

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta



MAGISTERSKÁ DIPLOMOVÁ PRÁCE

Úkrytová ekologie tří kryptických druhů netopýrů: netopýra alkathoe (*Myotis alcathoe*), netopýra Brandtova (*Myotis brandtii*) a netopýra vousatého (*Myotis mystacinus*)

Vypracovala. Bc. Tereza Vlasatá

Vedoucí práce: RNDr. Radek Lučan PhD.

České Budějovice 2012

Vlasatá T. (2012). Úkrytová ekologie tří kryptických druhů netopýrů: netopýra alcaothoe (*Myotis alcaothoe*), netopýra Brandtova (*Myotis brandtii*) a netopýra vousatého (*Myotis mystacinus*). Magisterská práce, 35 stran, Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita, České Budějovice, Česká Republika.

Vlasatá T. (2012). Roosting ecology of three cryptic whiskered bats: Alcaothoe Whiskered Bat (*Myotis alcaothoe*), Brandt's Bat (*Myotis brandtii*) and Whiskered Bat (*Myotis mystacinus*). Master Thesis, in Czech, 35 pp. Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Annotation:

Based on radiotracking of 38 inds. of *Myotis alcaothoe*, 10 inds. of *Myotis brandtii* and 30 inds. of *Myotis mystacinus*, we compared roost-site characteristics, roost-switching, size of roosting aggregation, and further aspects of roosting ecology of these three cryptic species of whiskered bats in the area of their syntopic occurrence. In tree roosts, we compared various parameters of the roosting tree and adjacent 0.1 ha plot to a random tree and 0.1 ha plot to analyze roost-site selection on a species level. Finally, we compared characteristics of tree roosts used by each species to analyze resource partitioning among the three whiskered bats studied.

Tato práce byla financována z grantu: GAAV KJB601410903

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracoval/a samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích, dne

.....
Tereza Vlasatá

Poděkování:

V první řadě bych chtěla poděkovat svému školiteli, Radkovi Lučanovi, za záštitu celé práce. Za umožnění zapojit se do výzkumného projektu, za jeho rady, připomínky a vedení náročného terénního výzkumu. Můj veliký dík patří také celému jádru výzkumného týmu - Helča Jahelková, Terka Bradáčová, Martin Šálek, Tomáš Bartonička. A také milým návštěvám, které nejen že obohatily výzkum, ale především zvedly naši morálku a chuť do práce. Díky Marina Kipson, Cheliana Dundarová a Lea Likozar! Dále bych ráda poděkovala Františkovi Sládečkovi a Petrovi Veselému za nedocenitelnou pomoc při zpracování statistiky.

A na závěr moje poděkování patří všem mým kamarádům a rodině, kteří mě podporovali, povzbuzovali a vždy mi dokázali ukázat cestu, když jsem si nevěděla rady.

Obsah

1. Úvod.....	1
1. 1. Typy denních úkrytů využívaných netopýry.....	1
1. 2. Charakteristiky úkrytů.....	2
1. 3. Střídání úkrytů.....	3
1. 4. Morfo-skupina <i>Myotis mystacinus</i>	4
1. 4. 1. <i>Myotis mystacinus</i>	4
1. 4. 2. <i>Myotis brandtii</i>	5
1. 4. 3. <i>Myotis alcaethoe</i>	6
1. 5. Cíl práce.....	6
2. Materiál a Metodika.....	7
2. 1. Studované území.....	7
2. 2. Telemetrie.....	8
2. 2. 1. Odchyt netopýrů.....	8
2. 2. 2. Telemetrie.....	8
2. 3. Popis stromových úkrytů.....	9
2. 3. 1. Charakteristiky stromu s úkrytem a jeho okolí.....	9
2. 3. 2. Charakteristiky kontrolního stromu.....	9
2. 4. Synantropní úkryty.....	10
2. 5. Statistické analýzy.....	10
3. Výsledky.....	11
3. 1. Střídání úkrytů.....	12
3. 2. Velikost agregací v úkrytech.....	13
3. 3. Úkryty <i>M. mystacinus</i> a <i>M. brandtii</i> v budovách.....	14
3. 4. Stromové úkryty.....	15
3. 4. 1. Druhy.....	15
3. 4. 2. Mezidruhové srovnání.....	20
3. 4. 3. Charakteristiky úkrytových stromů.....	23
4. Diskuze.....	25
5. Závěr.....	28
6. Literatura.....	29

1. Úvod

Netopýři s více než 1200 recentními druhy (Simmons 2010) patří k nejpočetnějším savcím řádům a zároveň nejdiverzifikovanějším co se do fyziologických a behaviorálních adaptací týče. Nalézt je můžeme téměř ve všech typech terestrických habitatů kromě pouští a polárních oblastí (Kunz a Lumsden 2003). Klíčovou roli v jejich ekologii hrají úkryty, které slouží jako místa sociálního života, páření, porodů, odchovu mláďat a v neposlední řadě hibernace (Kunz a Lumsden 2003). Dále poskytují netopýřům ochranu před predátory a nepříznivými klimatickými podmínkami. Také svým vhodným mikroklimatickým prostředím usnadňují termoregulaci, a tím i šetří energetické výdaje s ní spojené (Perry a Thill 2008). Většina druhů netopýřů si své úkryty aktivně hledá a je přitom odkázána na jejich nabídku v daném prostředí. Nutno říci, že o úkrytové ekologii naprosté většiny druhů netopýřů máme stále jen velmi kusé údaje. Týká se to zejména druhů obývajících stromové dutiny a také většiny tzv. štěrbínových druhů. Tato práce se zabývá úkrytovou ekologií třech druhů spadajících právě do těchto dvou kategorií.

1. 1. Typy denních úkrytů využívaných netopýry

Převážná většina netopýřích druhů je vázána na lesní prostředí, které skýtá množství úkrytových možností (Dietz a Pir 2009). Vegetaci (stromové dutiny vyhloubené jinými zvířaty, stromové pukliny, prostory za odchlípnutou kůrou, úkryty v listoví a na větvích) jako primární útočiště využívá více než polovina současných druhů. Ostatní druhy můžeme v přirozeném prostředí nalézt především v přírodních jeskyních a skalních puklinách (Kunz a Lumsden 2003).

Závislosti na nabídce úkrytů v okolí se vymykají některé, především tropické, druhy, které využívají úkryty vlastní výroby. Například listonos bělohrdlý (*Lophostoma silvicolum*) byl pozorován, jak si hloubí dutiny v termištích (Kalko et al. 2006). Některé další druhy si dokáží za tímto účelem speciálně upravovat listy různých druhů rostlin např. z čeledi Heliconiaceae (Liliopsida, Zingiberales; nejméně 5 druhů) a Arecaceae (Liliopsida, Arecales; nejméně devět druhů). Staví si z nich takzvané stanové úkryty. Konkrétně se jedná o 19 druhů netopýřů, z nichž 15 patří do čeledi Phyllostomidae, 3 jsou členy čeledi Pteropodidae a 1 čeledi Vespertilionidae (Kunz 1982, Kunz a Lumsden 2003).

Nevyhnutelný střet s člověkem vnáší do úkrytové ekologie netopýrů další důležitý aspekt, kterým je synantropizace (Kunz 1982, Ransome 1990). Kvůli zásahům do přirozeného prostředí mnoha živočišných druhů, netopýry nevyjímaje, v dnešní době radikálním způsobem ubývá úkrytových možností v přírodních habitatech. Na druhou stranu lidská činnost nabízí úkrytové alternativy v podobě lidských obydlí a jiných lidmi vytvořených struktur, jako jsou např. doly, hrobky, půdy a sklepy v budovách, mosty, tunely nebo třeba i netopýří budky, postavené speciálně k tomuto účelu (Geluso a Mink 2009). Díky flexibilitě některých druhů se stávají takové antropogenní úkryty pro netopýry stejně kvalitní, ne-li kvalitnější náhradou za ty přírodní (Lausen a Barclay 2006). Některým druhům umožnilo využívání synantropních úkrytů dokonce významně rozšířit svůj areál severním směrem – příkladem mohou být původně jeskynní formy *Myotis myotis*, *Myotis emarginatus* a *Rhinolophus hipposideros*, které se z oblasti Středomoří rozšířily do střední Evropy až v průběhu holocénu (Horáček 1984) či současná expanze do střední Evropy pozorovaná u *Pipistrellus kuhlii* a *Hypsugo savii*, která je u obou druhů rovněž spojena s přechodem k výlučnému využívání synantropních úkrytů v nově kolonizovaných oblastech areálu (Reiter et al. 2010).

1. 2. Charakteristiky úkrytů

Lze říci, že úkrytové preference obecně varíují podle různých faktorů, mezi které patří například množství a dostupnost úkrytů v území obývaném daným druhem, riziko predace, množství a distribuce potravy, sociální organizace druhu a také specifické nároky na úsporu energie (Kunz 1982, Kerth et al. 2001). Úkrytové preference se také mění s pohlavím, stářím a reprodukčním stavem netopýra (Reckardt a Kerth 2007). Obzvláště úkryty mateřských kolonií jsou netopýry vybírány s patřičnou pečlivostí vzhledem ke specifickým a úzce vyhraněným požadavkům souvisejícím s reprodukcí (Kerth et al. 2001). Při volbě úkrytu březích a kojících samic se nejvíc projevuje citlivost na jeho teplotu. Rozmnožující se samice obecně preferují teplejší úkryty, které usnadňují dostatečně rychlý vývoj plodu i mláďat (Brittingham a Williams 2000, Lausen a Barclay 2006). Dalším kritériem je například vhodná výška úkrytu nad zemí poskytující dostatečné bezpečí pro mláďata učící se létat (Neubaum et al. 2007).

Zatímco obecné parametry úkrytů jsou alespoň u běžnějších temperátních druhů netopýrů známy (Schober a Grimmberger 1997, Dietz et al. 2005), detailní práce zabývající se výběrem

úkrytu ve vztahu k nabídce máme k dispozici prakticky jen pro několik severoamerických a evropských dendrofilních druhů (Kalcounis-Rüppell et al. 2005, Ruczynski a Bogdanowicz 2008, Ruczynski et al. 2010). Pokud budeme hovořit o charakteristikách úkrytového stromu, pak podle dosavadních poznatků víme, že si obecně netopýři vybírají velké staré umírající nebo mrtvé stromy (Graves et al. 2000, Kunz a Lumsden 2003, Garoway a Broders 2008, Smith et al. 2008, Ruczynski et al. 2010). Dalším preferenčním znakem je výška úkrytu. Často jsou netopýří úkryty nalézány vysoko nad zemí. To možná souvisí s antipredační strategií vůči pozemním predátorům (Perry a Thill 2007). Další vysvětlení může být spojené s termoregulací. Vyšší stromy jsou vystavovány většímu slunečnímu záření, a to ohřívá i úkryty. Možná nejjednodušším vysvětlením může být jen snaha netopýřů vyhnout se hustým nepřehledným místům nízko pod korunami stromů, kde se špatně manévruje a kde není dostatečný přehled o dění na zemi. Také je strom i úkryt lépe lokalizovatelný, pokud je na dobře viditelném místě (Perry a Thill 2007). Z charakteristik okolního prostředí je pro úkrytový strom rozhodující vzdálenost (blízkost) k vodě a k okraji lesa (Kalcounis-Rüppell et al. 2005). Na druhou stranu si netopýři často vybírají stromy umístěné uvnitř lesa (ne na okrajích) s velkou nabídkou potencionálních úkrytů. Můžeme předpokládat, že taková volba snižuje energetické výdaje při hledání alternativního úkrytu v okolí (Ruczynski et al. 2010).

1. 3. Střídání úkrytů

Další důležitou součástí úkrytové ekologie je délka doby využívání jednoho úkrytu, potažmo frekvence střídání úkrytů. Ta je rovněž velmi proměnlivá a je ovlivněna relativní početností a stabilitou úkrytů, reprodukční kondicí netopýřů, dostupnou potravní nabídkou a množstvím predátorů v okolí úkrytu a podle některých studií také množstvím parazitů (Kunz 1982, Lewis 1995, Reckardt a Kerth 2007, Bartonička et al. 2008, O'Keefe et al. 2009).

Netopýři využívající stromové dutiny, štěrby za odchlípnutou kůrou či ukrývající se v listoví mají tendenci střídát úkryty velmi často. Jsou to vysoce mobilní zvířata a mohou se přemisťovat i na velké vzdálenosti (Meschede a Heller 2000, Russo et al. 2005). V poslední době se nicméně ukazuje, že i stromové dutiny mohou být opakovaně využívány mnoho let po sobě (Willis et al. 2003, Lučan et al. 2009). Obecně největší věrnost konkrétnímu úkrytu vykazují mateřské kolonie (Kunz 1982).

