

Česká zemědělská univerzita v Praze
Fakulta životního prostředí
Katedra ekologie



Fakulta životního
prostředí

**Význam velkochovů hospodářských zvířat
a vesnické zástavby pro výskyt a aktivitu netopýrů**

**The importance of livestock factory farms and
rural settlements for the presence and activity of bats**

Diplomová práce

Vedoucí práce: Ing. Petr Zasadil, Ph.D.

Konzultant: RNDr. Michal Andreas, Ph.D.

Autor práce: Bc. Eliška Jindrová

Praha 2017

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Eliška Jindrová

Ochrana přírody

Název práce

Význam velkochovů hospodářských zvířat a vesnické zástavby pro výskyt a aktivitu netopýrů

Název anglicky

The importance of livestock factory farms and rural settlement for the presence and activity of bats

Cíle práce

Cílem práce je zjistit letovou, loveckou a potravní aktivitu sledovaných druhů netopýrů, v závislosti na typu a funkčnosti hospodářských velkochovů a sídelní vesnické zástavby. Zhodnotit vliv útlumu živočišné výroby a opuštění zemědělských areálů na početnost a aktivitu vybraných druhů. Analýza vlivu dalších faktorů prostředí, které by mohly mít také vliv na výskyt sledovaných druhů netopýrů.

Metodika

Pro sběr dat budou vybrána vesnická sídla s funkčním velkochovem hospodářských zvířat a vesnice s již nefunkčním velkochovem v Libereckém kraji. K detektoringu bude použit BAT detektor Pettersson D240X se systémem Time expansion, pomocí něj budou pořízeny nahrávky ultrazvokových signálů. Vytyčeny budou liniové transekty, podle velikosti sledovaných lokalit a délka detektoringu bude probíhat 10 minut na jednom transektu. Výsledky budou interpretovány ve vztahu ke sledovanému prostředí a vyhodnoceny vhodnými statistickými metodami. Zjištěné výsledky budou srovnány a diskutovány s dříve zjištěnými poznatky.

Doporučený rozsah práce

Cca 40 stran + přílohy

Klíčová slova

Netopýři, sídelní zástavba, velkochovy hospodářských zvířat, detektoring

Doporučené zdroje informací

- Anděra M., Hanák V., 2005: Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze V. Letouni (Chiroptera) – část 1. Vrápencovití (Rhinolophidae), netopýrovití (Vespertilionidae – *Barbasrella barbastellus*, *Plecotus auritus*, *Plecotus austriacus*). Národní muzeum, Praha, 120 str.
- Anděra M., Hanák V., 2007: Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze V. Letouni (Chiroptera) – část 2. Netopýrovití (Vespertilionidae – rod *Myotis*). Národní muzeum, Praha, 187 str.
- Anděra M., Hanák V., 2007: Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze V. Letouni (Chiroptera) – část 3. Netopýrovití (Vespertilionidae – *Vespertilio*, *Eptesicus*, *Nyctalus*, *Pipistrellus* a *Hypsugo*). Národní muzeum, Praha, 172 str.
- Lentini P. E., Gibbons P., Fischer J., Law B., Hanspach J., 2013: Bats in a Farming Landscape Benefit from Linear Remnants and Unimproved Pastures. *Plos one*, 8 (5).
- Wickramasinghe L.P., Harris S., Jones G., Vaughan N., 2003: Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology*, 40: 984 – 993.
- Wickramasinghe L.P., Harris S., Jones G., Vaughan N., 2004: Abundance and Species Richness of Nocturnal insects on Organic and Conventional Farms: Effects of Agricultural Intensification on Bat Foraging. *Conservation Biology*, 18 1283–1292.

Předběžný termín obhajoby

2016/17 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Petr Zasadil, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Elektronicky schváleno dne 21. 3. 2016

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 21. 3. 2016

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 16. 10. 2016

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem svou diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením Ing. Petra Zasadila, Ph.D. a s využitím informačních zdrojů, které jsou v práci řádně citovány.

V Praze dne 18. 4. 2017

.....
Eliška Jindrová

Poděkování

Ráda bych poděkovala panu Ing. Petrovi Zasadilovi, Ph.D. za vedení diplomové práce a čas věnovaný konzultacím k mé práci. Za propůjčení ultrazvukového detektoru a nahrávacího zařízení děkuji panu Vítu Dvořákovi (KEKO, FŽP). Současně děkuji panu RNDr. Michalovi Andreasovi, Ph.D. za konzultace a poskytnutí cenných informací a rad pro mou práci. Za konzultaci ke statistickému vyhodnocení výsledků děkuji panu Bc. Miroslavovi Khýrovi.

V neposlední řadě bych ráda poděkovala své rodině, přítelovi a nejbližším přátelům za materiální i morální podporu při zpracovávání této diplomové práce i po celou dobu mého studia.

V Praze dne 18. 4. 2017

.....
Eliška Jindrová

Abstrakt:

Tato práce se zabývá analýzou letové aktivity a biotopových preferencí netopýrů ve funkčních zemědělských areálech, v opuštěných zemědělských objektech a v klasické vesnické zástavbě. Terénní monitoring probíhal ve 31 vybraných obcích především na území Libereckého kraje. Na všech lokalitách proběhlo od dubna do října roku 2016 celkem 13 kontrol. Monitoring byl prováděn pomocí ultrazvukového detektoru metodou liniových transektů. V zájmovém území byla prokázána přítomnost celkem 3 druhů netopýrů. Nejhojnějším druhem byl netopýr hvízdavý (*Pipistrellus pipistrellus*), méně hojným druhem byl netopýr večerní (*Eptesicus serotinus*) a přítomnost netopýra vodního (*Myotis daubentonii*) byla zjištěna pouze na 3 lokalitách ve vesnické zástavbě.

U druhů *P. pipistrellus* i *E. serotinus* byl prokázán statisticky významný rozdíl v preferencích biotopů, oba druhy preferovaly vesnickou zástavbu. Rozdílné preference funkčních areálů a opuštěných objektů nebyly u druhů prokázány.

Na lokalitách bylo také sledováno několik faktorů, např. vzdálenost od vodní plochy a středu obce, přítomnost osvětlení, podíl vegetace aj. U *E. serotinus* byla prokázána korelace s přítomností osvětlení, se vzdáleností od vodní plochy a vzdáleností od středu obce. Aktivita *P. pipistrellus* nekorelovala s žádnou sledovanou charakteristikou lokalit. U *P. pipistrellus* byly zjištěny významné změny aktivity především mezi laktačním a postlaktačním obdobím.

P. pipistrellus vykazoval nejvyšší aktivitu v biotopech funkčních a opuštěných statků v laktačním období, v zástavbě vykazoval nejvyšší aktivitu v postlaktačním období, naopak u *E. serotinus* byly zjištěny opačné vzory aktivity během sezóny.

Významně vyšší aktivita v biotopu zástavba ukazuje na význam klasické sídelní zástavby, ale pro *E. serotinus* jsou též důležité biotopy ve volné krajině, kam se v předhibernačním období kolonie netopýrů s největší pravděpodobností přesouvají. Nízká aktivita v biotopu opuštěných objektů naznačuje pokles aktivity netopýrů v oblastech, kde došlo k zániku velkochovů hospodářských zvířat.

Klíčová slova: Netopýři, funkční statek, opuštěný objekt, živočišná výroba, echolokace, bat-detektor, zemědělská krajina, lidská sídla, biotopové preference.

Abstract:

This thesis analyzes the flight activity and habitat preferences of bats in functional agricultural farms, abandoned farm buildings and classic rural settlements. The field monitoring took place in 31 selected villages in the Liberec Region. A total amount of 13 measurements on each locality were being performed from April to October in 2016. Monitoring was done by an ultrasound detector, using the method of line transects. Three species of bats were found in the study area. The pipistrelle bat (*Pipistrellus pipistrellus*) was the most abundant species, less abundant species was the serotine bat (*Eptesicus serotinus*) and presence of the water bat (*Myotis daubentonii*) was detected only at three locations in the rural settlements.

For *P. pipistrellus* and *E. serotinus*, a statistically significant difference in the habitat preferences was detected, both species favored the rural settlements. For both species, different preferences between functional areas and abandoned buildings were not proven.

Several factors were also monitored in the localities, eg. the distance from the water surface and the center of the village, the presence of light and vegetation coverage fraction. Correlation with the presence of light, the distance from the water surface and the distance from the center of the village was measured for *E. serotinus*. Activity of *P. pipistrellus* was not correlated with any tracked characteristics of the locations. The change of activity of *P. pipistrellus* was significant between postlactation and lactation period.

The highest activity of *P. pipistrellus* in the habitats of functional and abandoned farms was found in the lactation period, while in the rural settlements its highest activity was in the postlactation period. For *E. serotinus*, in contrast, the opposite patterns of activity were found during the season.

The significantly higher activity in the rural settlements habitat indicates the importance of classical residential buildings. However, for *E. serotinus* the open countryside habitats are also important, since the colonies of bats most likely to migrate there in the period before hibernation. The low bat activity in the habitats of abandoned farms indicates a decline in activity of bats in areas where the livestock farming was terminated.

Keywords: Bats, functional farm, abandoned object, livestock production, echolocation, bat detector, agricultural landscape, human settlements, habitat preferences.

Obsah

1. Úvod.....	10
2. Cíle práce	11
3. Literární rešerše	12
3.1 Vliv zemědělství na populace netopýrů	12
3.2 Role netopýrů v zemědělské krajině	16
3.3 Vliv urbanismu na populace netopýrů	17
3.4 Letová aktivita a metody sledování.....	19
3.5 Lovecké strategie a potravní ekologie netopýrů	20
3.5.1 Vzdušný lov (<i>aerial hawking</i>).....	21
3.5.2 Lov v listoví (<i>foliage gleaning, hover gleaning</i>)	22
3.5.3 Pozemní sběr (<i>ground gleaning</i>).....	22
3.5.4 Lov z vodní hladiny (<i>trawling, water surface gleaning</i>)	23
3.5.5 Lov z vyvýšeného odpočívadla (<i>perch hunting, flycatching</i>)	23
4. Materiál a metodika	24
4.1 Metody sběru dat.....	24
4.2 Použitá technika	25
4.3 Metody zpracování dat.....	25
5. Charakteristiky sledovaného území	28
6. Výsledky	31
6.1 Biotopové preference	31
6.1.1 Rozložení aktivity druhů na lokalitách jednotlivých biotopů	33
6.1.2 Biotopové preference druhu <i>Pipistrellus pipistrellus</i>	35
6.1.3 Biotopové preference druhu <i>Eptesicus serotinus</i>	35
6.1.4 Biotopové preference druhu <i>Myotis daubentonii</i>	36
6.1.5 Preference biotopů bez lokalit s přítomností vodní plochy.....	36
6.2 Biotopové preference během jednotlivých období životního cyklu	37
6.3 Vztah aktivity druhů k vybraným charakteristikám prostředí.....	38
6.3.1 Aktivita druhů ve vztahu k vzdálenosti od vodních ploch	38
6.3.2 Aktivita druhů a vzdálenost od vodních ploch v zástavbě.....	39
6.3.3 Aktivita druhů ve vztahu k vzdálenosti od středu obce	39

6.3.4	<i>Aktivita druhů ve vztahu k zastoupení vegetace</i>	40
6.3.5	<i>Aktivita druhů ve vztahu k výskytu osvětlení</i>	41
6.3.6	<i>Aktivita druhů ve vztahu k nadmořské výšce</i>	42
6.3.7	<i>Závislost aktivity na velikosti funkčních zemědělských objektů</i>	43
6.4	Změny aktivity během roku	43
6.4.1	<i>Sezónní aktivita druhu <i>Pipistrellus pipistrellus</i></i>	44
6.4.2	<i>Sezónní aktivita druhu <i>Eptesicus serotinus</i></i>	45
6.4.3	<i>Sezónní aktivita druhu <i>Myotis daubentonii</i></i>	45
7.	Diskuse	47
7.1	Srovnání biotopových preferencí netopýrů	47
7.2	Biotopové preference během jednotlivých období životního cyklu	50
7.3	Vztah aktivity druhů k vybraným charakteristikám prostředí.....	50
7.3.1	<i>Aktivita druhů ve vztahu k vzdálenosti od vodních ploch</i>	51
7.3.2	<i>Aktivita druhů a vzdálenost od vodních ploch v zástavbě</i>	51
7.3.3	<i>Aktivita druhů ve vztahu k vzdálenosti od středu obce</i>	52
7.3.4	<i>Aktivita druhů ve vztahu k zastoupení vegetace</i>	52
7.3.5	<i>Aktivita druhů ve vztahu k výskytu osvětlení</i>	53
7.3.6	<i>Aktivita druhů ve vztahu k nadmořské výšce</i>	54
7.3.7	<i>Závislost aktivity na velikosti funkčních zemědělských objektů</i>	54
7.4	Změny aktivity během roku	55
8.	Závěr	58
9.	Použitá literatura	60
10.	Přílohy	71
10.1	Příloha č. 1: Fotodokumentace lokalit	72
10.1.1	<i>Lokality kategorie „Funkční zemědělské objekty“</i>	72
10.1.2	<i>Lokality kategorie „Opuštěné zemědělské objekty“</i>	75
10.1.3	<i>Lokality kategorie „Obecní zástavba“</i>	78
10.2	Příloha č. 2: Charakteristiky jednotlivých lokalit	81
10.3	Příloha č. 3: Počet nahraných pozitivních minut při monitoringu	83
10.4	Příloha č. 4: Mapy	88

1. Úvod

Netopýři se jako značně mobilní savci objevují na celém území naší republiky. V krajině využívají pro lov potravy nejrůznější typy stanovišť, kde regulují početnost hmyzu (Ricucci a Lanza, 2014). V průběhu několika posledních desetiletí ovšem došlo k poklesu početnosti netopýřů. Snížení populačních stavů je způsobováno intenzivními změnami v prostředí, přeměnou krajinných struktur, nadměrnou aplikací pesticidů, ztrátou vhodných potravních lokalit a odvodňováním krajiny (Wickramasinghe a kol., 2004, Park, 2015; Heim a kol., 2016).

