rovněž signifikantní ($F_{(1,111)} = 0,57$; $p = 0,451$ ns) (Obr. 21a). Nicméně logistická regrese doložila signifikantní pokles relativní aktivity se vzrůstající nadmořskou výškou

wraz z wysokością, jednak zależność ta nie była istotna statystycznie (regresja logistyczna, $F_{(1,111)} = 1,54$; $p = 0,217$ NS) (Ryc. 20a). Natomiast w buczynach stwierdzono wyraźny spadek li-czebności gatunków wraz ze wzrostem wysokości nad poziomem morza (regresja logistyczna, $F_{(1,107)} = 7,54$; $p < 0,007$) (Ryc. 20b).

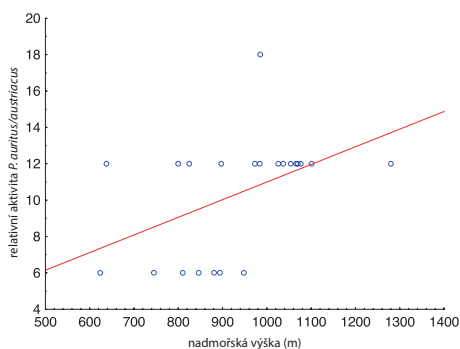
Letová aktivita netopýrů v různých nadmořských výškách Aktivita netopěrky na různých wysokościach nad poziomem morza



Obr. 21. Vztah nadmořské výšky a celkové relativní aktivity ve smrčínách (a) a v acidofilních bučinách (b).

Ryc. 21. Zależność pomiędzy wysokością nad poziomem morza a całkowitą aktywnością nietoperzy w lasach świerkowych (a) i w kwaśnych buczynach (b). Y: całkowita aktywność, X: wysokość nad poziomem morza (m).

Fig. 21. Relation between altitude and relative activity in spruce (a) and acidophilous beech (b) forests.



Obr. 22. Vztah nadmořské výšky a relativní aktivity dvojice *Plecotus auritus/auristriacus* ve smrčínách.

Ryc. 22. Zależność pomiędzy wysokością nad poziomem morza a całkowitą aktywnością pary *P. auritus/auristriacus* w lasach świerkowych. Y: aktywność *P. auritus/auristriacus*, X: wysokość nad poziomem morza (m).

Fig. 22. Relation of altitude and relative activity of the pair of species *P. auritus/auristriacus* in spruce forests.

Poziom aktywności na różnych wysokościach nad poziomem morza

Kolejnym etapem analízy bylo zbadanie korelaci pomíędzy całkowitą aktywnością a wysokością nad poziomem morza. W lasach świerkowych odnotowano spadek aktywności wraz z wysokością, jednak podobnie, jak w przypadku liczby gatunków, zależność ta nie była istotna statystycznie (regresja logistyczna, $F_{(1,111)} = 0,57$; $p = 0,451$ NS) (Ryc. 21a). W buczynach wykazano istotny spadek aktywności wraz ze wzrostem wysokości nad poziomem morza (regresja logistyczna, $F_{(1,107)} = 5,01$; $p < 0,027$) (Ryc. 21b).

Aktywność poszczególnych gatunków nie wykazywała istotnego związku z wysokością nad poziomem morza. Jedynym wyjątkiem była para *P. auritus/auristriacus*, której aktywność wyraźnie rosła wraz ze wzrostem wysokości nad poziomem morza (regresja logistyczna, $F_{(1,20)} = 5,46$; $p < 0,030$) (Ryc. 22).

v bučinách (logistická regrese, $F_{(1,107)} = 5,01$; $p < 0,027$) (Obr. 21b).

Relativní aktivita jednotlivých druhů nevykazovala žádný signifikantní vztah s nadmořskou vý-

škou. Jedinou výjimkou byla dvojice *Plecotus auritus/austriacus*, jejíž relativní aktivita s nadmořskou výškou signifikantně rostla (logistická regrese, $F_{(1,20)} = 5,46$; $p < 0,030$) (Obr. 22).

Shrnutí

S vyšší nadmořskou výškou byl v acidofilních bučinách pozorován významný pokles jak druhové diversity, tak celkové úrovně aktivity. Zjištěný pokles aktivity i druhového spektra byl očekávatelný, proto bylo překvapující zjištění, že ve smrčinách nebyl pokles obou proměnných signifikantní. Příčinou je patrně rozdílná aktivita v období laktace a postlaktace, kdy dochází ke zvyšování abundance netopýrů ve vyšších polohách po odstavení mláďat.

Zajímavé je též zjištění vysoké aktivity dvojice *Plecotus auritus/austriacus* ve smrčinách vyšších poloh. Z uvedené dvojice je tu pravděpodobný výskyt pouze druhu *P. auritus*. Jedná se o druh hojně zjišťovaný jak v biotopech nižších nadmořských výšek (např. květnaté bučiny), tak mimo smrkové porosty i v porostech kleče a na rašeliništích, tedy ve vyšších polohách.

Podsumowanie

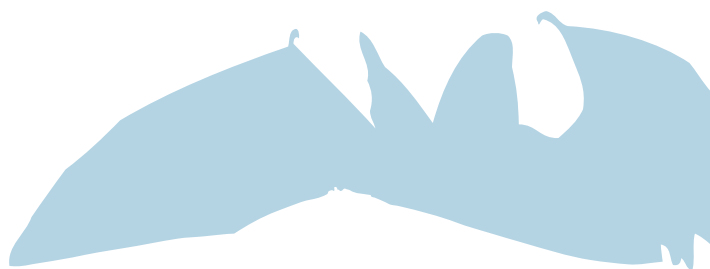
W kwaśnych buczynach zaobserwowano wyraźny spadek różnorodności gatunkowej oraz aktywności wraz ze wzrostem wysokości nad poziomem morza. W lasach świerkowych, wbrew oczekiwaniom, trend ten nie był istotny statystycznie. Wynika to prawdopodobnie z różnic w aktywności nietoperzy w okresie laktacyjnym i postlaktacyjnym, kiedy po odchowaniu młodych zwiększa się aktywność tych zwierząt na wyżej położonych stanowiskach. Ciekawe jest także wykrycie wysokiej aktywności pary *P. auritus/austriacus* w lasach świerkowych porastających wyższe partie gór. Wysoce prawdopodobne jest występowanie tylko *P. auritus* na badanym terenie. Gatunek ten występuje powszechnie zarówno w siedliskach znajdujących się w niższych partiach (np. żyzne buczyny), a poza lasami świerkowymi, także w zaroślach kosodrzewiny i na torfowiskach, czyli w wyżej położonych obszarach.



Netopýr pestrý (Vespertilio murinus) – častý druh vyšších poloh.

Vespertilio murinus często występuje w wyższych położeniach górskich.

Vespertilio murinus – the abundant species at higher altitudes.



**LETOVÁ AKTIVITA
NETOPÝRŮ PODÉL
LINIOVÝCH ELEMENTŮ**

**AKTYWNOŚĆ
NIETOPERZY WZDŁUŻ
LINIOWYCH ELEMENTÓW**

Význam liniových elementů

Liniovými elementy v krajině rozumíme lesní okraje, průseky v lesním porostu, lesní cesty, vodoteče s břehovými porosty, větrolamy v jinak otevřené krajině apod. Často tvoří rozhraní mezi dvěma ekosystémy – tzv. ekotony, v nichž díky okrajovému efektu je vyšší diverzita a intenzita letové aktivity netopýrů (MORRIS *et al.* 2010). Řada druhů netopýrů využívá okraje porostů a jiné liniové prvky nejen jako vhodné lovecké území s velkou diverzitou hmyzí kořisti, ale také jako orientační prvek sloužící netopýrům k navigaci v krajině, příp. vytvářející migrační koridor. V otevřené krajině liniové prvky skýtají netopýrům ochranu před větrem a snižují predanční riziko (ŘEHÁK 1995, VERBOOM 1998a, VERBOOM & HUITEMA 1997). Často mají charakter biokoridorů, spojujících ve fragmentované krajině významná centra biodiverzity. Čím je kulturní krajina více fragmentovaná, tím je celková délka okrajů vyšší (ŘEHÁK *et al.* 2008).

I přes intenzivní výzkum není zatím úplně vysvětleno, jak jsou takové biotopy netopýry využívány. HEIN *et al.* (2009) porovnávali aktivitu netopýrů v lesním koridoru v obhospodařované lesnaté krajině. Srovnávali aktivitu netopýrů uvnitř koridoru, na jeho okrajích a na stanovištích vně koridoru. Zjistili vyšší míru využívání okrajů koridorů ve srovnání s porostem uvnitř a vně koridoru. Využívání netopýry bylo pozitivně korelováno s výškou porostu v koridoru a negativně se stářím přilehlých stanovišť. Přítomnost cest vedoucích podél koridoru pozitivně ovlivňovala využívání koridorů některými druhy netopýrů (HEIN *et al.* 2009). Vytváření koridorů zvyšuje heterogenitu fragmentované krajiny. Starší porosty uvnitř mozaiky okolních mladších lesů pomáhají ochráně přirozené flory a fauny. Poskytují přirozený habitat, chrání kvalitu vod a umožňují netopýrům přelety. V korytech je i množství snáze dostupného hmyzu. Byla prokázána spojitost mezi letovou aktivitou netopýrů a liniovými prvky (stromořadí, křoviny, břehové porosty podél potoků a lesnaté koridory aj.). Netopýři využívají koridory a naopak se až na výjimky vyhýbají přeletům přes otevřenou krajinu (ZUKAL & ŘEHÁK 2006). Letové koridory uvnitř souvislejších lesních porostů (potoky, lesní cesty) umožňují netopýrům přelety i na velké vzdálenosti. VERBOOM (1998b) ve své disertaci

Znaczenie liniowych elementów

Pod pojęciem liniowych elementów rozumiane są skraje lasów, przesieki w lesie, leśne drogi, cieki wodne z nadbrzeżną roślinnością, wiatrolomy na otwartych przestrzeniach, itp. Takie elementy stanowią często granice pomiędzy dwoma ekosystemami, tzw. ekotony, w których dzięki efektowi krawędzi występuje zarówno większa różnorodność, jak i aktywność nietoperzy (MORRIS *et al.* 2010). Wiele gatunków nietoperzy wykorzystuje skraje lasów oraz ich elementy liniowe nie tylko jako optymalne żerowiska, obfitujące w różnicowane owadzi pokarm, ale też jako punkty orientacyjne służące do nawigacji w terenie, bądź też jako korytarze przelotowe (komunikacyjne). Elementy liniowe występujące na otwartych przestrzeniach zapewniają nietoperzom osłonę przed wiatrem i obniżają zagrożenie ze strony drapieżników (ŘEHÁK 1995, VERBOOM 1998a, VERBOOM & HUITEMA 1997). Często też spełniają rolę korytarzy, łączących rozdzielone siedliska i gwarantujących utrzymanie różnorodności gatunkowej. Im bardziej pofragmentowany jest dany teren, tym większa jest ogólna długość krawędzi (ŘEHÁK *et al.* 2008).

Pomimo wielu badań nadal nie zostało w pełni wyjaśnione, w jaki sposób nietoperze wykorzystują tego typu struktury. HEIN *et al.* (2009) badali aktywność nietoperzy w korytarzach przebiegających przez lasy gospodarcze. Porównując aktywność nietoperzy wewnątrz korytarza, na jego skrajach oraz na stanowiskach położonych w jego głębi, badacze zanotowali większy stopień wykorzystania skrajów korytarza, w porównaniu z drzewostanem w jego części wewnętrznej i zewnętrznej. Wykorzystanie korytarza przez nietoperze było pozytywnie skorelowane z wysokością drzew występujących w korytarzu i negatywnie z wiekiem drzew w przylegających do niego stanowiskach. Obecność dróg biegnących wzdłuż korytarza miała pozytywny wpływ na jego używanie przez niektóre gatunki nietoperzy (HEIN *et al.* 2009). Tworzenie korytarzy zwiększa różnorodność rozproszonych siedlisk. Starsze korytarze wewnątrz mozaiki otaczających je młodych lasów pomagają w ochronie naturalnej fauny i flory. Zapewniają naturalne miejsce do życia i ochronę jakości wód oraz umożliwiają

podrobně analyzoval faktory ovlivňující využití liniiových koridorů, aby zdůraznil jejich význam pro přelety, migrace a lov netopýrů.

I umělé liniiové elementy v krajině (železnice, silnice apod.) hrají významnou roli v životě mnohých druhů netopýrů, bohužel povětšinou negativní (VANDELDE *et al.* 2014). Ovlivňují negativně druhovou i ekosystémovou dynamiku, modifikují krajinné struktury, působí biotopové změny a fragmentaci porostu. Nicméně, změněná infrastruktura může také na druhé straně poskytnout pro vysoký počet taxonů refugia nebo koridory. VANDELDE *et al.* (2014) sledovali vliv železnice protínající lesní porosty na aktivitu netopýrů a zjistili, že železnice většinou neovlivňuje signifikantně jejich loveckou ani přeletovou aktivitu s výjimkou některých specialistů (*Myotis* spp.). Naopak, vede-li železnice přes zemědělskou krajinu, stává se vhodným habitatem pro *Pipistrellus pipistrellus* nebo *Nyctalus noctula*. Podobný efekt může mít silnice lemovaná stromořadím vedoucí přes otevřenou krajinu. Negativně však působí, jsou-li po jejích stranách vodní plochy. Dochází k častému usmrcování netopýrů v důsledku střetu s automobilovou dopravou (LESIŃSKI 2007, GAISLER *et al.* 2009).

Nejvýznamnějším liniiovým prvkem jsou vodoteče sloužící některým druhům netopýrů jako migrační koridor, např. netopýrům rodů *Nyctalus*, *Pipistrellus* nebo *Vespertilio murinus*. V jihozápadním Polsku sledovaly migrační trasy netopýrů širokým údolím řeky Odry FURMANKIEWICZ & KUCHARSKA (2009). Na jaře a na podzim přelétávali netopýři převážně přímým letem, na jaře severním směrem a na podzim jižním směrem. V létě využívali široká údolí také jako loviště. Vedle zmíněných typických migrantů využíval vzdušný prostor nad vodní hladinou i *Myotis daubentonii*. RYDELL *et al.* (1994) sledovali ve Skotsku *M. daubentonii* a *P. pipistrellus* při lovu nad pomaleji tekoucími toky, ale i nad rybníky, často v blízkosti břehových porostů. Zjistili, že přítomnost břehových porostů podél řeky nemá vliv na loveckou aktivitu netopýrů. Rozhodující význam má rojící se hmyz nad vodní hladinou. Mosty přes řeku neovlivňují loveckou aktivitu netopýrů, ale slouží na podzim *P. pipistrellus* jako místo sociálních kontaktů, zejména k páření.

S ohledem na různorodost liniiových elementů

nietoperzom přelot i zapewniają im zasobną i łatwo dostępną bazę pokarmową. Udowodniono powiązanie nietoperzy z elementami liniowymi (alejami drzew, zakrzewieniami, zaroślami wzdłuż potoków, leśnymi korytarzami, itd.). Korzystające z tych elementów nietoperze, poza nielicznymi wyjątkami, unikają przelatywania przez otwarte przestrzenie (ZUKAL & ŘEHÁK 2006). Korytarze komunikacyjne wewnątrz spójnych obszarów leśnych (potoki, drogi leśne) umożliwiają nietoperzom przemieszczanie się na stosunkowo duże odległości. VERBOOM (1998) szczegółowo przeanalizował czynniki mające wpływ na wykorzystywanie liniowych elementów przez nietoperze, podkreślając jednocześnie ich znaczenie podczas migracji, przelotów i żerowania tych zwierząt. Sztuczne elementy liniowe takie jak tory kolejowe, szosy itp., także odgrywają istotną rolę dla wielu gatunków nietoperzy, choć często mają one negatywne oddziaływanie (VANDELDE *et al.* 2014). Elementy te niekorzystnie wpływają na dynamikę gatunkową i ekosystemową, modyfikują strukturę terenu oraz przyczyniają się także do zmian siedliska i fragmentacji terenów leśnych. Mimo to, wyżej wymieniona infrastruktura może także zapewniać kryjówki czy stanowić refugia i korytarze dla wielu różnych taksonów. Zespół VANDELDE *et al.* (2014) badał wpływ przecinających lasy linii kolejowych na aktywność nietoperzy, dochodząc do wniosku, że kolej zazwyczaj nie ma znaczącego wpływu na ich aktywność żerową i przelotową, z wyjątkiem gatunków ściśle wyspecjalizowanych (*Myotis* spp.). Ponadto linie kolejowe przebiegające przez tereny rolnicze stają się odpowiednim siedliskiem dla *Pipistrellus pipistrellus* czy *Nyctalus noctula*. Podobny efekt może także mieć szosa przebiegająca przez otwarty teren, wzdłuż której rośnie aleja drzew. Ma ona jednak negatywny wpływ, jeżeli po obu jej stronach znajdują się zbiorniki wodne. Nietoperze bardzo często ulegają wówczas śmiertelnym kolizjom po zderzeniu z przejeżdżającymi samochodami (LESIŃSKI 2007, GAISLER *et al.* 2009). Najbardziej znaczącym elementem liniowym są cieki wodne, służące niektórym nietoperzom, np. *Vespertilio murinus* czy gatunkom z rodzaju *Nyctalus*, *Pipistrellus*, jako korytarze migracyjne. W południowo-zachodniej Polsce trasy migracyjne nietoperzy przebiegające nad szeroką

v krajině jsme se v naší případové studii zaměřili na zhodnocení, zda netopýři využívají drobné vodoteče jako přeletové koridory.

dolíně Odry obserwowaly FURMANKIEWICZ & KUCHARSKA (2009). Wiosną i jesienią zarejestrowano tam przeloty kierunkowe, wiosną w kierunku północnym, a jesienią na południe. W lecie szeroka dolina wykorzystywana była również jako żerowisko. Oprócz wyżej wymienionych migrantów, z przestrzeni nad powierzchnią wody korzysta także *Myotis daubentonii*. RYDELL *et al.* (1994) obserwowali *M. daubentonii* i *P. pistrellus* na terenie Szkocji, podczas polowań nad powoli płynącymi ciekami wodnymi i stawami, często w pobliżu nadbrzeżnej roślinności. Autorzy Ci stwierdzili, że obecność nadbrzeżnej roślinności przy rzece nie ma wpływu na aktywność żerową nietoperzy. Decydujące znaczenie mają natomiast owady rojące się nad powierzchnią wody. Mosty na rzece nie mają wpływu na aktywność łowiecką nietoperzy, jednak jesienią służą *P. pistrellus* jako schronienia godowe.

Ze względu na dużą różnorodność liniowych elementów występujących na badanym obszarze, w naszym opracowaniu skupiliśmy się wyłącznie na ocenie wykorzystywania przez nietoperze niewielkich cieków wodnych, będących ich potencjalnymi korytarzami przelotowymi.

Charakteristika monitorovaných potoků

Pro monitoring bylo vybráno 21 potoků, které byly zvoleny náhodně tak, aby pokrývaly celou oblast KRNAPu (Obr. 23). Podle hydrologického členění vodních toků se jedná o toky II., III. a IV. řádu, kdy tokem I. řádu jsou v České republice pouze řeky Labe a Odry. Celková délka sledovaných potoků je přibližně 108 km. Nacházejí se v rozmezí nadmořských výšek 389–1411 m a hodnoty převýšení se pohybují mezi 124–974 m.

Popis potoků:

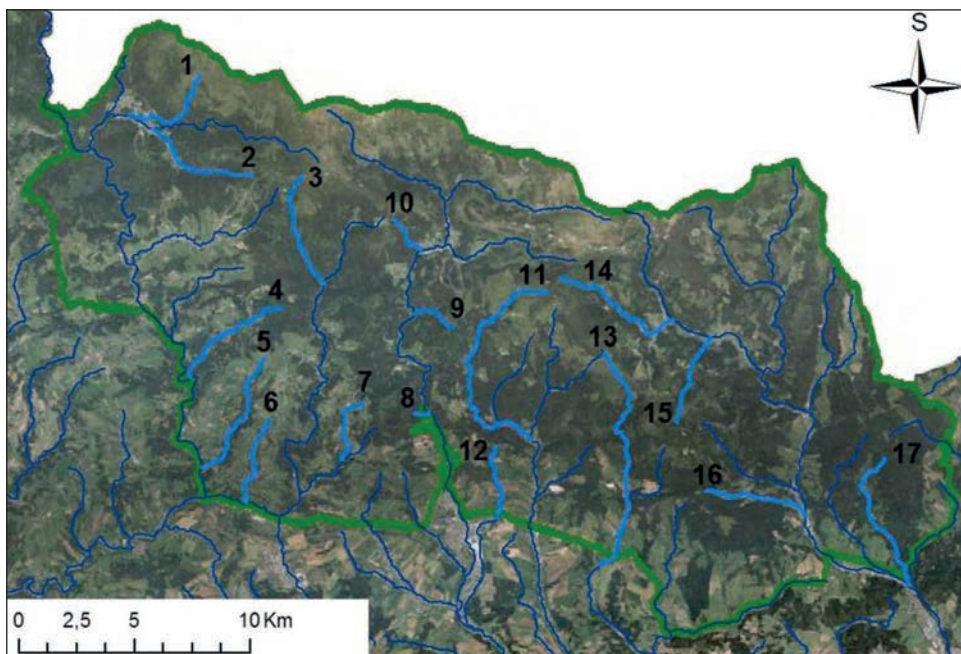
1 – Bílá voda je pravostranným přítokem řeky Mumlavy ležícím v SZ koutu KRNAPu, kde stéká do města Harrachov. Jedná se o tok IV. řádu o délce 4662 m. Pramen se nachází v nadmořské výšce 1060 m, ústí ve výšce 647 m. Hlavní detektor (umístěný na koridoru) byl umístěn 50°46'16.8" s. š., 15°26'34.5" v. d. ve střední třetině potoka v nadmořské výšce 730 m. Kontrolní detektor (mimo koridor) se nacházel

Charakterystyka monitorowanych potoków

Do przeprowadzenia monitoringu losowo wybrano 21 potoków, pokrywających cały obszar KRNAP (Ryc. 23). Zgodnie z hydrologicznym podziałem cieków wodnych były to cieki II, III i IV kategorii, przy czym do cieków I kategorii zaliczają się w Czechach wyłącznie Łaba i Odra. Całkowita długość monitorowanych potoków wynosiła około 108 km. Potoki zlokalizowane były na wysokościach od 389 do 1411 m n.p.m., a różnice wysokości wahały się w granicach 124–974 m.

Charakterystyka potoków:

1 – Bílá voda jest prawym dopływem rzeki Mumlavy, położonym w płn.-zach. części KRNAP, gdzie przepływa przez miasto Harrachov. Jest to ciek IV kategorii, o długości 4662 m. Jego źródła znajdują się na wysokości 1060 m n.p.m., a ujście na wysokości 647 m n.p.m. Główny detektor (umieszczony w korytarzu przelotowym nietoperzy) znajdował się



Obr. 23. Ortofotomapa s monitorovanými potoky na české straně Krkonoš: 1 – Bílá voda, 2 – Rýžovištní potok, 3 – Kozelský potok, 4 – Vejpalický potok, 5 – Roudnický potok, 6 – Chlumský potok, 7 – Žalský potok, 8 – Šindelová strouha, 9 – Dřevařský potok, 10 – Krakonošova strouha, 11 – Klínový potok, 12 – Vápenický potok, 13 – Čistá, 14 – Zelený potok, 15 – Javoří potok, 16 – Janský potok, 17 – Zlatý potok. Zelená čára – hranice KRNP a jeho ochranného pásma, světle modré čáry – monitorované potoky, tmavě modré čáry – ostatní vodní toky.

Ryc. 23. Ortofotomapa KRNP z potokami monitorowanymi po czeskiej stronie. Zielona linia – granice KRNP, jasnoniebieskie linie – monitorowane potoki, ciemnoniebieskie linie – pozostałe ciekí wodne.

Fig. 23. Orthophoto of the KRNP with monitored streams. Green line – the borders of the KRNP and its buffer zone, light blue lines – monitored streams, dark blue lines – other watercourses.

ve smrko-bukovém lesním porostu přibližně 200 m východně od potoka.

2 – Rýžovištní potok je levostranným přítokem Mumlavy ležícím v SZ koutu KRNPu a stékajícím do Harrachova. Jedná se o tok IV. řádu o délce 5211 m. Pramení pod Lysou horou ve výšce 1085 m n. m., ústí v 687 m n. m. Hlavní detektor byl umístěn 50°45'13.7" s. š., 15°27'23.9" v. d. ve střední třetině potoka v nadmořské výšce 790 m. Kontrolní detektor se nacházel ve smrko-bukovém lesním porostu v SZ svahu přibližně 400 m od potoka.

3 – Kozelský potok je pravostranným přítokem řeky Jizerky tekoucím ve středu Z poloviny KRNPu. Tento tok IV. řádu o délce 5120 m pra-

w punkcie o następujących współrzędnych: N50°46'16.8" i E15°26'34.5", w środkowej trzeciej części potoku, na wysokości 730 m n.p.m. Detektor kontrolny (poza korytarzem przelotowym) znajdował się w lesie świerkowo-bukowym mniej więcej 200 m na wschód od potoku.

2 – Rýžovištní potok jest lewym dopływem Mumlavy położonym w płn.-zach. części KRNP i wpływającym do Harrachova. Jest to również ciek IV kategorii, o długości 5211 m. Jego źródła znajdują się pod Lysou horou na wysokości 1085 m n.p.m., a ujście na wysokości 687 m n.p.m. Główny detektor został umieszczony w punkcie o następujących współrzędnych: N50°45'13.7" i E15°27'23.9", w środkowej trze-

mení pod sedlem mezi Lysou horou a Kotlem ve výšce 1257 m n. m. a ústí ve výšce 667 m n. m. Hlavní detektor byl umístěn 50°43'8.6" s. š., 15°31'30.3" v. d. v dolní třetině potoka v nadmořské výšce 730 m. Kontrolní detektor visel ve smrko-bukovém lesním porostu ve V svahu přibližně 400 m od potoka.

4 – Vejpálický potok je levostranným přítokem řeky Jizery ústícím u Z hranice KRNA Pu. Tento tok III. řádu o délce 5584 m má pramen pod osadou Rezek ve výšce 740 m n. m. a ústí ve výšce 412 m n. m. Hlavní detektor byl umístěn 50°41'26.9" s. š., 15°28'24.9" v. d. ve střední třetině potoka v nadmořské výšce 505 m. Kontrolní detektor visel v jedlo-bukovém lesním porostu ve SZ svahu přibližně 150 m od potoka.

5 – Roudnický potok je levostranným přítokem Jizery ústícím u JZ hranice KRNA Pu. Jedná se o tok III. řádu o délce 5971 m pramenící pod obcí Jestřabí ve výšce 680 m n. m. a ústí ve výšce 389 m n. m. Hlavní detektor byl umístěn 50°38'39.6" s. š., 15°28'17.7" v. d. v dolní třetině potoka v nadmořské výšce 422 m. Kontrolní detektor se nacházel v jedlo-bukovém lesním porostu přibližně 200 m východním směrem od potoka.

6 – Chlumský potok je levostranným přítokem Jizery ústícím u JZ hranice KRNA Pu. Tento tok III. řádu o délce 4210 m má pramen v nadmořské výšce 609 m, ústí ve výšce 401 m. Hlavní detektor byl umístěn 50°39'07.4" s. š., 15°29'38.2" v. d. v horní třetině potoka v nadmořské výšce 566 m. Kontrolní detektor se nacházel v keřovém porostu přibližně 220 m SZ od potoka, jelikož větší souvislý lesní celek se v okolí nevyskytoval.

7 – Žalský potok je pravostranným přítokem potoka Cedron tekoucím v JZ části KRNA Pu. Je tokem IV. řádu s délkou 3187 m. Pramení v obci Benecko v nadmořské výšce 831 m a ústí v 541 m. Hlavní detektor byl umístěn 50°38'39.6" s. š., 15°28'17.7" v. d. v dolní třetině potoka v nadmořské výšce 578 m. Kontrolní detektor se nacházel v jedlo-bukovém lesním porostu asi 120 m JV od potoka.

8 – Šindelová strouha je pravostranným přítokem řeky Labe ležícím u jižní hranice levé poloviny KRNA Pu. Jedná se o potok II. řádu o délce 675 m. Pramen se nachází v nadmořské výšce

ciej części potoku na wysokości 790 m n.p.m. Detektor kontrolny znajdował się w lesie świerkowo-bukowym, na pñ.-zach. stoku, mniej więcej 400 m od potoku.

3 – Kozelský potok jest prawym dopływem rzeki Jizery, przepływającym przez środek zach. połowy KRNA Pu. To ciek IV kategorii o długości 5120 m, mający źródła pod przełęczą pomiędzy Lysou horou a Kotlem, na wysokości 1257 m n.p.m., a ujście na wysokości 667 m n.p.m. Główny detektor został umieszczony w punkcie o następujących współrzędnych: N50°43'8.6" i E15°31'30.3", w dolnej trzeciej części potoku, na wysokości 730 m n.p.m. Detektor kontrolny wisiał w lesie świerkowo-bukowym, na wsch. stoku, mniej więcej 400 m od potoku.

4 – Vejpálický potok jest lewym dopływem rzeki Izery, mającym źródła przy zach. granicy KRNA Pu. Jest to ciek III kategorii, o długości 5584 m, mający źródło pod osadą Rezek, na wysokości 740 m n.p.m. i ujście na wysokości 412 m n.p.m. Główny detektor został umieszczony w punkcie o współrzędnych: N50°41'26.9" i E15°28'24.9", w środkowej trzeciej części potoku na wysokości 505 m n.p.m. Detektor kontrolny wisiał w lesie jodłowo-bukowym, na pñ.-zach. stoku, mniej więcej 150 m od potoku.

5 – Roudnický potok jest lewym dopływem Izery mającym źródła przy pñd.-zach. granicy KRNA Pu. Jest to ciek III kategorii o długości 5971 m, ze źródłem koło miejscowości Jestřabí, na wysokości 680 m n.p.m. i ujściem na wysokości 389 m n.p.m. Główny detektor został umieszczony w punkcie: N50°38'39.6" i E15°28'17.7", w dolnej trzeciej części potoku, na wysokości 422 m n.p.m. Detektor kontrolny znajdował się w lesie jodłowo-bukowym mniej więcej 200 m na wschód od potoku.

6 – Chlumský potok jest lewym dopływem Izery mającym źródła przy pñd.-zach. granicy KRNA Pu. Jest to ciek III kategorii o długości 4210 m, mający źródło na wysokości 609 m n.p.m., a ujście na wysokości 401 m n.p.m. Główny detektor został umieszczony w punkcie: N50°39'07.4" i E15°29'38.2", w górnej trzeciej części potoku, na wysokości 566 m n.p.m. Detektor kontrolny znajdował się w zaroślach, mniej więcej 220 m na pñ.-zach. od potoku, ponieważ w okolicy nie występował większy spójny kompleks leśny.



Obr. 24. *Dřevařský potok sloužil jako přeletový koridor dvojici druhů Myotis mystacinus/brandtii.*

Ryc. 24. *Dřevařský potok stanovil korytarz przelotowy dla pary gatunków Myotis mystacinus/brandtii.*

Fig. 24. *The Dřevařský potok stream served as flight corridor for the pair of species Myotis mystacinus/brandtii.*

664 m, ústí 540 m. Hlavní detektor byl umístěn 50°39'40.8" s. š., 15°35'38.6" v. d. v dolní třetině potoka v nadmořské výšce 572 m. Kontrolní detektor stál 300 m od potoka v SZ svahu v druhotné smrčtině.

9 – Dřevařský potok je levostranným přítokem Labe ležícím ve střední části KRNAPu za Michlovým mlýnem (Obr. 24). Má délku 1990 m, pramen ve výšce 911 m n. m. a ústí ve výšce 633 m n. m. Hlavní detektor byl umístěn 50°41'59.9" s. š., 15°35'29.1" v. d. v dolní třetině potoka v nadmořské výšce 661 m. Kontrolní detektor stál 200 m od potoka v JV svahu ve smrkovém porostu.

7 – Žalský potok jest pravým dopływem potoku Cedron, przepływający przez płd.-zach. część KRNAP. Jest ciekkiem IV kategorii, o długości 3187 m. Ma źródła w miejscowości Bencko, na wysokości 831 m n.p.m i ujście na wysokości 541 m n.p.m. Główny detektor został umieszczony w punkcie: N50°38'39.6" i E15°28'17.7", w dolnej trzeciej części potoku, na wysokości 578 m n.p.m. Detektor kontrolny znajdował się w lesie jodłowo-bukowym około 120 m na płd.-wsch. od potoku.

8 – Šindelová strouha jest prawym dopływem rzeki Łaby, płynącym przy południowej granicy lewej połowy KRNAP. Jest to potok II kategorii, o długości 675 m. Źródła znajdują się na wysokości 664 m n.p.m, a ujście na wysokości 540 m n.p.m. Główny detektor został umieszczony w punkcie o następujących współrzędnych: N50°39'40.8" i E15°35'38.6", w dolnej trzeciej części potoku, na wysokości 572 m n.p.m. Detektor kontrolny stał 300 m od potoku, na płn.-zach. stoku, w gospodarczych lasach świerkowych.

9 – Dřevařský potok jest lewym dopływem Łaby, płynącym w środkowej części KRNAP, za Michlovým mlýnem (Ryc. 24). Ma długość 1990 m, źródło na wysokości 911 m n.p.m. i ujście na wysokości 633 m n.p.m. Główny detektor został umieszczony w punkcie o następujących współrzędnych: N50°41'59.9" i E15°35'29.1", w dolnej trzeciej części potoku, na wysokości 661 m n. p. Detektor kontrolny stał 200 m od potoku, na płd.-wsch. stoku, w lesie świerkowym.

10 – Krakonošova strouha jest prawym dopływem Łaby. Płynie w środkowej części KRNAP i ma długość 1941 m (Ryc. 25). Ma źródła na wysokości 1007 m n.p.m. i ujście na wysokości 684 m n.p.m. w miejscowości Bedřichov, gdzie wpływa do zbiornika Labská, o powierzchni 40 ha. Główny detektor został umieszczony w punkcie o współrzędnych: N50°43'29.5" i E15°35'14.9", w dolnej trzeciej części potoku, na wysokości 725 m. Detektor kontrolny stał 200 m dalej, na przeciwnym płd.-zach. stoku, w gospodarczym lesie świerkowym.

11 – Klínový potok jest górną częścią Małej Łaby łączącym się z Kotelským potokem w miejscowości Dolní Dvůr, na wysokości 543 m n.p.m. Przepływa przez środkową część



Obr. 25. Podél Krakonošovy strouhy byla zjištěna vysoká přeletová aktivita druhů vázaných na lesní a vodní stanoviště.

Ryc. 25. Na potoku Krakonošova strouha stvrzeno vysokou aktivitu přeletovou gatunků zvázaných ze stanoviskami lešnými i vodními.

Fig. 25. Alongside the Krakonošova strouha stream, high flight activity was observed in species related to forest and water habitats.

10 – Krakonošova strouha je pravostranným přítokem Labe. Teče ve střední části horní poloviny KRNAPu a má délku 1941 m (Obr. 25). Pramení ve výšce 1007 m n. m. a ústí ve výšce 684 m n. m. v obci Bedřichov do vodní nádrže Labská, která má rozlohu 40 ha. Hlavní detektor byl umístěn 50°43'29.5" s. š., 15°35'14.9" v. d. v dolní třetině potoka v nadmořské výšce 725 m. Kontrolní detektor stál o 200 m dál v protějším JZ svahu v druhotné smřčině.

11 – Klínový potok je horní částí Malého Labe končící soutokem s Kotelským potokem v obci Dolní Dvůr ve výšce 543 m n. m. Teče napříč střední oblasti KRNAPu. Jeho délka je 10798 m. Pramen se nachází v nadmořské výšce 1327 m. Hlavní detektor byl umístěn 50°40'54.4" s. š.,

KRNAP. Jeho délka je 10798 m. Žródla znajdują się na wysokości 1327 m n.p.m. Główny detektor został umieszczony w punkcie: N50°40'54.4" i E15°37'05.9", w środkowej trzeciej części potoku, na wysokości 774 m n.p.m. Detektor kontrolny znajdował się w lesie jodłowo-bukowym, około 200 m na wschód od potoku.

12 – Vápenický potok jest lewym dopływem Łaby. Potok ma długość 30580 m i źródło niedaleko Vrchlabí, na południu KRNAP na wysokości 712 m n.p.m. Ponieważ jednak jego większa część znajduje się na karkonoskim podgórzu, poza terenem KRNAP, do celów niniejszego badania wybrano wyłącznie jego górną część, o długości 3449 m, której koniec wyznaczała granica KRNAP (patrz Ryc. 1), krzyżująca się z drogą główną nr 14. Pod drogą znajduje się staw Vrchlabský rybník. Koniec wybranej części potoku leży na wysokości 482 m n.p.m. Główny detektor został umieszczony w punkcie o współrzędnych: N50°38'00.3" i E15°38'15.5", w środkowej trzeciej części wybranego odcinka potoku, na wysokości 506 m n.p.m. Detektor kontrolny znajdował się w zaroślach, około 180 m na wschód od potoku, na otwartej przestrzeni, ponieważ w okolicy nie występował większy spójny kompleks leśny.

13 – Čistá jest lewym dopływem rzeki Łaby. Potok ma długość 28626 m i źródło na Liščí louce pod Liščí horou, w środkowej części KRNAP, na wysokości 1205 m n.p.m. Jego większa część znajduje się na karkonoskim podgórzu, poza terenem KRNAP. Z tego względu do celów niniejszego badania wybrano wyłącznie jego górną część, o długości 9966 m, której koniec wyznaczała granica KRNAP, krzyżująca się z drogą główną nr 14. Koniec wybranej części potoku leży na wysokości 472 m n.p.m. Główny detektor został umieszczony w punkcie o współrzędnych: N50°39'08.1" i E15°42'37.9", w środkowej trzeciej części wybranego odcinka potoku, na wysokości 757 m n.p.m. Detektor kontrolny znajdował się około 200 m od detektora głównego, na przeciwnym płn.-wsch. stoku, w lesie świerkowo-bukowym.

14 – Zelený potok jest prawym dopływem rzeki Úpy, płynącym w płn.-wsch. części KRNAP. Jest to potok III kategorii o długości 5940 m.

15°37'05.9" v. d. ve střední třetině potoka v nadmořské výšce 774 m. Kontrolní detektor se nacházel v jedlo-bukovém lesním porostu asi 200 m V od potoka.

12 – Vápenický potok je levostranným přítokem Labe. Potok má délku 30580 m a pramení nedaleko Vrchlabí na jihu KRNaPu v nadmořské výšce 712 m. Jelikož se však převážná jeho část nachází v podhůří Krkonoš mimo KRNaPu, byla pro účely tohoto výzkumu vybrána pouze horní část o délce 3449 m, jejíž konec byl určen hranicí KRNaPu (viz Obr. 1), respektive křižující se hlavní silnicí č. 14. Pod silnicí se nachází Vrchlabský rybník. Konec vybrané části potoka se nachází ve výšce 482 m n. m. Hlavní detektor byl umístěn 50°38'00.3" s. š., 15°38'15.5" v. d. ve střední třetině vybrané části potoka v nadmořské výšce 506 m. Kontrolní detektor se nacházel v keřovém porostu asi 180 m V od potoka v otevřené krajině, protože větší souvislý lesní celek se v okolí nevyskytoval.

13 – Čistá je levostranným přítokem řeky Labe. Potok má délku 28626 m a pramení na Liščí louce pod Liščí horou ve střední části KRNaPu v nadmořské výšce 1205 m. Jelikož se však značná jeho část nachází v podhůří Krkonoš mimo KRNaPu, byla pro účely tohoto výzkumu vybrána pouze horní část o délce 9966 m, jejíž konec byl určen hranicí KRNaPu, respektive křižující se hlavní silnicí č. 14. Konec vybrané části potoka se nachází ve výšce 472 m n. m. Hlavní detektor byl umístěn 50°39'08.1" s. š., 15°42'37.9" v. d. ve střední třetině vybrané části potoka v nadmořské výšce 757 m. Kontrolní detektor se nacházel asi 200 m od hlavního detektoru v protilehlém SV svahu ve smrkobukovém lesním porostu.

14 – Zelený potok je pravostranným přítokem řeky Úpy ležícím v SV části KRNaPu. Jedná se o potok III. řádu o délce 5940 m. Pramen se nachází v nadmořské výšce 1373 m pod vrcholem Zadní Planina. Do Úpy se vlévá na území obce Pec pod Sněžkou ve výšce 758 m n. m. Hlavní detektor byl umístěn 50°41'25.9" s. š., 15°43'35.6" v. d. v dolní třetině potoka v nadmořské výšce 805 m. Kontrolní detektor se nacházel v protilehlém SZ svahu ve smrkobukovém lesním porostu asi 300 m od potoka. Celá délka toku se nachází na území KRNaPu.

Žródło znajduje się na wysokości 1373 m n.p.m., pod szczytem Zadní Planina. Do Úpy wpływa na terenie miejscowości Pec pod Sněžkou, na wysokości 758 m n.p.m. Główny detektor został umieszczony w punkcie o współrzędnych: N50°41'25.9" i E15°43'35.6", w dolnej trzeciej części potoku, na wysokości 805 m n.p.m. Detektor kontrolny znajdował się na przeciwnym płu.-zach. stoku w lesie świerkowo-bukowym, około 300 m od potoku. Ciek w całości znajduje się na terenie KRNaPu.

15 – Javoří potok jest prawym dopływem Úpy, płynącym we wsch. połowie KRNaPu (Ryc. 26). Jego długość wynosi 4017 m. Ma źródło na wysokości 1220 m n.p.m. pod Černou horou, w okolicy Černohorských rašelinišť. Ujście znajduje się na wysokości 707 m n.p.m., w miejscowości Velká Úpa. Główny detektor został umieszczony w punkcie o współrzędnych: N50°40'52.5" i E15°45'10.2", w dolnej trzeciej



Obr. 26. Javoří potok za zvýšeného průtoku po celonočním dešti.

Ryc. 26. Javoří potok wezbrany po całonocnym deszczu.

Fig. 26. The Javoří potok stream at heightened flow-through after all-night rainfall.

15 – Javoří potok je pravostranným přítokem Úpy ležícím ve V polovině KRNApu (Obr. 26). Jeho délka činí 4017 m. Pramení ve výšce 1220 m n. m. pod Černou horou v oblasti Černo-horského rašeliníště. Ústí ve výšce 707 m n. m. v obci Velká Úpa. Hlavní detektor byl umístěn 50°40'52.5" s. š., 15°45'10.2" v. d. v dolní třetině potoka v nadmořské výšce 845 m. Kontrolní detektor stál SZ ve svahu v druhotné smrčíně 200 m od hlavního detektoru.

16 – Janský potok je pravostranným přítokem Úpy ležícím ve V polovině jižní části KRNApu. Je 4646 m dlouhý, pramení v sedle mezi obcemi Černý Důl a Janské Lázně pod Černou horou v nadmořské výšce 766 m a ústí ve výšce 507 m n. m. ve Svobodě nad Úpou. Hlavní detektor byl umístěn 50°37'43.4" s. š., 15°47'28.8" v. d. ve střední třetině potoka v nadmořské výšce 565 m. Kontrolní detektor visel přibližně 200 m severně od potoka ve smrko-bukovém porostu.

17 – Zlatý potok je levostranným přítokem Úpy ležícím ve V koutu KRNApu. Tento potok je 6629 m dlouhý, pramení ve výšce 947 m n. m. a ústí v 446 m n. m. Hlavní detektor byl umístěn 50°37'27.2" s. š., 15°51'17.0" v. d. ve střední třetině potoka v nadmořské výšce 569 m. Kontrolní detektor stál 200 m východně od potoka v smrko-bukovém porostu.

18 – Kamieńczyk je pravostranným přítokem řeky Kamiennej. Pramen se nachází v severozápadní části Slezského hřbetu ve výšce 1251 m n. m., jeho ústí v nadmořské výšce 627 m n. m. Hlavní detektor byl umístěn 50°48'45.66" s. š., 15°29'46.98" v. d., ve výšce 870 m n. m. Kontrolní detektor se nacházel 100 m od potoka ve smrkovém porostu.

19 – Szrenicki Potok je levostranným přítokem říčky Szklarki o délce 5140 m. Pramen se nachází pod Mokrá Przełęczą ve výšce 1313 m n. m. Ústí leží ve výšce 616 m n. m. Hlavní detektor byl umístěn 50°48'0.6" s. š., 15°29'46.98" v. d., ve výšce 856 m n. m. Kontrolní detektor se nacházel 80 m od potoka ve smíšeném lese.

20 – Łomniczka je pravostranným přítokem říčky Łomnicy, nacházejícím se na východ od Bystrzyka. Délka celého toku je 9320 km. Pramení na Równi pod Sněžkou ve výšce 1411 m n. m., její ústí se nachází 437 m n. m. Hlavní detektor byl umístěn nad potokem za hájovnou

části potoku, na výšce 845 m n.p.m. Detektor kontrolny stał na płn.-zach. stoku w gospodarczym lesie świerkowym, 200 m od detektora głównego.

16 – Janský potok jest prawym dopływem Úpy, przepływającym przez wschodnią połowę wschodniej części KRNAp. Ma długość 4646 m, źródło na przełęczy pomiędzy miejscowościami Černý Důl i Janské Lázně pod Černou horou, na wysokości 766 m n.p.m. i ujście na wysokości 507 m n.p.m. w Svobodě nad Úpou. Główny detektor został umieszczony w punkcie o współrzędnych: N50°37'43.4" i E15°47'28.8", w środkowej trzeciej części potoku, na wysokości 565 m n.p.m. Detektor kontrolny wisiał mniej więcej 200 m na północ od potoku, w lesie świerkowo-bukowym.

17 – Zlatý potok jest lewym dopływem Úpy, płynącym we wsch. części KRNAp. Potok ten ma długość 6629 m i źródło na wysokości 947 m n.p.m. oraz ujście na wysokości 446 m n.p.m. Główny detektor został umieszczony w punkcie o współrzędnych: N50°37'27.2" i E15°51'17.0", w środkowej trzeciej części potoku, na wysokości 569 m n.p.m. Detektor kontrolny stał 200 m na wschód od potoku, w lesie świerkowo-bukowym.

18 – Kamieńczyk jest prawym dopływem rzeki Kamiennej. Jego źródła zlokalizowane są w północno-zachodniej części Śląskiego Grzbietu, na wysokości 1251 n.p.m., a ujście na wysokości 627 m n.p.m. Główny detektor został umieszczony w punkcie o współrzędnych: N50°48'45.66", E15°29'46.98", na wysokości 870 m n.p.m. Detektor kontrolny stał 100 m od potoku, w lesie świerkowym.

19 – Szrenicki Potok jest lewym dopływem Szklarki o długości 5140 m. Jego źródła zlokalizowane są pod Mokrá Przełęczą na wysokości 1313 m n.p.m. Ujście położone jest na wysokości 616 m n.p.m. Główny detektor został umieszczony w punkcie o współrzędnych: N50°48'0.6", E15°29'46.98", na wysokości 856 m n.p.m. Detektor kontrolny stał około 80 m od potoku, w lesie mieszanym, przy drodze.

20 – Łomniczka jest prawym dopływem rzeki Łomnicy, zlokalizowanym na wschód od Bystrzyka. Długość tego cieku wodnego wynosi 9320 m. Jej źródła znajdują się na Równi pod

50° 45' 28.8" s. š., 15° 45' 36.84" v. d., ve výšce 747 m n. m. Kontrolní detektor byl umístěn 100 m od potoka ve smrkovém porostu.

21 – Bystrzyk je pravostranným přítokem říčky Łomnicy o délce 3440 m. Pramen Bystrzyka se nachází na severovýchodě Slezského hřbetu ve výšce 1241 m n. m. Hlavní detektor byl instalován na souřadnicích 50°45'39.54" s. š., 15°44'9.6" v. d., ve výšce 870 m n. m. Kontrolní detektor byl umístěn 100 m od potoka.

Śnieżką na wysokości 1411 m n.p.m., a ujście na wysokości 437 m n.p.m. Główny detektor został umieszczony nad strumieniem za Domkiem Myśliwskim, w punkcie o współrzędnych: N50°45'28.8", E15°45'36.84", na wysokości 747 m n.p.m. Detektor kontrolny stał 100 m od potoku, w lesie świerkowym.