1. 4. Morfo-skupina *Myotis mystacinus*

Díky zavedení molekulární taxonomie do výzkumu netopýrů na konci 20. století došlo k radikálnímu nárůstu objevů kryptických druhů (Mayer et al. 2007). Pomocí molekulárně genetických metod jsou v dnešní době vědci schopni odhalit tyto druhy, které se v přírodě jen na základě pouhého pozorování rozlišují často velmi obtížně. Například v Evropě bylo popsáno nejméně sedm dříve neznámých druhů netopýrů (Dietz et al. 2007, Mayer et al. 2007). Jedním z nich je také netopýr *alkathoe* (*Myotis alcaethoe*). V rámci morfoskupiny *Myotis mystacinus* je netopýr *alkathoe* nejnovějším přírůstkem. Popsán byl až v roce 2001 (Helvesen et al. 2001) na základě odlišností mitochondriální DNA (geny ND1 a 12S rRNA), karyologie a echolokačních hlasů. Spolu s dalšími dvěma druhy *Myotis brandtii* (Eversmann 1845) a *Myotis mystacinus* (Kuhl 1817), tvoří trojici morfologicky velice podobných, ale geneticky zcela nepříbuzných zvířat (Kawai et al. 2006, Niermann et al. 2007, Lučan et al. 2009). To, že přes celkově velmi podobnou morfologii patří v rámci rodu *Myotis* každý z nich do jiné linie, může být výsledkem adaptivní konvergentní evoluce (Spitzenberger et al. 2008). Rod *Myotis* býval na základě morfologických analýz tradičně rozdělen do čtyř hlavních podskupin (podrodů), které jsou tvořeny druhy s podobnými morfologickými a ekologickými adaptacemi. Fylogenetická rekonstrukce Ruediho a Mayera (2001) založená na mtDNA ukázala, že toto tradiční dělení se v reálné fylogenezi nijak neodráží. Fylogenetická pozice *M. mystacinus* zde ještě nebyla zcela ujasněna, ale *M. brandtii* jako palearktický druh byl zařazen do monofyletické větve zahrnující všechny zkoumané příslušníky r. *Myotis* pocházející z Nového Světa (Ruedi a Mayer 2001). *M. alcaethoe* nereprezentuje sesterský taxon ani jednoho z obou předcházejících. Mezi evropskými druhy vousatých netopýrů je mu nejvíce příbuzný *M. emarginatus* (von Helversen et al. 2001, Řehák et al. 2008).

Zajímavé také je, že se tyto druhy vyskytují sympatricky, občas i syntopicky. Díky tomu se v rámci studia jejich ekologie naskýtá jedinečná možnost analýzy mechanismů jejich koexistence.

1. 4. 1. *Myotis mystacinus*

M. mystacinus je výchozím morfologickým typem, který byl popsán jako první již v roce 1817 (Kuhl). Od něj byl později odlišen *M. brandtii* (Hanák 1965) a teprve nedávno *M. alcaethoe* (Helvesen et al. 2001). Velikostně patří mezi oba další druhy (Dietz et al. 2007,

Lučan et al. 2011). Zbarvením a celkovým vzhledem se podobá spíše *M. brandtii*. Oba mají typické melírování srsti, tmavou obličejovou masku, která je ale nápadněji vyvinuta u *M. mystacinus*, a relativně dlouhé a špičaté ušní boltce černě zbarvené. Trágy jsou také celé černé a délkou přesahují zářez na vnějším okraji ucha. Samce těchto dvou druhů ale spolehlivě odlišíme podle tvaru penisu. U netopýra vousatého je po celé délce stejně silný (Dietz et al. 2007).

M. mystacinus je rozšířen po celé Evropě, zasahuje však více na jih než *M. brandtii*. Je spojen s příbřežní a lesní vegetací a vyskytuje se i v kulturní krajině (Boston et al. 2010). V České republice patří *Myotis mystacinus* k nejpočetnějším druhům spolu s *M. daubentonii*, *M. myotis*, *Plecotus auritus* a *P. austriacus*. Byl nalezen na téměř 880 lokalitách, z toho letní výskyt byl zaznamenán na 600. Tento puklinový druh se tedy nachází prakticky na celém území ČR ve středních a vyšších nadmořských výškách. Preferuje prostředí zalesněných ploch v blízkosti vody a také lidská obydlí (Horáček a Uhrin 2010)

1. 4. 2. *Myotis brandtii*

M. brandtii je ze všech tří druhů největší (Dietz et al. 2007, Lučan et al. 2011). Stejně jako u netopýra vousatého vykazuje jeho srst černohnědé melírování, maska obličejové je tmavá, ušní boltce dlouhé a špičaté a také tmavé. Netopýra Brandtova ale spolehlivě odlišíme podle vedlejšího hrotu na horních 4. premolárech, který nemá ani jeden další druh. Tvar penisu samců je také nápadně odlišný. Rozšiřuje se od báze a je zakončen výrazně bambulkovitě (Dietz et al. 2007).

M. brandtii je rozšířen převážně ve střední a severní Evropě. Ostrůvkovitě se vyskytuje i v západní Evropě, Mediteránu a na Balkáně. Jeho výskyt je spojen s přítomností lesních habitatů s blízkostí vody. Úkryty využívá štěrbinové buď ve stromech, nebo v budovách (Boston et al. 2010). Na území ČR byl zaznamenán na více než 260 lokalitách, z čehož 170 připadá na letní nálezy. Předpokládá se však, že tato data jsou oproti realitě spíše podhodnocená. Nicméně srovnání s nálezy netopýra vousatého naznačuje, že je dvakrát až třikrát méně početný. Jeho výskyt je stejně jako jinde vázán na zalesněné plochy s přítomností vodních ploch (Horáček a Uhrin 2010).

1. 4. 3. *Myotis alcaethoe*

Jak už bylo řečeno, *M. alcaethoe* jako samostatný druh známe teprve od roku 2001 (Helversen et al. 2001). Ze všech tří druhů je nejmenší (Lučan et al. 2011). Také se relativně nápadně liší ve zbarvení. Na rozdíl od dalších dvou druhů postrádá typické „melírování“. Srst je hnědá, u dospělých jedinců až rezavá. Kolem očí často chybí nebo je jen velice světlá. Netvoří tedy tmavou obličejovou masku jako u netopýra vousatého a Brandtova. Vymyká se také světlým zbarvením ušních boltců, jakožto i báze ušní záklopy. Ta je krátká a většinou nepřesahuje zářez na vnějším okraji ucha. Jako další rozlišovací znak používáme tvar penisu. V tomto případě se penis samců od báze na konec mírně rozšiřuje (Helversen et al. 2001, Dietz et al. 2007). Druh byl původně popsán na základě materiálu z Řecka a Maďarska (von Helversen et al. 2001). Později v roce 2002 byl zaznamenán také ve Francii (Ruedi et al. 2002), dále na Slovensku (Benda et al. 2003), Španělsku (Agirre-Mendi et al. 2004), Bulharsku (Schunger et al. 2004), Švýcarsku (Stadelmann et al. 2004) a v Rakousku (Spitzenberger et al. 2008). Nejnověji byl jeho výskyt zaznamenán i na území Polska a Ukrajiny (Bashta et al. 2011). V České republice byl poprvé nalezen v roce 2005 na Křivoklátsku, v Podyjí a právě na naší studijní lokalitě, v Kosteckém lese (Lučan et al. 2009).

1. 5. Cíl práce

Sympatrický a často i syntopický výskyt všech tří druhů na našem území skýtá ideální podmínky pro studium mechanismů jejich koexistence. Cílem této práce je na základě dat získaných s využitím telemetrie analyzovat úkrytové preference netopýra *alcaethoe*, netopýra vousatého a netopýra Brandtova na modelové lokalitě se syntopickým výskytem všech tří druhů. Pomocí dat získaných s využitím telemetrického sledování popsat úkrytové chování těchto tří netopýrů z morfo-skupiny *M. mystacinus*, určit charakteristiky jejich úkrytů (jak stromových, tak synantropních) a v případě přirozených úkrytů srovnat parametry denních úkrytů s potenciálními úkryty a tím analyzovat úkrytové preference. Dále se zaměříme na fidelitu respektive na střídání úkrytů a také na úroveň synantropních tendencí u jednotlivých druhů.

2. Materiál a Metodika

Výzkum probíhal v letech 2008–2011, vždy ve dvou reprodukčně odlišných obdobích sezóny: na přelomu června a července (období reprodukce) a později na přelomu srpna a září (postreprodukční období).

2. 1. Studované území

Kostelecký les se nachází na střední Moravě, na hranici okresu Přerov a Kroměříž a současně kraje Olomouckého a Zlínského. Je obklopen obcemi Pacetluky na jihu, Kostelec u Holešova na jihozápadě, Líšná na severu a patří do mikroregionu Holešovsko. Rozloha lesa činí 822 ha. V okolí se nachází převážně rovinná krajina Holešovské plošiny, která je na západě otevřená do Hornomoravského úvalu, na severu a jihu je lemovaná menšími pahorkatinami a na východě hraničí s výrazným pohořím Hostýnských vrchů.

Klimaticky náleží dané území do oblasti mírně teplé s průměrnými teplotami 7-8,5 °C a ročními srážkami 600-800 mm. Kostelecký les se nachází v nadmořské výšce 238-330 m.n.m (Ludvík 1988). Je lemován potokem Líšenka a Kozrálka, které obě stékají do Moštěnky. Reliéf je mírně zvlňený.

Vegetačně je Kostelecký les typickou ukázkou karpatských dubohabřin. Původní teplomilné dubohabřiny byly v minulosti ve většině regionu odstraněny a zachovaly se jen nepatrné zbytky, kromě právě této rozsáhlé lokality. Vegetace zde je poměrně ekologicky stabilní oproti okolním bezlesým společenstvům, kde se negativně projevuje vodní a větrná činnost kvůli zásahům člověka v podobě zemědělství (Ludvík 1988). Pozměněná jsou v lesním společenstvu místa, kde se nacházejí bývalé pařeziny. Lesy zde byly obhospodařovány pro palivové dříví a od toho se také vyvíjí ráz lesa. Z původní vegetace můžeme zaznamenat vzrostlé buky, které zůstávaly nepokáceny. Další zásah do složení rostlinného společenstva mělo vysazení vysoké zvěře, konkrétně daňka, který byl chován v oboře zvané Zámeček, dnes žijí daňci volně v celém lese a přilehlých remízích. Přezvěření v lese má za následek to, že bylinné patro je na většině míst chudší, než jaké bychom v přirozených dubohabřinách očekávali (Radek K. Lučan, úst. sděl.).

2. 2. Telemetrie

2. 2. 1. Odchyt netopýrů

Naprostá většina sledovaných netopýrů byla odchycena do nárazových sítí (3–18m, Ecoton) umístěných na vhodných místech (hráz rybníka, okolí malých potůčků v lese a na jeho okraji). Obvykle 2–6 sítí bylo rozmístěno na těchto lokalitách od soumraku do jedné hodiny v noci (středoevropského letního času). Dva odchyt proběhly také pomocí harfové pasti, což je zařízení vhodné pro hromadný odchyt při výletu z denních úkrytů.

U každého odchyceného jedince jsme určili druh, pohlaví a reprodukční stav, změřili délku předloktí a holenní kosti a určili váhu. Z každého jedince byl také odebrán vzorek DNA z křídelní létací blány pro následné analýzy. U většiny sledovaných jedinců byla správnost terénní druhové identifikace potvrzena i genetickou analýzou (Lučan et al. 2011).

2. 2. 2. Telemetrie

Odchyceným jedincům (Tab. v příloze) jsme po zaznamenání všech výše zmíněných parametrů a po zkrácení srsti připevnili na záda mezi lopatky vysílačky netoxickým chirurgickým lepidlem Univerzum Ltd. Použity byly vysílačky LB–2N (Holohil, Ontario, Kanada) o váze 0,38 g. Vzhledem k malé velikosti netopýrů této skupiny překročila u mnoha jedinců váha vysílaček doporučených 5 % váhy zvířete (Aldridge a Brigham 1988), u žádného sledovaného jedince však nebyly pozorovány jakékoliv odchylky od normálního chování a pohybu bez zátěže. Kritéria pro snesitelnou zátěž by měla být dedukována z pozorovaného chování zvířete a jeho pohyblivosti se zátěží (Aldridge a Brigham 1988) a tu jsme sledali v pořádku. Dokonce se podařilo několik jedinců opětovně odchytit po telemetrickém sledování či v další sezóně a zvířata nejevila žádné známky ztrát na hmotnosti nebo špatného fyzického stavu. Průměrná zátěž pro jednotlivé druhy byla: *M. alcaethoe* $7,6 \pm 1,02$ % (průměr \pm SD) tělesné hmotnosti ($4,94 \pm 0,7$ g, $n = 36$), *M. brandtii* $5,58 \pm 0,7$ % tělesné hmotnosti ($6,75 \pm 0,96$ g, $n = 9$) a u *M. mystacinus* $6,33 \pm 0,86$ % tělesné hmotnosti ($5,95 \pm 0,76$ g, $n = 30$).

Po označení vysílačkou byl netopýr vypuštěn. V následujících dnech byl označený jedinec dohledáván ve svých denních úkrytech pomocí přijímacích zařízení ICOM IR-20 nebo LA 12-Q (AVM, California, USA) a tříprvkové směrové antény (výroba dr. L. Peške, Praha).