Po roce 1948 došlo k významným změnám ve struktuře živočišné výroby, zanikaly drobné chovy a chov hospodářských zvířat byl soustředěn do velkochovů, které se většinou nacházely na okraji vesnic. Část těchto velkochovů byla po roce 1990 rušena v souvislosti s útlumem živočišné výroby (Petr Zasadil, IV. 2017, in verb.). Od roku 1990 tedy docházelo ke snižování stavů hospodářských zvířat, zejména skotu a prasat (Bičík a Jančák, 2005). Jen do roku 2006 stavy skotu poklesly přibližně na 49 % a stavy prasat na 76 % stavu z roku 1990. Snížení intenzity chovu prasat a drůbeže je z hlediska životního prostředí považováno za příznivé (Volaufová, 2008), protože ve velkokapacitních výkrmnách dochází k nadměrné produkci amoniaku (Bičík a Jančák, 2005; Volaufová, 2008) a ten je velmi toxický např. pro vodní organismy (Malířová, 2010). Pokles stavu chovaných hospodářských zvířat je doprovázen poklesem početnosti některých druhů, které jsou na ně přímo či nepřímo vázány – např. vrabec domácí (*Passer domesticus*) aj. (Petr Zasadil, IV. 2017, in verb.). Dalším důvodem poklesu početnosti většiny druhů netopýřů jsou i změny krajinné struktury po roce 1948. Louky, pastviny a pole byly scelovány a z krajiny tak zmizelo mnoho stromořadí, remízků, solitérních stromů a vodních ploch, které jsou důležité pro orientaci netopýřů a jako zdroj jejich kořisti (Verboom a Huitema, 1997). Význam velkochovů jako loveckých biotopů pro netopýry nebyl dosud studován, ze zahraničí však existují některé práce, kde byl zkoumán vliv intenzity hospodaření na aktivitu netopýřů (Wickramasinghe a kol., 2003; Wickramasinghe a kol., 2004, Pakr, 2015). Důležitým prostředím pro netopýry jsou i drobná vesnická sídla. Prostředí intravilánu poskytuje netopýřům jak dostatek lovišť, tak i dostatek vhodných úkrytů (Kunz, 1982), které mohou kompenzovat úbytek přirozených úkrytů. Řada druhů tyto úkryty využívá solitérně, prostornější úkryty mohou v letním období využívat samičí kolonie. Obecně je urbanizované prostředí netopýry využíváno především z důvodu výskytu pouličních lamp, koncentrace zeleně v zahradách, blízkosti lesních okrajů, stromořadí a vodních biotopů.

Tato práce je zaměřena na výzkum rozdílné letové aktivity netopýřů, především synantropních druhů, které se často vyskytují v okolí lidských sídel, zemědělských objektů, ale současně i ve volné krajině. Funkční velkochovy by mohly mít vliv na početnost některých druhů netopýřů a jejich zánik by mohl mít podobný vliv na početnost netopýřů jako na některé synantropní druhy ptáků. V okolí velkochovů hospodářských zvířat se pro netopýry vyskytuje mnoho vhodné kořisti, v okolí opuštěných objektů a v prostředí vesnické zástavby pak mnoho potenciálních úkrytů.

2. Cíle práce

1. Zjištění letové aktivity sledovaných druhů netopýrů v závislosti na funkčnosti velkochovů hospodářských zvířat, zhodnocení vlivu útlumu živočišné výroby a opuštění zemědělských areálů na početnost a aktivitu vybraných druhů. Do porovnání jsou zařazeny též území reprezentativních obcí s klasickou vesnickou zástavbou bez zemědělských objektů.

2. Analýza vlivu dalších faktorů prostředí, které by mohly mít vliv na výskyt sledovaných druhů netopýrů a jejich následné porovnání.

3. Porovnání zjištěných výsledků s dříve zjištěnými poznatky o aktivitě netopýrů v zemědělské krajině. Práce též porovnává zjištěné výsledky o letové a lovecké aktivitě v závislosti na typu a funkčnosti hospodářských velkochovů se zjištěnými poznatky o aktivitě některých druhů avifauny v podobných typech prostředí.

3. Literární rešerše

3.1 Vliv zemědělství na populace netopýrů

Netopýři jsou největšími konzumenty hmyzu (*Insecta*) v zemědělské krajině; až 70 % druhů světové populace netopýrů je hmyzožravých (Kunz a kol., 2011) a velmi trpí intenzivním obhospodařováním zemědělské půdy (Wickramasinghe a kol., 2004, Heim a kol., 2016). Z důvodu zemědělské intenzifikace klesla početnost populací mnoha Evropských druhů netopýrů, kvůli ztrátě vhodných reprodukčních i potravních stanovišť a ztrátě přirozených úkrytů (Park, 2015). Za jednu z hlavních příčin poklesu evropské populace netopýrů jsou označovány především nadměrné aplikace agrochemikálií (Wickramasinghe a kol., 2003). Odhaduje se, že cca 16 % druhů netopýrů z celkových 1150 druhů žijících ve světě je ohroženo vyhynutím kvůli ztrátám přirozených stanovišť (Mickleburgh a kol., 2002; Park 2015) v důsledku intenzifikace zemědělství a urbanizace (Russo a Ancillotto, 2015). Negativní dopad na pokles biodiverzity má také homogenizace krajiny a degradace ekosystémových služeb (Benton a kol., 2003) jako důsledek rozšiřování moderního zemědělství v průběhu poslední čtvrtiny 20. století (Hole a kol., 2005). Rozšiřování homogenních zemědělských oblastí na úkor polo-přirodních stanovišť má negativní vliv především na druhy netopýrů, které využívají úzké spektrum přírodních stanovišť v zemědělské krajině. Naopak, druhy jako netopýr rezavý (*Nyctalus noctula*) a netopýr parkový (*Pipistrellus nathusii*), kteří využívají široké spektrum stanovišť, mají oportunistickou potravní strategii a pružně reagují na rozložení hustoty hmyzu nad ornou půdou (Treitler a kol., 2016), jsou vystaveni menšímu riziku, které vyplývá z výše uvedených změn v krajině. Avšak informace o změnách sezónní aktivity netopýrů nad intenzivně využívanou ornou půdou do značné míry chybí (Heim a kol., 2016).

Rozloha vhodných stanovišť pro netopýry je velmi omezena, vzhledem k tomu, že se většina druhů netopýrů nejen v Severním Irsku ale i v celé Evropě, s výjimkou netopýra hvízdavého (*Pipistrellus pipistrellus*) a netopýra stromového (*Nyctalus leisleri*), snaží vyhýbat zemědělsky intenzivně obhospodařovaným oblastem (Russ a Montgomery, 2002). Tyto druhy spíše preferují původní lesy, lesní okraje a zbytky polo-přirozených stanovišť v zemědělské krajině (Walsh a Harris, 1996; Vaughan a kol., 1997; Fuentes-Montemayor a kol., 2013). Průzkumy prováděné například v zemědělské krajině v Severním Irsku uvádějí, že produktivní zemědělská půda představuje téměř 63 % celkové rozlohy státu, přičemž 50 % tvoří pastviny a méně než 10 % je využíváno pro zemědělskou produkci na orné půdě (Cooper a kol., 1997).

Existuje poměrně málo informací a studií, které hodnotí účinky a vlivy hospodaření na netopýry v zemědělské krajině, na rozdíl od hodnocení vlivu dopadů intenzivního zemědělství například na avifaunu. Extenzivní využívání zemědělských oblastí by mohlo zmírnit některé z výše uvedených negativních vlivů na populace netopýrů. Netopýři totiž pravděpodobně prospívají více v krajině s tzv. ekologickým zemědělstvím (Park, 2015). Wickramasinghe a kol. (2003) se ve své studii zaměřili na porovnání aktivity netopýrů na ekologických a konvenčních farmách v jižní Anglii a Walesu (Russ a Montgomery, 2002).

Na farmách v režimu ekologického zemědělství byla prokázána vyšší aktivita i druhová bohatost a větší rozmanitost některých druhů, druhy tyto oblasti více využívají jako potravní stanoviště (Wickramasinghe a kol., 2003; Park, 2015). Ekologické farmy jsou z hlediska typů stanovišť daleko rozmanitější, často jsou menší a mají větší druhovou bohatost hospodářských zvířat ve srovnání s konvenčními farmami. Běžné hospodaření v krajině se bohužel nevyznačuje rozmanitou mozaikou přírodních stanovišť. Krajina v režimu ekologického zemědělství se ve srovnání s okolní intenzivně využívanou krajinou vyznačuje polo-přírodními stanovišti, které jsou mnohem atraktivnější pro některé druhy netopýrů (Russ a Montgomery, 2002). Prostředí ekologických farem se vyznačuje především vyšší kvalitou, různorodostí, strukturální rozmanitostí a zachovalostí jednotlivých stanovišť (Wickramasinghe a kol., 2003). Díky vysoké strukturální rozmanitosti stanovišť je na organických farmách celkově vyšší druhová bohatost hmyzu a nočních můr a vyskytují se zde klíčové druhy hmyzu, což vede k vyšší potravní aktivitě netopýrů (Wickramasinghe a kol., 2003; Wickramasinghe a kol., 2004). Rozdíly v atraktivitě farem s odlišným hospodařením mohou být způsobeny také vyšším podílem živých plotů a lepší kvalitou vodních biotopů. Přítomnost stromů a keřů poskytuje útočiště pro vodní hmyz, spadlé listí ze stromů tvoří významná mikro-stanoviště i pro další skupiny hmyzu. Pro výskyt hmyzu je tedy důležitá kontinuita i určitá struktura mikro-habitatů, rozmanitost hmyzu také zvyšuje snížení intenzity pastvy (Wickramasinghe a kol., 2004). Pastviny jsou důležité biotopy, které mají v krajině nezastupitelnou funkci, hostí různé druhy brouků, na kterých je mnoho druhů netopýrů potravně závislých. Pouze na území Anglie došlo mezi lety 1937–1991 k úplnému zániku asi 62 % pastvin a celková rozloha trvalých travních porostů se snížila o 38 %. Většina těchto ploch byla odvodněna, přeměna na ornou půdu, znovu oseta a na lokality byly aplikovány herbicidy a minerální hnojiva. Pouze 11 % (cca 6 000 km²) celkové rozlohy trvalých travních ploch v nížinách Anglie a Walesu zůstalo přirozených (Robinson a Stebbings, 1997 ex. Robinson a Stebbings, 1994).

Ekologické zemědělství je tedy považováno za možné řešení ztrát biologické rozmanitosti, včetně poklesu populace netopýrů (Wickramasinghe a kol., 2003; Hole a kol., 2005). Tento režim hospodaření spočívá v extenzivním a šetrném obhospodařování půdy pomocí střídání zemědělských plodin, tvorbě kompostů, podpoře biologického hubení škůdců apod. (Konvalina a kol., 2007), bez používání hnojiv, pesticidů (zákon č. 242/2000 Sb.; Volaufová, 2008) a látek určených ke stimulaci růstu hospodářských zvířat (zákon č. 242/2000 Sb.). Hlavním oborem ekologického zemědělství je živočišná výroba, konkrétně chov skotu (Volaufová, 2008).

Zemědělská intenzifikace také vedla za poslední půlstoletí vedla v mnoha regionech Evropy k rozsáhlému odstraňování významných liniových krajinných prvků. Od roku 1950 byly z východní Evropy a Velké Británie hlášeny ztráty ve výši až 71 % délky všech liniových prvků v krajině (Boughy a kol., 2001; Sklenička a kol., 2009). V letech 1946 až 1974 bylo v Anglii a Walesu odstraněno a znehodnoceno asi 193 000 km přirozených liniových prvků.