21 – Bystrzyk jest prawym dopływem rzeki Łomnicy o długości 3440 m. Źródła Bystrzyka znajdują się w północno-wschodniej części Śląskiego Grzbietu, na stoku Kopy, na wysokości 1241 m n.p.m. Główny detektor został umieszczony w punkcie o współrzędnych: N50°45'39.54", E15°44'9.6", na wysokości 870 m n.p.m. Detektor kontrolny stał w lesie, 100 m od potoku.

Časový rozvrh

Výzkum probíhal 16.–24. července 2012 na 4 lokalitách (Javoří potok, Dřevařský potok, Šindelová strouha, Krakonošova strouha), 19.–25. června 2013 na 4 lokalitách (Čistá, Klínový potok, Vápenický potok, Žalský potok) 11.–17. července 2013 na 2 potocích (Kamieńczyk a Szrenicki potok), 20–26. července 2013 na Łomniczce, 29. července–4. srpna 2013 na Bystrzyku, 24.–30. července 2013 na 8 lokalitách (Čistá, Klínový potok, Vápenický potok, Černo-horský potok, Janský potok, Zelený potok, Zlatý potok, Žalský potok), 17.–22. června 2014 a 21.–26. července 2014 na 6 lokalitách (Bílá voda, Chlumský potok, Kozelský potok, Roudnický potok, Rýžovištní potok, Vejpálický potok).

Použitá metoda a přístrojové vybavení

Na lokalitách byla s pomocí ultrazvukové detekce echolokačních hlasů (bat-detektoringu) zjišťována letová aktivita netopýrů. Detektoring probíhal vždy na dvou stacionárních stanovištích současně na každé lokalitě. Na hlavním stanovišti podél potoka (na koridoru) byl vždy použit automatický detektor LunARU – 2 (Autonomic Recording Unit, Animal Sound Labs, Wrocław, Polsko), který je schopen nahrávat kontinuálně desítky hodin. Detektor pořízuje nahrávky v režimu „frequency division“, který

Termíny badań

Badania prowadzono według następującego schematu: 16–24 lipca 2012 r. na 4 potokach: Javoří potok, Dřevařský potok, Šindelová strouha, Krakonošova strouha, 19–25 czerwca 2013 r. na 4 stanowiskach: Čistá, Klínový potok, Vápenický potok, Žalský potok, 11–17. 07. 2013 r. na 2 potokach: Kamieńczyk i Szrenicki Potok, 20–26. 07. 2013 r. na Łomniczce, 29. 07–04. 08. 2013 r. na Bystrzyku, 24–30 lipca 2013 r. na 8 potokach: Čistá, Klínový potok, Vápenický potok, Černo-horský potok, Janský potok, Zelený potok, Zlatý potok, Žalský potok, 17–22 czerwca 2014 r. i 21–26 lipca 2014 r. na 6 stanowiskach: Bílá voda, Chlumský potok, Kozelský potok, Roudnický potok, Rýžovištní potok, Vejpálický potok.

Metody badań

Aktywność nietoperzy w wybranych lokalizacjach badano metodą ultradźwiękowej detekcji pulsów echolokacyjnych. W każdej z lokalizacji detekcja odbywała się zawsze w 2 punktach jednocześnie. W punkcie głównym przy potoku (w korytarzu przelotowym nietoperzy) stosowany był zawsze detektor automatyczny LunARU – 2 (Autonomic Recording Unit, Animal Sound Labs, Wrocław, Polska), umożliwiający wykonywanie ciągłych nagrań przez okres kilkudziesięciu godzin. Detektor nagrywał w dzia-

pracuje v reálném čase, má však určitá omezení pro přesnost analýzy na PC ve srovnání s režimem „real time“. Detektor byl vždy umístěn bezprostředně vedle koryta potoka na vhodný strom do výšky asi 2–2,5 metrů. V letech 2013–14 byl detektor vybaven dvěma mikrofony, aby mohla být vyhodnocena polarita přicházejících signálů. Pravý mikrofon byl vždy orientován proti proudu a levý po proudu. Geografická pozice a nadmořská výška hlavních stanovišť byly lokalizovány pomocí GPS Garmin Oregon 550t. Na kontrolním stanovišti byly použity opět detektory LunARU a v letech 2013 a 2014 byl na dvou stanovištích jako kontrolní detektor použit automatický přístroj SM2BAT (Wildlife Acoustic, USA) nahrávající v režimu „real time“. Kontrolní stanoviště se nacházela zpravidla v uzavřeném lesním porostu, obvykle 100–400 m od hlavního stanoviště, vodního zdroje nebo jiného koridoru (lesního okraje, cesty apod.). Monitoring probíhal na každé lokalitě vždy 2–5 po sobě jdoucích nocí a to od 21.30 do 5.00 v roce 2012 a od 21.00 do 5.00 v letech 2013–14, tj. přibližně od západu do východu slunce (SELČ).

lajícím v czasie rzeczywistym trybie „frequency division“, który w porównaniu z trybem „real time“ ma jednak pewne ograniczenia, szczególnie jeśli chodzi o dokładność analizy komputerowej. Detektor za każdym razem umieszczany był bezpośrednio obok koryta potoku, na drzewie, na wysokości około 2–2,5 metrów. Za wyjątkiem Kamieńczyka, Łomniczki, Bystrzyka i Szrenickiego Potoku, w latach 2013–14 detektor wyposażony był w dwa mikrofony, co umożliwiałoby ocenę kierunku docierających do niego sygnałów. Prawy mikrofon zawsze był skierowany w kierunku przeciwnym do biegu potoku, natomiast lewy w kierunku zgodnym z biegiem rzeki. Położenie geograficzne głównych stanowisk oraz ich wysokość nad poziomem morza określone były za pomocą urządzenia GPS Garmin Oregon 550t. Również w punktach kontrolnych wykorzystywane były detektory LunARU, zaś w latach 2013 i 2014 w dwóch punktach jako detektor kontrolny wykorzystano automatyczne urządzenie SM2BAT (Wildlife Acoustic, USA), nagrywające w trybie „real time“. Punkty kontrolne z reguły znajdowały się w lesie, zazwyczaj w odległości 100–400 m od punktu głównego na cieku wodnym lub w innym korytarzu (skraju lasu, drogi itp.). W każdym stanowisku monitoring odbywał się zawsze przez 2–5 nocy z rzędu, od godziny 21.30 do 5.00 w 2012 roku i od godziny 21.00 do 5.00 w latach 2013–14, czyli mniej więcej od zachodu do wschodu słońca (CET).

Analýza a hodnocení dat

Nahrávky byly do PC staženy ve formátu wav přímo z SD karet rekordérů. K jejich analýze byl použit program Adobe Audition 3.0 (Adobe Systems), ve kterém byly vybírány úseky s echolokačními sekvencemi. Do analýz nebyly zahrnuty sekvence obsahující koncové fáze typické pro lov, ale pouze vyhledávací a přibližovací fáze používané netopýry při přeletech. Přibližovací fáze byly zaznamenány jen výjimečně a mohly být reakcí netopýra na překážku v prostoru. V softwaru BatSound Pro 3.31 (Pettersson Elektronik AB, Švédsko, Uppsala) byli netopýři určováni do druhu s využitím srovnávacích charakteristik (www.ceson.org).

Analiza danych

Nagrania w formacie WAV przenoszone były na komputer, bezpośrednio z kart SD urządzeń nagrywających. Do analizy danych wykorzystano program Adobe Audition 3.0 (Adobe Systems), w którym wyszukiwano odcinków z sekwencjami echolokacyjnymi. Do analiz nie włączano sekwencji zawierających końcowe fazy (fazy żerowe) typowe dla dźwięków emitowanych podczas polowania, a jedynie pulsy emitowane podczas fazy poszukiwawczej i zbliżania się, wykorzystywane przez nietoperze podczas przelotów. Fazy zbliżania się notowane były sporadycznie, a ich obecność mogła wynikać z reakcji nietoperza na przeszkodę terenową. Gatunek oznaczano w programie BatSound Pro

K hodnocení dat byly použity „pozitivní“ minuty se záznamem netopýra vztažené na 60 minut nahrávání, tzv. relativní aktivita (viz kap. Využívání biotopů: Metodika). Hodnoty dominance a frekvence byly hodnoceny stejně, jako je uvedeno ve výše citované kapitole. Na kontrolním stanovišti a jednom hlavním stanovišti některých lokalit se podařilo zmonitorovat pouze jednu noc (Janský potok, Klínový potok, Zlatý potok).

Nahrávky z června byly vyhodnocovány jako období laktace, z července jako období postlaktace. Relevantní nahrávky z obou období byly získány na 10 lokalitách z celkových 21. Úrovně přeletové aktivity (PA) v průběhu noci byly určeny průměrnou hodnotou relativní aktivity zjištěnou nad potokem za půlhodinový úsek noci, kdy každá nahraná noc o délce 7,5 hodiny (21.30–5.00 LSEČ) byla rozdělena na 15 půlhodinových úseků. Znázorněny byly ty potoky, jejichž relativní aktivita byla stejná nebo vyšší než medián celkové relativní aktivity všech potoků, tj. hodnota 0,625. Jednalo se celkem o osm potoků, z toho na pěti z nich bylo zaznamenáno jak období laktace, tak i postlaktace. Na daném potoce pak byly vyobrazeny přelety těch druhů, jejichž průměrná relativní aktivita za celou noc byla stejná nebo vyšší než medián celkové relativní aktivity druhů.

Grafy směrovosti přeletové aktivity v průběhu noci (21.00–5.00 LSEČ) znázorňují přelety dominantních druhů po a proti proudu nad vybranými potoky, přičemž nahrávky směrovosti se podařilo získat z osmi potoků. Kritérium pro výběr potoků a druhů bylo stejné jako pro porovnání úrovně PA. Směrovost však byla dána rozdílem průměrné relativní aktivity daného druhu zaznamenané nad potokem v dané půlhodině po proudu a proti proudu. Průměrná hodnota relativní aktivity vyobrazená svislou osou je tak ve výsledku podhodnocena vlivem rozdílu aktivit. Toto opatření zásadně omezilo pravděpodobnost chyby vzniklé při záznamu jediného netopýra oběma mikrofony. Kladné hodnoty značí aktivitu po proudu, záporné hodnoty proti proudu.

Relativní aktivita netopýrů z období postlaktace byla dále vysvětlována prostřednictvím geografických a biotopových charakteristik jednotlivých potoků a jejich okolí, které byly zjišťovány v programu ArcMap 10. 2. Nahrávky

3.31 (Pettersson Elektronik AB, Švédsko, Uppsala) i Adobe Audition 3.0 (Adobe Systems), w oparciu o charakterystyki porównawcze (www.ceson.org).

W analizie danych wykorzystywano pozytywne minuty z zarejestrowaną echolokacją nietoperza w stosunku do 60 minut nagrania, czyli tzw. względną aktywność (patrz rozdz. Wykorzystywanie siedlisk: Metodyka). Wartości dominacji i frekwencji oceniane były zgodnie z metodyką opisaną w wyżej cytowanym rozdziale. W przypadku niektórych lokalizacji w punkcie kontrolnym i w jednym punkcie głównym monitoring wykonano tylko podczas jednej nocy (Janský potok, Klínový potok, Zlatý potok).

Nagrania z czerwca traktowane były jako nagrania z okresu laktacyjnego, natomiast te pochodzące z lipca jako nagrania z okresu postlaktacyjnego. Miarodajne nagrania z obu okresów uzyskano na 10 z 21 stanowisk. Poziomy aktywności przelotowej (PA) w ciągu nocy określane były za pomocą przeciętnej wartości względnej aktywności, zanotowanej nad potokiem w ciągu półgodzinnego odcinka, przy czym każdej nocy sporządzane było nagranie o długości 7,5 godziny (21.30–5.00 CET), rozdzielane następnie na 15 półgodzinnych odcinków. Analizie poddano dane z potoków, dla których aktywności była taka sama lub wyższa od mediany całkowitej aktywności zanotowanej dla wszystkich potoków, czyli wartości 0,625. Było to w sumie 8 potoków, z czego na 5 z nich uzyskano dane zarówno z okresu laktacji, jak i postlaktacji. Dla każdego z tych potoków przedstawiono przeloty tych gatunków, których średnia całonocna aktywność była taka sama lub wyższa od mediany całkowitej aktywności wszystkich gatunków.

Wykresy, na których zaznaczano kierunek nocnej aktywności przelotowej (21.00–5.00 CET) pokazują przeloty gatunków dominujących w dół i w górę wybranych potoków, przy czym nagrania pokazujące kierunek udało się wykonać na 8 ciekach. Kryterium doboru potoków i gatunków było takie samo jak przy porównywaniu poziomu aktywności przelotowej. Kierunkowość przelotu obliczano z różnicy średniej aktywności danego gatunku pomiędzy przelotami w dół i w górę cieku, zanotowanymi w danym półgodzinnym przedziale.

z postlaktacního období se podařilo získat na všech lokalitách, proto byla do analýz efektu geografických a biotopových charakteristik použita pouze data z tohoto období. Z charakteristik byla měřena délka potoka, nadmořská výška pramene, nadmořská výška ústí, převýšení potoka. Dále byla kolem každého potoka vytvořena 300 m široká zóna. Šířka zóny byla zvolena tak, aby docházelo k minimálnímu křížení s ostatními paralelně vedoucími potoky. Na základě délky potoka byla zóna rozdělena na tři části: horní, střední a dolní, kdy v každé části byly změřeny tyto charakteristiky: procentuální zastoupení lesního porostu, procentuální zastoupení zástavby, procentuální zastoupení zbývajících nezalesněných či nezastavěných ploch a počet domů. Procentuální hodnoty byly odvozeny od celkové plochy zóny měřené v metrech čtverečních.

Z tohoto hlediska průměrná hodnota aktivity představená na osi pionové je snížena v souvislosti s rozdílem aktivity. Zastavení vyššího zabezpečení v zásadním způsobu omezuje pravděpodobnost chyby, vyplývající z záznamu tohoto samého netopercera přes oba mikrofony. Hodnoty navíc označují aktivitu shodnou s proudem řeky, zatímco hodnoty ujemné v opačném směru.

Aktivita netopercera v období postlaktacijním byla navíc popisována s pomocí charakteristik geografických i sídelních konkrétních toků a jejich okolí, které zajišťovala aplikace ArcMap 10. 2. Záznamy z období postlaktacijního se podařilo získat na všech stanicích, proto bylo provedeno toto zjištění. Charakter toku popisováno s pomocí následujících proměnných: délka toku, výška nad úrovní moře na jaké se nacházel zdroj, výška nad úrovní moře jeho ústí a rozdíl výšek mezi zdrojem a ústím toku. Kromě toho kolem každého z toků bylo vytvořeno pásmo o šířce 300 m. Šířka této zóny byla vybrána takto, aby bylo možné omezit její průsečíky s jinými, proudícími rovnoběžnými toky. Pásmo bylo rozděleno na tři části vzhledem k délce toku: horní, střední a dolní. V každé z těchto částí byly měřeny následující parametry: procentový podíl dřeviny, procentový podíl zastavěných ploch, procentový podíl jiné krajiny nezalesněné i nezastavěné a počet domů. Hodnoty procentové byly vypočteny na základě celkové plochy měřené v metrech čtverečních.

Získaný materiál

Celkem byly získány nahrávky z 47 nocí, tj. 1210 hodin. Bylo získáno 2251 pozitivních minut přeletové aktivity netopýrů nad vodotečemi, na kontrolních stanovištích pouze 523 pozitivních minut (Tab. 10).

Materiál

V sumě bylo získáno záznamy z 47 nocí, tj. z 1210 hodin. V záznamech bylo zaregistrováno celkem 2251 pozitivních minut aktivity přeletové netopercera nad vodními i 523 pozitivních minut v kontrolních (Tabula 10).

Tab. 10. Celkový získaný materiál na koridorech a kontrolních stanovištích. Jsou uvedeny i hodnoty přepočtu pozitivních minut na relativní aktivitu.

Tab. 10. Całkowita ilość materiału zdobytego w korytarzach przelotowych i w punktach kontrolnych. Podano również wartości aktywności po przeliczeniu pozytywnych minut na 60 minut nagrania.

Tab. 10. Obtained material on the corridors and controls. Table includes the converted values from positive minutes to the relative activity.

OBDOBÍ OKRES	LOKALITA STANOWISKO	NAHRANÉ / NAGRANE MINUTY		POZITIVNÍ / POZYTYWNE MINUTY		RELATIVNÍ AKTIVITA WZGLĘDNA AKTYWNOŚĆ	
		KORIDOR	KONTROLA	KORIDOR	KONTROLA	KORIDOR	KONTROLA
7/2012	Dřevařský potok (DŘE)	900	450	34	11	4,5	1,5
7/2012	Javoří potok (JAV)	900	450	37	40	4,9	5,3
7/2012	Krakonošova strouha (KRA)	900	450	100	7	13,3	0,9
7/2012	Šindelová strouha (ŠIN)	900	450	50	29	6,7	3,9
7/2013	Janský potok (JAN)	960	480	125	26	15,6	3,3
7/2013	Zelený potok (ZEL)	960	960	109	0	13,6	0,0
7/2013	Zlatý potok (ZLA)	960	480	90	145	11,3	18,1
6 a 7/2013	Klínový potok (KLI)	1440	1440	63	2	7,9	0,3
6 a 7/2013	Čistá (ČIS)	1920	1920	232	11	29,0	1,4
6 a 7/2013	Vápenický potok (VÁP)	1920	1920	431	82	53,9	10,3
6 a 7/2013	Žalský potok (ŽAL)	1920	1920	39	0	4,9	0,0
6 a 7/2014	Bílá voda (BÍL)	1920	1920	18	16	2,3	2,0
6 a 7/2014	Chlumský potok (CHL)	1920	1920	55	41	6,9	5,1
6 a 7/2014	Kozelský potok (KOZ)	1920	1920	131	13	16,4	1,6
6 a 7/2014	Roudnický potok (ROU)	1920	1920	55	16	6,9	2,0
6 a 7/2014	Rýžovištní potok (RÝŽ)	1920	1920	222	11	27,8	1,4
6 a 7/2014	Vejpálický potok (VEJ)	1920	1920	357	18	44,6	2,3
7/2013	Kamieńczyk (KAM)	3360	3360	23	0	0,4	0,0
7/2013	Łomniczka (ŁOM)	3360	3360	1	3	0,02	0,05
7/2013	Bystrzyk (BYS)	3360	3360	61	35	1,1	0,62
7/2013	Szrenicki Potok (SZP)	2400	2400	18	17	0,45	0,42
Celkem / Łącznie		37680	34920	2251	523		

Statistické zpracování dat

Po logaritmické transformaci hodnoty relativní aktivity vykazovaly normální rozložení. Proto pro srovnání letových aktivit a počtů druhů mezi koridory, kontrolami a dále mezi laktací a postlaktací byla využita ANOVA hlavního efektu (main effect ANOVA) a post-hoc Tukey

Analiza statystyczna

Po transformacji logarytmicznej danych, aktywności charakteryzowały się rozkładem normalnym. Dlatego w celu porównania aktywności i liczby gatunków pomiędzy korytarzami a punktami kontrolnymi, a także okresem laktacyjnym i postlaktacyjnym wykorzystano test

test. Data byla také zpracována prostřednictvím mnohorozměrných statistických metod v programu R 3.0.2 (R Core Team 2012). K vysvětlení vztahů mezi relativní aktivitou jednotlivých druhů netopýrů a vybranými charakteristikami byla použita metoda nemetrického mnohorozměrného škálování (NMDS). Odmocninovou transformací se zdůraznila váha přítomnosti či nepřítomnosti druhu. Tato data pak byla převedena na matici nepodobnosti pomocí Jaccardova kvantitativního koeficientu, který vytváří velké kontrasty v rozdílech hodnot (HARUŠTIAKOVÁ *et al.* 2012). Do výsledného dvourozměrného zobrazení druhů byly následně pasivně promítnuty charakteristiky, jejichž výběr byl proveden na základě párových grafů a Spearmanova korelačního koeficientu ($P < 0,05$). Signifikantní změna charakteristik s pozicí druhů na první a druhé ordinační ose byla zjištěna pomocí vícenásobné lineární regrese a permutačním testem při 8888 permutacích. Byla při tom použita funkce „envfit“ z balíku „vegan“ (OKSANEN *et al.* 2013).

ANOVA efektů hlavních (main effect ANOVA) oraz test post-hoc Tukeya. Dane analizowano także za pośrednictwem wielowymiarowych metod statystycznych, w programie R 3.0.2 (R Core Team 2012). Do wyjaśnienia związków pomiędzy aktywnością poszczególnych gatunków nietoperzy a wybranymi charakterystykami potoków wykorzystano metodę niemetrycznego skalowania wielowymiarowego (NMDS). Pierwiastkowa transformacja podkreślała wagę obecności bądź nieobecności gatunku. Powyższe dane były następnie przenoszone na macierz niepodobieństw za pomocą współczynnika ilościowego Jaccarda, powodującego duże kontrasty w różnicach wartości (HARUŠTIAKOVÁ *et al.* 2012). Charakterystyki siedlisk, wybrane na podstawie sparowanych wykresów i współczynnika korelacji Spearmana ($P < 0,05$), zostały przedstawione na dwuwymiarowych wykresach. Istotne zmiany charakterystyki siedlisk w pozycji gatunków na pierwszej i drugiej osi obliczano przy użyciu wielokrotnej regresji liniowej i testu permutacyjnego, przy 8888 permutacjach. Wykorzystano przy tym funkcję „envfit“ z pakietu „vegan“ (OKSANEN *et al.* 2013).

Výsledky a diskuze

Druhové složení na lokalitách

Celkem bylo na hlavních a kontrolních staniích všech lokalit zaznamenáno 17 druhů nebo dvojic netopýrů (Tab. 11).

Na sedmi lokalitách byl opakovaně zaznamenán *Nyctalus noctula*, který patří k výškovým letcům, proto jeho využití potoků jako přeletových koridorů není jednoznačné a byl z dalších analýz vyloučen.

Byly zjištěny signifikantní rozdíly mezi lokalitami, kdy nejvíce druhů bylo zjištěno podél Vejpalického potoka (11) (ANOVA; $F = 4,04$; $p = 0,001$). Signifikantně vyšší počet druhů byl zjištěn i podél potoků než na kontrolách ($F = 164,98$; $p = 0,001$) a naopak nebyl zjištěn významný rozdíl mezi laktací a postlaktací. Nejpočetněji byly na lokalitách zastoupeny druhy *Myotis daubentonii*, *Myotis bechsteinii*, *Eptesicus nilssonii* a dvojice druhů *Myotis mystacinus/brandtii* a *Plecotus auritus/austriacus*. Naopak málo početnými druhy byly *Pipistrellus nathu-*

Wyniki i dyskusja

Skład gatunkowy na stanowiskach

Ogółem zanotowano 17 gatunków lub par w głównych i kontrolnych punktach wszystkich lokalizacji (Tabela 11).

Na 7 stanowiskach wielokrotnie notowano obecność *Nyctalus noctula*, latającego na dużych wysokościach, dlatego wykorzystanie przez niego potoków w charakterze korytarzy przelotowych nie jest jednoznaczne, w związku z czym wykluczony został z analiz.

Stwierdzono istotne różnice pomiędzy lokalizacjami, przy czym największą liczbę gatunków zaotowano na Vejpalickim potoku (11) (ANOVA; $F=4,04$; $p=0,001$). W porównaniu z punktami kontrolnymi, wzdłuż potoków obserwowano istotnie wyższą liczbę gatunków ($F=164,98$; $p=0,001$), nie wykazano jednak istotnej różnicy pomiędzy okresem laktacyjnym i postlaktacyjnym. Do najliczniej zarejestrowanych gatunków należały *Myotis daubentonii*, *Myotis bechsteinii*, *Eptesicus nilssonii* oraz pary *Myotis*

Tab. 11. Přehled zjištěných druhů doplněný o druhové zkratky a úkrytové preference. Modře jsou označeny druhy, které byly zaznamenány pouze na kontrolních stanovištích. Druhy jsou rozděleny podle toho, jestli preferují úkryty v lesích nebo v obydlí: ANO – často vyhledává úkryty; NE – nevyhledává; OBČAS – zřídka. Liší-li se preference každého druhu z dvojice, jsou odděleny lomítkem, pokud se neliší, jsou uvedeny dohromady.

Tab. 11. Przegląd gatunków zarejestrowanych na potokach i w punktach kontrolnych uzupełniony o ich preferencje odnośnie kryjówek. Niebieskim kolorem oznaczono gatunki, których obecność zanotowano wyłącznie w punktach kontrolnych. Gatunki podzielone są według wyboru kryjówek w lasach lub w zabudowaniach. ANO oznacza, że gatunek często wybiera kryjówki w danym siedlisku; NE, że zazwyczaj ich tam nie poszukuje; OBČAS oznacza, że gatunek czasami znajduje tam schronienie. Jeżeli preferencje każdego gatunku występującego w parze różnią się, oddzielone są ukośnikiem, jeżeli się nie różnią, są przedstawione razem.

Tab. 11. Overview of the observed species complemented by roosting preferences. Species in blue have only been seen at the controls. Species are divided based on the type of roosts they prefer in – forests or human dwellings: ANO species often roosts there; NE – it doesn't dwell there; OBČAS – species sometimes finds a roost there. If the preference is different for part of a pair, they are divided by a slash, if not, the word applies for both.

DRUH GATUNEK	ZKRATKA AKRONIM	ÚKRYTY KRYJÓWKI	
		V LESÍCH W LASACH	VE STAVBÁCH W BUDYNKACH
<i>Myotis mystacinus/brandtii</i>	Mmys/bra	OBČAS	ANO
<i>Myotis alcathoe/emarginatus</i>	Malc/ema	ANO/NE	NE/ANO
<i>Myotis nattereri</i>	Mnat	ANO	OBČAS
<i>Myotis bechsteinii</i>	Mbec	ANO	NE
<i>Myotis myotis</i>	Mmyo	NE	ANO
<i>Myotis daubentonii</i>	Mdau	ANO	NE
<i>Myotis dasycneme</i>	Mdas	NE	ANO
<i>Vespertilio murinus</i>	Vmur	NE	ANO
<i>Eptesicus serotinus</i>	Eser	NE	ANO
<i>Eptesicus nilssonii</i>	Enil	NE	ANO
<i>Nyctalus leisleri</i>	Nlei	ANO	NE
<i>Nyctalus noctula</i>	Nnoc	ANO	ANO
<i>Pipistrellus nathusii</i>	Pnat	ANO	NE
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Ppip	ANO	ANO
<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	Ppyg	ANO	ANO
<i>Barbastella barbastellus</i>	Bbar	ANO	OBČAS
<i>Plecotus auritus/austriacus</i>	Paur/aus	ANO/NE	ANO

sii, *Barbastella barbastellus*, *Nyctalus leisleri* a *Vespertilio murinus* (Tab. 12).

Dominance druhů

Eudominantním druhem na všech lokalitách s výjimkou Dřevařského a Szrenického potoka byl *Myotis daubentonii* (Tab. 12). Dvojice *Myotis mystacinus/brandtii* byla eudominantní na 13 lokalitách, dvojice *Plecotus auritus/austriacus* na 12 lokalitách. Druh *Myotis bechsteinii* byl eudominantní na 8 lokalitách, na 7 lokalitách se nevyskytoval vůbec. Druh *Eptesicus nilssonii* byl zjištěn na 14 lokalitách, kde patřil mezi druhy subdominantní, dominantní nebo výjimečně recedentní. Druh *Pipistrellus pipistrellus* byl zjištěn jen na 5 lokalitách, byl zde však eudominantním druhem. Subdominantním druhem s výskytem pouze na 1 lokalitě byl *Pipistrellus nathusii*. Subdominantními, recedentními či subrecedentními druhy na 1–3 lokalitách byla dvojice *Myotis alcathoe/emarginatus*, *Myotis dasycneme*, *Eptesicus serotinus* a *Barbastella barbastellus*. *Myotis dasycneme* byl zjištěn na

mystacinus/brandtii i *Plecotus auritus/austriacus*. Gatunkami o malé liczebności były *Pipistrellus nathusii*, *Barbastella barbastellus*, *Nyctalus leisleri* i *Vespertilio murinus* (Tabela 12).

Dominacja gatunków

Na wszystkich stanowiskach, za wyjątkiem Dřevařského potoka i Szrenického Potoku, eudominantem był *Myotis daubentonii* (Tabela 12). Para *Myotis mystacinus/brandtii* była eudominantem na 13 stanowiskach, natomiast para *Plecotus auritus/austriacus* na 12 stanowiskach. *Myotis bechsteinii* był eudominantem na 8 stanowiskach, a na 7 stanowiskach nie występował wcale. Obecność *Eptesicus nilssonii* stwierdzono na 14 stanowiskach, na których należał do subdominantów, dominantów lub wyjątkowo recedentów. *Pipistrellus pipistrellus* zanotowano jedynie na 5 stanowiskach, na których był jednak eudominantem. Subdominantem występującym tylko w jednej lokalizacji był *Pipistrellus nathusii*. Subdominantami, recedentami lub subrecedentami na 1–3 stanowiskach

Tab. 12. Dominance druhů zjištěných podél potoků (koridorů). Zkratky lokalit viz Tab. 10.

Tab. 12. Dominacja gatunków zanotowanych na potokach (w korytarzach). Skróty lokalizacji w Tab. 10.

Tab. 12. Dominance of species observed alongside streams (corridors). Abbreviations of localities in Tab. 10.

	Mmys/bra	Malc/ema	Mnat	Mbec	Mmyo	Mdau	Mdas	Eser	Enil	Vmur	Pnat	Ppip/pyg	Bbar	Paur/aus
DŘE	30,9	0	0	0	0	4,4	0	0	7,4	0	7,4	17,6	0	32,4
JAV	28,4	0	0	2,7	0	20,3	0	0	9,5	0	0	25,7	0	13,5
KRA	36,5	0	0	2,5	0	41,5	0	0	1	0	0	14	0	4,5
ŠIN	30	0	0	0	0	16	0	0	7	0	0	18	0	29
JAN	5,6	0	10,4	33,6	3,2	31,2	0	0	6,4	0	0	0	0	9,6
ZEL	7,3	0	2,8	15,6	0,9	42,2	0	0	4,6	0	0	0	0,9	25,7
ZLA	41,1	4,4	5,6	6,7	0	30	0	0	2,2	0	0	0	0	10
KLÍ	2,2	0	4,5	14,6	1,1	50,6	0	0	4,5	0	0	0	0	22,5
ČIS	12,9	0	4,3	25	4,3	36,6	0	0	3,4	0	0	0	0	13,4
VÁP	6,3	1,9	0	7,9	0,7	72,4	0	0	10	0	0	0	0	0,9
ŽAL	5,1	0	0	15,4	12,8	38,5	0	0	5,1	0	0	0	2,6	20,5
BÍL	33,3	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	16,7
CHL	29,1	0	0	1,8	0	45,5	0	0	9,1	0	0	0	0	14,5
KOZ	12,2	0	0	16	0	57,3	0	0	0	0	0	0	0	14,5
ROU	10,9	0	0	27,3	0	56,4	0	0	0	0	0	0	0	5,5
RÝŽ	7,7	0	0	22,5	0	40,5	0	0	1,4	0	0	0	0	27,9
VEJ	16,8	0	0	8,7	0	70	0	0	0	0	0	0	0,6	3,9
KAM	56,5	0	0	0	4,3	30,4	0	0	0	8,7	0	0	0	0
ŁOM	8,1	0	0	0	1,6	42,6	1,6	4,9	1,6	22,9	0	13,1	0	0
BYS	44,4	0	0	0	0	50	0	0	0	0	0	0	0	0
SZP	0	0	0	0	0	0	66,6	0	0	0	0	0	0	0

Szrenickim potoce a *Vespertilio mutinus* na toku Łomniczky.

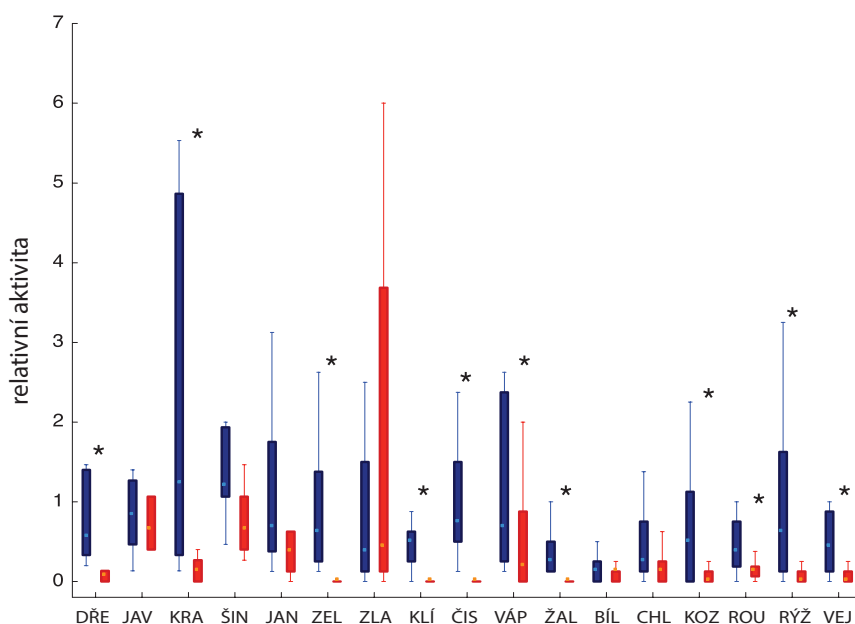
Rozdíly v letové aktivitě

Byly zjištěny signifikantní rozdíly mezi jednotlivými lokalitami (ANOVA, $F = 2,137$; $p = 0,008$). Signifikantně vyšší relativní aktivita byla zjištěna nad koridory potoků ve srovnání s kontrolními stanovišti ($F = 41, 201$; $p = 0,001$). Významné rozdíly byly zjištěny i mezi jednotlivými druhy netopýrů ($F = 9,624$; $p = 0,001$). Naopak nesignifikantní rozdíl byl zjištěn v relativní aktivitě mezi obdobím laktace a postlaktace. Nejvyšší hodnoty relativní aktivity podél koridorů byly zjištěny na lokalitách Krakonošova strouha, Vápenický potok, Rýžovištní potok a Janský potok (Obr. 27). Hodnoty relativní ak-

byly *Myotis alcaethoe/emarginatus*, *Myotis dasycneme*, *Eptesicus serotinus* oraz *Barbastella barbastellus*. *Myotis dasycneme* byl liczny na Szrenickim Potoku, a *Vespertilio mutinus* na Łomniczce.

Różnice w aktywności

Stwierdzono istotne statystycznie różnice pomiędzy poszczególnymi lokalizacjami (test ANOVA, $F=2,137$; $p=0,008$). Wyraźnie wyższą aktywność zanotowano w korytarzach przy potokach, w porównaniu z punktami kontrolnymi ($F=41,201$; $p=0,001$). Istotne różnice zanotowano również pomiędzy poszczególnymi gatunkami nietoperzy ($F=9,624$; $p=0,001$). Różnice w aktywności pomiędzy okresem laktacyjnym a postlaktacyjnym były nieznaczne.



Obr. 27. Rozdíly v relativní aktivitě mezi koridory a kontrolními stanovišti na jednotlivých lokalitách. Modré boxy – koridor, červené boxy – kontrola. Signifikantní rozdíly (Tukey) v rámci lokality označuje *. Střední hodnotou boxu je průměr, box ukazuje SD, svorky značí minimum a maximum.

Ryc. 27. Różnice w aktywności pomiędzy korytarzami a punktami kontrolnymi w poszczególnych lokalizacjach. Niebieskie słupki – korytarz, czerwone słupki – kontrola. Istotne różnice (test Tukeya) w ramach jednej lokalizacji oznaczone zostały symbolem *. Środkowa wartość słupka to średnia, słupek pokazuje SD, wąsy (rozzut zewnętrzny) oznaczają minimum i maksimum.

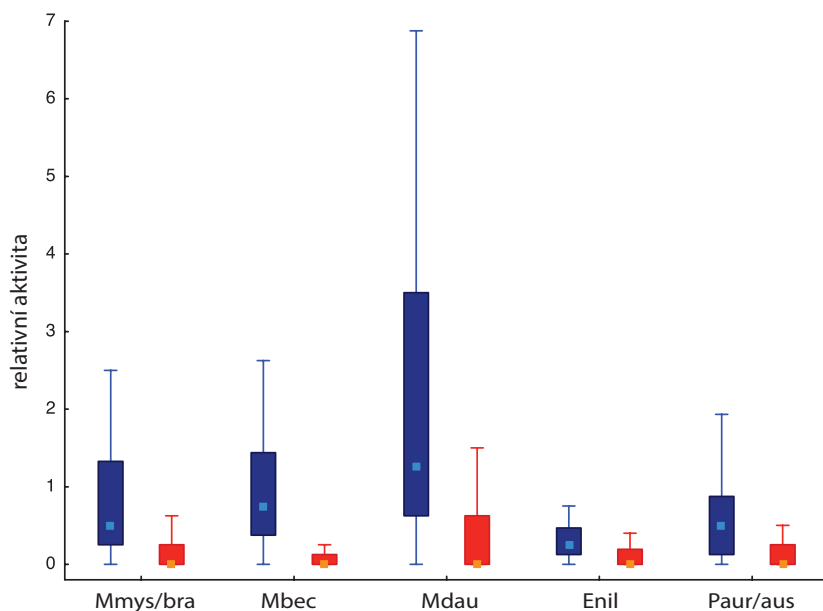
Fig. 27. Differences in relative activity between corridors and controls in individual localities. Blue boxes – corridor, red boxes – control. Significant differences (Tukey) within a location are marked by *. The middle of the box = mean, the box = SD, whiskers = minimum and maximum.

tivity zjištěné na těchto potocích byly současně signifikantně odlišné od aktivit zjištěných na ostatních vodotečích (Tukey post-hoc testy).

Vysoké hodnoty relativní aktivity na kontrolním stanovišti Zlatého potoka byly způsobeny nevhodně umístěným kontrolním detektorem, který se nacházel poblíž lesní cesty, využívané netopýry k přeletům podobně jako některé vodoteče (Tab. 13). Podrobnější prohlídka map a širšího okolí ukázala, že pás vegetace podél cesty vede na obě strany monitorovacího bodu o délce přibližně 1 km. Rozdíly v relativní aktivitě mezi koridory a kontrolními stanovišti u jednotlivých lokalit jsou označeny v Obr. 27. Při srovnání relativní aktivity mezi jednotlivými druhy netopýrů byly zjištěny signifikantní rozdíly u všech dominantních druhů (Obr. 28). Nejvyšších hodnot relativní aktivity dosahoval *Myotis daubentonii*. Úroveň přeletové aktivity tohoto druhu byla signifikantně vyšší než relativní aktivita zjištěná u ostatních dominantních druhů: *Myotis mystacinus/brandtii* (Tukey test, p

Najwyższą aktywność wzdłuż korytarzy stwierdzono na potokach Krakonošova strouha, Vápenický potok, Rýžovištní potok i Janský potok (Ryc. 27). Aktywność obserwowana na tych potokach znacząco różniła się od aktywności na pozostałych ciekach wodnych (testy post-hoc Tukeya).

Wysoka aktywność zanotowana w punkcie kontrolnym Zlatý potok wynikała z niewłaściwie umieszczonego detektora kontrolnego, znajdującego się w pobliżu leśnej drogi, wykorzystywanej przez nietoperze do przelotów tak samo jak niektóre cieki wodne (Tabela 13). Po szczegółowej analizie map okazało się, że pas roślinności wzdłuż drogi rozciąga się w obie strony od monitorowanego punktu i ma długość około 1 km. Różnice w aktywności pomiędzy korytarzami i stanowiskami kontrolnymi na poszczególnych lokalizacjach przedstawione zostały na Ryc. 27.



Obr. 28. Rozdíly v letové aktivitě mezi koridory a kontrolními stanovišti u dominantních druhů. Modré boxy značí relativní aktivitu na koridoru a červené v kontrole.

Ryc. 28. Różnice w aktywności przelotowej pomiędzy korytarzami a punktami kontrolnymi u gatunków dominujących. Niebieskie słupki – korytarz, czerwone słupki – kontrola.

Fig. 28. Differences in flight activity between corridors and controls in dominant species. Blue boxes – corridor, red boxes – control.

Tab. 13. Průměrné hodnoty relativní aktivity druhů zjištěné na jednotlivých lokalitách.

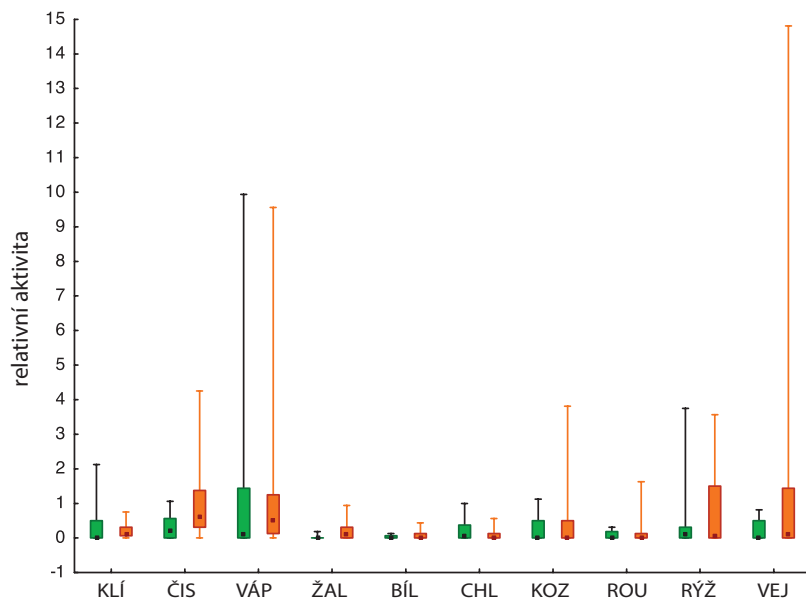
Vysvětlivky: K – koridor, KO – kontrola, zkratky druhů viz Tab. 2, lokality v Tab. 10.

Tab. 13. Średnie wartości aktywności gatunków zanotowane w poszczególnych lokalizacjach.

K – korytarz, KO – punkt kontrolny. Skróty gatunków podano w Tab. 2, lokalizacje w Tab. 10.

Tab. 13. Average values of relative activity of species found in each location. Explanatory notes: K – corridor, KO – control; for abbreviations of species see Tab. 2, localities Tab. 10.

LOKALITA	Mmys/bra		Malc/ema		Mdas		Mnat		Mbec		Mmyo		Mdau		Vmur		Enil		Eser		Nlei		Pnat		Ppip/pyg		Bbar		Paur/aus			
	K	KO	K	KO	K	KO	K	KO	K	KO	K	KO	K	KO	K	KO	K	KO	K	KO	K	KO	K	KO	K	KO	K	KO	K	KO		
DRE	1,4	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0,3	0,1	0	0	0	0	0,3	0	0,8	0	0	0	1,5	1,2		
JAV	1,4	0,7	0	0	0	0	0	0	0,1	0,7	0	0	1	0,4	0	0	0,5	0,4	0	0	0	0	0	0	1,3	1,1	0	0	0,7	2,1		
KRA	4,9	0,3	0	0	0	0	0	0	0,3	0,1	0	0	5,5	0	0	0	0,1	0,1	0	0	0	0,1	0	0	1,9	0	0	0	0,6	0,4		
ŠIN	2	1,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,1	0,3	0	0	0,5	0,4	0	0	0	0	0	0	1,2	0,7	0	0	1,9	1,5		
JAN	0,4	0,1	0	0	0	0	0,8	0,4	2,6	0,6	0,3	0,4	2,4	1,5	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0,3		
ZEL	0,5	0	0	0	0	0	0,2	0	1,1	0	0,1	0	2,9	0	0	0	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	1,8	0		
ZLA	2,3	10	0,3	6	0	0	0,3	0,1	0,4	0,5	0	0	1,7	1,4	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,6	0	
KLÍ	0,1	0	0	0	0	0	0,3	0	0,8	0	0,1	0	2,8	0	0	0,1	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,3	0,1		
ČÍS	1,9	0	0	0	0	0	0,6	0	3,6	0	0,6	0	5,3	0,7	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,9	0		
VÁP	1,7	0,2	0,5	0	0	0	0	0	2,1	0,4	0,2	0	19,5	2,2	0	0	2,7	1,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0,9	0	
ŽAL	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0	0,3	0	0,9	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0,5	0	0	
BÍL	0,3	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0,6	0,4	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0,1	0	
CHL	1	0,4	0	0	0	0	0	0	0,1	0,1	0	0	1,6	1,9	0	0	0,3	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,1	0	
KOZ	1	0,1	0	0	0	0	0	0	1,3	0	0	0	4,7	0	0	0	0	0,3	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	1,2	0,4	0	
ROU	0,3	0,4	0	0	0	0	0	0	0,9	0,1	0	0	1,9	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0,1	0	
RÝŽ	1,1	0	0	0	0	0	0	0	3,1	0,1	0	0	5,6	0,4	0	0	0,2	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,9	0,1	0	
VEJ	3,8	0,1	0	0,1	0	0	0	0	1,9	0,2	0	0	15,6	0	0	0,2	0	0,1	0	0	0	0,1	0	0,1	0	0	0,1	0	0,9	0,4	0	
KAM	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02	0	0,1	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ŁOM	0,08	0	0	0,02	0,02	0	0	0	0	0	0,02	0	0,23	0,02	0,13	0,2	0,02	0	0,03	0,15	0	0	0	0	0,1	0,0	0,20	0	0	0	0	
BYS	0,12	0	0	0	0,02	0	0	0	0	0	0	0,02	0,06	0,06	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
SZP	0	0	0	0	0,03	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
celková aktivita łączna aktywność	24,5	13,8	0,8	6,1	0,05	0,06	2,2	0,5	18,7	2,9	1,64	0,5273	6,99	6,68	0,16	0,51	6,42	3,1	0,03	0,25	0	0,1	0,3	0,2	5,3	1,84	0,3	0,1	18,8	7,7	0	0



Obr. 29. Rozdíly v letové aktivitě na koridorech v období laktace a postlaktace na jednotlivých lokalitách. Zelené boxy odpovídají relativní aktivitě v průběhu laktace, oranžové boxy aktivitě během postlaktace.

Ryc. 29. Różnice w aktywności w korytarzach w okresie laktacyjnym i postlaktacyjnym w poszczególnych lokalizacjach. Zielonymi słupkami oznaczono aktywność w okresie laktacyjnym, żółtymi – w okresie postlaktacyjnym.

Fig. 29. Differences in flight activity at the corridors during the lactation and post-lactation periods in each locality. Green boxes correspond with the relative activity during lactation, orange boxes with the activity after lactation.

= 0,043, df = 166), *Myotis bechsteinii* ($p < 0,001$), *Plecotus auritus/austriacus* ($p < 0,001$) a *Eptesicus nilssonii* ($p < 0,001$).

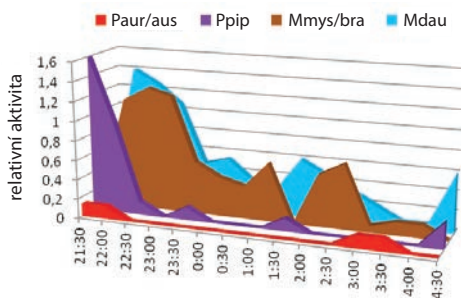
U šesti potoků z 10 byla podél koridorů zaznamenána vyšší letová aktivita v období postlaktace než laktace (Obr. 29), rozdíly však nebyly signifikantní (Tukey test, $p = 0,307$ ns). Většina koridorů vykazovala vysokou variabilitu mezi jednotlivými nočními pozorováními.

Přeletová aktivita v průběhu noci nad vybranými toky

Přeletová aktivita v průběhu noci byla vyhodnocena celkem na osmi potocích (Obr. 30–37), z toho na pěti z nich byly k dispozici nahrávky z období laktace i postlaktace. V případě zbylých tří lokalit byly získány výsledky pouze z postlaktčního období.