2. 3. Popis stromových úkrytů

2. 3. 1. Charakteristiky stromu s úkrytem a jeho okolí

U každého stromu s úkrytem jsme zaznamenávali osm popisných charakteristik: druh stromu, výšku stromu, výšku spodní větve, výšku koruny, průměr stromu ve výšce hrudi (DBH), pokryvnost koruny na základě průměru z odhadů dvou nezávislých pozorovatelů, zdravotní stav stromu (pětistupňová škála podle % mrtvých větví: 1 – do 25%, 2 – 25 až 50%, 3 – 50 až 75%, 4 – nad 75%, 5 – mrtvý strom) a počet potenciálních úkrytů. V případě, že byl úkryt přesně lokalizován (obvykle na základě pozorování večerního výletu či ranního návratu), měřili jsme také výšku úkrytu nad zemí. V mnoha případech však nebylo možné úkryt přesně dohledat kvůli hustému korunovému zápoji. U přesně dohledaných úkrytů jsme také určili, zda se jednalo o přírodní dutinu, dutinu od šplhavců, puklinu v kmeni, puklinu v postranní větvi nebo odchlíplou kůru. Počet potenciálních úkrytů na úkrytovém stromě byl kvantifikován na 3-stupňové škále: 1 - žádné, 2 - málo (1-2), 3 - hodně (více než 2). Ke změření všech výšek jsme použili klinometr (Silva Ltd.).

Pro pět nejbližších stromů s DBH větším než 10 cm (mikroplot) jsme zaznamenali stejné charakteristiky samozřejmě kromě výšky a typu úkrytu. Dále jsme v kruhové ploše (makroplot) o poloměru 17,8 m (0,1 ha) okolo stromu s úkrytem zaznamenali skladbu stromové vegetace (počet a druh stromů), její velikostní složení (DBH) a počet potenciálních úkrytů.

2. 3. 2. Charakteristiky kontrolního stromu

Abychom zjistili, jestli existují nějaké preference netopýrů při volbě úkrytu nebo zda je výběr zcela náhodný, shromáždili jsme také informace o dostupné nabídce stromů v lese. Pro každý strom s úkrytem jsme náhodně vybrali strom s hodnotou DBH větší než 25 cm (Ruczyński a Bogdanowicz 2008) ve vzdálenosti 100 kroků od úkrytu náhodným směrem. Náhodný směr jsme určili pomocí losování opakujících se 36 čísel, každé odkazující k jedné desetině 360° azimutu. U takto zvoleného kontrolního stromu a jeho okolí (mikroplot a makroplot) jsme určili stejné parametry jako u úkrytového stromu.

2. 4. Synantropní úkryty

Protože *M. mystacinus* a *M. brandtii* vykazují synantropní tendence, bylo zaznamenáno mnoho úkrytů také mimo les, v lidských obydlích. Pouze *M. alcatheae* nebyl ani jednou nalezen jinde než ve stromech, nepočítáme-li betonový sloup elektrického vedení vedle lesní cesty. U úkrytů v lidských stavbách jsme se snažili co nejpřesněji zjistit polohu (střecha, zeď, půda) a typ úkrytu (spára ve zdi, pod střešní krytinou) buď detailní inspekcí celého domu či pozorování při večerním výletu.

2. 5. Statistické analýzy

Pro porovnání četnosti přírodních a synantropních úkrytů a pro porovnání druhových proporcí stromů mezi úkrytovými a kontrolními stromy jsme použili test dobré shody (Chí-kvadrát test). Pro testování rozdílu mezi druhovými četnostmi úkrytových a kontrolních stromů bylo nutno pro nízké očekávané hodnoty použít randomizačního testu (2000 simulací).

Charakteristiky úkrytových a kontrolních stromů u jednotlivých druhů netopýrů byly porovnávány párovým t-testem. Zdravotní stav byl vyhodnocován Mann-Whitney neparametrickým testem, mezidruhové srovnání jednocestnou analýzou variance (ANOVA).

Dále jsme testovali vliv druhu netopýra, pohlaví a ročního období na přeletovou vzdálenost mezi úkryty, a to pomocí lineárního modelu se smíšenými efekty (LME), kde byly jako faktor s náhodným efektem použita jednotlivá zvířata. Následně jsme testovali vliv těchto charakteristik na dobu strávenou v úkrytu zobecněným lineárním modelem (GLM) s Poissonovskou distribucí nevysvětlené variability. Tyto analýzy byly provedeny v programu R 2.12.1.

Pro zjištění rozdílu mezi úkrytovými a kontrolními stromy, mezi mikroploty kontrolního a úkrytového stromu a pro preferenci druhů netopýrů pro jednotlivé typy úkrytů bylo použito mnohorozměrných metod v programu CANOCO for Windows 4.5 (Ter Braak a Smilauer 2002). Po zjištění délky gradientu v jednotlivých datech jsme následně použili redundanční analýzu (RDA) pro porovnání úkrytových a kontrolních stromů a mikroplotů okolo těchto stromů. K otestování úkrytových preferencí jednotlivých druhů netopýrů byla použita kanonická korespondenční analýza (CCA). Pro zjištění statistické signifikace byl použit Monte Carlo permutační test (999 permutací, volné permutace).

3. Výsledky

V průběhu 4 výzkumných sezón bylo s využitím telemetrie sledováno 38 jedinců *M. alcahoe* (21 samic, 17 samců) 10 jedinců *M. brandtii* (1 samice, 9 samců) a 30 *M. mystacinus* (23 samic, 7 samců). Celkem jsme našli 150 úkrytů, z toho 79 bylo od *M. alcahoe*, 15 od *M. brandtii* a 56 od *M. mystacinus*.

Z celkového počtu 150 úkrytů se 117 (78 %) nacházelo ve stromech. Ve 33 případech se jednalo o synantropní úkryty. Zatímco *M. alcahoe* prakticky výhradně využíval přirozené úkryty ve stromech, s výjimkou betonového sloupu elektrického vedení na okraji lesa vedle lesní cesty, ostatní dva druhy využívaly oba typy úkrytů. 25 z 56 (45 %) nalezených úkrytů *M. mystacinus* bylo v lidských stavbách, zbytek ve stromech. U netopýra Brandtova jsme našli téměř shodný počet úkrytů v lidských stavbách (7) a ve stromech (8 – Tab. 1).

Během našeho výzkumu jsme také pozorovali tendence ke střídání jednotlivých typů úkrytů. Dvanáct jedinců netopýra vousatého během doby jejich sledování využívalo jen synantropní úkryty, jeden jedinec pouze stromové a 17 jedinců oba typy úkrytů v průběhu sledování střídalo. U netopýra Brandtova jsme během doby našeho pozorování zaznamenali 5 jedinců vázaných čistě na synantropní úkryty, 3 čistě na přírodní a jednoho, který oba typy střídal.

Tab. 1: Souhrn nalezených úkrytů pro jednotlivé druhy a test náhodnosti četností úkrytů přirozených versus synantropních.

druh	synantropní úkryty	stromové úkryty	celkem	statistický parametr	P
<i>M. alcahoe</i>	1	78	79	$\chi^2 = 75,05$, df =1	$< 10^{-6}$
<i>M. brandtii</i>	7	8	15	$\chi^2 = 0,067$, df =1	0,796
<i>M. mystacinus</i>	25	31	56	$\chi^2 = 0,064$, df =1	0,423
celkem	33	117	150		

3. 1. Střídání úkrytů

Frekvence střídání úkrytů, vyjádřená délkou využívání jednoho úkrytu před přeletem do jiného se nelišila mezi jednotlivými druhy. Významný vliv však mělo pohlaví sledovaného jedince a období reprodukčního cyklu. Samci strávili v jednom úkrytu průměrně $3,5 \pm 3,9$ dní v období reprodukce a $2,3 \pm 1,6$ dní v postreprodukčním období, zatímco samice $3,14 \pm 3$ dní v období reprodukce a $2,1 \pm 1,6$ dní v postreprodukčním období. V období reprodukce byla tedy celková frekvence střídání úkrytů nižší než v postreprodukčním období. (Tab. 2, Obr. 1).

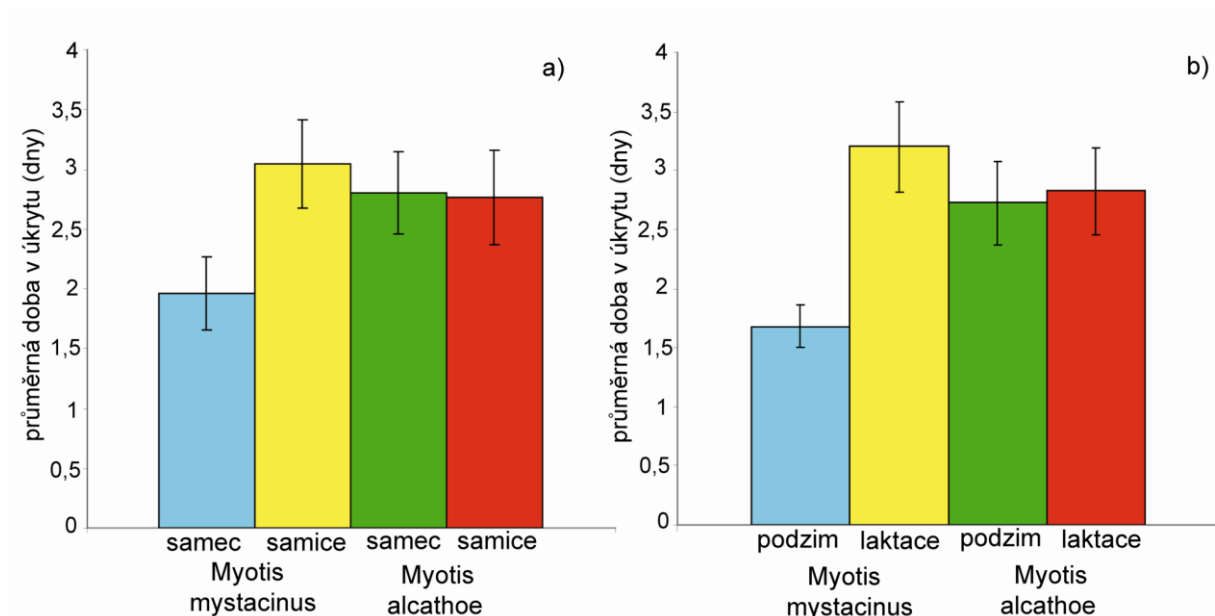
Vzdálenost nového úkrytu se výrazně nelišila v závislosti na druhu, pohlaví, ani období reprodukčního cyklu. Jedinou výjimkou byli samci *M. mystacinus*, jejichž úkryty byly vzájemně významně dále (940 ± 818 m – Tab. 3). V průměru ležel nový úkryt 683 ± 651 m ($45-2660$) od úkrytu předešlého.

Tab. 2: P-hodnoty chi-kvadrát testů testujících efekt druhu, pohlaví a období na délku využívání jednoho úkrytu.

proměnná	P
druh	0,766
pohlaví	0,0437
období	0,0009
druh : pohlaví	0,0267
druh : období	0,0039
období : pohlaví	0,254
druh : období : pohlaví	0,664

Tab. 3: Souhrn statistických parametrů testu efektu druhu, pohlaví a období reprodukčního cyklu na vzdálenosti mezi jednotlivými úkryty.

proměnná	df	t	P
druh	55	0,975	0,334
pohlaví	43	0,037	0,971
období	43	-1,280	0,207
druh : pohlaví	42	2,499	0,016
druh : období	42	0,929	0,358
období : pohlaví	41	0,784	0,437
druh : období : pohlaví	38	-1,982	0,055



Obr. 1: Průměrná délka využívání jednoho úkrytu v závislosti na pohlaví a období reprodukčního cyklu u *M. mystacinus* a *M. alcaethoe*.

3. 2. Velikost agregací v úkrytech

Zatímco u *M. alcaethoe* nebylo zjištěno sdílení úkrytu s jiným druhem, u *M. mystacinus* a *M. brandtii* byly ve 2 případech nalezeny společné úkryty v budovách. Ve studovaném území nebyl prokázán výskyt samostatných kolonií *M. brandtii*. Sledovaní jedinci sídlili buď jednotlivě, nebo pokud sdíleli úkryt s dalšími jedinci, byli v úkrytu vždy i *M. mystacinus*. Při několika kvantitativních odchycích z úkrytů v budovách bylo zjištěno, že *M. brandtii* tvoří vždy menšinou složku (<10 % celkového počtu, data zde nejsou prezentována).

Pomocí pozorování při výletu z úkrytu či přímým odchycem u úkrytu byla zjištěna početnost osazenstva úkrytu v 78 případech (49 případů u *M. alcaethoe*, 25 u *M. mystacinus* a 4 u *M. brandtii*). U *M. alcaethoe* se početnost kolonie úkrytů pohybovala od 1 do cca 140, u úkrytů které využívali *M. mystacinus* od 1 do cca 70, u *M. brandtii* od 1 do cca 60, avšak všechny úkryty *M. brandtii*, obývané více než 1 jedincem byly vždy úkryty smíšené – využívali je i označení jedinci *M. mystacinus*.