To vedlo ke ztrátě potravních stanovišť a potenciálních i využívaných úkrytů v dutinách stromů. Fragmentace potravních stanovišť vede k izolaci populací (Russ a Montgomery, 2002) a především k tomu, že netopýři jsou nuceni vyhledávat svou kořist na větší vzdálenosti, což je spojeno s vyššími náklady na energii (Robinson a Stebbings, 1997 ex. Robinson a Stebbings, 1994). Ztráta nebo izolovanost od vhodných biotopů v regionech jako je například Severní Irsko může mít vliv na dlouhodobé přežití některých druhů (Russ a Montgomery, 2002). Zbývající liniové struktury jsou ohroženy nedostatečnou údržbou. Ve Velké Británii poklesla délka obhospodařovaných liniových elementů o 6,2 % v letech 1998 až 2007 (Carey a kol., 2008) a polovina všech těchto prvků je ve špatném stavu: ty jsou nadměrně obohacovány živinami, znehodnocovány nešetrnými ořezy nebo v nich vznikají rozsáhlé mezery (Wolton, 2010). Dnes nabízí mnoho agro–environmentálních programů finanční prostředky pro vytváření a obhospodařování liniových prvků. Smyslem těchto programů je zvýšení a podpora biologické rozmanitosti v krajině. Podpora a udržování živých liniových prvků je prospěšná i pro výskyt netopýřů v degradované zemědělské krajině (Boughey a kol., 2001).

Liniové prvky jsou společným rysem zemědělské krajiny na celém světě (Park, 2015) a hrají klíčovou úlohu při zachování biodiverzity venkova. Zlepšují strukturální nesourodost, konektivitu krajiny a botanickou rozmanitost (Boughey a kol., 2001), tvoří vhodná stanoviště pro hnízdění ptáků a poskytují zdroje potravy pro mnoho druhů ptáků, drobných savců a bezobratlých (Boughey a kol., 2001; Tattersall a kol., 2002). Liniové prvky v krajině, především „živé ploty“ ve volné krajině a liniové výsadby dřevin, jsou zásadní pro letovou aktivitu (Russ a Montgomery, 2002) a jako zdroj potravy pro všechny evropské druhy netopýřů (Limpens a Kapteyn, 1991; Entwistle a kol., 1996; Walsh a Harris, 1996; Robinson a Stebbings, 1997; Downs a Racey, 2006). Množství kořisti je totiž v okolí těchto prvků vyšší než nad přilehlými otevřenými stanovišti (Boughey a kol., 2001). Závislost netopýřů na liniových prvcích se liší mezi jednotlivými druhy netopýřů. *Pipistrellus pipistrellus* a *P. pygmaeus* se častěji pohybují v těsné blízkosti liniových elementů než v otevřených oblastech. Tyto druhy se zároveň vyskytují v konstrukčně složitějších stanovištích, jako jsou lesy a lesní okraje (Davidson-Watts a kol., 2006). Naopak druhy jako *Nyctalus noctula* a *Eptesicus serotinus* častěji využívají otevřená stanoviště, například pastviny (Glendell a Vaughan, 2002), takže výskyt a stav liniových prvků je pro tyto druhy méně důležitý (Boughey a kol., 2001). Hustota a kontinuita „živých plotů“ v krajině může ovlivnit zejména aktivitu druhů, které podobně jako *P. pygmaeus* preferují uzavřená stanoviště, nikoli volný prostor v krajině. „Živé ploty“ a skupiny stromů mohou být pro netopýře prospěšné tím, že jim poskytují zvýšenou ochranu před predátory (Limpens a Kapteyn, 1991) a zvyšují dostupnost kořisti, jelikož hmyz se akumuluje především v závětrí liniových elementů (Boughey a kol., 2001). V krajině s výskytem „živých plotů“ a dalších liniových prvků byl prokázán zvýšený podíl různých druhů motýlů (Merckx et al., 2009), kteří se nacházejí ve stravě většiny evropských druhů netopýřů, jsou hlavní složkou potravy například vrápence velkého (*Rhinolophus ferrumequinum*) a netopýra ušatého

(*Plecotus auritus*). Liniová společenstva a linie, či skupiny stromů mohou také poskytovat další mikro–stanoviště, například mrtvé dřevo, což zvyšuje množství a diverzitu bezobratlých (DEFRA, 2010).

Netopýři jsou závislí také na výskytu vodních ekosystémů v krajině jako na zdroji pitné vody (Adams a Hayes, 2008) a pro některé druhy jsou nenahraditelným zdrojem potravy (Salvarina, 2016). Vysoká diverzita bezobratlých v okolí vodních biotopů láká velký počet volně žijících netopýřů a mnoho studií poukazuje na důležitost těchto stanovišť především ve velmi suchých oblastech (Adams a Hayes 2008). Například Lison a Calvo (2011) uvádějí, že lovecká aktivita netopýřů je nejvyšší u konce a v těsné blízkosti vodních těles.

V Severním Irsku se vyskytuje poměrně mnoho eutrofizovaných vodních ploch. Pouze třetina sledovaných řek v roce 1995 byla zařazena do kategorie „chudé“ ve smyslu chemického složení. V posledních letech byly doloženy jasné důkazy o zhoršování kvality řady řek, především v povodí řek Foyle a Erne (Russ a Montgomery, 2002). Zhoršení je do značné míry, ne výlučně, přičítáno obohacování řek živinami (dusíkem a fosforem), díky vypouštění odpadních vod a splachů agrochemikálií (pesticidy apod.) ze zemědělské půdy (Vaughan a kol., 1996, Racey, 1998, Racey a kol., 1998, Wickramasinghe a kol., 2003). Přestože eutrofizace může mít pozitivní dopad na některé druhy netopýřů, má na mnoho druhů přímý i nepřímý škodlivý vliv (Vaughan a kol., 1996; Salvarina, 2016). Účinky znečištění vod a eutrofizace na netopýry zůstávají stále nejasné. Výsledky se liší pro různé druhy a jsou odlišné pro různé oblasti v Evropě (Salvarina, 2016). Některé druhy netopýřů mohou lovit svou potravu na místech se zvýšenou koncentrací hmyzu v okolí kanálových výpustí, kde dochází k eutrofizaci vodních toků a hmyz na to reaguje větším sdružováním na takovýchto stanovištích (Vaughan a kol., 1996). Například *Eptesicus nilssonii* preferuje eutrofní jezera, a to zejména v červenci, kdy je obecně hojnost hmyzu nižší (DeJong, 1994). Racey a kol. (1998) zjistili, že hojnost hmyzu a úroveň aktivity netopýřů je u malých eutrofních řek podobná jako u velkých oligotrofních řek. Ovšem většina chemických látek znečišťujících vodní biotopy má nepříznivý vliv na druhy hmyzu vyskytující se v okolí vodních stanovišť, a tím zároveň tyto nebezpečné zemědělské chemikálie ovlivňují dostupnost potravy pro netopýry. Zvyšování obsahu živin ve vodních tocích může mít za následek sezónní změny v distribuci a výskytu bezobratlého hmyzu, což ovlivňuje organismy výše v potravním řetězci (Mason, 2002). To znamená, že používání agrochemikálií a lokalizované změny v kvalitě vody můžou částečně vysvětlovat rozdíly v aktivitě a výskytu netopýřů v okolí vodních toků v oblastech s rozdílnými typy zemědělských podniků (Wickramasinghe a kol., 2003). Stejně druhy mohou na znečištění vod v různých regionech reagovat rozdílně (Salvarina, 2016).

Stejně jako vodní toky, jsou i mokřady základními prvky v krajině, krajina je díky těmto prvkům více heterogenní a mokřady podporují výskyt volně žijících populací netopýrů (Adams a Hayes 2008). V dnešní době dochází díky agro–environmentálním programům k vytváření a obnovám mokřadních oblastí, ovšem málo studií se zaměřovalo na výzkum aktivity netopýrů v těchto oblastech. Charakteristika nově vytvořených vodních útvarů je velmi důležitá (Fuentes-Montemayor a kol., 2011a).

3.2 Role netopýrů v zemědělské krajině

Netopýři patří mezi nejvíce přehlížené druhy savců, přesto to jsou druhy s neopomenutelným hospodářským významem (Boyles a kol., 2011). Ekosystémové služby poskytované netopýry nejsou důležité pouze pro udržení rovnováhy v přirozených ekosystémech, ale také přinášejí užitek lidem. Strava některých evropských druhů netopýrů (např. druhů rodu *Nyctalus* sp., *Plecotus* sp., *Myotis* sp. a *Eptesicus* sp.) obsahuje vysoké procento můr (*Lepidoptera*), z nichž některé jsou hospodářskými škůdci (Ricucci a Lanza, 2014). Jejich potravní chování je tedy velmi důležité pro zachování integrity ekosystémů (Boyles a kol., 2011). Předpokládá se, že netopýři již dlouho hrají důležitou roli při potlačování škůdců plodin, rozptylování osiva a opylování zemědělských plodin (Kunz a kol., 2011). Právě pokles biodiverzity a úbytek populací netopýrů vedl k oslabení boje proti biologickým škůdcům (Kalda a kol., 2014). Vliv netopýrů na škodlivý hmyz může být někdy ještě větší, než vliv ptáků (Kalka a kol., 2008; Kunz a kol., 2011). V průběhu posledního desetiletí bylo utvořeno několik systematických přehledů (např. Boyles a kol., 2011; Kunz a kol., 2011; Ricucci a Lanza, 2014) věnovaných ekonomické hodnotě netopýrů v zemědělství a lesnictví, které zároveň zdůrazňují stále špatné znalosti poskytovaných ekosystémových služeb hmyzožravými netopýry (Ricucci a Lanza, 2014).

Problematika je lépe zdokumentována ve Spojených státech. Boyles a kol. (2011) uvádějí, že ve Spojených státech je díky netopýrům ročně ušetřeno asi 23 miliard USD z důvodu možnosti snížení nákladů na aplikace pesticidů, přičemž nevzniká rezistence škůdců k pesticidům. Američtí farmáři se tak snaží nalákat netopýry na své farmy nebo minimálně do jejich blízkého okolí instalací netopýřích budek (Long a kol., 2006). Budky pro netopýry byly ale také instalovány v Evropě, např. v deltě řeky Ebro (Španělsko), kde se nacházejí největší evropská rýžová pole a druhy *Pipistrellus pipistrellus* a *Pipistrellus pygmaeus* zde působí jako účinní predátoři druhu *Chilo suppressalis* (*Lepidoptera: Pyralidae*), jednoho z nejvíce devastujících škůdců rýžových plodin. Budky jsou schopné pojmout celkově až 4 500 netopýrů a jejich přítomnost výrazně snižuje výskyt škůdce a potřebu aplikace insekticidů (Ricucci a Lanza, 2014 ex. Flaquer a kol., 2011). Tato opatření pro přilákání netopýrů na farmy jsou významná především pro zemědělce, kteří chtějí používat přirozenou biologickou ochranu proti škodlivému hmyzu, než aby se spoléhali na chemické látky, které ohrožují životní prostředí i lidské zdraví (Ricucci a Lanza, 2014).

Některé druhy netopýrů jsou v současné době považovány také za bioindikátory kvality životního prostředí (Park, 2015). Díky rozvinutým možnostem molekulárních analýz bylo zjištěno, že jsou populace netopýrů ohroženy bioakumulací rtuti ze znečištěných vod. Vyšší koncentrace rtuti byly nalezeny v srsti, mozku a játrech netopýrů odchycených v kontaminovaných místech řek (Salvarina, 2016). Netopýři mohou být také negativně ovlivněni znečišťujícími látkami přítomnými ve stravě nebo pitné vodě (Salvarina, 2016), v tělních tkáních vodního hmyzu můžou být totiž vysoké koncentrace těžkých kovů a metalothioneinu (protein sloužící k monitorování hladiny znečištění životního prostředí těžkými kovy) (Salvarina, 2016 ex. Pikula a kol., 2010); tyto prvky se pak mohou kumulovat dále v potravním řetězci (Mason, 2002).

3.3 Vliv urbanismu na populace netopýrů

Vývoj lidských sídel, měst a obcí je dlouhodobě jedním z nejméně studovaných témat (např. Mayer, 1971; Musil, 1977; Ouředníček, 2000; Hruza, 2002). Rozvoj měst se po druhé světové válce zpomaloval a byl nahrazen rozvojem městských aglomerací, především z důvodu přesunu obyvatelstva do městských průmyslových oblastí (Ouředníček, 2000). Urbanizace je komplexní proces změn v krajině (především fragmentace a přeměna přírodních stanovišť) ovlivňující shromažďování a druhovou diverzitu živočichů (Grimm a kol., 2008). Takovéto změny v krajině představují jednu z největších hrozeb pro globální biodiverzitu (Primack, 2000), protože způsobují především změnu dostupnosti zdrojů pro většinu druhů živočichů (McKinney, 2002).

