

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Zoologie obratlovců



Bc. Jakub Kočí

Vliv urbánního gradientu na společenstva netopýrů ve středoevropské krajině

Effect of urban gradient on composition of bat communities in Central European landscapes

Diplomová práce

Vedoucí diplomové práce: RNDr. Radek Lučan, Ph.D.

Praha, 2019

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci na téma „Vliv urbánního gradientu na společenstva netopýrů ve středoevropské krajině“ vypracoval samostatně a že jsem uvedl veškerou použitou literaturu a podkladové materiály, ze kterých jsem čerpal v seznamu literatury. Tato práce ani její podstatná část nebyla použita k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 8.6.2020

.....

Poděkování

Děkuji svému školiteli, RNDr. Radku Lučanovi, Ph.D., za veškeré rady, připomínky a trpělivost, které vedly ke zdárnému zakončení této práce. Dále děkuji Mgr. Jiřímu Hadravovi, Janu Michálkovi a všem ostatním, kteří se na této práci podíleli přispěním dat či jinými radami a připomínkami.

Abstrakt

Letouni (Chiroptera) jsou obvykle chápáni jako skupina, která je významně ohrožena ničením stanovišť spojeným s lidskou činností. Ve střeoevropské krajině však významná část druhového spektra využívá úkryty v lidských stavbách, přičemž u některých druhů jsou přírodní úkryty marginální či prakticky neznámé. Vzhledem k vazbě velké části našich netopýrů na fragmentované prostředí a v souvislosti s dlouhodobým vlivem člověka na střeoevropskou krajinu se nabízí otázka, zda není alespoň pro část našich druhů vliv člověka skrze poskytování vhodných úkrytů spíše pozitivní. Na základě analýzy vlivu struktury krajinného pokryvu a členitosti krajiny na densitu, diverzitu a populační strukturu netopýřích společenstev získaných pomocí standardizovaných odchytů do sítí v rámci nízko položených (do 500 m n. m.) oblastí České republiky (celkem 204 lokalit, 3585 jedinců, 22 druhů netopýrů) bylo zjištěno, že i když jsou reakce druhově specifické a několik druhů vykazuje pozitivní vazbu na lidskou zástavbu, tak většina druhů spoléhá na rozlohu listnatého lesa a další člověkem nezasažené biotopy, jako jsou vodní plochy. Navzdory našemu očekávání se ukázalo, že nejvýznamnějším prvkem určujícím přítomnost různých pohlaví je členitost krajiny.

Klíčová slova: Letouni, Chiroptera, fragmentace, Evropa, mírný pás

Abstract

Bats (Chiroptera) are usually considered as a group greatly endangered by destructing their habitats through the human activity. However, a significant part of bat species at the central Europe use human buildings as shelters, moreover the natural shelters are marginal or unknown in several species. Considering the linkage of the great part of our bat species to the fragmented area and in connection with a long term human influence on the central european landscape we ask whether at least part of our species see human activity through providing proper shelters as positive. Based on the analysis of landscape structure and ruggedness effect on density, diversity and population structure of bat assamblages acquired by standardized mist net captures located in lowlands (elevations below 500 m) of Czech Republic (204 localities, 3585 bats, 22 bat species), we found that even though most of reactions were species specific and few species seemed to be positively associated with urban environments, most of the bat species rely on the broad-leaved forest cover and other natural habitats such as water bodies. The most significant factor influencing sexual segregation for bats was ruggedness of surrounding landscape.

Keywords: Bats, Chiroptera, fragmentation, Europe, temperate zone

Obsah

Obsah	7
Seznam zkratk	9
Úvod	10
Charakteristika letounů.....	10
Hrozby související s tlakem člověka	10
Koncept antropocénu.....	11
Synantropizace druhů	11
Reakce letounů na urbanizaci a fragmentaci biotopů	12
Historie výzkumu netopýrů v Evropě	12
Dosavadní evropský výzkum	13
Nedostatky v metodice dosavadních výzkumů	15
Cíle práce	16
Metodika	17
Studované území a metoda sběru dat	17
Studované populační parametry.....	18
Studium vlivu krajinného pokryvu	19
Statistické analýzy	19
Výsledky	21
Geografická variabilita denzity a diverzity	21
Vliv krajinného pokryvu na relativní densitu společenstva netopýrů.....	23
Vliv krajinného pokryvu na diverzitu společenstva netopýrů.....	24
Vliv krajinného pokryvu na poměr pohlaví u dospělých jedinců na úrovni společenstva	24
Vliv krajinného pokryvu na podíl jedinců indikujících přítomnost mateřských kolonií	25
Vliv krajinného pokryvu na pravděpodobnost zachycení jednotlivých druhů	26
Diskuse	29
Výhody a nevýhody v metodice sledování netopýřích populací.....	29
Výhody a nevýhody odchyty do sítí	29
Výhody a nevýhody detektoringu	30
Výhody a nevýhody kontrol úkrytů	30
Srovnání hojností netopýrů s letními nálezy atlasu savců v ČR.....	31
Výhody a nevýhody zimních sčítání	32
Srovnání hojností netopýrů s daty ze zimovišť	33

Vliv krajinných proměnných na strukturu společenstev a densitu populaci netopýrů	34
Vliv oblasti	34
Vliv členitosti krajiny	37
Vliv zástavby	38
Vliv orné půdy	40
Vliv listnatého lesa	41
Vliv jehličnatého lesa	44
Vliv luk	45
Vliv vodních ploch	46
Neprokázané vazby různých druhů netopýrů ke konkrétním typům krajinného pokryvu	48
Vliv krajinného pokryvu na poměr pohlaví dospělých jedinců	48
Závěr	50
Literatura	51
Přílohy	62

Seznam zkratek

Bbar – *Barbastella barbastellus*

Enil – *Eptesicus nilssonii*

Eser – *Eptesicus serotinus*

Malc – *Myotis alcaethoe*

Mbech – *Myotis bechsteinii*

Mbly – *Myotis blythii*

Mbra – *Myotis brandtii*

Mdas – *Myotis dasycneme*

Mdau – *Myotis daubentonii*

Mema – *Myotis emarginatus*

Mmyo – *Myotis myotis*

Mmys – *Myotis mystacinus*

Mnat – *Myotis nattereri*

Nlei – *Nyctalus leisleri*

Nnoc – *Nyctalus noctula*

Paur – *Plecotus auritus*

Paus – *Plecotus austriacus*

Pnat – *Pipistrellus nathusii*

Ppip – *Pipistrellus pipistrellus*

Ppyg – *Pipistrellus pygmaeus*

Rhip – *Rhinolophus hipposideros*

Vmur – *Vespertilio murinus*

Úvod

Charakteristika letounů

Letouni jsou hned po hlodavcích druhý nejpočetnější řád savců, jejich diverzita přesahuje 1300 druhů (Fenton & Simmons 2014) žijících na všech kontinentech vyjma polárních oblastí (Kunz & Pierson 1994). Oproti jiným taxonům je tato skupina jen málo prozkoumána – důvodem může být jejich schopnost letu, úkrytové strategie a noční život, což obecně znesnadňuje jejich pozorování. Rostoucí míra evidence ukazuje na obrovskou variabilitu úrovně specializace na využívané prostředí, ať už jde o výběr habitatu a mikrohabitatu v průběhu lovecké aktivity (Denzinger & Schnitzler 2013), tak při výběru denních úkrytů (Kunz & Lumsden 2003, Ciechanowski 2005). Zatímco některé druhy jsou v obou směrech extrémně konzervativní, jiné vykazují velkou míru flexibility. Především v tropických oblastech vykazuje mnoho druhů vysokou míru endemismu a specializace, v jiných oblastech světa (například v západním palearktu) využívají letouni pestrou škálu biotopů k lovu i úkrytům, mnohdy včetně člověkem výrazně modifikovaných stanovišť (Mazurska & Ruczyński 2008, Lewanzik & Voigt 2017).

Hrozby související s tlakem člověka

Zároveň však letouni čelí v moderním světě řadě hrozeb, zejména v souvislosti s tlakem na prostředí ze strany člověka (Johansson et al. 2007, Meyer et al. 2008, Fontúrbel et al. 2015, Freudmann et al. 2015). Hovoříme o negativních faktorech, jako je úbytek přirozených biotopů způsobený především prostřednictvím rostoucí urbanizace a fragmentace krajinného pokryvu. S houstnoucí lidskou populací (rostoucí lidskou činností) pak pochopitelně souvisí další hrozby pro letouny a biodiverzitu obecně. Například světelné znečištění způsobené nárůstem umělého osvětlení celosvětově o 6% za rok je považováno za jednu z klíčových hrozeb biodiverzity (Moss et al. 2010). Dále si připomeňme chemické znečištění a jeho dopady, zejména plošné použití pesticidů, které se v druhé polovině 20. stol. podílelo na masivním úbytku biodiverzity (Arlettaz et al. 2000, Stoate et al. 2001, Motte & Libois 2002). Na to jsou insektivorní netopýři zvláště citliví, neboť bývají vystaveni zvýšeným koncentracím toxinů v důsledku akumulace toxických látek v jejich tělních tkáních a dlouhému působení umocněnému jejich dlouhou délkou života (Clark & Shore 2001). Nejen tropické letouny pak přímo ohrožuje lov či jiná přímá likvidace ze strany člověka (lov kaloňů jako bushmeat, likvidace letounů vnímaných jako hospodářské škůdce, nezákonný prodej vysušených preparátů turistům apod.) a člověkem rozšíření predátorů (psi a kočky) (Gehrt & Chelsvig 2004, Aziz et al. 2016, Shafie et al. 2017).

Zde je dobré zmínit důležitost výzkumu letounů a jejich reakce na hrozby spojené se změnami prostředí, neboť díky všem možným specifikům jejich biologie mohou netopýři posloužit jako výborná bioindikační skupina (Jones et al. 2009, Park 2015): většina druhů

letounů spoléhá na konkrétní typy úkrytů a lovišť, jejichž narušení může vést nejen k úbytku abundance či druhové diverzity letounů, ale i narušení celé řady ekosystémových služeb, které zastávají. Mluvíme o funkcích, jako je například opylování rostlin a šíření semen či regulace početnosti hospodářsky významných bezobratlých škůdců. Např. dle Lobova et al. (2009) jsou letouny roznášena semena alespoň 549 druhů amerických rostlin a 360 druhů tamní flory je letouny opylováno. V souvislosti s ekosystémovými službami zprostředkovanými letouny Boyles et al. (2011) odhadli, že v USA ušetří zemědělci díky netopýrům přes 3,7 miliardy dolarů ročně na pesticidech.

Koncept antropocénu

Asi nejsilnějším momentem určujícím současný vývoj naší planety je excesivní a stále rostoucí míra přeměny či ničení přírodního prostředí v důsledku činnosti narůstající lidské populace. Hovoříme hlavně o masivní deforestaci či modifikaci lesních biotopů a přeměně krajiny v zemědělskou plochu, vysušování či znečištění vodních ploch a rostoucí ploše zástavby. Mimo jiné ale stojí za zmínku obrovská bezprecedentní úroveň objemu transportu substrátu člověkem (na úrovni dlouhodobých neantropogenních geologických procesů –tzv. koncept antropocénu): za pouhý zlomek doby své existence zvládl člověk uvolnit stovky miliard tun oxidu uhličitého do atmosféry, pozměnit dusíkový cyklus použitím umělých hnojiv, globalizací dopravy umožnil šíření invazních druhů a patogenů a způsobil mnoho dalších škod, které nevratně vedou ke globálnímu oteplování, acidifikaci oceánů a masové extinkci druhů. Tempo těchto škod a alterací se zrychluje alarmujícím tempem společně s rostoucí populací (jenom v tropických oblastech narůstá zastavěná plocha o 1,5 % ročně [Schneider et al. 2015]).

Synantropizace druhů

Vliv lidské činnosti na všechny úrovně biodiverzity je vesměs negativní (Anon 2011), existují ale i výjimky, které z toho částečně nebo zcela profitují – existuje celá škála synantropních druhů, které se změnám způsobeným člověkem přizpůsobily a jejichž abundance stoupá s rostoucí lidskou činností. Rozdělení však není zcela jednoznačné a jako jakousi „podkategorií“ synantropních druhů můžeme rozlišovat také druhy synurbánní. Jedná se o druhy, které jsou schopné využívat člověkem pozměněného prostředí, ve kterém se vyskytují více než v jiných biotopech, i když je můžeme najít i v člověkem nezasažených oblastech (Francis & Chadwick 2012). Dle této definice by se mnoho druhů netopýrů dalo klasifikovat jako synurbánní. Není divu, vždyť urbánní mozaika může pro některé druhy poskytovat zdroj potravy, úkrytů a ochranu před predací a počasím (DeStefano & DeGraaf 2003, Davis et al. 2011).

Reakce letounů na urbanizaci a fragmentaci biotopů

Letouni, jako jedna z modelových skupin, jsou v tomto směru podrobeni řadě výzkumů v různých částech světa, ze kterých vyplývá, že reakce na změny prostředí způsobené člověkem jsou v různých oblastech a u různých druhů různé. Například vliv antropogenní fragmentace prostředí v tropech, kde je odlesňování a modifikace biotopů nejzávažnější a kde původní lesní plochy v současnosti ubývají bezprecedentní rychlostí a přeměňují se na ornou plochu, pastviny, plantáže či městskou zástavbu (Wicke et al. 2011), vyvolává u naprosté většiny druhů převážně negativní reakce. Je pochopitelné, že ztráta či narušení konektivity původních biotopů pak ohrožuje celou škálu lesních druhů (Meyer et al. 2010, Tournant et al. 2013). Avšak mimo to mají různé druhy různou citlivost či toleranci vůči urbanizaci (Bihari 2004, Ancillotto et al. 2015, Treby & Castley 2016, Border et al. 2017, Jung & Threlfall).

Netopýři jsou velmi často jako jedny z mála zbývajících druhů fauny vyskytující se ve městech a představují největší skupinu savců schopnou využívat lidských staveb, především pro rozmnožování a hibernaci (Kunz 1982, Jung & Threlfall 2016). Mimo to některé druhy zvládnou využít i umělého osvětlení či člověkem vytvořených lineárních krajinných prvků (silnice, železnice, umělé vodní plochy, okraje lesa apod.) pro lov hmyzu. Schopnost využívat nové zdroje se netýká jen insektivorních netopýřů, ale i některých herbivorních – například někteří paleotropičtí kaloni často konzumují člověkem zavlečené rostliny na periferiích měst a dostávají se tak do častého konfliktu s lidmi (Parry-Jones & Augée 2001).

Historie výzkumu netopýřů v Evropě

Zatímco v oblastech s donedávna rozsáhlými celistvými plochami přírodních biotopů je nejčastěji dokumentovaný negativní dopad současné intenzivní přeměny či ničení přírodního prostředí člověkem v zásadě logický a očekávatelný, v některých částech světa byly původní rozsáhlé plochy přírodního prostředí člověkem změněny již dávno a netopýři si zde přesto udržují poměrně vysokou diverzitu. Typickým příkladem je Evropa, kterou člověk osídlil již dávno a větší část celého území prodělala dramatické změny krajinného pokryvu již před mnoha stoletími či, v některých oblastech, již tisíci lety (urbanizace a fragmentace biotopů v Evropě začala již v holocénu a zdaleka nekončí) (Kaplan et al. 2009). Přesto se zde vyskytuje obdobné množství druhů (39 druhů uvedených k roku 2004 – Dietz & von Helvesen [2004]), jako například v Severní Americe (51 druhů uvedených k roku 2014 - Bradley et al. [2014]), která je lidskou činností poznamenána mnohem kratší dobu a rozlohy přírodního, člověkem nepřeměněného prostředí jsou tam řádově větší.

U evropských populací letounů byl navíc zaznamenán masivní úbytek početnosti, který přišel s intenzifikací zemědělství v 50. letech minulého století. Jedním z nejvíce zasažených druhů byl lesní specialista vrápenec malý (*Rhinolophus hipposideros*), který se dnes na některých lokalitách považuje dokonce za lokálně vyhynulého. Předpokládá se, že na úbytku evropských netopýřů se podílela kombinace fragmentace biotopů, intenzivního zemědělství

společně s masivním použitím pesticidů a v případě vrápence malého také kompetice s netopýry rodu *Pipistrellus* (Bontadina et al. 2000, Bontadina et al. 2002, Motte & Libois 2002, Tournant et al. 2013, Afonso et al. 2016). Avšak z dosavadních dlouhodobých výzkumů změn evropských netopýřích populací vyplývá, že po významných poklesech početnosti řady druhů dochází v posledních dekádách k mírnému až prudkému nárůstu početnosti řady z nich a některé druhy svůj areál dokonce rozšiřují (Van der Meij et al. 2015, Ancillotto et al. 2016, Uhrin et al. 2016). Část druhové diverzity je přitom svým úkrytovým chováním významně závislá na využívání antropogenních úkrytů, jako jsou např. lidské stavby, druhy expandující svůj areál se zřejmě v souvislosti s klimatickými změnami v severních částech svého areálu staly dokonce výhradně synantropními. Ukazuje se, že většina evropských netopýrů je synantropních právě kvůli schopnosti využívat lidských sídel (Lesiński & Kowalski 2000, Michaelsen et al. 2014, Ancillotto et al. 2015, Uhrin et al. 2017) – stavby (nejen v Evropě) letounům poskytují vhodné mikroklima pro tvorbu mateřských kolonií v místech, kde by důsledkem nepříznivého klimatu bylo vyvážení mláďat příliš obtížné či nemožné. Tak vznikají v krajině tzv. termální ostrovy, díky kterým se mohou některé druhy šířit mnohem dál do chladnějších oblastí, než by se očekávalo (Arnfield 2003). Příkladem tohoto trendu může být typicky mediteránní druh *Pipistrellus kuhlii*, jehož areál výskytu se za posledních 30 let rozšířil výrazně na sever (dnes zasahuje až na naše území) a na východ. Za jeho rozšířením stojí zřejmě změna klimatu (mírné zimy), výše zmíněný fakt, že lidská sídla slouží jako termální ostrovy poskytující vhodné úkryty i to, že se jedná o generalistický synantropní druh (Ancillotto et al. 2016, Maxinová et al. 2016). Podobný trend je pozorován také u netopýra saviova (*Hypsugo savii*), u něhož je rovněž prokázán výskyt na našem území (Bartonička & Lučan 2010, Uhrin et al. 2016). Něco podobného se zřejmě odehrálo i v historické době u druhů původně jeskynních, které významně rozšířily svůj reprodukční areál na sever díky možnosti využívat lidské stavby a umělé podzemní prostory (Horáček 1984). Některé studie ze severní Ameriky i Evropy dokonce naznačují, že využívání lidských staveb může být alespoň pro některé druhy výhodnější, než využívání úkrytů přirozených (Brigham [1991] – *Eptesicus fuscus*, Rodrigues et al. [2003] – *Myotis myotis*).

Dosavadní evropský výzkum

To vše je ovšem jenom anekdotická evidence, testování vlivu krajinného pokryvu a míry urbanizace krajiny na netopýří společenstva byla věnována v Evropě jen poměrně malá pozornost (Vaughan et al. 1997). Ve velkém měřítku bylo provedeno jen několik prací – za zmínku stojí studie Charbonnier et al. (2016) zaměřená na vliv různých typů lesa na složení netopýřích a ptačích společenstev napříč Evropou (209 lokalit). Většina rozsáhlejších studií byla provedena hlavně v Západní Evropě, zejména na území Velké Británie a Německa. Několik britských akustických studií sledovalo aktivitu netopýrů v různých typech biotopů (Walsh & Harris 1996, Vaughan et al. 1997, Russ & Montgomery 2002); rozsáhlou práci na dané téma v Německu provedli (Mehr et al. 2011) s použitím nálezových dat z atlasu savců Německa, který zahrnuje jak záznamy z akustických studií, tak nálezy kolonií a odchytů do

nárazových sítí. Reakci netopýrů na konektivitu a strukturu biotopů ve švýcarské agrikulturní krajině se věnovali Frey-Ehrenbold et al. (2013). Další dvě akustické práce věnující se urbanizaci a srovnání biotopových tříd byly napsány v Polsku (Lesiński & Kowalski 2000, Ciechanowski 2015), ve Švédsku se de Jong (1995) věnoval reakcím 11 druhů netopýrů na různé velikosti fragmentů lesa a jejich vzájemnou konektivitu. Na Slovensku studovali Kaňuch et al. (2008) na 160 lokalitách vliv kvality lesního pokryvu na přítomnost netopýrů.

Problematice fragmentace a urbanizace biotopů je v Evropě věnováno víc prací, ty se však obvykle soustředí jen na dílčí aspekty či malé krajinné měřítko. Příkladem takové studie provedené napříč Evropou je například sledování vlivu bukových lesů sázených v rámci projektu Natura 2000 (Zehetmair et al. 2015). Ve Velké Británii se několik studií zaměřilo na biotopové preference vybraných druhů, konkrétně netopýra vousatého (*Myotis mystacinus*) (Buckley et al. 2013), netopýrů rodu *Pipistrellus* (Lintott et al. 2015, Rachwald et al. 2016) či vliv vzdálenosti lesů na 6 vybraných druhů (Boughey et al. 2011). Přímo vlivu krajinného pokryvu na ekologii letounů se věnovali Fuentes-Montemayor et al. (2013) se sledováním vlivu intenzivního zemědělství. Obdobně se věnovali Kirkpatrick et al. (2017) pouze letounům v jehličnatých lesech či Hale et al. (2012) netopýrům v urbanizované krajině okolo Birminghamu.

V dalších západoevropských zemích se také věnovalo několik prací jednotlivým aspektům problematiky, konkrétně ve studiích provedených nad zemědělskými plochami v Německu či v dalších radiotrackingových pracích z okolních zemí. Zahn et al. (2010) a Dietz et al. (2013) sledovali biotopové preference vrápence velkého a netopýra brvitého v Německu a Lucembursku, Reiter et al. (2013) studovali vliv fragmentace biotopů na vrápence malého v jižním Rakousku. V malém měřítku pak Plank et al. (2012) věnovali pozornost sledování kvality rakouských lesů na aktivitu letounů.