Samci všech druhů byli v úkrytech téměř vždy jednotlivě a to jak v období reprodukce, tak v post-reprodukčním, výjimkou bylo jen pozorování dvou juvenilních samců *M. alcaethoe* sdílejících úkryt s dalšími 16, respektive 22 jedinci (zbytek mateřské kolonie). Samice *M.*

alcathoe a *M. mystacinus* byly v období reprodukce v úkrytech téměř vždy (80% případů *M. alcathoe*, 85% případů *M. mystacinus*) ve skupinách 2 a více jedinců. V období post-reprodukčním samice sdílely jeden úkryt s menším počtem jedinců než v období reprodukčním. Pouze samice *M. alcathoe* sídlily v post-reprodukčním období ve skupině s více jedinci, a to v 54,5 % pozorování. Ostatní pozorování vztahující se k post-reprodukčnímu období odhalila netopýry v úkrytech pouze jednotlivě (Tab. 4).

Tab. 4: Velikosti kolonií pro jednotlivé druhy.

velikost kolonie	<i>M. alcathoe</i>		<i>M. mystacinus</i>		<i>M. brandtii</i>	
	léto	podzim	léto	podzim	léto	podzim
1	7	5	3	1	3	0
2 – 10	12	6	9	0	0	0
11 – 20	6	0	5	0	0	0
21 – 30	4	0	2	0	2	0
31 – 40	2	0	0	0	0	0
41 – 50	0	0	1	0	1	0
51 – 100	5	0	3	0	1	0
100 a víc	1	0	0	0	0	0

3. 3. Úkryty *M. mystacinus* a *M. brandtii* v budovách

Z celkem 71 nalezených úkrytů osídlených *M. mystacinus* či *M. brandtii*, se 32 (45%) nacházelo ve stavbách vytvořených člověkem. Šlo o trvale či občasné obydlené domy v obci Líšná (21 úkrytů), Karlovice (1) a Pacetluky (1), jeden úkryt na obydlené samotě Zámeček uvnitř Kosteleckého lesa, jeden na obydlené samotě Kozrál na okraji lesa a jeden na obydlené samotě Mariánov mimo les. Čtyři úkryty byly nalezeny v drobných stavbách uvnitř lesa (3 krmelce pro zvěř, 1 altán na hrázi rybníka) a jeden v malé neobydlené chatce na kraji lesa.

Vzhledem k tomu, že jen u malého množství úkrytů obývaných početnějšími koloniemi se nám podařilo kvantitativně schytat jejich osazenstvo – a ve všech těchto případech šlo o smíšené kolonie, hodnotíme úkryty v budovách společně pro *M. mystacinus* a *M. brandtii*.

Čtrnáct úkrytů (43.8%) se nacházelo pod střešní krytinou, 4 (12.5%) ve štěrbinách půdních prostor, 4 (12.5%) za dřevěným obložení zdi či štítu budovy, 2 (6%) ve štěrbinách zdi, 1 (3%) za otevřenými okenicemi (Zámeček) a 7 (22%) nebylo přesně lokalizováno.

3. 4. Stromové úkryty

3. 4. 1. Druhy

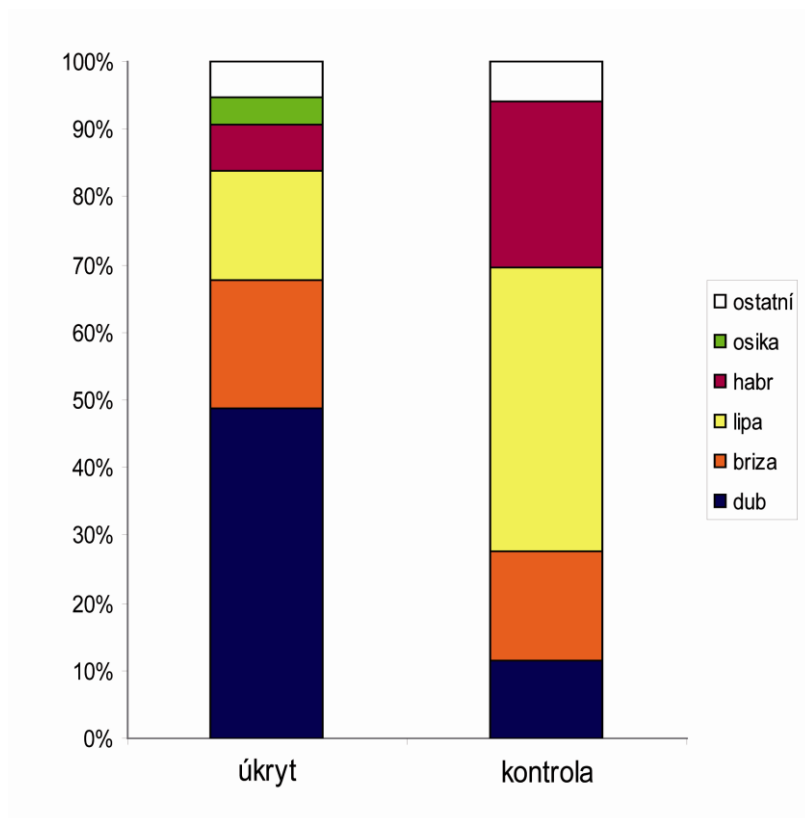
Myotis alcathoe

Z celkem 78 nalezených úkrytů ve stromech bylo 29 (37.2%) v puklinách kmene a bočních větví, 4 (5,1 %) pod odchlíplou kůrou, 1 v přírodní dutině, 1 v dutině po šplhacích a u 43 úkrytů nebyl přesný typ určen, resp. se nepodařilo úkryt v hustém korunovém zápoji přesně lokalizovat. Nejvíce úkrytů bylo nalezeno v dubech (39), dále v břízách (14), lípách (12), habrech (5) a osikách (3). Po jednom úkrytu *M. alcathoe* bylo nalezeno v akátu, klenu, olši a topolu kanadském. Úkryty se nacházely ve vzdálenosti $183 \pm 170,6$ m (8–970 m, N = 75) od nejbližšího zdroje vody, $79 \pm 86,4$ (0–346 m) od okraje lesa a $27 \pm 25,7$ m (0–92 m) od nejbližší liniové struktury.

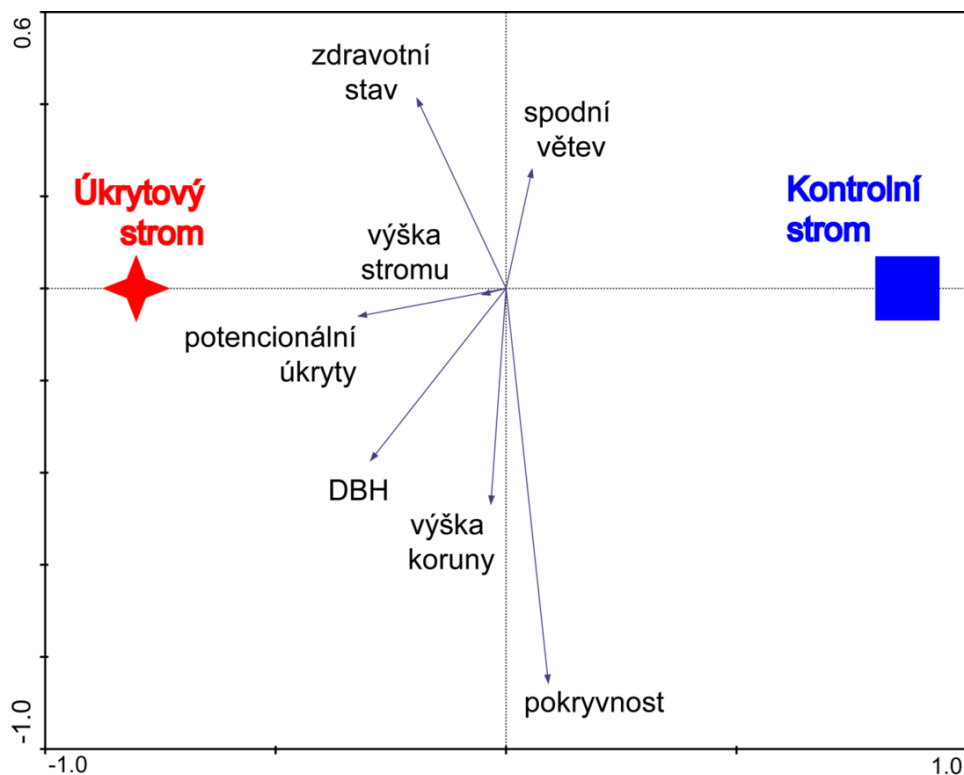
Srovnáním kontrolních a úkrytových stromů bylo zjištěno nenáhodné (vyšší) využívání dubu ($\chi^2 = 35.9749$, df = NA, p = < 0.001 – Obr. 2). Srovnáním parametrů stromů s úkryty a náhodných kontrolních stromů bylo dále zjištěno, že úkryty se nacházejí ve stromech vyšších, s horším zdravotním stavem, s větším DBH a s větším počtem potencionálních úkrytů. Mikroplot úkrytového stromu se rovněž lišil od mikroplotu kontrolního stromu. Stromy s úkrytem byly obklopen nižšími stromy a s menší hodnotou DBH než stromy kontrolní (F = 3,816, p = 0,004, první osa vysvětluje 4,1% variability – Tab. 5, Obr. 3).

Tab. 5: Srovnání parametrů kontrolních a úkrytových stromů u *M. alcathoe*.

	<i>Myotis alcathoe</i>	úkryt			kontrola			t	P
		N	průměr±SD	min-max	N	průměr±SD	min-max		
Strom	DBH (cm)	74	52,9±18,3	20 – 117	68	37,2±14	14 – 100	5,741	****
	spodní větev (m)	74	12,4±3,8	2 – 24	69	11,6±5,3	2 – 37	1,042	NS
	výška stromu (m)	74	29,5±4,6	16 – 40	69	27,1±5,3	5 – 40	2,936	**
	výška koruny (m)	74	17,1±5,3	6 – 28,5	69	16,4±5,2	7 – 33,4	0,825	NS
	počet potencionálních úkrytů	51	2±0,7	1 – 3	47	1,4±0,5	1 – 3	5,326	****
	pokryvnost koruny	51	59,6±23,2	0 - 100	47	65,87±23,8	30 – 100	1,292	NS
	zdravotní stav	74	1,8±0,9	1 – 5	69	1,4±0,5	1 – 3	1420 (MW)	****
Mikroplot	průměrná DBH (cm)	73	27,6±7,5	13,8 – 50,6	68	30±6,1	16,6 – 42,8	2,091	*
	průměrná výška stromu (m)	73	22,1±4,2	11,5 – 33,6	68	25,1±3,4	18,5 – 35,2	4,782	****
	průměrná výška korunové báze (m)	73	10,2±2,4	4,2 – 15,1	68	11,7±2,1	7,8 – 16	3,994	***
	průměrná výška koruny (m)	73	11,9±3,1	5,6 – 21,7	68	13,5±2,9	7,6 – 21,4	3,169	**
Makroplot	počet potencionálních úkrytů	49	3,5±2,4	0 – 10	45	3,5±2,3	0 – 9	0,044	NS
	počet stromů (včetně 5 z mikroplotu)	73	47,5±16,2	21 – 98	68	49,3±10,9	25 – 89	0,782	NS
	průměr DBH (včetně 5 z mikroplotu)	73	26,8±4	17,5 – 36,2	68	27,2±3,3	22,2 – 40,5	0,669	NS
	počet druhů stromů	73	4,4±1,3	2 – 8	68	4,4±1,2	3 – 8	0,203	NS



Obr. 2: Zastoupení druhů u kontrolních (N = 68) a úkrytových (N = 74) stromů *M. alcaethae*.

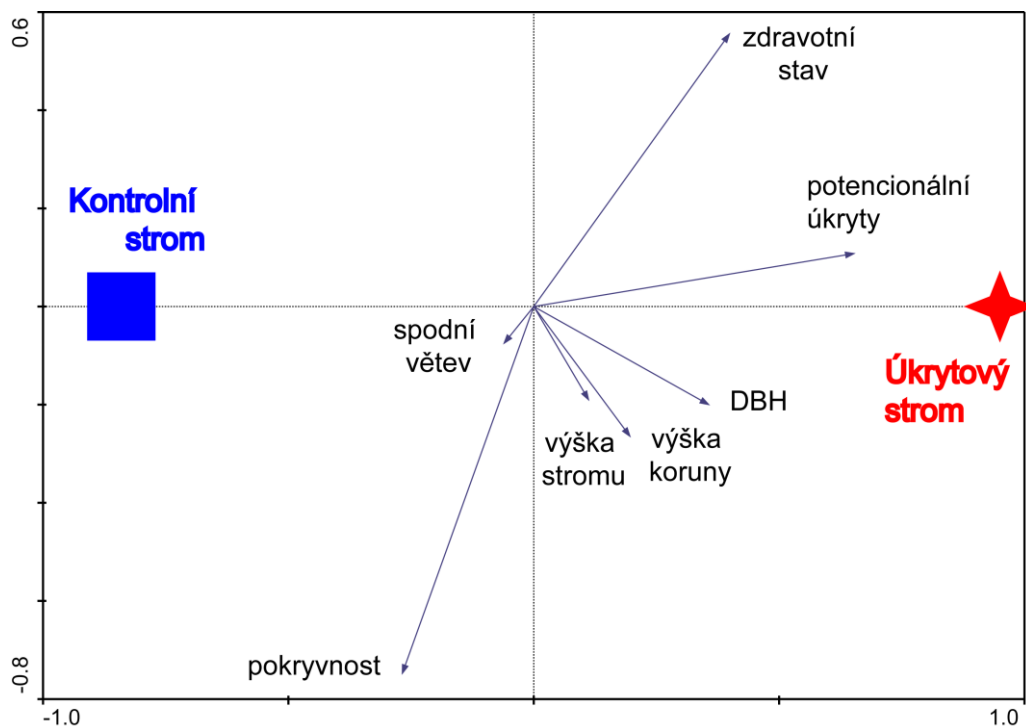


Obr. 3: Výsledek RDA analýzy rozdílů strukturních parametrů úkrytových a kontrolních stromů u *M. alcaethae*.