Netopýři jsou pravděpodobně nejméně různorodou skupinou savců, kteří obývají urbanizované prostředí (Jung a Kalko, 2011). Jsou totiž schopni letu a stávají se tak mobilnějšími, což dovoluje netopýrům efektivnější pohyb mezi fragmentovanými biotopy (Ethier a Fahrig, 2011). Nejedná se o všechny druhy, některé druhy jsou velmi citlivé a mohou být negativně ovlivněny fragmentací nebo ztrátou přirozených stanovišť, negativní působení má také fyzikální a chemické znečištění spojené s urbanizací (Russo a Ancillotto, 2015). Vzhledem k tomu, že jsou reakce netopýrů na urbanizaci druhově velmi specifické (Threlfall a kol., 2012) navrhli Jung a Kalko (2011) rozdělení druhů netopýrů do skupin, které odrážejí jejich citlivost nebo toleranci k urbanizovanému prostředí. Jednotlivé skupiny pak sdružují druhy s podobnými vlastnostmi a podobným využíváním biotopů. Jedním z vhodných dělení je na druhy, které se staly tolerantními k městskému prostředí, specialisty zaměřující se na příměstská stanoviště a druhy, které se plně adaptovaly na městské biotopy (Russo a Ancillotto, 2015). V důsledku velmi vysoké míry urbanizace se druhová bohatost netopýrů v přeměněné krajině snižuje a městská prostředí pak hostí pouze několik oportunních druhů netopýrů (Gaisler a kol., 1998).

Většina dostupných informací o využívání městských stanovišť netopýry pochází z příležitostného pozorování ve městech (např. Mickleburgh, 1987; Spitzenberger, 1990; Schober a Meyer, 1995; Gaisler a kol., 1998). Některé studie poukazují na celkově vyšší druhovou diverzitu v městských parcích (Kurta a Teramino, 1992; Bartonička a Kutal, 2011) a příměstských oblastech, oproti diverzitě ve volné krajině (Kurta a Teramino, 1992; Bárta a kol., 2000).

V menších městech nebo vesnicích je aktivita netopýrů závislá na dostupnosti zalesněných a vodních ploch v optimální doletové vzdálenosti, stejně jako na výskytu pouličních lamp (Gaisler a kol., 1998). Dostupné informace naznačují, že většina druhů běžně se vyskytujících v zastavěných biotopech často loví v blízkosti lamp s bílým světlem, a dokonce tato stanoviště upřednostňují (Gaisler a kol., 1998). Výskyt netopýrů v zastavěných oblastech také závisí na přítomnosti vhodné potravy a úkrytových možnostech. Vesnické biotopy mohou nabídnout mnoho potenciálních úkrytů v různých štěrbinách starých domů a stodol, za dřevěným obložěním nebo ve štěrbinách pod oplechováním střech. Netopýři též dokáží obývat škvíry pod rozpraskanou omítkou (Nová a kol., 2009). Dále je můžeme nelézt na půdách rodinných domů, statků, zámků a starých sakrálních staveb, především kostelů, kde se často nacházejí velké mateřské kolonie (Dietz a kol., 2009). V neposlední řadě se za vhodné úkryty na vesnicích dají považovat různé sklepní a důlní prostory, jako např. štoly, tunely a kanály (Schnitzerová a kol., 2009). Takovéto úkryty ocení zejména druhy, které jsou schopny využívat úzké prostory. Kromě toho, úkryty v budovách disponují teplejším mikroklimatem, což se projevuje výhodně v době reprodukce a odchovu mláďat; mláďata dorůstají rychleji a jsou mohutnější (Lausen a Barclay, 2006). Díky množství úkrytů poskytuje urbanizované prostředí ochranu před predátory a nabízí energeticky méně náročné nalezení partnera pro páření. Na druhou stranu urbanizované prostředí má mnoho negativních dopadů, největší hrozbu pro netopýry představuje člověk (Voigt a kol., 2016). Budovy, ve kterých se netopýři ukrývají, se často nešetrně demolují nebo rekonstruuji. Nešetrné zásahy spočívají především v zaslepování veškerých ventilačních otvorů a v zaspárování všech štěrbin. Tyto zásahy mohou mít tragické následky pro ukryté netopýry, kteří zůstanou uvězněni ve ventilačních otvorech a zahynou hladem, dehydratací nebo se udusí. Mnohdy se jedná o celé kolonie. Často se dokonce setkáváme s úmyslnou likvidací netopýřích kolonií provedenou ze strany majitelů nebo též stavebních firem. Stavební práce je nutné provádět podle platných právních předpisů, dodržovat zavedené ochranné postupy a technická řešení, důležité je též načasování stavebních prací (Schnitzerová a kol., 2009). Není vhodné provádět práce v období zimování či v době výskytu letních kolonií, kdy matky odchovávají nevzletná mláďata (Nová a kol., 2009). Obrovským rizikem pro netopýry se také stávají chemické látky používané pro ochranu dřeva proti houbovým chorobám nebo kontaktní insekticidy proti škůdcům dřevěných konstrukcí (Bartonička, 2002).

Z budov, ve kterých se netopýři ukrývají, se i pro zdánlivě synergické druhy mohou stávat ekologické pasti, protože urbánní biotopy lákají velký počet netopýřů, kteří jsou ve vesnickém prostředí vystaveni volně se pohybujícím oportunním predátorům (Voigt a kol., 2016). V Itálii Ancillotto a kol. (2013) zjistili, že predace domácími kočkami byla silnější ve venkovských, méně urbanizovaných oblastech. V těchto vesnicích byla zaznamenána vysoká míra predace dospělých samic netopýřů kočkami. V okolí lidských sídel byla též zjištěna vyšší predace netopýřů sovmi, protože sovy a netopýři úkryty se nacházely v těsné blízkosti a sovy měly lepší přístup ke kořisti než v zalesněných oblastech (Lesiński a kol., 2009).

3.4 Letová aktivita a metody sledování

Letová aktivita začíná, když se netopýři probouzejí z denní letargie, poté hromadně opouštějí denní úkryty a přelétají k lovištím (Verboom, 1998). V době před výletem se skupina v úkrytu přesouvá k výletovému otvoru, kde sleduje světelnou situaci. Mezitím se z úkrytů může ozývat silná sociální vokalizace (Catto a kol., 1996). Pořadí loveckých biotopů v průběhu noci netopýři volí tak, aby pro ně byl lov co nejméně energeticky náročný (Kunz, 2013). Při vlastním lovu netopýři odpočívají, přesunují se na jiná loviště, nebo zalétají do nočních úkrytů, kde nejčastěji konzumují ulovenou potravu a odpočívají. V období laktace se dospělé samice vracejí do úkrytů mateřských kolonií, kde krmí svá mláďata, přechodné noční úkryty v tomto období nevyužívají vůbec nebo jen sporadicky (Zukal, 1994; Pokorný, 1998). Se snižující se aktivitou hmyzu se zvyšuje energetická náročnost na ulovení vhodné potravy, po ukončení lovu se netopýři vrací zpět do stálých úkrytů a upadají do denní letargie.

Na noční aktivitu netopýřů má zřejmě vliv řada faktorů, primárně se jedná o potravní nabídku a klimatické faktory. Díky tomu, že začínají lovit za soumraku a specializují se na noční hmyz, předcházejí konkurenci o potravu s ptáky a hrozí jim menší riziko predace (Neuweiler, 1984; Rydell a kol., 1996; Kunz, 2013). Jako nejvýznamnější klimatické faktory působící na aktivitu netopýřů pak Kunz (2013) a Neuweiler (1984) uvádějí intenzitu světla a teplotu. Pokud je teplota vyšší, mohou netopýři vylétat z úkrytů časně za soumraku nebo ještě před setměním, protože se jedinci dříve probudí z denní letargie (Rydell a kol., 1996). Naopak při nižší teplotě vzduchu opouštějí úkryty později a dřív se vracejí zpět. Pokud je větrno, netopýři aktivují jen minimálně, z důvodu nižší abundance kořisti a ztížené orientace v prostoru, jelikož echolokační signály jsou více pohlcovány prostředím (Neuweiler, 1984; Rydell a kol., 1996), stejně jako za mlhy nebo deště. Za deštivého počasí působí vzdušná vlhkost jako filtr, absorpce signálů se s rostoucí frekvencí zvyšuje, proto netopýři v dešti neloví (Entwistle a kol., 1996; Gaisler, 1992; Verboom, 1998; Kunz, 2013). Kunz (2013) uvádí ještě množství dalších faktorů, které ovlivňují výletovou aktivitu, např. riziko predace, letové a lovecké strategie, velikost kolonie nebo reprodukční stádium.

Pokorný (1998) zaznamenal konkrétně u druhu *Eptesicus serotinus* výraznou variabilitu v pořadí výletů přímo na úrovni jedinců v konkrétní sledované kolonii. Pořadí výletu je zřejmě ještě ovlivněno sociálním postavením v kolonii, loveckou úspěšností, pohlavím a věkem konkrétních jedinců.

Aktivita se mění nejen v průběhu noci, ale také během ročních období. Výsledky výzkumu prováděného Berkovou a Zukalem (2004) v Moravském Krasu, konkrétně u vchodu do Kateřinské jeskyně, ukazují, že změny letové aktivity během noci jsou v jarních a podzimních měsících dosti statisticky významné. Noc se z pohledu aktivity letounů rozděluje na 4 části, přičemž během jara jsou nejaktivnější během první čtvrtiny noci, poté aktivita klesá. Naproti tomu v podzimním období je aktivita posunuta do středu noci (Berková a Zukal, 2004).

Možností, jak sledovat letovou aktivitu netopýrů, je hned několik, každá z nich má své výhody i nevýhody. Nejznámější a nejpoužívanější metody výzkumu jsou například odchyty do sítí, telemetrie, sledování pomocí ultrazvukových detektorů a dosud asi nejrozšířenější metodou je sčítání populací na zimovištích (Vlašín a Málková, 2004). V posledních letech se začíná rozšiřovat metoda sledování pomocí tzv. bat–detektorů (Nováková, 2012). Existuje několik základních typů detektorů. Základní typy pouze převádějí ultrazvukový signál na zvuk slyšitelný pro lidské uši (Vlašín a Málková, 2004). Složitější a dražší přístroje dokáží nahrávat záznam na paměťové karty. Záznam se poté analyzuje pomocí počítačového programu.

3.5 Lovecké strategie a potravní ekologie netopýrů

Díky dokonale vyvinutému letovému aparátu jsou netopýři schopni efektivního přemísťování za preferovanou potravou. Netopýři žijící v našich zeměpisných šířkách se živí výhradně hmyzem a různými členovci (*Arthropoda*), jako jsou můry (*Hadeninae*), pakomáři (*Chironomidae*), komáři (*Culicidae*) a podobně (Vlašín a Málková, 2004). Pro netopýry je velmi důležité prostředí, ve kterém loví, typ letového aparátu, tvar křídla, lovecké strategie a způsob vysílání a zpracování echolokačních signálů, to vše určuje výběr konkrétní potravní niky (Meschede, 2001). Netopýři však mají značně rozmanitou morfologii letového aparátu. S charakterem echolokačních signálů úzce souvisí morfologie křídel a styl letu. Důležitá je i limitace velikostí těla netopýra a rychlost jeho letu. Všechny tyto znaky spolu souvisí a jejich vzájemná kombinace určuje netopýrům možnost využívat jednotlivé potravní zdroje a typ kořisti (Norberg a Rayner, 1987; Neuweiler, 1984). Fenton (1990) uvádí, že výběr biotopů vhodných k lovu může ovlivňovat i velikost vyskytující se kořisti.

Netopýři mají velmi rychlý metabolismus, a tak musejí zkonzumovat velké množství potravy. Každý dospělý jedinec uloví za noc množství hmyzu odpovídající zhruba 1/3 jeho vlastní tělesné hmotnosti (Schnitzerová a kol., 2009).

Existuje několik loveckých strategií, které netopýři využívají při lovu své potravy. Jednotlivé lovecké strategie se vyvinuly mimo jiné i na základě typů obývaných biotopů (Patriquin a Barclay, 2003). Mnoho autorů se zabývalo loveckými strategiemi různých druhů (např.: Norberg a Rayner, 1987; Neuweiler G., 1989; Kalko, 1995; Jones a Rydell, 2003; Flanders a Jones, 2009). Například Norberg a Rayner (1987) rozlišili lovecké strategie podle tvaru letového aparátu, naproti tomu Neuweiler (1984) studoval a rozlišil lovecké strategie podle používaných echolokačních signálů.

Podle dostupné literatury se hodí uvést rozdělení loveckých strategií podle typu využívaného prostoru, které jsou typické pro druhy netopýřů Střední Evropy (Anděra a Horáček, 2005). Některé druhy létají a vyhledávají potravu těsně nad povrchem země, jiné naopak loví vysoko ve volném prostoru, jiné druhy sbírají hmyz ve větvoví stromů (Schnitzerová a kol., 2009).