V mediteránu se vlivu fragmentace biotopů věnovaly hlavně italské studie zaměřené na konkrétní druhy (Russo et al. [2002] – *Rhinolophus euryale*, Ancillotto et al. [2014] – *Barbastella barbastellus*, Ancillotto et al. [2015] – *Pipistrellus kuhlii*) či práce zaměřené na kvalitu biotopů v malém měřítku (Russo & Jones 2003). Studiu konkrétních druhů se věnovali také ve Španělsku: Popa-Lisseanu et al. (2009) – radiotracking netopýra obrovského, Arrizabalaga-Escudero et al. (2014) – vliv borového lesa na netopýra velkouchého.

Urbánním biotopům se věnovaly studie z Maďarska a Ukrajiny: Bihari (2004) – Preference panelových domů pro tvorbu letních kolonií *Nyctalus noctula*, Kravchenko et al. (2017) – studium reakce různých druhů netopýrů na urbánní biotopy okolo Charkova.

Ze severní Evropy stojí za zmínku hlavně práce z Estonska a Švédska. V Estonsku se práce týkající se biotopových preferencí zabývaly hlavně srovnáním parků a lesů (Lõhmus & Liira 2013, Kalda et al. 2015), De Jong & Ahlén (1991) studovali biotopové preference netopýra hvízdavého a večerního v centrálním švédsku. Další švédská studie se věnovala vlivu lesních pastvin na aktivitu a druhovou diverzitu letounů (Wood et al. 2017). Podobné práce byly

provedeny také na území Polska: Lesiński & Kowalski (2007) – maloplošná studie o vlivu fragmentace, Ciechanowski (2002) – aktivita netopýrů nad různými typy vodních ploch.

Na území České republiky a Slovenska se věnovali studiu letounů v lesních biotopech či vlivu krajinného pokryvu na konkrétní druhy Ceľuch a Kropil (2008), Maxinová et al. (2016), Uhrin et al. (2017). Akustické studii sledující vliv urbanizace na netopýry se věnovali Gaisler et al. (1998), maloplošné studii biotopových preferencí netopýřích společenstev v Českosudějovické pánvi se věnoval Lučan (2004).

Nedostatky v metodice dosavadních výzkumů

Většina zmíněných studií je prováděna v malém měřítku či se zaměřením na konkrétní aspekty (pouze vybrané druhy, konkrétní typ biotopu apod.) problematiky fragmentace a urbanizace. Navíc je majoritní podíl prací proveden s využitím detektorů, které přinášejí pouze informace o letové aktivitě ale nikoliv o dalších populačních parametrech (reprodukce, poměr pohlaví, skutečný počet jedinců, resp. Jejich populační hustota). Akustická data navíc nemusí vždy poskytnout přesný obraz o druhovém složení a abundanci netopýrů: velice podobné echolokační zvuky některých druhů letounů (například velmi podobný design echolokačních signálů zástupců rodu *Myotis* či *Plecotus*) či velmi slabé hlasy většiny lesních druhů, které se dají detekovat jen na krátkou vzdálenost, mohou poskytovat výrazně zkreslená či neúplná data o složení netopýřích společenstev na studovaných lokalitách (Vaughan et al. 1997, Petterson 1999, Ceľuch & Zahn 2008). Některé studie se naopak soustředí pouze na dohledání (mateřských) kolonií či hibernakul – taková data rovněž neposkytují reálný obraz výskytu řady druhů, neboť některé druhy táhnou na zimoviště až stovky kilometrů a zimující jedinci se v dané lokalitě po zbytek roku nemusí vůbec vyskytovat. Dohledání denních úkrytů kolonií či jedinců a určení počtu, pohlaví či stáří netopýrů v těchto úkrytech může být navíc ztíženo jejich umístěním (například pod kůrou stromu vysoko v interiéru lesa). A pokud jsou v dosavadních pracích k dispozici údaje o populační struktuře, tak většinou jen u studií zaměřených na 1 druh, typicky telemetrických nebo autekologických studií s využitím kroužkování, obvykle na omezeném modelovém území - např. *Myotis myotis* (Horáček 1981), *Myotis daubentonii* a *Nyctalus noctula* (Gaisler et al. 1979, Bürger a Červený 1987, Lučan et al. 2009) *Pipistrellus pipistrellus* (Sendor 2002). Velkoplošných studií s údaji o populační struktuře je jenom velmi málo (Walsh & Harris 1996, Vaughan et al. 1997, Russ & Montgomery 2002, Mehr et al. 2011, Frey-Ehrenbold et al. 2013, Charbonnier et al. 2016), přitom je známo, že u významné části druhů evropské netopýří fauny dochází k časové nebo prostorové segregaci a různé oblasti či habitaty mohou být využívány různými částmi populací. V typickém případě jde o sexuální segregaci, kdy zástupci různých pohlaví využívají jiné typy úkrytů, prostředí či dokonce zcela jiné oblasti v různých částech sezóny (Strelkov 1997, Dietz & Kalko 2007, Ibáñez et al. 2009, Encarnação 2012). Předpokládáme, že spolehlivý průřez složením našich netopýřích společenstev po stránce zastoupení druhů, pohlaví, i stáří jedinců by měly poskytnout odchvy do nárazových sítí na dostatečně velké studované ploše.

Cíle práce

Cílem této práce je na základě datového materiálu nasbíraného pomocí standardizovaných odchyťů netopýrů do nárazových sítí na území České republiky zhodnotit vliv struktury krajinného pokryvu včetně antropogenních stanovišť a regionálních specifik na diversitu, densitu a populační parametry netopýřích společenstev.

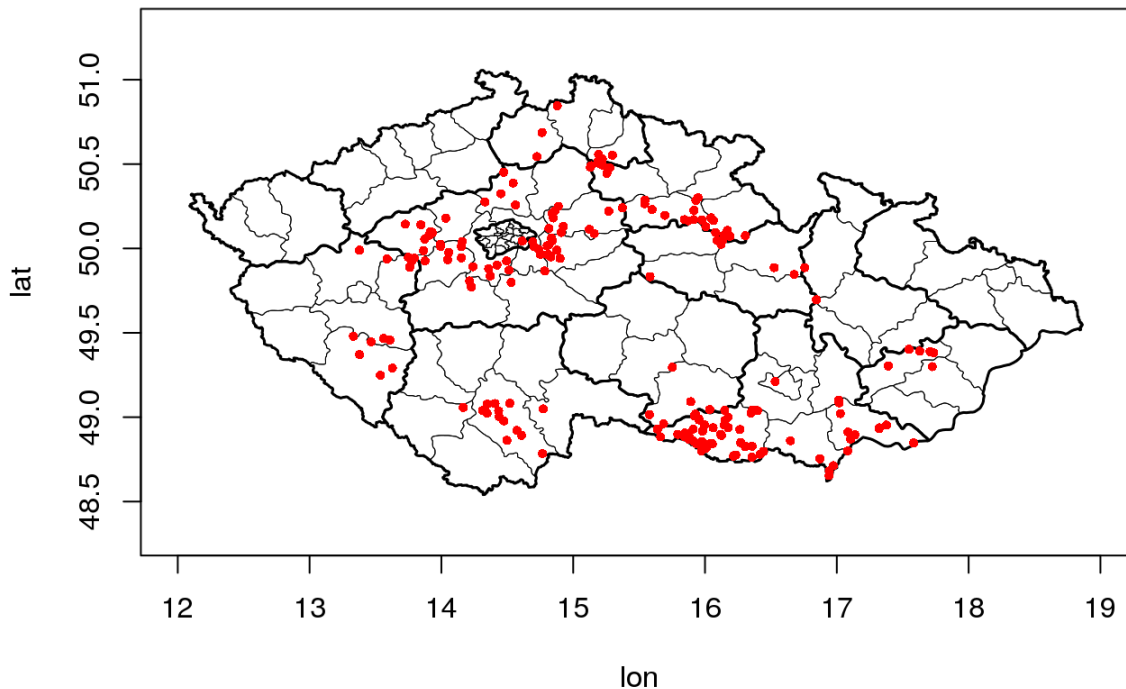
Hlavní otázky této diplomové práce jsou:

- 1) Jak se liší abundance a druhová diverzita letounů v závislosti na různých typech krajinného pokryvu? Které typy krajinného pokryvu dokáží nejlépe vysvětlit zjištěnou diversitu a densitu celého společenstva a jednotlivých druhů netopýrů?
- 2) Jaký je vliv struktury krajinného pokryvu na zastoupení jedinců indikujících přítomnost mateřských kolonií na úrovni celého společenstva i jednotlivých druhů?
- 3) Existují regionální rozdíly v denzitě netopýrů na úrovni celých společenstev a jednotlivých druhů?

Metodika

Studované území a metoda sběru dat

V práci byla použita data z 204 lokalit (viz Obr. 1) z letního, resp. reprodukčního období (polovina května až polovina srpna). Použitá data byla nasbírána v letech 1988-2018, celkem se na práci podílelo 31 autorů (viz příloha 1 – Datová tabulka odchyťů). Mnou byly provedeny odchyty na 69 lokalitách, zbylý materiál byl poskytnut dalšími kolegy, jmenovitě se na odchytech účastnili: Andreas, Barčiová, Bartonička, Benda, Blažek, Buřič, Červená, Červený, Hájek, Hanák, Hoffmannová, D. Horáček, Hotový, Husinec, Chytil, Jahelková, Jeřábková, Józsa, Kolaříková, Kotůč, Křemenová, Křivan, Lučan, Lučanová (Koukolíková), Reiter, Řehák, Ruxová, Svačina. Lokality se nacházely v nadmořské výšce od 154 do 500 m.n.m., vždy u drobných vodních ploch (stojatých i tekoucích), ve všech krajích České republiky vyjma Karlovarského, Ústeckého a Moravskoslezského. Vzorkování netopýrů na všech vybraných lokalitách probíhalo metodou odchyty do nárazových sítí umístěných na břehu drobných stojatých vod či napříč vodními toky. Používány byly klasické ornitologické sítě z nejjemnějšího materiálu a velikostí ok 16 - 19 mm, v naprosté většině případů vyrobené firmou Ecotone (Gdynie, Polsko) o celkové délce 6-89 metrů. Průměrně bylo exponováno 44 ± 21 m sítí (rozsah: 6–89, medián: 42). Celková délka exponovaných sítí byla zaznamenána u 185 lokalit, ve většině případů (203 z 204) byla zaznamenána i délka odchyty (průměrná délka expozice sítí na jedné lokalitě byla 5h 36min \pm 12h 36min [rozsah: 53min – 177h 3min; medián: 3h 30min]). Pouze v případech, kdy byly k dispozici obě informace (184 lokalit), byla tato data použita pro výpočet relativní abundance, tedy počtu odchycených jedinců na metr sítí na hodinu. U většiny odchycených netopýrů bylo určeno pohlaví, stáří a reprodukční status (dle metodologie a kritérií uvedených např. v Kunz & Parsons 2009), se kterými se pak pracovalo v dalších analýzách.



Obr. 1. Rozložení odchyťových lokalit napříč ČR.

Studované populační parametry

Pro každou lokalitu byly údaje o odchytených netopýrech sumarizovány do následujících kategorií:

- (1) diverzita - celkový počet odchytených druhů
- (2) celková relativní denzita - relativní počet všech odchytených jedinců všech druhů (počet jedinců na 1 metr exponovaných sítí odchytených za 1 hodinu),
- (3) relativní denzita každého druhu (počet jedinců daného druhu na 1 metr exponovaných sítí odchytených za 1 hodinu),
- (4) poměr pohlaví (podíl dospělých samců v celkovém vzorku všech dospělých jedinců)
- (5) celkové zastoupení všech jedinců indikujících přítomnost reprodukčních kolonií (podíl březích, kojících a postreprodukčních samic a vzletných tohoročních mláďat v celkovém vzorku všech odchytených jedinců všech druhů)
- (6) celkové zastoupení jedinců indikujících přítomnost reprodukčních kolonií u jednotlivých druhů (podíl březích, kojících a postreprodukčních samic a vzletných tohoročních mláďat daného druhu v celkovém vzorku všech odchytených jedinců daného druhu)

Všechny tyto populační parametry byly použity jako jednotlivé vysvětlované proměnné v následných statistických analýzách.

Studium vlivu krajinného pokryvu

Informace o struktuře krajinného pokryvu v okolí odchyťových lokalit byly získány pomocí GIS s využitím programu ArcGis na základě podkladů získaných z datového projektu CORINE (CORINE Land Cover 2018, version 20). CORINE je evropský program sledující typy krajinného pokryvu, založený na fotointerpretaci satelitních snímků. Databáze CORINE je založená na rozlišování 44 tříd pokryvu, minimální mapovací jednotka je 25 hektarů, minimální šíře lineárních elementů činí 100 metrů. Mimo to bylo pro zjištění krajinného pokryvu použito SRTM (Farr et al. 2007) DEM digitálních modelů terénu pro zjištění přesné nadmořské výšky a kategorizace lokalit podle členitosti okolní krajiny pro výpočet množství budov a vzdálenosti lokalit k nejbližším budovám bylo použito registru územní identifikace, adres a nemovitostí (RÚIAN). Pro každou lokalitu byla struktura krajinného pokryvu a další proměnné vztaženy k několika prostorovým škálám kruhové oblasti zcentrované na odchyťovou lokalitu a majících poloměr (buffer) 100, 1000, 2000 a 3000m.

Výsledky exporační analýzy odhalily vysokou vzájemnou korelaci zastoupení jednotlivých tříd struktury krajinného pokryvu u bufferu 1000, 2000 a 3000 m. Naopak nejméně spolu byly korelované tyto parametry na úrovni velikosti bufferu 100m a 3000m. Tyto dvě poslední hodnoty pak byly jako biologicky smysluplné plošné jednotky použity v dalších analýzách jako vysvětlující proměnné.

Statistické analýzy

Jednotlivé kategorie krajinného pokryvu získané z projektu CORINE byly pro potřeby statistických analýz na základě jejich strukturní a funkční podobnosti poslučovány do 6 hlavních kategorií použitých následně jako vysvětlující proměnné: zástavba, orná půda, louky, listnaté lesy, jehličnaté a smíšené lesy, vodní plochy.

Kromě údajů o struktuře krajinného pokryvu byly jako vysvětlující proměnné dále použity nadmořská výška lokality, členitost okolní krajiny (2 úrovně: malá – převýšení méně než 50m na 1 km, velká – převýšení více než 50m na 1 km) a příslušnost ke konkrétnímu regionu. Efekt regionální variability společenstev byl testován na třech úrovních: (1) jednotlivé oblasti, vesměs odpovídající zhruba jednotlivým krajům regionálního územního členění ČR (celkem 7 oblastí: východní Čechy, střední Čechy, západní Čechy, jižní Čechy, Český Ráj, jižní Morava, střední Morava); (2) dvě oblasti polarizující zkoumané území na severozápad-jihovýchod (západní Čechy + střední Čechy + východní Čechy versus jižní Čechy + jižní Morava + střední Morava) a (3) východo-západní polarizace Čechy versus Morava. Všechny tyto kategorie mají jisté biologické opodstatnění v kontextu regionální biogeografie (viz např. Culek et al. 2013).

Jednotlivé proměnné byly podrobeny analýze normality rozdělení jejich hodnot. Díky pozitivně šikmému rozdělení většiny proměnných byla data transformována pomocí logaritmické transformace. V případě relativní density bylo k dosažení rozdělení blízkého normálnímu nutné data ještě transformovat pomocí druhé odmocniny již logaritmovaného základu.

Každý z datových subsetů byl v první řadě podroben detailní explorační analýze za účelem zjistit, které spojité proměnné jsou vzájemně korelovány a jakým způsobem, jak vypadají základní statistické parametry jednotlivých proměnných (průměr, kvartily, rozptyl).

V případě testování vlivu zastoupení (rozlohy) jednotlivých typů krajinného pokryvu, geografické oblasti a členitosti krajiny na relativní densitu, poměr pohlaví a zastoupení jedinců indikujících přítomnost reprodukčních kolonií v obou škálách (celé společenstvo, jednotlivé druhy) bylo použito metody zobecněných lineárních modelů (GLM), kdy nejlepší kombinace vysvětlujících proměnných byla vybírána na základě nejnižší hodnoty Akaikeho informačního kritéria (Sakamoto et al. 1986) postupem od nejsložitějšího modelu s nejvíce parametry k modelům jednodušším. Jednotlivé modely byly dále vzájemně porovnány pomocí F-testu. Výsledný smíšený model zahrnoval takto vybrané nejlepší vysvětlující proměnné kategorie krajinného pokryvu a jako proměnnou s náhodným efektem byl do modelu zahrnut vždy efekt geografické oblasti.

Vliv typu krajinného pokryvu, geografické oblasti a členitosti krajiny na diverzitu byl testován pomocí zobecněného lineárního modelu zahrnujícího všechny vysvětlující proměnné s logaritmickou link-funkcí. Výsledný podmodel byl opět vybrán na základě nejnižšího AIC. Vlivy jednotlivých proměnných byly následně testovány pomocí F-testu a do výsledného smíšeného modelu byly kromě vlivu oblasti (jako faktoru s náhodným efektem) zahrnuty jen proměnné s průkazným ($P < 0.05$) nebo indikativním ($P < 0.1$) efektem. Všechny analýzy byly provedeny v programu R s využitím balíčků lme4, Hmisc, vegan, raster, vegetarian (Harrell et al. 2004, Oksanen et al. 2007, Charney & Record 2009, Hijmans et al. 2013, Bates et al. 2015).

Výsledky

Celkem bylo během 238 odchyťů na 204 lokalitách v období 1988–2018 odchyceno 3585 jedinců 22 druhů netopýřů. Třemi nejpočetněji zaznamenanými druhy byli netopýř vodní s celkem 1284 ex., netopýř hvízdavý (336 ex.) a netopýř rezavý (332 ex.), zatímco nejméně početnými byli s pouhým jedním odchyceným ex. společně netopýř východní a netopýř pobřežní (Tabulka 1). Z pohledu celkového zastoupení byl nejrozšířenějším druhem netopýř vodní, který byl zaznamenan na 61,8% všech lokalit, následovaný netopýřem vousatým (34,8% lokalit) a netopýřem ušatým (32,4%).

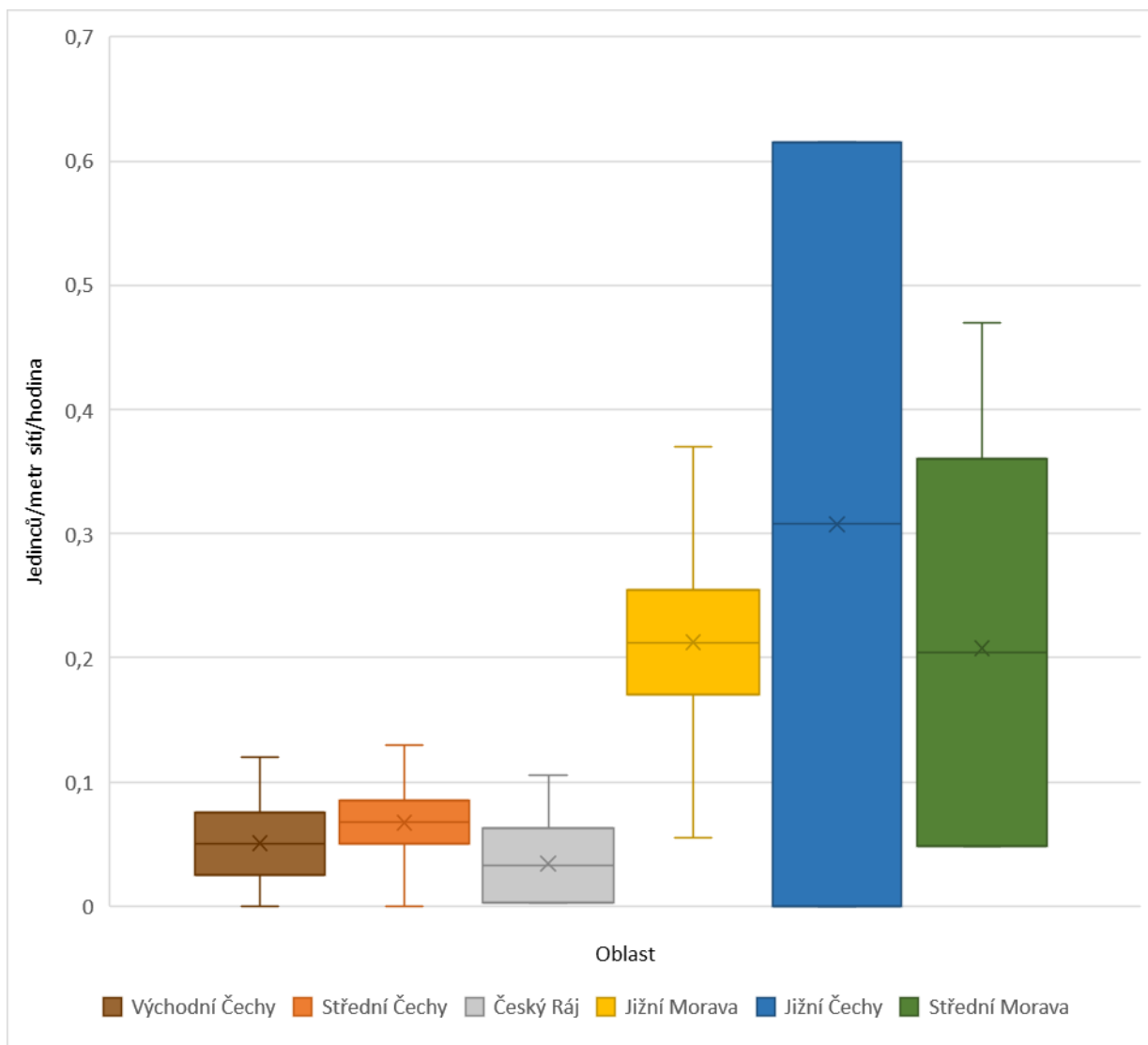
Co se týká relativní density (vyjádřené jako počet jedinců na 1m exponovaných sítí za 1 hodinu), nejvyšší hodnoty byly zaznamenány u netopýra severního (0.088), netopýra vodního (0.058) a netopýra rezavého (0.030). Nejmenší densitu měl netopýř brvitý (0.008). Relativní densita byla spočítána pouze pro druhy, u kterých byly k dispozici údaje alespoň z 10 lokalit (celkem 18 druhů, Tabulka 1).