Myotis mystacinus

Z celkem 31 nalezených úkrytů ve stromech bylo 16 (51,6 %) pod odchlíplou kůrou 4 (12,9%) v puklinách kmene a bočních větví, 11 úkrytů nebylo přesně určeno. Nejvíce úkrytů bylo nalezeno v dubech (14), dále v habrech (6), břízách (3), bucích (2) a po jednom v klenu, lípě, olši a topolu kanadském. Úkryty se nacházely ve vzdálenosti 121 ± 130 m ($N = 55$, 0–442 m) od nejbližšího zdroje vody, 118 ± 113 m ($N = 55$, 0–620 m) od okraje lesa a 17 ± 15 m ($N = 55$, 0–55 m) od nejbližší liniové struktury.

Srovnáním s náhodnými kontrolními stromy vyšla preference pro konkrétní druh stromu neprůkazně ($\chi^2 = 10.2456$, $df = NA$, $p = 0.1854$). Srovnáním parametrů úkrytů a náhodných stromů bylo zjištěno, že úkryty se nacházejí ve stromech s horším zdravotním stavem, s větším DBH, s menší pokryvností koruny a s větším počtem potenciálních úkrytů. Mikroplot ani makroplot se mezi srovnávanými stromy významně nelišil ($F = 7,098$, $p = 0,002$, první osa vysvětluje 15,4% variability – Tab. 6, Obr. 4).



Obr. 4: Výsledek RDA analýzy rozdílů strukturních parametrů úkrytových a kontrolních stromů u *M. mystacinus*.

Tab. 6: Srovnání parametrů kontrolních a úkrytových stromů u *M. mystacinus*.

<i>Myotis mystacinus</i>		úkryt			kontrola			t	P
		N	průměr±SD	min-max	N	průměr±SD	min-max		
Strom	DBH (cm)	26	47,2±15,8	13 – 76	26	31,8±7,6	14 – 48	4,476	****
	spodní větev (m)	24	11,3±3,1	5 – 18	26	11,3±3,5	4 – 14	0,011	NS
	výška stromu (m)	26	28,1±7,8	11 – 42,5	26	27,3±4,4	15 – 35	0,414	NS
	výška koruny (m)	26	17,6±6,2	7 – 31	26	16±3,2	11 – 21	1,173	NS
	počet potenciálních úkrytů	25	2,5±0,7	1 – 3	26	1,1±0,3	1 – 2	10,09	****
	pokryvnost koruny (%)	26	45,4±32,3	0 – 100	26	68,5±25,4	20 – 100	2,865	**
	zdravotní stav	26	2,4±1,6	1 – 5	26	1±0,2	1 – 2	152 (MW)	****
Mikroplot	průměrná DBH (cm)	26	33,1±14,2	15,8 – 89,6	26	29,8±5,9	18,4 – 42,2	1,903	NS
	průměrná výška stromu (m)	26	25,3±4,2	19,3 – 35,8	26	26,9±4,3	20,2 – 35,2	1,335	NS
	průměrná výška korunové báze (m)	26	11,7±2,7	7,2 – 19,8	26	11,4±1,9	7,8 – 14,8	0,5695	NS
	průměrná výška koruny (m)	26	13,6±3,1	7,2 – 19,6	26	15,5±3,6	9,6 – 21,4	2,096	*
Makroplot	počet potenciálních úkrytů	25	3,5±2,5	0 – 11	25	4,3±2,5	0 – 10	1,122	NS
	počet stromů (včetně 5 z mikroplotu)	26	47,6±21,1	13 – 120	26	48,3±13	24 – 76	0,9135	NS
	průměr DBH (včetně 5 z mikroplotu)	26	26,9±5,4	15,1 – 41,3	26	27,6±4,1	20,2 – 35,5	0,515	NS
	počet druhů stromů	26	5±2,6	2 – 13	26	4,6±1,5	3 – 8	0,659	NS

Myotis brandtii

Z celkem 8 nalezených úkrytů ve stromech bylo 3 (37,5%) v puklinách kmene, 2 (25%) pod odchlíplou kůrou a u 3 úkrytů přesný typ nebyl určen. Stejný počet úkrytů byl nalezen v dubech a bucích (3). Jeden úkryt byl nalezen v jasanu a jeden v lípě. Úkryty se nacházely ve vzdálenosti 122±142,5 m (5–503 m, N = 15) od nejbližšího zdroje vody, 94±77,2 (3–256 m) od okraje lesa a 32±42,9 (1–130 m) od nejbližší liniové struktury.

U *M. brandtii* stejně jako u *M. mystacinus* nevyšla jednoznačná vazba na určitý druh stromu ve srovnání s náhodnými kontrolními stromy ($\chi^2 = 8.119$, $df = NA$, $p = 0.2174$). Srovnáním parametrů úkrytů a náhodných stromů nebyly zjištěny preference žádných charakteristik stromu ani jeho okolí. Stromy s úkrytem a náhodné kontroly se u *M. brandtii* nelišili ($F =$

0,435, $p = 0,586$ – Tab. 7). Tento jev ale zřejmě můžeme připsat nedostatku dat sesbíraných pro tento druh.

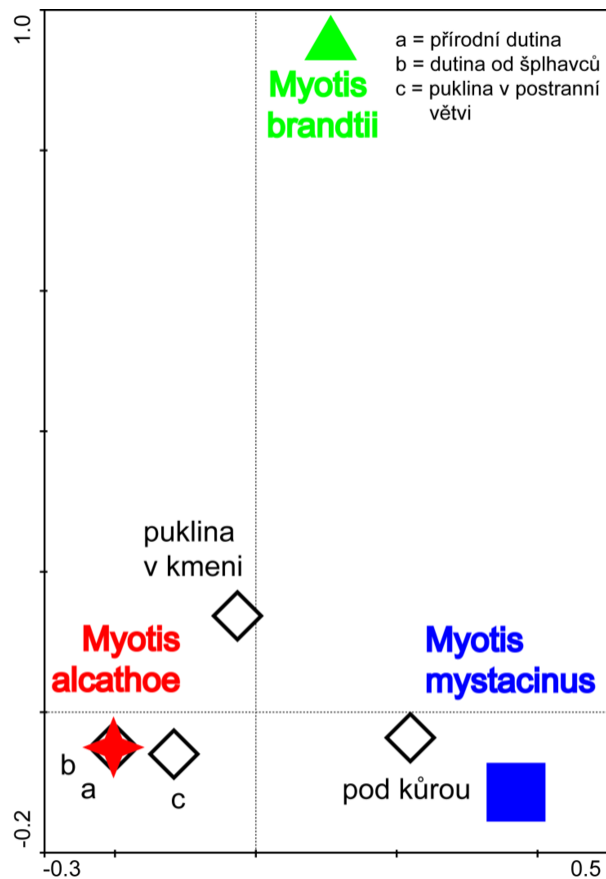
Tab. 7: Srovnání parametrů kontrolních a úkrytových stromů u *M. brandtii*.

	<i>Myotis brandtii</i>	úkryt			kontrola			t	P
		N	průměr±SD	min-max	N	průměr±SD	min-max		
Strom	DBH (cm)	7	57±28,1	24 – 105	5	37,8±21	16 – 71	1,285	NS
	spodní větev (m)	6	12±3,9	9 – 19	5	15,5±12,4	5,5 – 37	0,66	NS
	výška stromu (m)	7	23,6±12,2	2,5 – 39	5	19,9±10,4	5 – 28,5	0,557	NS
	výška koruny (m)	7	13,4±9,2	2,5 – 30	5	17,2±9	7,5 – 32	0,717	NS
	počet potenčních úkrytů	7	2±0,8	1 – 3	5	1,2±0,4	1 – 2	1,972	NS
	pokryvnost koruny (%)	7	42,9±34,5	0 – 100	5	64±25,1	30 – 100	1,162	NS
	zdravotní stav	7	1,7±1,1	1 – 4	5	1,2±0,4	1 – 2	13 (MW)	NS
Mikroplot	průměrná DBH (cm)	7	32,3±10,7	23,6 – 51,6	5	31,1±4,6	25,4 – 37,4	0,245	NS
	průměrná výška stromu (m)	7	24,2±3,4	21,2 – 30,2	5	25,7±3,3	22,4 – 29,6	0,727	NS
	průměrná výška korunové báze (m)	7	11,2±2,1	8,5 – 15,3	5	11,4±1	10,1 – 12,5	0,199	NS
	průměrná výška koruny (m)	7	13±2,5	9,2 – 16,7	5	14,2±2,7	10,7 – 17,6	0,819	NS
Makroplot	počet potenčních úkrytů	7	2,7±1,8	0 – 5	5	5±2,9	3 – 10	1,689	NS
	počet stromů (včetně 5 z mikroplotu)	7	40,7±11,9	22 – 59	5	49,8±10,8	43 – 69	1,352	NS
	průměr DBH (včetně 5 z mikroplotu)	7	26,6±3,4	22,5 – 31,5	5	25,8±2,6	22,2 – 28,7	0,436	NS
	počet druhů stromů	7	5,1±1,5	3 – 7	5	4,8±0,8	4 – 6	0,468	NS

3. 4. 3. Mezidruhové srovnání

Celkově lze konstatovat, že sledované druhy se významně lišily v typech úkrytů, které v rámci stromů využívaly. Zatímco přesně identifikované úkryty *M. alcahoe* se nacházely hlavně v puklinách kmene a větví (37,2% všech přesně identifikovaných úkrytů *M. alcahoe*), *M. mystacinus* využíval ve výrazně větší míře úkryty pod odchlípnutou kůrou (51,6% všech přesně identifikovaných úkrytů). *M. brandtii* využíval stejnou měrou úkryty v dutinách a puklinách jako úkryty pod kůrou (Obr. 5).

Také srovnáním parametrů stromů s úkryty mezi všemi druhy netopýrů jsme zjistily určité rozdíly. Stromy, které si vybíral *M. alcahoe*, byly obecně vyšší, než dalších dvou druhů a zároveň byly obklopeny nižšími stromy. Také umístění úkrytu se lišilo. U *M. alcahoe* a *M. mystacinus* se úkryty nacházely na stromě výše než u *M. brandtii* (Tab. 8).



Obr. 5: Rozdílné obsazování různých typů úkrytů mezi netopýry *M. alcahoe*, *M. mystacinus* a *M. brandtii* testované CCA analýzou.

Tab. 8: Mezidruhové srovnání parametrů stromových úkrytů, kde M. a. je *Myotis alcathoe*, M. m. *Myotis mystacinus* a M. b. *Myotis brandtii*.

		M. a.			M. m.			M. b.			F	P
		N	průměr ±SD	min- max	N	průměr ±SD	min- max	N	průměr ±SD	min- max		
Úkryt	DBH (cm)	74	52,9 ±18,3	20 – 117	26	47,2 ±15,8	13 – 76	7	57 ±28,1	24 – 105	1,217	NS
	spodní větev (m)	74	12,4 ±3,8	2 – 24	24	11,3 ±3,1	5 – 18	6	12 ±3,9	9 – 19	0,862	NS
	výška stromu (m)	74	29,5 ±4,6	16 – 40	26	28,1 ±7,8	11 – 42,5	7	23,6 ±12,2	2,5 – 39	3,141	*
	výška koruny (m)	74	17,1 ±5,3	6 – 28,5	26	17,6 ±6,2	7 – 31	7	13,4 ±9,2	2,5 – 30	1,533	NS
	výška úkrytu (m)	38	13,1 ±4,9	1 – 22	15	11,4 ±3,9	6 – 18	4	5,8 ±3,5	1,5 – 10	5,702	**
	pokryvnost koruny (%)	51	59,6 ±23,2	0 – 100	26	45,4 ±32,3	0 – 100	7	42,9 ±34,5	0 – 100	2,961	NS
Mikro plot	průměrná DBH (cm)	73	27,6 ±7,5	13,8 – 50,6	26	33,1 ±14,2	15,8 – 89,6	7	32,3 ±10,7	23,6 – 51,6	3,492	*
	průměrná výška stromu (m)	73	22,1 ±4,2	11,5 – 33,6	26	25,3 ±4,2	19,3 – 35,8	7	24,2 ±3,4	21,2 – 30,2	6,36	**
	průměrná výška korunové báze (m)	73	10,2 ±2,4	4,2 – 15,1	26	11,7 ±2,7	7,2 – 19,8	7	11,2 ±2,1	8,5 – 15,3	3,92	*
	průměrná výška koruny (m)	73	11,9 ±3,1	5,6 – 21,7	26	13,6 ±3,1	7,2 – 19,6	7	13 ±2,5	9,2 – 16,7	1,701	NS
Makro plot	počet potencionálníc h úkrytů	49	3,5 ±2,4	0 – 10	25	3,5 ±2,5	0 – 11	7	2,7 ±1,8	0 – 5	0,456	NS
	počet stromů (včetně 5 z mikroplotu)	73	47,5 ±16,2	21 – 98	26	47,6 ±21,1	13 – 120	7	40,7 ±11,9	22 – 59	0,506	NS
	průměr DBH (včetně 5 z mikroplotu)	73	26,8 ±4	17,5 – 36,2	26	26,9 ±5,4	15,1 – 41,3	7	26,6 ±3,4	22,5 – 31,5	0,009	NS
	počet druhů stromů	73	4,4 ±1,3	2 – 8	26	5 ±2,6	2 – 13	7	5,1 ±1,5	3 – 7	1,333	NS