Aktywności poszczególnych gatunków istotnie różniły się od siebie (Ryc. 28). Najwyższą aktywność zanotowano u *Myotis daubentonii*. Poziom aktywność przelotowej tego gatunku był znacząco wyższy od aktywności stwierdzonej u pozostałych gatunków dominujących, tj. u *Myotis mystacinus/brandtii* (test Tukeya, $p = 0,043$, df = 166), *Myotis bechsteinii* ($p < 0,001$), *Plecotus auritus/austriacus* ($p < 0,001$) i *Eptesicus nilssonii* ($p < 0,001$).

Na sześciu z dziesięciu potoków zanotowano wyższą aktywność wzdłuż korytarzy w okresie postlaktacyjnym w porównaniu z okresem laktacyjnym (Ryc. 29), różnice te nie były jednak istotne statystycznie (test Tukeya, $p = 0,307$). Na większości potoków występowała wysoka zmienność aktywności pomiędzy poszczególnymi okresami badań.

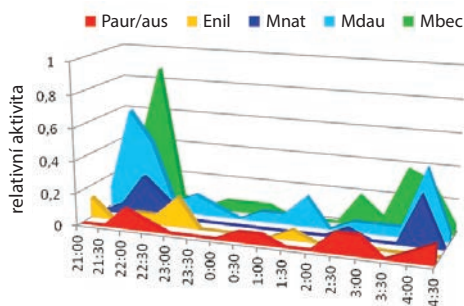


Obr. 30. Přeletová aktivita v průběhu noci u dominantních druhů na potoce Krakonošova strouha v období postlaktace. Svislá osa udává průměrnou relativní aktivitu za daný půlhodinový úsek noci (21.30–5.00 LSEČ).

Ryc. 30. Całonocna aktywność przelotowa gatunków dominujących nad potokiem Krakonošova strouha w okresie postlaktacyjnym. Oś pionowa przedstawia średnią aktywność w danym półgodzinnym przedziale czasowym (21.30–5.00 CET).

Fig. 30. Flight activity during the night in dominant species on the Krakonošova strouha stream in the post-lactation period. Y shows average relative activity for each half-hour period of the night (21.30–5.00 CEST).

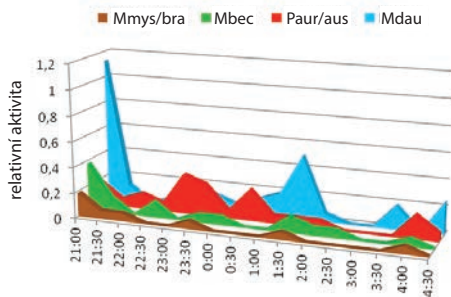
V první hodině detektoringu byla na Krakonošově strouze zjištěna výrazná přeletová aktivita *Pipistrellus pipistrellus*, která se v menším rozsahu opakovala až v čase 4.30–5.00 před východem slunce. Obdobně, ale s nižší hodnotou relativní aktivity byla zachycena dvojice *Plecotus auritus/austriacus*, jejíž návratový vrchol se pohyboval dříve, mezi 3.00–4.00. *Myotis daubentonii* a dvojice druhů *Myotis mystacinus/brandtii* využívaly potok v průběhu celé noci. Jejich aktivita vykazovala rozložení s výletovým vrcholem mezi 22.00–24.00, dalšími vrcholy aktivity kolem 1.00–3.00 a návratovým vrcholem mezi 4.00–5.00 u *Myotis daubentonii* a mezi 3.00–5.00 u *Myotis mystacinus/brandtii*. Druhy *Myotis daubentonii* a *Myotis bechsteinii* přelétávaly podél Janského potoka téměř celou noc, s dobře patrnými výletovými vrcholy mezi 21.00–23.00 a návratovými vrcholy mezi 3.30–5.00. Tyto dva vrcholy v obdobných časech,



Obr. 31. Přeletová aktivita v průběhu noci u dominantních druhů na Janském potoce v období postlaktace.

Ryc. 31. Całonocna aktywność przelotowa gatunków dominujących nad Janským potokiem w okresie postlaktacyjnym.

Fig. 31. Flight activity during the night in dominant species on the Janský potok stream in the post-lactation period.



Obr. 32. Přeletová aktivita v průběhu noci u dominantních druhů na Zeleném potoce v období postlaktace.

Ryc. 32. Całonocna aktywność przelotowa gatunków dominujących nad Zeleným potokiem w okresie postlaktacyjnym.

Fig. 32. Flight activity during the night in dominant species on the Zelený potok stream in the post-lactation period.

Całonocna aktywność przelotowa nad wybranymi ciekami

Całonocna aktywność przelotowa analizowana była dla 8 potoków (Ryc. 30–37), przy czym dla 5 z nich wykonano nagrania zarówno w okresie laktacyjnym jak i postlaktacyjnym. W przypadku trzech pozostałych lokalizacji zebrano

avšak s nižšími hodnotami aktivity, byly zachyceny i u *Myotis nattereri*. U druhu *Eptesicus nilssonii* byla zaznamenána vyšší aktivita především v první polovině noci, u dvojice *Plecotus auritus/austriacus* pak v druhé polovině noci.

Druhy *Myotis daubentonii*, *Myotis bechsteinii* a *Plecotus auritus/austriacus* přelétávaly podél Zeleného potoka téměř celou noc. Výrazný výletový vrchol byl zaznamenán u *Myotis daubentonii* od 21.00 do 21.30, další mezi 1.30–2.30 a návratový vrchol mezi 3.30–5.00. Podobné změny v přeletové aktivitě, avšak při celkově nižších hodnotách, byly zjištěny u druhů *Myotis bechsteinii* a *Myotis mystacinus/brandtii*. U *Plecotus auritus/austriacus* byla zaznamenána přeletová aktivita v čase od 21.00 do 2.30, návratová aktivita pak byla zachycena v rozmezí 4.00–5.00.

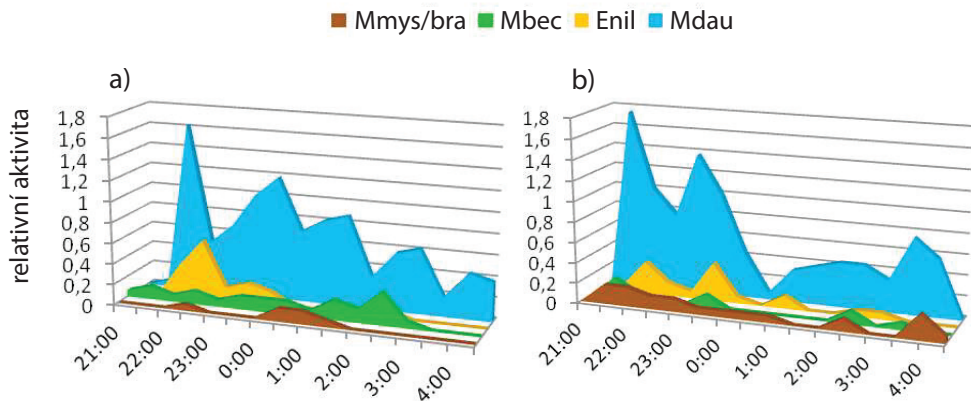
U lokalit Vápenický, Vejpálický, Rýžovištní, Kozelský potok a Čistá se podařilo získat směrové hodnoty přeletové aktivity nejen z období postlaktace, ale i z období laktčníhoho.

Myotis daubentonii využíval Vápenický potok kontinuálně po celou noc a to jak v období lak-

výlučně wyniki z okresu postlaktacyjnego.

W trakcie pierwszej godziny rejestracji na Krawonówce strouze stwierdzono wysoką aktywność przelotową *Pipistrellus pipistrellus*, która w mniejszym natężeniu powtarzała się dopiero przed wschodem słońca, w godzinach od 4.30 do 5.00. Podobny wzór zachowań, chociaż z niższą aktywnością, obserwowano u pary *Plecotus auritus/austriacus*, u której szczyt powrotów następował wcześniej, tj. w godzinach od 3.00 do 4.00. *Myotis daubentonii* i *Myotis mystacinus/brandtii* wykorzystywały potok przez całą noc. Szczyt ich wieczornych przelotów przypadał na godziny od 22.00 do 24.00, a kolejny szczyt aktywności zanotowano w godzinach od 1.00 do 3.00. Maksima ich powrotów przypadały na godziny 4.00–5.00 u *Myotis daubentonii* i 3.00–5.00 u *Myotis mystacinus/brandtii*.

Myotis daubentonii i *Myotis bechsteinii* przelatywały wzdłuż Janského potoku niemal przez całą noc, z wyraźnie zauważalnymi szczytami wieczornych przelotów w godzinach od 21.00 do 23.00 i maksimum powrotów w godzinach od 3.30 do 5.00. Szczyty w podobnych godzinach, choć z niższymi wartościami aktywności, zano-



Obr. 33. Přeletová aktivita v průběhu noci u dominantních druhů na Vápenickém potoce v období a) laktace a b) postlaktace.

Ryc. 33. Całonocna aktywność przelotowa gatunków dominujących nad Vápenickým potokiem w okresie a) laktacyjnym i b) postlaktacyjnym.

Fig. 33. Flight activity during the night in dominant species on the Vápenický potok stream in the a) lactation and b) post-lactation period.

tace, tak postlaktace. Jeho aktivita začínala až kolem 21.30. V laktaci však jeho aktivita byla rozložena do více vrcholů ve srovnání s postlaktacním obdobím. U druhu *Eptesicus nilssonii* se aktivita mezi oběma obdobími výrazně nelišila a trvala téměř po celou noc. Na nočním průběhu je patrný především vrchol spojený s výletovou aktivitou mezi 21.30–22.30. *Myotis bechsteinii* přelétával nad potokem v období laktace po celou noc až do 3.30, naopak v období postlaktace byla jeho aktivita uprostřed noci tj. mezi 0.00–2.30 nulová. *Myotis mystacinus/brandtii* více využíval koridor potoka k přeletům v postlaktacním období.

Vyšší přeletová aktivita byla na potoce Čistá zaznamenána v postlaktacním období, kdy druhy *Myotis daubentonii*, *Myotis bechsteinii* a *Myotis mystacinus/brandtii* využívaly koridor téměř po celou noc. Výrazný vrchol v přeletové aktivitě těchto druhů zjištěn v laktacním období v první části noci od 21.30 do 23.00 souvisel patrně s výletem z úkrytu a přesunem na loviště a následný ranní vrchol s opětovným návratem do úkrytu.

Přeletová aktivita druhu *Myotis daubentonii* byla nad Vejpálickým potokem v laktacním období velmi nízká, naopak v postlaktacním období byla zejména v první části noci několikanásobně vyšší. Ve stejném čase a období byly zaznamenány také přelety *Myotis bechsteinii*, *Myotis mystacinus/brandtii* a *Plecotus auritus/austriacus*, avšak v mnohem menší míře. U dvojice *Myotis mystacinus/brandtii* byla v obou obdobích zachycena i návratová aktivita přibližně mezi 4.00–5.00.

Nad Rýžovištním potokem byla v období laktace zachycena přeletová aktivita druhů *Myotis daubentonii* a *Myotis bechsteinii* především v první polovině noci (21.00–1.30), u dvojice *Plecotus auritus/austriacus* a *Myotis mystacinus/brandtii* pak ještě v kratším období (21.30–23.30). Návratové vrcholy byly zaznamenány u druhů *Myotis daubentonii*, *Myotis bechsteinii* a *Myotis mystacinus/brandtii* přibližně mezi 3.30–4.00. Naopak v období postlaktace přetrvávala aktivita u všech těchto druhů téměř po celou noc. Výrazný vrchol byl zaznamenán u dvojice *Plecotus auritus/austriacus* mezi 1.00–3.30.

Nad Kozelským potokem byla v období laktace zachycena výrazná přeletová aktivita dvojice

towano również u *Myotis nattereri*. U *Eptesicus nilssonii* vyšší aktivita zarejestrowano podczas pierwszej połowy nocy, natomiast u *Plecotus auritus/austriacus* w drugiej połowie nocy. *Myotis daubentonii*, *Myotis bechsteinii* i *Plecotus auritus/austriacus* przelatywały wzdłuż Zeleńého potoku niemal przez całą noc. Wyraźny szczyt wylotów *Myotis daubentonii* zanotowano od 21.00 do 21.30, kolejny pomiędzy 1.30 a 2.30, a maksimum powrotów w godzinach 3.30–5.00. Podobne zmiany aktywności przelotowej, choć z niższymi wartościami obserwowano u *Myotis bechsteinii* i *Myotis mystacinus/brandtii*. U *Plecotus auritus/austriacus* aktywność przelotową zarejestrowano w godzinach od 21.00 do 2.30 i od 4.00 do 5.00.

Dla potoków Vápenický, Vejpálický, Rýžovištní, Kozelský potok i Čistá udało się zebrac dane o kierunkowych przelotach, zarówno w okresie postlaktacyjnym, jak i laktacyjnym.

Myotis daubentonii wykorzystywał Vápenický potok przez całą noc, zarówno w okresie laktacyjnym jak i postlaktacyjnym. Jego aktywność rozpoczynała się już około godziny 21.30. Niemniej jednak w okresie laktacyjnym obserwowano większą liczbę szczytów niż w okresie postlaktacyjnym. U *Eptesicus nilssonii* aktywność w obu okresach nie różniła się w znaczący sposób i trwała niemal całą noc, z wyraźnym szczytem aktywności wylotowej w godzinach 21.30–22.30. *Myotis bechsteinii* w okresie laktacyjnym przelatywał nad potokiem przez całą noc, aż do godziny 3.30, z kolei w okresie postlaktacyjnym jego aktywność w środkowej części nocy, czyli w godzinach 0.00–2.30, była praktycznie zerowa. *Myotis mystacinus/brandtii* w większym stopniu wykorzystywał korytarz nad potokiem do przelotów w okresie postlaktacyjnym.

Na potoku Čistá vyšší aktivita zarejestrowano w okresie postlaktacyjnym, podczas którego *Myotis daubentonii*, *Myotis bechsteinii* i *Myotis mystacinus/brandtii* wykorzystywały korytarz niemal przez całą noc. W okresie laktacyjnym wyraźny szczyt aktywności przelotowej tych gatunków przypadał na pierwszą część nocy, od 21.30 do 23.00 i był prawdopodobnie związany z opuszczaniem kryjówek i przelotami na żerowiska. Kolejny szczyt związany był z powrotem do kryjówek. Aktywność przelotowa *Myotis daubentonii* na

Plecotus auritus/austriacus v době mezi 21.30–22.30. Návrátová aktivita byla pak zaznamenána přibližně mezi 3.00–4.30. V stejných časech byly zjištěny i vrcholy aktivity *Myotis daubentonii* a *Myotis bechsteinii*. V postlaktaci využíval koridor potoka nepřetržitě po celou noc pouze *Myotis daubentonii*, avšak i aktivita tohoto druhu byla rozložena do dvou výrazných vrcholů mezi 21.00–23.00, resp. 1.00–3.00. Velmi podobné rozložení vrcholů aktivity bylo zjištěno i u *Myotis bechsteinii*.

U nejčastěji zaznamenaného druhu *Myotis daubentonii*, jehož přeletová aktivita byla vyhodnocena na všech osmi vyobrazených potocích, měly přelety během noci vždy vícevrcholový charakter. Více vrcholů bylo bez ohledu na lokalitu zachyceno vždy v laktčním období, jedinou výjimkou byla lokalita Vejpálického potoka. U většiny potoků bylo zaznamenáno, že druh využíval koridor potoka nepřetržitě téměř po celou noc. V obou obdobích byl dobře detekovatelný vrchol přeletové aktivity související s výletem netopýrů na první loviště. Vícečetné vrcholy uprostřed noci, zejména v laktčním období, ukazují na větší počet využívaných lovišť nebo opakované návštěvy v úkrytech, např. za účelem kojení mláďat, kdy netopýři pro přesuny mezi nimi opět využívali koridory potoků. Před východem slunce byl na většině lokalit zachycen i vrchol související patrně s návratem do úkrytu.

U druhů *Myotis bechsteinii* a *Myotis mystacinus/brandtii* byly hodnoty přeletové aktivity k dispozici ze sedmi lokalit. V laktčním období se aktivita těchto druhů dala charakterizovat spíše bimodálním rozložením s viditelnými vrcholy souvisejícími s výletem po západu slunce a návratem před východem slunce. Více vrcholů v průběhu noci obvykle pozorováno nebylo. V postlaktčním období bylo naopak zaznamenáno střídání period aktivity a neaktivity v průběhu celé noci, např. na Zeleném a Vápenickém potoce. Bimodální aktivita v období postlaktace byla zjištěna i u druhů *Myotis nattereri* a *Pipistrellus pipistrellus*. Dostatečně vysoké hodnoty přeletové aktivity byly pro oba druhy zjištěny pouze na jedné lokalitě, pro *P. pipistrellus* na Krakonošově strouze a pro *M. nattereri* podél Janského potoka.

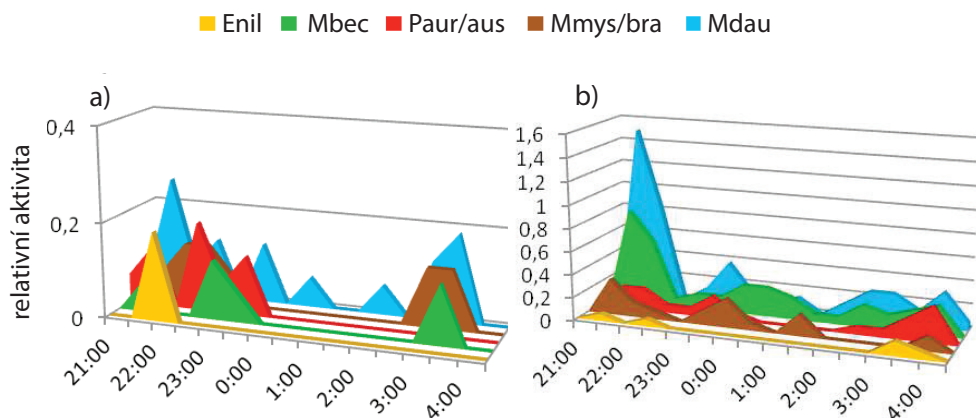
V nočním průběhu přeletové aktivity dvojice druhů *Plecotus auritus/austriacus* se objevovalo

Vejpálickým potokem byla niska v období laktacijním i několikrát vyšší v období postlaktacijním, zejména během první části noci, kdy zanotováno rovněž přeloty *Myotis bechsteinii*, *Myotis mystacinus/brandtii* i *Plecotus auritus/austriacus*. Aktivita těchto gatunků byla jednak nižší. U *Myotis mystacinus/brandtii* v obou obdobích zanotováno také aktivita v období návratů do kryjůvek, v hodinách od 4.00 do 5.00.

Na Rýžovištním potoku v období laktacijním zanotováno aktivita přeletovou *Myotis daubentonii* i *Myotis bechsteinii* přede vším během první poloviny noci (21.00–1.30) oraz par *Plecotus auritus/austriacus* i *Myotis mystacinus/brandtii* v krátkém období (21.30–23.30). U *Myotis daubentonii*, *Myotis bechsteinii* i *Myotis mystacinus/brandtii* zaznamenané návraty do kryjůvek odnotováno v hodinách od 3.30 do 4.00. V období postlaktacijním aktivita všech těchto gatunků pozorována byla po celou noc. V případě pary *Plecotus auritus/austriacus* výrazný vrchol byl zanotován v hodinách od 1.00 do 3.30.

Na Kozelském potoku v období laktacijním zanotováno aktivita přeletovou *Plecotus auritus/austriacus* v hodinách od 21.30 do 22.30. Aktivita návratu této pary gatunků zanotována v hodinách od 3.00 do 4.30. V takových obdobích bylo rovněž zaznamenané aktivita *Myotis daubentonii* i *Myotis bechsteinii*. V období postlaktacijním potok byl využíván po celou noc výhradně pouze *Myotis daubentonii*, kterého aktivita rozkládala se na dva výrazné vrcholy, připadající na hodiny od 21.00 do 23.00 oraz od 1.00 do 3.00. Velmi podobný rozklad vrcholů aktivity pozorován rovněž u *Myotis bechsteinii*.

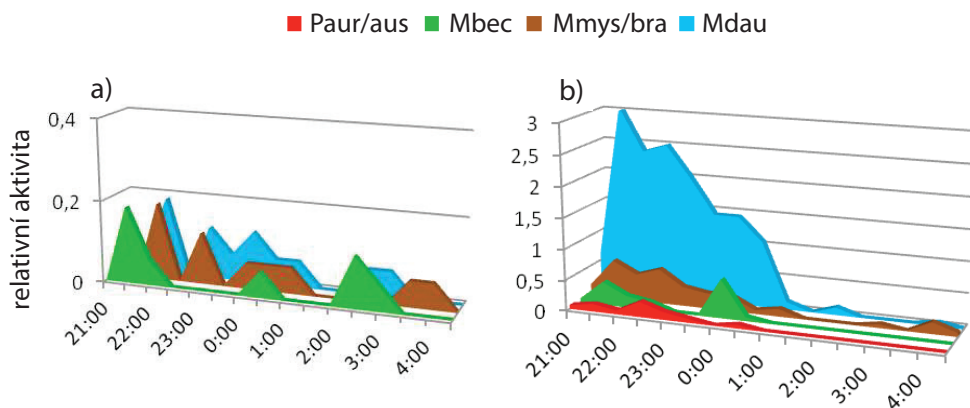
U nejčastěji notovaného gatunku *Myotis daubentonii*, kterého aktivita přeletová analyzována byla na všech osmi zobrazených potocích, celonocní přeloty byly za každým razem kilka vrcholů. S výjimkou Vejpálického potoka, na všech zbylých potocích více vrcholů aktivita notována v období laktacijním. Na většině potoků gatunek ten využíval korytarz nepřetržitě po celou noc. V obou obdobích zanotováno výrazný vrchol aktivity přeletové spojený s výletem netopýrů na první žerň-



Obr. 34. Přeletová aktivita v průběhu noci u dominantních druhů na potoce Čistá v období a) laktace a b) postlaktace.

Ryc. 34. Całonocna aktywność przelotowa gatunków dominujących nad potokiem Čistá w okresie a) laktacyjnym i b) postlaktacyjnym.

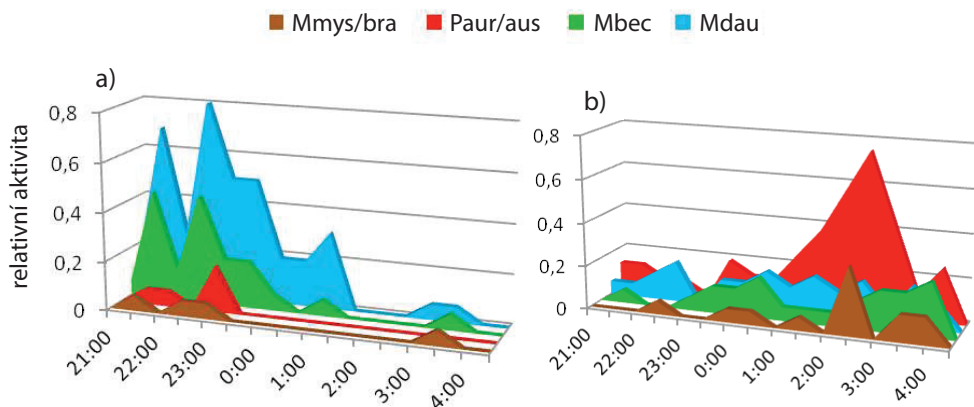
Fig. 34. Flight activity during the night in dominant species on the Čistá stream in the a) lactation and b) post-lactation period.



Obr. 35. Přeletová aktivita v průběhu noci u dominantních druhů na Vejpálickém potoce v období a) laktace a b) postlaktace.

Ryc. 35. Całonocna aktywność przelotowa gatunków dominujących nad Vejpálickým potokiem w okresie a) laktacyjnym i b) postlaktacyjnym.

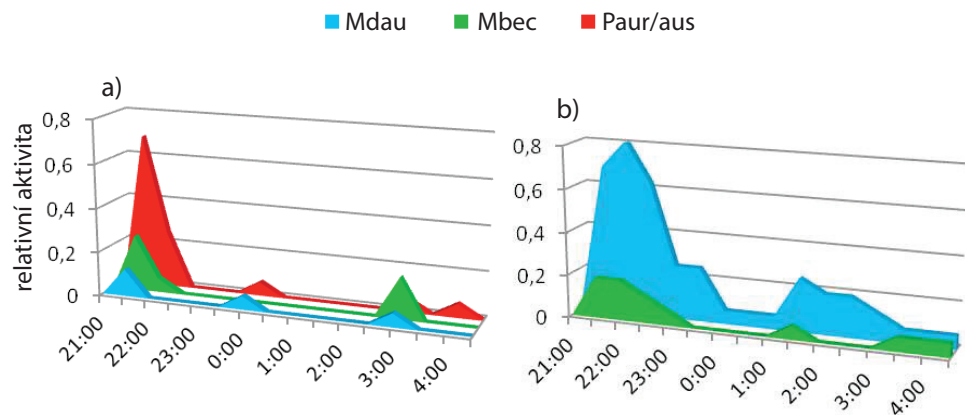
Fig. 35. Flight activity during the night in dominant species on the Vejpálický potok stream in the a) lactation and b) post-lactation period.



Obr. 36. Přeletová aktivita v průběhu noci u dominantních druhů na Rýžovištním potoce v období a) laktace a b) postlaktace.

Ryc. 36. Całonocna aktywność przelotowa gatunków dominujących nad Rýžovištním potokem w okresie a) laktacyjnym i b) postlaktacyjnym.

Fig. 36. Flight activity during the night in dominant species on the Rýžovištní potok stream in the a) lactation and b) post-lactation period.



Obr. 37. Přeletová aktivita v průběhu noci u dominantních druhů na Kozelském potoce v období a) laktace a b) postlaktace.

Ryc. 37. Całonocna aktywność przelotowa gatunków dominujących nad Kozelským potokem w okresie a) laktacyjnym i b) postlaktacyjnym.

Fig. 37. Flight activity during the night in dominant species on the Kozelský potok stream in the a) lactation and b) post-lactation period.

zpravidla více vrcholů, a to zejména v postlaktaci. Pouze dva vrcholy v přeletové aktivitě byly zjištěny na Krakonošově strouze a podél potoka Čistá. Na většině lokalit byly též zachyceny pouze výletové vrcholy, což může do jisté míry souviset s krátkým dosahem signálu tohoto druhu. Vysoká přeletová aktivita této dvojice byla zjištěna podél Kozelského potoka, který tato dvojice využívala hojně právě jen v laktaci. Noční průběh přeletové aktivity druhu *Eptesicus nilssonii* z Vápenického potoka se vyznačovala více vrcholy v průběhu laktace i postlaktace. Podél Čisté byl v laktaci zachycen pouze výletový vrchol a v postlaktaci vrcholy související s výletem i návratem.

wanie. Wielokrotne szczyty w środkowej części nocy, notowane szczególnie w okresie laktacyjnym, wskazują na wyższą liczbę wykorzystywanych żerowisk lub na wielokrotne wizyty w kryjówkach, np. w celu nakarmienia młodych, kiedy to nietoperze ponownie wykorzystywały do przelotów korytarz potoku. W większości lokalizacji odnotowano także szczyt przed wschodem słońca, prawdopodobnie związany z powrotami do kryjówek.

U *Myotis bechsteinii* i *Myotis mystacinus/brandtii* aktywność przelotową zarejestrowano na siedmiu lokalizacjach. W okresie laktacyjnym aktywność tych gatunków miała charakter rozkładu dwuszczytowego, ze szczytami związanymi z wylotem po zachodzie słońca i powrotem tuż przed wschodem słońca. W ciągu nocy z reguły nie notowano większej liczby szczytów. W okresie postlaktacyjnym przez całą noc notowano naprzemiennie okresy aktywności i braku aktywności, np. na Zeleným i Vápenickým potoku. Aktywność dwuszczytową w okresie postlaktacyjnym stwierdzono również u *Myotis nattereri* i *Pipistrellus pipistrellus*. Odpowiednio wysokie wartości aktywności przelotowej w przypadku obu gatunków obserwowano tylko w jednej lokalizacji, na potoku Krakonošova strouha u *P. pipistrellus* i na Janskim potoku u *M. nattereri*.

U pary gatunków *Plecotus auritus/austriacus* z reguły pojawiało się kilka szczytów w ciągu nocy, przede wszystkim w okresie postlaktacyjnym. Tylko dwa szczyty aktywności przelotowej stwierdzono na potoku Krakonošova strouha i wzdłuż potoka Čistá. Dla większości lokalizacji szczyty zanotowano tylko podczas wieczornego wylotu, co może być w pewnym stopniu związane z krótkim zasięgiem sygnału emitowanego przez te gatunki. Wysoką aktywność przelotową tej pary zarejestrowano wzdłuż Kozelského potoku, bardzo często wykorzystywanego przez tę parę właśnie w okresie laktacyjnym.

Całonocny przebieg aktywności przelotowej *Eptesicus nilssonii* z Vápenického potoku charakteryzował się występowaniem kilku szczytów, zarówno w okresie laktacyjnym jak i postlaktacyjnym. Wzdłuż Čisté w okresie laktacyjnym szczyt zanotowano w trakcie wylotów, natomiast w okresie postlaktacyjnym szczyty związane były zarówno z wylotami, jak i z powrotami.

Směrovost přeletové aktivity během noci

V předchozí kapitole jsme demonstrovali, že netopýři využívají některé vodoteče jako korytory k přeletům mezi lovišti a úkryty. Použité detektory díky dvěma opačně orientovaným mikrofonom umožnily stanovit i směr přeletujících netopýrů. Ze získaných hodnot přeletové aktivity jsme vyhodnotili směr přeletů v průběhu noci.

Pro vyhodnocení směrovosti byly použity pouze hodnoty přeletové aktivity od dominantních druhů nad vybranými vodotečemi. Aktivita je klasifikována do dvou kategorií – přelet po a proti proudu. Pro hodnocení úrovně aktivity byly použity počty pozitivních minut s přeletovou aktivitou netopýra vztažených na půlhodinový interval. Ukázalo se však, že přeletová aktivita přeletujícího jedince je zachycena oběma mikrofony a u některých druhů nebyl časový rozdíl zcela dostačující pro určení směrovosti, zejména v případě většího počtu přeletujících jedinců. Z tohoto důvodu byl do grafů vnesen rozdíl aktivit zjištěných v obou směrech v daném půlhodinovém intervalu. Tím byla sice absolutní hodnota aktivity podhodnocena, na druhou stranu však nevykazuje chyby zapříčiněné odlišnými charakteristikami echolokačních signálů jednotlivých zjištěných druhů netopýrů.

U druhu *Myotis daubentonii* (Obr. 38) převažovala přeletová aktivita během noci směrem z vyšších nadmořských výšek do nižších, po proudu dolů, a to převážně v první polovině noci. Výletové vrcholy na většině lokalit byly zaznamenány také pouze v tomto směru s výjimkou Vejpálického potoka, kde se naopak netopýři po výletu z úkrytu přesouvali proti proudu. Synchronizace návratové aktivity nebyla napříč jednotlivými lokalitami pozorována. To však může souviset s jejím rozložením do delšího časového úseku s ohledem na možnou větší vzdálenost ranních lovišť.

Aktivita dvojice *Myotis mystacinus/brandtii* (Obr. 39) se vyznačovala tím, že výletové vrcholy na všech lokalitách byly směrovány z vyšších nadmořských výšek do nižších, dolů po proudu. Vrcholy aktivity, které s ohledem na načasování lze považovat za návratové, byly naopak proti proudu. Navíc na Vápenickém, Vejpálickém a Rýžovištním potoce (Obr. 39a, c, d) létali ne-

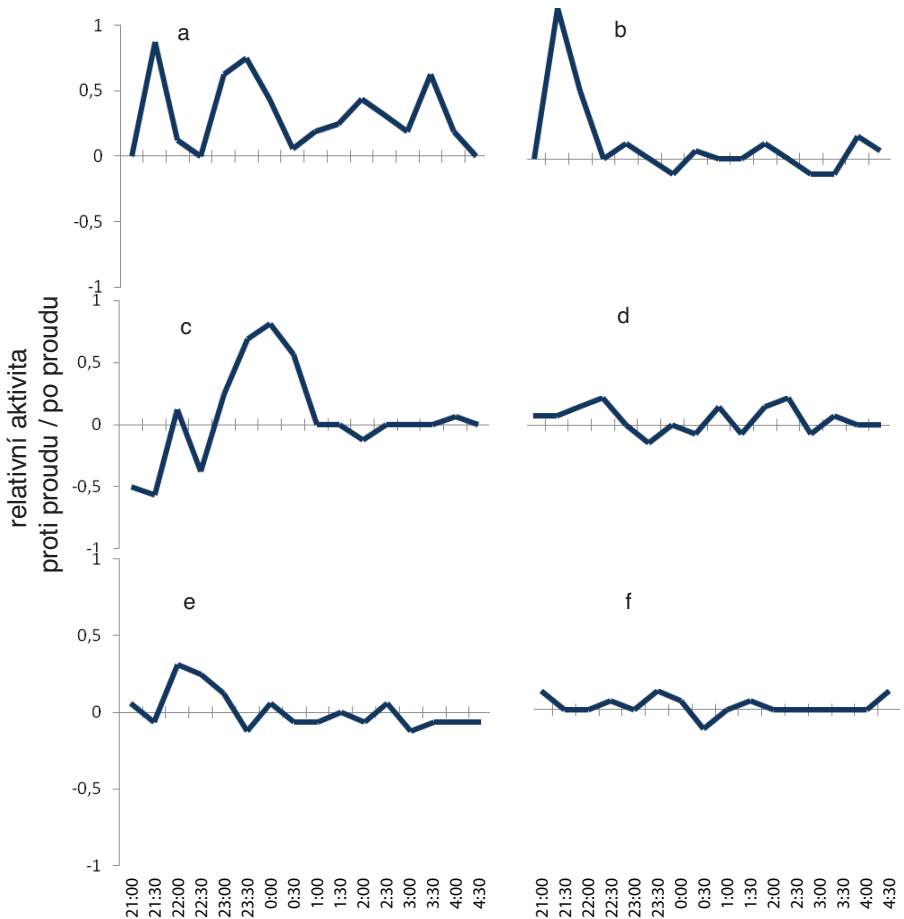
Kierunek przelotów w ciągu nocy

W poprzednim rozdziale przedstawiono dane pokazujące, iż nietoperze wykorzystują niektóre cieki wodne jako korytarze, służące do przelotów pomiędzy kryjówkami a żerowiskami. Dzięki dwóm mikrofonom skierowanym w przeciwnie strony wykorzystywane do badań detektory umożliwiały również określenie kierunku przelotów nietoperzy. W niniejszym rozdziale przedstawione zostaną wyniki pokazujące kierunek przelotów odbywających się w ciągu nocy.

W analizie kierunku przelotów wykorzystano dane o aktywności przelotowej gatunków dominujących nad wybranymi ciekami wodnymi. Aktywność klasyfikowana była w dwóch kategoriach: przelot w dół oraz w górę cieku. Miarą aktywności była liczba pozytywnych minut aktywności przelotowej nietoperzy w odniesieniu do półgodzinnego interwału czasowego. Aktywność przelatującego osobnika rejestrowana była jednak przez oba mikrofony i w przypadku niektórych gatunków różnica czasowa nie była w pełni wystarczająca do określenia kierunku przelotu, szczególnie w przypadku większej liczby przelatujących osobników. Z tego względu na wykresie przedstawiono także różnicę przelotów w obu kierunkach. W wyniku takiego zabiegu wartość absolutna aktywności została wprawdzie zanizowana, jednak wyeliminowane zostały potencjalne błędy spowodowane przez odmienne charakterystyki sygnałów echolokacyjnych poszczególnych gatunków nietoperzy.

U *Myotis daubentonii* (Ryc. 38) w ciągu nocy dominowała aktywność przelotowa skierowana z wyższych partii w niższe, w dół potoku, przeważnie podczas pierwszej połowy nocy. W większości lokalizacji ten sam kierunek przelotów zaobserwowano również podczas wylotów, z wyjątkiem Vejpálického potoku, gdzie nietoperze po wylocie przemieszczały się w górę cieku. Nie zaobserwowano synchronizacji aktywności powrotnej w poszczególnych lokalizacjach. Może to mieć związek z jej rozłożeniem w czasie, ze względu na potencjalnie większą odległość porannych żerowisk.

U *Myotis mystacinus/brandtii* (Ryc. 39) we wszystkich lokalizacjach charakterystyczne były



Obr. 38. Směrnost přeletové aktivity v průběhu noci u druhu *Myotis daubentonii* na lokalitách (a) Vápenický potok, (b) Čistá, (c) Vejpálický, (d) Rýžovištní, (e) Kozelský a (f) Zlatý potok v postlaktacním období. Svislá osa udává rozdíl průměrné relativní aktivity zaznamenané za daný půlhodinový úsek noci (21:30–5:00 LSEČ) po proudu a průměrné relativní aktivity zaznamenané za stejný půlhodinový úsek noci proti proudu. Plusové hodnoty značí aktivitu po proudu, minusové hodnoty proti proudu.

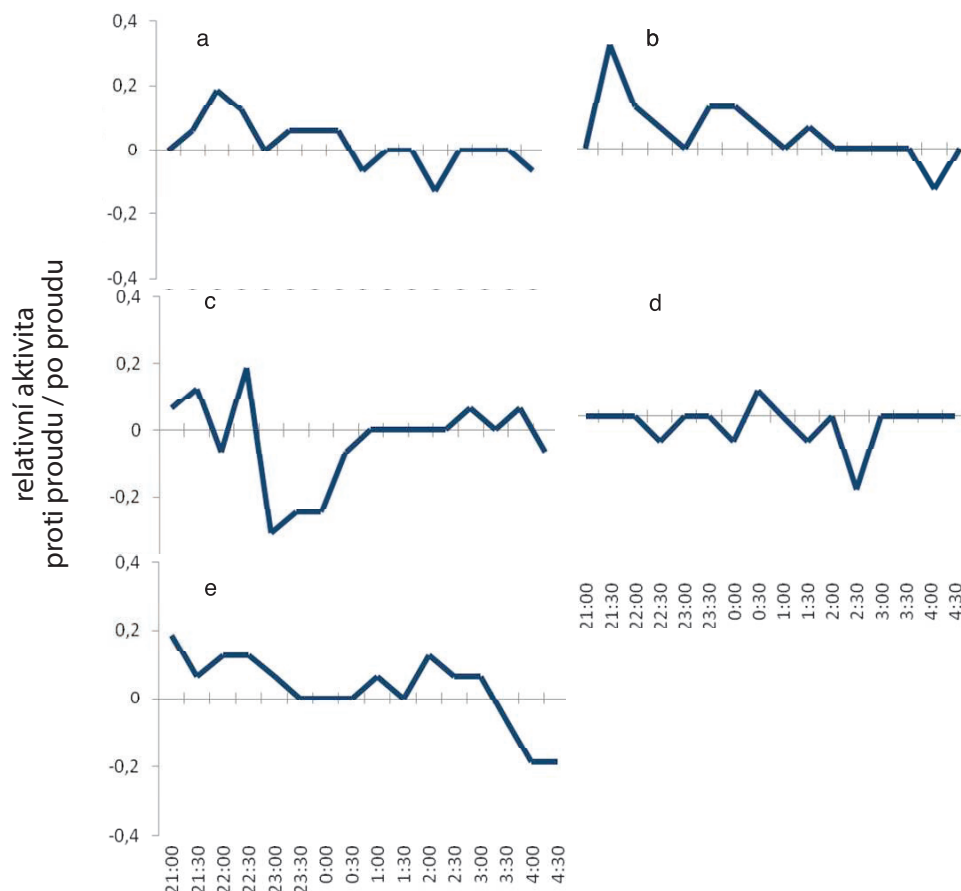
Ryc. 38. Kierunek nocnej aktywności przelotowej *Myotis daubentonii* w lokalizacjach (a) Vápenický potok, (b) Čistá, (c) Vejpálický, (d) Rýžovištní, (e) Kozelský i (f) Zlatý potok w okresie postlaktacyjnym. Y pokazuje różnicę średniej aktywności w dół potoku, zanotowanej w danym półgodzinnym interwale czasowym (21:30–5:00 CET) oraz średniej aktywności w górę cieku, zanotowanej w danym półgodzinnym interwale czasowym. Wartości dodatnie oznaczają przeloty w dół cieku, ujemne w górę cieku.

Fig. 38. Direction of the flight activity during night for *Myotis daubentonii* at localities: (a) Vápenický potok, (b) Čistá, (c) Vejpálický, (d) Rýžovištní, (e) Kozelský a (f) Zlatý potok stream in post-lactation period. Y shows the difference of average relative activity measured in each part of the night (21:30–5:00 CET) down the river and average relative activity measured during the same part of the night up the river. Positive values show the activity downstream, negative values show upstream activity.

topýři tohoto druhu podél vodotečí i v průběhu noci, na obou lokalitách mezi 22.00 a 1.00 nahoru proti proudu. Na zbylých dvou lokalitách (Obr. 39 b, e) naopak přeletovali na laviště níže po proudu.

U druhu *Myotis bechsteinii* (Obr. 40) se orientovala výletová i návratová aktivita na Čistě, Rýžovištním a Kozelském potoce z vyšších nadmořských výšek do nižších. Na Vápenickém a Vejpalickém potoce vylétávala zvířata opač-

szczyty aktywności podczas wieczornych przelotów, ukierunkowanych z wyższych wysokości nad poziomem morza na niższe, w dół potoku. Przeloty podczas porannych szczytów aktywności, które ze względu na ich porę można uważać za powrotne, odbywały się w górę rzeki. Na potokach Vápenický, Vejpalický i Rýžovištní nietoperze z tych gatunków najintensywniej latały w górę tych cieków w godzinach pomiędzy 22.00 a 1.00 (Ryc. 39a, c, d). Na po-



Obr. 39. Směrnost přeletové aktivity v průběhu noci u dvojice *Myotis mystacinus/brandtii* na koridorech (a) Vápenický potok, (b) Čistá, (c) Vejpalický potok, (d) Rýžovištní potok a (e) Zlatý potok v období postlaktace.

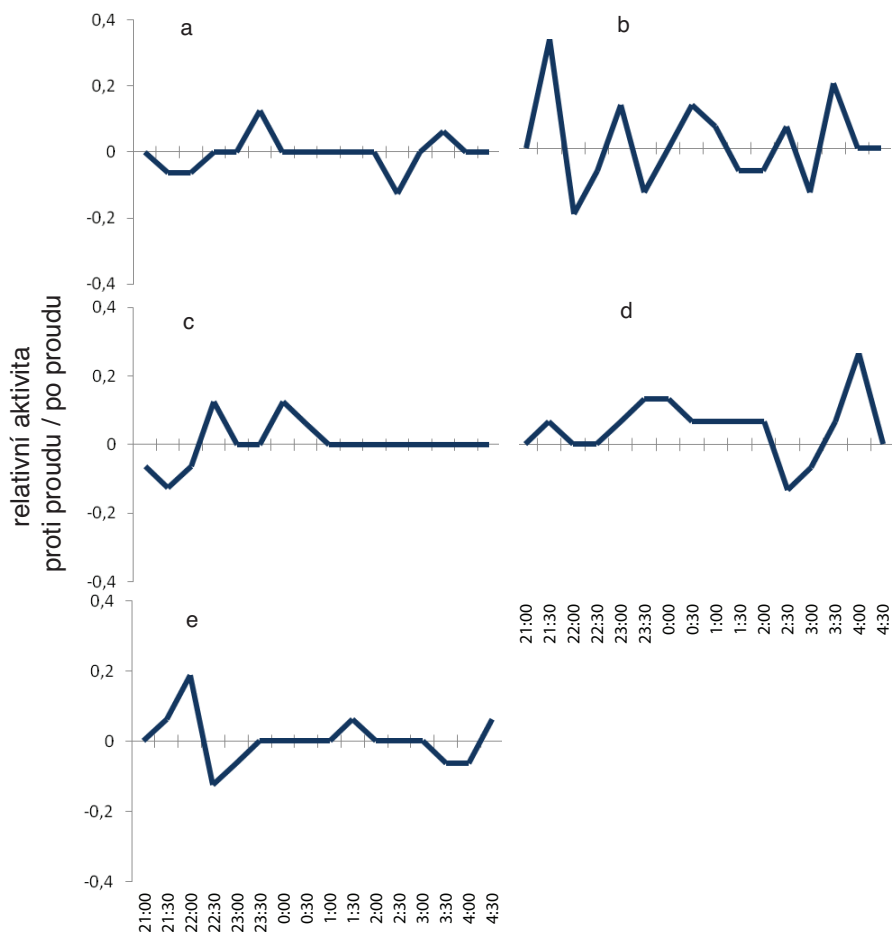
Ryc. 39. Kierunek nocnych przelotów *Myotis mystacinus/brandtii* w korytarzach (a) Vápenický potok, (b) Čistá, (c) Vejpalický potok, (d) Rýžovištní potok i (e) Zlatý potok w okresie postlaktacyjnym.

Fig. 39. Direction of the flight activity during night for *Myotis mystacinus/brandtii* at locations: (a) Vápenický potok, (b) Čistá, (c) Vejpalický, (d) Rýžovištní, (e) Zlatý potok streams in the post-lactation period.

ným směrem a návraty na nich nebyly zachyceny. V průběhu noci převažovala aktivita na potocích po proudu dolů nebo byla orientovaná oběma směry.

zostaliých dwóch ciekach, tj. Čistá i Zlatý potok (Ryc. 39b, e), przelatywały w dół cieku na niżej położone żerowiska.

U *Myotis bechsteinii* (Ryc. 40) aktywność wyłotowa i powrotna wzdłuż Čisté oraz na potokach



Obr. 40. Směrnost přeletové aktivity v průběhu noci u druhu *Myotis bechsteinii* na koridorech (a) Vápenický potok, (b) Čistá, (c) Vejpálický potok, (d) Rýžovištní potok a (e) Kozelský potok v období postlaktace.

Ryc. 40. Kierunek nocnych przelotów *Myotis bechsteinii* w korytarzach (a) Vápenický potok, (b) Čistá, (c) Vejpálický potok, (d) Rýžovištní potok a (e) Kozelský potok w okresie postlaktacyjnym.

Fig. 40. Direction of the flight activity during night for *Myotis bechsteinii* at localities: (a) Vápenický potok, (b) Čistá, (c) Vejpálický, (d) Rýžovištní, (e) Zlatý potok streams in the post-lactation period.

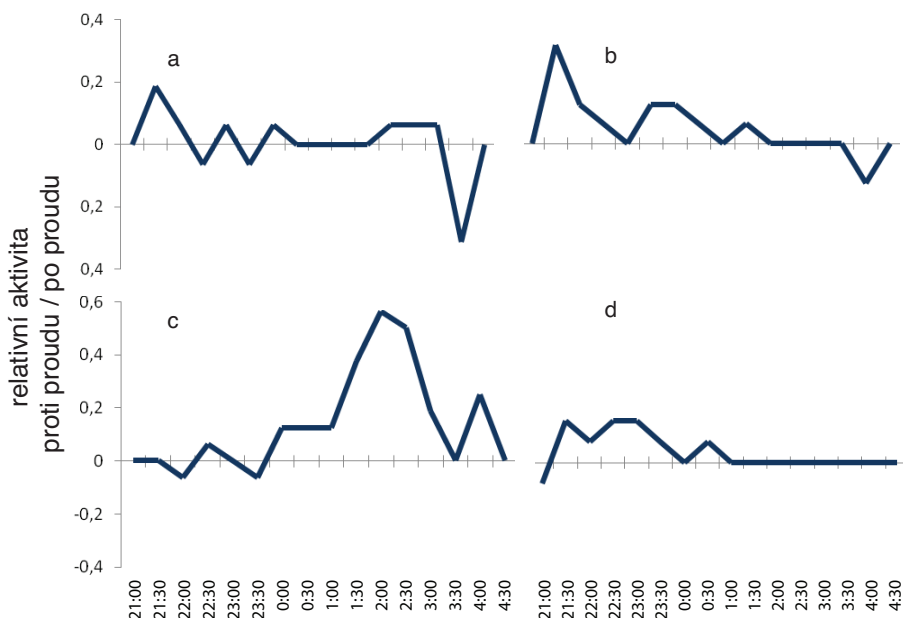
Dvojice *Plecotus auritus/austriacus* (Obr. 41) vykazovala na všech sledovaných lokalitách přelety související s výletovým vrcholem po proudu. Na lokalitě Rýžovištní potok byla zaznamenána výrazná aktivita i uprostřed noci. Na lokalitách Čistá a Vejpálcký potok lze předpokládat ranní loviště níže po proudu.