3.5.1 Vzdušný lov (*aerial hawking*)

Druhy preferující vzdušný lov loví svou kořist za letu, ve vzduchu využívají létacích blán křídla nebo ocasní membrány a následně kořist z ocasní membrány konzumují (Kalko, 1995; Verboom, 1998; Jones a Rydell, 2003). Netopýři loví nejčastěji v otevřeném vzdušném prostoru daleko od vzrostlých stromů, případně podél okrajů lesních porostů, nebo při hranách biotopů (např. živých plotů/pastvin) či v řídkce zalesněných biotopech pod korunami stromů (Anderson a Racey, 1991). Jako loviště tak mohou využívat nejrůznější habitaty, konkrétní výběr pak závisí na letových schopnostech a preferované potravě (Norberg a Rayner, 1987; Dietz a kol., 2009). Tito netopýři často loví i nad vodní hladinou stojatých i tekoucích vod a v jejich blízkosti, hmyz se v těchto místech rojí v různé výšce nad hladinou vody (Norberg a Rayner, 1987). Druhy též hojně využívají synantropní habitaty, loví v blízkosti zemědělských stájí, například *Plecotus auritus* nebo netopýř dlouhouchý (*Plecotus austriacus*) (Andreas a kol., 2012 ex. Barataud, 1990) nebo loví a shání potravu v okolí kravínů, například netopýř brvitý (*Myotis emarginatus*) (Steck a Brinkmann, 2006).

Z druhů preferujících biotopy v intravilánu se touto strategií vyznačují především druhy netopýř rezavý (*Nyctalus noctula*) a netopýř stromový (*Nyctalus leisleri*). Jako loviště jim zde slouží prostředí parků, vodních toků, kanálů a různých stok, zalesněné okrajové části města i roztroušeně se vyskytující úseky zeleně uprostřed městské zástavby (Hanák a kol., 2009).

Křídla vzdušných lovců mají větší délku v porovnání s šířkou (Norberg a Rayner, 1987). Jejich let proto může být rychlý, ale mají nízkou schopnost manévrovat v prostoru mezi překážkami (Verboom, 1998). Pomalejší letci lovcí v otevřeném prostoru jsou netopýř večerní (*Eptesicus serotinus*), netopýř severní (*Eptesicus nilssonii*) a netopýř hvízdavý (*Pipistrellus pipistrellus*) (Jones a Rayner, 1989; Vaughan, 1997). Pomalejší let jim umožňuje lépe zvládnout manévrování v prostoru. Echolokační signály se vyznačují nižší intenzitou, a tedy i kratším dosahem (Bartonička, 2002).

Objektem lovu u druhů se strategií lovu v otevřeném prostoru bývají létavé druhy brouků (*Coleoptera*), chrostíci (*Trichoptera*), síťokřídlí (*Neuroptera*), polokřídlí (*Hemiptera*), blanokřídlí (*Hymenoptera*) (Vaughan, 1997) či hejna pakomárů z řádu dvoukřídlého hmyzu (*Diptera*) (Hudcová, 2013).

3.5.2 Lov v listoví (*foliage gleaning, hover gleaning*)

Tato strategie je reprezentována lovci, kteří sbírají potravu z vegetace, zejména z listů, kmenů stromů, větví a květů dřevin (Norberg a Rayner, 1987; Vlašín a Málková, 2004; Schnitzerová a kol., 2009), dále dokáží sebrat hmyz i ze skalních stěn a stěn lidských staveb (Norberg a Rayner, 1987). Strategie vyžaduje schopnost udržet delší dobu třepotavý let na jednom místě a je vhodná pro pomalé poletování a prohledávání vhodných ploch (Vlašín a Málková, 2004; Schnitzerová a kol., 2009).

Tuto strategii upřednostňují druhy rodu *Myotis* sp. (netopýr řasnatý (*Myotis nattereri*), netopýr brvitý (*Myotis emarginatus*) a netopýr velkouchý (*Myotis bechsteinii*) (Horáček, 1986; Anděra a Horáček, 2005; Schnitzerová a kol., 2009), či některé druhy rodu *Plecotus* sp. (*Plecotus auritus* a *Plecotus austriacus*) (Norberg, Rayner, 1987; Anderson a Racey, 1991; Beck, 1995) Jsou typičtí tím, že se při lovu zaměřují na větší hmyz, loví například *Coleoptera*, *Lepidoptera* (Horáček, 1986; Anděra a Horáček, 2005; Schnitzerová a kol., 2009), *Diptera*, *Dermaptera*, pavouky (*Arachnida*) a různá larvální stádia hmyzu (Siemers a Swift, 2006).

3.5.3 Pozemní sběr (*ground gleaning*)

Druhy, které sbírají svou kořist z povrchu země, se také mohou pást v biotopech zarostlých vegetací (Neuweiler, 1989; Jones a Rydell, 2003). Norberg, a Rayner (1987) však uvádějí, že se pozemní sběrači pasou ve vegetaci méně, přestože taktéž uplatňují pomalejší, manévrovatelný let, protože mají malý poměr délky a šířky křídel.

Strategii sběru potravy z povrchu země nebo z povrchu vegetace využívá např. netopýr velký (*Myotis myotis*) i *Myotis nattereri* (Graclík a Wasielewski, 2012), který tedy nemusí preferovat pouze jeden typ lovu, ale dokáže strategie měnit. Z vrápenců takto loví oba naše druhy: vrápenec malý (*Rhinolophus hipposideros*) a vrápenec velký (*Rhinolophus ferrumequinum*) (Jones a Rayner, 1989; Flanders a Jones, 2009). Jejich loveckými habitaty jsou především louky a pastviny, opadavé listnaté lesy bez podrostu nebo ovocné sady (Dietz a kol., 2009; Flanders a Jones, 2009; Downs a Sanderson, 2010). Pozemní sběrači se specializují na sběr nelétavého hmyzu nebo nelétavých stádií hmyzu a členovců, létavý hmyz loví pouze v době jeho pobytu na zemi (Norberg a Rayner, 1987; Beck, 1995; Vaughan, 1997). Nejčastěji loví druhy z řádu *Coleoptera*, přesněji střevlíkovité (*Carabidae*) (Beck, 1995), v menší míře loví i koprořádní a mrchožravé druhy brouků, např. na pastvinách (Vaughan, 1997; Downs a Sanderson, 2010). Z členovců pak loví např. krtonožkovité (*Gryllotalpidae*), vrubounovité (*Scarabaeidae*) a *Arachnida*, v menší míře pak mravencovité (*Formicidae*), stonožky (*Chilopoda*), nebo *Dermaptera* (Beck, 1995).

3.5.4 Lov z vodní hladiny (*trawling, water surface gleaning*)

Mnoho druhů netopýrů využívá pro hledání potravy a získávání pitné vody vodní biotopy (Salvarina, 2016). Netopýři sbírají hmyz z vodní hladiny pomocí svých dlouhých zadních končetin, jimiž nabírají hmyz do ocasní membrány (Jones a Rydell, 2003; Kunz a kol., 2011), za letu si pak kořist drápy přidržují a konzumují (Kalko a Schnitzler, 1989; Jones a Rydell, 2003; Kunz a kol., 2011). Druhy často loví hmyz i ve vzdušném sloupci nad vodní hladinou (*swarming*) (Norberg a Rayner, 1987; Beck, 1995).

Vodní biotopy jsou využívány především netopýry rodu *Myotis* sp. (Wickramasinghe a kol., 2003), lov přímo z vodní hladiny je typický pro netopýra vodního (*Myotis daubentonii*) (Flavin a kol., 2001; Pithartová, 2007), který se v Evropě vyskytuje jako běžný druh (Salvarina, 2016). *Myotis daubentonii* loví nejčastěji hmyz (Pithartová, 2007), a to tak, že poletuje nad vodní hladinou a využívá uropatagium ke sběru kořisti, (Kalko a Schnitzler, 1989), kterou ze zadní blány rovnou požírá (Vlašín a Málková, 2004).

Dalšími často zkoumanými druhy v okolí vodního prostředí jsou: netopýr nejmenší (*Pipistrellus pygmaeus*), netopýr parkový (*Pipistrellus nathusii*), netopýr hnědavý (*Myotis lucifugus*) (SA) a netopýr dlouhonohý (*Myotis capaccinii*). Preferovanou potravou těchto druhů je především hmyz z řádů chrostíci (*Trichoptera*), *Diptera*, (Salvarina, 2016) a *Arachnida* (Pithartová, 2007).

3.5.5 Lov z vyvýšeného odpočívadla (*perch hunting, flycatching*)

Tento způsob lovu není u našich netopýrů příliš běžný. Podle všech dostupných informací je to pouze doplňková strategie k ostatním (Bendová, 2012). Někdy lze pozorovat takto lovíce jedince druhu *Eptesicus serotinus*, *Plecotus auritus* (Catto a kol., 1996), *Rhinolophus ferrumequinum* (Jones a Rayner, 1989). Netopýři čekají zavěšení na odpočívadle (Jones a Rydell, 2003), nejčastěji v koruně stromu, vysílají echolokační signály a při detekci kořisti se za ní vznesou, kořist uloví a okamžitě ji konzumují, nebo si větší kořist odnesou zpět na odpočívadlo, kde ji požou (Norberg a Rayner, 1987; Jones a Rayner, 1989). Ne vždy se jedinci vrací na stejné odpočívadlo, ale mohou svá stanoviště střídát. Někdy se to děje díky vyšší obsazenosti a konkurenci jiných jedinců, jindy se netopýr vydá do míst s větší koncentrací vhodné potravy (Jones a Rayner, 1989).

Netopýři se vyskytují v blízkosti vegetace nebo uvnitř porostů (Norberg a Rayner, 1987). Nejčastěji loví druhy soumravných a nočních motýlů (*Lepidoptera*) či různé druhy z řádu *Diptera*, též se v jejich potravě vyskytují např. *Coleoptera*. *Plecotus auritus* často loví různé druhy škvorů (*Dermoptera*) (Beck, 1995). To poukazuje na to, že tito jedinci kombinují strategii vzdušného lovu nebo pozemního sběru a strategii lovu z odpočívadla. Druhy *Eptesicus serotinus* a *Rhinolophus ferrumequinum* přecházejí na tuto loveckou strategii až později v noci, zřejmě z důvodu postupného poklesu aktivity a diverzity hmyzu (Dietz a kol., 2009).

4. Materiál a metodika

4.1 Metody sběru dat

Detekce ultrazvukových signálů netopýrů pomocí tzv. BAT–detektoru probíhala v terénu od konce dubna do začátku října roku 2016, konkrétně v období od 28. 4. do 2. 10. 2016. Monitoring byl kromě období zimního spánku realizován v průběhu všech ostatních částí sezónního cyklu života netopýrů, tj. v období jarních přeletů, gravidity samic, laktace, v postlaktačním období a v období podzimních přeletů. Pro sběr dat bylo vybráno celkem 32 obcí, z čehož bylo 10 lokalit s dosud funkčním velkochovem hospodářských zvířat, 10 obcí s již nefunkčním velkochovem a 12 obcí s klasickou sídelní zástavbou, kde se nikdy velkochovy hospodářských zvířat nevyskytovaly. V průběhu monitorování byla však jedna z lokalit zařazených do kategorie „Opuštěné objekty“ vyřazena z důvodu rekonstrukce a zahájení truhlářské výroby v kontrolovaném objektu. Dále bylo tedy monitorováno pouze 31 lokalit. Většina lokalit se nachází v Libereckém kraji, 3 lokality leží na území Středočeského kraje.

Pro detektoring byly vytyčeny liniové transekty v závislosti na velikosti lokality s výskytem funkčního nebo opuštěného zemědělského velkochovu. V lokalitách vesnické zástavby byly všechny liniové transekty vytyčeny v délce 300 m. Každý transekt byl veden reprezentativním úsekem zvolené lokality, reprezentativnost spočívala v co největší blízkosti funkčních a opuštěných zemědělských objektů. Především v opuštěných přístupných objektech probíhal monitoring i vnitřních prostor objektů a všude byly detailně sledovány letové dráhy netopýrů. Linie transektů na lokalitách s vesnickou zástavbou byla zvolena pokud možno ve středu obce. Každý takto vybraný a kontrolovaný transekt byl monitorován po dobu 10 minut. Za tuto dobu byla na detektoru mechanicky procházena příjmová frekvence od 18 kHz až po 60 kHz. Ultrazvukové signály, detektorem zachycené a transformované do rozsahu slyšitelných frekvencí, byly nahrávány na minidisc. Nahrávání signálu bylo na detektoru spouštěno ručně, nahrávány tak byly pouze minuty s pozitivním záznamem aktivity netopýra (Von Zahn a Maier, 1997). Hodnocení pomocí pozitivních minut bylo zvoleno kvůli tomu, že není zatíženo subjektivitou odhadu počtu lovcích jedinců. Pro přesnější lokalizaci netopýrů a kvalitní zvukový záznam byl mikrofon detektoru vždy otáčen za lovcími, či přeletujícími netopýry.