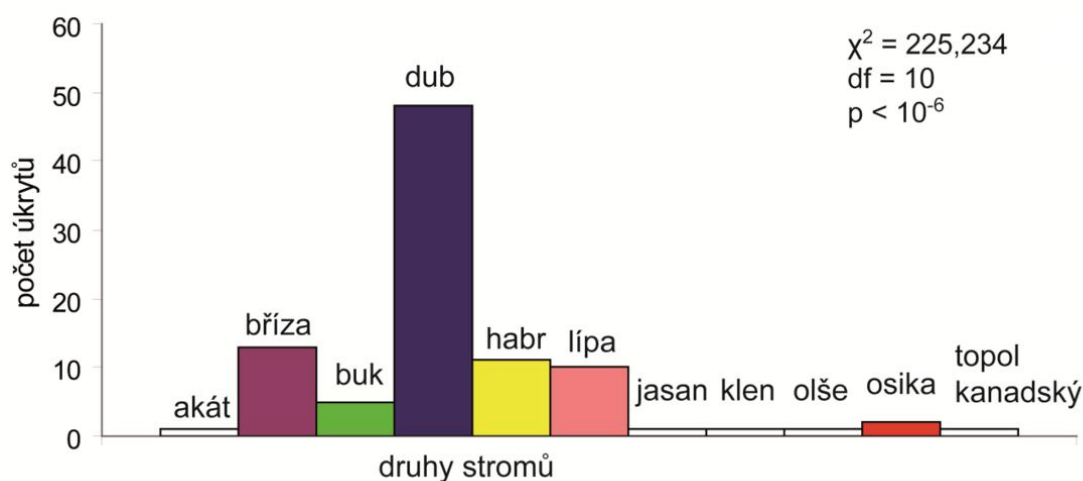
3. 4. 3. Charakteristiky úkrytových stromů

Výrazně vyšší zastoupení v rámci využívaných stromů než v rámci nabídky vykazuje dub. Prokazatelná preference tohoto druhu stromu vyšla srovnáním obsazených stromů s nabídkou, kterou tvořily náhodné kontrolní stromy ($\chi^2 = 225,234$, $df = 10$, $p = < 10^{-6}$ – Obr. 6).

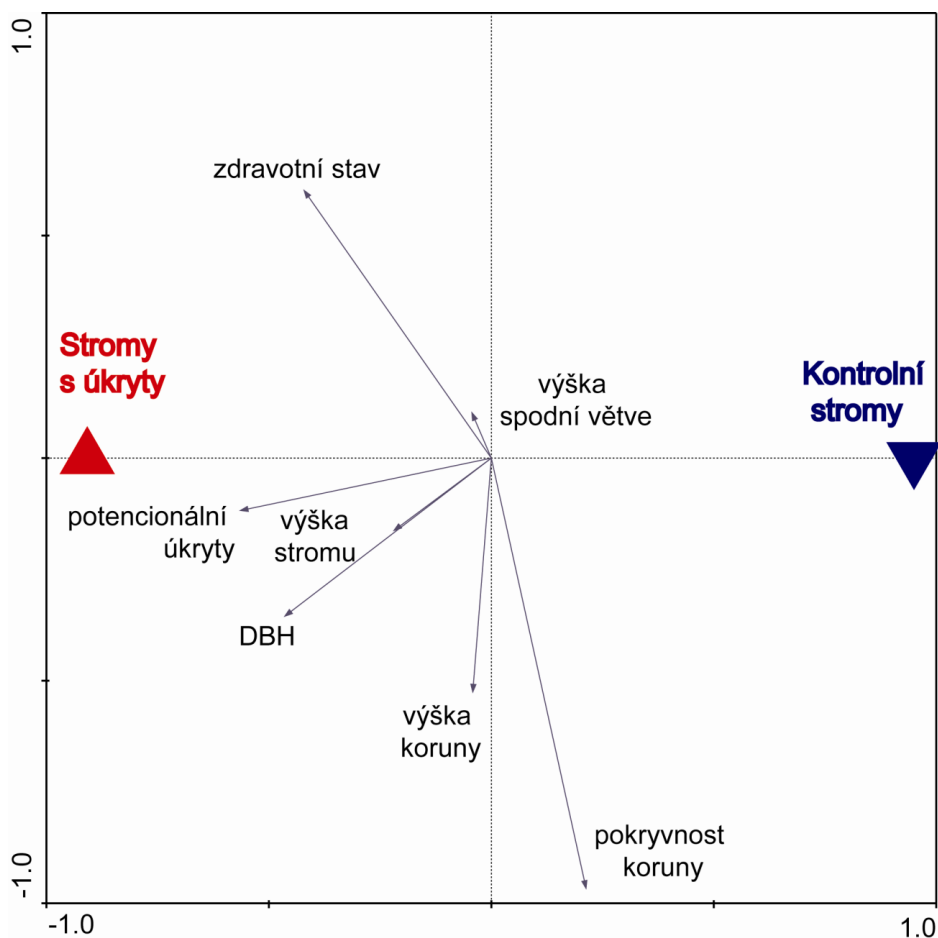
V měřených parametrech stromu se prokazatelně lišily stromy s úkrytem a stromy kontrolní. To znamená, že všechny tři druhy netopýrů si nevybírají náhodně, ale preferují určité charakteristiky v rámci stromu. Obecně byly stromy s úkrytem vyšší, s větším DBH, větším počtem potencionálních úkrytů a v horším zdravotním stavu. Nepatrně se také lišila pokryvnost koruny, která byla v případě úkrytových stromů o něco málo menší ($F = 15.959$, $p = 0,001$, první osa vysvětluje 8,3 % variability – Obr. 7).

Rozdíly jsme také zaznamenali v charakteristikách mikroplotu. Hodnoty veškerých měřených veličin na pěti nejbližších stromech (DBH, výška stromu, výška koruny, výška báze koruny) vyšly vyšší pro náhodné kontrolní stromy ($F = 9.573$, $p = 0,001$, první osa vysvětluje 4,1% variability – Obr. 8).

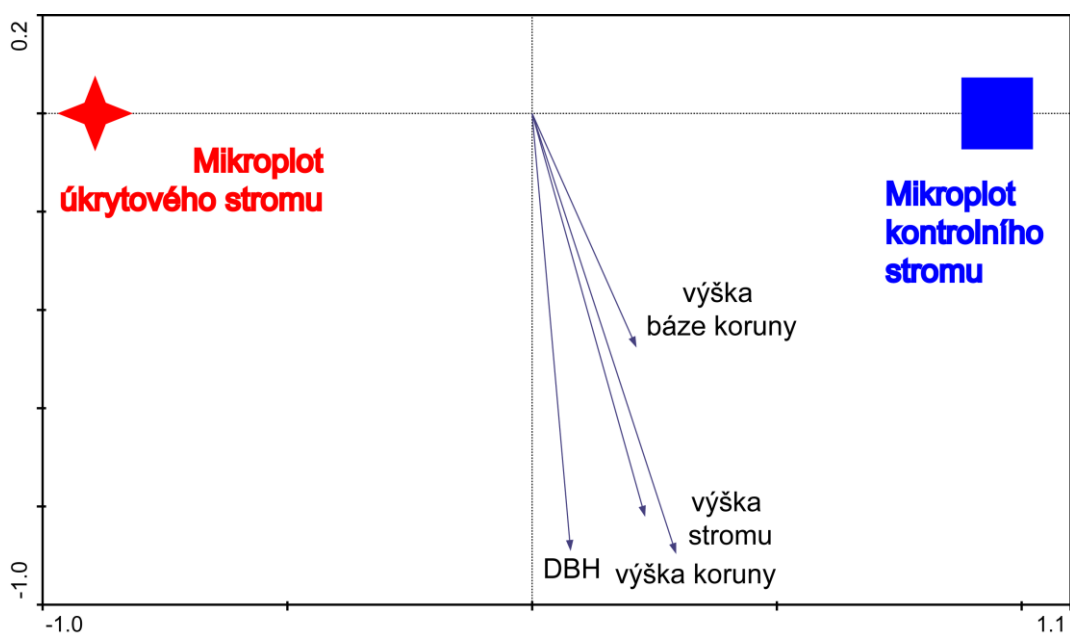
Makroploty úkrytových stromů u všech druhů netopýrů se neliší od makroplotů kontrolních stromů ve všech zjišťovaných charakteristikách (počet druhů stromů, průměrná DBH, počet stromů, počet potencionálních úkrytů – $F = 1,075$, $p = 0,137$).



Obr. 6: Zastoupení jednotlivých druhů stromů mezi úkryty – celkový souhrn pro všechny 3 druhy netopýrů.



Obr. 7: Výsledek RDA analýzy rozdílů strukturních parametrů úkrytových a kontrolních stromů všech tří druhů.



Obr. 8: Výsledek RDA analýzy rozdílů charakteristik mikroplotu okolo stromu s úkrytem a kontrolního stromu.

4. Diskuze

Naše komparativní studie na modelové ploše v Kosteleckém lese shrnuje rozdíly v úkrytových preferencích mezi třemi druhy z morfo-skupiny *Myotis mystacinus* (*Myotis alcathoe*, *Myotis mystacinus*, *Myotis brandtii*), jako i poznatky o obecných úkrytových preferencích stromových druhů netopýrů reprezentovaných těmito třemi druhy.

Naším hlavním záměrem bylo porovnat úkrytové chování mezi třemi ekomorfologicky blízkými druhy a případnými rozdíly vysvětlit jejich koexistenci. Úkrytové preference jednotlivých druhů se lišily hned v několika parametrech. V rámci charakteristik úkrytového stromu si každý druh vybíral odlišně vysoké stromy. *M. alcathoe* preferoval nejvyšší stromy, *M. brandtii* naopak nejnižší. S tím souvisí také umístění úkrytu na stromě. Úkryty netopýra *alcathoe* jsme nacházeli situované ve větších výškách nad zemí než úkryty netopýra *vousatého* a *Brandtova*. Rozdíly jsme zaznamenali také v charakteristikách nejbližšího okolí, tedy mikroplotu. Významně se od sebe lišily výšky stromů z mikroplotu. *M. alcathoe* volil úkrytové stromy s nižšími a tenčími okolními stromy narozdíl od *M. mystacinus* a *M. brandtii*, kteří oba vykazovali vyšší hodnoty v těchto parametrech. Sledované druhy se také průkazně lišily v typech úkrytů, které v rámci stromů využívaly. Zatímco přesně identifikované úkryty *M. alcathoe* se nacházely hlavně v puklinách kmene a větví, *M. mystacinus* využíval ve výrazně větší míře úkryty pod odchlípnutou kůrou.

Pro každý druh zvlášť jsme srovnali parametry stromů s úkryty a náhodných kontrolních stromů. Zřejmě kvůli nedostatku dat nebyly zjištěny žádné rozdíly pro stromy *M. brandtii*. Jisté preference se ale projeví srovnáním úkrytových a kontrolních stromů *M. alcathoe* a *M. mystacinus*. Netopýr *alcathoe* volil úkryty ve vyšších stromech, s horším zdravotním stavem, s větším DBH a s větším počtem potencionálních úkrytů oproti náhodným kontrolním stromům v lese. Úkrytový mikroplot se oproti kontrolnímu skládal z nižších stromů, s menším DBH. V rámci druhové nabídky stromů v lese preferoval *M. alcathoe* dub. Netopýr *vousatý* si rovněž vybíral stromy s horším zdravotním stavem, s větším DBH a s větším počtem potencionálních úkrytů. Oproti kontrolním stromům měly ty s úkrytem navíc nižší pokryvnost koruny. Ostatní zjišťované charakteristiky se mezi úkrytovými a kontrolními stromy nelišily. Rozdíly mezi druhy jsme našli v míře synantropních tendencí. Druhy nevolily ve stejném poměru přirozené a synantropní úkryty. Zatímco *M. mystacinus* a *M. brandtii* navštěvovaly shodně úkryty ve stromech i v domech, *M. alcathoe* se zdržoval výhradně v lesním prostředí a volil pouze úkryty ve stromech. Jedinou výjimkou byl betonový sloup elektrického vedení

vedle lesní cesty, který co do umístění ve studované lokalitě, i fyzických vlastností objektu můžeme považovat za úkryt stromový.