Tabulka 1. Zastoupení a průměrná densita odchycených netopýřů

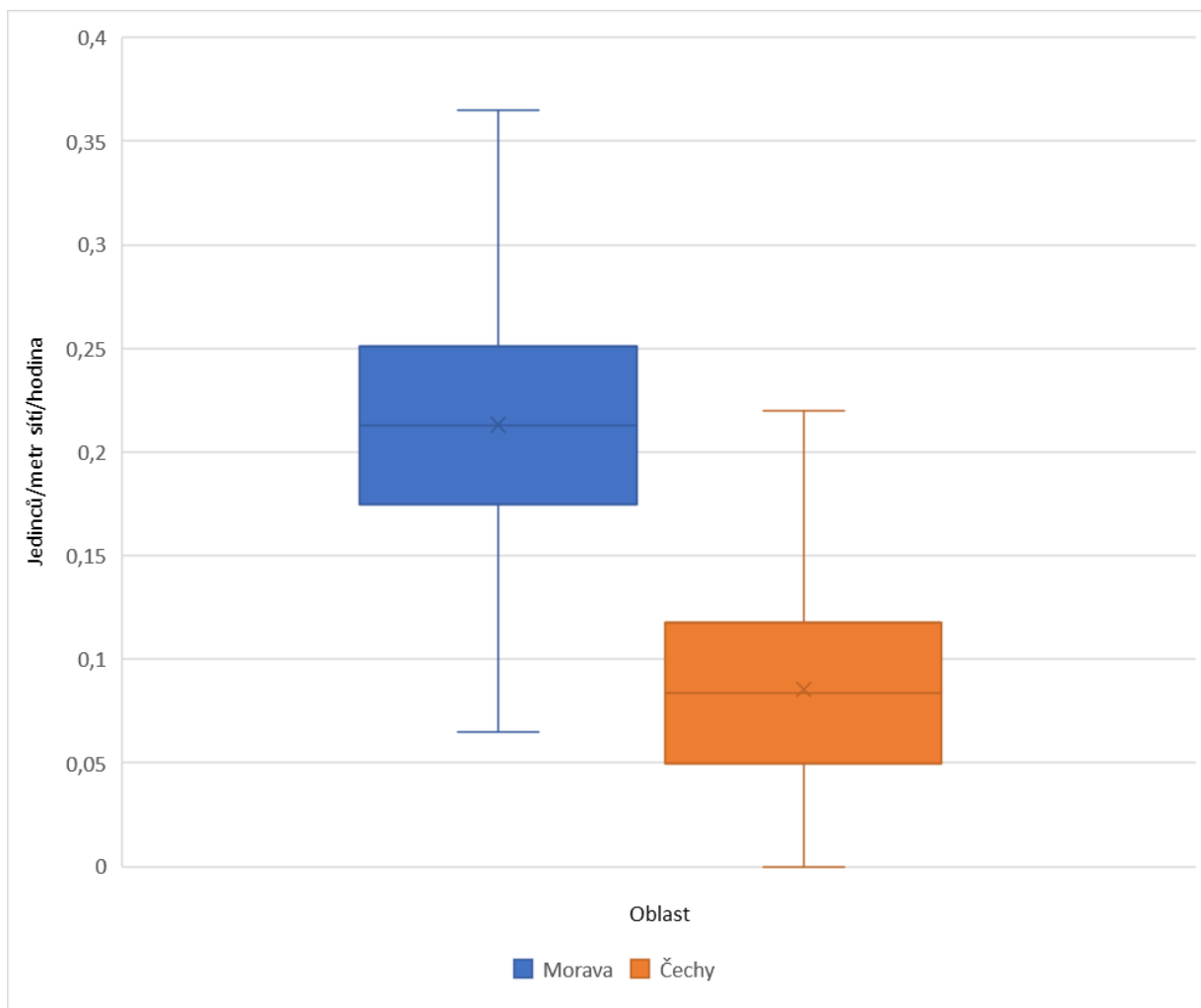
P.Č.	DRUH	POČET JEDINCŮ DLE URČENÍ				PRŮMĚRNÝ POMĚR POHLAVÍ	CELKOVÝ POČET	POŘADÍ DLE HOJNOSTI	CELKOVÉ ZASTOUPENÍ NA LOKALITÁCH	POČET LOKALIT	PRŮMĚRNÁ DENSITA
		juvM	juvF	adM	adF						
1	Rhip	0	0	1	1	0,50	4	19	1,96%	4	-
2	Mdau	127	105	599	291	0,67	1284	1	61,76%	108	0,05783786
3	Mdas	0	0	1	0	1,00	1	21-22	0,49%	1	-
4	Mbra	19	10	81	61	0,57	192	5	26,96%	50	0,01735589
5	Mmys	12	16	44	68	0,39	146	8	34,80%	66	0,01643252
6	Malc	9	4	20	17	0,54	53	15	9,80%	18	0,01313508
7	Mema	1	0	17	1	0,94	19	18	4,90%	10	0,00829555
8	Mnat	1	7	28	21	0,57	65	14	17,16%	29	0,01135310
9	Mbech	6	12	26	58	0,31	111	11	16,18%	32	0,01794225
10	Mmyo	15	8	75	97	0,44	203	4	32,84%	60	0,02032528
11	Mbly	0	0	1	0	1,00	1	21-22	0,49%	1	-
12	Nnoc	46	63	155	63	0,71	332	3	29,90%	58	0,02963270
13	Nlei	6	11	13	67	0,16	98	12	16,18%	33	0,02425035
14	Eser	10	5	60	36	0,63	114	10	16,67%	31	0,01428962
15	Enil	5	1	75	26	0,74	121	9	7,35%	11	0,00829445
16	Vmur	0	0	2	0	1,00	2	20	0,98%	2	-
17	Ppip	42	15	76	133	0,36	336	2	30,39%	51	0,02331829
18	Ppyg	10	15	60	71	0,46	173	6	30,88%	56	0,02129092
19	Pnat	2	5	25	2	0,93	40	17	8,33%	16	0,01699100
20	Paur	9	2	70	69	0,50	160	7	32,35%	61	0,01416949
21	Paus	2	0	8	32	0,20	45	16	9,31%	17	0,00961213
22	Bbar	6	6	37	35	0,51	85	13	19,12%	38	0,01289037

Geografická variabilita density a diversity

Zatímco diverzita se mezi jednotlivými studovanými oblastmi průkazně nelišila ($F_{(6, 192)} = 1.892$, $p=0.084$), relativní densita byla mezi oblastmi průkazně odlišná ($F_{(5, 173)}=17.763$, $p<0.0001$). Zde je třeba dodat, že údaje o relativní densitě byly k dispozici jen ze 6 ze 7 studovaných oblastí (pro jednu oblast nebyly k dispozici informace o trvání odchyťů). Z obr. 2 je patrné, že na moravských a jihočeských lokalitách byla densita netopýřů výrazně vyšší. Rozdíl mezi Čechami a Moravou byl v tomto směru vysoce průkazný ($F_{(1, 171)} = 53.219$, $p<0.0001$). Na Moravě byla průměrná densitanetopýřů 0.212 ± 0.170 ex./m²/hod., zatímco v Čechách byla více než 2.5x nižší (0.083 ± 0.179 ex./m²/hod.).



Obr. 2. Relativní densita netopýrů v 6 ze 7 studovaných oblastí. Box-plot udává průměr, 95% konfidenční intervaly a rozsah bez extrémů.



Obr. 3. Rozdíl mezi relativní densitou netopýrů mezi Moravou (N = 77 lokalit) Čechami (N = 102 lokalit). Box-plot udává průměr, 95% konfidenční intervaly a rozsah bez extrémů.

Vliv krajinného pokryvu na relativní densitu společenstva netopýrů

Nejllepší model vybraný na základě AIC zahrnuje plochu zemědělské půdy, plochu zástavby a geografickou oblast jako proměnnou s náhodným efektem (Tabulka 2). Sklon regresních koeficientů modelu po odfiltrování efektu oblasti naznačují, že relativní densita netopýrů průkazně ($p=0.0145$) narůstá s plochou zástavby i s plochou orné půdy ($p=0.0518$). Model, který zahrnuje jak efekt orné půdy, tak zástavby, je ještě průkazně lepší než model obsahující jen efekt zástavby ($p=0.0183$), ale je jen marginálně průkazně lepší než model zahrnující pouze zástavbu ($p=0.06622$).

Tabulka 2. Odhad parametrů modelu se smíšenými efekty zahrnujícího oblast jako proměnnou s náhodným efektem a plochu zástavby a orné půdy v perimetru 3km.

	Odhad	S.E.	t-hodnota	P
(Intercept)	0.231	0.053	4.355	0.018
Zástavba	0.003	0.001	2.346	0.015
Orná půda	0.001	<0.001	1.831	0.052

Vliv krajinného pokryvu na diverzitu společenstva netopýrů

Nejlepší výsledný model vysvětlující diverzitu netopýřích společenstev zjištěných na zkoumaných lokalitách při zahrnutí vlivu geografické oblasti obsahuje 5 ze 6 zkoumaných proměnných krajinného pokryvu: plochu zástavby, orné půdy, listnatých lesů, jehličnatých lesů a luk. Jediným neprůkazným faktorem bylo zastoupení vodních ploch (Tabulka 3). Vzhledem k podobě dat, kdy většina typů krajiny byla na řadě lokalit zastoupena velmi málo, tento výsledek zřejmě znamená, že diverzita netopýrů je pozitivně korelována s přítomností co největšího počtu typů krajinného pokryvu. Vzhledem k tomu, že k tomuto modelu jsme došli po odfiltrování vlivu geografické oblasti, jsou jeho efekty platné v rámci lokalit jedné oblasti, nikoliv univerzálně napříč oblastmi.

Tabulka 3. Parametry nejlepšího modelu vysvětlujícího variabilitu v diverzitě netopýřích společenstev na základě struktury krajinného pokryvu po odfiltrování průkazného ($P < 0.05$) efektu geografické oblasti.

	Odhad	S.E.	z-hodnota	P
(Intercept)	1.483	0.082	18.170	<0.001
Zástavba	0.307	0.089	3.433	0.001
Orná půda	0.625	0.225	2.782	0.005
Louky	0.188	0.079	2.389	0.017
Listnaté lesy	0.571	0.172	3.325	0.001
Jehličnaté lesy	0.585	0.221	2.645	0.008
Vodní plochy	0.651	0.044	1.464	0.143

Vliv krajinného pokryvu na poměr pohlaví u dospělých jedinců na úrovni společenstva

Celkově je poměr pohlaví v celkovém materiálu ze všech lokalit zahrnutých do analýz ($N=204$) mírně vychýlen směrem k samcům (54,6% zaznamenaných jedinců byli samci). Parametry nejlepšího modelu vysvětlujícího vliv testovaných proměnných na poměr pohlaví u dospělých jedinců udává Tabulka 4. S výjimkou zastoupení luk a vodních ploch má po odfiltrování vlivu geografické oblasti průkazný pozitivní efekt na poměr samců v populaci jednak členitost terénu, jednak zastoupení všechostatných typů prostředí (plocha zástavby, orné půdy, listnatých i jehličnatých lesů). To lze interpretovat tak, že zastoupení samců je

celkově větší v oblastech s vertikálně členitější krajinou, ale v rámci jednotlivých geografických oblastí zastoupení samců roste s množstvím zástavby či orné půdy.

Tabulka 4. Parametry nejlepšího modelu vysvětlujícího vliv testovaných proměnných na poměr pohlaví dospělých jedinců.

	Odhad	S.E.	z-hodnota	P
(Intercept)	-3.339	1.165	-2.866	0.004
Členitost krajiny	0.689	0.108	6.354	<0.001
Zástavba	0.034	0.015	2.341	0.019
Orná půda	0.028	0.012	2.410	0.016
Louky	0.022	0.014	1.540	0.124
Listnaté lesy	0.041	0.013	3.229	0.001
Jehličnaté lesy	0.038	0.012	3.180	0.001

Vliv krajinného pokryvu na podíl jedinců indikujících přítomnost mateřských kolonií

Zastoupení reprodukčních jedinců (reproduktivních samic + tohoročních mláďat) je v celkovém vzorku 40%. Nejlepší model (Tabulka 5) obsahuje jako nesilnější faktor členitost krajiny. Podíl jedinců indikujících přítomnost mateřských kolonií výrazně klesá v členitějších krajinách. V krajinách se stejnou členitostí pak roste s podílem lučních biotopů, orné půdy a obou typů lesů.

Tabulka 5. Parametry nejlepšího modelu vysvětlujícího efekt testovaných proměnných na podílu jedinců indikujících přítomnost mateřských kolonií po odfiltrování efektu geografické oblasti.

	Odhad	S.E.	z-hodnota	P
(Intercept)	-2.863	1.084	-2.641	0.008
Členitost krajiny	-0.661	0.100	-6.578	<0.001
Zástavba	0.020	0.013	1.528	0.126
Orná půda	0.030	0.011	2.806	0.005
Louky	0.050	0.013	3.736	<0.001
Listnaté lesy	0.030	0.012	2.538	0.011
Jehličnaté lesy	0.023	0.011	2.066	0.039
Vodní plochy	-0.043	0.023	-1.901	0.057

Vliv krajinného pokryvu na pravděpodobnost zachycení jednotlivých druhů

Výsledky modelování pravděpodobnosti zachycení jednotlivých druhů pomocí GLM s binomickou link-funkcí v závislosti na testovaných proměnných shrnují Tabulky 6 a 7.

Z výsledků analýz vyplývá, že:

Pro netopýra černého (*Barbastella barbastellus*) je statisticky významný pouze vliv oblasti.

Pro netopýra severního (*Eptesicus nilssonii*) se ukázala významná rozloha vodní plochy (čím víc vody se nachází na dané lokalitě, tím větší je šance jej zachytit), pouze těsně nesignifikantně pak vyšla rozloha listnatého lesa (též s pozitivním efektem, ale mnohem slabším) a vliv oblasti.

Pro netopýra večerního (*Eptesicus serotinus*) je významná oblast plocha zástavby (s pozitivním efektem).

Pro netopýra alcathoe (*Myotis alcathoe*) je důležitá oblast, plocha zástavby (ta má negativní vliv, tedy čím hustší je na lokalitě zástavba, tím menší je šance tento druh zachytit) a těsně neprůkazně vyšla rozloha luk (též s negativním efektem).

Pro netopýra velkouchého (*Myotis bechsteinii*) je důležitá oblast, rozloha listnatých lesů (s pozitivním vlivem) a těsně neprůkazně vychází plocha zástavby (též s pozitivním vlivem).

Pro netopýra Brandtova (*Myotis brandtii*) je důležitá pouze rozloha jehličnatých lesů (s pozitivním vlivem).

Pro netopýra vodního (*Myotis daubentonii*) je především důležitá oblast rozloha listnatých lesů (se slabým pozitivním vlivem), těsně průkazný vliv pak má plocha orné půdy (s pozitivním vlivem) a těsně neprůkazně vyšla plocha jehličnatých lesů (též s pozitivním vlivem).

Pro netopýra brvitého (*Myotis emarginatus*) je důležitá plocha jehličnatých lesů a luk, oba tyto typy krajinného pokryvu mají na jeho výskyt pozitivní vliv.

Pro netopýra velkého (*Myotis myotis*) je důležitá pouze členitost krajiny (ve členitější krajině jej lze spíš zachytit).

Pro netopýra vousatého (*Myotis mystacinus*) je důležitá vodní plocha (ta má na jeho přítomnost pozitivní vliv).

Pro netopýra řasnatého (*Myotis nattereri*) je důležitá plocha listnatých lesů (s pozitivním vlivem).

Pro netopýra stromového (*Nyctalus leisleri*) je důležitá oblast zastavěná plocha (s rostoucí zastavěnou plochou přibývá šance jej zachytit).

Pro netopýra rezavého (*Nyctalus noctula*) je důležitá především plocha listnatých lesů (v listnatých lesích je o trochu větší šance jej zachytit), dále pak členitost krajiny (ta má na jeho přítomnost naopak negativní vliv) a těsně nesignifikantně vychází vodní plocha (ta má dost silný pozitivní vliv, ale nevychází průkazně, nejspíš proto, že je tento trend je podpořen jen velmi málo pozorováními).

Pro netopýra ušatého (*Plecotus auritus*) je důležitá především plocha listnatých lesů (čím větší je plocha listnatého lesa, tím větší je šance jej zachytit), s menší průkazností vyšla také plocha orné půdy (též s pozitivním vlivem, avšak asi poloviční síly), těsně nesignifikantně vychází vliv členitosti krajiny (ve členité krajině je o trochu větší šance jej zachytit) a těsně nesignifikantně vychází také vliv oblasti.

Pro netopýra dlouhouchého (*Plecotus austriacus*) je důležitá pouze plocha listnatých lesů, ta má slabý pozitivní vliv (čím větší je plocha listnatého lesa, tím větší je šance jej zachytit).

V případě netopýra parkového (*Pipistrellus nathusii*) nevychází žádný prediktor průkazně, tedy přítomnost či nepřítomnost tohoto druhu souvisí s jinými vlastnostmi krajiny než námi sledovanými typy krajinného pokryvu.

Pro netopýra hvízdavého (*Pipistrellus pipistrellus*) je vysoce důležitá oblast rozloha zástavby (čím větší plochu zaujímá zástavba, tím větší je šance jej chytit).

A pro netopýra nejmenšího (*Pipistrellus pygmaeus*) vyšel průkazně vliv plochy listnatých lesů (ten je velmi slabý a negativní) a vliv oblasti (největší šance jej chytit je v západních Čechách), marginálně průkazný (tj. těsně neprůkazný) je vliv rozlohy jehličnatých lesů, luk a členitosti krajiny (všechny tři typy pokryvu mají negativní efekt, louky se silným vlivem, ale pro nedostatek dat to nelze s jistotou potvrdit).

Tabulka 6. Vliv jednotlivých testovaných proměnných na pravděpodobnost zachycení jednotlivých druhů netopýrů na základě binomických zobecněných lineárních modelů. Vysvětlivky: + signifikantní pozitivní vazba, - signifikantní negativní vazba, +/- P < 0.05, ++/-- P < 0.01, +++/--- P < 0.001.

Druh	Faktor a jeho efekt							
	Oblast	Členitost krajiny	Zástavba	Orná půda	Listnatý les	Jehličnatý les	Louky	Vodní plochy
<i>B. barbastellus</i>	++							
<i>E. nilsonii</i>								+
<i>E. serotinus</i>	++		+					
<i>M. alcahoe</i>	+		--					
<i>M. bechsteinii</i>	+				++			
<i>M. brandtii</i>						++		
<i>M. daubentonii</i>	+++			+	++			
<i>M. emarginatus</i>						+	+	
<i>M. myotis</i>		+						
<i>M. mystacinus</i>								+
<i>M. nattereri</i>					++			
<i>N. leisleri</i>	++		++					
<i>N. noctula</i>		+			++			
<i>P. auritus</i>				+	++			
<i>P. austriacus</i>					+			
<i>P. nathusii</i>								
<i>P. pipistrellus</i>	+++		+++					
<i>P. pygmaeus</i>	++				--			

Tabulka 7. Počet druhů netopýrů s průkaznou vazbou na různé typy biotopu.

	Počet druhů ovlivněných sledovaným typem pokryvu							
	Oblast	Členitost	Zástavba	Orná půda	Listnatý les	Jehličnatý	Louky	Vodní
Pozitivní vazba	8	2	3	2	6	2	1	2
Negativní vazba	0	0	1	0	1	0	0	0

Diskuse

Výhody a nevýhody v metodice sledování netopýřích populací

Výhody a nevýhody odchyty do sítí

Výhoda odchyty netopýřů do nárazových sítí spočívá v možnostech určení nejen druhu, ale také pohlaví a stáří odchycených jedinců (popř. dalších specifik). Při volbě správného umístění sítí lze navíc tímto způsobem zjistit průřez celým netopýřím společenstvem blízkého okolí: úspěšnost odchyty bývá obvykle vyšší okolo vodních ploch, než v případě natažení sítí v jiných typech krajinného pokryvu (připomeňme si důležitost vody pro netopýry v práci provedené Adams & Hayes [2008]). Oproti jiným metodám si tak můžeme udělat dobrou představu o počtu druhů a reprodukčním statusu netopýřů vyskytujících se na vybrané lokalitě.

Nevýhoda této metody spočívá v nižším počtu záznamů (ve srovnání např. s detektoringem), způsobenémněkolika faktory: Druhy létající vysoko v korunách stromů nemusejí být v odchytech zastoupeny zdaleka v takové hojnosti, ve které se na lokalitách reálně vyskytují, navíc jsou některé druhy netopýřů mnohdy schopny sítě detekovat výrazně lépe, než jiné, a zavčas se jim vyhnout (Kunz & Kurta 1990, Kuenzi & Morrison 1998, O'Farrel & Gannon 1999).

Zajímavé je, že v této práci se překvapivě dobře chytaly i vysoko létající druhy lovcí v prostoru nad korunami stromů, jako jsou například netopýr rezavý (*Nyctalus noctula*) nebo netopýr hvízdavý (*Pipistrellus pipistrellus*). Relativně vysokou úspěšnost odchyty vysoko létajících netopýřů přičítáme úzké vazbě všech našich letounů k vodním plochám – je pravděpodobné, že kvůli vysokým ztrátám vody povrchem jejich těla (obzvláště při vysokých letních teplotách) zamíří naprostá většina letounů po vylétnutí z úkrytu nejprve k vodní hladině, aby se napili (Webb et al. 1995). Rychle (a vysoko) létající druhy mají navíc jinou morfologii křídla než pomalé druhy lovcí v interiéru lesa. Obecně hůře manévrují v zaplněném prostoru, což jim znesnadňuje vyhýbání se případným překážkám a zvyšuje tak šanci jejich odchyty při nízkém letu kolem vodní hladiny. Oproti tomu netopýři vybaveni krátkým širokým křídlem (například vrápenec malý [*Rhinolophus hipposideros*]) jsou schopni excelentního manévrování v interiéru lesa, což je v kombinaci s vysoce efektivní echolokací činí velice těžko chytitelnými (Brigham 1988, Vaughan 1970). Tím by se dala dobře vysvětlit velice nízká úspěšnost odchyty vrápence malého v této práci, přestože je zejména na Moravě poměrně hojným druhem (Anděra & Hanák 2005).