U druhu *Eptesicus nilssonii* (Obr. 42) jako jediného byla k dispozici dostatečně vysoká hodnota aktivity i z období laktace. Data byla dostupná z břehového porostu Vápenického potoka, kde jeho spodní část, kde byly umístěny detektory, probíhá v otevřeném terénu. V laktačním období zde byly zjištěny přelety po proudu. Naopak v postlaktaci zjištěný výletový vrchol proti proudu dobře koreluje s předchozím zjištěním vyšší lovecké aktivity ve vyšších nadmořských výškách. Ty jsou v případě tohoto toku obklopeny lesním komplexem.

Rýžovištním i Kozelským ukierunkována byla z vyšších partií na nižše. Na potokách Vápenickém i Vejpálckém večerem nietoperze přelatyvaly w górę cieków, natomiast powroty nie zostały tam zanotowane. W ciągu nocy nad potokami przeważały przeloty zgodne z biegiem cieków lub odbywały się one w obu kierunkach.

U *Plecotus auritus/austriacus* (Ryc. 41) we wszystkich obserwowanych lokalizacjach zanotowano przeloty w dół potoków, związane ze szczytem wylotów. Na Rýžovištním potoku obserwowano wyraźną aktywność również w środkowej części nocy. W lokalizacjach Čistá i Vejpálcký potok można założyć przemieszczanie się nietoperzy w dół potoków na położone niżej żerowiska.

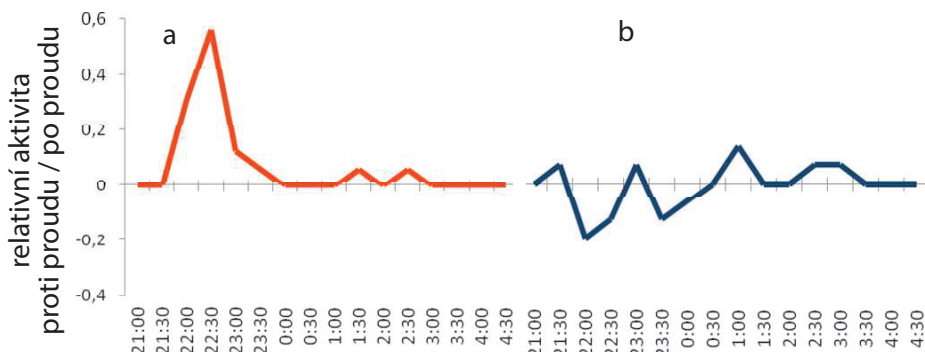
Eptesicus nilssonii (Ryc. 42) był jedynym gatunkiem, u którego pojawiała się również odpowiednio wysoka aktywność podczas laktacji.



Obr. 41. Směrnost přeletové aktivity v průběhu noci u dvojice *Plecotus auritus/austriacus* na koridorech (a) Čistá, (b) Vejpálcký potok, (c) Rýžovištní potok a (d) Zlatý potok v období postlaktace.

Ryc. 41. Kierunek nocnych przelotów pary *Plecotus auritus/austriacus* w korytarzach (a) Čistá, (b) Vejpálcký potok, (c) Rýžovištní potok a (d) Zlatý potok w okresie postlaktacyjnym.

Fig. 41. Direction of the flight activity during night for *Plecotus auritus/austriacus* at localities: (a) Vápenický potok, (b) Čistá, (c) Vejpálcký, (d) Rýžovištní, (e) Zlatý potok streams in the post-lactation period.



Obr. 42. Směrnost přeletové aktivity v průběhu noci u druhu *Eptesicus nilssonii* na Vápenickém potoce v (a) období laktace a (b) postlaktace.

Ryc. 42. Kierunek nocnych przelotów *Eptesicus nilssonii* nad Vápenickým potokiem w (a) okresie laktacyjnym i (b) postlaktacyjnym.

Fig. 42. Direction of the flight activity during night for *Eptesicus nilssonii* at Vápenický potok stream in the (a) lactation and (b) post-lactation period.

Vztah přeletové aktivity druhů k naměřeným charakteristikám potoků

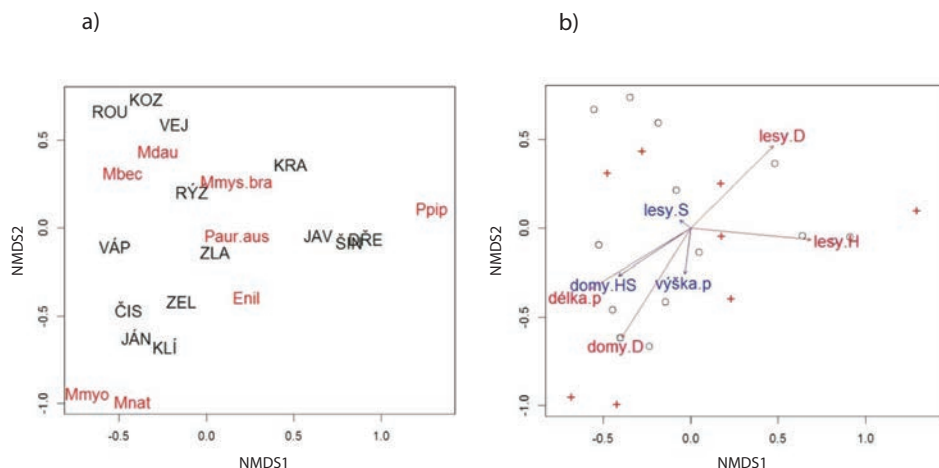
Vztahy mezi přeletovou aktivitou druhů a mezi geografickými a biotopovými charakteristikami daného potoka a jeho okolím byly zjišťovány pomocí vícenásobné lineární regrese a NMDS. K měřeným proměnným patřily délka potoka, nadmořská výška pramene, nadmořská výška ústí, převýšení potoka, celková plocha zóny široké 150 m na každou stranu od potoka, procentuální zastoupení lesního porostu v horní, střední, dolní části zóny, procentuální zastoupení zástavby v horní, střední, dolní části zóny, procentuální zastoupení zbylé nezalesněné či nezastavěné plochy v horní, střední, dolní části zóny a počet domů v horní, střední a dolní části zóny.

Před konečnou analýzou mnohorozměrného škálování byly vyloučeny některé výše uvedené proměnné pro vzájemnou korelaci s jinými proměnnými. Byla vyloučena celková plocha zóny, protože signifikantně korelovala s délkou potoka (0,995). Dále bylo vyloučeno procentuální zastoupení zástavby v horní, střední a dolní části, protože korelovalo s proměnnou počet domů v jednotlivých třetinách potoka (v horní části 0,970; ve střední části 0,822; v dolní části 0,728). Procentuální zastoupení zbylé nezalesněné či nezastavěné plochy v zóně bylo též od-

Dane pochodily z okolice Vápenického potoka, kterého dolní úsek, při kterém byly umístěny detektory, protéká otevřeným terénem. V období laktace bylo zde pozorováno mnoho přeletů dole v potoku. Zde v období postlaktace bylo pozorováno mnoho přeletů nahoru v potoku, což odpovídá odnotované vyšší aktivitě zérového řádu v hornějších partiích. V případě tohoto potoka popisované terény obklopuje lesní komplex.

Zvazek mezi aktivitou přeletů a charakteristikami potoků

Zvazek mezi aktivitou přeletů a geografickými a sídelními charakteristikami daného potoka a jeho okolí byl zkoumán pomocí lineární regrese a NMDS. Do měřených proměnných patřily délka potoka, výška nad mořskou hladinou jeho ústí a pramene, rozdílnost výšek mezi pramenem a ústím potoka, celková plocha zóny o šířce 150 m po obou stranách potoka, podíl procenta lesa v horní, střední a dolní části zóny, podíl procenta zastavěných ploch v horní, střední a dolní části zóny, podíl procenta nezastavěných ploch v horní, střední a dolní části zóny a počet domů v horní, střední a dolní části zóny.



Obr. 43. Výsledek nepřímé ordinační analýzy (NMDS). Hodnota shody na dvou dimenzích je rovna 0,102. Do rozložení (ne)podobnosti jednotlivých druhů zjištěných na vybraných lokalitách jsou pasivně promítnuty vybrané charakteristiky potoků a jejich okolí: délka.p – délka potoka v metrech, lesy.H – procento lesa v horní třetině zóny, lesy.S – procento lesa ve střední třetině zóny, lesy.D – procento lesa v dolní třetině zóny, domy.HS – počet domů v horní a střední třetině zóny, domy.D – počet domů v dolní třetině zóny, výška.p – nadmořská výška pramene v metrech. Lokality v grafu a) odpovídají kolečkům v grafu b); druhy v grafu a) odpovídají křížkům v grafu b). Signifikanční charakteristiky s vazbou k osám jsou vykresleny červeně (viz Tab. 14).

Ryc. 43. Diagram ordynacyjny skalowania wielowymiarowego (NMDS). Wartość dobroci dopasowania w dwóch wymiarach jest równa 0,102. Na rozkład (nie)podobieństw poszczególnych gatunków zanotowanych w wybranych lokalizacjach w sposób pasywny nałożono wybrane parametry potoków i ich otoczenia: délka.p – długość potoku w metrach, lesy.H – procent lasu w górnej trzeciej części strefy, lesy.S – procent lasu w środkowej trzeciej części strefy, lesy.D – procent lasu w dolnej trzeciej części strefy, domy.HS – liczba domów w środkowej i górnej trzeciej części strefy, domy.D – liczba domów w dolnej trzeciej części strefy, wysokość – wysokość źródła nad poziomem morza, wyrażona w metrach. Lokalizacje na wykresie a) odpowiadają kółeczkom na wykresie b); gatunki na wykresie a) odpowiadają krzyżykom na wykresie b). Charakterystyki istotnie powiązane z osiami są zaznaczone na czerwono (patrz Tab. 14).

Fig. 43. Results of the indirect ordination analysis (NMDS). The stress value on two dimensions is 0.102. The selected characteristics of rivers and their surroundings are passively projected onto the division of (dis)similarities of individual species found in each location: délka.p – length of the river in meters, lesy.H – percentage of forest in the upper third of the zone, lesy.S – percentage of forests in the middle third of the zone, lesy.D – percentage of forests in the lower third of the zone, domy.HS – number of houses in the upper and middle thirds of the zone, domy.D – number of houses in the lower third of the zone, výška.p – altitude of the spring of the stream in meters. Locations in the graph a) correspond with the circles in the graph b); species in graph a) corresponding with the crosses in the graph b). Significant characteristics with a relation to the axes are marked in red (see Tab. 14).

Tab. 14. Výsledek promítnutí vybraných charakteristik potoků a jejich okolí do NMDS. NMDS 1 a 2 udává hodnoty regresních koeficientů mezi pozicí druhů na první a druhé ordinační ose a charakteristikami. R^2 udává vysvětlenou variabilitu jednotlivých charakteristik při vícenásobné lineární regresi s pozicí druhů na první a druhé ose. Signifikance: ** < 0,01; * < 0,05; ns = nesignifikantní, P při 8888 permutacích.

Tab. 14. Wynik projekcji wybranych parametrów potoków i ich otoczenia do niemetrycznej metody skalowania wielowymiarowego (NMDS). NMDS 1 i 2 wyrażają wartości współczynników regresji pomiędzy pozycją gatunków na pierwszej i drugiej osi ordynacyjnej a parametrami. R^2 wyraża wytłumaczoną zmienność poszczególnych charakterystyk przy wielokrotnej regresji liniowej z pozycją gatunków na pierwszej i drugiej osi. Poziom istotności statystycznej oznaczono jako: ** < 0.01; * < 0.05, n. s. = nieistotny, P przy 8888 permutacjach.

Tab. 14. The result of projecting selected characteristics of streams and their surroundings onto NMDS. NMDS 1 and 2 shows values of regressive coefficients between the position of species on the first and second ordination axes and characteristics. R^2 gives the explained variability of each characteristic in multiple linear regression with the position of species on the first and second axis. Significance: ** < 0.01; * < 0.05, n. s. = not significant, P with 8888 permutations.

PROMĚNNÁ PARAMETR	NMDS1	NMDS2	R^2	P	SIGNIFI- KANCE
délka.p	-0,858	-0,513	0,522	0,018	*
lesy.H	0,995	-0,096	0,563	0,009	**
lesy.S	-0,813	0,582	0,007	0,969	n. s.
lesy.D	0,713	0,702	0,516	0,021	*
domy.HS	-0,838	-0,546	0,284	0,150	n. s.
domy.D	-0,538	-0,843	0,628	0,007	**
výška.p	-0,122	-0,993	0,080	0,630	n. s.

straněno, protože korelovalo s počtem domů (v horní části 0,785; ve střední části 0,589 a v dolní části 0,515). Proměnná převýšení byla odstraněna, protože korelovala s délkou potoka (0,718) a výškou pramene (0,899). Výška ústí byla odstraněna, protože korelovala s výškou pramene (0,728). Počet domů v horní části zóny a počet domů ve střední části zóny spolu korelovaly (0,695), proto byly sloučeny do jedné proměnné.

Z analýz byly také vyloučeny druhy *B. barbastellus*, *P. nathusii* a dvojice druhů *M. alcaethoe/emarginatus*, protože byly zaznamenány jen na dvou lokalitách ze sedmnácti. Z analýzy byla vyloučena data z koridorů Bílá voda, Chlumský potok a Žalský potok, protože měly nízké hodnoty relativní aktivity.

Jako signifikantní charakteristiky potoků, které mohly ovlivňovat úroveň relativní aktivity vybraných druhů netopýrů na vybraných locali-

Některé z powyższych zmiennych zostały wyłączone z analizy ze względu na wzajemną korelację z pozostałymi zmiennymi. Całkowita powierzchnia strefy nie została uwzględniona w analizie, ponieważ w znaczącym stopniu korelowała z długością potoku (0,995). Oprócz tego wyłączono udział procentowy zabudowy w górnej, środkowej i dolnej części strefy, ponieważ korelował on z liczbą domów przy poszczególnych częściach potoku (w górnej części 0,970; w środkowej części 0,822; w dolnej części 0,728). Zrezygnowano także z procentowego udziału pozostałych terenów niezalesionych lub niezabudowanych, ze względu na jego powiązanie z liczbą domów (w górnej części 0,785; w środkowej części 0,589 i w dolnej części 0,515). Różnica wysokości została wyłączona z analizy ze względu na korelację z długością potoku (0,718) i wysokością jego źródła (0,899). Wysokość ujścia usunięto z powodu powiązania z wysokością źródła (0,728). Ze względu na korelację (0,695) liczby domów w górnej części strefy oraz liczby domów w jej środkowej części, obie te zmienne zostały połączone w jedną.

Ponadto z analiz wykluczono gatunki *Barbastella barbastellus*, *Pipistrellus nathusii* i parę gatunków *Myotis alcaethoe/emarginatus*, ponieważ ich obecność zanotowano wyłącznie w dwóch z siedemnastu lokalizacji. Z analizy wyłączono również dane z korytarzy Bílá voda, Chlumský potok i Žalský potok, ponieważ zanotowano tam zbyt niskie wartości aktywności.

tách, byly vyhodnoceny délka potoka, procento lesa v horní třetině zóny, procento lesa a počet domů v dolní třetině zóny, přičemž největší vliv mohly mít počty domů v dolní třetině a procento lesa v horní třetině (Tab. 14). Podle směřování vektoru proměnné délka potoka je možné usuzovat, že druhy *M. nattereri* a *M. myotis* preferovaly při přeletech delší potoky a naopak *P. pipistrellus* využíval spíše kratší potoky, mezi které patřily Dřevařský a Javoří potok, Krakonošova a Šindelová strouha. První dva zmíněné druhy také inklinovaly k potokům, v jejichž dolní třetině se nacházelo hodně domů a méně lesních porostů, konkrétně potoky Čistá, Janský a Klínový potok. Z ordinací diagramu je možné tvrdit, že druhy *M. daubentonii* a *M. bechsteinii* preferovaly Vejpalický potok a dvojice *M. mystacinus/brandtii* Krakonošovu strouhu (Obr. 43).

Za istotné parametry potoků, ktoré mogly mieć wpływ na poziom aktywności wybranych gatunków nietoperzy w określonych lokalizacjach, uznane zostały długość potoku, procent lasu w górnej trzeciej części strefy, procent lasu i liczba domów w dolnej trzeciej części strefy, przy czym największy wpływ mogła mieć liczba domów w dolnej trzeciej części i procent lasu w górnej trzeciej części (Tabela 14). Na podstawie kierunku wektorów zmiennej długość potoku można wyciągnąć wniosek, że gatunki *M. nattereri* i *M. myotis* podczas przelotów preferowały dłuższe potoki, z kolei *P. pipistrellus* wykorzystywał raczej krótsze potoki, do których należały Dřevařský potok, Javoří potok, Krakonošova i Šindelová strouha. Pierwsze dwa wymienione gatunki wykazywały też preferencje do potoków, przy których w ich dolnej trzeciej części znajdowało się dużo domów i mniej lasu. Były to Čistá, Janský i Klínový potok. Z diagramu ordynacyjnego można wywnioskować, że *M. daubentonii* i *M. bechsteinii* preferowały Vejpalický potok, natomiast para *M. mystacinus/brandtii* Krakonošovu strouhu (Ryc 43).

Shrnutí

Ze zjištěných vzorců přeletové aktivity a její směrovosti lze vyvodit tyto obecné charakteristiky. Nad vodotečemi byla zaznamenána přeletová aktivita nejméně 15 druhů netopýrů, na kontrolních stanovištích nejméně 2 druhů dalších. Přibližně na polovině vodotečí byla zjištěna signifikantně vyšší přeletová aktivita na koridorech než na referenčních stanovištích.

Mezi jednotlivými koridory nebyl zjištěn významný rozdíl v aktivitě jednotlivých druhů, ani v jejich počtu.

Pokud byly vodoteče významnými přeletovými koridory, byly využívány během období péče o mláďata i v období postlaktace.

Nad vodotečemi byla zjištěna také vysoká přeletová aktivita druhů, které nemají přímou vazbu na vodní biotop (např. *M. mystacinus/brandtii*, *M. bechsteinii*, *E. nilssonii* a *P. auritus/austriacus*) a využívají je zejména k překonání vzdálenosti mezi úkrytem a lovištěm.

Přeletová aktivita u druhu *M. daubentonii* a dvojice *M. mystacinus/brandtii* byla vysoká po celou noc, s náznakem vícevrcholové aktivity v ob-

Podsumowanie

Na podstawie obserwowanych wzorów aktywności przelotowych i kierunków przelotów można wyciągnąć następujące wnioski ogólne. Nad ciekami wodnymi zanotowano aktywność przelotową co najmniej 16 gatunków nietoperzy, zaś w punktach kontrolnych dodatkowo co najmniej kolejnych 3 gatunków.

Na około połowie cieków wodnych stwierdzono istotnie wyższą aktywność przelotową w korytarzach, w porównaniu z punktami kontrolnymi.

Pomiędzy poszczególnymi korytarzami nie stwierdzono występowania istotnej różnicy w aktywności poszczególnych gatunków ani w ich liczbie.

Jeżeli ciek wodny był istotnym korytarzem przelotowym, wykorzystywane były zarówno w okresie opieki nad młodymi jak i w okresie postlaktacyjnym.

Nad ciekami wodnymi stwierdzono też wysoką aktywność przelotową gatunków, które nie są bezpośrednio związane z siedliskiem wodnym (np. *M. mystacinus/brandtii*, *M. bechsteinii*, *E. nils-*

dobí laktace a bimodálního rozložení během postlaktace.

Přestože téměř na polovině vodotečí byla přeletová aktivita poměrně nízká, na všech sledovaných potocích byly dobře patrné dva vrcholy aktivity – výletový a návratový. To by ukazovalo na skutečnost, že netopýři drobné vodní toky využívají k navigaci mezi úkrytem a lovištěm. Vícečetné vrcholy pak ukazují na využívanost vodotečí i k přeletům mezi lovišti v závislosti na aktuální dostupnosti potravy.

Větší počet vrcholů v přeletové aktivitě, zjištěný v postlaktacním období u většiny druhů, ukazuje na zvýšení počtu vhodných lovišť v ose vodoteče. Velmi pravděpodobně bude souviset i s obecným nárůstem aktivity v souvislosti s vyšším kompetičním tlakem po vzletnosti mláďat a zvýšením potravní nabídky na biotopech ve vyšších polohách.

Vyšší aktivita zjištěná pouze na některých vodotečích bude korespondovat s biotopy v okolí potoků. Tento vztah je patrný zejména v případě druhů, které jsou vázány na přirozené úkryty v lesních porostech (např. *M. bechsteinii*, *M. nattereri*).

Většina druhů, patrně těch s úkryty v lesních porostech nebo v dřevěných stavbách ve vyšších polohách, sestupuje počátkem noci na loviště do nižších nadmořských výšek, kde (a) zůstává po celou noc a vrací se do úkrytu až před východem slunce (*M. daubentonii*), nebo (b) se později v noci přesouvá na loviště nebo do nočních úkrytů ve vyšších polohách (*M. mystacinus/brandtii*).

V postlaktacním období řada druhů vykazovala výletový vrchol aktivity proti proudu potoka, tedy na loviště ve vyšších polohách. Toto chování bylo zaznamenáno u *E. nilssonii*, který patrně nachází většinu úkrytů v okolí spodních částí vodotečí a na loviště vyletuje do vyšších poloh nad otevřené louky nebo lesní cesty ve smrčinách. Podobné chování bylo zjištěno i u *P. pipistrellus*. Přímo nad vodotečemi však tento druh nepatřil k dostatečně hojným druhům.

Dle délky potoka je možné usuzovat, že druhy *M. nattereri* a *M. myotis* preferovaly při přeletech spíše potoky dlouhé a naopak *P. pipistrellus* využíval spíše kratší potoky.

M. nattereri a *M. myotis* inklinovaly k potokům, v jejichž dolní třetině se nacházelo hodně domů a méně lesních porostů.

sonii i *P. auritus/austriacus*), v závislosti na tom, jakou roli v životě hrají. Vzhledem k tomu, že jsou to druhy, které se vyskytují hlavně v blízkosti lidských osídlení, je převažující jejich aktivita v blízkosti lidských osídlení.

Aktyvnost přeletová *M. daubentonii* i *M. mystacinus/brandtii* byla vysoká přes celou noc, z čehož vyplývá, že v období laktacním a rozkladem dwuszczytowym w okresie postlaktacyjnym.

Mimo že v případě téměř poloviny cieków wodnych aktywnost přeletová byla stosunkowo niska, nad wszystkimi obserwowanymi potokami występowały dwa wyraźne szczyty aktywności: wylotowa i powrotna. Wskazuje to na wykorzystywanie przez nietoperze niewielkich cieków wodnych do przemieszczania się pomiędzy kryjówkami a żerowiskami. Wiele szczytów aktywności w ciągu nocy sugeruje wykorzystywanie cieków wodnych również do przelotów pomiędzy poszczególnymi żerowiskami, w zależności od aktualnej dostępności pożywienia.

Wielokrotnie szczyty aktywności přeletowej, które w okresie postlaktacyjnym zanotowano w przypadku większości gatunków, wskazują na wzrost liczby odpowiednich żerowisk na ciekach wodnych. Liczba szczytów ma prawdopodobnie związek z ogólnym wzrostem aktywności, wynikającym ze zwiększonej konkurencji po odchowaniu młodych i zwiększoną ilością pokarmu w siedliskach położonych w wyższych partiach.

Wyższa aktywnost tylko na niektórych ciekach wodnych może mieć związek z siedliskami w okolicy potoków. Związek ten wydaje się być bardziej widoczny w przypadku gatunków powiązanych z naturalnymi kryjówkami w lasach (np. *M. bechsteinii*, *M. nattereri*).

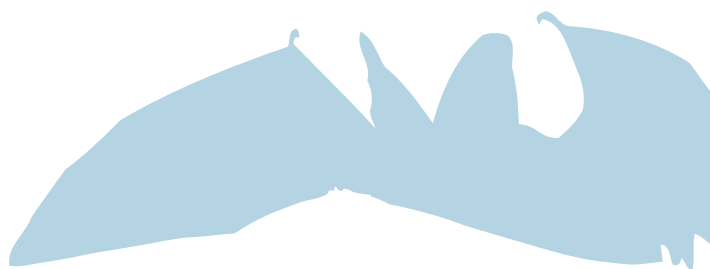
Większość gatunków mających kryjówki w lesie lub w drewnianych budynkach położonych w wyższych partiach na początku nocy przemieszcza się na niżej położone żerowiska, na których a) pozostają przez całą noc i wracają do kryjówek przed wschodem słońca (*M. daubentonii*) lub b) w późniejszym okresie nocy przemieszczają się na żerowiska lub do kryjówek w wyższych partiach (*M. mystacinus/brandtii*).

U wielu gatunków w okresie postlaktacyjnym zanotowano także szczyt aktywności wylotowej i przemieszczanie się w górę potoków, czyli na wyżej położone żerowiska. Tego typu zachowanie było obserwowane przede wszystkim

kim u *E. nilssonii*, który większość kryjówek zajmuje w okolicach dolnych części cieków wodnych i poluje na wyżej położonych terenach lub nad otwartymi łąkami czy drogami leśnymi w lasach świerkowych. Podobne zjawisko zaobserwowano również u *P. pipistrellus*. Gatunek ten jednak nie występował licznie nad potokami.

M. nattereri i *M. myotis* podczas przelotów preferowały długie potoki, a z kolei *P. pipistrellus* wykorzystywał krótsze cieki.

M. nattereri i *M. myotis* wykazywały preferencje do potoków, na których w ich dolnej trzeciej części występowało dużo domów i mniej terenów leśnych.



**LETOVÁ AKTIVITA
NETOPÝRŮ
V ZÁSAHOVÝCH
A BEZZÁSAHOVÝCH
POROSTECH**

**AKTYWNOŚĆ
NIETOPERZY W LASACH
GOSPODARCZYCH
I BEZ GOSPODARKI
LEŚNEJ**

Problematika

Zájem o vliv lesního managementu na netopýří populace vznikl následkem pochopení ekologického významu těchto savců v lesích (HAYES & LOEB 2007), dále také kvůli potenciální citlivosti netopýřů k zásahům do životního prostředí a také kvůli zvýšenému zájmu o důsledky krajinného managementu na biodiverzitu. K současným cílům lesního managementu patří zdraví, rozmanitost, produktivita a udržitelnost lesních ekosystémů a jejich součástí (GULDIN *et al.* 2007). Ještě před třemi desítkami let bylo přijatelné a záležitostí veřejného pořádku maximalizovat produkci dřeva prostřednictvím intenzivního lesnictví, které zahrnovalo holoseče s následnou výsadbou rychle rostoucích dřevin (BEHAN 1990).

Lesní management hraje významnou roli nejen v produkčních charakteristikách lesa, ale také ovlivňuje prostorové uspořádání lesní vegetace. Tím zásadně ovlivňuje kvalitu biotopů. Struktura lesa má tedy významný vliv na výskyt, aktivitu a druhovou skladbu netopýřů (JUNG *et al.* 2012). Výskyt a aktivita netopýřů pozitivně koreluje se strukturálními parametry lesního porostu, jakými jsou výška korun stromů, jejich zápoj a fragmentace lesního porostu, kterou se zvyšuje rozsah ekotonů. Okraje lesních porostů se vyznačují vyšším druhovým bohatstvím a densitou netopýřů (okrajový efekt) (MORRIS *et al.* 2010). Tyto parametry jsou typické pro výrazný les se vzrostlými stromy a mozaikou různých vysokých vegetací. Volba odlišného lesního managementu ovlivňuje prostřednictvím strukturálních charakteristik lesa druhové složení společenstva netopýřů. Jednotlivé druhy nebo funkční skupiny lesních netopýřů mají podobnou morfologii křídelního aparátu, používají obdobné lovecké strategie a využívají podobné strukturální charakteristiky lesního porostu. Obecně platí, že výskyt a aktivita netopýřů roste se zvyšující se heterogenitou strukturálních parametrů lesa (JUNG *et al.* 2012). Lesní management může tak mít na lesní netopýře přímý i nepřímý dopad (GULDIN *et al.* 2007). Přímým dopadem je myšlena okamžitá smrt netopýře (HAYES & LOEB 2007, BORKIN & PARSONS 2010), která může být způsobena pokácením stromu či spálením hrabanky, pokud se v něm nebo v ní netopýří zrovna ukrývají. Přímý dopad může mít

Problematyka

Zainterесowanie wpływem gospodarki leśnej na populację nietoperzy powstało w wyniku zrozumienia ekologicznego znaczenia tych ssaków dla lasów (HAYES & LOEB 2007), a także w związku z potencjalną wrażliwością nietoperzy na ingerencje w środowisko naturalne oraz ze względu na zwiększone zainteresowanie wpływem gospodarowania lasami na różnorodność gatunkową. Obecnie celem gospodarki leśnej jest zdrowie, różnorodność, produktywność i utrzymanie ekosystemów leśnych oraz ich elementów (gospodarka zrównoważona) (GULDIN *et al.* 2007). Jeszcze trzydzieści lat temu rzeczą dopuszczalną i powszechnie akceptowaną było dążenie do maksymalizacji produkcji drewna poprzez prowadzenie intensywnej gospodarki leśnej, obejmującej wielkopowierzchniową wycinkę lasów, połączoną z odnawianiem szybko rosnącymi gatunkami drzew (BEHAN 1990). Gospodarowanie lasami odgrywa znaczącą rolę nie tylko w ich produktywności, ale także wpływa na układ przestrzenny roślinności leśnej, co bezpośrednio przekłada się na jakość zbiorowisk leśnych. Struktura lasu istotnie oddziałuje więc na występowanie, aktywność i skład gatunkowy nietoperzy (JUNG *et al.* 2012). Występowanie i aktywność nietoperzy pozytywnie koreluje z parametrami strukturalnymi drzewostanu, takimi jak wysokość koron drzew, czy zwarcie i fragmentacja lasu, która powoduje powstawanie ekotonów. Skraje lasów charakteryzują się większą różnorodnością gatunkową i intensywnością występowania nietoperzy (efekt krawędzi) (MORRIS *et al.* 2010). Parametry te są typowe dla dojrzałego lasu, z wysokimi drzewami i występującą pod nimi mozaiką roślinności o różnej wysokości. Wybór odmiennej gospodarki leśnej wpływa również na skład gatunkowy leśnych nietoperzy poprzez zmiany w strukturze lasu. Poszczególne gatunki nietoperzy związanych z lasami mają podobną morfologię skrzydeł, wykorzystują podobne strategie żerowania i korzystają z drzewostanu o zbliżonej strukturze. Uogólniając, występowanie i aktywność nietoperzy wzrasta wraz ze wzrostem zróżnicowania strukturalnych parametrów lasu (JUNG *et al.* 2012). Gospodarka leśna może więc mieć pośredni albo bezpośredni

i výstavba lesních cest, která bývá někdy nezbytná pro přístup těžké techniky (HAYES & LOEB 2007). Smrt netopýřů zapříčiněná managementovými praktikami může mít někdy významný efekt na lokální netopýří populace, zvláště jedná-li se o vzácné nebo vysoce citlivé druhy (BELWOOD 2002, O'DONNELL 2010). Existuje však nedostatečná dokumentace takovýchto přímých úmrtí (HAYES & LOEB 2007), která může pramenit z malé četnosti úmrtí, jejich neodhalení nebo nezveřejnění. Lesní management však působí na netopýry především nepřímě, tj. zničením jejich úkrytů (JENKINS *et al.* 2007), změnou vegetační struktury lesa (HAYES & LOEB 2007) apod.

Lesní management zahrnuje řadu různých managementových praktik, které se uplatňují při těžbě a úpravě lesního porostu. Jednou z kategorií těchto praktik jsou obnovní metody mýcení porostu (HAWLEY 1946, SMITH 1986), kdy se zmytí část nebo všechny zralé stromy v porostu a zajistí se stromy nové, které mají udržovat další generace stromů (GULDIN *et al.* 2007). Tyto obnovní metody se dělí na management stejnověkého porostu a management různověkého porostu. Stejnověký porost se skládá ze stejně starých stromů nebo stromů stejné věkové třídy, kdežto různověký porost zahrnuje stromy nejméně tří věkových tříd (HAWLEY 1946). Management stejnověkého porostu způsobuje obecně větší narušení stanoviště než management různověkého porostu, záleží však na intenzitě těžby (GULDIN *et al.* 2007). Management stejnověkého porostu zahrnuje holoseče, semenné seče a clonné seče. Holoseč se používá pro smýcení většiny nebo všech stromů v porostu s následným umělým znovuzalesněním porostu. Pokud se ponechají některé živé či odumřelé stromy, slouží pak jako strukturální prvky, které by v mladém porostu chyběly (SULLIVAN & SULLIVAN 2001, GULDIN *et al.* 2007). Holoseč je přirovnávána k širokoplošným disturbancím, jako jsou požáry korun stromů, tornáda a zamoření porostu hmyzími škůdci (GULDIN *et al.* 2007). Holoseče poskytují vhodná stanoviště pro živočichy, kteří využívají otevřené plochy. Při semenné seči se v porostu vždy ponechávají některé zralé stromy, zpravidla 10 až 25 stromů na hektar, aby mohly kompletně zasemenit vytěženou plochu (SULLIVAN & SULLIVAN 2001, GULDIN *et al.* 2007). Semenné

redni wpływ na leśne gatunki nietoperzy (GULDIN *et al.* 2007). Pod pojęciem wpływu bezpośredniego rozumiana jest natychmiastowa śmierć nietoperza (HAYES & LOEB 2007, BORKIN & PARSONS 2010), którą może wywołać ścięcie drzewa albo pożar lasu, jeżeli zwierzęta w tym czasie znalazły tam schronienie. Bezpośredni wpływ może mieć również budowa leśnych dróg, która czasem bywa niezbędna ze względu na konieczność zapewnienia dostępu cięższymi maszynami (HAYES & LOEB 2007). Śmierć nietoperzy w wyniku tego typu działań może mieć czasem znaczący wpływ na lokalne populacje tych zwierząt, zwłaszcza gdy mamy do czynienia z rzadkimi lub bardzo wrażliwymi gatunkami (BELWOOD 2002, O'DONNELL 2010). Dowody potwierdzające takie bezpośrednie usmiercanie są jednak jak na razie niewystarczające (HAYES & LOEB 2007), co może wynikać z niewielkiej liczby takich zdarzeń, ich niskiej wykrywalności lub braku publikacji na ten temat. Gospodarka leśna ma również pośredni wpływ na nietoperze, powodując np. zniszczenie ich kryjówek (JENKINS *et al.* 2007) czy zmianę struktury roślinności leśnej (HAYES & LOEB 2007). Gospodarka leśna obejmuje szereg różnych czynności wykonywanych podczas użytkowania i przebudowywania drzewostanu. Należy do nich również użytkowanie lasu metodą rębni częściowych (HAWLEY 1946, SMITH 1986), podczas których wycinane są wszystkie dojrzałe drzewa lub ich część, przy jednoczesnym nasadzeniu nowych. Celem tych cięć jest utrzymanie kolejnych generacji drzew (GULDIN *et al.* 2007). Metody te dotyczą gospodarowania drzewostanem jednorodnym pod względem wieku i gospodarowania drzewami w różnym wieku. Drzewostan jednowiekowy składa się ze starych drzew lub drzew w tej samej klasie wieku, z kolei drzewostan różnowiekowy obejmuje drzewa należące do co najmniej trzech klas wieku (HAWLEY 1946). Gospodarowanie drzewostanem jednorodnym pod względem wieku znacznie bardziej narusza równowagę danego stanowiska w porównaniu do gospodarowania drzewostanem różnowiekowym, jednak wiele zależy od intensywności użytkowania (GULDIN *et al.* 2007). Gospodarowanie drzewostanem jednowiekowym obejmuje zupełną wycinkę drzew na dużych powierzchniach, cięcia obsiewne oraz cięcia odsłania-

stromy bývají později obvykle z nového porostu odstraněny (GULDIN *et al.* 2007). Semenné seče jsou velmi podobné holosečím, takže vytvářejí a živočichům poskytují i podobná stanoviště. Při clonné seči se také v porostu ponechávají některé zralé stromy, které pak dále slouží jako zdroje semen a jako klona proti slunci pro semenáčky. Ponechává se 30 až 60 stromů na hektar v závislosti na druhu stromu. Clonné seče jsou přirovnávány k maloplošným nebo středně intenzivním disturbancem. Management různověkého porostu zahrnuje výběr skupiny stromů nebo výběr jednotlivých stromů. Při selektivní těžbě dochází k odstranění malého počtu stromů z porostu, takže tato metoda má méně závažné účinky na životní prostředí a biodiverzitu (CASTRO-ARELLANO *et al.* 2007) než obnovní metody mýcení porostu. Při výběru skupiny stromů je z porostu odstraněna skupina stromů a na vzniklé holině pak roste nová věková třída (GULDIN *et al.* 2007). Výběr jednotlivých stromů spočívá v periodické těžbě individuálních zralých stromů, typicky každých 10 až 20 let, napříč celým porostem. Tato metoda napodobuje podmínky, které panují v bezzásahových starých porostech, kde dochází k odumírání náhodných stromů. Po odumření či vyžezení stromu jsou slunce, voda a živiny koncentrovány do okolí, čímž se urychluje růst okolních stromů. Intenzita a stupeň narušení porostu se tedy snižuje od holoseči až po výběr jednotlivých stromů (SMITH 1986). Další kategorií managementových praktik (SMITH 1986) jsou intervalová ošetření porostu, která se používají k odstraňování nezralých stromů či podrostu za různými účely. Patří do nich probírky, prořezávky a řízené vypalování (GULDIN *et al.* 2007). Probírky se používají k redukci hustoty kmenů v porostu. Některé nežádoucí druhy stromů se odstraní, aby se zvýšil růst zbylých stromů (HUMES *et al.* 1999). Probírky se neuplatňují na kvalitní stromy s rovnými kmeny a s nepoškozenými korunami. Prořezávky jsou totožné s probírkami až na to, že cílem je z porostu odstranit nežádoucí druhy stromů. Existují však i lesní porosty bezzásahové, kam patří zejména staré vzrostlé lesy, ponechané přirozenému vývoji bez jakýchkoliv péstebních zásahů. Setkáme se s nimi zejména ve výše položených terénech těžko dostupných pro těžbu a v chráněných územích. Vyznačují se

žácí. Žácí zcela vykorisťovány jsou v celém odstranění většiny všech stromů na dané povrchu, aby následně v způsob umělého opětovného vyčištění území. V takových případech někdy zůstávají některé živé nebo obumřelé stromy, které jsou prvky, kterých by neměly být mladé lesy (biogrupy) (SULLIVAN & SULLIVAN 2001, GULDIN *et al.* 2007). Žácí se porovnávají s objemovými velkými oblastmi katastrof, takovými jako požáry koron stromů, tornáda nebo grady ohadů (GULDIN *et al.* 2007). Použití dřevostanu dřeviny zcela jistě zaručí odpovídající stánky zvířetům preferujícím otevřené prostranství. Při žácí obsívaných v dřevostanu vždy zůstávají některé dozrálé stromy, z pravidla od 10 do 25 stromů na hektar, aby mohly v celosti pokrýt svými naslonami vykorisťovanou povrch (SULLIVAN & SULLIVAN 2001, GULDIN *et al.* 2007). V pozdějším čase dřeva nasazené z pravidla usušované s dřevostanu (GULDIN *et al.* 2007). Žácí obsívaná velmi připomínají žácí zcela, v souvislosti s čímž tvoří podobné stánky pro organismy živé. V žácích odslánajících v dřevostanu zůstávají některé dozrálé stromy, stávající později zdroj naslonů i oslňující před sluncem mladé dřevko. Zůstává se od 30 do 60 stromů na hektar, v závislosti od druhu dřeva. Žácí odslánající porovnávají se s katastrofami na malých površích nebo do střední intenzivnosti. Hospodářství dřevostanem různověkovým zahrnuje výběr skupiny stromů nebo jednotlivých okazů. Při selekci dochází k odstranění malé části stromů z dřevostanu, v souvislosti s čímž tento způsob metody nemá takových následků pro různorodost druhovou (CASTRO-ARELLANO *et al.* 2007). V místech vzniklých po odstranění skupiny stromů začíná růst nová generace (GULDIN *et al.* 2007). Výběr jednotlivých osobních se opírá o časový vylučování jednotlivých dozrálých stromů, zpravidla od 10 do 20 let, na území celého lesa. Metoda ta napodobuje podmínky panující v starých dřevostanech zbavených lidské ingerence, v kterých nastupuje obumírání jednotlivých stromů. Po obumírání nebo vylučování

přirozenou skladbou dřevin a různověkostí stromů, čímž je zajištěna etážovost stromového patra, podmiňující vysokou diverzitu živočišných druhů včetně netopýrů s odlišnými ekologickými požadavky, kteří osídlují různé stromové etáže, příp. keřové patro (THOMAS 1988, HUMES *et al.* 1999, JUNG *et al.* 1999).

Hustota vegetace uvnitř lesa ovlivňuje druhy netopýrů žijící a lovící v lese a dokonce limituje výskyt některých druhů (FENTON 1990, JUNG *et al.* 1999, OWEN *et al.* 2004, LOEB & O'KEEFE 2006). Při srovnání dvou listnatých lesů – jednoho bezzásahového a druhého po dřívější holoseči se ukázalo, že aktivita netopýrů byla výrazně vyšší v bezzásahovém lese než v porostu po holoseči, kde byla vysoká hustota vegetace (LAW & CHIDEL 2001). Srovnání různě starých jehličnatých lesů prokázalo, že většina menších druhů rodu *Myotis* se vyskytovala ve většině porostů, obzvláště vyšších věkových kategorií, kdežto větší druhy se vyhýbaly vzrostlým porostům a byly nejčastěji zaznamenány na holinách (ERICKSON & WEST 1996). Při srovnání aktivity některých druhů v zásahovém dubovém porostu ve srovnání s kontrolním bezzásahovým lesem bylo zjištěno, že aktivita těchto druhů byla signifikantně vyšší v zásahovém porostu než v kontrolním bezzásahovém lese (TIBBELS & KURTA 2003). U jiných druhů netopýrů však nebyly rozdíly signifikantní. Důvodem rozdílu může být nižší hustota vegetace v zásahovém porostu (TITCHENELL *et al.* 2011). GRINDAL & BRIGHAM (1998) experimentálně zjistili, že v zásahových lesích s malými holinami byla při podobné potravní nabídce vyšší aktivita netopýrů než v lese bezzásahovém. Hustota vegetace uvnitř lesa má tedy významný vliv na loveckou aktivitu netopýrů. Netopýři se při letu v lesním prostředí totiž musí potýkat s fyzickými překážkami (FENTON 1990, BRIGHAM *et al.* 1997), tj. vegetací – stromy, jejich větvemi, podrostem apod., které mohou ovlivnit chování při lovu, protože mohou znesnadňovat detekci kořisti nebo manévrování (BELL & FENTON 1984). OBRIST *et al.* (2011) srovnávali druhové bohatství a loveckou aktivitu netopýrů v tradičně managovaném a nemanagovaném kaštanovém parku. Předpokládá, že počet druhů a lovecká aktivita v zásahovém lesním parku bude vyšší než v bezzásahovém porostu, se potvrdil. V parku s managementem byl zjištěn dvojnásobný

drzewa słońce, woda i substancje odżywcze są w stanie skuteczniej dotrzeć w powstałe w ten sposób puste miejsce, co przyspiesza wzrost okolicznych drzew. Intensywność użytkowania lasu zmienia się więc od wycinki zupełnej do usuwania indywidualnie wybranych drzew (SMITH 1986).

Kolejnym rodzajem użytkowania (SMITH 1986) jest okresowa opieka nad drzewostanem sprowadzająca się do usuwania niedojrzałych drzew czy całych drzewostanów w różnym celu. Do metody tej należą przycinki, trzebienie, wykonywanie niedużych przesiek i sterowane wypalanie (GULDIN *et al.* 2007). Trzebienie redukują zbytnie zagęszczenie drzew. Wytępowane drzewa są usuwane, aby umożliwić wzrost pozostałym (HUMES *et al.* 1999). Trzebienie nie obejmują drzew w dobrej kondycji, o równych pniach i nieuszkodzonych koronach. Przycinki są tożsame z trzebieniami, jednak ich celem jest usunięcie z drzewostanu niepożądanych gatunków drzew. Istnieją także lasy pozbawione ludzkiej ingerencji, do których należą w szczególności stare, wysokie lasy, które pozostawione zostały w stanie naturalnym, bez jakichkolwiek działań ze strony człowieka. Można je spotkać zwłaszcza na obszarach wyżej położonych i trudno dostępnych oraz na terenach chronionych. Charakteryzują się naturalnym składem i zróżnicowaniem wiekowym drzewostanu, dzięki czemu zachowane są wszystkie piętra roślinności, zapewniające wysoką różnorodność gatunkową wszystkich organizmów żywych, włącznie z nietoperzami o rozmaitych wymaganiach ekologicznych, wykorzystujących różne piętra drzew lub krzewów (THOMAS 1988, HUMES *et al.* 1999, JUNG *et al.* 1999). Zagęszczenie roślinności w środku lasu ma wpływ na występujące tam gatunki nietoperzy, a nawet ogranicza występowanie niektórych z nich (FENTON 1990, JUNG *et al.* 1999, OWEN *et al.* 2004, LOEB & O'KEEFE 2006). Aktywność nietoperzy jest wyraźnie wyższa w lasach pozbawionych ludzkiej ingerencji, niż w lasach powstałych po intensywnej wycince, o dużym zagęszczeniu roślinności (LAW & CHIDEL 2001). Porównanie lasów iglastych w różnym wieku wykazało, że większość mniejszych gatunków z rodzaju *Myotis* występowało w większości badanych lasów, a szczególnie w tych o urozmaiconej strukturze wiekowej drzew, z kolei

počet druhů a pětikrát vyšší lovecká aktivita netopýrů než v bezzásahovém porostu. Naopak, srovnání využívání úkrytů druhem *Barbastella barbastellus* v hospodářském bukovém lese s intenzivními pěstebními zásahy a v chráněné bezzásahové bučině ukázalo větší početnost tohoto druhu netopýra v bezzásahové bučině (Russo *et al.* 2010). Příčinou rozdílů pravděpodobně byla menší nabídka stromových dutin v zásahové bučině jako potenciálních úkrytů druhu, nižší počet mrtvých stromů a větší korunový zápoj než v bezzásahové bučině.

Neexistuje tedy jednotná odpověď, zda v bezzásahových lesích je aktivita vyšší či nižší. Pro druhy lovců v otevřených biotopech může být přínosné vytvoření holin, pasek a lesních světlin prostřednictvím těžby skupin stromů (MESCHÉDE & HELLER 2000). Pro druhy lovců ve vegetaci mohou být zase výhodné částečné probírky stromů a hustých větví, čímž by se zvýšila intenzita světla v lese a došlo by k posílení podrostu. Naopak zredukování podrostu by podpořilo druhy lovců blízko lesního povrchu. I kůrovci poškozená kalamitní smrková monokultura může dočasně poskytnout některým druhům netopýrů bohaté potravní zdroje v podobě dřevokazného hmyzu a tím výrazně zvýšit jejich loveckou aktivitu (ŘEHÁK & BARTONIČKA 2006). O využití toho kterého lesního porostu netopýry rozhodují zřejmě nejvíce odlišné ekologické nároky jednotlivých druhů netopýrů, zejména odlišné lovecké, ale i úkrytové strategie.

V horských podmínkách se zásahové lesy s dřívějšími šetrnými pěstebními zásahy mohou značně podobat svojí strukturou lesům bezzásahovým. Není tedy překvapením, že aktivita netopýrů a jejich druhová skladba mohou být v obou typech lesů obdobné. Nicméně obecně platí, že ve vyšších nadmořských výškách je aktivita netopýrů a druhová diverzita velmi nízká (ŘEHÁK *et al.* 2006) a rozdíly tudíž jen obtížně prokazatelné.