Srovnáním všech úkrytových stromů s náhodnými kontrolními stromy v lese jsme prokázali, že všechny tři druhy netopýrů si nevybírají náhodně, ale preferují určité charakteristiky v rámci stromu. Obecně byly stromy s úkrytem vyšší, s větším DBH, větším počtem potencionálních úkrytů a v horším zdravotním stavu. Takovéto úkrytové preference se shodují se závěry ostatních studií zabývajících se úkrytovou ekologií lesních netopýrů. Rozhodujícími kritérii pro výběr úkrytu jsou stejně jako podle našich výsledků nejčastěji výška stromu, DBH a zdravotní stav stromu (Garoway a Broders 2008, Graves et al. 2000, Kunz a Lumsden 2003, Ruczyński et al. 2010, Smith et al. 2008). Výběr velkých starých stromů v rozkladu staví netopýry do přímého konfliktu s lesním managementem, jehož snahou je z lesa tyto stromy odstraňovat. Pro lesníky jsou umírající nebo mrtvé stromy nežádoucí. Přináší riziko nákazy zdravých sousedních stromů, nebezpečí požárů a nehodí se pro zpracování na stavební materiál. Takovéto rozpory mohou radikálně snížit nabídku úkrytů, a tím ohrozit lesní populace netopýrů. Abychom tomu zabránili, je zásadní porozumět úkrytové ekologii lesních druhů a sdílet tyto informace s lesníky, kteří by měli respektovat rady a doporučení odborníků pro zachování chráněných populací netopýrů (Ruczyński et al. 2010).

Pro zjišťované charakteristiky makroplotu (počet druhů stromů, průměrná DBH, počet stromů, počet potencionálních úkrytů) všech úkrytů jsme nenalezli žádné preference. Úkrytové a kontrolní stromy se tedy v charakteristikách širšího okolí vzájemně nelišily. Lišily se však proporce jejich bližšího okolí. Mikroplot (pět nejbližších stromů) úkrytového stromu se různil od toho kontrolního ve všech měřených parametrech. Obecně byl úkrytový strom obklopen nižšími stromy s menším DBH. Průkaznost vlivu tohoto faktoru zřejmě způsobují data získaná od úkrytů *M. alcatheae*, u kterého jsme zjistili srovnáním úkrytových a kontrolních mikroplotů stejné tendence. Zároveň si vybírá úkryty vysoko na stromech, což můžeme stejně jako ve studii Perryho a Thilla (2007) vysvětlovat snahou netopýrů vyhnout se hustým nepřehledným místům nízko na stromě, kde se špatně manévruje a kde není dostatečný přehled o dění na zemi. Také je strom i úkryt lépe lokalizovatelný, pokud je na dobře viditelném místě (Perry a Thill 2007).

Data sbíraná u každého zvířete po několik dní nám také umožnila analyzovat vliv druhu, pohlaví a reprodukčního období na frekvenci střídání úkrytů. Počet dní strávených v jednom úkrytu podle našich výsledků významně ovlivňovalo reprodukční období, ve kterém byl daný jedinec sledován, a pohlaví jedince. Obecně kratší dobu setrvali ve svých úkrytech samci. Podle dosavadních studií úkrytového chování netopýrů víme, že existují výrazné rozdíly

v pečlivosti výběru úkrytu mezi samci a samicemi. Samice s ohledem na potřeby vývoje plodu a růstu mláďat volí úkryty teplejší a obecně stabilnější (Hamilton a Barclay 1994, Kerth 2001). Fidelita k takto zvolenému úkrytu potom snižuje energetické výdaje při hledání nového. Bez ohledu na pohlaví častější střídání úkrytů vykazovali netopýři na podzim (post-reprodukční období), což logicky souvisí s větší věrností úkrytům mateřských kolonií (Brittingham a Williams 2000).

Větší počet úkrytů pro jednoho jedince rovněž umožnil analýzu přeletových vzdáleností mezi jednotlivými úkryty. Výsledek testování vlivu některé z veličin - druh, pohlaví a reprodukční období – ukázal, že samci *M. mystacinus* měli od sebe úkryty rozmístěny ve větších vzdálenostech.

5. Závěr

Závěr této práce je čistě ochrannářského charakteru. Výběr velkých starých stromů v rozkladu staví netopýry do přímého konfliktu s lesním managementem, jehož snahou je z lesa tyto stromy odstraňovat. Pro lesníky jsou umírající nebo mrtvé stromy nežádoucí. Přináší riziko nákazy zdravých sousedních stromů, nebezpečí požárů a nehodí se pro zpracování na stavební materiál. Takovéto rozpory mohou radikálně snížit nabídku úkrytů, a tím ohrozit lesní populace netopýrů. Abychom tomu zabránili, je zásadní porozumět úkrytové ekologii lesních druhů a je potřeba apelovat na lesníky a lesní hospodářství jako takové, aby při své péči o les brali ohled na potřeby zvířat a aby respektovali rady a doporučení odborníků pro zachování chráněných populací netopýrů (Ruczyński et al. 2010). Přítomnost vzrostlých stromů v lese je důležitá v daleko širším měřítku, než jen v souvislosti s netopýry. Ničení původních přírodních společenství je zcela fatální pro mnoho druhů neschopných dostatečně rychle reagovat na tyto změny. Obzvláště zvířata dlouhověká s nízkými reprodukčními schopnostmi jako jsou netopýři, trpí takovými zásahy do jejich přírodního prostředí.

6. Literatura

- Agirre-Mendi P. T. García-Mударra J. L., Juste J., Ibáñez C. (2004). Presence of *Myotis alcaethoe* Helversen & Heller, 2001 (Chiroptera: Vespertilionidae) in the Iberian Peninsula. *Acta Chiropterologica*. 6: 49–57.
- Aldridge H. D. J. N. a 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: 379–382.
- Bartonička T., Bielik A., Řehák Z. (2008). Roost switching and activity patterns in the Soprano Pipistrelle, *Pipistrellus pygmaeus*, during lactation. *Annales Zoologici Fennici*. 45: 503–512.
- Bashta A. T., Piskorski M., Myslajek R. W.; Tereba A., Kurek K., Sachanowicz K. (2011). *Myotis alcaethoe* in Poland and Ukraine: new data on its status and habitat in Central Europe. *Folia Zoologica*. 60:1–3.
- Benda P., Ruedi M., Uhrin M. (2003). First record of *Myotis alcaethoe* (Chiroptera: Vespertilionidae) in Slovakia. *Folia Zoologica*. 52: 359–365.
- Benda P., Karatas A. (2005). On some Mediterranean populations of bats of the *Myotis mystacinus* morpho-group (Chiroptera: Vespertilionidae). *Lynx (Praha)*. 36: 9–38.
- Boston E. S. M., Buckley D. J., Bekaert M., Gager Y., Lundy M. G., Scott D. D., Prodöhl P. A., Montgomery W. I., Marnell F., Teeling E. C. (2010). The status of the cryptic bat species, *Myotis mysatcinus* and *Myotis brandtii* in Ireland. *Acta Chiropterologica*. 12: 457–461.
- Brittingham M. C., Williams L. M. (2000). Bat boxes as alternative roosts for displaced bat maternity colonies. *Wildlife Society Bulletin*. 28: 197–207.
- Celuch M., Ševčík M. (2008). Road bridges as a roosts for Noctules (*Nyctalus noctula*) and other bat Species in Slovakia (Chiroptera: Vespertilionidae). *Lynx (Praha)*, n. s. 39: 47–54.

Danko Š., Krištín A., Krištofík J. (2010). *Myotis alcathoe* in eastern Slovakia: occurrence, diet, ectoparasites and notes on its identification in the field. *Vespertilio*. 13-14: 77–91.

Dietz C., Helversen O. (2004). Illustrated identification key to the bats of Europe. http://www.uni-tuebingen.de/tierphys/Kontakt/mitarbeiter_seiten/dietz.htm

Dietz C., Helversen O., Nill D. (2007). Handbuch der Fledermause Europas und Nordwestafrikas. Biologie — Kennzeichen — Gefährdung. Franckh-Kosmos Verlags GmbH & Co. KG, Stuttgart, 399 pp.

Dietz M., Pir J. B. (2009). Distribution and habitat selection of *Myotis bechsteinii* in Luxembourg: implications for forest management and conservation. *Folia Zoologica*. 58: 327–340.

Garroway C., Broders H. G. (2008). Day roost characteristics of northern long-eared bats (*Myotis septentrionalis*) in relation to female reproductive status. *Écoscience*. 15: 89–93.

Geluso K., Mink J. N. (2009). Use of bridges by bats (Mammalia: Chiroptera) in the Rio Grande Valley, New Mexico. *The Southwestern Naturalist*. 54: 421–429.

Graves A. T., Fajvan M. A., Miller G. W. (2000). The effects of thinning intensity on snag and cavity tree abundance in an Appalachian hardwood stand. *Canadian Journal of Forest Research*. 30: 1214–1220.

Hanák V. (1965). Zur Systematik der Bartfledermaus *Myotis mystacinus* Kuhl, 1819 und über das Vorkommen von *Myotis ikonnikovi* Ognev, 1912 in Europa. *Věstník Československé společnosti zoologické [Praha]*, 29(4): 353–367.

Hamilton I. M., Barclay R. M. R. (1994). Patterns of daily torpor and day-roost selection by male and female big brown bats (*Eptesicus fuscus*). *Canadian Journal of Zoology*. 72: 744–749.

Helversen O., Heller K. G., Mayer F., Nemeth A., Volleth M., Gombkötö P. (2001). Cryptic mammalian species: a new species of whiskered bat (*Myotis alcaethoe* n. sp.) in Europe. *Naturwissenschaften*. 88: 217–223.

Horáček I. (1984). Remarks on the causality of population decline in European bats. *Myotis* (Bonn) 1984, 21–22: 138–147.

Horáček I., Uhrin M. (2010). A tribute to bats. Praha

Jenkins E. V. (1998). Roost selection in the pipistrelle bat. *Pipistrellus pipistrellus* (Chiroptera: Vespertilionidae), in northeast Scotland. *Animal Behaviour*. 56: 909–917.

Kalcounis-Rüppell M. C., Psyllakis J. M., Brigham R. M. (2005). Tree roost selection by Bats: An empirical synthesis using meta-analysis. *Wildlife Society Bulletin*. 33:1123–1132.

Kalko K. V. E., Ueberschaer K., Dechmann D. (2006). Roost structure, modification, and availability in the White-throated Round-eared Bat, *Lophostoma silvicolum* (Phyllostomidae) living in active termite nests. *Biotropica* 38: 398–404.

Kawai K., Kondo N., Sasaki N., Fukui D., Dewa H., Sato M., Yamaga Y. (2006). Distinguishing between cryptic species *Myotis ikonnikovi* and *M-brandtii gracilis* in Hokkaido, Japan: evaluation of a novel diagnostic morphological feature using molecular methods. *Acta Chiropterologica*. 8: 95–102.

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. *Oecologica*. 126: 1–9.

Kerth G., Wagner K., König B. (2001). Roosting together, foraging apart: information transfer about food is unlikely to explain sociality in female Bechstein's bats (*Myotis bechsteinii*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 50: 283–291.

Kunz T. H. (1982). *Ecology of Bats*. Plenum Publishing Corporation, New York a Londýn

Kunz T. H., Lumsden L. F. (2003). *Bat Ecology*. The University of Chicago Press, Chicago a Londýn.

Lausen C. L., Barclay R. M. R. (2006). Benefits of living in a building: Big Brown Bats (*Eptesicus fuscus*) in rocks versus buildings. *Journal of Mammalogy*. 87: 362–370.

Lewis S. E. (1995). Roost fidelity of bats: a review. *Journal of Mammalogy* 76: 481–496.

Lučan R. K., Hanák V., Horáček I. (2009). Long-term re-use of tree Roost by European forest bats. *Forest Ecology and Management* 258: 1301–1306.

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). Alcathe bat (*Myotis alcathe*) in the Czech Republic: distributional status, roosting and feeding ecology. *Acta chiropterologica*. 11:61–69.

Lučan R. K., Benda P., Reiter A., Zima J. jr. (2011). Reliability of field determination in three cryptic whiskered bats (*Myotis alcathe*, *Myotis mystacinus*, *Myotis brandtii*) and basic biometric characters: evidence from the Czech Republic. *Vespertilio*. 15: 37–44.

Ludvík M. (1988). *Turistický průvodce ČSSR: Hostýnské vrchy, Vizovické vrchy*.

Mayer F., Dietz C., Kiefer A. (2007). Molecular species identification boosts bat diversity. *Frontiers in Zoology*, 4:4 doi:10.1186/1742-9994-4-4.

Meschede A., Heller K. G. (2000). *Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern*. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 66. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

Neubauer D. J., Wilson K. R., O'Shea T. J. (2007). Urban maternity-roost selection by Big Brown Bats in Colorado. *Journal of Wildlife Management*. 71: 728–736.

Niermann I., Biedermann M., Bogdanowicz W., Brinkmann R., Bris Y. L., Ciechanowski M., Dietz Ch., Dietz I., Estók P., Von Helversen O., Le Houédec A., Paksuz S., Petrov B. P., Özkan B., Piksa K., Rachwald A., Roué S. Y., Sachanowicz K., Schorcht W., Tereba A.,

Mayer F. (2007). Biogeography of the recently described *Myotis alcathoe* von Helversen and Heller, 2001. *Acta chiropterologica*. 9: 361–378.