Výhody a nevýhody detektoringu

S rozvojem akustických detektorů je spojeno mnoho zásadních prací zjišťujících druhové složení a aktivitu netopýrů na mnoha lokalitách. Jejich použití je velmi populární, neboť se jedná o celkem jednoduchou a neinvazivní metodu, která navíc obvykle nevyžaduje použití dalšího vybavení ani náročnou přípravu. Výhoda použití akustických detektorů spočívá v odhalení všech druhů netopýrů (nebo skupin s podobnou echolokací), které zrovna okolo přístroje proletí. Použití této metody má však několik zásadních nevýhod: Prvně je důležité zmínit, že přístroje zjišťují pouze akustické projevy netopýrů (lovecká aktivita, přelet, sociální hlasy...), s jejich pomocí však nelze říct o populační struktuře ani reprodukčním stavu zaznamenaných netopýrů. Terénní práce provedené pouze touto metodou jsou tak zaměřeny především na habitatové preference a relativní loveckou aktivitu netopýrů, ale nezjistí např. přítomnost přilehlých mateřských kolonií, ani skutečné počty netopýrů vyskytujících se na lokalitě (detektor zaznamenává pouze echolokační sekvence, nedokáže však odlišit jednotlivá zvířata) (Waters & Jones 1994). Druhým nedostatkem dat z akustických detektorů je obtížné rozlišení echolokačních signálů některých skupin druhů netopýrů. Z našich druhů se jedná konkrétně o dvojice netopýra Brandtova a vousatého, netopýra alcatloe a brvitého, netopýra velkého a východního, netopýra jižního a parkového, netopýra ušatého a dlouhouchého (Barataud 2001). Spolehlivost odhadu početnosti zaznamenaných jedinců je navíc komplikovaná kvůli různé intenzitě echolokačních signálů různých druhů. Některé druhy vydávají signály o vysoké intenzitě, jiné jsou naopak příliš tiché (detekovatelné pouze na velmi krátkou vzdálenost) a detektorem jsou zachytitelné jen zcela výjimečně (například vrápenec malý či netopýři rodu *Plecotus*) (Waters & Jones 1995, Barataud 2001). Navíc se často může na záznamu objevit jeden netopýr, který opakovaně loví na jednom místě a může být snadno interpretován jako více jedinců letících v dosahu detektoru. Další problém, související s volbou studované lokality, spočívá v rušení detektoru: hlasy všech druhů netopýrů, zejména ty méně hlasité, jsou často odstíněny přes listí (tzv. umbrella effect) - to se dá zmírnit instalací detektorů v různých patrech lesa, jak bylo předvedeno např. ve studiích Planka et al. (2012) a Müllera et al. (2013). Posledním zádrhelem může být např. špatná interpretace dat o hustotě netopýrů v různých typech prostředí (Ceľuch & Zahn 2008).

Výhody a nevýhody kontrol úkrytů

Většina prací zabývajících se kontrolami úkrytů je zaměřena na konkrétní druhy. Touto metodou se dá celkem snadno identifikovat pozice kolonie daných druhů, někdy i včetně pohlaví a stáří netopýrů (v případě nalezení mateřských kolonií nebo samčích úkrytů). Dá se takto sledovat i dynamika konzervativních populací netopýrů (například letní kolonie netopýra velkého na hradě Točnick či známá kolonie netopýra vodního v bývalé vápence Na Rudě u Veselí nad Lužnicí) (Hanák & Anděra 2006, Lučan 2009). Ale tato metoda má hned několik nevýhod: Jednak je často obtížné zjistit skutečnou početnost jedinců ve sledovaných koloniích a zastoupení jejich stáří či pohlaví (zejména u druhů ukrytých na nedostupných

místech, jako jsou například štěrbinu vysoko v korunách stromů (viz *Myotis alcaethoe* [Lučan et al. 2009]), samotné kolonie mohou být navíc těžko dohledatelné a nemusí vypovídat o kompletních biotopových preferencích jednotlivých druhů, bereme-li v úvahu, že jsou někteří letouni schopni přesunu na vhodné loviště i několik kilometrů.

Srovnání hojností netopýrů s letními nálezy z atlasu savců v ČR

Pro zajímavost uvádíme srovnání našich dat se záznamy z atlasu rozšíření savců v České republice (Anděra & Hanák 2005-2007). Atlas obsahuje jak data ze zimovišť netopýrů, tak letní nálezy. Letní nálezy zahrnují především kontroly úkrytů, ale také odchyty do sítí či jiné pobytové stopy (detekce ultrazvuku, nález uhynulého jedince apod.).

Srovnáme-li letní nálezy dle tabulky 7 s našimi daty, zjistíme jistou odlišnost co do pořadí hojnosti druhů. V letních nálezech dle atlasu zcela jasně dominuje netopýr velký se 147167 nálezy. Musíme si však uvědomit, že toto číslo zahrnuje pravidelné kontroly velkých kolonií, jako je například početná populace na hradě Točnick (část záznamuje suma pozorovaných jedinců mezi lety 1994 a 2002). Ačkoliv se i v našem záznamu umístil netopýr velký celkem vysoko (4. místo), tak jeho pořadí v atlasu je dobré interpretovat s opatrností. U nás je jen málo druhů, které tvoří velké a snadno dohledatelné kolonie, jmenovitě jde právě o netopýra velkého, netopýra brvitého a vrápence malého. Ostatní druhy mívají kolonie hůře dohledatelné, často umístěné ve štěrbinách či na těžko přístupných místech, což znesnadňuje jejich pozorování a vede k podhodnocení skutečných počtů netopýrů (Hanák & Anděra 2006).

Obdobně jako je tomu u zimních populací vrápence malého na našem území, tak i letní nálezy se v atlase umístily poměrně vysoko. Většina záznamů je z letních kolonií, které se nachází obvykle na půdách starých a opuštěných budov a jsou snadno dohledatelné. V našem záznamu se nachází vrápenec až na 18. místě (4 nálezy), zřejmě kvůli vysoké obtížnosti jeho odchytu.

Také netopýr vodní se v atlase řadí mezi nejčastěji nalezené druhy, byť jeho hojnost nepřekonává ostatní druhy tak dalece jako v této práci. Podobně jako u zimních nálezů v atlase, i zde mohou být čísla mírně podhodnocena, ale velké množství netopýrů vodních v naší práci je zřejmě způsobeno metodikou odchytu – těsně okolo vodní hladiny, která slouží jako primární loviště pro tento druh. Netopýr vodní je u nás dozajista velice hojný druh, naše výsledky se shodují s celou řadou akustických i odchytových prací (De Jong 1995, Russ & Montgomery 2002, Hanák & Anděra 2006, Lučan et al. 2007).

Netopýr Brandtův se v našem žebříčku umístil podstatně výš než v záznamech z atlasu. Důvodem může být to, že se jedná o lesního štěrbinového netopýra, který kromě osamocených stavení tvoří mateřské kolonie v dutinách či pod kůrou stromů, kde může být těžko detekovatelný a není tak úplně podchycený v datech z atlasu. Na druhou stranu je pro

jeho letní stanoviště důležitá blízkost vody, což naznačuje vyšší pravděpodobnost odchyty na takových místech (Horáček et al. 2010).

Netopýr brvitý byl v letních i zimních nálezech v atlase rozšíření savců ČR poměrně mnohem hojnější než v našem záznamu. Nejedná se o nijak neobvyklý jev – tento druh v létě využívá lidských staveb k tvorbě letních kolonií, které bývají snadno dohledatelné (půdy starých budov), na zimu se uchyluje do podzemí, kde zpravidla visí ze stropu či stěny. Odchyt či detekce tohoto druhu je však náročnější, neboť se jedná o typického gleanera (sbírá kořist z povrchu rostlin) přizpůsobeného k létání v podrostu listnatého lesa. Svou echolokací je schopen detekovat velmi jemné struktury a obratně se vyhnout nataženým sítím. Navíc se jeho těžiště výskytu v ČR nachází spíše ve východní části státu, ale v Čechách, kde se nacházela více než polovina odchytových lokalit, je výrazně vzácnější (Hanák & Anděra, 2006).

Netopýra velkouchého jsme chytali poměrně častěji, ve srovnání s jeho pořadím v atlase. Dokonce v souhrnu k nálezům tohoto druhu v atlase je diskutováno, že jsou dosavadní data o jeho výskytu a početnosti nedostatečná a podhodnocená. Důvodů, proč uniká pozornosti může být hned několik: má slabou echolokaci, která nemusí být patrná na záznamech z detektoru, na rozdíl od některých jiných druhů letounů netvoří viditelné letní kolonie (obvykle využívá stromových dutin, štěrbin, ptačích budek či vzácně štěrbin osamocených stavení), navíc netvoří ani početné zimní kolonie (Kerth et al. 2001, Hanák & Anděra 2006). Srovnáme-li pouze data z odchytů do sítí se záznamy ostatních netopýrů provedenými stejnou metodou (tak jako to děláme v této práci), získáme zřejmě spolehlivější poměr zastoupení, než při srovnání všech pobytových stop (data z atlasu), kde je jisté, že jeho početnost bude oproti snadno dohledatelným druhům podhodnocená.

Netopýr hvízdavý je co do letních nálezů v atlase až na sedmém místě. Množství jeho nálezů bude zřejmě podhodnocené, neboť k tvorbě letních kolonií využívá štěrbinu za obložením, pod střešní krytinou apod., kde může být obtížné zjistit pozici a určit početnost jeho kolonie (Jenkins et al. 1998). Dle našich odchytů a letních nálezů z atlasu je však zřejmé, že se jedná o hojný druh.

Na posledních místech v atlase se umístili netopýr východní a netopýr pobřežní, což souhlasí s našimi výsledky. Jedná se o vzácné druhy, jejichž centrum výskytu se nachází mimo ČR, jejich nálezy jsou proto pouze ojedinělé (Hanák & Anděra 2006).

Výhody a nevýhody zimních sčítání

Zcela zásadní výhodou studia letounů na jejich zimovištích je možnost sledování změn početností jejich populací v průběhu let, zejména u jeskynních druhů (Anděra & Hanák 2005-2007). Sledování zimovišť (a letních kolonií) je jediná spolehlivá metoda systematického sledování vrápenců (Harbusch 1999, Ransome & Hutson 1999). Touto metodou se však většinou nedá určit pohlaví letounů, ani biotopové preference, vezmeme-li v úvahu, že některé druhy létají na zimoviště stovky kilometrů (u netopýra rezavého [*Nyctalus noctula*]

byl pozorován přesun až na vzdálenost 2500 km [Gebgard & Bogdanowicz 2004]). Navíc, štěrbinové druhy netopýrů zimující například v dutinách stromů bývají obvykle těžko detekovatelné kvůli umístění jejich kolonií.

Srovnání hojnosti netopýrů s daty ze zimovišť

Srovnáme-li naše odchytová data se záznamy ze zimovišť (dle atlasu rozšíření savců v České republice [Hanák & Anděra 2005-2007]), zjistíme, že pořadí nálezů se značně liší (viz tabulku 7). Příkladem může být vrápenec malý, který byl v našem případě chycen pouze 4x (18. místo v pořadí dle celkového počtu), kdežto v záznamech ze zimovišť je řazen jako nejhojnější druh. Důvodem je pravděpodobně výše zmíněná vysoká obtížnost odchytu vrápence a jeho snadné sčítání na zimovištích, kde tvoří početné a snadno dohledatelné kolonie.

Na prvním místě se dle našich odchytů umístil netopýr vodní, podle záznamu ze zimovišť se tento druh nachází až na 6. místě. V naší práci tento druh patrně nejhojnější kvůli jeho způsobu lovu (nízko nad hladinou), který činil tohoto netopýra snadno chytitelným (připomeňme si, že všechny sítě byly nataženy okolo nebo přes vodní hladinu). Na druhou stranu mohou být data na zimovištích podhodnocena, protože na rozdíl od vrápence často využívá štěrbin stropů a stěn podzemních prostor či hromady kamení, kde může snadno uniknout pozornosti člověka (Horáček 2010).

Vzácně chytané druhy (netopýr pobřežní, netopýr východní či netopýr pestrý) se na zimovištích také vyskytovaly spíše vzácně, ale s drobnými rozdíly: netopýr pobřežní se celkem pravidelně nachází v malých počtech na zimovištích v severních Čechách, na severní Moravě a v Moravském krasu, kam zaletuje pravděpodobně ze zahraničí (Hanák & Anděra 2006, vlastní pozorování), letní nálezy tohoto druhu jsou extrémně vzácné a ojedinělé. Netopýr východní se na zimovištích vyskytuje ještě vzácněji než netopýr pobřežní, i letní nálezy svědčí o velice vzácném výskytu tohoto druhu. Ačkoliv není netopýr pestrý tak vzácný jako předchozí dva druhy, jeho odchyt je celkem náročný (vysoko létající druh) a nízký počet zachycených jedinců je proto celkem pochopitelný. Jeho početnost na zimovištích je zřejmě také podhodnocena, neboť u nás pravidelně zimuje ve štěrbinách budov, kde se těžko dohledává (Anděra & Hanák 2007, Šuba et al. 2010).

Netopýr parkový je dle nálezů na zimovištích řazen až na posledním místě – to odráží jeho způsob zimování, kde masová zimoviště nejsou známa, nálezy máme z budov či ojediněle z jeskyní a předpokládá se, že zimuje v dutinách stromů (Anděra & Gaisler 2012). Letní nálezy jsou poněkud častější, v atlase obsadil 16. místo s 2603 záznamy. V našem seznamu je také na 16. místě se 40 odchycenými jedinci, čímž se řadí mezi vzácněji chytané druhy. Je zřejmé, že se jedná o nepříliš hojný druh, jehož přítomnost se zjišťuje snadněji v létě než v zimě.

Zimní nálezy netopýra stromového jsou logicky také silně podhodnocené kvůli vysoké obtížnosti nálezu hibernakul (stromových dutin). Zajímavé je, že v několikaletém letním nálezu byl v atlase zaznamenáván vzácně (270 jedinců), a i když se i v našem záznamu řadil

mezi méně hojně netopýry, tak poměrově k celkovému počtu zaznamenaných netopýrů byl mnohem hojnější (98 jedinců). To by mohlo naznačovat buď vzestupné tendence početnosti tohoto druhu nebo jeho těžkou dohledatelnost jinými metodami, než jsou odchyty do sítí. Anděra & Hanák (2007) potvrzují, že se jedná o málo prozkoumaný druh, jehož záznamů máme k dispozici málo, navíc jsou většinou z detektoru, což nedokládá výskyt mateřských kolonií.

V zimních nálezech atlasu byl zřejmě podhodnocen také výskyt netopýra večerního, který běžně zimuje v budovách a bývá obtížné ho dohledat. Naše nálezy však ukazují na to, že se jedná o středně hojný druh, což zhruba odpovídá početnosti letních nálezů v atlasu.

Tabulka 7. Srovnání dat z našich odchytů s Atlasem rozšíření savců ČR (Anděra & Gaisler 2005-2007): čísla udávají celkový počet zanamenaných jedinců pro srovnání absolutní početnosti jednotlivých druhů.

Druh	Vlastní data		Data Atlas rozšíření savců ČR					
	Celkový počet nálezů	Pořadí dle celkového počtu	Celkový počet nálezů	Pořadí dle celkového počtu	Nálezy na zimovištích	Pořadí dle počtu na zimovištích	Letní nálezy	Pořadí dle počtu letních nálezů
Rhip	4	18	99873	2	84938	1	14935	4
Mdau	1284	1	28612	5	13978	6	14634	5
Mdas	1	20-21	197	20	169	18	28	20
Mbra	192	5	4226	16	1015	14	3211	14
Mmys	146	8	7304	13	2747	13	4557	10
Mema	19	17	24257	7	8618	8	15639	3
Mnat	65	14	8098	12	3915	12	4183	11
Mbech	111	11	1772	18	516	17	1256	18
Mmyo	203	4	199968	1	52801	2	147167	1
Mbly	1	20-21	109	21	94	20	15	21
Nnoc	332	3	31088	4	15124	5	15964	2
Nlei	98	12	410	19	140	19	270	19
Eser	114	10	5918	14	696	16	5222	8
Enil	121	9	9959	9	7004	9	2955	15
Vmur	2	19	4545	15	860	15	3685	13
Ppip	336	2	39342	3	29753	3	9589	7
Ppyg	173	6	8701	10	4122	11	4579	9
Pnat	40	16	2625	17	22	21	2603	16
Paur	160	7	20189	8	9830	7	10359	6
Paus	45	15	8352	11	4420	10	3932	12
Bbar	85	13	27464	6	25563	4	1901	17

Vliv krajinných proměnných na strukturu společenstev a densitu populaci netopýrů

Vliv oblasti

Už ze záznamů ve faunistických atlasech ČR je patrné, že rozložení netopýřích populací v ČR není homogenní. Většina druhů se vyskytuje převážně v nížinách, se stoupající nadmořskou výškou klesá jejich hojnost i druhová diverzita. Velkou roli zřejmě hraje celkové složení krajiny, srovnáme-li například českobudějovickou pánev s velkým množstvím vody a vlhkých lesů a Vysočinu s větším zastoupením kopců. Některé druhy mají u nás navíc okraje svých

areálů, například netopýr východní, který se objevuje jen velmi vzácně na východě ČR (Anděra & Hanák 2005-2007).

Z našich výsledků je patrné, že na moravských a jihočeských lokalitách byla densita netopýrů výrazně vyšší. Průměrná densita byla na Moravě 2,5x vyšší než v Čechách (viz obr. 2, 3 a tab. 6 a 7). To je vcelku logické, vezmeme-li, že za nejdůležitější biotopy pro evropské netopýry jsou považovány listnaté lesy se starými stromy s dostatkem přilehlých vodních ploch (Kusch et al. 2004). A právě kombinace těchto dvou biotopů je dobře zastoupena na jihu Moravy a v jižních Čechách.

Naše výsledky ukazují na to, že u řady našich druhů existují průkazné regionální rozdíly ve sledovaných parametrech, tedy, že v některých oblastech ČR jsou zastoupeni hojněji, jinde naopak méně. Pro některé vychází vliv oblasti na relativní desitu statisticky signifikantně (netopýr černý, netopýr večerní, netopýr alcatloe, netopýr velkouchý, netopýr vodní, netopýr stromový, netopýr hvízdavý, netopýr nejmenší), pro některé je tento efekt naznačen, ale pod hranicí signifikance (netopýr severní, netopýr ušatý). Efekt oblasti je zřejmě odrazem rozdílů v zastoupení různých biotopů ve větším krajinném měřítku mezi jednotlivými oblastmi, a tedy optimality prostředí, ve vícero případech však zřejmě odráží i existenci dosud jen tušeného západovýchodního gradientu v hustotách populací. Například netopýr vodní je velice hojný v nížinných oblastech s dostatkem vodních ploch, což je například v jižních Čechách (Anděra & Gaisler 2012). Výskyt netopýra černého by mohl být vázaný na rozsáhlé lesní plochy, neboť je v jiných pracích klasifikován jako druh s úzkou vazbou na les (Anděra & Hanák 2005). Je možné, že vliv oblasti v tomto případě znamená jeho výskyt v krajích s větším zastoupením lesního pokryvu. Obdobný efekt by teoreticky mohl platit pro další druhy, například netopýra alcatloe, netopýra velkouchého, netopýra stromového a netopýra ušatého jako zástupce typicky lesních druhů (Anděra & Hanák 2005-2007, Anděra & Gaisler 2012).

Vliv oblasti na netopýra černého nám vyšel jako jediný statisticky významný prediktor. Podle atlasu výskytu savců (Anděra & Hanák 2005) se tento netopýr vyskytuje takřka po celé ČR, ale existují rozsáhlá území, kde nebyl tento druh doposud zaznamenán. Hovoříme o druhu vyskytující se v členité krajině pahorkatin a vrchovin, méně v lesnatých komplexech nižších poloh (většina nálezů v atlase je v rozmezí 200-600 m.n.m.). Je možné, že tento vztah se promítl na vlivu oblasti, tedy že jeho výskyt bude hojnější spíše v krajích s vyšší nadmořskou výškou, než například v českobudějovické pánvi a na jihu Moravy.

Něco podobného bychom mohli říct o netopýru severním, pro něhož vyšel vliv oblasti těsně nesignifikantně, se slabým pozitivním efektem. Jedná se o původně boreomontánní druh, jeho výskyt je tedy hojnější spíše ve vyšších polohách (lesech podhůří a pahorkatin), v nížinách chybí. Dále kopíruje svým rozšířením hranici mezi hercynskou a panonskou

subprovincií, vyskytovat by se proto měl na většině našeho území (vyjma jihu Moravy) (Anděra & Hanák 2007).

Pro netopýra večerního také vyšel významný vliv oblasti. Hovoříme o běžném synantropním druhu s plošným rozšířením v ČR. Preferuje členitou a hustě osídlenou krajinu nížin a pahorkatin. Podle dat z atlasu savců ČR se vyskytuje po celé republice, ale v centrální části českomoravské vrchoviny a na vrcholcích hor jen sporadicky (Anděra & Hanák 2007).

Netopýr ušatý vykazuje v naší práci těsně nesignifikantní vliv oblasti. Tento netopýr se podle dat z atlasu vyskytuje v podstatě plošně na většině našeho území. Vyhýbá se však orným plochám (Anděra & Hanák 2005), je tedy možné, že se v krajích s menší mírou lesního pokryvu vyskytuje řídčeji.

Významný vliv oblasti nám vyšel také pro netopýra alcatheae. Je možné, že jeho výskyt je určen rozlohou souvislejších lesů a pozitivní vazba na tento biotop (viz níže) se promítá také ve větším měřítku (Lučan et al. 2009).

Vliv oblasti nám prokazatelně vyšel i pro netopýra velkouchého. Ten se vyskytuje primárně v dubohabrových lesech s vysokou strukturní kvalitou, některé studie tohoto netopýra klasifikují jako jeden z primárních lesních druhů, bavíme-li se pouze o Evropě (Dietz & Pir 2009). Dalo by se očekávat, že těžiště výskytu netopýra velkouchého v ČR bude především v oblastech s vyšším zastoupením těchto lesů. Jinak řečeno: v krajích, kde dominují smrčiny a smíšené lesy bude jeho výskyt zřejmě vzácnější než v nížinách s rozsáhlými plochami listnatých lesů.