Monitoring probíhal v nepravidelných časových intervalech, to bylo způsobeno různorodým charakterem počasí, především v letních měsících. Při každém sudém monitorování bylo zvoleno opačné pořadí transektových linií, tento zvolený způsob by měl co nejvíce odbourat zkreslení aktivity netopýrů během noční doby. Na všech vybraných lokalitách proběhlo celkem 13 kontrol. Vzhledem k většímu množství lokalit bylo každé kolo monitoringu rozděleno do 3 nocí, přičemž byl kladen důraz na stejné klimatické podmínky. Kontroly probíhaly vždy za standardních povětrnostních podmínek, nejlépe za teplých a jasných nocí (teplota vzduchu při západu slunce neklesla pod 15 °C). Srážkový úhrn byl v termínech kontrol nulový, kontroly byly realizovány především v klimaticky stabilních týdnech. Začátek každého monitorování byl vždy 30 minut po západu slunce.

Detektor trval vždy maximálně do astronomické půlnoci (01:00 SELČ), což se shoduje s loveckou i letovou aktivitou netopýrů, později již aktivita netopýrů i hojnost hmyzu výrazně klesá (Racey a Swift, 1985).

Na každé zájmové lokalitě bylo dále sledováno a určováno několik zásadních charakteristik prostředí. Jednalo se především o vzdálenost od nejbližší vodní plochy, vzdálenost od pomyslného středu nejbližší obce, volnost vzrostlé vegetace, procentuální zastoupení vegetace v pruhu 30 m okolo transektu, typ zástavby v obcích, typ konstrukce zemědělských objektů a přítomnost, či absenci osvětlení.

Charakteristiky jako volnost vzrostlé vegetace, procentuální zastoupení vegetace v pruhu 30 m okolo jednotlivých transektů, typ zástavby v obcích, typ konstrukce zemědělských objektů a přítomnost, či absence osvětlení byly určeny přímo v terénu. Vzdálenosti od nejbližší vodní plochy, vzdálenosti od pomyslného středu nejbližší obce a velikosti jednotlivých objektů s ustájením dobytka byly digitálně změřeny pomocí mapového nástroje, k tomu byl použit program ArcMap 10.5 (ESRI, 2016).

Pro vyhodnocení závislosti aktivity sledovaných druhů na velikosti vybraných funkčních zemědělských statků bylo 10 lokalit rozděleno do 3 kategorií: malé statky (nad 1000 m² rozlohy a velikostí chovu pod 100 kusů ustájeného dobytka), středně velké statky (nad 1 000 m² rozlohy s velikostí chovu 100 – 1 000 kusů ustájeného dobytka) a velké chovy (nad 7 000 m² rozlohy s velikostí chovu nad 1000 kusů ustájeného dobytka).

4.2 Použitá technika

Pro monitoring byl použit ultrazvukový BAT detektor značky Pettersson D240x, pracující v systému Heterodyne a Time expansion, minidisc walkman Sony MZ-RH910 Hi – MD, stereo kabel a klasická stereo sluchátka.

Z většiny lokalit byla pořízena podrobná fotodokumentace, která je přiložena v příloze č 1. (Foto č. 1 – Foto č. 18). Z terénního monitoringu byly zpracovány mapové podklady s označením zájmových lokalit a vyznačením přibližné polohy jednotlivých transektů. Mapy jsou k práci přiloženy jako samostatné přílohy (Mapa č. 1 - Mapa č. 3). Mapové podklady byly vytvořeny v programu ArcMap 10.5 (ESRI, 2016).

4.3 Metody zpracování dat

Nahrávky pozitivních minut byly na minidisc ukládány ve formátu PCM, do PC byly staženy pomocí USB kabelu přímo z minidisc rekordéru a převedeny pomocí programu SonicStage 4.3 (Sony Corporation, 2007) do formátu WAV, který byl použitelný pro následné analýzy. Hlasové sekvence byly analyzovány počítačovým programem BatSound 3.0 (Pettersson Elektronik AB, 2000), který, s využitím srovnávacích charakteristik (www.ceson.org), umožnil druhovou determinaci. Zároveň byl zjištěn celkový počet pozitivních minut každého detekovaného druhu netopýra. Všechna zjištěná data byla zaznamenána a utříděna v programu Microsoft Office Excel 2016 (Microsoft Office, 2016).

Pro následné analýzy byly lokality seskupeny do příslušných biotopů, 31 lokalit bylo shrnuto do 3 odlišných biotopů, jednalo se o biotopy „Funkční zemědělský statek“, „Opuštěný zemědělský objekt“ a „Zástavba“. Vzhledem k rozdílnému počtu kontrolovaných objektů v každé biotopové kategorii bylo nutné data pro následné analýzy zprůměrovat.

Statistické analýzy byly provedeny v programu RStudio 1.0.136 (RStudio, Inc., 2016). Pro všechny analýzy byla stanovena hladina významnosti $\alpha = 0,05$. Nejprve byla otestována normalita dat, data však neměla normální rozdělení, či alespoň podobné normálnímu (Shapiro – test) (Anděl, 2011). Pro analýzu biotopových preferencí jednotlivých druhů byl použit neparametrický Kruskal – Wallisův test. Předpokladem pro použití tohoto testu je nezávislost výběrů se spojitou distribuční funkcí (Anděl, 2011). Data mají formát času, proto jsou uvažovány jako neceločíselné hodnoty a mají tedy spojitě rozdělení. Testem ovšem není možné zjistit velikost rozdílu mezi jednotlivými biotopy.

Pro zjištění velikosti rozdílů a jejich signifikance byl následně použit Dunnův test pro mnohonásobné srovnání (post hoc analýza) neparametrických dat. Test je podobně jako TukeyhoHSD založen na mnohonásobném porovnání rozdílů mediánů souborů dat. Test nevyžaduje normální rozdělení dat. Z důvodu pokročilé testovací statistiky bylo kromě zvolení závislé a nezávislé proměnné nutné definovat metodu výpočtu korekce p-hodnoty, korekce byla provedena pomocí Bonferroniho metody.

Pro doplnění analýz týkajících se zjištění biotopových preferencí jsem použila metodu deskriptivní (popisné) statistiky, konkrétně jsem vytvořila grafickou vizualizaci numerických dat pomocí boxplotu (krabicového diagramu). Boxploty zobrazují mj. mediány jednotlivých proměnných (linie nacházející se ve střední části krabicového grafu).

Závislost aktivity jednotlivých druhů na vzdálenosti od vodních ploch, vzdálenosti od pomyslného středu obce, přítomnosti osvětlení, procentuálním zastoupení vegetace, nadmořské výšce a velikosti objektu s ustájením dobytka byla testována pomocí Spearmanova korelačního koeficientu. Tento statistický test nevyžaduje normalitu testovaných dat, jde tedy o neparametrickou metodu. Metodu je vhodné aplikovat i na data se spojitou distribuční funkcí. Pro výpočet je nutné znát pozorované hodnoty náhodných veličin X (nezávislá proměnná) a Y (závislá proměnná) pro n subjektů, rozdělení dat není nutné znát. Hodnota korelačního koeficientu (Sp) může nabývat hodnot od -1 do 1 (Anděl, 2011, Vittinghoff a kol., 2012). Kladná korelace je ve výsledku vyjádřena kladným korelačním koeficientem (s rostoucí hodnotou nezávislé proměnné roste hodnota závislé proměnné) a naopak (Anděl, 2011).

Pro zjištění změn aktivity jednotlivých druhů v každém typu zvoleného biotopu během ročního cyklu života netopýrů byl nashromážděný datový materiál roztríděn do 3 bloků, které reprezentují jednotlivá životní stádia ročního cyklu (předlaktiční období: konec dubna–polovina června; laktiční období: polovina června–červenec; postlaktiční období: srpen–říjen). Pro statistické vyhodnocení změn aktivity během sezóny jsem použila metodu regresní analýzy (Vittinghoff a kol., 2012).

Pomocí analýzy byl odhadnut lineární regresní model, podle kterého byly spočteny sezónní rozdíly v aktivitě druhů, zároveň byla v modelu uvažována interakce mezi obdobími a biotopem. Při regresní metodě je kladen důraz na vztah mezi závislou proměnou a jednou nebo více nezávislými proměnnými. Pomocí regresních modelů lze zjistit, jak se hodnota závislé proměnné mění při změně jedné nezávislé proměnné, zatímco ostatní nezávislé proměnné se nezmění (Vittinghoff a kol., 2012). Do modelu pro statistické vyhodnocení sezónních změn aktivity jednotlivých druhů v biotopech vstupoval jako závislá proměnná (X) počet pozitivních minut, nezávislými proměnnými (Y) byly biotop (objekt, statek a zástavba) a časové období (1., 2. a 3. časový blok).

Regresní model byl odhadnut pro oba zjištěné druhy netopýrů (*Pipistrellus pipistrellus* a *Eptesicus serotinus*), ale při odhadu regresního modelu pro druh *E. serotinus* byl porušen předpoklad homoskedasticity dat (hodnoty závislé proměnné Y mají pro všechny hodnoty nezávislé proměnné X konstantní rozptyl). Do modelu byla tudíž vložena korekce vytvořená pomocí korelační matice parametrů, s použitím matice byl znovu odhadnut regresní model, díky kterému byly zjištěny požadované difference mezi jednotlivými soubory dat a p-hodnoty pro zjištění statistické signifikance.

5. Charakteristiky sledovaného území

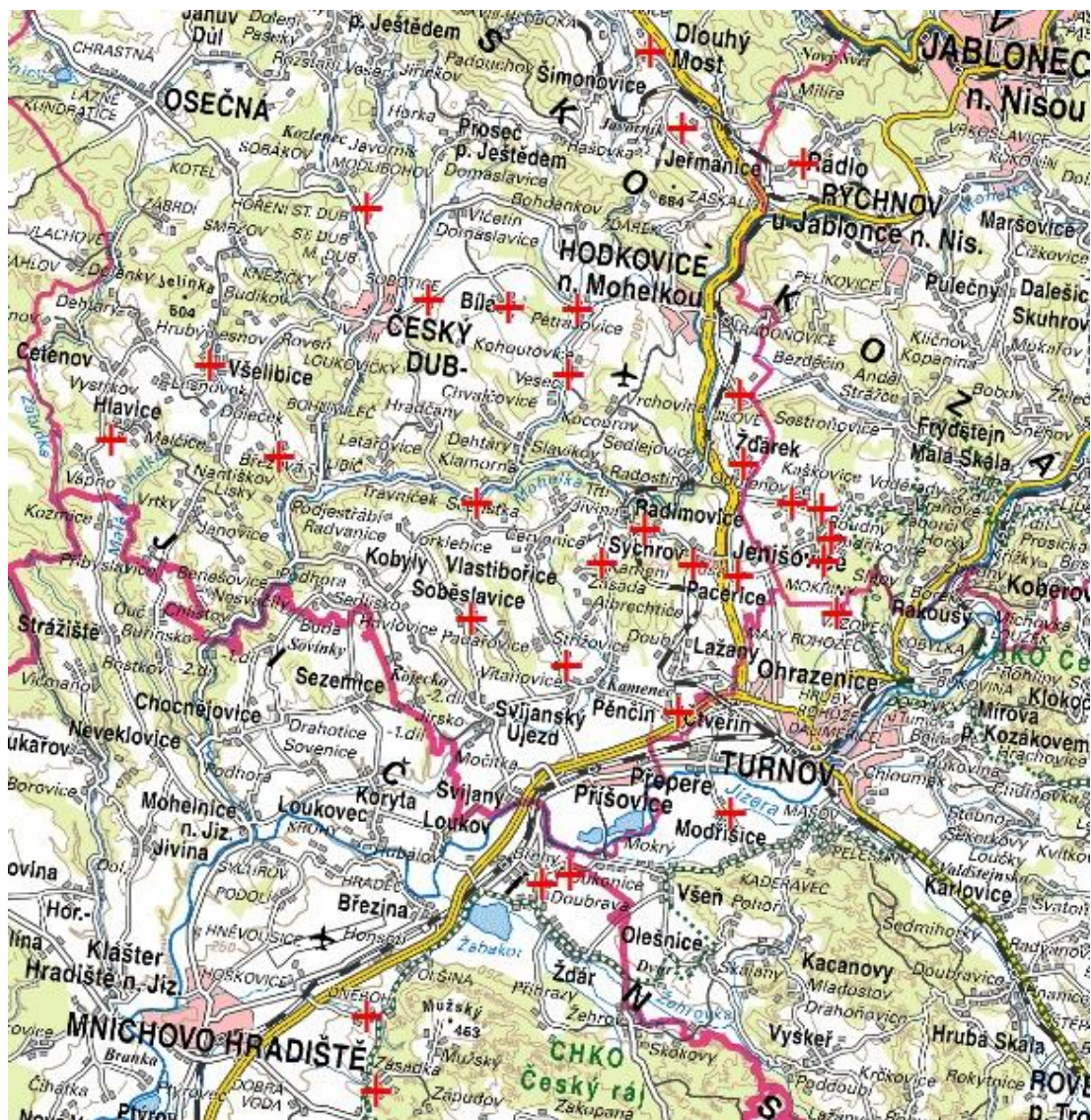
Sledované území se rozkládá v centrální části Libereckého kraje, jižně od města Liberec (Obr. č. 1), konkrétně mezi městy Liberec, Jablonec nad Nisou, Český dub, Turnov a Mnichovo Hradiště. Na obrázku (Obr. č. 2) jsou vybrané lokality monitoringu označeny křížkem.