Lesní hospodářský plán KRNPu, který byl v platnosti od 1. 1. 2003 do 31. 12. 2014, až na výjimky vylučoval holé seče (SCHWARZ 2010). Aktuální Plán péče o KRNP a jeho ochranné pásmo (FLOUSEK 2010), ze kterého vychází i nový LHP platný od roku 2015, člení lesy na původní, přírodní, přírodě blízké, kulturní a nepůvodní. V porostech prvních dvou kategorií platí bez-

větší gatunki unikaly dojrálých dřevostanův i najczęściej obserwowane były na polanach (ERICKSON & WEST 1996). Aktywność niektórych gatunków nietoperzy była istotnie wyższa w lesie gospodarczym niż w lesie naturalnym (TIBBELS & KURTA 2003). W przypadku innych gatunków nietoperzy różnice te nie były jednak znaczące. Przyczyną tego zróżnicowania aktywności może być niższe zagęszczenie roślinności w lesie gospodarczym (TITCHENELL *et al.* 2011). GRINDAL & BRIGHAM (1998) przy podobnej zasobności bazy pokarmowej, wykazali eksperymentalnie wyższą aktywność nietoperzy w lasach gospodarczych z niewielkimi lukami niż w lasach naturalnych. Zagęszczenie roślinności wewnątrz lasu ma więc znaczący wpływ na aktywność żerową nietoperzy. Zwierzęta te przelatując przez środowisko leśne muszą omijać rozmaite fizyczne przeszkody (FENTON 1990, BRIGHAM *et al.* 1997b) takie jak drzewa, ich gałęzie, zarośla itp., które mogą mieć wpływ na zachowanie podczas polowania, ponieważ utrudniają detekcję ofiary i manewrowanie (BELL & FENTON 1984). OBRIST *et al.* (2011) porównywali bogactwo gatunkowe oraz żerowanie nietoperzy w użytkowanym i nieużytkowanym parku kasztanowym. Założenie, że liczba gatunków oraz aktywność żerowa w użytkowanym parku leśnym będzie wyższa niż w przypadku drzewostanu nieużytkowanego potwierdziło się. W porównaniu z drzewostanem naturalnym, w parku gdzie prowadzono planową gospodarkę stwierdzono obecność dwa razy większej liczby gatunków i pięciokrotnie wyższą aktywność żerową nietoperzy. Z kolei porównanie wykorzystywania kryjówek przez *Barbastella barbastellus* w gospodarczym lesie bukowym intensywnie eksploatowanym przez człowieka i w chronionej buczynie objętej zakazem prowadzenia gospodarki leśnej wykazało wyższą liczebność tego gatunku w chronionym lesie bukowym (Russo *et al.* 2010). Mogło to wynikać z faktu, że w buczynie gospodarczej rościło mniej dziuplastych drzew, dostarczających nietoperzom potencjalnych schronień, jak również liczba martwych drzew była niższa, a zwartość koron drzew większa, niż w przypadku buczyny znajdującej się pod ochroną.

Nie istnieje więc jedna spójna odpowiedź na pytanie, czy aktywność nietoperzy w lasach

zásahový režim s cílem zachování nebo dosažení autoregulačních procesů, v porostech dalších tří kategorií se zasahuje podle pěti navržených typů managementu, vztažených k návrhu zonace KRNP.

Současná 1. zóna zahrnuje komplex bezzásahových lesních porostů, ponechaných samovolnému vývoji, kde probíhají pouze autoregulační procesy. Navrhovaná 1. zóna zahrnuje lesy vyžadující aktivní management kratší než 10 let a následně ponechané samovolnému vývoji. Jedná se o přírodní a geneticky vhodné porosty lesů přírodě blízkých a lesů kulturních s přírodě blízkou dřevinou, věkovou a prostorovou skladbou. Výjimečně jsou sem zařazeny i lesní porosty se stanovištně nepůvodními dřevinami, tvořící fragmenty uvnitř komplexu geneticky vhodných porostů s přírodě blízkou dřevinou, věkovou a prostorovou skladbou. Tyto lesy s aktivním managementem do 10 let vytvoří spolu s komplexem lesů bezzásahového území dostatečnou rozlohu ekosystémů pro působení autoregulačních procesů.

Navrhovaná 2. zóna zahrnuje lesy vyžadující aktivní management delší než 10 let, které budou následně ponechané samovolnému vývoji. Jde o lesní porosty v průběhu staletí více nebo značně pozměněné lesním hospodařením, často geneticky nevhodné. Obnova přirozené dřevinné, věkové a prostorové skladby předpokládá delší časové období. Z provozních důvodů sem byla zařazena i část porostů přírodě blízkých.

Navrhovaná 3. zóna zahrnuje lesní porosty v minulosti silně pozměněné lesním hospodařením a v současnosti vyžadující trvalý management. V současnosti je toto území intenzivně využívané pro rekreaci a turistiku.

pozbavených ingerencí člověka je vyšší, než nižší. V případě gatunků polujících na otevřených prostranstvích kořistný může být vzrost liczby polan i přesiek, powstających w wyniku wycięcia dużych grup drzew (MESCHÉDE & HELLER 2000). Z kolei dla gatunków polujących w drzewostanach kořistne může být okresowe wycinanie drzew i gęstych gałęzi, dzięki którym zwiększa się nasłonecznienie przez co następuje wzrost niższej roślinności. Z kolei zredukowanie niższej roślinności byłoby korzystne dla gatunków polujących przy gruncie. Dotknięte gradacją korników uszkodzone monokultury świerkowe mogą także tymczasowo zapewnić niektórym gatunkom nietoperzy odpowiednio obfite źródła pokarmu w postaci owadów żerujących na drewnie, co może znacząco zwiększyć aktywność żerową nietoperzy (ŘEHÁK *et al.* 2006). Podstawowym czynnikiem decydującym o wykorzystaniu przez poszczególne gatunki różnych typów lasu są prawdopodobnie ich żyznicowane wymagania ekologiczne, w szczególności zaś różne strategie żerowania i kryjówek.

Struktura lasów w górach, w których działalność człowieka sprowadzała się jedynie do niewielkich ingerencji, może w dość znaczącym stopniu przypominać strukturę lasów objętych całkowitym zakazem jakichkolwiek działań gospodarczych. Aktywność nietoperzy oraz ich skład gatunkowy mogą więc być zbliżone w obu tych rodzajach lasów. Mimo tego, w wyższych partiach, zarówno aktywność nietoperzy, jak i ich różnorodność gatunkowa jest bardzo niska (ŘEHÁK *et al.* 2006), a różnice bardzo trudne do zaobserwowania.

Plan gospodarowania lasami KRNP, obowiązujący od 1. 1. 2003 do 31. 12. 2014, poza wielkimi wyjątkami, wyklucza wielkopowierzchniową wycinkę drzew. Obecny Plan ochrony KRNP i jego otulina (FLOUSEK 2010), na podstawie którego opracowano nowy, obowiązujący do 2015 roku Plan gospodarowania lasami dzieli lasy na pierwotne, naturalne, zbliżone do naturalnych, kulturowe i gospodarcze (inne niż pierwotne). W lasach pierwszych dwóch kategorii obowiązuje ścisły režim, którego celem jest zachowanie lub odtworzenie samoregulacyjnych procesów. W pozostałych kategoriach lasu prowadzone jest użytkowanie

lasu według pięciu typów gospodarowania, odpowiadających strefom ochronnym KRNAP.

Obecnie w skład 1 strefy parku narodowego wchodzi kompleks lasów objęty całkowitym zakazem prowadzenia gospodarki leśnej, w których zachodzą jedynie procesy samoregulacyjne. Proponowana 1 strefa PN obejmuje lasy wymagające aktywnego gospodarowania przez okres krótszy niż 10 lat, które następnie można pozostawić naturalnym procesom. Są to lasy kulturowe i najbardziej zbliżone do naturalnych, zarówno pod względem przyrodniczym jak i genetycznym, o odpowiedniej strukturze wiekowej i przestrzennej. Wyjątkowo włączane są do nich także lasy z drzewostanem innym niż pierwotny, stanowiącym jedynie fragment wewnątrz kompleksów leśnych złożonych z drzew o odpowiednim składzie genetycznym i jak najbardziej zbliżonej do pierwotnej strukturze wiekowej i przestrzennej. Wymagają one aktywnego gospodarowania przez okres nie dłuższy niż 10 lat. Tereny leśne tego typu, w połączeniu z kompleksem lasów objętych całkowitym zakazem jakichkolwiek działań, obszarowo tworzą ekosystem odpowiedni do prawidłowego funkcjonowania procesów samoregulacyjnych.

Z kolei część 2 strefy PN obejmuje lasy wymagające aktywnego gospodarowania przez okres przekraczający 10 lat, po którym będą pozostawione naturalnemu rozwojowi. Są to lasy, które w okresie ostatnich kilku stuleci ulegały większym lub znaczącym zmianom pod wpływem gospodarki leśnej, której wynikiem jest ich niewłaściwa struktura genetyczna. Przywrócenie naturalnego drzewostanu oraz zgodnej z naturalną strukturą wiekowej i przestrzennej wymaga niestety dłuższego czasu. Z przyczyn technicznych do tej kategorii włączona została również część lasów zbliżonych do naturalnych. Proponowana 3 strefa parku narodowego obejmuje lasy, które w przeszłości zostały mocno zmienione wskutek gospodarki leśnej, w związku z czym wymagają one stałego gospodarowania. Obecnie tereny te są intensywnie wykorzystywane w celach turystycznych i rekreacyjnych.

Metodika

Technické vybavení

Pro zjištění letové aktivity netopýrů na vybraných lokalitách byly využity dvě metody. První z nich byla bodová metoda, která spočívala v tom, že nahrávání echolokačních hlasů probíhalo z jednoho místa kontinuálně po dobu dvou hodin. Každý monitorovací bod byl zaměřen s pomocí GPS. Při této metodě se používal širokopásmový detektor se systémem „frequency division“ D230 propojený stereofonním kabelem s nahrávacím zařízením (miniwalkmany SONY nebo profesionální rekordéry ZOOM H4n s SD kartami o kapacitě 2–8 GB). Bylo použito současně 6 sestav. Na každé lokalitě byla použita vždy dvě stacionární stanoviště. Sestavy byly umístěny na stativěch ve výšce asi 1,5 m s mikrofony orientovanými šikmo vzhůru. Monitorovací body byly umístěny v lese alespoň 100 m od sebe a každý z nich nejméně 50 m od okraje lesa nebo jiného potenciálního koridoru (lesní cesta, průsek apod.) a nejméně 50 m od vodního zdroje. Monitoring proběhl na každé lokalitě dvakrát. Současně s bodovým detektoringem dva zkušební pracovníci detekovali netopýry také pomocí metody liniových transektů, která spočívá v průchodu pozorovatele po stanovené trajektorii (např. lesní cestě). Používali detektory se systémem „time expansion“ (detektory D240x, rekordéry ZOOM H4n s SD 2–8 GB, SONY PCM-D50 s SD 32 GB). Liniový transekt na každé lokalitě trval hodinu a byl též v průběhu výzkumu dvakrát opakován. Nahrávky byly během liniového transektu pořizovány podle potřeby.

Časový rozvrh a monitorované lokality

Monitoring byl realizován s ohledem na pozdější zadání studie na polské části Krkonoš ve dvou letech. Biotopové zastoupení a časový rozvrh byl však identický. Během sedmi nocí ve dnech 16. 7.–23. 7. 2012 jsme nahrávali v české části Krkonoš na každé lokalitě dvě noci (liniové transekty i stacionární). V polské části Krkonoš probíhal výzkum opět v průběhu sedmi nocí ve dnech 10. 7.–18. 7. 2013. Zařízení jsme zapínali přibližně půl hodiny po západu slunce.

Metodyka

Sprzet badawczy

Rejestracja aktywności nietoperzy w wybranych lokalizacjach odbywała się dwoma metodami. Pierwszą z nich była metoda punktowa, polegająca na nagrywaniu w jednym miejscu pulsów echolokacyjnych w trybie ciągłym, przez okres dwóch godzin. Każdy z punktów nasłuchowych był zlokalizowany za pomocą urządzenia GPS. Przy tej metodzie wykorzystywany był szerokopasmowy detektor z systemem „frequency division“ D230 połączony kablem stereofonicznym z urządzeniem nagrywającym (walkmany SONY lub rejestrator ZOOM H4n z kartami SD o pojemnościach 2–8 GB). Równocześnie korzystano z 6 zestawów. We wszystkich lokalizacjach za każdym razem rozmieszczano dwa stanowiska stacjonarne. Zestawy umieszczane były na statywach, na wysokości około 1,5 m, z mikrofonami skierowanymi ukośnie w górę. Punkty nasłuchowe rozmieszczone były w lesie w odległości co najmniej 100 m od siebie, przy czym każdy z nich był oddalony o co najmniej 50 m od skraju lasu lub innego potencjalnego korytarza (leśna droga, przesieka itd.) i co najmniej 50 m od źródła wody. W każdej lokalizacji monitoring został przeprowadzony dwukrotnie.

Równocześnie z detekcją punktową dwaj badacze również rejestrowali nietoperze za pomocą metody transektów liniowych, polegającej na przejściu obserwatora po określonej trasie (np. drodze leśnej). Wykorzystywali oni detektory z systemem „time expansion“ (detektory D240x i rejestrator ZOOM H4n z SD 2–8 GB, SONY PCM – D50 z SD 32GB). Transekt liniowy w każdej z lokalizacji trwał godzinę i w trakcie badań był również przeprowadzany dwukrotnie. Podczas transektu liniowego nagrania wykonywano po przelocie nietoperza.

Terminy badań i monitorowane stanowiska

Uwzględniając późniejsze rozpoczęcie badań po polskiej stronie Karkonoszy, ta część projektu realizowana była przez dwa lata. Typy badanych siedlisk oraz rozkład czasowy były jednak zawsze identyczne. W ciągu siedmiu nocy w dniach 16. 7.–23. 7. 2012 r. nagrania

Monitorované lesy byly dvou typů: (1) bezzásahové, ponechané pouze působení přírodních procesů, a (2) zásahové, šetrně ošetřované (viz úvod kapitoly). Pro indexování lokalit byly použity následující zkratky: 1 – bezzásahový porost, 2 – zásahový porost. A-D a I-L jsou smrčiny, E-H a M-P jsou bučiny.

Studované lokality v české části Krkonoš (vyjma lokality A1 se všechny nacházejí ve 3. zóně národního parku):

A1) Dvorský les je nejvyšším vrcholem horského hřebenu Rýchory. Leží v nadmořské výšce 1033 m a nachází se v 1. zóně národního parku, bezzásahová horská smrčina.

B2) Mravenečník je druhým nejvyšším vrcholem Rýchor s výškou 1005 m n. m., zásahová horská smrčina.

C1) Rejdiště – nehluboké sedlo poblíž Jeleního vrchu s nadmořskou výškou kolem 1000 m, bezzásahová horská smrčina.

D2) Tetřeví boudy – lokalita se zásahovými smrčinami v sousedství lokality Rejdiště, nadmořská výška kolem 990 m n. m.

E1 + F2) Údolní cesta – svahová acidofilní bučina se suťovými poli. Podél vrstevnicové cesty jsou bezzásahové i zásahové porosty, nadmořská výška 630–670 m n. m.

G1) Malinová cesta – lokalita pod Čertovou horou, svahová acidofilní bučina, bezzásahový porost, nadmořská výška 650–700 m n. m.

H2) Janova cesta – lokality pod Čertovou horou, svahová acidofilní bučina, zásahový porost, nadmořská výška 640 m n. m.

Studované lokality v polské části hor:

I1) Łomniczka 1 – leží v Łomnické dolině v nadmořské výšce kolem 1040 m n. m., bezzásahová horská smrčina.

J2) Łomniczka 2 – porost ve sníženině v nadmořské výšce kolem 950 m n. m., zásahová horská smrčina.

K1) Szrenica 1 – lokalita leží v blízkosti Hali Szrenickiej v nadmořské výšce 1135 m n. m., bezzásahová horská smrčina.

L2) Szrenica 2 – zásahový smrkový les v údolí Kamieńczyka v nadmořské výšce kolem 1050 m n. m.

M1) Jagniątków 1 – stanoviště v nadmořské výšce kolem 850 m n. m., bezzásahový porost acidofilní bučiny.

przeprowadzane były po czeskiej stronie Karkonoszy, po dwie noce w każdej z lokalizacji (transekty liniowe i punkty stacjonarne). Również po polskiej stronie Karkonoszy badania odbywały się przez siedem nocy, pomiędzy 10. 7 a 18. 7. 2013 r. Urządzenia uruchamiane były mniej więcej pół godziny po zachodzie słońca. Monitorowane były dwa typy lasów: 1) pozbawione ingerencji człowieka, w których działały jedynie procesy naturalne i 2) poddane nieznacznej ingerencji ludzkiej, czyli gospodarce leśnej (patrz wstęp do rozdziału). W dalszej części tekstu zastosowano następujące oznaczenia: 1 – las pozbawiony ingerencji, 2 – las poddany ingerencji, A-D i I-L to lasy świerkowe, E-H i M-P to buczyny.

Stanowiska badane po czeskiej stronie gór (za wyjątkiem A1, wszystkie pozostałe lokalizacje znajdują się w 3 strefie parku):

A1) Dvorský les jest najwyższym miejscem górskiego grzbietu Rýchory. Położony jest na wysokości 1033 m n.p.m. i znajduje się w 1 strefie Parku Narodowego. Jest to górski las świerkowy pozbawiony ingerencji ludzkiej.

B2) Mravenečník to drugi najwyższy szczyt Rýchor, o wysokości 1005 m n.p.m., położony w 3 strefie. Jest to górski las świerkowy, w którym prowadzona jest gospodarka leśna.

C1) Rejdiště – niska przełęcz w pobliżu Jeleního vrchu położona na wysokości około 1000 m n.p.m. Jest to górski las świerkowy pozbawiony ludzkiej ingerencji.

D2) Tetřeví boudy – stanowisko z gospodarczymi lasami świerkowymi, w sąsiedztwie stanowiska Rejdiště, na wysokości około 990 m n.p.m.

E1 + F2) Údolní cesta – kwaśna buczyna na stoku z piargami. Wzdłuż warstwicznej drogi leżą lasy pozbawione i poddane ingerencji ludzkiej, na wysokości 630–670 m n.p.m.

G1) Malinová cesta – stanowisko pod Čertovou horou, kwaśna buczyna na stoku na wysokości 650–700 m n.p.m., las pozbawiony ingerencji.

H2) Janova cesta – stanowisko pod Čertovou horou, kwaśna buczyna na stoku na wysokości 640 m n.p.m., las gospodarczy.

Stanowiska badane po polskiej stronie gór:

I1) Łomniczka 1 – stanowisko położone w dolinie Łomniczki w piętrze regła górnego na wy-

N2) Jagniątków 2 – stanoviště v nadmořské výšce kolem 700 m n. m., zásahový porost acidofilní bučiny.

O1) Chojník – stanoviště na úbočí Chojníka v nadmořské výšce mezi 500–600 m n. m., bezzásahový porost acidofilní bučiny.

P2) Karpacz – zásahový porost acidofilní bučiny v okolí Wilczej Poręby v nadmořské výšce kolem 800 m n. m.

Detektoring netopýřů probíhal na 8 lesních lokalitách na území KRNAPu a 8 lokalitách KPN, které se vyznačovaly buď smrkovým, anebo bukovým porostem (typ porostu). Tyto lokality se dále lišily v tom, zda na nich lesní správci prováděli nějaké hospodářské zásahy (zásahovost). Ve výsledku bylo tedy vybráno 8 lokalit bezzásahových (4 smrčiny, 4 bučiny) a 8 lokalit zásahových (4 smrčiny, 4 bučiny). Byly vybírány párově tak, že se vždy dvě lokality nacházely několik set metrů od sebe v oblasti s podobnými geografickými charakteristikami.

Mimo typ porostu (bučina, smrčina) a zásahovost (bezzásahový a zásahový porost) byly na každém stacionáru navíc sledovány tyto lesní charakteristiky: počet stromů v kategoriích <30 cm, 30–60 cm, >60 cm průměru kmene asi 150 cm nad zemí; mrtvé dřevo ležící na zemi (v délkových metrech); počet pařezů; počet pahylů; počet poškozených stromů; počet poškození a keřový podrost (v %).

Zpracování a hodnocení získaných dat

Ze získaných nahrávek ve formátu wav (vzorkovací frekvence 44 kHz) byl odfiltrován šum do úrovně 15 kHz a následně v nich byly pomocí programu Adobe Audition (3.1) vyhledávány sekvence netopýřích signálů. Další zpracování a druhová identifikace byla obdobná jako u nahrávek z automatické detekce nad vodními toky. Relativní aktivita je uvedena v pozitivních minutách na hodinu detektoringu (min+/hod). Navíc bylo použito standardní hodnocení dominance podle Lososa *et al.* (1985). Pomocí histogramů a testu normality pro malý rozsah dat bylo zjištěno, že všechna data mají nenormální rozložení. Vzhledem k tomu, že transformace dat na normální rozložení nebyla možná, pro testování byly použity neparametrické testy (Mann-Whitneyův U test, párový Wilcoxonův

sokości około 1040 m n.p.m., górski las świerkowy pozbawiony ingerencji człowieka.

J2) Łomniczka 2 – stanowisko położone w piętrze regla dolnego na wysokości około 950 m n.p.m., gospodarczy las świerkowy.

K1) Szrenica 1 – stanowisko położone w piętrze regla górnego w okolicy Hali Szrenickiej na wysokości 1135 m n.p.m., górski las świerkowy pozbawiony ingerencji ludzkiej.

L2) Szrenica 2 – gospodarczy las świerkowy położony w Dolinie Kamieńczyka na wysokości około 1050 m n.p.m.

M1) Jagniątków 1 – stanowisko położone w piętrze regla dolnego na wysokości około 850 m n.p.m., kwaśna buczyna acydofilna pozbawiona ingerencji człowieka.

N2) Jagniątków 2 – stanowisko położone na wysokości około 700 m n.p.m., kwaśna buczyna z gospodarką leśną.

O1) Chojník – stanowisko położone na zboczu Góry Chojník w piętrze regla dolnego, na wysokości 500–600 m n.p.m., kwaśna buczyna pozbawiona ingerencji ludzkiej.

P2) Karpacz – gospodarcza kwaśna buczyna położona w okolicy Wilczej Poręby na wysokości około 800 m n.p.m.

Rejestracja aktywności nietoperzy odbywała się więc w 8 leśnych stanowiskach na terenie KRNAP i w 8 stanowiskach w KPN, charakteryzujących się świerkowym lub bukovým drzewostanem (typ lasu). Ponadto powyższe lokalizacje różniły się pod względem prowadzonej gospodarki. Ostatecznie wybrano więc 8 lokalizacji pozbawionych ingerencji ludzkiej (4 lasy świerkowe, 4 buczyny) i 8 lokalizacji z prowadzoną gospodarką leśną (4 lasy świerkowe, 4 buczyny). Lokalizacje były dobierane w parach i w taki sposób, by za każdym razem odległość pomiędzy lokalizacjami wynosiła kilkaset metrów i obie leżały na obszarze o podobnych charakterystykach geograficznych. Poza typem drzewostanu (buczyna, las świerkowy) i gospodarowaniem (las poddany i pozbawiony ingerencji człowieka), w każdym punkcie nasłuchowym określano dodatkowe parametry: liczbę drzew o następujących kategoriach średnicy pnia: < 30 cm, 30–60 cm, > 60 cm, mierzonej na wysokości około 150 cm nad ziemią; martwe drewno leżące na ziemi (w metrach długości); liczbę pni; liczbę kikutów; liczbę

test). Ukázalo se, že některé proměnné jsou silně korelované, a proto byly z celkového hodnocení vypuštěny (počet stromů v kategoriích < 30 cm, 30–60 cm, > 60 cm; počet pařezů; počet pahýlů; keřový podrost) a ponechány pouze proměnné se slabou nebo žádnou vzájemnou korelací. Relativní aktivita byla před tím upravena Hellingerovou transformací (BORCARD *et al.* 2011). Pro hodnocení vztahu počtu druhů netopýrů a hodnot letové aktivity s lesními charakteristikami byla použita analýza základních komponent (PCA) a Spearmanův korelační koeficient. Všechny statistické analýzy byly provedeny statistickým softwarem STATISTICA for Windows (v. 8).

Získaný materiál

Celkem bylo na každé lokalitě získáno 960 minut nahrávek na stacionárních bodech a 240 minut na liniových transektech. Z celého monitoringu pak bylo získáno 7680 minut na stacionářech a 1920 minut z liniových transektů.

uszkodzonych drzew; liczbę uszkodzeń i udział krzewów (w %).

Analiza danych

Z nagrań w formacie wav (częstotliwość próbkowania 44 kHz) odfiltrowano szum do poziomu 15 kHz, a następnie wyszukiwano sekwencje echolokacyjne nietoperzy. Czynności te wykonywano w programie Adobe Audition ver. 3.1. Dalsze prace i identyfikacja gatunków odbywała się identycznie jak w przypadku nagrań wykonywanych nad ciekami wodnymi. Względna aktywność nietoperzy została przedstawiona w pozytywnych minutach na godzinę detekcji (min+/godz.). Oprócz tego wykorzystano standardową ocenę dominacji na podstawie LOSOSA *et al.* (1985). Za pomocą histogramów i testu rozkładu danych stwierdzono, że rozkład wszystkich danych odbiega od rozkładu normalnego. Ze względu na to, że nie była możliwa transformacja danych do rozkładu normalnego, posłużono się testami nieparametrowymi (test Manna-Whitneya i test Wilcozona). Okazało się, że niektóre zmienne były mocno skorelowane, z tego względu zostały wyłączone z dalszej analizy (liczba drzew w kategoriach < 30 cm, 30–60 cm, > 60 cm; liczba pni; liczba kikutów; udział krzewów). Pozostawiono jedynie te parametry, które wykazywały słabą lub zerową wzajemną korelację. Aktywność nietoperzy została zmodyfikowana za pomocą transformacji Hellingera (BORCARD *et al.* 2011). Do oceny związku liczby gatunków nietoperzy i poziomu ich aktywności z parametrami lasu wykorzystano analizę składowych głównych (PCA) i korelację Spearmana. Wszystkie analizy statystyczne wykonane zostały za pomocą programu statystycznego STATISTICA for Windows (v. 8).

Materiał

W każdej lokalizacji wykonano łącznie 960 minut nagrań w punktach nasłuchowych i 240 minut nagrań na transektach liniowych. Podczas całego monitoringu uzyskano 7680 minut z punktów stacjonarnych i 1920 minut z transektów liniowych.

Výsledky

Druhová diverzita

Při testování celkového počtu druhů zjištěného bodovou metodou a metodou liniových transektů byly zjištěny pouze slabě signifikantní rozdíly (párový Wilcoxonův test, $Z = 1,98$; $p = 0,047$; $n_1 = 16$, $n_2 = 16$). Pro přehlednost vyhodnocení vztahu druhové diverzity, typu porostu a zásahovosti byly výsledky obou metod sloučeny. Celkem bylo ve studovaných porostech zaznamenáno 14 až 16 druhů netopýrů (Tab. 15).

Wyniki

Zróźnicowanie gatunkowe

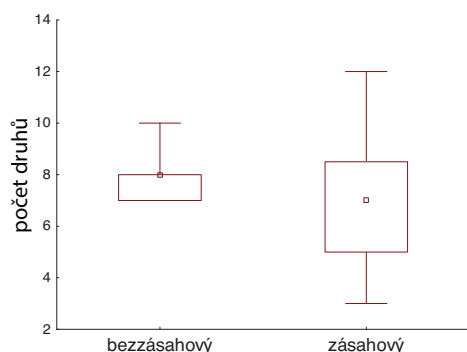
Wykazano niewielkie ale istotne statystycznie różnice w liczbie gatunków zanotowanych za pomocą metody punktowej i metody transektów liniowych (test Wilcoxona, $Z = 1,98$; $p = 0,047$; $n_1 = 16$, $n_2 = 16$). W celu osiągnięcia większej przejrzystości oceny zależności pomiędzy różnorodnością gatunkową nietoperzy a typem lasu i stopniem ingerencji ludzkiej, wyniki uzyskane za pośrednictwem obu metod zostały połączone. Ogółem w badanych lasach zano-

Tab. 15. Hodnoty dominance jednotlivých druhů netopýrů na lokalitách. A1 – Dvorský les, B2 – Mravenečník, C1 – Rejdiště, D2 – Tetřeví boudy, E1 – Údolní cesta bezzásahová, F2 – Údolní cesta zásahová, G1 – Malinová cesta, H2 – Janova cesta, I1 – Ľomniczka 1, J2 – Ľomniczka 2, K1 – Szrenica 1, L2 – Szrenica 2, M1 – Jagniątków 1, N2 – Jagniątków 2, O1 – Chojnik, P2 – Karpacz; 1 – bezzásahový porost, 2 – zásahový porost. Lokality A – D a I – L jsou smrčiny, lokality E – H a M – P jsou bučiny.

Tab. 15. Dominacja poszczególnych gatunków na stanowiskach A1 – Dvorský les, B2 – Mravenečník, C1 – Rejdiště, D2 – Tetřeví boudy, E1 – Údolní cesta pozbawiona ingerencji, F2 – Údolní cesta poddana ingerencji, G1 – Malinová cesta, H2 – Janova cesta, I1 – Ľomniczka 1, J2 – Ľomniczka 2, K1 – Szrenica 1, L2 – Szrenica 2, M1 – Jagniątków 1, N2 – Jagniątków 2, O1 – Chojnik, P2 – Karpacz; 1 – las pozbawiony ingerencji, 2 – las poddany ingerencji. Lokalizacje A – D i I – L to lasy świerkowe, lokalizacje E – H i M – P to buczyny.

Tab. 15. Dominance values of bat species at the observed localities: A1 – Dvorský les, B2 – Mravenečník, C1 – Rejdiště, D2 – Tetřeví boudy, E1 – Údolní cesta, non-intervention, F2 – Údolní cesta, intervened, G1 – Malinová cesta, H2 – Janova cesta, I1 – Ľomniczka 1, J2 – Ľomniczka 2, K1 – Szrenica 1, L2 – Szrenica 2, M1 – Jagniątków 1, N2 – Jagniątków 2, O1 – Chojnik, P2 – Karpacz; 1 – non-intervention growth, 2 – intervened growth. Localities A – D and I – L are spruce forests, localities E – H and M – P are beech forests.

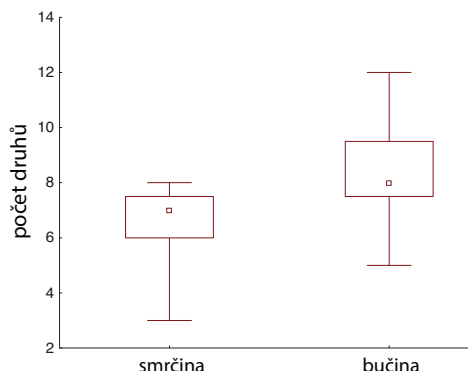
DRUH GATUNEK	A1	B2	C1	D2	E1	F2	G1	H2	I1	J2	K1	L2	M1	N2	O1	P2
Vmur	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	25,6	50,0	17,6	8,3	0,0	23,1	0,0	0,0
Bbar	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	7,7	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,7	15,8	10,0
Enil	10,9	2,1	10,0	0,0	8,0	9,2	14,7	7,8	2,6	25,0	0,0	0,0	40,0	7,7	5,3	0,0
Malc	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Mbec	0,0	2,1	0,0	0,0	8,0	6,2	2,4	1,3	12,8	0,0	5,9	16,7	13,3	7,7	0,0	0,0
Mdau	0,0	2,1	15,0	9,5	4,0	4,6	4,9	5,2	2,6	0,0	29,4	0,0	6,7	0,0	10,5	0,0
Mmyo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,9	0,0	0,0	0,0	8,3	0,0	0,0	0,0	0,0
Mmys/bra	50,9	43,7	28,3	23,9	8,0	15,4	17,1	35,1	2,6	0,0	5,9	0,0	6,7	0,0	5,3	20,0
Myotis sp.	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	10,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Nlei	5,5	0,0	1,7	0,0	8,0	12,3	9,8	6,5	0,0	0,0	5,9	0,0	13,3	0,0	0,0	0,0
Nnoc	9,1	6,2	8,3	19,1	24,0	13,8	22,0	5,2	30,8	0,0	11,8	16,7	0,0	30,8	15,8	0,0
Paur/aus	23,6	33,3	31,7	42,9	36,0	32,3	12,2	20,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	15,4	0,0	0,0
Pnat	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	2,6	20,5	25,0	0,0	8,3	13,3	0,0	10,5	30,0
Ppip	7,3	14,6	5,0	9,5	4,0	3,1	22,0	15,6	0,0	0,0	17,6	58,3	6,7	7,7	21,1	30,0
Ppyg	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	15,8	10,0



Obr. 44. Počty druhů netopýrů v závislosti na zásahovosti v lesích. Medián = střední hodnota, krabice – kvantily 25 % a 75 %, svorky – minimum a maximum.

Ryc. 44. Liczba gatunków nietoperzy w zależności od stopnia ludzkiej ingerencji w lasach. Bezzásahový – bez gospodarki leśnej, zásahový – z gospodarką leśną.

Fig. 44. Numbers of bat species in relation to the level of intervention in forests. Bezzásahový – non-intervention, zásahový – intervened.



Obr. 45. Počty druhů netopýrů v závislosti na typu porostu.

Ryc. 45. Liczba gatunków nietoperzy w zależności od typu lasu. X – świerczyna, buczyna.

Fig. 45. Number of bat species based on the growth type. X – spruce forest, beech forest.

Nejvíce druhů bylo zaznamenáno v zásahovém bukovém porostu Janova cesta (H2), 13 až 15 druhů. Naopak nejmenší počet druhů byl zjištěn v zásahové horské smrčtině Ľomniczka 2 (J2) (Tab. 15). Přestože rozdíly nejsou signifikantní, v zásahových lesích byl zjištěn vyšší celkový počet druhů (Obr. 44). Přestože rozdíly mezi počty druhů v bučinách a smrčinách rovněž nejsou signifikantní, v bučinách byla zjištěna vyšší úroveň letové aktivity i vyšší počet druhů (Obr. 45).

Při testování celkového počtu druhů nebyly zjištěny signifikantní rozdíly v zásahových a bezzásahových lesích (Mann-Whitneyův U test, $U = 23$, $Z = 0,893$, $p = 0,372$ ns, $n_1 = 8$, $n_2 = 8$) a ani mezi bučinami a smrčinami ($U = 13$, $Z = -1,89$, $p = 0,059$ ns, $n_1 = 8$, $n_2 = 8$). Nebyly zjištěny ani signifikantní rozdíly mezi počty druhů zjištěných na jednotlivých lokalitách (Kruskal-Wallisův test, $H_{(15,16)} = 15$; $p = 0,451$ ns). Nejpočetnější byli zastoupeni netopýři dvojice *Myotis mystacinus/brandtii*, *P. pipistrellus*, *E. nilssonii* a dvojice *Plecotus auritus/austriacus*. Naopak nejvzácnějšími druhy byla dvojice *M. alcathoe/emarginatus*, *M. myotis* a *P. pygmaeus*.

towano występowanie od 14 do 16 gatunków nietoperzy (Tabela 15).

Najwięcej gatunków zanotowano w gospodarczym lesie bukowym Janova cesta (H2), gdzie występowało od 13 do 15 gatunków. Najniższą liczbę gatunków stwierdzono w gospodarczym lesie świerkowym Ľomniczka 2 (J2) (Tabela 15). Mimo że różnice nie były istotne, w lasach gospodarczych zanotowano występowanie większej liczby gatunków (Ryc. 44). Choć różnice pomiędzy liczbą gatunków w buczynach i lasach świerkowych nie były istotne, w buczynach zanotowano wyższy poziom aktywności i większą liczbę gatunków (Ryc. 45).

Nie wykazano istotnych różnic w liczbie gatunków pomiędzy lasami poddanymi i pozbawionymi ingerencji człowieka (test Manna-Whitneya, $U = 23$; $Z = 0,893$; $p = 0,372$ NS, $n_1 = 8$, $n_2 = 8$) ani między buczynami i lasami świerkowymi ($U = 13$, $Z = -1,89$, $p = 0,059$ NS, $n_1 = 8$, $n_2 = 8$). Nie stwierdzono również znaczących różnic w liczbie gatunków zanotowanych na poszczególnych stanowiskach (test Kruskala-Wallisa, $H_{(15,16)} = 15$; $p = 0,451$ NS). Najliczniej reprezentowane były *Myotis mystacinus/brandtii*, *P. pipistrellus*, *E. nilssonii* i *Plecotus auritus/austriacus*. Najrzadziej występowały *M. alcathoe/emarginatus*, *M. myotis* i *P. pygmaeus*. W ponad połowie lokalizacji eudominantami były *M. mystacinus/brandtii*, *P. auritus/austriacus*

Eudominantními druhy na více než polovině lokalit byly dvojice *M. mystacinus/brandtii*, *P. auritus/austriacus* a *N. noctula*. Druh *E. nilssonii* byl eudominantní většinou v bezzásahových porostech, zatímco v zásahových porostech byl převážně jako dominantní. Také druhy *N. leisleri* a *N. noctula* byly hodnoceny jako dominantní spíše v bezzásahových porostech. Jako recedentní byla zjištěna pouze dvojice *M. alcaethoe/emarginatus*.

Úroveň celkové letové aktivity a jednotlivých druhů netopýrů

Při testování celkové letové aktivity zjištěné bodovou metodou a na liniových transektech nebyly zjištěny signifikantní rozdíly ($U = 2,59$; $p = 0,09$ ns; $n_1 = 16$, $n_2 = 16$) (Tab. 16 a 17). Relativní aktivita získaná oběma metodami proto byla pro hodnocení vlivu typu porostu a zásahovosti sloučena. U jednotlivých druhů byl dále testován vztah k zásahovým a bezzásahovým porostům a mezi porosty smrkovými a bukovými. Nebyly zjištěny žádné signifikantní rozdíly u jednotlivých druhů (Mann-Whitney U test).

i *N. noctula*. *E. nilssonii* byl eudominantem zvyčaj w lasach pozbawionych ingerencji człowieka, natomiast w lasach gospodarczych był przeważnie dominantem. *N. leisleri* i *N. noctula* także dominowały w lasach pozbawionych ingerencji ludzkiej. Recedentami była wyłącznie para gatunków *M. alcaethoe/emarginatus*.

Aktywność nietoperzy

Aktywności wszystkich gatunków nietoperzy zarejestrowane za pomocą metody punktowej i metody transektów liniowych nie różniły się istotnie statystycznie (test Wilcozona $U = 2,59$; $p = 0,09$; $n_1 = 16$, $n_2 = 16$) (Tabela 16, 17). Z tego względu dane uzyskane za pomocą obu tych metod były analizowane razem. Dla poszczególnych gatunków badana była zależność pomiędzy ich aktywnością a sposobem gospodarowania lasem (las poddany i pozbawiony ingerencji człowieka) oraz typem lasu (las świerkowy i buczyny). Nie stwierdzono istotnych różnic dla poszczególnych gatunków (test Manna-Whitneya).

Tab. 16. Relativní aktivita jednotlivých druhů a celková relativní aktivita na lesních lokalitách, získaná bodovou metodou. Lokalita jako v Tab. 15.

Tab. 16. Aktywność poszczególnych gatunków i całkowita aktywność w badanych stanowiskach zarejestrowana w punktach nasłuchowych. Skrót nazw stanowisk w Tab. 15.

Tab. 16. Relative activity of each species and total relative activity in forest localities obtained using the point method. Abbr. of localities in Tab. 15.

DRUH GATUNEK	A1	B2	C1	D2	E1	F2	G1	H2	I1	J2	K1	L2	M1	N2	O1	P2
Vmur	0	0	0	0	0	0	0	0	5,00	1,00	1,50	0,50	0	1,50	0	0
Bbar	0	0	0,12	0	0	0,61	0	0,11	0	0	0	0	0	0,50	1,50	0,50
Enil	0,76	0,12	0,74	0	0,25	0,74	0,75	0,67	0,50	0,50	0	0	3,00	0,50	0,50	0
Mbec	0	0,12	0	0	0,25	0,49	0,12	0,11	2,50	0	0,50	1,00	1,00	0,50	0	0
Mdau	0	0,12	1,10	0,24	0,13	0,37	0,25	0,45	0,50	0	2,50	0	0,50	0	1,00	0
Mmyo	0	0	0	0	0	0	0	0,34	0	0	0	0,50	0	0	0	0
Mmys/bra	3,55	2,58	2,09	0,60	0,25	1,23	0,87	3,02	0,50	0	0,50	0	0,50	0	0,50	1,00
Myotis sp.	0,13	0	0	0	0	0	0,12	0	2,00	0	0	0	0	0	0	0
Nlei	0,38	0	0,12	0	0,25	0,98	0,50	0,56	0	0	0,50	0	1,00	0	0	0
Nnoc	0,63	0,37	0,61	0,48	0,75	1,10	1,12	0,45	6,00	0	1,00	1,00	0	2,00	1,50	0
Paur/aus	1,65	1,96	2,33	1,07	1,13	2,58	0,62	1,79	0	0	0	0	0	1,00	0,00	0
Pnat	0	0	0	0	0	0	0,12	0,22	4,00	0,50	0	0,50	1,00	0	1,00	1,50
Ppip	0,51	0,86	0,37	0,24	0,13	0,25	1,12	1,34	0	0	1,50	3,50	0,50	0,50	2,00	1,50
Ppyg	0	0	0	0	0	0	0	0,22	0	0	0	0	0	0	1,50	0,50
relativní aktivita aktywność	6,98	5,89	7,36	2,50	3,13	7,98	5,10	8,60	19,50	2,00	8,50	6,00	7,50	6,50	9,50	5,00

Tab. 17. Relativní aktivita netopýrů na lesních lokalitách, získaná metodou liniových transektů. Lokalita jako v Tab. 15.

Tab. 17. Aktywność nietoperzy w badanych stanowiskach zarejestrowana podczas liniowych transektów. Skróty nazw stanowisk w Tab. 15.

Tab. 17. Relative activity of bats in forest localities obtained by line transects. Abbr. of localities in Tab. 15.

DRUH GATUNEK	A1	B2	C1	D2	E1	F2	G1	H2	I1	J2	K1	L2	M1	N2	O1	P2
Bbar	0	0,97	0,49	0	0	0	0,35	0	15,00	1,50	0	0,75	0	0	1,00	0
Vmur	0	0	0	0	0	0	0	0	2,00	0	0,75	1,50	0,50	0,50	0	0
Enil	0	0	2,46	1,03	0,83	2,50	0,35	0	0	0	0	0	1,50	0	0,50	0
Malc	0	0,48	0	0	0	0	0	1,00	0	0	0	0	0	0	0	0
Mmyo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,50	0	0	0	0	0	0
Mbec	0	3,39	0,49	0	0	0	0,35	2,00	0	0	0	0	1,00	0	0	0,50
Mdau	0	0	0,49	0	0,41	0	0	0	0	0	0,75	0,75	1,50	1,00	0,50	1,00
Mmys/bra	0,52	9,68	0,49	0	4,14	1,43	2,47	16,00	6,00	1,50	1,50	0	0,50	1,00	0	0,50
Myotis sp.	0	0	0	0	0	0	0	1,00	2,00	0,75	0	0	1,50	0	0	0
Nlei	0	0	0	0	0	0	0,35	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nnoc	0	0	0,98	0	0,41	0,36	0,71	0	2,00	1,50	1,50	1,50	0	2,00	3,00	0,50
Paur/aus	1,04	0,97	0,98	2,06	2,90	1,79	1,76	2,00	0	0	0	0	0	0	0	0
Pnat	0	0	0	0	0	0	0,71	0	2,00	0	1,50	0,75	1,50	2,00	1,00	0,50
Ppip	0	0,48	1,97	1,03	2,90	4,29	1,76	0	0	0	5,25	4,50	2,50	2,50	2,00	2,50
relativní aktivita aktywność	1,57	15,6	8,36	4,11	11,6	10,4	8,82	22,00	23,00	6,75	8,25	9,75	10,50	9,00	8,00	5,50

Přestože rozdíl nejsoú signifikantní, v bezzásahových lesích byla zjištěna vyšší úroveň letové aktivity na většině lokalit (Obr. 46).

Přestože rozdíl mezi celkovou aktivitou v bučinách a smrčinách také nejsoú signifikantní, v bučinách byla zjištěna mírně vyšší úroveň letové aktivity (Obr. 47).

Vliv charakteristik porostu na společenstvo netopýrů

Vzhledem k tomu, že první dva faktory popisují 66,7 % vnitřní variability souboru, jsou dále pro grafické znázornění použity pouze tyto (Obr. 48, 49). Korelace obou zástupných os se sledovanými proměnnými jsou zaneseny v Tab. 18. Relativní aktivita i počet druhů byly obecně vyšší v bučinách než ve smrčinách. Zásahovost porostů, ani charakteristiky s ní související, neměly na počty zjištěných druhů netopýrů a jejich aktivitu významný vliv. Parametry jako objem mrtvého dřeva v porostu, počet poškozených stromů i počet poškození ukazovaly na souvislost se stářím porostu a přítomností podrostu. Tyto proměnné vykazovaly vyšší hodnoty v bezzásahových lesích.

Mimo že rozdíly mezi celkovou aktivitou v bučinách a lesích svěrkových nejsou velké, v bučinách zanoťováno vyšší aktivitu nietoperzy (Ryc. 47).

Wpływ parametrów lasu na zespół nietoperzy

Ze względu na to, że pierwsze dwa czynniki opisują 66,7% wewnętrznej zmienności zbioru, to tylko te czynniki wykorzystano do graficznego przedstawienia zależności (Ryc. 48, 49). Korelacje obu reprezentowanych osi z obserwowanymi zmiennymi przedstawione zostały w Tabeli 18. Aktywność i liczba gatunków była wyższa w buczynach, niż w lasach świerkowych. Gospodarka leśna i związane z nią parametry nie miały istotnego wpływu na liczebności zanoťowanych gatunków nietoperzy ani na ich aktywność. Parametry takie jak objętość martwego drewna w lesie, liczba uszkodzonych drzew i liczba uszkodzeń wskazywały na związek z wiekiem drzewostanu i obecnością młodych drzew. Powyższe zmienne wykazywały wyższe wartości w lasach pozbawionych ingerencji człowieka.



Obr. 46. Relativní aktivita jednotlivých druhů a celková relativní aktivita na lesních lokalitách s různým typem managementu. Hodnoty byly získány bodovou metodou. Lokality jako v Tab. 15.

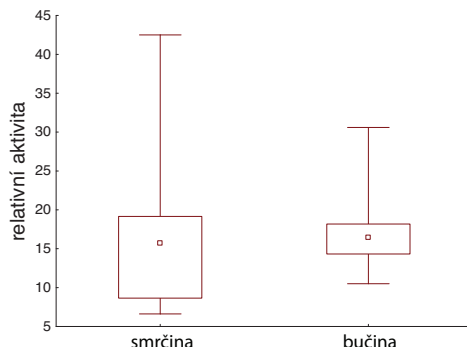
Ryc. 46. Aktywność nietoperzy w zależności od stopnia ingerencji w lasach. Y – przedstawiono aktywność wszystkich gatunków. Pokazano medianę, 25% i 75% kwartyl (ramka) i wartości minimalne i maksymalne (wąsy). Bezzásahový – bez gospodarki leśnej, zásahový – z gospodarką leśną.

Fig. 46. Flight activity of bats in relation to the level of intervention in the forests. Y – relative activity, median = middle value, boxes – quantiles 25 % a 75 %, whiskers – minimum and maximum. Bezzásahový – non-intervention, zásahový – intervened.

Z Obr. 48 vyplývá, že zásahová smrčina Tetřeví boudy (TB) stojí stranou hlavní skupiny díky malému počtu zjištěných druhů i nízké hodnotě celkové relativní aktivity. Naopak na druhé straně skupiny stojí body u Janovy cesty (JC) s vysokou hodnotou letové aktivity. Odlehlejší pozici Dvorského lesa (DL) a bezzásahové bučiny u Údolní cesty (UCB) spíše určují nízké hodnoty poškození porostu, malý objem mrtvého dřeva a současně nejvyšší aktivita netopýrů i velký počet zjištěných druhů.

Při shlukování pomocí proměnné zásahovost tvořily izolovaný shluk též body bezzásahových bučin z Malinové cesty a Údolní cesty.

Následně byla analýza hlavních komponent použita také pro posouzení, které konkrétní druhy netopýrů jsou danými lesními charakteristikami ovlivněny nejvíce. V tomto případě je



Obr. 47. Celková relativní aktivita v závislosti na typu lesního porostu.