Na netopýra vodního nám také vyšel vliv oblasti. V této práci se jednalo o nejhojněji zastoupený druh, který se vyskytoval takřka u všech vodních ploch. Jeho primárním biotopem jsou listnaté lesy a přilehlé vodní plochy. Nejhojnější je v lužních lesech jižních Čech a Moravy (Anděra & Hanák 2006).

Oproti tomu netopýr stromový je na našem území rozšířen řídce. Jedná se o nepříliš prozkoumaný druh, podle atlasu rozšíření (Anděra & Hanák 2007) by se mohl vyskytovat na celém našem území. Zřejmě je vázán na podobné biotopy jako netopýr velkouchý, na rozdíl od něj je však schopen využívat i člověkem modifikovaných stanovišť – například k tvorbě letních kolonií v lidských stavbách (Lučan & Mokrycki 2012).

Pro netopýra hvízdavého také hraje roli oblast. Jedná se o relativně běžný druh vyskytující se prakticky na celém území ČR v členitých pahorkatinách a vrchovinách se sídlišti, bohatých na lesní plochy a vodu (Anděra & Hanák 2006).

Netopýra nejmenšího je podle našich výsledků nejvyšší šance chytit v západních Čechách. Jedná se o netopýra, který má podobné biotopové preference jako netopýr hvízdavý, avšak

na rozdíl od něho zřejmě preferuje nižší nadmořské výšky a více listnatých lesů. Rovněž je o něco méně tolerantní vůči urbanizaci (Lintott et al. 2015).

Vliv členitosti krajiny

Zdá se, že kromě typu krajinného pokryvu má pro výskyt a densitu netopýrů výrazný efekt i členitost krajiny. To patrně hraje také svou roli nejen ve výskytu různých letounů, ale také na zastoupení obou pohlaví. Zatímco některé druhy preferují spíše rovinnatější a homogenní krajinu (například nížinné listnaté lesy s dostatkem vody), jiné mají prokazatelnou pozitivní vazbu na vertikálně členitou krajinu.

Je potřeba si uvědomit, že v našem výzkumu jsou zařazeny pouze lokality nacházející se v nadmořské výšce pod 500 m.n.m., avšak členitější krajina bývá spíše ve vyšších polohách, které do tohoto projektu nebyly zahrnuty. I přesto se členitost krajiny ukázala být významným faktorem. Je všeobecně známo, že s vyšší nadmořskou výškou přibývá v populacích mnoha našich druhů samců, a naopak klesá poměr jedinců indikujících mateřské kolonie (samic a juvenilů). Sexuální segregaci temperátních letounů vysvětluje řada prací. Například Grindal et al. (1999) ve své práci z Britské Kolumbie zjistili, že poměr samic odchycených netopýrů je vyšší v lokalitách blízkých říčním biotopům a nižším nadmořským výškám; to samé podporují i Cryan et al. (2000) ve studii zaměřené na netopýry Jižní Dakoty – i zde narůstal poměr samic s nižší nadmořskou výškou, zřejmě kvůli vyšším termoregulačním nárokům a hojnosti potravy. Sexuální segregaci netopýra vodního se věnoval Russo (2002) v Itálii, kde zjistil vyšší hojnosti samic v nižších nadmořských výškách. Stejněmu druhu se věnoval i Encarnação et al. [2005], kteří zjistili, že na přítomnost mateřských kolonií má vliv zejména podíl vodních ploch a nízká nadmořská výška. Je zřejmé, že ačkoliv nám vyšel prokazatelný vliv členitosti krajiny pro několik druhů i pro segregaci pohlaví, tak tento vztah by mohl být ještě výraznější, kdybychom do této práce zahrnuli výše položené lokality.

Podíváme-li se na výskyt jednotlivých druhů netopýrů ve členité krajině, zjistíme, že členitost krajiny je důležitá pro netopýra velkého (ve členitější krajině je vyšší šance na jeho odchycení). Tento prediktor byl jediný prokazatelný prvek pro tento druh. Anděra & Hanák (2006) potvrzují, že těžiště výskytu tohoto netopýra v ČR leží v členité a lesnaté krajině nížin, pahorkatin a vrchovin. Podle jiných prací se však nejedná o jediný parametr určující jeho výskyt – zásadní je pro netopýra velkého především lesnatá krajina s vhodnými úkryty pro letní kolonie (ideálně staré budovy s prostornými půdami) (Rudolph et al. 2009).

Také na netopýra rezavého má členitá krajina vliv, v tomto případě ale negativní – vyšší šance jeho odchytu byla v málo členité krajině. To by se dalo vysvětlit tím, že k lovu preferuje listnaté lesy, velké vodní plochy, ale do jisté míry také otevřené biotopy, jako jsou pole a louky (Rachwald 1992, Lesiński & Kowalski 2000). Ve vertikálně členité krajině zřejmě nenachází tolik vhodných lokalit k lovu.

Pozitivní, avšak těsně nesignifikantní vliv má členitost krajiny na netopýra ušatého. Uhrin et al. (2017) potvrzují, že tento druh preferuje vysoce strukturovanou krajinu, zároveň však podotýkají, že mu škodí vysoká míra fragmentace.

Těsně neprůkazný negativní vliv členitosti krajiny jsme také zjistili pro netopýra nejmenšího. Anděra & Hanák (2007) uvádí, že se populace netopýra hvízdavého a nejmenšího (data jsou v atlase smíchána) vyskytují na našem území v členité zalesněné a na vodu bohaté krajině. Zdá se však, že se netopýr nejmenší vyskytuje hlavně v listnatých a smíšených lesech nižších poloh, většinu kolonií si tvoří ve staveních v členité krajině (Russo & Jones 2003, Ceľuch et al. 2006, Anděra & Gaisler 2012).

Vliv zástavby

Vlivu urbanizace na ekologii netopýrů byla věnována celá řada prací po celém světě, z nichž je patrné, že velký počet druhů (včetně některých našich) reaguje na lidskou činnost negativně (Hale et al. 2012, Jung & Threlfall 2018). Mnoho druhů však dokáže lidských staveb využívat nejen jako úkryty před predací a nepřízní vnějších podmínek, ale také dokáží efektivně využívat člověkem modifikované biotopy k lovu (Bihari 2004, Mehr et al. 2011, Border et al. 2017, Uhrin et al. 2017, Jung & Threlfall 2018) – vezměme si na příklad netopýry rodu *Eptesicus*, *Nyctalus* a *Pipistrellus*, kteří ochotně loví hmyz létající okolo pouličního osvětlení, zejména v blízkosti vodních toků a zelených ploch, jsou-li k dispozici nějaké (Catto et al. 1996, Gaisler et al. 1998, Lesiński et al. 1999, Lintott et al. 2015, Maxinová et al. 2016).

Většina našich druhů navíc tvoří letní kolonie v budovách, a to včetně netopýrů, kteří jinak vnímají zástavbu a s ní spojené uměle osvětlené a otevřené prostory jako zcela nevhodné biotopy. Jako ukázkové příklady nám mohou posloužit netopýři velcí, u kterých je na našem území známá jen jedna mateřská kolonie mimo lidskou zástavbu, netopýři brvití či vrápenci malí. Všechny tři zmíněné druhy běžně vyvádějí mladé na půdách budov, přestože vysokou míru urbanizace snášejí dle jiných prací vesměs negativně a lovit létají do přilehlých lesů (Harbusch 1999, Zahn et al. 2010, Dietz et al. 2013, Tournant et al. 2013, Uhrin et al. 2017). V našem výsledku se neprojevil žádný vliv zástavby na tyto netopýry, i když je pro ně přítomnost budov do jisté míry důležitým krajinným prvkem.

V našich výsledcích je patrné, že na výskyt netopýra večerního působí plocha zástavby pozitivně. Kladný vztah tohoto netopýra k lidským stavbám je podepřen celou řadou studií. Je jasné, že netopýr večerní je synantropní druh a využívá zástavbu jak pro lov, tak pro tvorbu mateřských kolonií; dle Kowalski & Ruprecht (1981) jsou jeho kolonie téměř exkluzivně v budovách. Dominuje v urbánních biotopech díky jeho využívání lidských staveb jak v létě, tak v zimě (Anděra & Gaisler 2012), vybírá si štěrbiny nejrůznějších budov od starých chalup a kostelů až po panelové domy na městských sídlištích. K lovu využívá zahrady, parky, pouliční osvětlení a okraje lesů, ale často bývá viděn i nad hustě osídlenými plochami jako jsou centra měst (Brno) (Catto et al. 1996, Gaisler et al. 1998). Harbusch

(1999) jeho biotopové preference specifikuje tak, že netopýr večerní preferuje k lovu pastviny a okraje lesů vzdálené méně jak 3 kilometry od mateřských kolonií lokalizovaných v lidských sídlech, případně využívá husté stromy na periferii měst a vesnic. Při poklesu teplot zřejmě raději okolo pouličního osvětlení (Catto et al. 1996, Harbusch 1999).

Na netopýra velkouchého podle našich výsledků působí pozitivně (ale těsně neprůkazně) mimo jiné i plocha zástavby. K tomuto výsledku je ale potřeba přistoupit s opatrností, neboť se jedná o striktně lesního specialistu a lidským sídlům se vyhýbá (už jen kvůli umělému osvětlení) (Napal et al. 2010, Lacoueilhe et al. 2014). Jediné člověkem vytvořené struktury, které využívá netopýr velkouchý jako úkryty, jsou ptačí a netopýří budky či výjimečně štěrbinové osamocené budovy v lese (Anděra & Gaisler 2012). K lovu pak výjimečně využívá osamělá zemědělská stavení, například kravíny (Dietz & Pir 2009). Pozitivní vliv by se v tomto případě mohl dát vysvětlit strukturou krajiny, ve které byl netopýr velkouchý chytán. Lokality s výskytem tohoto druhu, byť umístěné v rozsáhlých lesech, mohly být zvoleny blízko husté zástavby, což se mohlo promítnout ve zvoleném bufferu, a tedy na diskutovaných výsledcích.

Něco podobného se dá sledovat i u netopýra stromového, který také vykazuje pozitivní vazbu na zastavěnou plochu. V tomto případě by však vazba k lidské zástavbě nemusela být jednoznačně zkruslená. I když jsou podle různých prací jeho původním, a i dnešním primárním stanovištěm listnaté a smíšené lesy a jeho výskyt v ČR je spíše vzácný (Anděra & Hanák 2007), zdá se, že je i tento druh schopen aktivně využívat urbanizované krajiny. Například podle Shiel & Fairley (1998) se zdá, že jsou netopýří stromoví ochotni využívat k lovu umělé osvětlení a jako hlavní loviště využívají pastviny a vodní plochy. Lov ve volném prostoru jim umožňuje nízkofrekvenční echolokace a úzké křídlo. Dalším důkazem využití urbanizovaných biotopů tímto druhem jsou doklady nálezů letních kolonií v městských budovách (Lučan & Mokrycki 2012). Zdá se, že vliv zástavby na tento druh může být i pozitivní, je však potřeba k tomuto výsledku přistupovat s opatrností.

Pozitivní vliv zástavby na výskyt netopýra hvízdavého je vcelku pochopitelný: bavíme se o hojně zastoupeném synurbánním druhu, který často využívá lidských sídel k tvorbě mateřských kolonií i k lovu. Letní i zimní kolonie tento netopýr tvoří ve štěrbinách budov (pod střešní krytinou, za obložením apod.) (Gaisler & Bauerová 1986, Jenkins et al. 1998). K lovu také běžně využívá lidských sídel, parků, často loví i kolem pouličního osvětlení. V Anglii byl na některých místech okolo pouličního osvětlení zaznamenán až 10x hojněji než v jiných biotopech (Rydell & Racey 1995). Osvětlená místa slouží nejen netopýrům hvízdavým jako vhodný zdroj potravy díky vyšším denzitám pakomárů a jiných druhů hmyzu, osvětlené břehy vodních toků navíc mohou díky zvýšené hojnosti hmyzu sloužit pro netopýry jako cestovní koridory (Rydell 1992, Lintott et al. 2015). Netopýr hvízdavý má vůči urbanizaci vyšší toleranci než jemu podobný netopýr nejmenší, který se nachází spíše v lesech, bavíme-li se o měřítku 250m – 3km (Lintott et al. 2015a, Lintott et al. 2015b). Tolerance vůči husté zástavbě však není ani u tohoto druhu stoprocentní. V práci Hale et al. (2012) byl pozorován výrazný úbytek aktivity netopýra hvízdavého při nárůstu hustoty zástavby ze 40% na 60%.

Aktivita tohoto netopýra je obvykle vyšší na předměstí v blízkosti zahrad, což naznačuje jejich blízký vztah jak k budovám, tak i přilehlé vegetaci (Hale et al. 2012). Jiné studie sice potvrzují pozitivní vztah zástavby pro netopýra hvízdavého především díky dostatku vhodných úkrytů, ale vyzdvihují také celou škálu okolních biotopů, které jsou pro tohoto netopýra neméně důležité. Řeč je o vhodně propojené síti vodních ploch, parků, lesů a farem, kde tito netopýři často loví v blízkosti lineárních struktur (Rydell et al. 1994).

Naše výsledky ukazují, že netopýr *alcaethoe* naopak vnímá zastavěnou plochu negativně. I v tomto případě je to vcelku pochopitelný vztah – *Myotis alcaethoe* se vyskytuje v rozsáhlých dubo-habrových lesech, kde loví hlavně v korunách stromů a letní kolonie tvoří tamtéž, v prasklinách a dutinách větví (Anděra & Gaisler 2012, Lučan et al. 2009). Úkryty v budovách doposud nebyly zjištěny, je proto logické předpokládat, že zástavba není pro netopýra *alcaethoe* preferovaným biotopem ani jako loviště, ani jako vhodný úkryt.

Vliv orné půdy

Orná půda bývá obvykle klasifikována jako nevhodné prostředí pro netopýry (Mehr et al. 2011). Až na pár výjimek se většina druhů otevřeným plochám vyhýbá, o to spíš, když neposkytují dostatek potravy (Walsh & Harris 1996). Orné plochy zřejmě neposkytují takové hojnosti hmyzu jako jiné biotopy, navíc často postrádají lineární struktury důležité pro cestování a orientaci netopýrů (Ekman & de Jong 1996). Různé studie potvrzují, že díky nevhodným podmínkám se těmto biotopům letouni vyhýbají, především lesní druhy, jako je například vrápenec malý a netopýr velký (Rudolph et al. 2009, Schofield 1996).

I přes to v našich výsledcích vyšel pozitivní vliv plochy orné půdy na výskyt netopýra vodního. Primárním lovištěm netopýra vodního jsou vodní plochy a listnatý les (Swift & Racey 1983, Vaughan et al. 1997). Různé práce klasifikují orné plochy jako nevhodný biotop nejen pro netopýra vodního, ale pro naprostou většinu našich netopýrů (Ekman & de Jong 1996, Mehr et al. 2011). Kromě nedostatku vhodné potravy pro netopýry tyto prostory neposkytují žádné krytí proti predaci či počasí. Například Limpens & Kapteyn (1991) popisují, že netopýr vodní raději poletí z bodu A do bodu B oklikou, než aby riskoval let přes otevřené prostranství. Pro pozitivní vliv orné plochy na netopýra vodního proto musí existovat jiný důvod než skutečná vhodnost tohoto biotopu. V tomto případě se pro vysvětlení nabízí opět složení krajiny a vliv bufferu v místě odchyty. Pro netopýra vodního je zásadním biotopem vodní plocha a přilehlá vegetace. Pro lov i jako cestovní koridory mohou tomuto druhu postačit i linie vegetace podél vodních ploch, které mohou být jinak obklopeny například ornou půdou. Pravděpodobná interpretace tohoto výsledku je nejspíše ta, že v krajině s velkou plochou orné půdy jsou netopýři (nejen) na vodních plochách více koncentrováni, protože s přibývajícím plochou orné půdy mají k dispozici menší plochu vhodných biotopů k lovu. Totéž vysvětlení pak zřejmě platí i pro řadu dalších druhů, u kterých analýzy ukázaly průkazný pozitivní vliv plochy orné půdy na jejich přítomnost a denzitu.

To se týká např. netopýra ušatého. Je zřejmé, že netopýr ušatý jakožto specialista na lov v lesním podrostu nevnímá otevřené biotopy jako vhodná loviště (De Jong 1995). I pro přelet mezi vhodnými biotopy tento druh využívá nejspíše linie stromů nebo vegetací obklopené vodní toky, aby se vyhnul predaci. Na rozdíl od rychle a vysoko létajících netopýrů (například netopýr rezavý) má netopýr ušatý krátké křídlo s nízkým plošným zatížením, které mu umožňuje snadnější manévrovatelnost v zapojené vegetaci, nikoliv rychlý let vysoko nad terénem (Findley et al. 1972). V tomto případě je také potřeba přistupovat k výsledku s opatrností – možným vysvětlením pro pozitivní vztah k orným půdám je odchycení vyšších densit netopýra ušatého v drobných fragmentech lesa obklopených otevřenými plochami (ornou půdou) či lokalizace odchytových lokalit na okrajích lesů, kde do analyzované plochy spadala i přilehlá pole.

Zajímavé je, že nevyšel žádný vliv orné půdy na netopýry rodu *Eptesicus*, *Nyctalus* a *Pipistrellus*. Podle některých prací se tyto druhy běžně vyskytují v otevřené zemědělské krajině, kde loví hmyz podél linií vegetace (Limpens & Kapteyn 1991, Vaughan et al. 1997, Uhrin et al. 2017). Je však potřeba si uvědomit, že se bavíme o netopýrech využívajících k lovu pestré škály biotopů, příliš rozsáhlé plochy orné půdy proto na tyto netopýry nemusí působit pozitivně (Habursch 1999).

Vliv listnatého lesa

Listnatý les je považován ve většině prací jako stěžejní biotop pro evropské netopýry. Není divu, že se mimo jiné vlivu listnatého lesa na netopýry věnovalo mnoho evropských prací (De Jong 1995, Russ & Montgomery 2002, Plank et al. 2012, Lintott et al. 2015, Rachwald et al. 2016, Uhrin et al. 2017). Staré listnaté lesy poskytují netopýrům jak vhodné úkryty, tak dostatek potravy a jsou tak považovány za klíčové biotopy pro evropské netopýry (Walsh & Harris 1996, Boughey et al. 2011). Ačkoliv různé druhy preferují různé typy lesního pokryvu (některé preferují otevřené lesy parkového rázu, jiné naopak loví v korunách a hustém podrostu apod.) a jsou na ně vázány ve větší či menší míře, je zřejmé, že většina temperátních letounů spoléhá na lesní biotopy alespoň část svého života (Zahn et al. 2010, Boughey et al. 2011, Plank et al. 2012, Tournant et al. 2013, Uhrin et al. 2017).

Dle našich výsledků má rozloha listnatého lesa slabý pozitivní vliv na netopýra severního. Původním místem výskytu tohoto druhu jsou zejména severské a horské oblasti, kde je jeho výskyt soustředěn spíše do jehličnatých a smíšených lesů (Anděra & Hanák 2007). Dnes podle všeho preferuje jako úkryty zejména lidské stavby, a to jakv létě, tak v zimě (Anděra & Gaisler 2012). Dá se tak předpokládat, že jeho kolonie se budou nacházet v osamocených staveních v těsné blízkosti lesů, kam létají lovit nad paseky, lesní cesty a přilehlé louky. Zaznamenan byl i během lovu kolem pouličních lamp, nad mokřady nebo rybníčky (Rydell 1986). Je vidět, že pro netopýra severního je les důležitým biotopem, a ačkoliv je podle jiných prací vyšší šance ho chytit spíše v jehličnatých lesích, zřejmě se vyskytuje i v listnatých

(De Jong & Ahlén 1991). Preferenci listnatých lesů u netopýra severního potvrzuje také Harbusch (1999), která píše, že se jedná spíše o vzácnější druh, který se vyskytuje zřídka v rozsáhlých lesích.

Vyšlo nám, že na netopýra velkouchého má rozloha listnatých lesů pozitivní vliv. To je zcela pochopitelné, když se jedná o striktně lesního specialistu lovícího v korunách stromů, často sbírajícího potravu z povrchu listů, větví a někdy i ze země (Dietz & Pir 2009, Plank et al. 2012). I jeho morfologie tomu napovídá – je vybaven krátkým širokým křídlem a vysokofrekvenční echolokací, která mimo jiné znesnadňuje provádění akustických studií tohoto druhu (Findley et al. 1972, Harbusch 1999). Lacoeuilhe et al. (2014) napovídají, že tento lesní specialista vnímá velmi negativně světelné znečištění a vyhýbá se veškeré zástavbě s nočním osvětlením. Kolonie tvoří pouze v lese v dutinách stromů, ptačích a netopýřích budkách či vzácně v osamělých staveních uprostřed lesa (Harbusch 1999, Anděra & Gaisler 2012). Dle zahraničních studií se navíc jedná o usedlý druh, preferující co nejméně člověkem zasažený les (Mehr et al. 2011), a je netolerantní vůči fragmentaci biotopů (Napal et al. 2013). Jeho vysoké nároky na strukturní kvalitu loviště poukazují na vysokou kvalitu lesa, je-li v něm přítomen.

V případě netopýra vodního nám kromě rozlohy orné půdy vyšel pozitivní vliv i pro listnaté lesy. Netopýr vodní je podle Atlasu Savců (Hanák & Anděra 2006) v České republice rozšířen celoplošně a patří k jednomu z našich nejhojnějších druhů. Nejvyšších densit dosahuje v nižších polohách s dostatkem listnatých lesů a vodních ploch (jižní Čechy, moravské lužní lesy apod.). Jeho pozitivní vztah k listnatým lesům je více pochopitelný než k orné půdě a je podepřen i dalšími pracemi (Vaughan et al. 1997). Ačkoliv pro něj není tak zásadní rozloha listnatého lesa v takové míře jako pro netopýra velkouchého, dá se tento biotop klasifikovat jako jedno z primárních stanovišť netopýra vodního jak pro lov hmyzu, tak pro volbu úkrytů (dutiny starých stromů). V interiéru lesa loví hlavně u země, vyhýbá se ale příliš zapojené vegetaci, neboť to příliš neumožňuje morfologické charakteristiky jeho křídel ani typ jeho echolkačnických signálů (Siemers & Schnitzler 2004, Plank et al. 2012). Podle Limpense (1991) jsou pro netopýra vodního zcela zásadní lineární struktury vegetace v krajině: tyto netopýři patrně vnímají otevřené prostory spíše negativně a pro jejich překonání využívají lineárních struktur (linie stromů, keřů, vodní toky...). Zatímco některé práce definují netopýra vodního jako typicky lesní druh (Plank et al. 2012), jiné studie ho takto nevnímají. Například podle De Jong (1995) není rozloha listnatého lesa pro netopýra vodního tak zásadní prvek jako pro ostatní druhy rodu *Myotis*. Na rozdíl od nich se netopýr vodní běžně vyskytuje i ve fragmentech menších než 20ha, dokud je v těsné blízkosti voda. Biotopové preference se u něho navíc během sezóny mění: samice tohoto druhu loví začátkem sezóny v prostorách lesa, později preferují lov nad vodní hladinou (Nyholm 1965).