Obr. č. 1: Vymezení zájmového území
(ČÚZK, 2017)

Zájmové lokality se rozkládají zhruba na 142 km² rozlohy Libereckého a Středočeského kraje, v oblasti, která je charakteristická značnou členitostí reliéfu, území se totiž rozkládá v nadmořských výškách 240–530 m n. m.

Podle Quitta (1971) patří centrální část Libereckého kraje do mírně teplého regionu MT4. Severní část území je však intenzivně ovlivňováno horským pásmem Ještědsko-kozákovského hřbetu, hřeben funguje jako překážka proudění vlhkého a chladného vzduchu od Atlantického oceánu. Nejteplejším měsícem je červenec, naopak nejchladnějším je (Regionální agrární rada LK, 2002).



Obr. č. 2: Vybrané lokality monitoringu na území Libereckého a Středočeského kraje (ČÚZK, 2017)

Zájmové území je charakteristické mozaikou drobných urbanizovaných ploch, které jsou obkloповány zemědělskou a lesnatou krajinou. Ze zemědělských plodin se zde pěstuje především pšenice, kukuřice, řepka olejná a brambory a v zemědělských objektech převažuje chov skotu, prasat a drůbeže. Počet kusů chovaného skotu v LK je 49 166 ks (stav k 1. 4. 2016) (ČSÚ, 2016). Liberecký kraj registruje ve srovnání s Českou republikou velmi nízké procento zornění (Regionální agrární rada Libereckého kraje, 2002). Z půdních typů převažují v oblasti hnědozem a kambizem. V zamokřených územích v okolí vodních toků se nacházejí fluvizemě.

Území odvodňují dvě významné řeky, především řeka Mohelka, která se následně vlévá do druhé významné řeky, do řeky Jizery, ta protéká okrajem zájmového území. Charakter vodní sítě v území doplňuje mnoho lokálních drobných toků, které jsou velmi významné pro charakter zdejšího mikroklimatu. V oblasti se též nachází několik drobných vodních ploch, především nádrží, rybníků a mokřadů. Z významných vodních ploch Libereckého kraje se v oblasti nacházejí rybníky Velký a Malý Písečák, z významných vodních ploch Středočeského kraje je to rybník Žabakor.

V území se vyskytuje sice málo důlních nebo jeskynních prostor, ale jižní cíp mého zájmového území sahá do území významného geoparku Český ráj, který je součástí CHKO Český ráj, kde je mnoho využívaných i potenciálně vhodných a rozmanitých přirozených jeskynních a důlních úkrytů. Severní část zájmového území se nachází nedaleko významných zimovišť netopýrů, které se nacházejí v jeskyních a důlních prostorách Ještědského hřbetu. Zájmové území je bohaté alespoň na množství půdních úkrytů a potenciálních úkrytů ve starých stavbách i v zemědělských objektech.

Na území celého Libereckého kraje se podle dostupných údajů nachází cca 80 opuštěných zemědělských statků (brownfieldů), které chátrají. Z toho se jich v zájmovém území nachází 11 (Databáze brownfields LK, 2017).

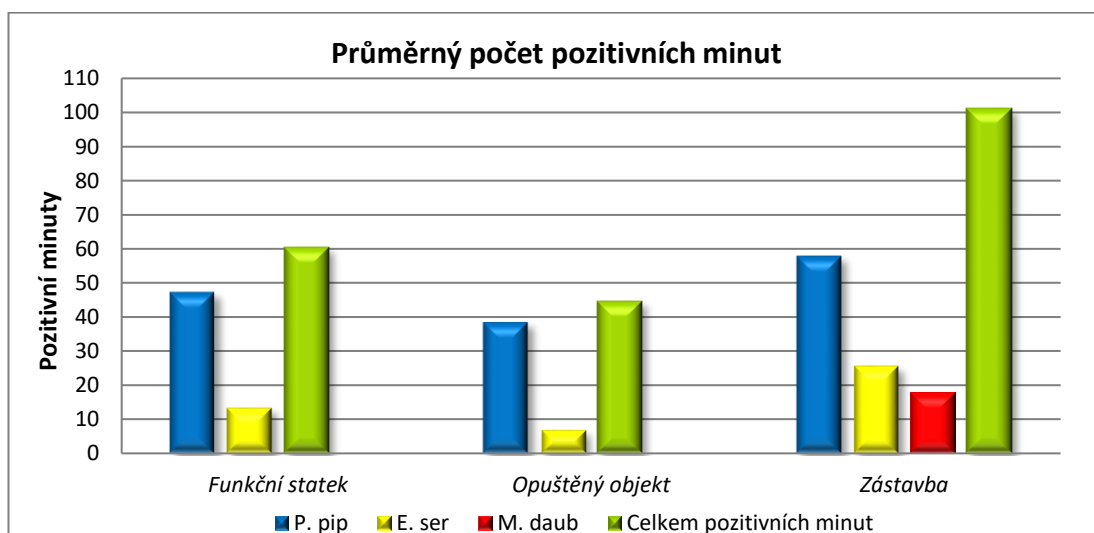
6. Výsledky

Monitoring letové a lovecké aktivity probíhal od konce dubna do začátku října roku 2016. Na 32 vybraných lokalitách, které reprezentují dohromady 3 odlišné biotopy (funkční statek, opuštěný zemědělský objekt a zástavba), bylo realizováno celkem 13 kontrol. Při monitoringu byla zaznamenána aktivita celkem 3 druhů, konkrétně druhu netopýr hvízdavý (*Pipistrellus pipistrellus*), netopýr večerní (*Eptesicus serotinus*) a netopýr vodní (*Myotis daubentonii*).

6.1 Biotopové preference

Celkem bylo zjištěno 1525 minut s pozitivním záznamem aktivity druhu *P. pipistrellus*, z celkového počtu 4160 minut věnovaných monitoringu, pro druh *E. serotinus* bylo zjištěno 507 pozitivních minut a pro druh *M. daubentonii* bylo zjištěno 217 pozitivních minut. Podle výsledků sebraných dat byl nejvyšší celkový počet pozitivních minut zjištěn v biotopu zástavba (Tab. č. 1) a graf (Obr. č. 3). Zároveň je z tabulky (Tab. č. 1) patrné, že na lokalitě Dneboh byla zaznamenána nejvyšší aktivita druhu *Myotis daubentonii*, nepatrně nižší aktivitu jsem zde zaznamenala u druhu *Pipistrellus pipistrellus*. Tento druh ovšem vykazoval nejvyšší aktivitu na lokalitě Březová, opět v biotopu zástavba. V tomto biotopu byla zaznamenána též nejvyšší aktivita druhu *Eptesicus serotinus*. Celkově nejnižší aktivita byla pozorována v biotopu opuštěný statek (viz. graf: Obr. č. 3).

Rozložení celkového počtu pozitivních minut zvláště pro jednotlivé druhy letounů v zájmových biotopech je graficky znázorněno na grafu (Obr. č. 3). Kompletní podoba materiálu, který jsem získala v terénu, je uvedena v příloze č. 2. (Tab. č. 6 - Tab. č. 10).



Obr. č. 3: Průměrný počet pozitivních minut pro jednotlivé druhy, ve všech zájmových biotopech.

Vysvětlivky:

Druhy: *P. pip* – *Pipistrellus pipistrellus*, *E. ser* – *Eptesicus serotinus*, *M. daub* – *Myotis daubentonii*

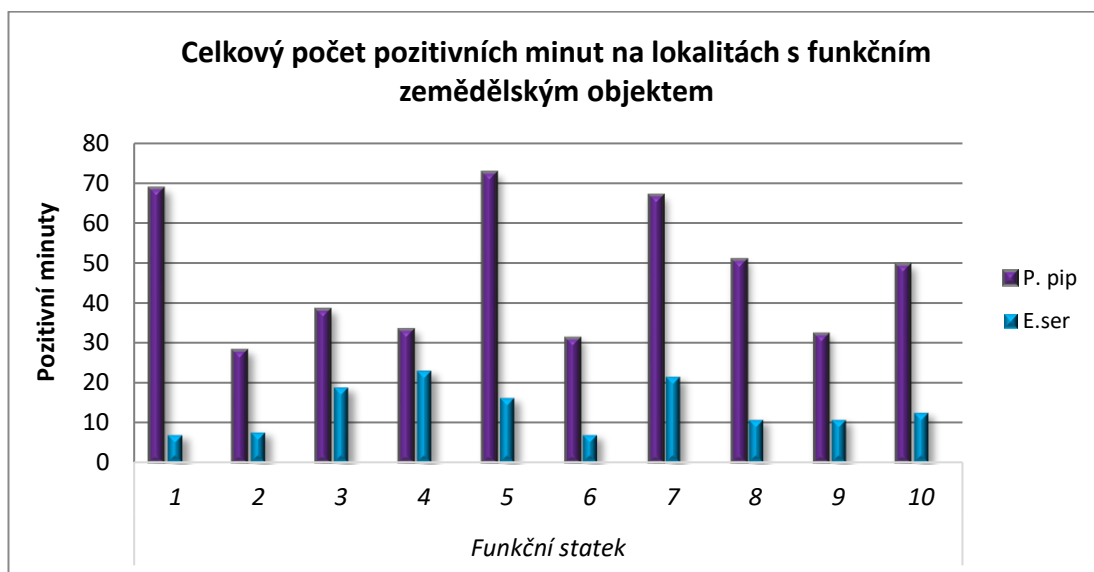
Tab. č. 1: Přehled počtu nahraných pozitivních minut pro jednotlivé druhy na všech lokalitách každého biotopu.

Biotop	Lokalita	Počet nahraných pozitivních minut			Součet pozitiv. minut
		<i>P. píp</i>	<i>E. ser</i>	<i>M. daub</i>	
Funkční statek	Jeřmanice	69:15	6:49	0:00	76:04
	Jílové	28:24	7:29	0:00	35:53
	Červený dvůr	38:43	18:51	0:00	57:34
	Bílá	33:39	23:01	0:00	56:40
	Český Dub	73:12	16:09	0:00	89:21
	Hoření Starý Dub	31:29	6:50	0:00	38:19
	Sychrov – Husa	67:29	21:32	0:00	89:01
	Pěňčín	51:18	10:37	0:00	61:55
	Vitanovice	32:33	10:39	0:00	43:12
	Soběslavice	50:04	12:24	0:00	62:28
Průměr	47:37	13:26	0:00	61:03	
Opuštěný objekt	Rádlo	28:00	3:44	0:00	31:44
	Jenišovice	51:21	4:11	0:00	55:32
	Malý Rohozec	35:38	8:43	0:00	44:21
	Modříšice	41:20	11:23	0:00	52:43
	Ploukonice	54:02	11:22	0:00	65:24
	Boseň	40:42	5:03	0:00	45:45
	Petrašovice	29:08	6:14	0:00	35:22
	Kohoutovice	26:24	3:23	0:00	29:47
	Hlavice	42:06	8:30	0:00	50:36
	Průměr	38:45	6:57	0:00	45:42
Zástavba	Dlouhý Most	73:57	10:32	0:00	84:29
	Žďárek	24:12	13:20	0:00	37:32
	Odolenovice	40:01	17:50	0:00	57:51
	Jenišovice	23:10	6:14	0:00	29:24
	Březová	98:02	33:38	88:17	219:57
	Sedlíštko	48:50	34:31	0:00	83:21
	Radimovice	49:01	29:57	0:00	78:58
	Kamení	36:59	6:25	0:00	43:24
	Paceřice	91:55	36:01	31:07	159:03
	Dneboh	91:51	55:52	97:29	245:12
	Doubrava	64:11	38:41	0:00	102:52
	Všelibice	57:05	26:57	0:00	84:02
Průměr	58:16	25:50	18:04	102:10	
CELKEM POZITIV. MINUT		25:24:01	8:26:52	3:36:53	37:27:46

Poznámka: Celkový čas monitoringu na každé lokalitě činil 130 minut.

6.1.1 Rozložení aktivity druhů na lokalitách jednotlivých biotopů

Následující graf (Obr. č. 4) ukazuje celkovou aktivitu druhů na jednotlivých monitorovaných lokalitách v biotopu funkční zemědělský statek, souhrnně pro celé období monitoringu. Nejvyšší aktivita druhu *P. pipistrellus* byla zaznamenána v okolí statku v obci Jeřmanice, Český Dub a nedaleko obce Husa. Nejvyšší aktivita druhu *E. serotinus* byla zaznamenána na lokalitách Bílá, Husa a Červený dvůr. Všechny tyto zemědělské objekty se vyznačují vyšším počtem chovaných kusů dobytka. Aktivita druhu *M. daubentonii* nebyla v biotopu funkční statek zaznamenána.