Ryc. 47. Całkowita aktywność nietoperzy w zależności od typu lasu. X – świerczyna, buczyna.

Fig. 47. Total relative activity in relation to the type of forest growth. X – spruce forest, beech forest.

Poddány ingerenci lidské les świerkowy w okolicy Tetřeví boudy (TB) odstaje od głównej grupy, ze względu na małą liczbę zanotowanych gatunków i niską całkowitą aktywność (Ryc. 48). Po przeciwnej stronie grupy znajdują się punkty o wysokiej aktywności nietoperzy z okolicy Janovej cesty (JC). Odleglejsze stanowiska Dvorského lesa (DL) oraz naturalnej buczyny w pobliżu Údolní cesty (UCB) charakteryzują się raczej niskimi wartościami uszkodzeń drzewostanu i małą objętością martwego drewna, przy równoczesnej najwyższej aktywności nietoperzy i dużej liczbie zanotowanych gatunków. Podczas grupowania punktów za pomocą zmiennej opisującej sposób gospodarowania lasem, większe skupiska tworzyły pozbawione ingerencji lidskiej buczyny wzdłuż Malinové cesty i Údolní cesty.

Analiza składowych głównych wykorzystana została do oceny parametrów mających największy wpływ na poszczególne gatunki nietoperzy. Pod uwagę wzięto pierwsze trzy czynniki, które w sumie tłumaczyły 66,8% wewnątrznej zmienności (Ryc. 49, Tabela 19).

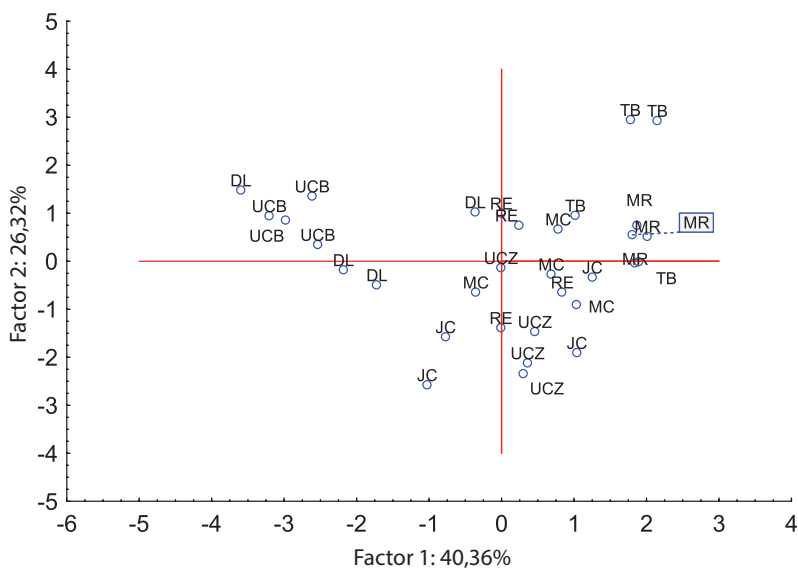
Obecność uszkodzonych drzew, liczba ich uszkodzeń oraz objętość martwego drewna w buczynach pozytywnie korelowała z obecnością takich gatunków jak *Barbastella barbastellus*, *Myotis bechsteinii*, *Nyctalus leisleri*,

Tab. 18. Vztah jednotlivých proměnných s faktorem 1 a 2 vyjádřený Spearmanovým korelačním koeficientem. Modře jsou znázorněny signifikantní korelace.

Tab. 18. Związek poszczególnych zmiennych z czynnikiem 1 i 2 wyrażony za pomocą współczynnika korelacji Spearmana. Niebieskim kolorem zaznaczono istotne korelacje.

Tab. 18. The relation of individual variables with factors 1 and 2 expressed using the Spearman correlation coefficient. Significant correlations in blue. 1st column - forest type, intervention, bat activity, number of species, dead wood, damaged trees.

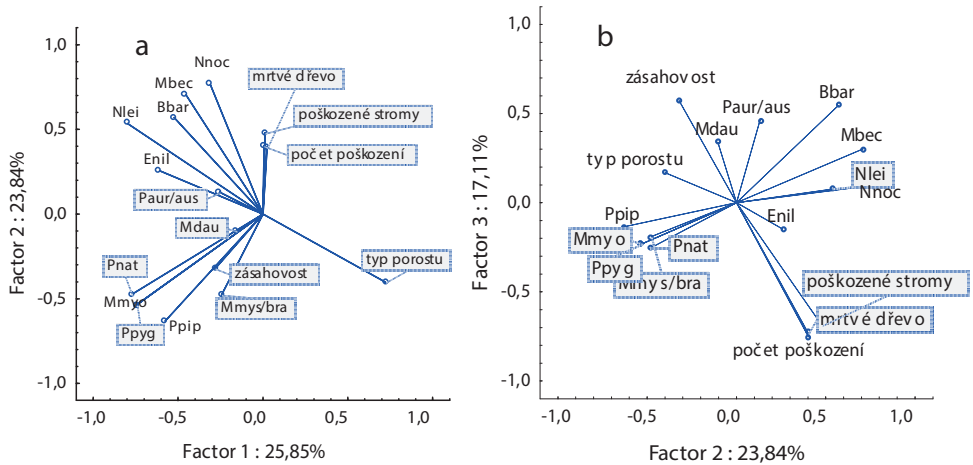
PROMĚNNÁ ZMIENNA	FAKTOR 1	FAKTOR 2
typ porostu typ lasu	-0,26	-0,20
zásahovost gospodarka leśna	-0,41	0,16
aktivita netopýrů aktywność nietoperzy	0,04	0,92
počet druhů liczba gatunków	0,02	0,91
mrtvé dřevo martwe drewno	0,81	-0,05
poškozené stromy uszkodzone drzewa	0,94	-0,01



Obr. 48. Postavení lokalit vzhledem k prvním dvěma faktorovým osám. JC – Janova cesta, UCZ – Údolní cesta zásahový, UCB – Údolní cesta bezzásahový, MC – Malinová cesta, DL – Dvorský les, MR – Mravenečník, RE – Rejdiště, TB – Tetřeví boudy.

Ryc. 48. Pozycja stanowisk względem dwóch pierwszych czynników. JC - Janova cesta, UCZ – Údolní cesta zásahový, UCB – Údolní cesta bezzásahový, MC – Malinová cesta, DL – Dvorský les, MR – Mravenečník, RE – Rejdiště, TB – Tetřeví boudy.

Fig. 48. Position of localities in relation to the first two factor axes. JC – Janova cesta, UCZ – Údolní cesta, intervened, UCB – Údolní cesta non-intervention, MC – Malinová cesta, DL – Dvorský les, MR – Mravenečník, RE – Rejdiště, TB – Tetřeví boudy.



Obr. 49. Vztah aktivity jednotlivých druhů k vybraným lesním charakteristikám: (a) faktor 1 versus 2, (b) faktor 2 versus 3. Zkratky druhů netopýrů v Tab. 2.

Ryc. 49. Związek aktywności poszczególnych gatunków z wybranymi cechami lasu: (a) czynnik 1 versus 2, (b) czynnik 2 versus 3. Skróty gatunków nietoperzy przedstawione zostały w Tab. 2, a poszczególne zmienne w Tab. 19.

Fig. 49. Relation of the activity of individual species with the selected forest characteristics: (a) factor 1 versus 2, (b) factor 2 versus 3. For bat species abbreviations see Tab. 2, variables Tab. 19.

nutné posuzovat první tři faktory celkově vysvětlující 66,8 % vnitřní variability (Obr. 49, Tab. 19). Přítomnost poškozených stromů, počet jejich poškození a objem mrtvého dřeva v porostu bučin pozitivně koreluje s přítomností druhů *Barbastella barbastellus*, *Myotis bechsteinii*, *Nyctalus leisleri*, *N. noctula*, *Eptesicus nilssonii* a *Plecotus auritus/austriacus* (faktor 2). Tyto proměnné mají pravděpodobně vliv na úkrytový potenciál porostu, ale současně i na kvalitu potravní nabídky. Druhy jako *Myotis mystacinus/brandtii*, *M. myotis*, *M. daubentonii*, *Pipistrellus pipistrellus*, *P. pygmaeus* a *P. nathusii* s faktorem 2 a tedy s výše uvedenými proměnnými korelovaly negativně a byly zaznamenány spíše v lesích zásahových.

N. noctula, *Eptesicus nilssonii* i *Plecotus auritus/austriacus* (czynnik 2). Wyżej wymienione zmienne mają prawdopodobnie wpływ na potencjalną liczbę odpowiednich kryjówek w drzewostanie, a równocześnie także na jakość pokarmu. Aktywność takich gatunków jak *Myotis mystacinus/brandtii*, *M. myotis*, *M. daubentonii*, *Pipistrellus pipistrellus*, *P. pygmaeus* i *P. nathusii* korelowała negatywnie z czynnikiem 2, a więc również z wyżej wymienionymi zmiennymi, a obecność tych gatunków notowana była raczej w lasach gospodarczych.

Tab. 19. Korelace jednotlivých proměnných se zástupnými osami. Tabulka obsahuje hodnoty Spearmanova korelačního koeficientu. Modře jsou znázorněny signifikantní korelace.

Tab. 19. Korelacje poszczególnych zmiennych z czynnikami 1, 2 i 3. Tabela zawiera wartości współczynnika korelacji Spearmana. Niebieskim kolorem oznaczone zostały istotne korelacje.

Tab. 19. Correlation of variables with the representative axes. The table contains values of the Spearman correlation coefficient. Significant correlation in blue.

PROMĚNNÁ ZMIENNA	FAKTOR 1	FAKTOR 2	FAKTOR 3
typ porostu typ lasu	0,65	-0,37	0,18
zásahovost gospodarka leśna	0,00	-0,43	0,61
pozitivní minuty pozytywne minuty	-0,55	-0,13	0,13
počet druhů liczba gatunków	-0,65	0,06	0,18
mrtvé dřevo martwe drewno	-0,17	0,49	-0,64
poškozené stromy uszkodzone drzewa	-0,15	0,46	-0,59
počet poškození liczba uszkodzeń	-0,19	0,43	-0,58
<i>B. barbastellus</i>	-0,59	0,15	0,45
<i>E. nilssonii</i>	-0,62	0,44	-0,30
<i>M. bechsteinii</i>	-0,31	0,54	0,17
<i>M. daubentonii</i>	-0,50	-0,11	0,29
<i>M. myotis</i>	-0,57	-0,57	-0,25
<i>M. mystacinus/brandtii</i>	-0,39	-0,41	-0,09
<i>N. leisleri</i>	-0,93	0,40	-0,11
<i>N. noctula</i>	-0,35	0,85	-0,14
<i>P. auritus/austriacus</i>	-0,27	0,05	0,51
<i>P. nathusii</i>	-0,65	-0,39	-0,28
<i>P. pipistrellus</i>	-0,54	-0,55	-0,09
<i>P. pygmaeus</i>	-0,57	-0,57	-0,25

Shrnutí

Nejčastěji byli sledováni netopýři dvojic *M. mystacinus/brandtii* a *P. auritus/austriacus* a dále *P. pipistrellus* a *E. nilssonii*. Naopak k nejvýznamnějším netopýřům patřila dvojice *M. alcaethoe/emarginatus* a druhy *M. myotis* a *P. pygmaeus*. Eudominantními druhy na všech lokalitách byli *M. mystacinus/brandtii* a *P. auritus/austriacus*. V bezzásahových lesích byla zjištěna mírně vyšší úroveň celkové letové aktivity než v lesích zásahových, stejně tak v bučinách byla celková aktivita vyšší než ve smrčinách. Byla zjištěna vyšší aktivita *M. bechsteinii* v bučinách ve srovnání se smrčinami.

Podsumowanie

Gatunkami najczęściej obserwowanymi były *M. mystacinus/brandtii* i *P. auritus/austriacus*. Stosunkowo liczne były *P. pipistrellus* i *E. nilssonii*. Do najrzadziej notowanych gatunków należały *M. alcaethoe/emarginatus*, *M. myotis* i *P. pygmaeus*. We wszystkich stanowiskach eudominantami były *M. mystacinus/brandtii* i *P. auritus/austriacus*. W lasach gospodarczych oraz w buczynach stwierdzono nieznacznie wyższą aktywność nietoperzy niż w lasach bez ingerencji i w świerczynach. Wyższą aktywność *M. bechsteinii* stwierdzono w buczynach niż w świerczynach.

Objem mrtvého dřeva v porostu, počet poškozených stromů i počet poškození ukazovaly na souvislost se stářím porostu a přítomností porostu. Uvedené proměnné mají pravděpodobně vliv na úkrytový potenciál porostu, ale současně i na kvalitu potravní nabídky. Tyto proměnné vykazovaly vyšší hodnoty v bezzásahových lesích.

Úroveň úkrytové nabídky (počty poškození) a objem mrtvého dřeva v porostu bučin pozitivně korelovaly s přítomností druhů *B. barbastellus*, *M. bechsteini*, *N. leisleri*, *E. nilssonii* a dvojice *P. auritus/austriacus*. U těchto druhů byla zjištěna vyšší aktivita v bezzásahových porostech. V případě pozitivního vztahu s aktivitou *N. noctula* jde pravděpodobně o náhodnou korelaci. Uvedené druhy, s výjimkou *E. nilssonii*, v lesních porostech nacházejí i úkryty.

Naopak druhy *M. myotis*, *M. daubentonii*, *P. pipistrellus*, *P. pygmaeus* a *P. nathusii* a dvojice *M. mystacinus/brandtii* v lesních porostech patrně úkryty nemají a jejich aktivita byla vyšší spíše v lesích zásahových.

I přes zjištěné rozdíly mezi porosty je nutno konstatovat, že porosty zásahové a bezzásahové nevykazují významné odlišnosti v druhové skladbě i celkové úrovni letové aktivity netopýrů. Důvodem je patrně přírodě blízké hospodaření na území obou národních parků i v zásahových porostech a celkově nízká aktivita netopýrů v horských lesích.

Objem mrtvého dřeva v lesie, liczba uszkodzonych drzew oraz liczba uszkodzeń były skorelowane z wiekiem drzewostanu i obecnością młodych drzew. Wyżej wymienione zmienne mają prawdopodobnie wpływ na liczbę kryjówek w drzewostanie oraz na jakość pożywienia. Powyższe zmienne wykazywały wyższe wartości w lasach pozbawionych ludzkiej ingerencji.

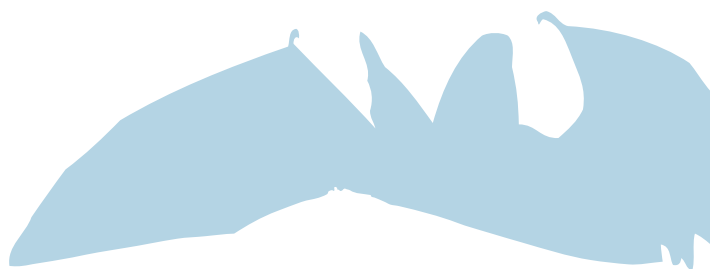
Liczba uszkodzeń (liczba dostępnych kryjówek) i objętość mrtwego drewna w buczynach pozytywnie korelowały z obecnością *B. barbastellus*, *M. bechsteini*, *N. leisleri*, *E. nilssonii* i pary *P. auritus/austriacus*. Wyższą aktywność tych gatunków stwierdzono w lasach pozbawionych ingerencji ludzkiej. Pozytywna korelacja cech drzewostanu z aktywnością *N. noctula* jest prawdopodobnie przypadkowa. Wymienione gatunki, za wyjątkiem *E. nilssonii*, poszukują w lasach także kryjówek.

M. myotis, *M. daubentonii*, *P. pipistrellus*, *P. pygmaeus* i *P. nathusii* oraz *M. mystacinus/brandtii* prawdopodobnie nie zajmują schronień w lasach, ale ich aktywność była wyższa w lasach gospodarczych.

Pomimo zanotowanych różnic pomiędzy lasami naturalnymi i gospodarczymi, zarówno drzewostany dotknięte ingerencją człowieka, jak i te które są jej pozbawione nie wykazują znaczących różnic pod względem składu gatunkowego oraz całkowitej aktywności nietoperzy. Może to wynikać z ekologicznej gospodarki prowadzonej na terenie Parku Narodowego i w lasach gospodarczych oraz ogólnie niskiej aktywności nietoperzy w górskich ekosystemach.



*Netopýr ušatý (Plecotus auritus) – hojný druh horských lesů.
Plecotus auritus jest liczny gatunkiem w górskich lasach.
Plecotus auritus is the common species in mountain forests.*



**LETNÍ ÚKRYTY
NETOPÝRŮ
V LIDSKÝCH SÍDLECH**

**LETNIE KRYJÓWKI
NIETOPERZY
W BUDYNKACH**

Cílem bylo vyhledat a zmapovat letní úkryty netopýrů v lidských sídlech na území KRNP a KPN, jejich vnitřních ochranných pásem a v přilehlých obcích. Pozornost byla zaměřena na synantropní druhy, které s oblibou využívají výškové stavby, velmi často kostely nebo kulturně významné budovy, jako jsou zámky či hrady. Tyto druhy navíc zůstávají svým úkrytům dlouhodobě věrné a jejich monitoring tak přináší dobré informace o stavu lokálních populací.

Materiál a metodika

Před vlastním terénním monitoringem byly vytipovány vhodné objekty, zejména církevní stavby, další vhodné stavby byly nalézány při terénních kontrolách (lázeňské domy, základní školy, radnice či velké obytné domy s rozsáhlejším půdním prostorem). Vlastní kontrola objektů, tj. prohlídka potenciálních úkrytů jako jsou např. štěrbiny mezi trámy, trvala od 30 do 80 minut na jednu lokalitu. U budov, do kterých nebyl umožněn vstup, byl proveden večerní bat-detektorování ke zjištění netopýrů při výletu z úkrytu. Tato data sice nejsou kvalitativně shodná s vizuální kontrolou půdy, ale mohou na úkryt upozornit. Ve vybraných obcích byli navíc detekováni netopýři na liniových transektech po dobu 15–30 minut, s cílem zaznamenat druhy vyskytující se v horských intravilánech. Sada používaná pro detektorování sestávala z detektoru D240x a rekordéru Roland R-09HR.

Cílem této části badání bylo vysledování a zmapování letních kryjóvek nietoperzy v osídlených lidských sídlech nacházejících se na území KRNP a KPN, jeho vnitřní otuliny a přilehlých do ní míst. Skoncentrovali jsme se především na typy synantropních, kterým preferovanými kryjovkami jsou vysoké budovy, často kostely nebo budovy o velkém kulturním významu, jako jsou zámky, paláce. Co víc, tyto typy kryjóvek, v souvislosti s čímž je sledování dostupnosti měřitelných informací na stavu místních populací.

Materiał i metody

Przed przeprowadzeniem prac terenowych konieczne było wytypowanie odpowiednich obiektów, przede wszystkim kościołów oraz innych budynków wytypowanych podczas kontroli terenowych, takich jak sanatoria, szkoły podstawowe, ratusze i domy mieszkalne z dużymi strychami.

Sama kontrola, polegająca na przeglądaniu wszelkich możliwych potencjalnych kryjówek, takich jak na przykład więźba dachowa, zajmowała od 30 do 80 minut na jedno stanowisko. W przypadku budynków, do których nie można się było dostać, wykonywano wieczorny nasłuch detektorowy. Uzyskane w ten sposób dane nie mają wpadnie tej samej jakości co wizualne kontrole strychów, mogą jednak pomóc w wykryciu potencjalnej ważnej kryjówki. Dodatkowo, w wybranych miejscowościach przeprowadzono 15–30 minutowe transekty liniowe, w celu wykrycia gatunków nietoperzy występujących w górskich obszarach zabudowanych. Zestaw wykorzystywany do detekcji przed budynkami składał się z detektora D240x i rejestratora Roland R-09HR.

Výsledky

Nové nálezy

(použité zkratky: D – detekce, LK – letní kolonie, J – ojedinelé kusy, S – samice; před zkratkou je uveden počet jedinců)

Vrápenec malý

(*Rhinolophus hipposideros*)

Janské Lázně, půda základní školy, trus, 30. 5. 2013; Černý Důl, půda základní školy, trus, 30. 5. 2013; Horní Maršov, půda zámku, 4 J, 26. 7. 2013; Horní Vrchlabí, půda základní školy, 4 J, 25. 6. 2013; Javorník, kostel Sv. Martina, 1 J, 25. 6. 2013.

Netopýr velký

(*Myotis myotis*)

Harrachov, intravilán, D, 18. 7. 2012; Harrachov, okolí kostela, D, 18. 7. 2012, základní škola, trus, 28. 5. 2013; Pec pod Sněžkou, intravilán, D, 26. 7. 2012; Svoboda nad Úpou, půda vily KRPAP, 2 J, 28. 7. 2013; Rokytnice, půda radnice, 1 J, 25. 6. 2013, 4 J, 26. 7. 2013; Velká Úpa, půda kostela,

Wyniki

Nowe stanowiska

Wykorzystane skróty: D – nasłuch detektorowy, LK – letnia kolonia, J – pojedyncze osobniki, S – samice. Przed skrótem podana została liczba osobników.

Podkowiec mały

(*Rhinolophus hipposideros*)

Janské Lázně, strych školy podstawowej, odchody, 30. 5. 2013; Černý Důl, strych školy podstawowej, odchody, 30. 5. 2013; Horní Maršov, strych zámku, 4 J, 26. 7. 2013; Horní Vrchlabí, strych školy podstawowej, 4 J, 25. 6. 2013; Javorník, kościół św. Martina, 1 J, 25. 6. 2013.

Nocek duży

(*Myotis myotis*)

Harrachov, obszar zabudowany, D, 18. 7. 2012; Harrachov, okolice kościoła, D, 18. 7. 2012, szkoła podstawowa, odchody, 28. 5. 2013; Pec p. Sněžkou, obszar zabudowany, D, 26. 7. 2012; Svoboda n. Úpou, strych willi KRPAP, 2 J, 28. 7.



Obr. 50. Na několika kostelích byly nalezeny i letní kolonie netopýra velkého (*Myotis myotis*).

Ryc. 50. W kilku kościołach znaleziono letnie kolonie nocka dużego (*Myotis myotis*).

Fig. 50. Summer colonies of *Myotis myotis* have been found at some churches.

5 J, 26. 7. 2013; Horní Maršov, půda zámku, 1 J, 26. 7. 2013; Horní Vrchlabí, půda základní školy, 1 J, 28. 5. 2013, 4 J, 25. 6. 2013; Vrchlabí, půda zámku, trus, 25. 6. 2013; Javorník, půda kostela, 1 J, 25. 6. 2013; Rudník, půda kostela, 75 LK, 20. 7. 2012, 44 LK, 25. 6. 2013; Paseky n. Jizerou, půda kostela, 27 LK, 13. 8. 2013; Sosnówka, střecha kostela, 10 S LK, 18. 7. 2013; Podgórzyn, střecha kostela, 1 J, 20. 7. 2013.

Netopýr vodní

(*Myotis daubentonii*)

Rokytnice, okolí kostela, D, 18. 7. 2012, okolí radnice D, 18. 7. 2012; Javorník, kostel Sv. Martina, 1 J, 20. 7. 2012; Jablonec nad Jizerou, okolí kostela, D, 18. 7. 2012; Vojtěšice, okolí kostela, D, 18. 7. 2012.

Netopýr vousatý/Brandtův

(*Myotis mystacinus/brandtii*)

Velká Úpa, okolí kostela, D, 26. 7. 2012., Karpacz, Linowa 5, J, 19. 7. 2013.

Netopýr řasnatý

(*Myotis nattereri*)

Borowice, ve střechě budovy, 1 J, datum 17. 7. 2013.

Netopýr severní

(*Eptesicus nilssonii*)

Janské Lázně, starý lázeňský dům, 10 LK, 26. 7. 2012; Špindlerův Mlýn, okolí kostela, D, 11. 7. 2012; Špindlerův Mlýn, intravilán, D, 11. 7. 2012; Špindlerův Mlýn, přehrada, D, 11. 7. 2012; Strážné, intravilán, D, 11. 7. 2012; Dolní Dvůr, okolí kostela, D, 11. 7. 2012; Dolní Štěpanice, intravilán, D, 11. 7. 2012.

Netopýr večerní

(*Eptesicus serotinus*)

Horní Štěpanice, okolí kostela, D, 11. 7. 2012. Rokytnice, půda radnice, 2 J, 26. 7. 2012.

Netopýr pestrý

(*Vespertilio murinus*)

Harrachov čp. 465, za obložení panelového domu, 16 S LK, 29. 7. 2009, 10 LK, 18. 7. 2012; Karpacz, Ekologická stanice Storczyk, 10 S LK, 21. 7. 2013; Borowice, hospodářská budova, 9 S LK, 17. 7. 2013.

2013; Rokytnice, strych ratusza, 1 J, 25. 6. 2013, 4 J, 26. 7. 2013; Velká Úpa, strych kościoła, 5 J, 26. 7. 2013; Horní Maršov, strych zámku, 1 J, 26. 7. 2013; Horní Vrchlabí, strych školy podstawowej, 1 J, 28. 5. 2013, 4 J, 25. 6. 2013; Vrchlabí, strych zámku, odchody, 25. 6. 2013; Javorník, strych kościoła, 1 J, 25. 6. 2013; Rudník, strych kościoła, 75 LK, 20. 7. 2012, 44 LK, 25. 6. 2013; Paseky n. Jizerou, strych kościoła, 27 LK, 13. 8. 2013; Sosnówka, strych kościoła, 10 S LK, 18. 7. 2013; Podgórzyn, strych kościoła, 1 J, 20. 7. 2013.

Nocek rudý

(*Myotis daubentonii*)

Rokytnice, okolice kościoła, D, 18. 7. 2012, okolice ratusza D, 18. 7. 2012; Javorník, kościół św. Martina, 1 J, 20. 7. 2012; Jablonec n. Jizerou, okolice kościoła, D, 18. 7. 2012; Vojtěšice, okolice kościoła, D, 18. 7. 2012.

Nocek wąsatek/Brandta

(*Myotis mystacinus/brandtii*)

Velká Úpa, okolice kościoła, D, 26. 7. 2012; Karpacz, Linowa 5, J, 19. 7. 2013.

Netopýr řasnatý

(*Myotis nattereri*)

Borowice, pod drewnianą okładziną budynku gospodarczego, 1 J, 17. 7. 2013.

Mroczek pozłocisty

(*Eptesicus nilssonii*)

Janské Lázně, starý dom uzdrowiskowy, LK, 26. 7. 2012; Špindlerův Mlýn, okolice kościoła, D, 11. 7. 2012; Špindlerův Mlýn, obszar zabudowany, D, 11. 7. 2012; Špindlerův Mlýn, přehrada, D, 11. 7. 2012; Strážné, obszar zabudowany, D, 11. 7. 2012; Dolní Dvůr, okolice kościoła, D, 11. 7. 2012; Dolní Štěpanice, obszar zabudowany, D, 11. 7. 2012.

Mroczek późny

(*Eptesicus serotinus*)

Horní Štěpanice, okolice kościoła, D, 11. 7. 2012. Rokytnice, strych ratusza, 2 J, 26. 7. 2012.

Mroczek posrebrzany

(*Vespertilio murinus*)

Harrachov nr 465, za okładziną bloku z wielkiej płyty, 16 S z młodymi LK, 29. 7. 2009, 10 LK, 18. 7. 2012; Karpacz, Stacja Ekologiczna Storczyk,

Netopýr ušatý
(*Plecotus auritus*)

Špindlerův Mlýn, okolí základní školy, D, 28. 5. 2013; Benecko, okolí základní školy, D, 28. 5. 2013; Pec pod Sněžkou, okolí základní školy, D, 30. 5. 2013; Horní Maršov, okolí základní školy, D, 30. 5. 2013; Horní Maršov, okolí radnice, D, 30. 5. 2013; Horní Vrchlabí, půda základní školy, 2 J, 25. 6. 2013; Rudník, půda kostela, 15 LK, 20. 7. 2012, 1 J, 13. 4. 2013, 3 J (LK?), 25. 6. 2013; Svoboda nad Úpou, půda vily KRPAP, 5 LK, 30. 7. 2012, 5 LK, 27. 7. 2013, okolí radnice, D, 26. 7. 2012; Rokytnice, půda radnice, 2 J, 26. 7. 2012, 2 J, 26. 7. 2013; Mříčná, kostel Sv. Kateřiny, 1 J, 21. 6. 2012; Černý Důl, půda základní školy, trus, 30. 5. 2013; Vrchlabí, půda zámku, 2 J, 25. 6. 2013; Horní Branná, kostel Sv. Mikuláše, 1 J, 21. 6. 2012; Dolní Maršov, kostel Sv. Josefa, 1 J, 20. 7. 2012; Velká Úpa, kostel Nejsvětější trojice, 5 LK, 26. 7. 2012; Borowice, střecha kostela, několik J, 17. 7. 2013; Sosnówka, střecha kostela, několik J, 18. 7. 2013; Miłków, střecha kostela, několik J, 18. 7. 2013.

10 S LK, 21. 7. 2013; Borowice, pod drewnianą okładziną budynku gospodarczego, 9 S LK, 17. 7. 2013.

Gacek brunatný
(*Plecotus auritus*)

Špindlerův Mlýn, okolice školy podstawowej, D, 28. 5. 2013; Benecko, okolice szkoły podstawowej, D, 28. 5. 2013; Pec p. Sněžkou, okolice szkoły podstawowej, D, 30. 5. 2013; Horní Maršov, okolice szkoły podstawowej, D, 30. 5. 2013; Horní Maršov, okolice ratusza, D, 30. 5. 2013; Horní Vrchlabí, strych szkoły podstawowej, 2 J, 25. 6. 2013; Rudník, strych kościoła, 15 LK, 20. 7. 2012, 1 J, 13. 4. 2013, 3 J (LK?), 25. 6. 2013; Svoboda n. Úpou, strych willi KRPAP, 5 LK, 30. 7. 2012, 5 LK, 27. 7. 2013, okolice ratusza, D, 26. 7. 2012; Rokytnice, strych ratusza, 2 J, 26. 7. 2012, 2 J, 26. 7. 2013; Mříčná, kościół św. Katarzyny, 1 J, 21. 6. 2012; Černý Důl, strych szkoły podstawowej, odchody, 30. 5. 2013; Vrchlabí, strych zámku, 2 J, 25. 6. 2013; Horní Branná, kościół św. Mikołaja, 1 J, 21. 6. 2012; Dolní Maršov, kościół św. Józefa, 1 J, 20. 7. 2012; Velká Úpa, kościół



Obr. 51. Netopýr ušatý (*Plecotus auritus*) patří k běžným druhům tvořícím malé letní kolonie na půdách kostelů v Podkrkonoší.

Ryc. 51. Gacek brunatný (*Plecotus auritus*) należy do powszechnie występujących gatunków tworzących kolonie rozrodcze na strychach kościołów na karkonoskim pogórzu.

Fig. 51. *Plecotus auritus* is a common species that forms small colonies in church attics in the foothills of Krkonoše.

Netopýr rezavý

(*Nyctalus noctula*)

Horní Maršov, okolí radnice, D, 26. 7. 2012; Janské Lázně, kolonáda, D, 26. 7. 2012; Janské Lázně, okolí evangelického kostela, D, 26. 7. 2012; Svoboda nad Úpou, okolí radnice, D, 26. 7. 2012.

Netopýr parkový

(*Pipistrellus nathusii*)

Javorník, okolí vodní tvrze, D, 26. 7. 2012.

Netopýr hvízdavý

(*Pipistrellus pipistrellus*)

Javorník, okolí vodní tvrze, D, 26. 7. 2012; Rudník, intravilán, okolí kostela, D, 26. 7. 2012; Černý Důl, intravilán, D, 26. 7. 2012; Hořejší Vrchlabí, okolí školy, intravilán, D, 30. 7. 2012; Horní Lánov, intravilán, D, 30. 7. 2012; Valteřice, intravilán, D, 30. 7. 2012; Dolní Štěpanice, intravilán, D, 30. 7. 2012; Velká Úpa, Foměnka, LK za obložním budovy, 26. 7. 2012; Podgórzyn, budova č. p. 72, 12 S LK, 22. 7. 2013; Przesieka, budova č. p. 7, 10 S LK, 22. 7. 2013; budova č. p. 17, několik S LK, 22. 7. 2013.

Netopýr nejmenší

(*Pipistrellus pygmaeus*)

Víchová nad Jizerou, intravilán, D, 30. 7. 2012; Dolní Štěpanice, intravilán, D, 30. 7. 2012; Strážné, intravilán, D, 30. 7. 2012.

Negativní kontroly:

Janské Lázně, půda ozdravovny, 26. 7. 2013; Vrchlabí, kostel Sv. Augustiána, 25. 6. 2013; Vrchlabí, radnice, 25. 6. 2013; Jablonec nad Jizerou, základní škola, 28. 5. 2013.

Najświętszej Trójcy, 5 LK, 26. 7. 2012; Borowice, strych kościoła, 2 J, 17. 7. 2013; Sosnówka, strych kościoła, kilka J, 18. 7. 2013; Miłków, strych kościoła, kilka J, 18. 7. 2013.

Borowiec wielki

(*Nyctalus noctula*)

Horní Maršov, okolice ratusza, D, 26. 7. 2012; Janské Lázně, perystaza, D, 26. 7. 2012; Janské Lázně, okolice kościoła ewangelickiego, D, 26. 7. 2012; Svoboda n. Úpou, okolice ratusza, D, 26. 7. 2012.

Karlik większy

(*Pipistrellus nathusii*)

Javorník, okolice twierdzy wodnej, D, 26. 7. 2012.

Karlik malutki

(*Pipistrellus pipistrellus*)

Javorník, okolice twierdzy wodnej, D, 26. 7. 2012; Rudník, obszar zabudowany, okolice kościoła, D, 26. 7. 2012; Černý Důl, obszar zabudowany, D, 26. 7. 2012; Horní Vrchlabí, okolice školy, obszar zabudowany, D, 30. 7. 2012; Horní Lánov, obszar zabudowany, D, 30. 7. 2012; Valteřice, obszar zabudowany, D, 30. 7. 2012; Dolní Štěpanice, obszar zabudowany, D, 30. 7. 2012; Velká Úpa, Foměnka, LK za okładziną budynku, 26. 7. 2012; Podgórzyn, budynek nr 72, 12 S LK, 22. 7. 2013; Przesieka, budynek nr 7, 10 S LK, 22. 7. 2013; Przesieka, budynek nr 17, několik S LK, 22. 7. 2013.

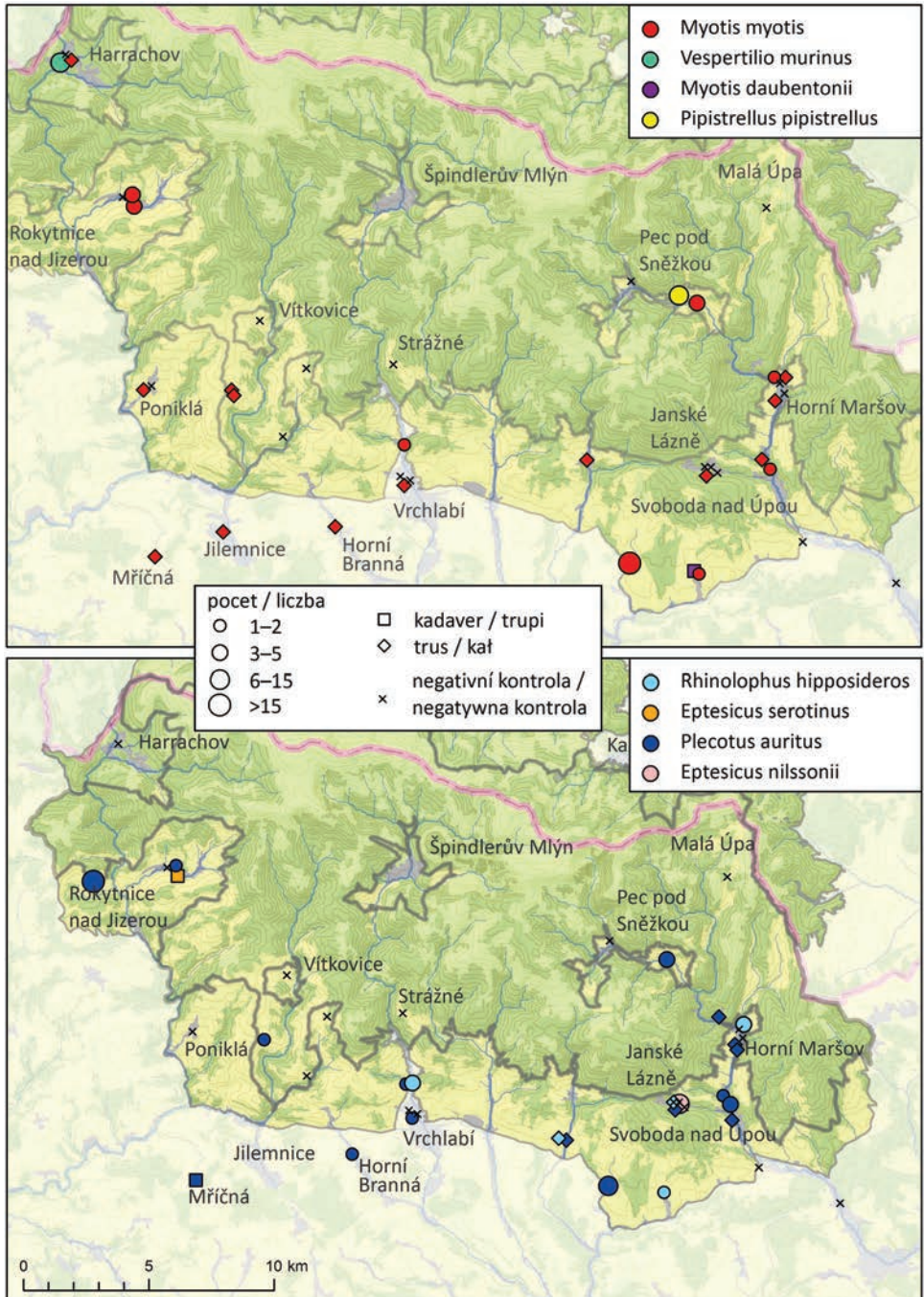
Karlik drobny

(*Pipistrellus pygmaeus*)

Víchová n. Jizerou, obszar zabudowany, D, 30. 7. 2012; Dolní Štěpanice, obszar zabudowany, D, 30. 7. 2012; Strážné, obszar zabudowany, D, 30. 7. 2012.

Kontrole negatywne:

Janské Lázně, strych uzdrowiska, neg., 26. 7. 2013; Vrchlabí, kościół św. Augustyna, 25. 6. 2013; Vrchlabí, ratusz, 25. 6. 2013; Jablonec n. Jizerou, szkoła podstawowa, 28. 5. 2013.



Obr. 52. Mapa nálezů jednotlivých druhů netopýřů v budovách na české straně Krkonoš.

Ryc. 52. Mapa stanowisk poszczególnych gatunków w budynkach po czeskiej stronie Karkonoszy.

Fig. 52. Location of bat shelters in buildings in the Czech part of the Krkonoše Mts.

Shrnutí

Celkově bylo kontrolováno 45 budov, v nichž bylo zjištěno nejméně devět druhů letounů – *Rhinolophus hipposideros*, *Myotis myotis*, *M. mystacinus/brandtii*, *M. nattereri*, *Eptesicus nilssonii*, *E. serotinus*, *Vespertilio murinus*, *Plecotus auritus* a *Pipistrellus pipistrellus*. Nejméně sedm z kontrolovaných objektů je doporučeno k pravidelným revizím, optimálně každým rokem. U dalších 13 budov, kam nebyl umožněn vstup, byl prováděn večerní detektoring. Při něm bylo v intravilánech pořízeno celkem 124 nahrávek a z nich získáno 134 druhových determinací pro 10 druhů – *M. myotis*, *M. daubentonii*, *M. mystacinus/brandtii*, *P. pipistrellus*, *P. pygmaeus*, *P. nathusii*, *N. noctula*, *E. nilssonii*, *E. serotinus* a *P. auritus/austriacus*. Nejčastěji byl zaznamenán *E. nilssonii*. K významným nálezům patří detekce druhů *P. nathusii* a *P. pygmaeus* v Javorníku, Víchové nad Jitzerou, Strážném a Dolních Štěpanicích, které dokládají jejich šíření v posledním desetiletí podél velkých řek (Jizera) do vyšších poloh.

Podsumowanie

Ogółem zbadano 34 budynki, w których stwierdzono co najmniej 7 gatunków nietoperzy: *Rhinolophus hipposideros*, *Myotis myotis*, *Eptesicus nilssonii*, *E. serotinus*, *Vespertilio murinus*, *Plecotus auritus* i *Pipistrellus pipistrellus*. Na podstawie tych danych zaleca się prowadzenie regularnych, optymalnie corocznych kontroli co najmniej siedmiu spośród badanych obiektów. W przypadku kolejnych 13 budynków, do których nie było dostępu, przeprowadzono detekcję wieczorną. Podczas monitorowania terenów zabudowanych PN wykonano łącznie 124 nagrania, na podstawie których dokonano łącznie 134 identyfikacje gatunków, umożliwiające potwierdzenie występowania 10 gatunków, tj. *M. myotis*, *M. daubentonii*, *M. mystacinus/brandtii*, *P. pipistrellus*, *P. pygmaeus*, *P. nathusii*, *N. noctula*, *E. nilssonii*, *E. serotinus* i *P. auritus/austriacus*. Najczęściej notowano obecność *E. nilssonii*. Do ważnych obserwacji należy również wykrycie *P. nathusii* i *P. pygmaeus* w Javorníku, Víchové n. J., Strážném i Dolních Štěpanicích, które potwierdza ich rozprzestrzenianie się wzdłuż dużych rzek (Izera) w okresie ostatniego dziesięciolecia.



ZIMOVISTĚ
ZIMOWISKA

Krkonošská zimoviště netopýrů nepatří počtem zimujících jedinců mezi nejvýznamnější v České republice, řadí se ale mezi nejdéle sledované lokality tohoto typu u nás. Historické údaje o zimním výskytu netopýrů v Krkonoších zmiňuje řada německých autorů (např. PAX 1925 nebo SCHLOTT 1942; podrobněji viz kap. Historie výzkumu), dílčí nálezy z českých zimovišť popisuje HNÍZDO (1934 a 1935), systematické údaje o netopýrech v krkonošském podzemí jsou však získávány až od 50. let 20. století (GAISLER 1956, GAISLER et al. 1957, GAISLER & HANÁK 1972a, b, HANÁK & GAISLER 2008). Pravidelné kontroly zimovišť netopýrů tu probíhají od roku 1967 do současnosti (např. MILES 1968, 1970 a 1971, SKLENÁŘ 1969, RYBÁŘ et al. 1973, GAISLER et al. 1981, FLOUSEK 2001).

Materiál a metodika

Předkládaná kapitola shrnuje výsledky sledování netopýrů na zimovištích v české části Krkonoš. Nejdéle sledovaným zimovištěm (pravidelně od roku 1967) jsou Herlíkovické štoly mezi Vrchlabím a Špindlerovým Mlýnem (FLOUSEK 1989), během 80. a 90. let minulého století se počet sledovaných lokalit rozrůstal (např. MILES 1971, RYBÁŘ et al. 1973) a vrcholu dosáhl na přelomu 20. a 21. století, kdy byly téměř každoročně kontrolovány až dvě desítky zimovišť (FLOUSEK 2001). V posledních letech jsou systematicky sledována již jen nejvýznamnější z nich.

Pro potřeby této publikace jsme shromáždili veškeré dostupné údaje o kontrolách krkonošských zimovišť a z nich vybrali soustavně sledované lokality s dostatečným množstvím dat pro zachycení dlouhodobého vývoje početnosti zimujících netopýrů na české straně Krkonoš. Předkládané trendy jsou založeny na údajích z kontrol prováděných v lednu nebo únoru, tj. v období s početně zhruba nejstabilnějšími společenstvy přezimujících netopýrů. Údaje z ostatních zimních kontrol, provedených na některých lokalitách mezi polovinou listopadu a koncem března, nebyly využity. Na sedmi hodnocených lokalitách bylo v letech

Karkonoskie zimowiska pod względem liczby zimujących osobników nie są największymi stanowiskami nietoperzy w Czechach, jednak z całą pewnością należą do najdłużej obserwowanych stanowisk tego typu. Dane historyczne na temat zimowego występowania nietoperzy w Karkonoszach przytacza szereg niemieckich autorów (np. PAX 1925 lub SCHLOTT 1942; szczególnie patrz rozdz. Historia badań). Częstkowe badania z czeskich zimowisk publikowane były w czasopiśmie HNÍZDO (1934 i 1935). Systematyczne dane dotyczące nietoperzy w karkonoskich podziemnych stanowiskach zbierane są dopiero od połowy lat 50. ubiegłego wieku (GAISLER 1956, GAISLER et al. 1957, GAISLER & HANÁK 1972a, b, HANÁK & GAISLER 2008). Regularne kontrole zimowisk nietoperzy prowadzane były od 1967 roku i są kontynuowane do dziś (np. MILES 1968, 1970 a 1971, SKLENÁŘ 1969, RYBÁŘ et al. 1973, GAISLER et al. 1981, FLOUSEK 2001).

Materiał i metodyka

W niniejszym rozdziale podsumowane zostały wyniki obserwacji nietoperzy na zimowiskach w czeskiej części Karkonoszy. Najdłużej obserwowanym zimowiskiem (od 1967 roku) są Herlíkovické štoly między Vrchlabím i Špindlerovým Mlýnem (FLOUSEK 1989). W latach 80. i 90. ubiegłego wieku liczba obserwowanych stanowisk systematycznie wzrastała (np. MILES 1971, RYBÁŘ et al. 1973), osiągając szczyt na przełomie XX i XXI wieku, kiedy niemal co roku kontrolowano ponad dwadzieścia zimowisk nietoperzy (FLOUSEK 2001). W ostatnich latach systematycznie monitorowane są już tylko najważniejsze z nich.

Na potrzeby niniejszej publikacji zgromadziliśmy wszelkie dostępne informacje dotyczące kontroli karkonoskich zimowisk po czeskiej stronie. Spośród nich wybraliśmy regularnie kontrolowane stanowiska, dla których dysponowaliśmy danymi wystarczającymi do określenia wieloletnich zmian liczebności zimujących tam populacji.

Przedstawione trendy oparte są wyłącznie na danych uzyskanych podczas kontroli przeprowadzanych w styczniu lub w lutym, czyli okresie, w którym liczebność zimującej populacji nietoperzy jest najbardziej stabilna. Dane z po-

1967–2015 nalezeno celkem 4882 kusů vrápenců a netopýřů ve 14 družích. V jednotlivých grafech jsou uvedeny počty nalezených netopýřů zjištěné nezávisle v každém roce sledování; propojující linie slouží jen k lepší orientaci v prezentovaných hodnotách.

zostałych kontroli zimowych, wykonywanych na niektórych stanowiskach pomiędzy połową listopada a końcem marca, nie zostały wykorystane. W latach 1967–2015 na siedmiu monitorowanych stanowiskach zanotowano łącznie 4882 przedstawicieli podkowcowatych i mroczkowatych, należących do 14 gatunków. Na poszczególnych wykresach zaprezentowano liczebności stwierdzonych osobników, oddzielnie dla każdego roku badań; linia łącząca służy lepszej orientacji w przedstawionych wartościach.

Výsledky

Lokality

Herlíkovické štoly

Lokalizace: Vrchlabí–Herlíkovice (580–695 m n. m.; dolní štola: 50,679 N a 15,598 E; střední štola: 50,679 N a 15,600 E; kvadrát 5359).

Popis: Dvě štoly (dolní: délka 1270 m, střední: délka 760 m), vzniklé při těžbě magnetovce během 15. až začátku 20. století, rozšířené při uranovém průzkumu v 50. letech 20. století, ústící do smrkových porostů v údolí Labe (FLOUSEK 1989, TÁSLER 2013). Teplota 0,0–11,0 °C (dolní), a 1,0–8,6 °C (střední). Zimoviště v roce 1980 vyhlášeno jako chráněné naleziště, pro které byl zpracován plán péče (VANĚK & FLOUSEK 2008).