Obdobně je logický i pozitivní vliv rozlohy listnatého lesa na netopýra řasnatého. Opět se bavíme o gleanerovi přizpůsobenému k lovu v podrostu listnatých a smíšených lesů

(Bauerová & Červený 1986). Podle Brinkmanna & Limpense (1999) patří netopýr řasnatý společně s netopýrem vodním, netopýrem velkouchým a netopýrem stromovým mezi letouny, jež mají vysoké nároky na strukturní kvalitu loviště a jejich přítomnost podtrhuje kvalitu zkoumaného lesa. Primárním zdrojem potravy netopýra řasnatého jsou členovci na povrchu rostlin, které loví za použití svého uropatagiaporostlého řadou (hřebínkem) chlupů (Anděra & Gaisler 2012). Dle zahraničních prací bývají jeho loviště variabilní, ale ve všech studiích lovil okolo vegetace a v blízkosti vody (řeky, bažiny, listnaté, smíšené i jehličnaté lesy, linie keřů, výjimečně osamocené stromy - De Jong 1995, Vaughan et al. 1997). Letní kolonie tvoří v dutinách stromů, pod střešní krytinou, na půdách budov či v ptačích a netopýřích budkách (Smith & Racey 2005). Zmíněné vlastnosti hovoří ve prospěch toho, že se jedná o typický lesní druh a lze usoudit, že rozloha lesa má na výskyt netopýra řasnatého vskutku pozitivní vliv.

Pozitivní vliv listnatého lesa na netopýra rezavého se dá vysvětlit přítomností vhodných dutin pro tvorbu mateřských kolonií. Avšak mluvíme o vzdušném lovcí (aerial hawker), který se živí vysoko létajícím hmyzem (Röleke 2019). Škála biotopů, kterých využívá netopýr rezavý je poměrně velká: v Polsku dle Rachwalda (1992) vykazuje nejvyšší aktivitu okolo řek, okrajů lesa a v malých vesnicích, ale v interiéru lesa je jeho aktivita nižší. V práci provedené Vaughanovou et al. (1997) vykazoval nejvyšší aktivitu nad jezery, pastvinami, ale nízkou v lesech a ve vesnicích. Podle Harbuschové (1999) je netopýr rezavý vzácný v oblastech s intenzivní agrikulturou, ale běžný okolo lesů. I podle atlasu rozšíření savců ČR (Anděra & Hanák 2007) je tento druh vázaný na lesnatou krajinu v blízkosti vodních ploch v nižších a středních polohách. Zmíněné práce tak částečně potvrzují vazbu netopýra rezavého na lesnatou krajinu, ale je zřejmé, že tento netopýr využívá pestrou škálu biotopů a jeho výskyt se tak nedá vysvětlit pouze rozlohou listnatého lesa.

Netopýr ušatý, jakožto typický lesní druh, projevil v této práci pozitivní vazbu na listnatý les. Není divu, hovoříme o druhu specializovaném na lov v interiéru lesa - létá pomalu, loví v korunách stromů, umí se třepotat na místě (Norberg 1976) a loví kořist na povrchu listů, kůry i ve volném prostoru. K tvorbě mateřských kolonií využívá dutiny stromů, budky, ale i štěrbinu na půdách budov. Umístění kolonie si volí podobně jako vrápenec malý v blízkosti vhodného lesa či vodních ploch (Entwistle et al. 1997). Dle Uhrina et al. (2017) vyhovuje netopýru ušatému vysoce strukturovaná krajina, ale velká míra fragmentace mu nevyhovuje. Zároveň potřebuje vhodnou konektivitu – izolované fragmenty lesa negativně ovlivňují nejen netopýra ušatého (Ekman & de Jong 1996). I další studie (Swift & Racey 1983, Limpens 1991, De Jong 1995, Vaughan et al. 1997) potvrzují, že se netopýr ušatý spoléhá na lesní porost s vodními plochami, otevřené prostory překonává pouze skrze lineární elementy.

Také pro netopýra dlouhouchého nám vyšla pozitivní vazba na rozlohu listnatého lesa. Tento původem lesostepní druh využívá úkrytů, které mu na našem území poskytují výhradně lidské stavby (Anděra & Gaisler 2012), loví okolo budov, lamp a stromů, ale na rozdíl od netopýra ušatého loví častěji ve volném prostoru než z povrchu rostlin (Uhrin et al. 2017).

Jedná se o usedlý druh s morfologií křídla uzpůsobenou spíše k pomalému letu, je tedy zřejmé, že mu stromy poskytují dostatek krytí. Pozitivní vliv rozlohy listnatého lesa na tento druh je proto vcelku logický.

Je zajímavé, že pro netopýra nejmenšího vyšel vliv plochy listnatých lesů slabě negativně. Ve střední Evropě obývá hlavně listnaté a smíšené lesy nižších poloh, většinu kolonií si tvoří ve staveních v členité krajině a ve stromech (Russo & Jones 2003, Anděra & Hanák 2007). Loví obvykle mezi korunami stromů, nad pasekami, lesními cestami a vodními plochami. Podle Lintott et al. (2015) se netopýr nejmenší v měřítku 250m-3km vyskytuje spíše v lesích, kde je málo budov a létá na delší vzdálenosti než netopýr hvízdavý, aby si vybral vhodné loviště. Pozitivní vliv lesa na tento druh podporují ve své studii také Oakeley & Jones (1998), Russ & Montgomery (2002) se s tímto vztahem shodují, ale navíc definují netopýra nejmenšího jako většího lesního specialistu, než je netopýr hvízdavý.

Vliv jehličnatého lesa

Jehličnaté lesy bývají klasifikovány jako nepříliš vhodné biotopy pro výskyt netopýrů. Důvodem je obvykle nedostatek úkrytů (starých stromů) i potravy (nižší hojnost i diverzita hmyzu) (Fuentes-Montemayor et al. 2013). Přesto některé druhy netopýrů využívají jehličnatých lesů k přesunu mezi vhodnějšími lokalitami či k lovu, byť ne tak často, jako je tomu u listnatých lesů. Příkladem mohou být netopýři rodu *Pipistrellus*: Kirkpatrick et al. (2017) v jehličnatých lesech chytali kojící samice těchto druhů, což naznačuje blízkost mateřských kolonií a schopnost využívat jehličnaté lesy. Na druhou stranu ve stejné práci nezjistili žádný důkaz, že by jehličnaté lesy využívali netopýři rodu *Myotis*, zřejmě kvůli nedostatku úkrytů. Absenci netopýrů rodu *Myotis* částečně potvrzuje i Zahn et al. (2010), který zmiňuje, že netopýr brvitý se ve většině případů vyhýbá smrkovým monokulturám. Také vrápenec malý se jehličnatým lesům vyhýbá, obdobně jako otevřeným prostorům a zástavbě (Tournant et al. 2013). Jeden z mála druhů, který vykazuje středně silnou vazbu na tento typ biotopu je netopýr ušatý (Bouhey et al. 2011) a zdá se, že ve Švédsku využívá jehličnaté lesy k lovu také netopýr řasnatý, i když je v jiných zemích (Anglie, Česká republika – naše práce) přítomen spíše v listnatých lesích (De Jong 1995, Vaughan et al. 1997). Obdobně se ve švédsku vyskytuje v jehličnatých lesích i netopýr Brandtův, který se jinde v Evropě vyskytuje především v podrostu listnatého lesa, kde loví bezobratlé živočichy z povrchu rostlin (Ekman & de Jong 1996).

Dle našich výsledků vyšel slabý pozitivní vliv rozlohy jehličnatého lesa na netopýra Brandtova. Obdobně vykazoval pozitivní vazbu k jehličnatým lesům i v práci Ekman & de Jong (1996) ze Skandinávie, kde byl v tomto biotopu běžně zaznamenáván. Jehličnaté lesy však zřejmě využívá hlavně k lovu či přeletu – podle Bender et al. (2015) jehličnaté lesy neposkytují dostatek úkrytů pro netopýry. Je vidět, že je i v tomto obecně nepříliš vhodném biotopu schopen najít potravu, nevyhýbá se mu proto tak jako jiné druhy netopýrů. Spíše, než

typ lesa vnímá netopýr Brandtův negativně otevřené prostory a je pro něho zásadní vhodná konektivita fragmentů lesa (De Jong 1995).

Těsně neprůkazně vyšel pozitivní vliv jehličnatých lesů na netopýra vodního. Tento vztah nemůžeme téměř ničím podepřít. Naopak je zřejmé, že jehličnaté lesy neposkytují dostatek úkrytů, i potravu je výrazně méně než v jiných biotopech (Fuentes-Montemayor et al. 2013). Jediný případ, kterým by se dala vysvětlit pozitivní vazba netopýra vodního k jehličnatým lesům je fakt, že vnímá negativně otevřená prostranství a překonává je skrze vegetační linie i za cenu delšího letu (Limpens & Kapteyn 1991).

Stejně tak vyšel pozitivní vliv jehličnatých lesů na netopýra brvitého. Tento druh žije ve smíšených a listnatých lesech parkového rázu, blízko vody, ve vsích a na okrajích měst. Mateřské kolonie tvoří na půdách budov, lovít létá do alejí, přilehlých lesů a nad vodní plochy, kořist obvykle loví z povrchu vegetace. Jehličnaté lesy podle jiných prací vnímá spíše negativně, například Zahn et al. (2010) potvrzují, že se tento netopýr vyhýbá smrkovým monokulturám. Je možné, že kombinace vhodných biotopů pro tento druh se v naší krajině objevuje v blízkosti rozsáhlejších jehličnatých porostů, které tak mohou být mylně interpretovány jako vhodný biotop pro *Myotis emarginatus*. Jak u netopýra vodního, tak u netopýra brvitého by bylo vhodné tento vztah prostudovat lépe - je velmi pravděpodobné, že jde spíše o artefakt nadměrného výskytu nepřirozené skladby lesních porostů v oblastech, kde tento druh běžněji vyskytuje.

Jehličnatý les měl (těsně neprůkazně) negativní vliv na pravděpodobnost výskytu netopýra nejmenšího. Jak je výše zmíněno, tento druh netopýra se vyskytuje spíše v blízkosti listnatých lesů v nižších polohách. Můžeme předpokládat, že pro vyšší denzity hmyzu i úkrytů se bude vyskytovat v oblastech s listnatými lesy. Nicméně, Kirkpatrick et al. (2017) ve své práci píše, že i přes celkově nižší abundanci netopýrů se zdá, že do jehličnatých lesů létají lovít netopýři nejmenší z přilehlých budov.

Vliv luk

Studiu vlivu luk na aktivitu netopýrů se věnovaly některé práce prováděné pomocí záznamu letové aktivity s využitím detektorů. Pozornost byla věnována jak srovnání kvality luk (hnojení luk, spásání dobyt看em apod.), tak srovnání s dalšími biotopy (Walsh & Harris 1996, Vaughan et al. 1997, Russ & Montgomery 2001). Reakce na tento typ krajinného pokryvu bývají smíšené. Zatímco většina lesních druhů se loukám (a jiným otevřeným plochám) vyhýbá (Bontadina et al. 2002 a Russ & Montgomery 2002), existují druhy, u kterých se ukazuje pozitivní vazba na různé typy luk. Jedná se například o netopýra severního (Rydell 1986), netopýra dlouhouchého (Uhrin et al. 2017) a skupinu NSL (netopýr večerní, rezavý a stromový) (Vaughan et al. 1997). Různé typy luk navíc podporují odlišné složení a kvantitativní hmyzu. To se zřejmě liší především podle míry lidské činnosti a reflektuje složení i hojnost netopýřích populací lovících nad těmito plochami (Lesiński et al. 2000, Russ & Montgomery

2002). V této práci nerozlišujeme typy luk, byť zřejmě mají vliv na aktivitu letounů. Je potřeba brát v potaz, že i to mohlo mírně ovlivnit naše výsledky.

Rozloha luk vyšla těsně neprůkazně s negativním efektem pro netopýra *alcaethoe*. To je celkem pochopitelné vzhledem k tomu, že dle dosavadních dat je tento druh vázaný především na rozsáhlé listnaté lesy co do volby úkrytů (pod kůrou a ve štěrbinách starých stromů) i vhodných lovišť (v korunách stromů) (Lučan et al. 2009).

Oproti tomu pozitivní vliv plochy luk na netopýra brvitého nemá zcela jasné vysvětlení. V tomto případě hovoříme o spíše o lesním netopýrovi, který k lovu využívá aleje, lesy a vodní toky. Podobně jako netopýr řasnatý je i tento druh přizpůsoben k lovu pomocí tzv. gleaningu (sběr potravy z povrchu rostlin), ve většině případů je proto v interiéru lesa, a i při pouhém přeletu mezi vhodnými lovišti využívá linií keřů a stromů (Zahn et al. 2010). Podle Hanáka & Anděry (2006) tento netopýr preferuje spíše otevřené prostory (což by mohlo odpovídat našim výsledkům), ale opět specifikují preferenci pro listnaté či smíšené lesy, resp. krajinu parkového charakteru. Vysvětlení našeho výsledku bude zřejmě jiné, než že se jedná o skutečnou preferenci pro otevřená stanoviště. Čistě hypoteticky mohla nastat situace, kdy byly vybrány odchytné lokality, s výskytem kolonií tohoto druhu, které se nacházely ve fragmentované krajině (příkladem může být jezírko v menším fragmentu lesa s přilehlou vesnicí, jinak obklopeném otevřenými plochami). Takto mohlo dojít k situacím, kdy se ve fragmentu lesa zachytilo větší množství jedinců tohoto druhu a ve zvoleném bufferu kolem lokality se promítla rozloha luk i přes to, že se jim netopýři vyhýbali.

Pro netopýra nejmenšího byl těsně neprůkazný vliv luk. Patrně se jedná o silný negativní vliv, ale pro nedostatek dat to nelze s jistotou potvrdit. Je možné, že tento vliv je spojen s preferencí netopýra nejmenšího pro lesní biotopy. Nicholls & Racey (2006) ve svých výsledcích potvrzují, že se netopýři hvízdaví i netopýři nejmenší příliš nevyskytují nad travnatými plochami, další studie (Lintott et al. 2015) zmiňují pozitivní vztah netopýra nejmenšího k listnatým lesům.

Vliv vodních ploch

Vodní plochy jsou pro střeoevropské netopýry jedním z nejzásadnějších typů přírodních biotopů. Poskytují letounům jak zdroj pitné vody, tak i dostatek hmyzu, který slouží jako potrava. Vodní toky navíc slouží pro netopýry jako koridory pro přesun mezi dalšími vhodnými biotopy, pokud jsou lemované vegetací (Carrasco-Rueda & Loisele 2019). Důležitost vody pro evropské netopýry podporuje celá řada prací, zejména pokud jsou v těsné blízkosti lesních biotopů (Walsh & Harris 1996, Vaughan et al. 1997, Ciechanowski 2002, Russo & Jones 2003, Lintott et al. 2015). Také Walsh & Harris (1996) potvrzují, že tam, kde to šlo, využívali netopýři vodní plochy, ať už se jednalo o potůčky, kanály či rybníky a jiné velké rezervoáry. V místech se intenzivním zemědělstvím však bývají tyto vazby slabší, především kvůli chemizaci vedoucí k úbytku hmyzu (Walsh & Harris 1996).

V této práci nevyšla signifikantní vazba netopýrů k vodním plochám, což příliš nesouhlasí s výsledky výše citovaných prací. Náš výsledek však může být zkreslený zvolenou metodikou – všechny lokality se nacházely nad vodními plochami. To mohlo jednak zapříčinit úspěšnější odchyt jedinců (spolehlivé podchycení druhů vyskytujících se na lokalitě) skrze nedostatek vodních ploch v okolí vybrané lokality a jednak to mohlo vést k nižším počtům odchycených jedinců v oblastech s rozsáhlými vodními plochami (kde se mohli netopýři lépe rozptýlit). Takto mohl být vliv vodních ploch interpretován spíše jako negativní či žádný. Pro potvrzení důležitosti vody pro netopýry by bylo potřeba zvolit metodiku, která by srovnávala lokality u vody a mimo vodu. Námi zvolená metodika umožňuje odhalit pouze netopýry vázané na rozsáhlé vodní plochy. Jinak řečeno: druhy, které preferují k lovu spíše rozsáhlé vodní plochy (dlouhé řeky, velká jezera) budou díky této metodě vykazovat pozitivní vazbu na rozlohu vodních ploch, kdežto netopýři, kterým postačí malé tůňky či potoky (ale stejně je pro ně voda zcela zásadním krajinným prvkem) nebudou vykazovat zřejmě žádnou vazbu na tento typ biotopu. Výskyt různých druhů na různých rozlohách vodních ploch potvrzuje např. Ciechanowski (2002). Zřejmě z tohoto důvodu nevyšla žádná vazba pro většinu netopýrů, jako například pro netopýra vodního, který se vyskytuje na většině našeho území nad naprostou většinou vodních ploch a pro něhož je voda obvykle chápána společně s listnatým lesem jako stěžejní biotop (Limpens & Kapteyn 1991, De Jong 1995, Walsh & Harris 1996, Kaňuch et al. 2008).

Zstoupení vodních ploch mělo průkazný efekt pro výskyt netopýra severního. Podle Wermundsen & Siivonen 2008 se jedná o druh využívající celé škály biotopů, alenejvíce lesů. Tam pravidelně využíval průseky mezi stromy nebo létal nad korunami. Velice často využíval lineárních struktur (včetně vegetace kolem vodních břehů) a lesních okrajů. Je možné, že v České republice tento netopýr také volí primárně lineární struktury, zejména pak ty kolem vodních ploch, protože mohou poskytovat větší množství hmyzu.

Těsně nesignifikantně s pozitivním vlivem vychází vliv vodní plochy na netopýra rezavého. Tento vztah nelze potvrdit, protože není podepřen dostatkem pozorování. Dá se však předpokládat, že větší vodní plochy mají pro netopýra rezavého pozitivní vliv. Hovoříme o široce rozšířeném stromovém druhu, který je vázaný na lesnatou krajinu v okolí vod nižších a středních poloh (Anděra & Hanák 2007). Tito netopýři jsou často vídáni, jak loví v okolí vody, podél okrajů vegetace a jsou schopni létat až 2,5 km daleko za vhodným lovištěm. K lovu i přeletům často využívají větší vodní plochy, jako například řeky, kanály, okraje jezer a rybníků (Vaughan et al. 1997, Lesiński & Kowalski 2000, Ciechanowski 2002, Kaňuch et al. 2008). Podle Lintott et al. (2015) se ale zdá, že pozitivní vliv rozlohy vodních ploch na netopýra vodního není stoprocentní. Ve své práci zabývající se vodními toky v urbanizovaných lokalitách píše, že netopýři rezaví se často vyskytovali nad středně velkým množstvím vody, ale s přibývajícím plochou ubývali. Přičítá to širokému spektru lovišť tohoto netopýra.

Pozitivní vliv vodní plochy jsme zjistili také pro netopýra vousatého. Řeč je o netopýrovi vyskytujícím se v listnatých a smíšených lesech ve členité krajině středních a vyšších poloh (Vaughan et al. 1997, Hanák & Anděra 2006). Kromě preference pro listnaté lesy potvrzuje Vaughan et al. (1997) pozitivní vztah netopýra vousatého k vodním plochám - ve stejné práci byl tento druh nejvíc nacházen nad jezery a řekami, o něco méně v lesech.

Neprokázané vazby různých druhů netopýrů ke konkrétním typům krajinného pokryvu

Je zajímavé, že v případě netopýra parkového nevychází žádný z prediktorů průkazně. Je možné, že přítomnost tohoto druhu souvisí s jinými vlastnostmi krajiny než námi sledovanými typy krajinného pokryvu. Tento druh tvoří úkryty v dutinách stromů, ptačích a netopýřích budkách, pod kůrou či v budovách. Hmyz loví v otevřených prostorách lesa, tedy nad pasekami, lesními cestami, na okrajích lesů, v parcích a nad vodní hladinou (Anděra & Gaisler 2012). Dalo by se očekávat, že na netopýra parkového bude mít pozitivní vliv plocha lesa a vody, nicméně nic takového nemůžeme prokázat. Zřejmě je za potřebí dalšího výzkumu, aby nějaký z prediktorů vyšel prokazatelně.

V neposlední řadě je potřeba připomenout druhy netopýrů, které se sice chytaly, ale nebyly zahrnuty do našich statistických analýz. Jedná se o vzácně chytané netopýry, pro které se nám nepodařilo získat tolik dat, aby se z nich daly spočítat smysluplné výsledky. Konkrétně se jedná o netopýra pobřežního a východního, což jsou u nás vzácně se vyskytující druhy a byly odchyceny pouze v jednotkách jedinců. Dále jsme do statistik nezahrnuli vrápence malého a netopýra pestrého. Oba dva druhy se na našem území vyskytují celkem běžně a jejich rozšíření s odhadem početností je k nahlédnutí v atlase savců ČR. Avšak jistá specifika nám znesnadnila jejich odchyt (perfektní echolokace vrápence malého a lov vysoko v korunách stromů spolu s těžištěm výskytu ve vyšších polohách v případě netopýra pestrého) a nebylo tak možné spolehlivě zjistit jejich vztah ke krajinným proměnným. V tomto případě můžeme opět pouze doporučit další výzkum, ideálně provedený více metodami.