O’Keefe J. M., Loeb S. C., Lanham J. D., Hill Jr. H. S. (2009). Macrohabitat Factors Affect Day Roost Selection by Eastern Red Bats and Eastern Pipistrelles in the Southern Appalachian Mountains, USA. *Forest Ecology and Management* 257: 1757–1763.

Perry R. W., Thill R. E. (2007). Summer roosting by adult male Seminole bats in the Ouachita Mountains, Arkansas. *The American Midland Naturalist*. 158: 361–368.

Perry R. W., Thill R. E. (2008). Roost selection by Big Brown Bats in forests of Arkansas: importance of pine snags and open forest habitats to males. *Southeastern naturalist* 7: 607–618.

Ransome R. (1990). *The natural history of hibernating bats*. Christopher Helm. London. United Kingdom.

Reckardt K., Kerth G. (2007). Roost selection and roost switching of female Bechstein’s bats (*Myotis bechsteinii*) as a strategy of parasite avoidance. *Oecologia*. 154: 581–588.

Reiter A., Bartonička T., Lučan R. K., Řehák Z. (2010). New records of *Hypsugo savii* in the Czech Republic. *Vespertilio*. 13-14: 121–125.

Ruczyński I., Bogdanowicz W. (2008). Summer roost selection by tree-dwelling bats *Nyctalus noctula* and *N. leisleri*: a multiscale analysis. *Journal of Mammalogy*, 89: 942–951.

Ruczyński I., Nicholls B., MacLeod C. D., Racey P. A. (2010). Selection of roosting habitats by *Nyctalus noctula* and *Nyctalus leisleri* in Białowieża Forest – Adaptive response to forest management? *Forest Ecology and Management*. 259: 1633–1641.

Ruedi M., Mayer F. (2001). Molecular systematics of bats of the genus *Myotis* (Vespertilionidae) suggests deterministic ecomorphological convergences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*. 21: 436–448.

Ruedi M., Jourde P., Giosa P., Barataud M., Roue S. Y. (2002). DNA reveals the existence of *Myotis alcaethoe* in France (Chiroptera: Vespertilionidae). *Revue Suisse de Zoologie*. 109: 643–652.

Russo D., Cistrone L., Jones G. (2005). Spatial and temporal patterns of roost use by tree-dwelling barbastelle bats, *Barbastella barbastellus*. *Ecography* 28: 769–776.

Řehák Z., Bartonička T., Bryja J., Gaisler J. (2008). New record of the Alcaethoe bat, *Myotis alcaethoe* in Moravia (Czech Republic). *Folia Zoologica*. 57: 465–469.

Schober W., Grimmberger E. (1997). The bats of Europe and North America. Neptune: T. F. H. Publications.

Schunger I., Dietz Ch., Merdschanova D., Mardschanov S., Christov K., Borissov I., Staneva S., Petrov B. (2004). Swarming of bats (Chiroptera: Mammalia) in the Vodnite Dupki cave (Central Balkan National Park, Bulgaria). *Acta Zoologica Bulgarica*. 56: 323–330.

Simmons N. B., Wetterer A. L. (2010). Estimating diversity: How many species are there? In Horáček I. & Benda P. (eds.). Volume of abstracts of the 15th International Bat Research Conference held in Prague, 23-27 August 2010. Lesnická práce, Kostelec nad Černými Lesy.

Smith C. Y., Warkentin I. G., Moroni M. T. (2008). Snag availability for cavity nesters across a chronosequence of post-harvest landscapes in western Newfoundland. *Forest Ecology and Management* 256: 641–647.

Spitzenberger F., Pavlinic i., Podnar M. (2008). On the occurrence of *Myotis Alcaethoe* von Helvesen and Heller 2001, in Austria. *Hystrix – Italian Journal of Mammalogy*. 19: 3–12.

Standelman B., Jacobs D. S., Schoeman C., Ruedi M. (2004). Phylogeny of African *Myotis* bats (Chiroptera, Vespertilionidae) inferred of cytochrom *b* sequences. *Acta Chiropterologica*. 6: 177–192.

Ter Braak C. J. F., Smilauer P. (2002). CANOCO Reference manual and canoDraw for window's users's guide. Software for canonical community ordination (Version 4.5). Ithaca, New York, Microcomputer Power.

Willis C. K. R., Kolar K. A., Karst A. L., Kalcounis-Rueppell M. C., Brigham M. R. (2003). Medium- and long-term reuse of trembling aspen cavities as roosts by Big Brown Bats (*Eptesicus fuscus*). *Acta Chiropterologica*. 5: 85–90.

Přílohy

Druh	Rok	Období	Zvíře ID	Pohlaví	Lat (mm)	G (g)	Váha transmitéru (%)	počet dní sledování	počet úkrytů	typy úkrytů
M. alc	2008	léto	172.020/2008	F	33	5,25	7,24	3	1	stromy
M. alc	2008	léto	172.099/2008	M	31,7	4,5	8,44	11	2	oba
M. alc	2008	léto	172.120/2008	M	31,6	4,5	8,44	6	1	stromy
M. alc	2008	léto	172.210/2008	F	33,1	4,5	8,44	5	1	stromy
M. alc	2008	léto	172.240/2008	F	32,1	4,25	8,94	9	2	stromy
M. alc	2008	léto	172.259/2008	M	30,8	4,25	8,94	9	2	stromy
M. alc	2008	léto	172.290/2008	F	31,7	4,25	8,94	9	6	stromy
M. alc	2008	léto	172.339/2008	M	32,4	4,25	8,94	5	2	stromy
M. alc	2008	léto	172.020b/2008	F	31,4	4,25	8,94	6	1	stromy
M. alc	2008	podzim	172.411/2008	M	31,2	4,5	8,44	6	3	stromy
M. alc	2008	podzim	172.440/2008	M	32,3	3,75	10,13			
M. alc	2008	podzim	172.479/2008	F	32,8	5,75	6,61	5	4	stromy
M. alc	2008	podzim	172.500/2008	M	32,4	4,5	8,44	5	1	stromy
M. alc	2008	podzim	172.440b/2008	M	31,3	4,25	8,94	2	1	stromy
M. alc	2009	léto	172.099/2009	M	32,30	4,25	8,94	12	5	stromy
M. alc	2009	léto	172.221/2009	M	33,3	4,25	8,94	7	2	stromy
M. alc	2009	léto	172.289/2009	F	32,3	6,50	5,85	7	3	stromy
M. alc	2009	léto	172.477/2009	M	31,7	4,50	8,44	3	2	stromy
M. alc	2009	léto	172.501/2009	F	31,2	5,25	7,24	5	2	stromy
M. alc	2009	podzim	172.622/2009	F	33	5,50	6,91	13	7	stromy
M. alc	2009	podzim	172.661/2009	F	33,5	5,50	6,91	4	2	stromy
M. alc	2009	podzim	172.700/2009	M	32,2	5,50	6,91	4	2	stromy
M. alc	2009	podzim	172.981/2009	M	30,7					
M. alc	2009	podzim	150.084/2009	F	32,4	5,50	6,91	7	2	stromy
M. alc	2009	podzim	172.782/2009	F	32	5,00	7,60	6	4	stromy
M. alc	2009	podzim	172.861/2009	F	33	5,25	7,24	10	3	stromy
M. alc	2009	podzim	172.941/2009	F	32,2	4,50	8,44	4	2	stromy
M. alc	2010	léto	172.702/2010	F	33,1	5,50	6,91	9	2	stromy
M. alc	2010	léto	172.743/2010	F	32,9	6,00	6,33	9	2	stromy
M. alc	2010	léto	172.823/2010	F	32,8	6,75	5,63	4	2	stromy
M. alc	2010	léto	172.863/2010	M	31,8	4,75	8,00	8	1	stromy
M. alc	2010	léto	172.890/2010	M	32	5,50	6,91	7	2	stromy
M. alc	2010	léto	172.900/2010	F	31,3	4,75	8,00	2	1	stromy
M. alc	2010	léto	172.943/2010	F	31,8	4,75	8,00	5	3	stromy
M. alc	2010	léto	172.982/2010	F	32	4,75	8,00	4	2	stromy
M. alc	2011	léto	172.290/2011	F	32,5	6,00	6,33	14	2	stromy
M. alc	2011	léto	172.742/2011	M	32,1	4,50	8,44	8	2	stromy
M. alc	2011	léto	172.783/2011	M	30,8	4,50	8,44	8	3	stromy
M. bra	2009	léto	172.058/2009	M	36,20	5,5	6,91	11	1	domy
M. bra	2009	podzim	172.541/2009	M	35,9	7,50	5,07	4	2	stromy
M. bra	2009	podzim	172.742/2009	M	35	9,00	4,22	1	1	stromy
M. bra	2009	podzim	172.822/2009	M	35,5	6,50	5,85	3	3	stromy
M. bra	2010	léto	150.089/2010	M	34,8	6,25	6,08	3	2	oba
M. bra	2010	léto	172.480/2010	M	36,2	6,00	6,33	15	1	domy
M. bra	2010	léto	172.543/2010	F	37,5	6,00	6,33	9	3	domy
M. bra	2010	léto	172.583b/2010	M	34,7	5,75	6,61	8	2	domy
M. bra	2011	podzim	172.210P/2011	M	35,1	7,25	5,24	3	1	domy
M. bra	2011	podzim	172.622P/2011	M	35,6	6,50	5,85	7	2	domy

M. mys	2010	léto	172.501/2010	F	35,3	6,50	5,85	8	2	domy
M. mys	2009	léto	172.208/2009	F	33,5	4,50	8,44	17	2	oba
M. mys	2009	podzim	150.044/2009	M	34,4	5,80	6,55	6	4	oba
M. mys	2009	léto	172.146/2009	M	34	4,50	8,44	5	2	oba
M. mys	2009	léto	172.237/2009	F	34,8	6,00	6,33	5	3	oba
M. mys	2009	léto	172.339/2009	F	34,6	6,25	6,08	5	2	oba
M. mys	2009	léto	172.461/2009	F	36,1	7,25	5,24	8	4	oba
M. mys	2009	podzim	172.582/2009	M	34,4	5,00	7,60	17	8	oba
M. mys	2009	podzim	172.888/2009	F	34,1	6,50	5,85	8	3	oba
M. mys	2010	léto	150.149/2010	M	34,2	5,50	6,91	12	3	oba
M. mys	2010	léto	150.167/2010	F	33,6	5,25	7,24	11	2	domy
M. mys	2010	léto	150.186/2010	F	33,4	6,50	5,85	5	3	domy
M. mys	2010	léto	150.228/2010	F	35,4	6,25	6,08	12	3	domy
M. mys	2010	léto	150.247/2010	F	35,4	5,50	6,91	6	1	domy
M. mys	2010	léto	172.442/2010	M	33,7	4,75	8,00	8	3	oba
M. mys	2010	léto	172.462/2010	F	36,3	6,00	6,33	7	2	domy
M. mys	2010	léto	172.583/2010	F	35	6,50	5,85	5	3	oba
M. mys	2010	léto	172.623/2010	F	35	6,25	6,08	10	1	domy
M. mys	2010	léto	172.662/2010	F	33,4	6,00	6,33	14	1	domy
M. mys	2011	léto	172.120TB/2011	F	36,1	6,00	6,33	8	1	domy
M. mys	2011	léto	172.209T/2011	F	34,8	6,40	5,94	13	3	oba
M. mys	2011	léto	172.220T/2011	F	36,7	7,25	5,24	4	3	oba
M. mys	2011	léto	172.220TB/2011	F	36,4	6,00	6,33	8	3	domy
M. mys	2011	léto	172.239T/2011	F	34,1	5,30	7,17	9	3	oba
M. mys	2011	léto	172.258T/2011	F	35	6,60	5,76	10	4	oba
M. mys	2011	léto	172.272T/2011	F	35	4,75	8,00	4	2	domy
M. mys	2011	podzim	172.290P/2011	F	34,5	6,25	6,08	3	3	oba
M. mys	2011	podzim	172.339P/2011	M	33,4	5,50	6,91	9	3	oba
M. mys	2011	podzim	172.410P/2011	F	35,5	6,00	6,33	6	3	stromy
M. mys	2011	podzim	172.703P/2011	M	33,9	7,50	5,07	3	1	domy

Myotis brandtii



Myotis alcathoe



Myotis mystacinus



Úkryt mateřské kolonie 90 samic *M. alcathoe* v puklině kmene břízy z r. 2010.



Úkryt mateřské kolonie *M. alcathoe* min. 83 ex. v puklině v boční větvi dubu, obsazen 08–09.



Úkryt mateřské kolonie 20 – 30 ex. *M. alcathoe* v jediném nepřirodním úkrytu.



Úkryt kolonie 11 ex. *M. mystacinus* v období laktace.



11 ex. *M. mystacinus* (3 lakt. F)

Úkryt smíšené mateřské kolonie *M. mystacinus* a *M. brandtii* pod hřebenáčem střechy domu v obci Líšná.



Úkryt smíšené mateřské kolonie *M. mystacinus* a *M. brandtii* za dřevěným obložení stěn chaty na okraji Kosteleckého lesa.