Sledování netopýřů: První údaje o netopýřech ze zimních období 1953 (GAISLER 1956) a 1954 (ANDĚRA et al. 1974), další z roku 1959 (GAISLER & HANÁK 1972a, b), pravidelné kontroly střední a dolní štoly od roku 1967 (do roku 1969 však kontrolována pouze dolní štola).

Shrnutí výsledků: Dosud bylo ve střední a dolní štole zastíženo 14 druhů, mezi nimiž dominovaly *Eptesicus nilssonii*, *Barbastella barbastellus* a *Myotis myotis*. Početný byl výskyt *Plecotus auritus* a *Myotis daubentonii*. V letech 1983–2004 zde téměř pravidelně zimoval i *Myotis dasycneme* (1–8 ex.). Vzácně nebo výjimečně byl nalézán *Myotis emarginatus*, *M. bechsteinii*, *Eptesicus serotinus* a *Plecotus austriacus*. Při kontrolách

Wyniki

Stanowiska

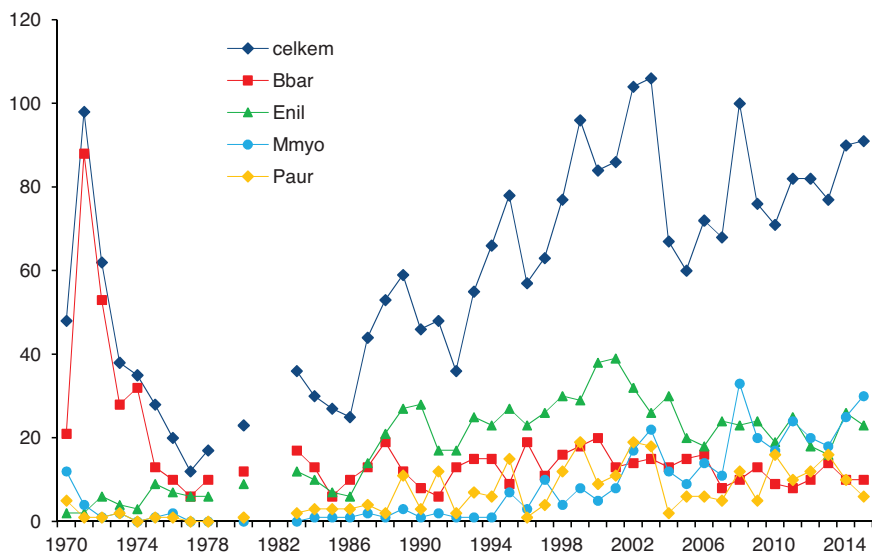
Herlíkovické sztolnie

Stanowisko: Vrchlabí–Herlíkovice (580–695 m n.p.m.; dolny korytarz: 50,679 N a 15,598 E; środkowy korytarz: 50,679 N a 15,600 E; kwadrat 5359).

Opis: Dwa korytarze (dolny: długość 1270 m, środkowy: długość 760 m), powstałe podczas wydobywania magnetytu rozpoczętego w XV w. i zakończonego w XX w., poszerzone podczas poszukiwań uranu w latach 50. ubiegłego wieku, wychodzące w lasach świerkowych w dolinie Łaby (FLOUSEK 1989, TÁSLER 2013). Temperatura 0,0–11,0 °C (dolny korytarz) i 1,0–8,6 °C (środkowy korytarz). W 1980 roku zimowisko umieszczone zostało na liście stanowisk chronionych, dla których opracowano plan ochrony (VANĚK & FLOUSEK 2008).

Obserwacje nietoperzy: Pierwsze dane dotyczące nietoperzy w okresie zimowym pochodzą z lat 1953 (GAISLER 1956) i 1954 (ANDĚRA et al. 1974), kolejne z 1959 roku (GAISLER & HANÁK 1972a, 1972b), zaś regularne kontrole środkowego i dolnego korytarza prowadzone są od 1967 roku (jednak do 1969 roku kontrolowany był wyłącznie dolny korytarz).

Podsumowanie wyników: Do chwili obecnej w środkowym i dolnym korytarzu zanotowano obecność w sumie 14 gatunków, wśród których dominowały *Eptesicus nilssonii*, *Barbastella barbastellus* i *Myotis myotis*. Liczne były także *Plecotus auritus* i *Myotis daubentonii*. W latach 1983–2004 niemal regularnie zimował tu także



Obr. 53. Změny početnosti netopýrů v Herlíkovických štolách v letech 1970–2015 (celkem – celkový počet zimujících netopýrů, názvy druhů v Tab. 2). Data byla sbírána nezávisle v každém roce sledování; propojující linie slouží jen k lepší orientaci v grafu.

Ryc. 53. Zmiany liczebności nietoperzy w Herlíkovických sztolniach w latach 1970–2015 (ogółem – całkowita liczba zimujących nietoperzy, skróty gatunków w Tab. 2). Dane były zbierane niezależnie w każdym roku badań; linia łącząca służy lepszej orientacji w wykresie.

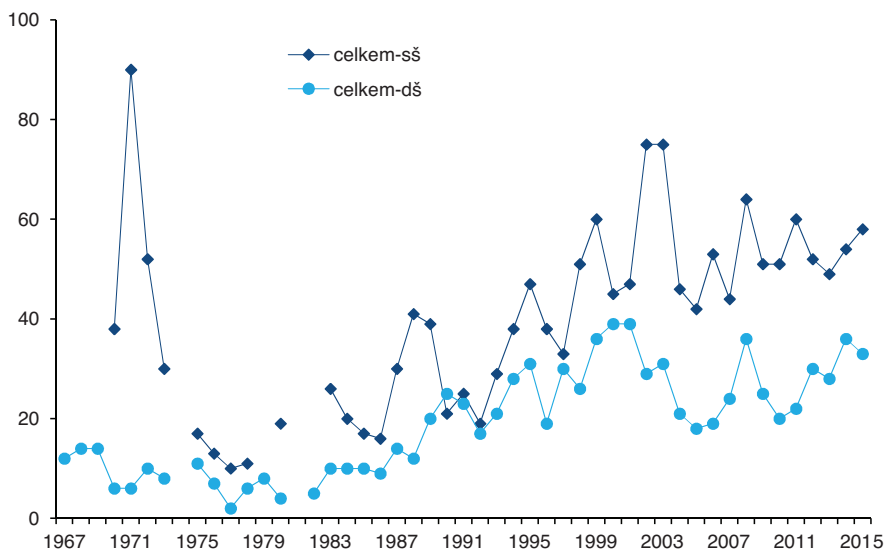
Fig. 53. Changes in number of bats in Herlíkovické štoly galleries between 1970–2015 (total number of hibernating bats, abbr. of bat species in Tab. 2).

obou štól v prosinci až únoru na lokalitě zimovalo celkem 12–106 netopýrů, jejichž počet do začátku 80. let poklesl asi na 20 kusů a od té doby stoupl zhruba trojnásobně (Obr. 53, 54). Nápadný je především vzestup početnosti *E. nilssonii* ze 2–4 ex. na přelomu 60. a 70. let 20. století na téměř 40 ex. v roce 2001. Na období zhruba 20 let naopak vymizel *Rhinolophus hipposideros*, sporadicky zimující v 70. letech 20. století. Znovu se objevil v roce 2004 a v posledních letech tu pravidelně zimuje až 6 ex.

Význam a ohrožení: Nejvýznamnější krkonošské zimoviště s dlouhodobě stoupající početností zimujících jedinců (výjimkou je pokles početnosti *B. barbastellus* na přelomu 60. a 70. let minulého století po jednorázovém vyrušení jeho velké zimní kolonie). Štoly jsou zabezpečeny proti nežádoucím návštěvám a rušení netopýrů.

Myotis dasycneme (1–8 os.). Rzadko pojawiały się *Myotis emarginatus*, *Myotis bechsteinii*, *Eptesicus serotinus* i *Plecotus austriacus*. Podczas kontroli obu korytarzy, odbywających się od grudnia do lutego, obserwowano tu od 12 do 106 osobników, których liczba na początku lat 80 spadła do około 20, a następnie wzrosła około trzykrotnie (Ryc. 53, 54). Wzrost liczebności zauważalny jest w szczególności u mroczka pozłocistego, z 2–4 osobników na przełomie lat 60 i 70 ubiegłego wieku do około 40 osobników w 2001 roku. *Rhinolophus hipposideros*, sporadycznie zimujący tu jeszcze w latach 70. ubiegłego wieku, nie był obserwowany w zimowisku przez około 20 lat. Ponownie pojawił się w 2004 roku i w ostatnich latach regularnie zimuje tu do 6 osobników tego gatunku.

Znaczenie i zagrożenia: Jest to najważniejsze karkonoskie zimowisko nietoperzy, w którym widoczny jest długookresowy wzrost liczebności zimujących osobników (wyjątkiem jest



Obr. 54. Změny celkové početnosti netopýrů ve střední (sš) a dolní štolě (dš) v Herlíkovicích v letech 1967–2015.

Ryc. 54. Zmiany całkowitej liczebności nietoperzy w środkowym (sš) i dolnym korytarzu (dš) w Herlíkovicach w latach 1967–2015.

Fig. 54. Changes in the number of bats in the middle (sš) and lower (dš) gallery in Herlíkovice between 1967–2015.

spadek liczebności mopka na przełomie lat 60. i 70. ubiegłego wieku wskutek jednorazowego poważnego zaniepokojenia jego dużej kolonii zimowej). Korytarze są zabezpieczone przed niepożądanymi odwiedzinami, mogącymi niepokoić nietoperze.

Albeřické jeskyně

Lokalizace: Horní Albeřice – Bischofova/Albeřická a Krakonošova jeskyně (780–800 m n. m.; Bj: 50,697 N a 15,847 E; Kj: 50,694 N a 15,851 E; kvadrát 5361).

Popis: Komplikované puklinové krasové jeskyně v krystalických vápencích, dlouhé asi 200 (Bj) a 120 m (Kj), ústící do remízků uprostřed obhospodařovaných luk. Teplota 0,1–7,5 °C (Bj: nejvyšší u jezírka; vstupní partie často pod bodem mrazu); resp. kolem 6 °C (Kj).

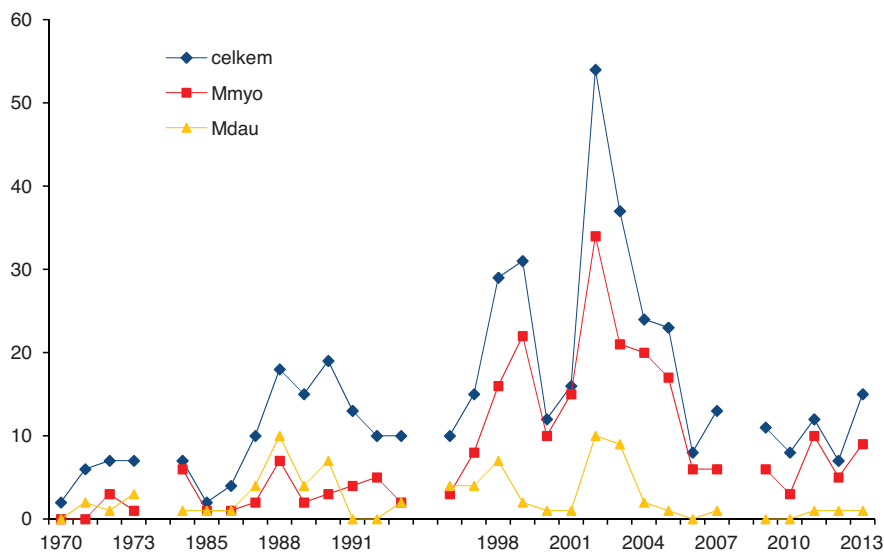
Sledování netopýrů: Pravidelné kontroly Bischofovy jeskyně v období 1969–1972 (RYBÁŘ et al. 1973) a dále od roku 1984; Krakonošova jeskyně nepravidelně od roku 1989.

Albeřické jeskyně

Stanowisko: Horní Albeřice – jaskinie Bischofova/Albeřická i Krakonošowa (780–800 m n.p.m.; Bj: 50,697 N a 15,847 E; Kj: 50,694 N a 15,851 E; kwadrat 5361).

Opis: Jaskinie krasowe w krystalicznych wapieniach, o długości około 200 m (Bischofova) i 120 m (Krakonošowa), których wejścia znajdują się w zadrzewieniach pośrodku zagospodarowanych łąk. Temperatura 0,1–7,5 °C (Bischofova: najwyższa przy jeziorunku; w partiach przy wejściu często poniżej zera) i około 6°C (Krakonošowa).

Obserwacje nietoperzy: Regularne kontrole jaskini Bischofova prowadzono w okresie 1969–



Obr. 55. Změny početnosti netopýrů v Albeřické jeskyni v letech 1970–2013.

Ryc. 55. Zmiany liczebności nietoperzy w jaskini Albeřická jeskyně w latach 1970–2013.

Fig. 55. Changes in the number of bats in the cave Albeřická between 1970–2013.

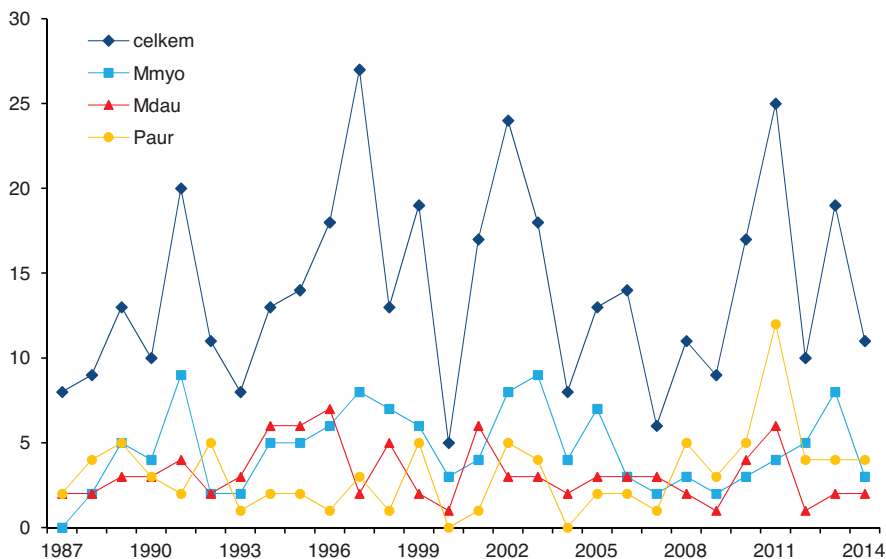
Shrnutí výsledků: V pravidelně kontrolované Bischofově/Albeřické jeskyni bylo dosud zastiženo 10 druhů (2–53 ex./kontrolu – Obr. 55), mezi nimiž dominoval *M. myotis* a *M. daubentonii*; pravidelně zimoval *R. hipposideros* (1–7 ex.); vzácně byl nalézán *E. nilssonii*, *M. bechsteinii* a *M. emarginatus*. V Krakonošově jeskyni zimovaly 1–3 druhy (nejvíce 9 ex.), mezi nimi pravidelně i *R. hipposideros*.

Význam a ohrožení: Regionálně významné zimoviště s dlouhodobě stoupající početností zimujících netopýrů; uzavřené a zabezpečené proti jejich rušení.

1972 (RYBAŘ et al. 1973), následně od 1984 roku; jaskinia Krakonošova byla kontrolována nieregularně od 1989 roku.

Podsumowanie wyników: W regularnie kontrolowanej jaskyni Bischofova/Albeřická jak dotąd zanotowano obecność 10 gatunków (2–53 os./kontrola – Ryc. 55), wśród których dominowały *M. myotis* i *M. daubentonii*; regularnie zimował też *R. hipposideros* (1–7 os.); rzadko notowano obecność *E. nilssonii*, *M. bechsteinii* i *M. emarginatus*. W jaskyni Krakonošova zimowało 1–3 gatunków (maksymalnie 9 os.), wśród których regularnie występował również podkowicz mały.

Znaczenie i zagrożenia: Zimowisko o znaczeniu regionalnym, w którym widoczny jest długookresowy wzrost liczebności zimujących nietoperzy; zamknięte i zabezpieczone przed niepokojeniem.



Obr. 56. Změny početnosti netopýrů ve štolách v údolí Jizerky v letech 1987–2014.

Ryc. 56. Zmiany liczebności nietoperzy w korytarzach w dolinie Jizerky w latach 1987–2014.

Fig. 56. Changes in the number of bats in galleries in the Jizerka valley between 1987–2014.

Štoly v údolí Jizerky

Lokalizace: Benecko-Zákoutí a Křížlice-Machovsko (480–540 m n. m.; dno údolí: 50,651 N a 15,517 E; kvadrát 5359).

Popis: Deset průzkumných štol z druhé poloviny 20. století (délka 7–30 m) v zalesněném údolí Jizerky (po 5 štolách na každém břehu); vchody částečně zavaleny. Teplota 0,0–7,5 °C; nejvýše položená štola na pravém břehu 6,0–8,3 °C.

Sledování netopýrů: Pravidelné kontroly od roku 1987.

Shrnutí výsledků: Dosud bylo zastiženo 8 druhů, mezi kterými převládaly *M. myotis*, *M. daubentonii* a *P. auritus*, početně se vyskytoval i *B. barbastellus*. Vzácně nebo výjimečně byl nalezen *Myotis mystacinus*, *M. nattereri* a *E. nilssonii*. V prosinci až únoru na lokalitě zimovalo 5–27 netopýrů, jejichž početnost byla zhruba vyrovnaná (Obr. 56).

Význam a ohrožení: Lokálně významné zimoviště s dlouhodobě mírně stoupající početností zimujících netopýrů; štoly jsou volně přístupné, nezabezpečené.

Korytarze w dolinie Jizerky

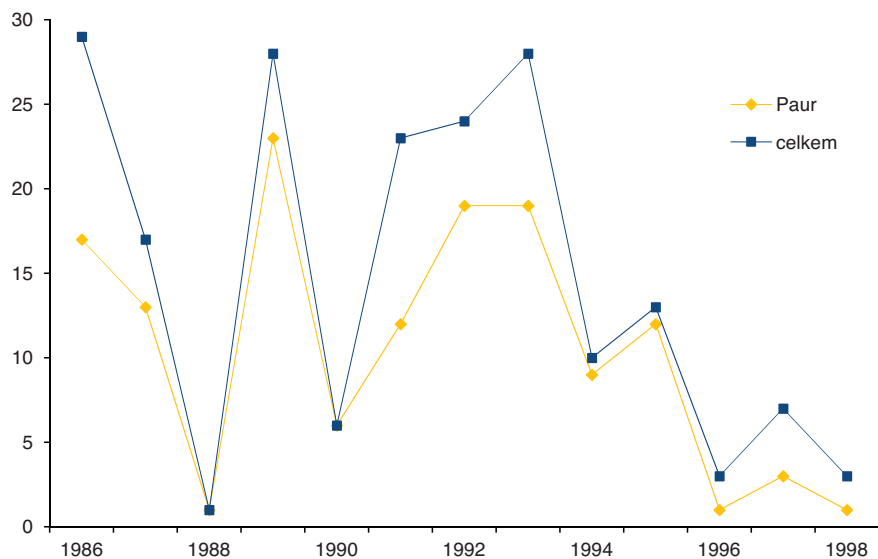
Stanowisko: Benecko-Zákoutí i Křížlice-Machovsko (480–540 m n.p.m.; dno doliny: 50,651 N a 15,517 E; kwadrat 5359).

Opis: Dziesięć korytarzy poszukiwawczych z drugiej połowy XX wieku (długość 7–30 m) na terenie zalesionej doliny Jizerky (po 5 korytarzy na każdym brzegu); wejścia częściowo zasypane. Temperatura 0,0–7,5°C; najwyżej położony korytarz na prawym brzegu 6,0–8,3 °C.

Obserwacje nietoperzy: Regularne kontrole od 1987 roku.

Podsumowanie wyników: Jak dotąd zanotowano obecność 8 gatunków, wśród których dominował *M. myotis*, *M. daubentonii* i *P. auritus*, w dużej liczbie występował także *B. barbastellus*. Rzadko notowano *Myotis mystacinus*, *Myotis nattereri* i *E. nilssonii*. Od grudnia do lutego na stanowisku zimowało 5–27 nietoperzy, których liczebność utrzymywała się na mniej więcej tym samym poziomie (Ryc. 56).

Znaczenie i zagrożenia: Zimowisko o znaczeniu lokalnym, w którym widoczny jest długookresowy niewielki wzrost liczebności zimujących nietoperzy; korytarze są łatwo dostępne i niezabezpieczone.



Obr. 57. Změny početnosti netopýrů v náhonu Arnoštov v letech 1986–1998.

Ryc. 57. Zmiany liczebności nietoperzy w kanale Arnoštov w latach 1986–1998.

Fig. 57. Changes in the number of bats in Arnoštov between 1986–1998.

Náhon v Arnoštově u Jilemnice

Lokalizace: Horní Sytová-Arnoštov (390 m n. m.; 50,632 N a 15,468 E; kvadrát 5358).

Popis: Původně podzemní klenutý náhon harrachovského hamru (délka asi 180 m), bočním vchodem z jihu dělený na západní (kratší) a východní (delší) část, do výšky 30–60 cm zaplavený vodou, na rozhraní louky a smíšeného lesa, se dvěma nezabezpečenými vchody. Během kontrol netopýrů nevyužívaný, od roku 1999 upravený jako náhon malé vodní elektrárny s jediným přístupným vchodem. Teplota -1–0 °C (západní větev) a 0–5°C (východní větev).

Sledování netopýrů: Pravidelné kontroly v letech 1986–1998.

Shrnutí výsledků: Celkem zde byly zastiheny 4 druhy, mezi kterými dominoval *P. auritus* (nejpočetnější známé zimoviště v Krkonoších) a pravidelně se vyskytoval rovněž *B. barbastellus*. V prosinci až únoru na lokalitě zimovalo 3–29 netopýrů, jejichž počet od zimy 1995/96 výrazně poklesl v souvislosti s úpravou náhonu pro provoz malé vodní elektrárny (Obr. 57).

Význam a ohrožení: Původně lokálně významné zimoviště, v současnosti nepřístupné

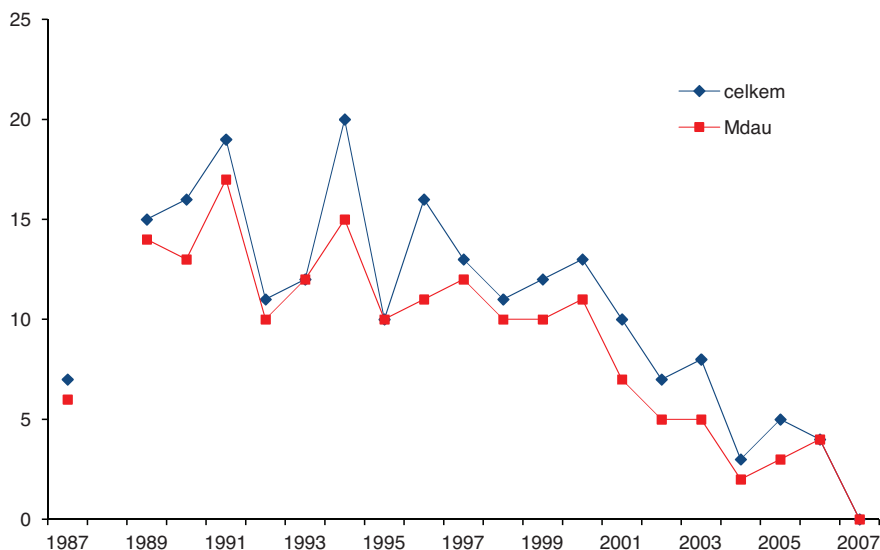
Kanal w Arnoštově koło Jilemnice

Stanowisko: Horní Sytová-Arnoštov (390 m n.p.m.; 50,632 N i 15,468 E; kwadrat 5358).

Opis: Pierwotnie podziemny, sklepiiony kanał młotowni w Harrachově (długość około 180 m), przy bocznym wejściu na południu podzielony na część zachodnią (krótszą) i wschodnią (dłuższą), o wysokości sięgającej 30–60 cm, zalany wodą, na granicy łąki i lasu mieszanego, z 2 niezabezpieczonymi wejściami. Niewykorzystywany podczas kontroli zimujących nietoperzy, w 1999 roku przerobiony na kanał małej elektrowni wodnej, z jednym dostępnym wejściem. Temperatura -1–0 °C (zachodnie odgałęzienie) i 0–5°C (wschodnie odgałęzienie).

Obserwacje nietoperzy: Regularne kontrole w latach 1986–1998.

Podsumowanie wyników: W sumie zanotowano tu obecność 4 gatunków, wśród których dominował *P. auritus* (pod względem liczebności największe znane zimowisko w Karkonoszach) i regularnie występował również *B. barbastellus*. W okresie od grudnia do lutego na stanowisku zimowało 3–29 nietoperzy, których liczba wyraźnie spadła od zimy 1995/96,



Obr. 58. Změny početnosti netopýrů ve štolě ve Svatém Petru v letech 1987–2007.

Ryc. 58. Zmiany liczebności nietoperzy w korytarzu w Svatém Petru w latach 1987–2007.

Fig. 58. Changes in the number of bats in the gallery in Svatý Petr between 1987–2007.

a patrně již zaniklé v souvislosti s výstavbou malé vodní elektrárny.

w związku z adaptacją kanału na potrzeby małej elektrowni wodnej (Ryc. 57).

Znaczenie i zagrożenia: Pierwotnie istotne lokalnie zimowisko, obecnie niedostępne i prawdopodobnie już niewykorzystywane w związku z powstaniem małej elektrowni wodnej.

Štola ve Svatém Petru

Lokalizace: Špindlerův Mlýn-Svatý Petr (910 m n. m.; 50,725 N a 15,656 E; kvadrát 5259).

Popis: Příčná štola z rudného průzkumu v 50. letech 20. století (délka asi 100 m) v zalesněném údolí horského potoka, ústící na okraji smrkového lesa a paseky. Štola velmi nestabilní a nebezpečná pro pohyb návštěvníků (po roce 2007 proto nekontrolována). Teplota 4,5–7,0 °C.

Sledování netopýrů: Pravidelné kontroly v letech 1987–2007.

Shrnutí výsledků: Dosud bylo zastiženo 5 druhů, mezi nimiž výrazně převládal *M. daubentonii*. Naopak vzácně byl nalezen *Myotis brandtii*. Na lokalitě dlouhodobě zimovalo zhruba 10–20 netopýrů, početnost však od roku 2001 klesala až k nule (Obr. 58).

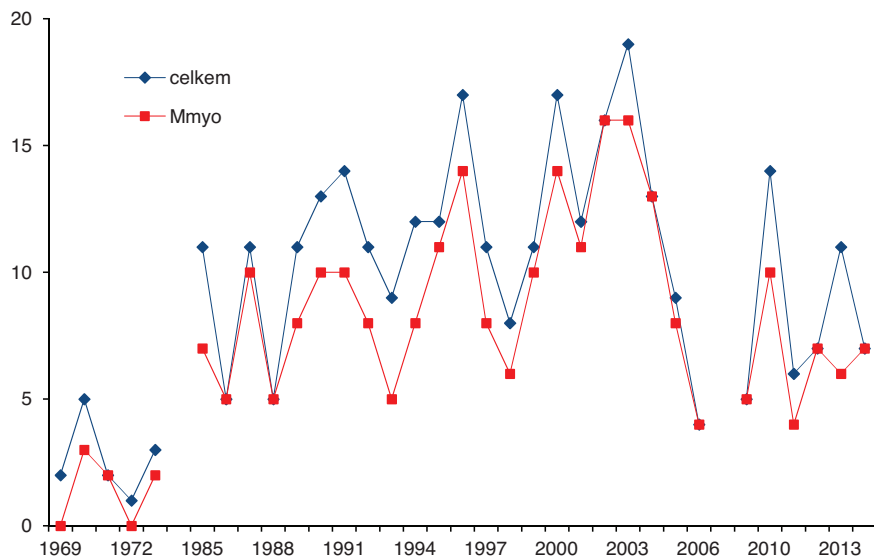
Korytarz w Svatém Petru

Stanowisko: Špindlerův Mlýn-Svatý Petr (910 m n.p.m.; 50,725 N i 15,656 E; kwadrat 5259).

Opis: Prosty korytarz wydrążony w związku z poszukiwaniem rud metali w latach 50. ubiegłego wieku (długość około 100 m), w zalesionej dolinie górskiego potoku, z wejściem na granicy polany i lasu świerkowego. Korytarz bardzo niestabilny i niebezpieczny dla odwiedzających (z tego powodu po 2007 zaprzestano jego kontroli). Temperatura 4,5–7,0°C.

Obserwacje nietoperzy: Regularne kontrole w latach 1987–2007.

Podsumowanie wyników: Jak dotąd zanotowano obecność 5 gatunków, wśród których wyraźnie dominował *M. daubentonii*. Rzadko występował także *Myotis brandtii*. Przez długi okres zimowało tutaj około 10–20 osobników,



Obr. 59. Změny početnosti netopýrů v jeskyni Poniklá v letech 1969–2014.

Ryc. 59. Zmiany liczebności nietoperzy w jaskini Poniklá w latach 1969–2014.

Fig. 59. Changes in the number of bats in the Poniklá cave between 1969–2014.

Význam a ohrožení: Lokálně významné zimoviště s dlouhodobě klesající početností zimujících netopýrů (důvody poklesu nejsou známe, nelze vyloučit vliv nestability podzemí a občasné řícení stropů); štola je uzavřena a zabezpečena proti rušení netopýrů.

jednak od roku 2001 ich liczebność spadła do zera (Ryc. 58).

Znaczenie i zagrożenia: Zimowisko o znaczeniu lokalnym, w przypadku którego widoczny jest długookresowy spadek liczebności zimujących nietoperzy (przyczyny spadku są nieznane, nie da się wykluczyć niestabilności i zawalenia się stropów); korytarz jest zamknięty i zabezpieczony przed niepokojeniem nietoperzy.

Jeskyně Poniklá

Lokalizace: Poniklá n. Jiz. (430 m n. m.; 50,653 N a 15,455 E; kvadrát 5358).

Popis: Jeskyně ve vápnných dolomitech (délka asi 120 m), ústící na okraji lesa a zastavěné části obce. Teplota 6,5–9,5 °C (stará část jeskyně), 7–8 °C (Jezerní dóm).

Sledování netopýrů: První publikované údaje z roku 1958 (GAISLER & HANÁK 1972b); pravidelné kontroly v letech 1968–1973 a dále od roku 1985.

Shrnutí výsledků: Dosud bylo zastiženo sedm druhů, mezi nimiž dominoval *M. myotis*. Vzácně nebo výjimečně byl nalézán *R. hipposideros*,

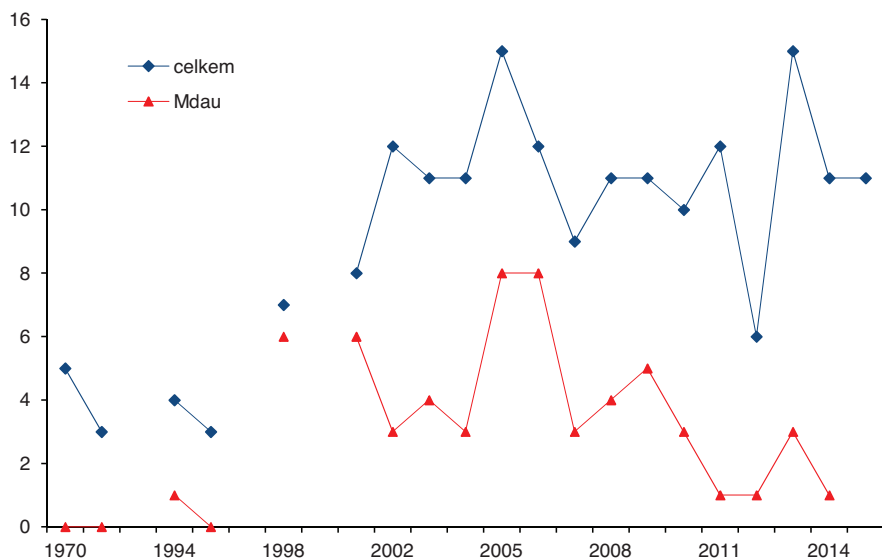
Jaskinia Poniklá

Stanowisko: Poniklá n. Jiz. (430 m n.p.m.; 50,653 N i 15,455 E; kwadrat 5358).

Opis: Jaskinie w wapieniach dolomitycznych (o długości około 120 m), z wejściem przy granicy lasu i zabudowanej części miejscowości. Temperatura 6,5–9,5°C (stara część jaskini), 7–8°C (Jezerní dóm).

Obserwacje nietoperzy: Pierwsze opublikowane dane pochodzą z 1958 roku (GAISLER & HANÁK 1972b); Regularne kontroly w latach 1968–1973, następnie zaś od 1985 roku.

Podsumowanie wyników: Jak dotąd zanotowano obecność 7 gatunków, wśród których do-



Obr. 60. Změny početnosti netopýrů ve štole ve Strážném v letech 1970–2015.

Ryc. 60. Zmiany liczebności nietoperzy w korytarzu w Strážném w latach 1970–2015.

Fig. 60. Changes in the number of bats in the gallery in Strážné between 1970–2015.

M. mystacinus a *P. austriacus*. Na lokalitě zimovalo 1–20 netopýrů, od poloviny 80. let 20. století ve zhruba vyrovnané početnosti. (Obr. 59)

Význam a ohrožení: Lokálně významné zimoviště s dlouhodobě stoupající početností zimujících netopýrů; uzavřené a zabezpečené proti jejich rušení.

minoval *M. myotis*. Rzadko notowano, *R. hipposideros*, *M. mystacinus* i *P. austriacus*. Na stanowisku zimowało 1–20 nietoperzy, od połowy lat 80 ubiegłego wieku ich liczebność była mniej więcej stała (Ryc. 59).

Znaczenie i zagrożenia: Zimowisko o znaczeniu lokalnym, w przypadku którego widoczny jest długookresowy wzrost liczebności zimujących nietoperzy; zamknięte i zabezpieczone przed niepokojeniem nietoperzy.

Štola ve Strážném

Lokalizace: Strážné – parkoviště u lomu (750 m n. m.; 50,678 N a 15,621 E; kvadrát 5359).

Popis: Odvodňovací štola mramorového lomu (délka asi 200 m) v údolí horského potoka, ústící na rozhraní smrkového porostu a volného prostranství s garážemi. Teplota kolem 5 °C.

Sledování netopýrů: První údaje o netopýrech z roku 1970 (RYBÁŘ et al. 1973); nepravidelné kontroly od roku 1994, pravidelné od roku 2001.

Shrnutí výsledků: Na lokalitě v posledních letech zimovalo 10–15 netopýrů (Obr. 60). Celkem bylo zjištěno 6 druhů, mezi nimi

Korytarz w Strážném

Stanowisko: Strážné – parking obok kamieniołomu (750 m n.p.m.; 50,678 N i 15,621 E; kwadrat 5359).

Opis: Korytarz odwadniający kopalni marmuru (długość około 200 m) w dolinie górskiego potoku, wychodzący na skraj lasu świerkowego i otwartej przestrzeni z miejscami parkingowymi. Temperatura około 5°C.

Obserwacje nietoperzy: Pierwsze dane o nietoperzach pochodzą z 1970 roku (RYBÁŘ et al. 1973). Nieregularne kontrole prowadzone są od 1994 roku, a regularne od 2001 roku.

Podsumowanie wyników: W ostatnich latach

nejpočetněji *M. daubentonii* a často i *M. myotis*, *P. auritus* a *B. barbastellus*.

Význam a ohrožení: Lokálně významné zimoviště s dlouhodobě stoupající početností netopýrů; štola je volně přístupná a nezabezpečená.

Druhy

Na krkonošských zimovištích jsou nejčastěji nacházeny čtyři druhy netopýrů – *Myotis myotis*, *M. daubentonii*, *Plecotus auritus* a *Barbastella barbastellus*. Početnost *M. myotis* je na všech zimovištích přinejmenším stabilní, většinou ale dlouhodobě stoupá. Zimující populace *P. auritus* je na většině lokalit (s výjimkou náhonu v Arnoštově – viz výše) stabilní nebo rostoucí, podobně také početnost *M. daubentonii* a *B. barbastellus* má většinou stabilní trend. Druh *Eptesicus nilssonii* zimuje jen v některých zimovištích, nejpočetněji v Herlíkovických štolách, kde jeho početnost dlouhodobě mírně vzrůstá, v posledních zhruba 25 letech se však drží spíše na vyrovnané úrovni, podobně jako na ostatních lokalitách.

Zbývajících devět druhů zimuje v krkonošských zimovištích nepravidelně nebo jen v malých počtech, takže dlouhodobé trendy u nich nelze hodnotit. Zřetelný je však trvalý nárůst počtu zimujících *Rhinolophus hipposideros* v posledních letech v celé řadě z nich.

v stanovisku tym zimovalo 10–15 netoperzy (Ryc. 60). W sumie stwierdzono występowanie 6 gatunków, wśród których najliczniejszy był *M. daubentonii*, często pojawiały się również *M. myotis*, *P. auritus* i *B. barbastellus*.

Znaczenie i zagrożenia: Zimowisko o znaczeniu lokalnym, w przypadku którego widoczny jest długookresowy wzrost liczebności zimujących netoperzy; korytarz jest dostępny i niezabezpieczony.

Gatunki

W karkonoskich zimowiskach najczęściej spotykane są cztery gatunki netoperzy – *Myotis myotis*, *M. daubentonii*, *Plecotus auritus* i *Barbastella barbastellus*. Liczebność *M. myotis* we wszystkich zimowiskach jest co najmniej stabilna, a w większości zimowisk wzrasta. Zimująca populacja *P. auritus* w większości stanowisk (za wyjątkiem kanału w Arnoštově – patrz powyżej) jest stabilna lub rosnąca. Podobny trend obserwuje się u *M. daubentonii* i *B. barbastellus*, u których liczebności są najczęściej stabilne. *Eptesicus nilssonii* zimuje tylko w niektórych zimowiskach, najliczniej w Herlíkovických sztolniach, gdzie jego liczebność nieznacznie wzrasta, chociaż w okresie ostatnich 25 lat utrzymuje się na stałym poziomie, podobnie jak na pozostałych stanowiskach.

Pozostałe 9 gatunków zimuje w karkonoskich zimowiskach nieregularnie lub jedynie w małej liczebności. W związku z tym nie jest możliwa ocena wieloletniego trendu liczebności dla tych gatunków. W przypadku wielu tutejszych stanowisk widoczny jest jednak stały wzrost liczebności zimujących *Rhinolophus hipposideros*.

Shrnutí

Početnost netopýrů je v zimovištích na české straně Krkonoš sledována již několik desítek let. Známa zimoviště tu využívá menší počet netopýrů (většinou do 20 jedinců), takže jsou významná spíše jen v lokálním nebo regionálním měřítku. Nejvýznamnější lokalitou jsou Herlíkovické štoly, kde se početnost zimujících vrápců a netopýrů pohybuje nejčastěji mezi 70–90 exempláři s celkem 14 nalezenými druhy. Početnost netopýrů na většině zimovišť kolísá v závislosti na klimatických podmínkách jednotlivých zimních období a na typu zimoviště, v dlouhodobém měřítku však má v posledních zhruba 30 letech u většiny druhů stabilní nebo stoupající trend. Ohrožena jsou pouze některá lokálně významná zimoviště – přeměnou na průmyslově využívané objekty (např. výstavba malých vodních elektráren) nebo přírodními faktory (destabilizace historických důlních děl).

Podsumowanie

Monitoring liczebności nietoperzy w zimowiskach po czeskiej stronie Karkonoszy prowadzony jest już od kilkadziesiąt lat. Z tujejszych znanych zimowisk korzysta mała liczba nietoperzy (zazwyczaj nie więcej niż 20 osobników), dlatego stanowiska te mają znaczenie regionalne lub lokalne. Najważniejszym zimowiskiem jest kopalnia Herlíkovické štoly, gdzie liczba zimujących nietoperzy waha się zazwyczaj w granicach 70–90 osobników należących do 14 gatunków. Na większości zimowisk liczebności nietoperzy zmieniają się w zależności od warunków klimatycznych panujących w poszczególnych zimowych miesiącach oraz od typu zimowiska. Analiza wieloletnich danych wykazała, że liczebność zimujących nietoperzy w okresie ostatnich 30 lat jest stabilna lub wzrasta. Zagrożone są wyłącznie niektóre zimowiska o znaczeniu lokalnym, które przekształcone zostały w obiekty przemysłowe (np. w małe elektrownie wodne) lub ulegają naturalnemu zniszczeniu (destabilizacja dawnych kopalń).



Netopýr parkový (Pipistrellus nathusii) je jedním ze vzácných druhů netopýrů Krkonoš.
Pipistrellus nathusii jest jednym z rzadszych gatunków w Karkonoszach.
Pipistrellus nathusii is one of the rarest species in the Krkonoše Mts.



SUMMARY

Summary

The unique biological value of the Krkonoše Mts. stems from their special placement, characteristic geomorphology and their height above sea level. The nature found in the Krkonoše Mountains represents an isolated outpost of alpine and sub-alpine ecosystems, distinct from other similar types of environment in the present day.

Bats are important bioindicators, central to the conservation of European nature. There is a long tradition of monitoring bat populations in the Czech Republic and Poland. The study of these animals in Krkonoše has – due to methodological limitations – mostly consisted of checking their roosts, especially their hibernacula in abandoned mines and rare natural caves. An increase in research occurred in the latter half of the 20th century with the use of mist-nets to capture bats. A significant increase in research resulted from the development of ultrasonic bat detectors. Although there are limitations, this is currently the most effective method of observing bat flight and migration activity, as well as enabling the study of their foraging behavior.

However, research using this new technology has been established during the last decade, involving a limited number of researchers. Even though the data acquired are limited to a small area, the capabilities of bat-detecting are much broader. For instance, it can be used to map out areas with low accessibility, few roosts and overall low levels of activity by bats. Sub-mountainous and mountainous border areas clearly belong to that category. The decision to carry out this type of research into bats in Krkonoše was also made with consideration to significant negative influences affecting the local natural environment. The Krkonoše Mts. in the last decades were subject to the widespread effects of industrial emissions and are also experiencing the impact of increasing tourism. Expansion of winter sports has been accompanied by deforestation to create new skiing areas. With deforestation, the forest areas become fragmented, which decreases the area of suitable biotopes for bat species that prefer large forest complexes.

The negative influence on local populations of bats also includes renovation of buildings on montane meadows, resulting in loss of bat roosts. On the other hand, a range of bat species shows preference for foraging in forest edge habitats. The increase of forest edges is beneficial to some species.

The aim of the project was to: **(1)** observe species diversity and intensity of flight activity of bat assemblages in selected habitats within the Czech Krkonoše National Park (KRNAP) and its Polish counterpart, the Karkonosze National Park (KPN); **(2)** evaluate changes in flight activity and species composition of the bats throughout the season and **(3)** on a vertical transect in various altitudes; **(4)** evaluate the use of small watercourses as potential flight corridors; **(5)** compare the species diversity and the levels of flight activity of bats in selected forest habitats with different management type; **(6)** find and map summer bat roosts in built environments within the KRNAP and the KPN and **(7)** evaluate the results of a long-term bat census in hibernacula within the KRNAP.

The following results have been obtained:

- (1)** To determine the flight activity of bats in the 12 selected habitats, a point method was used. The field research took place throughout two growing seasons 2013 and 2014; echolocation signals were recorded from one place continuously for 10 minutes; the level of flight activity was based on the number of minutes of the recording of a bat extrapolated to 60 minutes of recording (known as relative activity). The research was conducted at 887 and 424 points in the Czech and Polish part of Krkonoše respectively.

The researched area showed 17 species or pairs of species – the common pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus*, Nathusius's pipistrelle *P. nathusii*, the soprano pipistrelle *P. pygmaeus*, the northern bat *Eptesicus nilssonii*, the serotine *E. serotinus*, the whiskered/Brandt's bat

Myotis mystacinus/brandtii, Geoffroy's bat *Myotis emarginatus*, Alcathoe bat *Myotis alcathoe*, Natterer's bat *M. nattereri*, the pond bat *M. dasycneme*, the greater mouse-eared bat *M. myotis*, Daubenton's bat *M. daubentonii*, Bechstein's bat *M. bechsteinii*, the parti-coloured bat *Vespertilio murinus*, the noctule *Nyctalus noctula*, Leisler's bat *N. leisleri*, the brown and grey long-eared bats *Plecotus auritus* and *P. austriacus* and the barbastelle *Barbastella barbastellus*.

Water surfaces, urban areas and flower-rich beech forests were the most species-rich areas. But only the flower-rich beech forests showed a different relative activity of the more numerous species in comparison with other habitats. We registered low activity of *P. pipistrellus*, which was the most common species in the other habitats. In flower-beech forest, higher flight activity of *P. auritus/austriacus* than in other habitats was found and uniquely high activity was observed as well as from *Nyctalus leisleri*, *Myotis bechsteinii* and *M. mystacinus/brandtii*.

Among the most balanced bat assemblages in the Krkonoše environment are those in mixed forests, spruce forests, clearings and peat-bogs. The balance of these assemblages is related to the dominant species and other species. High proportions of dominant species were observed in the forementioned habitats. The acidophilous beech forests, due to high-level of dominance of *P. pipistrellus*, seemed less balanced, even though there were rare species such as *N. leisleri*. An unusually high dominance level of *M. nattereri* and *M. daubentonii* was found in acidophilous beech forest and vegetation on stream banks. It is likely that these species not only forage in these habitats, but find suitable roosts within the same environments.

- (2) The second aim of the project was observation of changes in relative activity and species composition of bat assemblages between two periods of the reproductive cycle – in the lactation and post-lactation period. In most assemblages, increased activity and number of species was observed in the post-lactation period; increased post-lactation activity was recorded repeatedly at higher altitudes. The increase in the activity may be a result of increased number of bats after weaning and therefore they forage even where there is lower insect abundance at higher altitudes. The increased activity in the post-lactation period was most pronounced in peat-bogs where foraging bats were absent during the lactation period. Only *P. pipistrellus* showed increased activity in spruce forests during lactation, which supports the importance of spruce growths during the period of rearing young bats.
- (3) Changes in the relative activity and species composition of the bat assemblages were also measured in relation to the altitude changes. Only two habitats were suitable for this study: acidophilous beech forests and spruce forests. With the increased altitude, the acidophilous beech forest showed a significant decrease in species diversity as well as overall bat activity. The observed decrease in activity and in species diversity was to be expected. Therefore it was surprising that a decrease in both variables in spruce forest was not significant. The reason for this could be difference in flight activity during the lactation and post-lactation period, when the number of bats increases at high altitudes after weaning. Of interest was the high activity of *Plecotus auritus* in spruce forests at higher altitudes. It is a species which occurs often in the Krkonoše Mts. both in habitats at lower altitudes (such flower-rich beech forests) as well as outwith spruce forests in the dwarf pine habitats and peat-bogs, i. e. at higher altitudes.

- (4) Edges of the forests, bank vegetation and wind-sheltering features are important landscape elements often utilized by the bats as flight corridors. Due to the differences in linear elements in the Krkonoše Mountains, we focused especially on evaluating the use of small watercourses by bats. Twenty one streams were selected for monitoring to cover the entire area of Krkonoše. The research took place during lactation and post-lactation periods using automatic detectors. Recordings from 47 nights (1210 hours in total) were obtained.

The flight activity over the watercourses was significantly higher (2251 positive minutes) than on control sites located outside of the corridors (523 positive minutes). Flight activity of at least 15 species of bats was observed over the watercourses. At the control sites we recorded at least two other species. Some watercourses were important flight corridors and were used both during the lactation as well as during post-lactation period. The watercourses were used even by species that are not directly associated with the water habitats, i. e. *M. mystacinus/brandtii*, *M. bechsteinii*, *E. nilssonii* and *P. auritus/austriacus*. These species commuted along to the watercourses to roosting and/or foraging grounds.

Despite the commuting activity along almost half of the watercourses being relatively low, all observed streams had two obvious periods of flight activity – emergence and return. This would mean to the bats using the watercourse as a navigation corridor between the roosts and foraging grounds. Flight activity of *M. daubentonii* and the pair *M. mystacinus/brandtii* was high throughout the night with several activity periods during lactation and a bimodal pattern during post-lactation period. However, an increased number of flight activity periods for most species was observed during post-lactation period which shows an increased number of foraging grounds in the vicinity of the watercourse, as well as more frequent changes in the availability of food. The increase in activity during post-lactation period might be related to general increase in activity and increased competition after weaning as well as increased food supply within habitats at higher altitudes.