Vliv krajinného pokryvu na poměr pohlaví dospělých jedinců

Další vztah, který nás zajímal je vliv krajinného pokryvu na pohlaví a stáří jedinců. Je zřejmé, že mezi netopýry dochází k časové i prostorové sexuální segregaci. Navíc je dost možné, že biotopové preference samic se mohou lišit s přicházející březostí (viz např. biotopové preference samic netopýra vodního zmíněné výše), kdy mají podstatně vyšší nároky, co se týká dostatku potravy. Naproti tomu u samců se dá očekávat větší flexibilita v tomto směru. Zejména členitost krajiny a nadmořská výška má podle některých studií prokazatelný vliv na

řadu temperátních netopýrů a segregaci jejich pohlaví (Grindal et al. 1999, Cryan et al. 2000, Russo 2002, Encarnação et al. 2005, Encarnação 2012).

V našich výsledcích se po odfiltrování vlivu geografické oblasti ukázalo, že pozitivní efekt na poměr samců v populaci má členitost terénu, plocha zástavby, orné půdy, listnatých i jehličnatých lesů. To lze interpretovat tak, že zastoupení samců je celkově větší v oblastech s vertikálně členitější krajinou, ale v rámci jednotlivých geografických oblastí zastoupení samců roste s množstvím zástavby či orné půdy. Je zřejmé, že kromě luk a vodních ploch mají samci netopýrů preference pro všechny biotopy, respektive zastoupení více biotopů znamená i pestřejší krajinu. To v podstatě odpovídá našemu očekávání, že jsou samci na rozdíl od samic poněkud flexibilnější a rozložení jejich výskytu v krajině je ve srovnání s mateřskými koloniemi obývanými vesměs samicemi a mláďaty zřejmě rovnoměrnější.

Závěr

Vliv stále rostoucí urbanizace a modifikace biotopů má zcela jasně dalekosáhlé dopady na všechny úrovně biodiverzity. Netopýři byli v tomto směru podrobeni celé řadě výzkumů v různých částech světa, nejvíce v tropech, kde jsou jejich reakce převážně negativní. V Evropě, kde je lidská činnost patrná tisíce let je však obdobný počet druhů jako v severní Americe, kde jsou nezasazené plochy podstatně větší. Je patrné, že většina evropských druhů netopýřů se dokázala v menší či větší míře přizpůsobit člověkem modifikované krajině, některé druhy z takových změn dokonce benefitují a rozšiřují se daleko za hranice původního areálu výskytu (například *Pipistrellus kuhlii*).

Cílem této práce bylo na základě datového materiálu nasbíraného pomocí standardizovaných odchyťů netopýřů do nárazových sítí v rámci České republiky zhodnotit vliv struktury krajinného pokryvu včetně antropogenních stanovišť a regionálních specifík na diversitu, densitu a populační parametry netopýřích společenstev.

Naše výsledky ukázaly, že:

Nepočítáme-li vliv oblasti, tak pro nejvíce druhů netopýřů (6) vyšla pozitivní vazba rozlohy listnatého lesa, vliv zástavby vyšel pozitivně pouze pro 3 druhy.

Druhy vykazující pozitivní vazbu na listnatý les nebyly prokazatelně vázané na plochu zástavby

Jako hlavní faktor určující zastoupení pohlaví se neukázala zástavba, ale členitost krajiny. S rostoucí členitostí klesal výrazně podíl jedinců indikujících mateřské kolonie, tedy samic a mláďat.

Ve výsledcích nevyšla žádná signifikantní vazba na vodní plochy, zřejmě kvůli zvolené metodice odchyťů. U dvou druhů vyšla pozitivní vazba na orné půdy, jeden druh vykazoval pozitivní vazbu na louky, což mohl být opět zkreslený výsledek způsobený zvolenou metodikou a strukturou krajiny. Zároveň nevyšla žádná vazba pro netopýra parkového a nešlo spočítat výsledky pro málo chytané druhy. Pro získání lepších výsledků by bylo vhodné provést více odchyťů na lokalitách rovnoměrně rozprostřených po České republice dle zvolených kritérií.

Zajímavé výsledky by mohlo poskytnout srovnání odchyťů na různých místech Evropy při dodržení stejných parametrů jako v této práci. Některé citované práce naznačují, že by se reakce netopýřů na různé struktury krajinného pokryvu mohly lišit napříč areálem jejich výskytu a komplexní studie zahrnující více zemí by mohla poskytnout zajímavé výsledky.

Literatura

- Adams, R. A., & Hayes, M. A. (2008). Water availability and successful lactation by bats as related to climate change in arid regions of western North America. *Journal of Animal Ecology*, 77(6), 1115–1121. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01447.x>
- Afonso, E., Tournant, P., Foltête, J. C., Giraudoux, P., Baurand, P. E., Roué, S., Canella, V., Vey, D., & Scheifler, R. (2016). Is the lesser horseshoe bat (*Rhinolophus hipposideros*) exposed to causes that may have contributed to its decline? A non-invasive approach. *Global Ecology and Conservation*, 8, 123–137. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2016.09.002>
- Ancillotto, L., Cistrone, L., Mosconi, F., Jones, G., Boitani, L., & Russo, D. (2014). The importance of non-forest landscapes for the conservation of forest bats: lessons from barbastelles (*Barbastella barbastellus*). *Biodiversity and Conservation*, 24(1), 171–185. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0802-7>
- Ancillotto, L., Santini, L., Ranc, N., Maiorano, L., & Russo, D. (2016). Extraordinary range expansion in a common bat: The potential roles of climate change and urbanisation. *Science of Nature*, 103(3–4). <https://doi.org/10.1007/s00114-016-1334-7>
- Ancillotto, L., Tomassini, A., & Russo, D. (2015). The fancy city life: Kuhl's pipistrelle, *Pipistrellus kuhlii*, benefits from urbanisation. *Wildlife Research*, 42(7), 598–606. <https://doi.org/10.1071/WR15003>
- Anděra, M., & Gaisler, J. (2012). Savci České republiky: popis, rozšíření, ekologie, ochrana. Academia Praha.
- Anděra, M., & Hanák, V. (2005). Atlas rozšíření savců v České Republice / Č. 1. Vrápencovití (Rhinolophidae), netopýrovití (*Vespertilionidae* – *Barbastella barbastellus*, *Plecotus auritus*, *Plecotus austriacus*). Národní Muzeum.
- Anděra, M., & Hanák, V. (2006). Atlas rozšíření savců v České Republice / Č. 2. Netopýrovití (*Vespertilionidae* – rod *Myotis*). Národní Muzeum.
- Anděra, M., & Hanák, V. (2007). Atlas rozšíření savců v České Republice / Č. 3. Netopýrovití (*Vespertilionidae* – *Vespertilio*, *Eptesicus*, *Nyctalus*, *Pipistrellus* a *Hypsugo*). Národní Muzeum.
- Anon, 2011. UNECE and FAO (2011) State of Europe's Forests 2011. Status trends Sustain. For. Manag. Eur.
- Arlettaz, R., Godat, S., & Meyer, H. (2000). Competition for food by expanding pipistrelle bat populations (*Pipistrellus pipistrellus*) might contribute to the decline of lesser horseshoe bats (*Rhinolophus hipposideros*). *Biological Conservation*, 93(1), 55–60.
- Arnfield, A. J. (2003). Two decades of urban climate research: A review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island. *International Journal of Climatology*, 23(1), 1–26. <https://doi.org/10.1002/joc.859>
- Arrizabalaga-Escudero, A., Napal, M., Aihartza, J., Garin, I., Alberdi, A., & Salsamendi, E. (2014). Can pinewoods provide habitat for a deciduous forest specialist? A two-scale approach to the habitat selection of Bechstein's bat. *Mammalian Biology*, 79(2), 117–122. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2013.09.005>
- Aziz, S. A., Olival, K. J., Bumrungsri, S., Richards, G. C., & Racey, P. A. (2016). The conflict between pteropodid bats and fruit growers: species, legislation and mitigation. In *Bats in the Anthropocene: Conservation of bats in a changing world* (pp. 377–426). Springer, Cham.
- Barataud, M. (2001): Field identification of european bats using heterodyne and time expansion detectors. *Nietoperze* 2, 157–167.
- REITER, A., BARTONIČKA, T., LUČAN, R. K., & ŘEHÁK, Z. (2010). New records of *Hypsugo savii* in the Czech Republic. *Vespertilio*.–2010.–13–14.–P, 121–125.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., & Walker, S. (2014). Fitting linear mixed-effects models using lme4. arXiv preprint arXiv:1406.5823.

- Bauerová, Z., & Cerveny, J. (1986). Towards an understanding of the trophic ecology of *Myotis nattereri*. *Folia zoologica* (Brno), 35(1), 55-61.
- Bender, M. J., Castleberry, S. B., Miller, D. A., & Bently Wigley, T. (2015). Site occupancy of foraging bats on landscapes of managed pine forest. *Forest Ecology and Management*, 336, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.10.004>
- Bihari, Z. (2004). The roost preference of *Nyctalus noctula* (Chiroptera, Vespertilionidae) in summer and the ecological background of their urbanization. *Mammalia*, 68(4), 329-336.
- Bontadina, F., Arlettaz, R., Fankhauser, T., Lutz, M., Mühlethaler, E., Theiler, A., & Zingg, P. (2000). The lesser horseshoe bat *Rhinolophus hipposideros* in Switzerland: present status and research recommendations. *Le Rhinolophe*, 14, 69-83.
- Bontadina, F., Schofield, H., & Naef-Daenzer, B. (2002). Radio-tracking reveals that lesser horseshoe bats (*Rhinolophus hipposideros*) forage in woodland. *Journal of Zoology*, 258(3), 281–290. <https://doi.org/10.1017/S0952836902001401>
- Border, J. A., Newson, S. E., White, D. C. J., & Gillings, S. (2017). Predicting the likely impact of urbanisation on bat populations using citizen science data, a case study for Norfolk, UK. *Landscape and Urban Planning*, 162, 44–55. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.02.005>
- Boughey, K. L., Lake, I. R., Haysom, K. A., & Dolman, P. M. (2011). Effects of landscape-scale broadleaved woodland configuration and extent on roost location for six bat species across the UK. *Biological Conservation*, 144(9), 2300–2310. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.06.008>
- Boyles, J. G., Cryan, P. M., McCracken, G. F., Kunz T. H. (2011). Economic Importance of Bats in Agriculture. *Science* 332 (6025), 41-42.
- Bradley, R. D., Ammerman, L. K., Baker, R. J., Bradley, L. C., Cook, J. A., Dowler, R. C., ... & Würsig, B. G. (2014). Revised checklist of North American mammals north of Mexico, 2014. Museum of Texas Tech University.
- Brigham, R. M. (1988). Load carrying and maneuverability in an insectivorous bat: a test of the 5% "rule" of radio-telemetry. *Journal of mammalogy*, 69(2), 379-382.
- Brigham, R. M. (1991). Flexibility in foraging and roosting behaviour by the big brown bat (*Eptesicus fuscus*). *Canadian Journal of Zoology*, 69(1), 117–121. <https://doi.org/10.1139/z91-017>
- Brinkmann, R. & Limpens, H. J. G. A. (1999). The role of bats in landscape planning. In: *Proceedings of the 3rd European Bat Detector Workshop* (119-136)
- Buckley, D. J., Lundy, M. G., Boston, E. S. M., Scott, D. D., Gager, Y., Prodöhl, P., Marnell, F., Montgomery, W. I., & Teeling, E. C. (2013). The spatial ecology of the whiskered bat (*Myotis mystacinus*) at the western extreme of its range provides evidence of regional adaptation. *Mammalian Biology*, 78(3), 198–204. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2012.06.007>
- Carrasco-Rueda, F., & Loiselle, B. A. (2019). Do riparian forest strips in modified forest landscapes aid in conserving bat diversity? *Ecology and Evolution*, 9(7), 4192–4209. <https://doi.org/10.1002/ece3.5048>
- Catto, C.M.C., Hutson, A.M., Racey, P.A. & Stephenson, P.J. (1996) Foraging behaviour and habitat use of the serotine bat (*Eptesicus serotinus*) in southern England. *Journal of Zoology*, London, 238, 623-633.
- CEĽUCH, M., DANKO, Š., & KAŇUCH, P. (2006). On urbanisation of *Nyctalus noctula* and *Pipistrellus pygmaeus* in Slovakia. *Vespertilio* 9–10: 219, 221.
- Ceľuch, M., Kropil, R. (2008). Bats in a Carpathian beech-oak forest (Central Europe): habitat use, foraging assemblages and activity patterns. *Folia Zoologica* 57(4): 358-372
- Ceľuch, M., & Zahn, A. (2008). Foraging habitats preferences of bats: new question in interpretation of bat detector data. *12*, 3–9.

- Cervený, J., and P. Bürger. "Bechstein's bat, *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1818), in the Sumava Region." *European bat research* (1987): 591-598.
- Červený, J., and P. Bürger. "Density and structure of the bat community occupying an old park at Žihobce (Czechoslovakia)." *European bat research* (1987): 475-486.
- Cervený, J., and P. Bürger. "The parti-coloured bat, *Vespertilio murinus* (Linnaeus, 1758) in the Sumava region." *European bat research* (1987): 599-607.
- Charbonnier, Y. M., Barbaro, L., Barnagaud, J. Y., Ampoorter, E., Nezan, J., Verheyen, K., & Jactel, H. (2016). Bat and bird diversity along independent gradients of latitude and tree composition in European forests. *Oecologia*, 182(2), 529–537. <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3671-9>
- Charney, N., & Record, S. (2009). *vegetarian-package: Jost Diversity Measures for Community Data*.
- Ciechanowski, M. (2002). Community structure and activity of bats (Chiroptera) over different waterbodies. *Mammalian Biology*, 67(5), 276–285. <https://doi.org/10.1078/1616-5047-00042>
- Ciechanowski, M. (2005). Utilization of artificial shelters by bats (Chiroptera) in three different types of forest. In *Folia Zool* (Vol. 54, Issue 2).
- Ciechanowski, M. (2015). Habitat preferences of bats in anthropogenically altered, mosaic landscapes of northern Poland. *European Journal of Wildlife Research*, 61(3), 415–428. <https://doi.org/10.1007/s10344-015-0911-y>
- Clark, D.R., Shore, R.F., 2001. Chiroptera. In: Shore, R.F., Rattner, B.A. (Eds.), *Ecotoxicology of Wild Mammals*, John Wiley and Sons, London, pp. 159–214.
- CORINE Land Cover 2018, version 20. <https://sdi.eea.europa.eu/catalogue/srv/api/records/53ef1493-e7a1-4216-b043-87a7c2a5a68d>
- Cryan, P.M., Bogan, M.A., Altenbach, J.S. (2000) Effect of elevation on distribution of female bats in the Black Hills, South Dakota. *J Mammal* 81:719–725
- Culek, Martin, et al. "Biogeografické regiony České republiky." *Masarykova univerzita, Brno* (2013): 450.
- Davis, A., Taylor, C. E., & Major, R. E. (2011). Do fire and rainfall drive spatial and temporal population shifts in parrots? A case study using urban parrot populations. *Landscape and urban planning*, 100(3), 295-301.
- De Jong, J. (1995). Habitat use and species richness of bats in a patchy landscape. In *Acta Theriologica* (Vol. 40, Issue 3).
- De Jong, J., & Ahlén, I. (1991). Factors affecting the distribution pattern of bats in Uppland, central Sweden. *Ecography*, 14(2), 92-96.
- Denzinger, A., & Schnitzler, H. U. (2013). Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats. *Frontiers in Physiology*, 4 JUL. <https://doi.org/10.3389/fphys.2013.00164>
- DeStefano, S., & DeGraaf, R. M. (2003). Exploring the ecology of suburban wildlife. www.frontiersinecology.org
- Dietz, C., von Helversen, O., 2004. *Illustrated identification key to the bats of Europe*. Tuebingen & Erlangen.
- Dietz, M., and E. K. V. Kalko. "Reproduction affects flight activity in female and male Daubenton's bats, *Myotis daubentoni*." *Canadian Journal of Zoology* 85.5 (2007): 653-664.
- Dietz, M., & Pir, J. B. (2009). Distribution and habitat selection of *Myotis bechsteinii* in Luxembourg: implications for forest management and conservation (Vol. 58, Issue 3).

- Dietz, M., Pir, J. B., & Hillen, J. (2013). Does the survival of greater horseshoe bats and Geoffroy's bats in Western Europe depend on traditional cultural landscapes? *Biodiversity and Conservation*, 22(13–14), 3007–3025. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0567-4>
- Ekman, M., & De Jong, J. (1996). Local patterns of distribution and resource utilization of four bat species (*Myotis brandti*, *Eptesicus nilssonii*, *Plecotus auritus* and *Pipistrellus pipistrellus*) in patchy and continuous environments. *Journal of Zoology*, 238(3), 571–580.
- Encarnaç o, J.A., Kierdorf, U., Holweg, D., Jasnoch, U., Wolters, V. (2005) Sex-related differences in roost-site selection by Daubenton's bats *Myotis daubentonii* during the nursery period. *Mammal Rev* 35:285–294
- Encarnaç o, Jorge A. "Spatiotemporal pattern of local sexual segregation in a tree-dwelling temperate bat *Myotis daubentonii*." *Journal of Mammalogy* 30.2 (2012): 271-278.
- Entwistle, A. C., Racey, P. A., & Speakman, J. R. (1997). Roost selection by the brown long-eared bat *Plecotus auritus*. *Journal of Applied Ecology*, 399–408.
- FARR, Tom G., et al. The shuttle radar topography mission. *Reviews of geophysics*, 2007, 45.2.
- Fenton, M.B. & Simmons, N.B. (2014): *Bats: A world of Science and Mystery*, University of Chicago Press.
- Findley, J. S., Studier, E. H., & Wilson, D. E. (1972). Morphologic properties of bat wings. *Journal of Mammalogy*, 53(3), 429–444.
- Font urbel, F. E., Candia, A. B., Malebr an, J., Salazar, D. A., Gonz alez-Browne, C., & Medel, R. (2015). Meta-analysis of anthropogenic habitat disturbance effects on animal-mediated seed dispersal. *Global Change Biology*, 21(11), 3951–3960. <https://doi.org/10.1111/gcb.13025>
- Francis, R. A., & Chadwick, M. A. (2012). What makes a species synurbic? *Applied Geography*, 32(2), 514–521. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.06.013>
- Freudmann, A., Mollik, P., Tschapka, M., & Schulze, C. H. (2015). Impacts of oil palm agriculture on phyllostomid bat assemblages. *Biodiversity and Conservation*, 24(14), 3583–3599. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-1021-6>
- Frey-Ehrenbold, A., Bontadina, F., Arlettaz, R., & Obrist, M. K. (2013). Landscape connectivity, habitat structure and activity of bat guilds in farmland-dominated matrices. *Journal of Applied Ecology*, 50(1), 252–261. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12034>
- Fuentes-Montemayor, E., Goulson, D., Cavin, L., Wallace, J. M., & Park, K. J. (2013). Fragmented woodlands in agricultural landscapes: The influence of woodland character and landscape context on bats and their insect prey. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 172, 6–15. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.03.019>
- Gaisler, J. & Bauerov a, Z. (1985±1986). The life of bats in a city. *Myotis* 23–24: 209–215.
- GAISLER, Jiř ı, et al. A contribution to the population ecology of *Nyctalus noctula* (Mammalia: Chiroptera). 1979.
- Gaisler, J., Zukal, J., Rehak, Z., & Homolka, M. (1998). Habitat preference and flight activity of bats in a city. *Journal of Zoology*, 244(3), 439–445. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1998.tb00048.x>
- Gebgard, J., Bogdanowicz, W., 2004. *Nyctalus noctula*–Grober Abendsegler. In: Krapp, F., (Ed.), *Handbuch der S ugetiere Europas*. Volume 4/II, Fledertiere II. Aula-Verlag, Wiebelsheim, Germany, pp. 607–694.
- Gehrt, S. D., & Chelvig, J. E. (2004). Species-specific patterns of bat activity in an urban landscape. *Ecological Applications*, 14(2), 625–635.
- Grindal, S.D., Morissette, J.L., Brigham, R.M. (1999). Concentration of bat activity in riparian habitats over an elevational gradient. *Can J Zool* 77:972–977

- Hale, J. D., Fairbrass, A. J., Matthews, T. J., & Sadler, J. P. (2012). Habitat composition and connectivity predicts bat presence and activity at foraging sites in a large UK conurbation. *PLoS ONE*, 7(3). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0033300>
- Harbusch, C. (1999). Monitoring bats in the Grand-Duchy of Luxembourg. In *Proceedings of the 3rd European Bat Detector Workshop* (C. Harbusch, ed.). *Travaux Scientifiques du Musée National d'Histoire Naturelle de Luxembourg* (Vol. 31, pp. 59-79).
- Harrell Jr, F. E. and with contributions from many other users. *Hmisc: Harrell Miscellaneous*, 2004.
- Hijmans, R. J., van Etten, J., Mattiuzzi, M., Sumner, M., Greenberg, J. A., Lamigueiro, O. P., ... & Shortridge, A. (2013). raster" package for R.
- Horáček, I. (2010). Monitoring bats in underground hibernacula. Pp.: 93–108. *A Tribute to Bats. Lesnická práce sro, Kostelec nad Černými lesy.*
- Horáček, I. (1981). Population ecology of *Myotis myotis* in central Bohemia (Mammalia: Chiroptera). *Univerzita Karlova*.
- Horáček, I. (1984). Remarks on the causality of population decline in European bats. *Myotis*, 21(22), 138-147.
- Horáček, I., & Uhrin, M. (Eds.). (2010). *A tribute to bats. Lesnická práce, sro.*
- Ibáñez, C., Guillén, A., Agirre-Mendi, P. T., Juste, J., Schreur, G., Cordero, A. I., & Popa-Lisseanu, A. G. (2009). Sexual segregation in Iberian noctule bats. *Journal of Mammalogy*, 90(1), 235-243.
- Jenkins, E. V., Laine, T., Morgan, S. E., Cole, K. R., & Speakman, J. R. (1998). Roost selection in the pipistrelle bat, *Pipistrellus pipistrellus* (Chiroptera: Vespertilionidae), in northeast Scotland. *Animal Behaviour*, 56(4), 909-917.
- Johansson, M., Primmer, C. R., & Merilä, J. (2007). Does habitat fragmentation reduce fitness and adaptability? A case study of the common frog (*Rana temporaria*). *Molecular Ecology*, 16(13), 2693–2700. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2007.03357.x>
- Jones, G., Jacobs, D. S., Kunz, T. H., Wilig, M. R., & Racey, P. A. (2009). Carpe noctem: The importance of bats as bioindicators. In *Endangered Species Research* (Vol. 8, Issues 1–2, pp. 93–115). <https://doi.org/10.3354/esr00182>
- Jung, K., & Threlfall, C. G. (2018). Trait-dependent tolerance of bats to urbanization: A global meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1885). <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.1222>
- Jung, K., Threlfall, C., (2016). Urbanisation and its effects on bats – a global meta-analysis. In: Voigt, C.C., Kingston, T. (Eds.), *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*. Springer, Cham, Heidelberg, New York, Dordrecht, London, pp. 13–33.
- Kalda, R., Kalda, O., Lõhmus, K., & Liira, J. (2015). Multi-scale ecology of woodland bat: the role of species pool, landscape complexity and stand structure. *Biodiversity and Conservation*, 24(2), 337–353. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0811-6>
- Kaňuch, P., Danko, Š., Celuch, M., Krištín, A., Pjenčák, P., Matis, Š., & Šmídt, J. (2008). Relating bat species presence to habitat features in natural forests of Slovakia (Central Europe). *Mammalian Biology*, 73(2), 147–155. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2006.12.001>
- Kaplan, J. O., Krumhardt, K. M., & Zimmermann, N. (2009). The prehistoric and preindustrial deforestation of Europe. *Quaternary Science Reviews*, 28(27-28), 3016-3034.
- Kerth, G., Weissmann, K., & König, B. (2001). Day roost selection in female Bechstein's bats (*Myotis bechsteinii*): a field experiment to determine the influence of roost temperature. *Oecologia*, 126(1), 1-9.