The high activity observed at some watercourses corresponds with habitats surrounding the streams. This relationship was obvious especially in species roosting in tree hollows (such as *M. bechsteinii*, *M. nattereri*). Most species, notably those that have roosts in forest growths or wooden buildings at higher altitudes, descend after dusk to the foraging grounds at lower altitudes, where they either (i) foraged all night and return to the roost before dawn (*M. daubentonii*) or (ii) returned later at night to other foraging grounds or a night roost in higher altitudes (*M. mystacinus/brandtii*).

In the post-lactation period, some other species showed increased activity soon after emergence in upstream areas, i. e. they moved to foraging grounds at higher altitudes. This was illustrated by behaviour observed in *E. nilssonii*, which apparently finds most of its roosts around the lower parts of the watercourse but forages in higher grounds in open meadow or spruce forest habitats. Similar behaviour was found in *P. pipistrellus*. *M. nattereri* and *M. myotis* preferred longer streams for their flight corridors while *P. pipistrellus* used shorter watercourses. *M. nattereri* and *M. myotis* commuted along streams which had many houses and less forest growths in the lower third of their length.

- (5) Forest management plays an integral role not only in the production characteristics of the forest, but also influences the spatial arrangement of the forest vegetation and therefore significantly influences the quality of the habitats. The structure of the forests therefore has a notable influence on the presence, activity and species composition of the bat populations. Bat activity positively correlates with structural parameters of the forest growth such as canopy heights, continuity or fragmentation of the forest, which increases the range of ecotones.

To determine flight activity of bats at selected localities, two methods were used – point and

linear. The point method means recording echolocation sounds from one place for two hours continuously. We used two points in each locality. At the same time, the line transect method was used – an observer walked a predetermined path for one hour while holding a detector. Two types of forests were monitored – “unmanaged forests” (only influenced by natural processes) and “managed forests” (managed for forestry use). The detection of bats took place at eight forest locations with beech or spruce growths in the KRNAP and further eight locations in the KPN. The locations were selected in pairs so that the unmanaged and managed forests were only several hundred meters from each other in an area with similar geographic characteristics. Besides the type of growth (beech, spruce) and level of management, each point was checked for the characteristics of the forest such as number of trees in various thickness categories based on the diameter of their trunk, presence of dead wood, number of tree stumps, number of damaged trees and presence of shrubby undergrowth. We recorded for 960 minutes at each locality using point method, and on the line transect recorded for 240 minutes. During entire monitoring we analysed 7680 minutes of recordings at points and 1920 minutes from transects.

The most abundant species at all localities were *M. mystacinus/brandtii* and *P. auritus/austriacus* followed by *P. pipistrellus* and *E. nilssonii*. The rarest species were the pair of *M. alcathoe/emarginatus*, and *M. myotis* and *P. pygmaeus*. The eudominant species at all localities were the *M. mystacinus/brandtii* and *P. auritus/austriacus*.

A higher level of overall flight activity was recorded in the managed forests and beech forests, than in spruce and unmanaged forests. Higher activity was found of *M. bechsteinii* in beech forests in comparison with spruce forests. The amount of dead wood in the growth and number of damaged trees correlated with the age of the growth and presence of undergrowth. These variables probably influence the potential for bat roosts as well as the quality of food supply. These variables were more prominent in unmanaged forests. The amount of tree damage and volume of dead wood positively correlated with the presence of *B. barbastellus*, *M. bechsteinii*, *N. leisleri*, *E. nilssonii* and *P. auritus/austriacus*. These species also showed higher activity in unmanaged forests. The forementioned species, with the exception of *E. nilssonii*, prefer roosts in trees. *M. myotis*, *M. daubentonii*, *P. pipistrellus*, *P. pygmaeus* and *P. nathusii* as well as *M. mystacinus/brandtii* showed higher activity in managed forests. Despite the observed differences between the growth types it should be noted that both managed and unmanaged forests did not show significant difference in the species composition of the bat assemblages or the total levels of flight activity. The reason for this is the careful, natural forest management within the national parks – even when the forests suffer from human impacts.

- (6) Another aim was to locate and map summer roosts of bats in buildings found in the KRNAP, KPN and their buffer zones, its protected areas and surrounding villages. We focused on synanthropic species, which often occupy high buildings, churches or other culturally significant sites. These species also return to the same roosts and their monitoring brings sufficient information about the state of local populations. Overall, 45 buildings were checked which revealed nursery colonies of at least nine different species – *Rhinolophus hipposideros*, *Myotis myotis*, *M. mystacinus/brandtii*, *M. nattereri*, *Eptesicus nilssonii*, *E. serotinus*, *Vespertilio murinus*, *Plecotus auritus* and *Pipistrellus pipistrellus*. At least seven of the checked buildings are recommended for regular surveys, ideally on an annual basis.

In another 13 buildings, which we were not able to access, surveys carried out using bat detectors yielded 124 recordings. Overall, 134 species determinations were evidence for the presence of 10 bat species – *M. myotis*, *M. daubentonii*, *M. mystacinus/brandtii*, *P. pipistrellus*, *P. pygmaeus*, *P. nathusii*, *N. noctula*, *E. nilssonii*, *E. serotinus* and *P. auritus/austriacus*. The most often recorded bat species was *E. nilssonii*. *P. nathusii* and *P. pygmaeus* were recorded in lower

Summary

and middle altitudes of central Krkonoše, showing that they have been spreading upstreams along large rivers for the past decade.

- (7) The abundance of bats in many hibernacula on the Czech side of Krkonoše has been observed over the past decade. Well-known hibernacula are used by low numbers of bats (usually 20 individuals only), therefore they are significant only at a local scale. The most important wintering locality are the mines near Herlíkovice, where the number of hibernating bats ranges from 70–90 individuals of 14 species. The numbers of bats in most hibernacula fluctuate in relation to climatic conditions of the winters as well as to the type of hibernaculum. However, we recorded steady or slightly increasing numbers for the past 30 years.



LITERATURA

- AGOSTA S. J., 2002: Habitat use, diet and roost selection by the big brown bat (*Eptesicus fuscus*) in North America: a case for conserving and abundant species. *Mammal Review* 32: 179–198.
- AMERLINK K., 1952: *Fauna čili zvířena česká. I. Popsání ssavců, ptáků, plazů, obojživelníků a ryb všech, jenž zemi českou obývají*. Tisk Bedřicha Orlíčka, Praha, 220 pp.
- ANDĚRA M. & GAISLER J., 2012: *Naši savci*. Academia, 288 pp.
- ANDĚRA M., HANÁK V. & VOHRALÍK V., 1974: Savci Krkonoš. *Opera Corcontica* 11: 131–184.
- ARLETTAZ R., 1996: Foraging behaviour of the gleaning bat *Myotis nattereri* (Chiroptera, Vespertilionidae) in the Swiss Alps. *Mammalia* 60 (2): 181–186.
- AUBRY K. B., HAYES J. P., BISWELL B. L. & MARCOT B. G., 2003: The ecological role of tree-dwelling mammals in western coniferous forests. In: ZABEL C. J. & ANTHONY R. G. (eds): *Mammal community dynamics: Management and conservation in the coniferous forests of western North America*. Cambridge University Press, New York, pp. 405–443.
- BALBIN J. B., 1679: *Miscellanea historica Regni Bohemiae*. Překlad J. Balínská 1986. Panoráma, Praha, 351 pp.
- BARCLAY R. M. R. & KURTA A., 2007: Ecology and behavior of bats roosting in tree cavities and under bark. Pp. 17–59. In: LACKI M. J., HAYES J. P. & KURTA A. (eds): *Bats in forests: conservation and management*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, 352 pp.
- BARROS M. A. S., PESSOA D. M. A., RUI A. M., 2014: Habitat use and seasonal activity of insectivorous bats (Mammalia: Chiroptera) in the grasslands of southern Brazil. *Zoologia* 31 (2): 153–161.
- BAŠTA J. & ŠTURSA J., 2013: *Fifty years of the Krkonoše mountains national park*. Správa Krkonošského národního parku, 186 pp.
- BEHAN R. W., 1990: Multiresource forest management: a paradigmatic challenge to professional forestry. *Journal of Forestry* 88: 12–18.
- BEJARNO–BONILLA D. A., YATE–RIVAS A. & BERNAL–BAUTISTA M. H., 2007: Bat diversity and distribution along an agricultural transect in the Tolima region of Colombia. *Caldasia* 29 (2): 297–308.
- BELL G. P. & FENTON M. B., 1984: The use of Doppler-shifted echoes as a flutter detection and clutter rejection system: the echolocation and feeding behaviour of *Hipposideros ruber* (Chiroptera: Hipposideridae). *Behavioural Ecology and Sociobiology* 15: 109–114.
- BELWOOD J. J., 2002: Endangered bats in suburbia: observations and concerns for the future. In: KURTA A. & KENNEDY J. (eds): *The Indiana bat: biology and management of an endangered species*. Bat Conservation International, Austin, Texas, pp. 193–198.
- BLASIUS I. H., 1857: *Naturgeschichte der Säugetiere Deutschlands und der Agrenzenden Länder von Mitteleuropa*. Friedrich Vieweg und Sohn, Breinschweig, 549 pp.
- BORCARD D., GILLET F. & LEGENDRE P., 2011. *Numerical Ecology with R*. Springer, New York, 302 pp.
- BORKIN K. M. & PARSONS S., 2010: The importance of exotic plantation forest for the New Zealand long-tailed bat (*Chalinolobus tuberculatus*). *New Zealand Journal of Zoology* 37: 35–51.
- BOTH C., VAN TURNHOUT C. A. M., BIJLSMA R. G., SIEPEL H., VAN STRIEN A. J. & FOPPEN R. P. B., 2010: Avian population consequences of climate change are most severe for long-distance migrants in seasonal habitats. *Proceedings of the Royal Society of London B* 277: 1259–1266.
- BRIGHTMAN R. M., 2007: Bats in forests: what we know and what we need to learn. In: LACKI M. J., HAYES J. P. & KURTA A. (eds): *Bats in forests: conservation and management*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, pp. 1–15.
- BRIGHTMAN R. M., GRINDAL S. D., FIRMAN M. C. & MORISSETTE J. L., 1997: The influence of structural clutter on activity patterns of insectivorous bats. *Canadian Journal of Zoology* 75: 131–136.
- CASTRO-ARELLANO I., PRESLEY S. J., SALDANHA L. N., WILLIG M. R. & WUNDERLE J. M. Jr., 2007: Effects of reduced-impact logging on bat biodiversity in terra firme forest of lowland Amazonia. *Biological Conservation* 138: 269–285.
- CIECHANOWSKI M., 2002: Community structure and activity of bats (Chiroptera) over different water bodies. *Mammalian Biology* 67 (5): 276–285.
- CRAMPTON L. H. & BARCLAY R. M. R., 1998: Selection of roosting and foraging habitat by bats in different-aged aspen mixedwood stands. *Conservation Biology* 12: 1347–1358.

- ČERVENÝ J., 1998: Bat communities of mountain peat bogs in the Šumava Mts. (southwestern Bohemia, Czech Republic). *Lynx n. s.* 29: 11–21.
- DUNN J. C. & WATERS D. A., 2012: Altitudinal effects on habitat selection in two sympatric pipistrelle species. *Mammalia* 76 (4): 427–433.
- ERICKSON J. L. & WEST S. D., 1996: Managed forests in the western Cascades: the effects of seral stage on bat habitat use patterns. In: BARCLAY R. M. R. & BRIGHAM R. M. (eds): *Bats and forests symposium*, October 19–21, 1995, Victoria, British Columbia, Canada, pp. 215–227.
- FALCOVÁ L. & ŘEHÁK Z., 2010: Časové změny v aktivitě *Pipistrellus pipistrellus* v blízkosti úkrytu v Hranické propasti (Česká republika). 1. vyd. Banská Bystrica, *Výskum a ochrana cicavcov na Slovensku IX*, pp. 75–81.
- FANTA J., 1969: *Příroda Krkonošského národního parku*. SZN, Praha, 221 pp.
- FENTON M. B., 1990: The foraging behaviour and ecology of animal eating bats. *Canadian Journal of Zoology* 68: 411–422.
- FLAJŠHANS V., 1926: Bartholomaei Clareti Glossarius. Pp. 104–122. In: FLAJŠHANS V. (ed.): *Klaret a jeho družina. Sv. 1. Slovníky veršované*. Česká akademie věd a umění, Praha, 270 pp.
- FLAJŠHANS V., 1928: Bartholomaei Clareti Physiologiarius Glossarius. Pp. 7–60. In: FLAJŠHANS V. (ed.): *Klaret a jeho družina. Sv. 2. Texty glosované*. Česká akademie věd a umění, Praha, 552 pp.
- FLOUSEK J., 1984: Netopýr brvitý, *Myotis emarginatus* (Geoffroy, 1806) a netopýr pobřežní, *Myotis dasycneme* (Boie, 1825) ve východních Čechách. *Opera Corcontica* 21: 187–192.
- FLOUSEK J., 1989: Chráněné naleziště Herlíkovické štolý: významné zimoviště netopýrů (*Chiroptera*) v Krkonoších. *Opera Corcontica* 26: 91–115.
- FLOUSEK J., 2001: Zimoviště netopýrů v Krkonoších, Orlických horách a na Broumovsku. *Vespertilio* 5: 93–110.
- FLOUSEK J.(ed.), 2010: Plán péče o Krkonošský národní park a jeho ochranné pásmo (2010–2020). Část B – návrh. *Správa KRNP, Vrchlabí: 54 pp. a přílohy* (viz http://www.krnapp.cz/data/File/legislativa/plan_pece_2010_2020/pp-krnap_cast-b_text-final.pdf).
- FLOUSEK J. & GRAMSZ B., 1999: *Atlas hnízdního rozšíření ptáků Krkonoš (1991–1994)*. Správa Krkonošského národního parku, 424 pp.
- FLOUSEK J., HARTMANOVÁ O., ŠTURSA J. & POTOCKI J. (eds), 2007: *Krkonoše. Příroda, historie, život*. Nakl. Miloš Uhlíř – Baset, Praha, 864 pp.
- FLOUSEK J., GRAMSZ B. & TELENSKÝ T., 2015: *Ptáci Krkonoš – atlas hnízdního rozšíření 2012–2014 / Ptaki Karkonoszy – atlas ptaków lęgowych 2012–2014*. Správa KRNP Vrchlabí, Dyrekcja KPN Jelenia Góra: 480 pp.
- FURMANKIEWICZ J. & FURMANKIEWICZ M., 2002: Bats hibernating in the natural caves in the Polish part of the Sudetes. *Przyroda Sudetów Zachodnich, Supplement* 2: 15–38.
- FURMANKIEWICZ J. & KUCHARSKA M., 2009: Migration of bats along a large river valley in southwestern Poland. *Journal of Mammalogy* 90 (6): 1310–1317.
- GAISLER J., 1956: Faunistický přehled československých netopýrů. *Ochrana přírody* 11 (6): 161–169.
- GAISLER J. & HANÁK V., 1972a: Netopýři podzemních prostorů v Československu. *Sborník Západočeského muzea Plzeň, Příroda* 7: 1–76.
- GAISLER J. & HANÁK V., 1972b: Přehled netopýrů podzemních prostorů Čech. *Práce a studie – přír., Pardubice* 4: 141–156.
- GAISLER J., HANÁK V. & KLÍMA M., 1957: Netopýři Československa. *Acta Univ. Carolinae, Biologica, Praha*: 1–65.
- GAISLER J., HANÁK V. & HORÁČEK I. (eds), 1981: Výsledky zimního sčítání netopýrů v Československu: 1969–1979. *Sbor. Okr. Muzea Most, ř. přír.* 3: 71–116.
- GAISLER J., ŘEHÁK Z. & BARTONIČKA T., 2009: Bat casualties by road traffic (Brno–Vienna). *Acta Theriologica* 54 (2): 147–155.
- GAISLER J., ZUKAL J., ŘEHÁK Z. & HOMOLKA M., 1998: Habitat preference and flight activity of bats in a city. *Journal of Zoology* 244: 439–445.

- GLOGER C., 1827: Ueber die auf dem Hochgebirge der Sudeten lebenden Säugetiere und die während des Sommers daselbst vorkommenden Vögel mit Angabe ihres Vorkommens nach Höhenbestimmungen, nebst einigen Bemerkungen über manche der neuen Arten von brehm und das Erscheinen einiger seltenen Species in Schlesien. *Isis von Oken* 20 (6–7): 566–609.
- GLOGER C., 1828: Beobachtungen über einheimische Fledermäuse. *Isis von Oken* 21: 1119–1124.
- GLOGER C., 1933: *Schlesiens Wirbeltierfauna*. Breslau (Wrocław).
- GRAMSZ B., 1991: Ptaki wodno-błotne Stawów Podgórzyńskich w latach 1981–1983. *Ptaki Śląska* 8: 109–117.
- GRINDAL S. D. & BRIGHAM R. M., 1998: Short-term effects of small-scale habitat disturbance on activity by insectivorous bats. *Journal of Wildlife Management* 62: 996–1003.
- GRINDAL S. D. & BRIGHAM R. M., 1999: Impacts of forest harvesting on habitat use by foraging insectivorous bats at different spatial scales. *Ecoscience* 6: 25–34.
- GUBAŃSKA A., PASZKIEWICZ R. & SZKUDLAREK R., 2002: Zimowe stanowiska nietoperzy w pld.-zach. Polsce w latach 1993–1999. *Nietoperze* 3 (1): 137–153.
- GULDIN J. M., EMMINGHAM W. H., CARTER S. A. & SAUGEY D. A., 2007: Silvicultural practices and management of habitat for bats. In: LACKI M. J., HAYES J. P. & KURTA A. (eds): *Bats in forests: conservation and management*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, pp. 177–205.
- HAITLINGER R., 1976: Nietoperze Dolnego Śląska. *Przegląd Zoologiczny*, 21 (1): 124 – 134.
- HANÁK V., 1959: Verzeichnis der Säugetiere der Tschechoslowakei. *Säugetierk. Mitt.*, 15:193–221.
- HANÁK V. & GAISLER J., 1972: Přehled netopýrů podzemních prostorů Čech. *Práce a studie – Přír., Pardubice*, 4: 141–156.
- HANÁK V. & GAISLER J., 2008: Historie chiropterologie v Čechách a na Moravě od nejstarších zpráv po publikaci Netopýři Československa (1957). *Vespertilio* 12: 93–106.
- HANZÁK J., 1959: Zur Ökologie der Kleinsäuger im Riesengebirge. *Sborník Národního musea v Praze, sér. B*, 15: 133–149.
- HARUŠTIAKOVÁ D., JARKOVSKÝ J., LITTNEROVÁ S., DUŠEK L., 2012: *Vícerozměrné statistické metody v biologii*. Vyd. 1. Masarykova univerzita Brno, 111 pp.
- HARVEY M. J., ALTENBACH J. S. & BEST T. L., 2011: *Bats of the United States and Canada*. Johns Hopkins University Press, 224 pp.
- HAWLEY R. C., 1946: *The Practise of silviculture*. Fifth edition. John Wiley and Sons Inc., New York.
- HAYES J. P. & LOEB S. C., 2007: The influences of forest management on bats in North America. In: LACKI M. J., HAYES J. P. & KURTA A. (eds): *Bats in forests: conservation and management*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, pp. 207–235.
- HEIN C. D., CASTLEBERRY S. B. & MILLER K. V., 2009: Site-occupancy of bats in relation to forested corridors. *Forest Ecology and Management* 257: 1200–1207.
- HNÍZDO A. Z., 1934: Netopýr severní *Eptesicus nilssonii* na našich Krkonoších. *Vesmír* 12: 175.
- HNÍZDO A. Z., 1935: Kapitola netopýří. *Československý Háj* 12: 50–56.
- HOLMES M., 1996: Ancient trees – their importance to bats. Pp. : 69–70. In: READ H. J. (ed.): *Pollard and Veteran Tree Management II*. Corporation of London, London, 258 pp.
- HOLZHAIDER J. & ZAHN A., 2001: Bats in the Bavarian Alps: species composition and utilization of higher altitudes in summer. *Mammalian Biology* 66 (3): 144–154.
- HUMES M. L., HAYES J. P. & COLLOPY M. W., 1999: Bat activity in thinned, unthinned, and old-growth forests in western Oregon. *Journal of Wildlife Management* 63: 553–561.
- JABERG C. & GUISAN A., 2001: Modelling the distribution of bats in relation to landscape structure in a temperate mountain environment. *Journal of Applied Ecology* 38(6): 1169–1181.
- JAHN A. (ED.), 1985: *Karkonosze polskie*. Polska Akad. Nauk, Wrocław, 566 pp.
- JANTZEN M. K. & FENTON M. B., 2013: The depth of edge influence among insectivorous bats at forest – field interfaces. *Canadian Journal of Zoology* 91: 287–292.
- JENKINS R. K. B., RACEY P. A., ANDRIAFIDISON D., RAZAFIMANAHAKA H. J., RABEARIVELLO A., RAZAFINDRAKOTO N., RATSIMANDRESY Z., ANDRIANANDRASANA R. H. & RAZAFIMAHATRATRA E., 2007: Not rare, but threatened: the endemic Madagascar flying fox *Pteropus rufus* in a fragmented landscape. *Oryx* 41: 263–271.

- JENIK J., 1961: *Alpínská vegetace Krkonoš, Králického Sněžníku a Hrubého Jeseníku. Teorie anemoroografických systémů*. Nakl. ČSAV, Praha, 409 pp.
- JENIK J., 2007: Geoeologický význam Krkonoš. In: FLOUSEK J., HARTMANOVÁ O., ŠTURSA J. & POTOCKI J. (eds): *Krkonoše. Příroda, historie, život*. Nakl. Miloš Uhlíř – Baset, Praha: 383–391.
- JIRÁSEK J., HAENKE T., GRUBER T., & GERSTNER F., 1791: *Beobachtungen auf Reisen nach dem Riesengebirge*. Waltherische Hofbuchhandlung, Dresden, 315 pp.
- JUNG T. S., THOMPSON I. D., TITMAN R. D. & APPLEJOHN A. P., 1999: Habitat selection by forest bats in relation to mixed-wood stand types and structure in central Ontario. *Journal of Wildlife Management* 63: 1306–1319.
- JUNG K., KAISER S., BÖHM S., NIESCHULZE J. & KALKO E. K. V., 2012: Moving in three dimension: effects of structural complexity on occurrence and activity of insectivorous bats in managed forest stands. *Journal of Applied Ecology* 49: 523–531.
- KALDA R., KALDA O., LOHMUS K. & LIIRA J., 2015: Multi-scale ecology of woodland bat the role of species pool, landscape complexity and stand structure. *Biodiversity & Conservation* 24 (2): 337–353.
- KNAPIK R. & RAJ A., 2013: *Przyroda Karkonoskiego Parku Narodowego*. Jelenia Góra: Karkonoski Park Narodowy, 500 pp.
- KOLENATI F. A., 1860: Monographie der europäischen Chiroptern. Jahresheft der naturwissenschaftlichen Section der k. k. mährisch-schlesischen Gessellschaft zur Beförderung des Ackerbaues, der Natur- und Landeskunde für das Jahr 1859, Brünn, 156 pp.
- KOMENSKÝ J. A., 1658: *Orbis pictus*. (české vydání Praha, 1941).
- KOWALSKI K., 1953: Materiały do rozmieszczenia i ekologii nietoperzy jaskiniowych w Polsce. *Fragmenta Faunistica Musei Zoologici Polonici* 6 (21): 541–567.
- KRAHULEC F., BLAŽKOVÁ D., BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ E., ŠTURSA J., PECHÁČKOVÁ S. & FABŠIČOVÁ M., 1996: Louky Krkonoš: rostlinná společenstva a jejich dynamika. *Opera Corcontica* 33: 1–250.
- KRONWITTER F., 1988: Population structure, habitat use and activity patterns of the noctule bat, *Nyctalus noctula* Schreib., 1774 (Chiroptera: Vespertilionidae) revealed by radiotracking. *Myotis* 26: 23–85.
- KUNZ T. H. & FENTON M. B. (eds), 2003: *Bat Ecology*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois. 779 pp.
- KUSCH J., WEBER C., IDELBERGER S. & KOOB T., 2004: Foraging habitat preferences of bats in relation to food supply and spatial vegetation structures in a western European low mountain range forest. *Folia Zoologica* 53: 113–128.
- LAW B. S. & CHIDEL M., 2001: Bat activity 22 years after first-round intensive logging of alternate coupes near Eden, New South Wales. *Australian Forestry* 64: 242–247.
- LESIŃSKI G., 2007: Bat road casualties and factors determining their number. *Mammalia* 71 (3): 138–142.
- LINDEN V. M. G., VEIER S. M., GAIGHER I., KUIPERS H. J., VETERINGS M. J. A. & TAILOR P. J., 2014: Changes of bat activity, species richness, diversity and community composition over an altitudinal gradient in the Soutpansberg, South Africa. *Acta Chiropterologica* 16 (1): 27–40.
- LOEB S. C. & O'KEEFE J. M., 2006: Habitat use by forest bats in South Carolina in relation to local, stand, and landscape characteristics. *Journal of Wildlife Management* 70: 1210–1218.
- LOKVENEC T., 1978: *Toulky krkonošskou minulostí*. Kruh, Hradec Králové, 258 pp.
- LOSOS B., GULIČKA J., LELLÁK J., PELIKÁN J., 1985: *Ekologie živočichů*. SPN Praha, 320 pp.
- LOWE D. W., MATHEWS J. R. & MOSELEY C. J., 1990: *The official world wildlife fund guide to endangered species of North America*. Beacham Publishing, Washington, D. C., 1: 483–488.
- MAYLE B., 1990: A biological basis for bat conservation in British woodlands – a review. *Mammal Review* 20: 159–195.
- MCAENEY C. M. & FAIRLEY J. S., 1988: Habitat preference and overnight and seasonal variation in the foraging activity of lesser horseshoe bats. *Acta Theriologica*, 33: 393–402.
- MCGUIRE L. P. & BOYLE W. A., 2013: Altitudinal migration in bats: evidence, patterns, and drivers. *Biological Reviews* 88 (4): 767–786.

- MESCHDE A. & HELLER K.-G., 2000: *Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern*. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 66, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- MIERZEJEWSKI M. P., 2005: *Karkonosze: przyroda nieożywiona i człowiek*. Wydawnictwo Uniwersytetu Wrocławskiego, 150 pp.
- MICHAELSEN T. CH., JENSEN K. H. & HÖGSTEDT G., 2014: Roost Site Selection in Pregnant and Lactating Soprano Pipistrelles (*Pipistrellus pygmaeus* Leach, 1825) at the Species Northern Extreme: The Importance of Warm and Safe Roosts. *Acta Chiropterologica* 16(2): 349–357.
- MILES P., 1968: Výskyt méně obvyklých druhů ptáků a savců na území Krkonošského národního parku a ve Vrchlabí. *Opera Corcontica* 5: 251–256.
- MILES P., 1970: Netopýři Krkonoš. *Krkonoše* 3, 1: 8–10
- MILES P., 1971: Nové poznatky o rozšíření některých obratlovců (Vertebrata) v Krkonoších. *Opera Corcontica* 5: 251–256.
- MILES P., 1975: Další nálezy vzácnějších obratlovců v Krkonoších. *Opera Corcontica* 12: 205–226.
- MORRIS A. D., MILLER D. A. & KALKOUNIS-RUEPPELL M. C., 2010: Use of forest edges by bats in a managed pine forest landscape. *Journal of Wildlife Management* 74 (1): 26–34.
- NEES VON ESENBECK CH. G. & VON FLOTOW J., 1836: Reisebericht über eine Exkursion nach einem Theile des südöstlichen Riesengebirges, unternommen von dem Präsidenten Nees von Esenbeck und dem Major von Flotow. *Beiblätter zur Flora oder allgemeinen botanischen Zeitschrift* 1: 1–60.
- OBRIST M. K., RATHEY E., BONTADINA F., MARTINOLI A., CONEDERA M., CHRISTE P. & MORETTI M., 2011: Response of bat species to sylvo-pastoral abandonment. *Forest Ecology and Management* 261: 789–798.
- O'DONNELL C. F. J., 2010: The ecology and conservation of New Zealand bats. In: FLEMING T. H. & RACEY P. A. (eds): *Island bats: evolution, ecology and conservation*. Chicago University Press, Chicago, pp. 460–495.
- OXSANEN J., BLANCHET F. G., KINDT R., LEGENDRE P., MINCHIN P. R., O'HARA R. B., SIMPSON G. L., SOLYMOS P., STEVENS M. H. H., WAGNER H., 2013: Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0–7.
- OPREA M., MENDES P., VIEIRA T. B. & DITCHFIELD, A. D., 2009: Do wooded streets provide connectivity for bats in an urban landscape? *Biodiversity & Conservation* 18 (9): 2361–2371.
- OWEN S. F., MENZEL M. A., EDWARDS J. W., FORD W. M., MENZEL J. M., CHAPMAN B. R., WOOD P. B. & MILLER K. V., 2004: Bat activity in harvested and intact forest stands in the Allegheny Mountains. *Northern Journal of Applied Forestry* 21: 154–159.
- PARTSCH J., 1894: Die Vergletscherung des Riesengebirges zur Eiszeit. 1. Ed. In: ENGELHORN, J. (ed.). Forsch. Z. Deutsch. Landes und Volkskunde 8 (2), Stuttgart, pp. 103–104.
- PATRIQUIN K. J. & BARCLAY R. M. R., 2003: Foraging by bats in cleared, thinned and unharvested boreal forest. *Journal of Applied Ecology* 40 (4): 646–657.
- PAX F., 1925: *Wirbeltierfauna von Schlesien*. Gebrüder Borntraeger, Berlin, 557 pp.
- PERRY R. W., THILL R. E. & LESLIE JR. D. M., 2007: Selection of roosting habitat by forest bats in a diverse forested landscape. *Forest Ecology and Management* 238: 156–166.
- PETŘÍKOVÁ H., FLOUSEK J. & RAJ A., 2007: Biosférická rezervace Krkonoš/Karkonosze. In: FLOUSEK J., HARTMANOVÁ O., ŠTURSA J. & POTOČEK J. (eds), *Krkonoše. Příroda, historie, život*. Nakl. Miloš Uhlíř – Baset, Praha, pp. 793–804.
- PILOUS V., 2007: Geografické vymezení. In: FLOUSEK, J., HARTMANOVÁ, O., ŠTURSA, J. & POTOČEK, J. (eds). *Krkonoše. Příroda, historie, život*. Praha: Nakl. Miloš Uhlíř – Baset, 2007, pp. 13–18.
- PRESL J. S., 1834: *Ssawectwo. Rukowět soustavná k poučenj vlastnjmu*. Kněhkupectwj Kronbergra a Webra, Praha, 388 pp.
- RACHWALD A., 1992: Habitat preference and activity of noctule bat *Nyctalus noctula* in the Białowieża Primeval Forest. *Acta Theriologica* 37: 413–422.
- RAUMER K., 1813: *Die Granite des Riesengebirges und die sie umgebenden Gebirgsfamilien*, Berlin.
- RUDOLPH K., FIRBAS F. & SIGMOND H., 1928: Das Koppenplanmoor im Riesengebirge. *Lotos, Praha* 76: 173–222.

- RUSSO D., CISTRONE L., JONES G. & MAZZOLENI S., 2004: Roost selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*, Chiroptera: Vespertilionidae) in beech woodlands of central Italy: consequences for conservation. *Biological Conservation* 117: 73–81.
- RYBÁŘ P., SKLENÁŘ J. & MILES P., 1973: Přehled netopýrů východních Čech. *Práce a studie – Přír., Pardubice*, 2: 203–238.
- RYDELL J., 1992: Exploitation of insects around streetlamps by bats in Sweden. *Functional Ecology* 6 (6): 744–750.
- RYDELL J., 1993: Variation in foraging activity of an aerial insectivorous bat during reproduction. *Journal of Mammalogy* 74: 503–509.
- RYDELL J., BUSHBY A., COSGROVE C. C. & RACEY P. A., 1994: Habitat use by bats along rivers in North East Scotland. *Folia Zoologica* 43 (4): 417–424.
- RYDELL J. & RACEY P. A., 1995: Street lamps and the feeding ecology of insectivorous bats. In: RACEY P. A., SWIFT S. M. (eds): Symposium on Ecology, Evolution and Behaviour of Bats, London, England, 26–27.11.1993. *Symposia of the Zoological Society of London* 67: 291–307.
- ŘEHÁK Z., 1995: *Letová aktivita netopýrů v Moravském krasu*. Dizertační práce. PřF MU, 184 pp.
- ŘEHÁK Z., 2002: Brief history of bat-research in the Czech part of the Sudetes. *Przyroda Sudetów Zachodnich. Supplement* 2: 7–14.
- ŘEHÁK Z., 2006: Areal and altitudinal distribution of bats in the Czech part of the Carpathians. *Lynx* 37: 175–198.
- ŘEHÁK Z., 2009: Výzkum netopýrů (Chiroptera) na Jeseníku: historie, současnost a další perspektivy. *IX. Svatováclavské Česko – Polsko – Německé setkání, Jeseník*: 54–63.
- ŘEHÁK Z. & BARTONIČKA T., 2006: *Detektoring netopýrů v různých typech lesů České republiky, závěrečná zpráva*. Ústav botaniky a zoologie, Masarykova univerzita, Brno.
- ŘEHÁK Z., BARTONIČKA T., ZUKAL J., SIMPROVÁ P. & DŽINGOZOVOVÁ Ž., 2006: Flight activity of bats in different forest habitats. In *Bats' and Micromammals Conservation in Forest Ecosystems, Ustroń – Jaszowiec, Poland, 26–27 October 2006. Abstracts of International Conference*, pp. 18–21.
- ŘEHÁK Z., BARTONIČKA T., DŽINGOZOVOVÁ-HORÁČKOVÁ Ž. & ZUKAL J., 2008: *Sledování vlivu fragmentace lesních porostů na společenstva netopýrů (2007 – 2008)*. Studie. Česká společnost pro ochranu netopýrů, 29 pp.
- SCOTT S. J., McLAREN G., JONES G. & HARRIS S., 2010: The impact of riparian habitat quality on the foraging and activity of pipistrelle bats (*Pipistrellus* spp.). *Journal of Zoology* 280 (4): 371–378.
- SEIDEL J., 1927: Zur Kenntnis schlesischer Fledermäuse. *Abh. Naturf. Ges. Görlitz*, 30: 8–39.
- SCHLOTT M., 1928: Zur Fledermausforschung in Schlesien. *Aus der Heimat* 41 (7): 193–201.
- SCHLOTT M., 1942: Zur Kenntnis heimischer Fledermäuse. *Der Zool. Garten, N. F.* 40: 35–48.
- SCHMIDT F. W., 1795: Versuch eines Verzeichnisses aller in Böhmen bisher bemerkten Thiere. Pp. 1–103. In: Schmidt F. W. (ed.): *Sammlung physikalisch-ökonomischer Aufsätze. Band 1*. Joh. Gottf. Calve, Prag, 103 pp.
- SCHWARZ O., 2010: Lesní ekosystémy. In: SCHWARZ O. (ed.): *Plán péče (2010–2020) – Krkonošský národní park a jeho ochranné pásmo, část A – rozbor*. Správa Krkonošského národního parku, Vrchlabí, pp. 57–73.
- SCHWENCKFELD C., 1600: *Stirpium et fossilium Silesiae catalogus etc.* Lipsiae, 407 pp.
- SCHWENCKFELD C., 1603: *Theriotropeum Silesiae*. Lignicii [= Legnica]: David Albertus Bibliopol. Vratisl., 565 pp.
- SKLENÁŘ J., 1969: Poznámky k rozšíření netopýrů ve východních Čechách. *Acta Mus. Reginaehradensis, Sc. Nat.* 10: 79–87.
- SMITH D. M., 1986: *The practise of silviculture*, eight edition. John Wiley and Sons Inc., New York.
- SMITH P. G., RACEY P. A., 2008: Natterer's bats prefer foraging in broad-leaved woodlands and river corridors. *Journal of Zoology* 275 (3): 314–322.
- SOUKUPOVÁ L., KOČIÁNOVÁ M., JENÍK J. & SEKÝRA J. (eds), 1995: Arctic-alpine tundra in the Krkonoše, the Sudetes. *Opera Corcontica* 32: 5–88.

- SULLIVAN T. P. & SULLIVAN D. S., 2001: Influence of variable retention harvests on forest ecosystems. II. Diversity and population dynamics of small mammals. *Journal of Applied Ecology* 38: 1234-1252.
- SÝKORA B. (ed.) 1983: *Krkonošský národní park*. Státní zemědělské nakladatelství, Praha: 280 pp.
- SZKUDLAREK R., PASZKIEWICZ R., HEBDA G., GOTTFRIED T., CIEŚLAK M., MIKA A. & RUSZLEWICZ A., 2002: Atlas rozmieszczenia nietoperzy w południowo-zachodniej Polsce – stanowiska zimowe z lat 1982 – 2002. *Nietoperze* 3(2): 197–235.
- ŠOUREK J., 1969: *Květena Krkonoš*. Academia, Praha, pp. 115–116.
- ŠTURSA J. & KNAPIK R., 2007: Geoekologické problémy Krkonoš. *Opera Corcontica* 44/1: 336 pp., 44/2: 308 pp.
- TÁSLER R., 2013: Herlíkovické štolý. *Krkonoše-Jizerské hory* 46 2: 12–14.
- THOMAS D. W., 1988: The distribution of bats in different ages of Douglas-fir forests. *Journal of Wildlife Management* 52: 619-626.
- TIBBELS A. E. & KURTA A., 2003: Bat activity is low in thinned and unthinned stands of red pine. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 2436-2442.
- TITCHENELL M. A., WILLIAMS R. A. & GEHRT S. D., 2011: Bat response to shelterwood harvests and forest structure in oak-hickory forests. *Forest Ecology and Management* 262: 980-988.
- VANDEVELDE J.-C., BOUHOURS A., JULIEN J.-F., COUVET D. & KERBIRIOU C., 2014: Activity of European common bats along railway verges. *Ecological Engineering* 64: 49-56.
- VANĚK J. & FLOUSEK J., 2008: Plán péče. *Přírodní památka Herlíkovické štolý (období 2009–2018)*. Ms. (dep. Správa KRNP, Vrchlabí): 4 pp.
- VANĚK J., MATERNA J. & FLOUSEK J., 2013: Jedinečný výskyt reliktních a severských rostlin a živočichů v Krkonoších. *Živa* 61: 175–179.
- VAUGHAN N., JONES G. & HARRIS S., 1996: Effects of sewage effluent on the activity of bats (Chiroptera: Vespertilionidae) foraging along rivers. *Biological Conservation* 78 (3): 337-343.
- VERA F. W. M., 2000: *Grazing Ecology and Forest History*. Oxford-shire: Cabi Publishing, 506 pp.
- VERBOOM B. & HUITEMA H., 1997: The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*. *Landscape Ecology* 12: 117-125.
- VERBOOM B., 1998a: The influence of wind protection on commuting and foraging pipistrelle bats *Pipistrellus pipistrellus* near treelines. In: VERBOOM B. (ed.): *The use of the edge habitats by commuting and foraging bats*. IBN Scientific Contributions, 10, DLO Institute for Forestry and Nature Research (IBN – DLO), Wageningen, pp. 75–87.
- VERBOOM B., 1998b: *The use of the edge habitats by commuting and foraging bats*. IBN Scientific Contributions, 10, DLO Institute for Forestry and Nature Research (IBN – DLO), Wageningen, 120 pp.
- VYSTOUPIL J., HOLEŠINSKÁ A., KUNC J., MARYÁŠ J., SEIDENGLANZ D., ŠAUER M., TONEV P. & VITURKA M., 2006: *Atlas cestovního ruchu České republiky*. MMR, Praha, 156 pp.
- WALKER L. R., J. K. ZIMMERMAN, LODGE D. J. & GUZMAN S. G., 1996: An altitudinal comparison of growth and species composition in hurricane-damaged forests in Puerto Rico. *Journal of Ecology* 84: 877–889.
- WALSH A. L. & HARRIS S., 1996: Factors determining the abundance of vespertilionid bats in Britain. *Journal of Applied Ecology* 33: 519-529.
- WALSH A. L. & MAYLE B. A., 1991: Bat activity in different habitats in mixed lowland woodland. *Myotis* 29: 97-104.
- WOLBERT S. J., ZELLNER A. S. & WHIDDEN H. P., 2014: Bat activity, insect biomass, and temperature along an elevational gradient. *Northeastern Naturalist* 21 (1): 72-85.
- WOŁOŻYŃ B. W., 1968: Badania nietoperzy Dolnego Śląska. *Przegląd Zoologiczny* 12 (2): 208–220.
- WOŁOŻYŃ B. W., 1971: Nietoperze jaskiń Sudetów. *Materiały z II i IV Sympozjum Speleologicznego, Częstochowa*: 129-135.
- ZUKAL J. & ŘEHÁK Z., 2006: Flight activity and habitat preference of bats in a karstic area, as revealed by bat detectors. *Folia Zoologica* 55: 273–281.

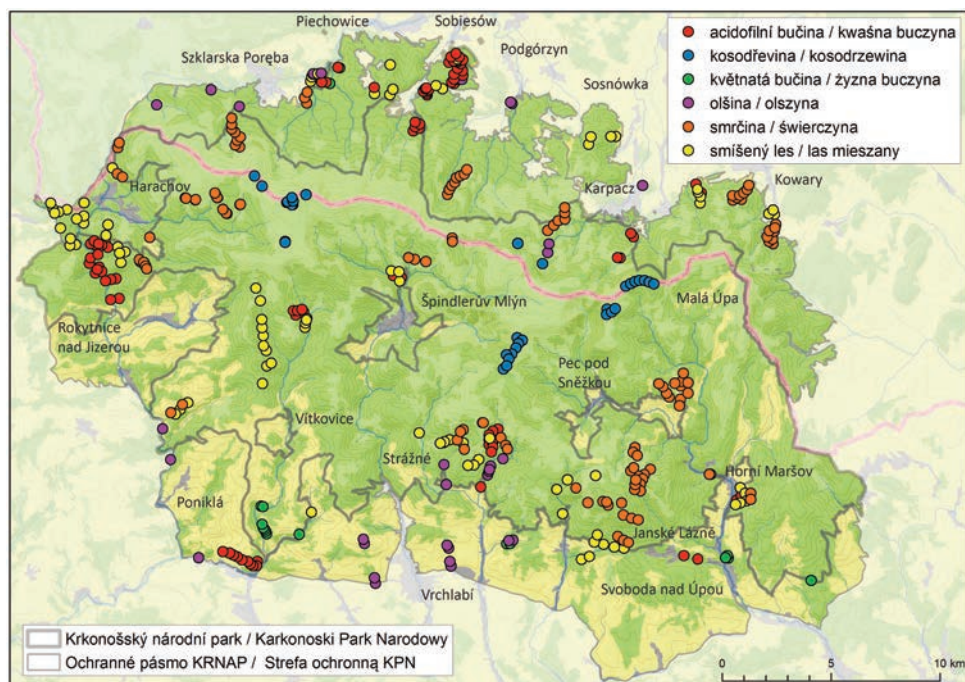


PŘÍLOHA ZAŁĄCZNIKI

(1) Mapa monitorovacích bodů, kde probíhal batdetektoring v porostech - acidofilní bučiny, kosodřevina, květnaté bučiny, břehové porosty, smrčiny a smíšený les.

Mapa monitorowanych punktów, w których wykonywano nasłuchy: kwaśne buczyny, zarośla kosodrzewiny, żyzne buczyny, roślinność nadbrzeżna – olszyna, lasy świerkowe i mieszane.

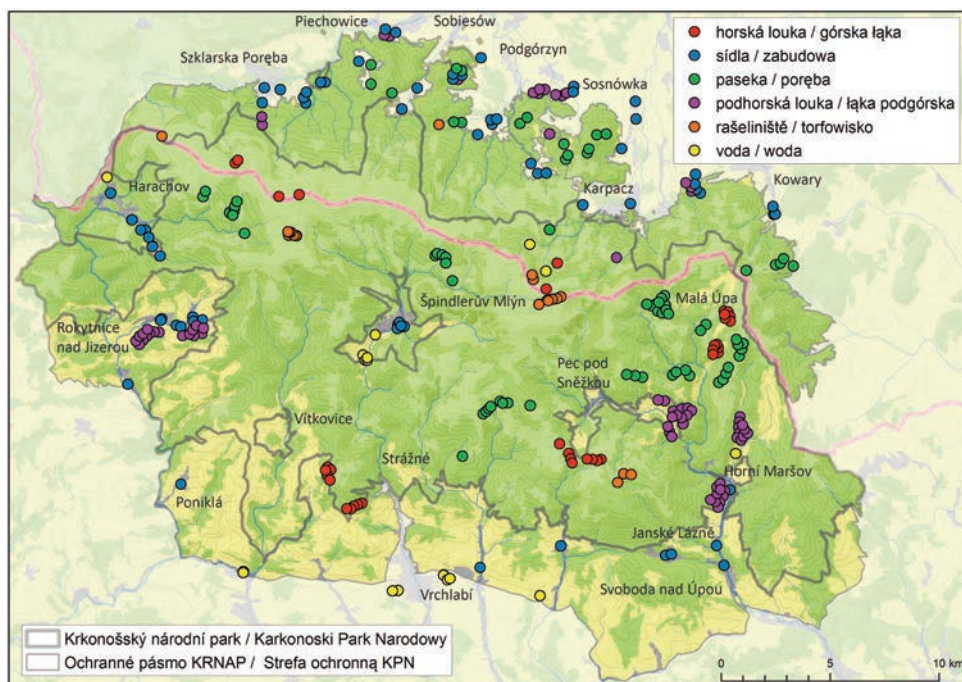
Map of monitoring points – acidophilous beech forests, dwarf pine habitats, flower-rich beech forests, bank vegetation (alder growth), spruce forests, mixed forests.



(2) Mapa monitorovacích bodů v nelesních biotopech – horské louky, sídla, paseky, podhorské louky, rašeliniště a vodní biotopy.

Mapa monitorowanych punktów, w których wykonywano nasłuchy: górska łąka, zabudowania, polany i poręby, podgórska łąka, torfowiska i zbiorniki wodne.

Map of monitoring points in habitats outside of forests – montane meadows, settlements, clearings, submontane meadows, peat-bogs, water habitats.



NETOPÝŘI ČESKÝCH A POLSKÝCH KRKONOŠ NIETOPERZE CZESKICH I POLSKICH KARKONOSZY

Text / Tekst: © Tomáš Bartonička, Zdeněk Řehák, Jiří Flousek, Joanna Furmankiewicz

Fotografie: © Kamila Antošová, Tomáš Bartonička, Michaela Brumovská, Jaroslav Červený

Jiří Flousek, Daniel Horáček, Vlastislav Káňa, Antonín Reiter, Přemysl Tájek

Překlady do polštiny / Tłumaczenie na język polski: Pygmalion s.r.o., Český Těšín

Překlad do angličtiny / Tłumaczenie na język angielski: PRO EDUCATION International LANGUAGE

EDUCATION & CONSULTING CENTRE s.r.o., Bratislava, Brno

Jazyková revize anglických textů / Korekta tekstów angielskich: John Haddow

Obálka, grafická úprava / Okładka, projekt graficzny: *Gentiana*, Jilemnice

Redakční úprava / Redakcja: Tomáš Bartonička, Jiří Flousek

Podklady GIS / Podkłady GIS: Správa Krkonošského národního parku, Vrchlabí

Tisk / Druk: DROGOWIEC-PL Sp. z o.o., Kielce

Vydavatel / Wydawca: © Správa Krkonošského národního parku, Dobrovského 3, 543 01 Vrchlabí

© Dyrekcja Karkonoskiego Parku Narodowego, ul. Chałubińskiego 23,
58-570 Jelenia Góra

Rok vydání / Rok wydania: 2015

Počet výtisků / Nakład: 1000

ISBN: 978-80-87706-90-9



EVROPSKÁ UNIE / UNIA EUROPEJSKA
EVROPSKÝ FOND PRO REGIONÁLNÍ ROZVOJ / EUROPEJSKI FUNDUSZ ROZWOJU REGIONALNEGO
PŘEKRAČUJEME HRANICE / PRZETKACZAMY GRANICE