- Kirkpatrick, L., Maher, S. J., Lopez, Z., Lintott, P. R., Bailey, S. A., Dent, D., & Park, K. J. (2017). Bat use of commercial coniferous plantations at multiple spatial scales: Management and conservation implications. *Biological Conservation*, 206, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.018>
- Kowalski, K., & Ruprecht, A. L. (1981). Bats–Chiroptera. In: Keys to vertebrates of Poland. Mammals. Z. Pucek, ed. PWN.
- Kravchenko, K., Vlaschenko, A., Prylutska, A., Rodenko, O., Hukov, V., & Shuvaev, V. (2017). Year-round monitoring of bat records in an urban area: Kharkiv (NE Ukraine), 2013, as a case study. *Turkish Journal of Zoology*, 41(3), 530–548. <https://doi.org/10.3906/zoo-1602-51>
- Kuenzi, A.J. & Morrison, M.L., 1998. Detection of bats by mist-nets and ultrasonic sensors. *Wildlife Society Bulletin*, pp.307-311.
- Kunz, T.H., (1982). Roosting ecology of bats. In: Kunz, T.H. (Ed.), *Ecology of Bats*. Plenum Press, New York, pp. 1–55.
- Kunz, T. H., Lumsden, L. F., (2003). Ecology of Cavity and Foliage Roosting Bats. In: *Bat Ecology*. The University of Chicago Press. 3-69
- Kunz, T. H., Kurta, A. (1990): Capture methods and holding devices. In: *Ecological and Behavioural Methods for Study of Bats*. Ed. By T. H. Kunz. Washington D. C., London: Smithsonian Institution Press. Pp. 1-29.
- Kunz, T. H., & Parsons, S. (2009). Ecological and behavioral methods for the study of bats (No. Sirsi) i9780801891472).
- Kunz, T. H., Pierson E.D. (1994): *Walker's Bats of the World* introduction. The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London
- 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-PRAHA*, 53(2), 113-128.
- Lacoeuilhe, A., Machon, N., Julien, J. F., LeBocq, A., & Kerbiriou, C. (2014). The influence of low intensities of light pollution on bat communities in a semi-natural context. *PloSone*, 9(10).
- Lesiński, G., Fuszara, E., Kowalski, M. (1999). Foraging areas and relative density of bats (Chiroptera) in differently human transformed landscapes. *Z. Säugetierkunde* 65 (2000), 129-137
- Lesinski, G., Fuszara, E., & Kowalski, M. (2000). Foraging areas and relative density of bats (Chiroptera) in differently human transformed landscapes. *Zeitschrift fur Säugetierkunde*, 65(3), 129-137.
- Lesinski, G., Kowalski, M., Wojtowicz, B., Gulatowska, J., & Lisowska, A. (2007). Bats on forest islands of different size in an agricultural landscape. *Folia Zoologica*, 56(2), 153.
- Lewanzik, D., & Voigt, C. C. (2017). Transition from conventional to light-emitting diode street lighting changes activity of urban bats. *Journal of Applied Ecology*, 54(1), 264–271. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12758>
- Limpens, H. J. G. A., & Kapteyn, K. (1991). Bats, their behaviour and linear landscape elements. *Myotis*, 29(6), 63-71.
- Lintott, P. R., Bunnefeld, N., Minderman, J., Fuentes-Montemayor, E., Mayhew, R. J., Olley, L., & Park, K. J. (2015). Differential responses to woodland character and landscape context by cryptic bats in urban environments. *PLoS ONE*, 10(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0126850>
- Lintott, P. R., Bunnefeld, N., & Park, K. J. (2015). Opportunities for improving the foraging potential of urban waterways for bats. *Biological Conservation*, 191, 224–233. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.036>
- Lobova, Tatyana A. Geiselman, Cullen K. Mori, Scott A. (2009). *Seed dispersal by bats in the Neotropics*. New York Botanical Garden

- Löhmus, K., & Liira, J. (2013). Old rural parks support higher biodiversity than forest remnants. *Basic and Applied Ecology*, 14(2), 165–173. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2012.12.009>
- Lučan, R. K. (2004). Sezónní dynamika aktivity a biotopové preference společenstva netopýrů Českobudějovické pánve. 8, 69–97.
- Lučan, R. K. (2009). Effect of colony size and reproductive period on the emergence behaviour of a maternity colony of Daubenton's Bat (*Myotis daubentonii*) occupying an artificial roost (Chiroptera: Vespertilionidae). *Lynx*, 40, 71-81.
- Lučan, R. K., Andreas, M., Benda, P., Bartonička, T., Březinová, T., Hoffmannová, A., Hulová, Š., Hulva, P., Neckářová, J., Reiter, A., Svačina, T., Šálek, M., & Horáček, I. (2009). Alcatheo Bat (*Myotis alcatheo*) in the Czech Republic: Distributional Status, Roosting and Feeding Ecology. *Acta Chiropterologica*, 11(1), 61–69. <https://doi.org/10.3161/150811009x465695>
- Lučan, R., Burger, P., & Hanák, V. (2007). Netopýři (Chiroptera) Českobudějovicka. *Vespertilio*, 11(1894), 65–102.
- Lučan, R. K., Hanák, V., & Horáček, I. (2009). Long-term re-use of tree roosts by European forest bats. *Forest ecology and management*, 258(7), 1301-1306.
- LUČAN, R. K., & MOKRYCKI, M. (2012). A house-dwelling maternity colony of *Nyctalus leisleri*: first record from the Czech Republic. *Vespertilio*, 16, 191-195.
- Maxinová, E., Kipson, M., Nadó, L., Hradická, P., & Uhrin, M. (2016). Foraging Strategy of Kuhl's Pipistrelle at the Northern Edge of the Species Distribution. *Acta Chiropterologica*, 18(1), 215–222. <https://doi.org/10.3161/15081109acc2016.18.1.012>
- Mazurska, K., & Ruczyński, I. (2008). Bats select buildings in clearings in Białowieża Primeval Forest. *Acta Chiropterologica*, 10(2), 331–338. <https://doi.org/10.3161/150811008x414908>
- Mehr, M., Brandl, R., Hothorn, T., Dziock, F., Förster, B., & Müller, J. (2011). Land use is more important than climate for species richness and composition of bat assemblages on a regional scale. *Mammalian Biology*, 76(4), 451–460. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2010.09.004>
- Meyer, C. F. J., Aguiar, L. M. S., Aguirre, L. F., Baumgarten, J., Clarke, F. M., Cosson, J. F., Villegas, S. E., Fahr, J., Faria, D., Furey, N., Henry, M., Hodgkinson, R., Jenkins, R. K. B., Jung, K. G., Kingston, T., Kunz, T. H., Mac Swiney Gonzalez, M. C., Moya, I., Pons, J. M., ... Kalko, E. K. v. (2010). Long-term monitoring of tropical bats for anthropogenic impact assessment: Gauging the statistical power to detect population change. *Biological Conservation*, 143(11), 2797–2807. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.07.029>
- Meyer, C. F., Fründ, J., Lizano, W. P., & Kalko, E. K. (2008). Ecological correlates of vulnerability to fragmentation in Neotropical bats. *Journal of Applied Ecology*, 45(1), 381-391.
- Michaelsen, T. C., 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. <https://doi.org/10.3161/150811014x687305>
- Moss, T., Griefahn, B., Kloas, W., Voigt, C. C., Henckel, D., Hänel, A., Kappeler, P. M., Völker, S., Schwoppe, A., Franke, S., Uhrlandt, D., Fischer, J., Klenke, R., Wolter, C., Tockner, K., Hölker, F., Moss, T., Griefahn, B., Kloas, W., ... Tockner, K. (2010). The Dark Side of Light: A Transdisciplinary Research Agenda for Light Pollution Policy.
- Motte, G., & Libois, R. (2002). Conservation of the lesser horseshoe bat (*Rhinolophus hipposideros* Bechstein, 1800) (Mammalia: Chiroptera) in Belgium. A case study of roosting habitat requirements.
- Müller, J., Brandl, R., Buchner, J., Pretzsch, H., Seifert, S., Strätz, C., Veith, M., & Fenton, B. (2013). From ground to above canopy—Bat activity in mature forests is driven by vegetation density and height. *Forest Ecology and Management*, 306, 179–184. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.06.043>

- Napal, M., Garin, I., Goiti, U., Salsamendi, E., & Aihartza, J. (2010). Habitat selection by *Myotis bechsteinii* in the southwestern Iberian Peninsula. In *Annales Zoologici Fennici* (Vol. 47, No. 4, pp. 239-250). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- Napal, M., Garin, I., Goiti, U., Salsamendi, E., & Aihartza, J. (2013). Past deforestation of Mediterranean Europe explains the present distribution of the strict forest dweller *Myotis bechsteinii*. *Forest Ecology and Management*, 293, 161–170. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.12.038>
- Nicholls, B., & A. Racey, P. (2006). Habitat selection as a mechanism of resource partitioning in two cryptic bat species *Pipistrellus pipistrellus* and *Pipistrellus pygmaeus*. *Ecography*, 29(5), 697-708.
- Norberg, U. M. (1976). Aerodynamics of hovering flight in the long-eared bat *Plecotus auritus*. *Journal of Experimental Biology*, 65(2), 459-470.
- Nyholm, E. S. (1965, January). Zur Ökologie von *Myotis mystacinus* (Leisl.) und *M. daubentoni* (Leisl.)(Chiroptera). In *Annales Zoologici Fennici* (Vol. 2, No. 2, pp. 77-123). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- O'Farrell, M. J., & Gannon, W. L. (1999). A comparison of acoustic versus capture techniques for the inventory of bats. *Journal of Mammalogy*, 80(1), 24-30.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Stevens, M. H. H., Oksanen, M. J., & Suggests, M. A. S. S. (2007). The vegan package. *Community ecology package*, 10, 631-637.
- Oakeley, S. F., & Jones, G. (1998). Habitat around maternity roosts of the 55 kHz phonic type of pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus*). *Journal of Zoology*, 245(2), 222-228.
- Park, K. J. (2015). Mitigating the impacts of agriculture on biodiversity: Bats and their potential role as bioindicators. In *Mammalian Biology* (Vol. 80, Issue 3, pp. 191–204). Elsevier GmbH. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2014.10.004>
- Parry-Jones, K. A., & Augee, M. L. (2001). Factors affecting the occupation of a colony site in Sydney, New South Wales by the Grey-headed Flying-fox *Pteropus poliocephalus* (Pteropodidae). *Austral Ecology*, 26(1), 47-55.
- Petterson, L. (1999). Time expansion ultrasound detectors. In: *Proceedings of the 3rd European Bat Detector Workshop*. Luxembourg. 21-34
- Plank, M., Fiedler, K., & Reiter, G. (2012). Use of forest strata by bats in temperate forests. *Journal of Zoology*, 286(2), 154–162. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2011.00859.x>
- Popa-Lisseanu, A. G., Bontadina, F., & Ibáñez, C. (2009). Giant noctule bats face conflicting constraints between roosting and foraging in a fragmented and heterogeneous landscape. *Journal of Zoology*, 278(2), 126–133. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2009.00556.x>
- Rachwald, A. (1992). Habitat preference and activity of the noctule bat *Nyctalus noctula* in the Białowieża Primeval Forest. *Acta theriol*, 37, 413-422.
- Rachwald, A., Bradford, T., Borowski, Z., & Racey, P. A. (2016). Habitat preferences of soprano Pipistrelle *Pipistrellus pygmaeus* (Leach, 1825) and common Pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* (Schreber, 1774) in two different Woodlands in North East Scotland. *Zoological Studies*, 55. <https://doi.org/10.6620/ZS.2016.55-22>
- Ransome, R. D., & Hutson, A. M. (1999). Action plan for conservation of the Greater Horseshoe Bat (*Rhinolophus ferrumequinum*) in Europe. Council of Europe, Strasbourg.
- Reiter, G., Pölzer, E., Mixanig, H., Bontadina, F., & Hüttmeir, U. (2013). Impact of landscape fragmentation on a specialised woodland bat, *Rhinolophus hipposideros*. *Mammalian Biology*, 78(4), 283–289. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2012.11.003>

- Rodrigues, L., Zahn, A., Rainho, A., & Palmeirim, J. M. (2003). Contrasting the roosting behaviour and phenology of an insectivorous bat (*Myotis myotis*) in its southern and northern distribution ranges. *Mammalia*, 67(3), 321–335. <https://doi.org/10.1515/mamm.2003.67.3.321>
- Röleke, M. (2019). Foraging strategies of an aerial-hawking insectivore, the common noctule bat *Nyctalus noctula* (Doctoral dissertation).
- Rudolph, B. U., Liegl, A., & Von Helversen, O. (2009). Habitat selection and activity patterns in the greater mouse-eared bat *Myotis myotis*. *Acta Chiropterologica*, 11(2), 351-361.
- Russ, J. M., & Montgomery, W. I. (2002). Habitat associations of bats in Northern Ireland: implications for conservation. *Biological Conservation*, 108(1), 49-58.
- Russo, D. (2002). Elevation affects the distribution of the two sexes in Daubenton's bats *Myotis daubentonii* (Chiroptera: Vespertilionidae) from Italy. *Mammalia*, 66(4), 543-552.
- Russo, D., & Jones, G. (2003). Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: Conservation implications. *Ecography*, 26(2), 197–209. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03422.x>
- Russo, D., Jones, G., & Migliozzi, A. (2002). Habitat selection by the Mediterranean horseshoe bat, *Rhinolophus euryale* (Chiroptera: Rhinolophidae) in a rural area of southern Italy and implications for conservation. *Biological Conservation*, 107(1), 71-81.
- RÚIAN (Registr územní identifikace, adres a nemovitostí). <https://www.cuzk.cz/ruian/>
- Rydell, J. (1986). Foraging and diet of the northern bat *Eptesicus nilssoni* in Sweden. *Ecography*, 9(4), 272-276.
- Rydell, J. (1992). Exploitation of Insects around Street lamps by Bats in Sweden. In Source: Functional Ecology (Vol. 6, Issue 6).
- Rydell, J., Bushby, A., Cosgrove, C.C. & Racey, P.A. (1994). Habitat use by bats along rivers in northeast Scotland. *Folia Zoologica*, 43, 417-424.
- RYDELL, J., and P. A. RACEY. (1995). Street lamps and the feeding ecology of insectivorous bats. *Symposia of the Zoological Society of London*, 67: 291–307.
- Sakamoto, Y., Ishiguro, M., & Kitagawa, G. (1986). Akaike information criterion statistics. Dordrecht, The Netherlands: D. Reidel, 81.
- Schofield, H. W. (1996). The ecology and conservation biology of *Rhinolophus hipposideros*, the lesser horseshoe bat (Doctoral dissertation, University of Aberdeen).
- Schneider, A., Mertes, C. M., Tatem, A. J., Tan, B., Sulla-Menashe, D., Graves, S. J., Patel, N. N., Horton, J. A., Gaughan, A. E., Rollo, J. T., Schelly, I. H., Stevens, F. R., & Dastur, A. (2015). A new urban landscape in East-Southeast Asia, 2000-2010. *Environmental Research Letters*, 10(3). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/3/034002>
- Sendor, T. (2002). Population ecology of the pipistrelle bat (*Pipistrellus pipistrellus* Schreber, 1774): the significance of the year-round use of hibernacula for life histories.
- Shafie, N. J., ModSah, S. A., Abdul Mutalib, A. H., & Fadzly, N. (2017). General perceptions and awareness level among local residents in Penang Island toward bats conservation efforts. *Tropical Life Sciences Research*, 28(2), 31–44. <https://doi.org/10.21315/tlsr2017.28.2.3>
- Shiel, C. B., & Fairley, J. S. (1998). Activity of Leisler's Bat *Nyctalus leisleri* (Kuhl) in the Field in South-East County Wexford, as Revealed by a Bat Detector (Vol. 98, Issue 2). <https://about.jstor.org/terms>
- Siemers, B. M., & Schnitzler, H. U. (2004). Echolocation signals reflect niche differentiation in five sympatric congeneric bat species. *Nature*, 429(6992), 657–661. <https://doi.org/10.1038/nature02547>

- Smith, P. G., & Racey, P. A. (2005). The itinerant Natterer: physical and thermal characteristics of summer roosts of *Myotis nattereri* (Mammalia: Chiroptera). *Journal of Zoology*, 266(2), 171-180.
- Stoate, C., Boatman, N. D., Borralho, R. J., Carvalho, C. R., De Snoo, G. R., & Eden, P. (2001). Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63(4), 337-365. <https://doi.org/10.1006/jema.2001.0473>
- Strelkov, P. P. "Breeding area and its position in range of migratory bats species (Chiroptera, Vespertilionidae) in East Europe and adjacent territories. Communication 1." *Zoologicheskii Zhurnal* 76 (1997): 1073-1082.
- Swift, S. M., & Racey, P. A. (1983). Resource partitioning in two species of vespertilionid bats (Chiroptera) occupying the same roost. *Journal of Zoology*, 200(2), 249-259.
- Šuba, J., Vietniece, D., & Pētersons, G. (2010). The parti-coloured bat *Vespertilio murinus* in Rīga (Latvia) during autumn and winter. *Env Exp Biol*, 8, 93-96.
- Tournant, P., Afonso, E., Roué, S., Giraudoux, P., & Foltête, J. C. (2013). Evaluating the effect of habitat connectivity on the distribution of lesser horseshoe bat maternity roosts using landscape graphs. *Biological Conservation*, 164, 39-49. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.013>
- Treby, D. L., & Castley, J. G. (2016). Determinants of microbat communities in urban forest remnants: a rapid landscape scale assessment. *Urban Ecosystems*, 19(3), 1351-1371. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0552-2>
- Uhrin, M., Benda, P., & Kaňuch, P. (2017). Different responses of attic-dwelling bat species to landscape naturalness. *Mammalian Biology*, 82, 48-56. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2016.10.001>
- Uhrin, M., Hüttmeir, U., Kipson, M., Estók, P., Sachanowicz, K., Bücs, S., Karapandža, B., Paunović, M., Presetnik, P., Bashta, A. T., Maxinová, E., Lehotská, B., Lehotský, R., Barti, L., Csösz, I., Szodoray-Paradi, F., Dombi, I., Görföl, T., Boldogh, S. A., ... Benda, P. (2016). Status of Savi's pipistrelle *Hypsugo savii* (Chiroptera) and range expansion in Central and south-eastern Europe: A review. In *Mammal Review* (Vol. 46, Issue 1, pp. 1-16). Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1111/mam.12050>
- Van der Meij, T., Van Strien, A. J., Haysom, K. A., Dekker, J., Russ, J., Biala, K., ... & Limpens, H. (2015). Return of the bats? A prototype indicator of trends in European bat populations in underground hibernacula. *Mammalian Biology*, 80(3), 170-177.
- Vaughan, T. A. (1970). Flight patterns and aerodynamics. *Biology of bats*, 1, 195-216.
- Vaughan, N., Jones, G., & Harris, S. (1997). Habitat Use by Bats (Chiroptera) Assessed by Means of a Broad-Band Acoustic Method. In *Source: Journal of Applied Ecology* (Vol. 34, Issue 3).
- Walsh, A. L., & Harris, S. (1996). Foraging habitat preferences of vespertilionid bats in Britain. *Journal of Applied Ecology*, 508-518.
- Waters, D.A. & Jones, G. (1995) Echolocation call structure and intensity in five species of insectivorous bats. *Journal of Experimental Biology*, 198, 475-489.
- Webb, P. I., Speakman, J. R., & Racey, P. A. (1995). Evaporative water loss in two sympatric species of vespertilionid bat, *Plecotus auritus* and *Myotis daubentoni*: relation to foraging mode and implications for roost site selection. *Journal of Zoology*, 235(2), 269-278.
- Wermundsen, T., & Siivonen, Y. (2008). Foraging habitats of bats in southern Finland. *Acta theriologica*, 53(3), 229-240.
- Wicke, B., Sikkema, R., Dornburg, V., & Faaij, A. (2011). Exploring land use changes and the role of palm oil production in Indonesia and Malaysia. *Land Use Policy*, 28(1), 193-206. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2010.06.001>
- Wood, H., Lindborg, R., & Jakobsson, S. (2017). European Union tree density limits do not reflect bat diversity in wood-pastures. *Biological Conservation*, 210, 60-71. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.04.001>

Zahn, A., Bauer, S., Kriner, E., & Holzhaider, J. (2010). Foraging habitats of *Myotis emarginatus* in Central Europe. *European Journal of Wildlife Research*, 56(3), 395–400. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0331-y>

Zehetmair, T., Müller, J., Runkel, V., Stahlschmidt, P., Winter, S., Zharov, A., & Gruppe, A. (2015). Poor effectiveness of Natura 2000 beechforests in protecting forest-dwelling bats. *Journal for Nature Conservation*, 23, 53–60. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.07.003>

Přílohy

Příloha 1. Datová tabulka odchytů