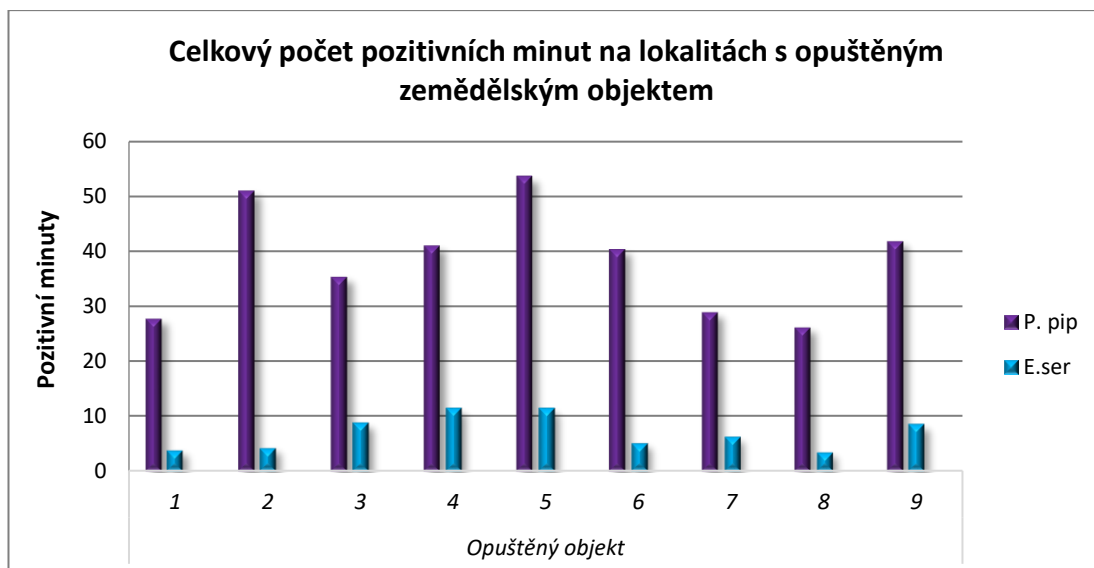
Obr. č. 4: Počet pozitivních minut získaných na lokalitách s funkčními zemědělskými objekty.

Vysvětlivky:

Druhy: *P. pip* – *Pipistrellus pipistrellus*, *E. ser* – *Eptesicus serotinus*

Lokality: 1 – Jeřmanice, 2 – Jílové, 3 – Červený dvůr, 4 – Bílá, 5 – Český Dub, 6 – H. Starý Dub, 7- Husa, 8 – Pěněčín, 9 – Vitanovice, 10 – Soběslavice.

Na grafu (Obr. č. 5) lze vidět celkovou aktivitu druhů na jednotlivých vybraných lokalitách v biotopu opuštěný objekt za celé období monitoringu. Nejvyšší aktivita druhu *P. pipistrellus* byla zaznamenána v okolí opuštěných objektů v obcích Ploukonice a Jenišovice. Oba tyto bývalé zemědělské objekty se vyznačují polohou v nižších nadmořských výškách (Tab. č. 5), obě lokality též leží na okrajích vesnické zástavby. Nejvyšší aktivita druhu *E. serotinus* byla zaznamenána na lokalitách Modříšice a Ploukonice. Celkově nejnižší aktivita tohoto druhu byla zaznamenána na lokalitách Rádlo, Jenišovice, Boseň a Kohoutovice. Aktivita druhu *M. daubentonii* nebyla v biotopu opuštěný zemědělský objekt zaznamenána.

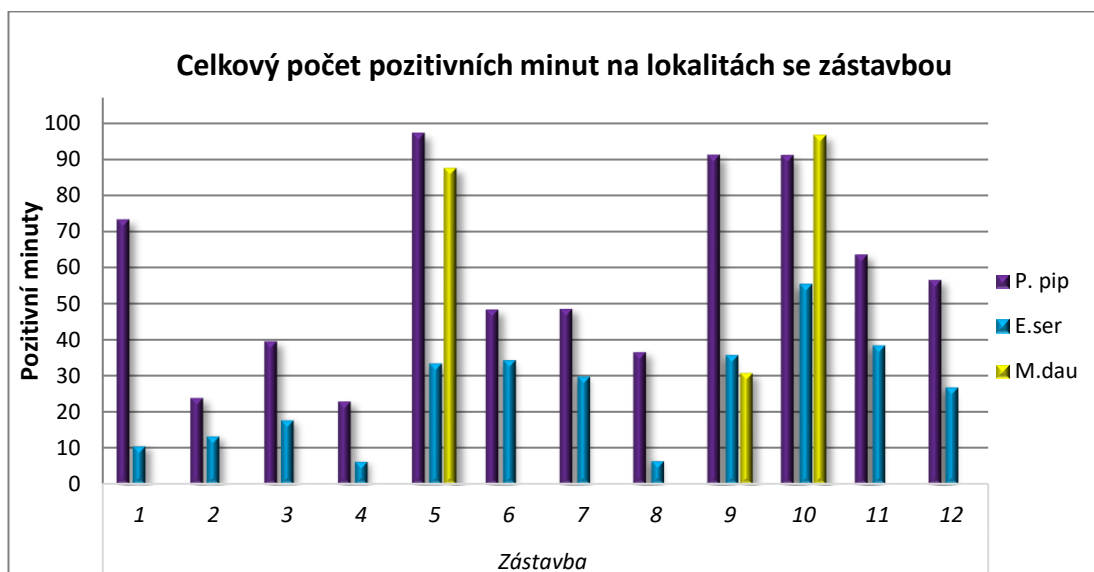


Obr. č. 5: Počet pozitivních minut získaných na lokalitách s opuštěnými zemědělskými objekty.

Vysvětlivky:

Druhy: *P. pip* – *Pipistrellus pipistrellus*, *E. ser* – *Eptesicus serotinus*

Lokality: 1 – Rádlo, 2 – Jenišovice, 3 – Malý Rohozec, 4 – Modříšice, 5 – Ploukonice, 6 – Boseň, 7 – Petrašovice, 8 – Kohoutovice, 9 – Hlavice.



Obr. č. 6: Počet pozitivních minut získaných v obcích na lokalitách s klasickou obecní zástavbou

Vysvětlivky:

Druhy: *P. pip* – *Pipistrellus pipistrellus*, *E. ser* – *Eptesicus serotinus*, *M. dau* – *Myotis daubentonii*

Lokality: 1 – Dlouhý Most, 2 – Žďárek, 3 – Odolenovice, 4 – Jenišovice, 5 – Březová, 6 – Sedlíštká, 7 – Radimovice, 8 – Kamení, 9 – Paceřice, 10 – Dneboh, 11 – Doubrava, 12 – Všelibice.

Celkovou aktivitu druhů na jednotlivých lokalitách monitoringu v biotopu zástavba znázorňuje graf (Obr. č. 6). Nejvyšší aktivitu druhu *P. pipistrellus* jsem pozorovala v obcích Březová, Paceřice, Dneboh a Dlouhý Most. Nejvyšší aktivita druhu *E. serotinus* byla zaznamenána na lokalitě Dneboh.

Nejméně pozitivních minut druhu *E. serotinus* bylo nahráno na lokalitách Jenišovice, Kamení, Dlouhý Most a Žďárek. Na lokalitách Březová, Paceřice a Dneboh jsem také zjistila aktivitu druhu *M. daubentonii*. Všechny tyto lokality se vyznačovaly přítomností vodní plochy přímo ve středu vesnice.

6.1.2 Biotopové preference druhu *Pipistrellus pipistrellus*

Aktivita druhu *Pipistrellus pipistrellus* se projevila na všech lokalitách ve všech biotopech. Celkově byla aktivita druhu nejvyšší v biotopu zástavba, kde jsem nahrála průměrně 58 pozitivních minut, nejnižší aktivita se projevila v biotopu opuštěných zemědělských objektů, kde jsem zaznamenala v průměru pouze 38 pozitivních minut. Počty pozitivních minut na stanovištích ukazují tabulka (Tab. č. 1) a grafy (Obr. č. 4 – Obr. č. 6).

Aktivita druhu *Pipistrellus pipistrellus* se mezi jednotlivými biotopy lišila, pomocí statistického testu bylo zjištěno, že odlišná aktivita v biotopech je statisticky významná (Kruskal – Wallisův test, $p\text{-value} = 0,003934$), tzn., že u tohoto druhu byla hypotéza o stejné preferenci všech biotopů zamítnuta.

Pomocí Dunnova statistického testu s použitím Bonferroniho korekce výpočtu p -hodnoty byl zjištěn statisticky významný rozdíl v preferencích biotopu zástavba před opuštěnými objekty ($p\text{-value} = 0,0016$) i před funkčními zemědělskými statky ($p\text{-value} = 0,0759$). Statistická významnost zjištěných rozdílů byla na základě zpracované grafické vizualizace pomocí krabicových grafů (Obr. č. 7) očekávaná. Rozdíl mezi preferencemi opuštěných a využívaných hospodářských objektů nebyl prokázán ($p\text{-value} = 0,2772$).

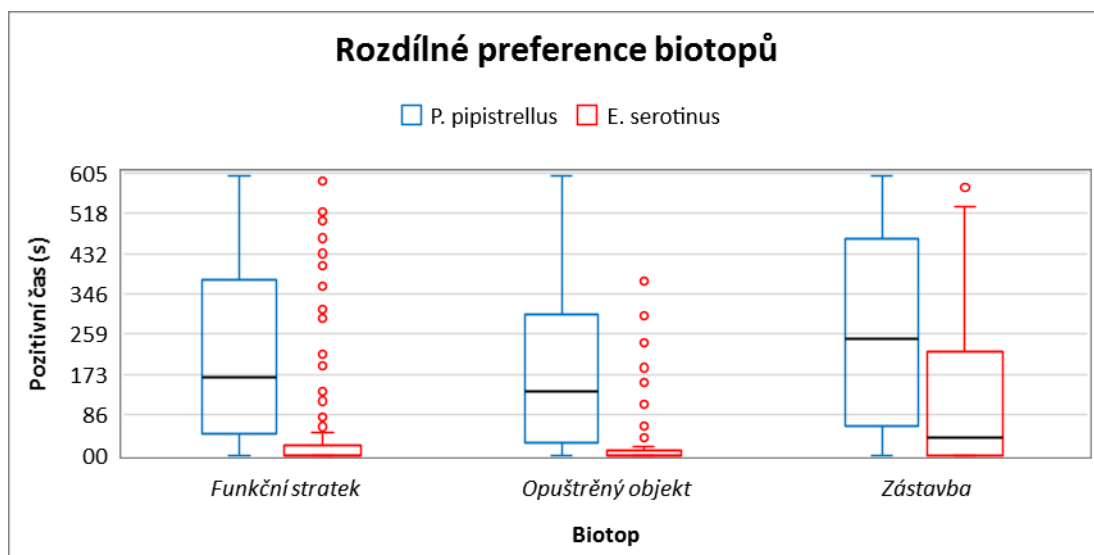
6.1.3 Biotopové preference druhu *Eptesicus serotinus*

Aktivita druhu *Eptesicus serotinus* se projevila na všech lokalitách ve všech biotopech (Obr. č. 4 – Obr. č. 6). Celkově byla aktivita druhu nejvyšší opět v biotopu zástavba, kde jsem nahrála průměrně 26 pozitivních minut, nejnižší aktivita se stejně jako u předchozího druhu projevila v biotopu opuštěných zemědělských objektů, kde jsem zaznamenala v průměru pouze 7 pozitivních minut. Hodnoty pozitivních minut na jednotlivých stanovištích ukazuje tabulka (Tab. č. 1) a grafy (Obr. č. 4 – Obr. č. 6).

Aktivita druhu *Eptesicus serotinus* se mezi jednotlivými biotopy lišila, statistickým testem bylo zjištěno, že i u tohoto druhu je odlišná aktivita v biotopech statisticky významná (Kruskal – Wallisův test, $p\text{-value} = 4 \cdot 10^{-11}$), tzn., že u tohoto druhu byla hypotéza o stejné preferenci všech biotopů zamítnuta.

Pomocí Dunnova statistického testu s použitím Bonferroniho korekce výpočtu p -hodnoty byl zjištěn významný rozdíl v preferencích biotopů zástavba před opuštěným zemědělským objektem ($p\text{-value} < 10^{-5}$) a v biotopové preferenci zástavby před funkčním zemědělským statkem ($p\text{-value} < 10^{-5}$).

Statistická významnost obou rozdílů byla na základě níže uvedené grafické vizualizace (boxplot) (Obr. č. 7) očekávaná. Rozdíl mezi preferencemi opuštěných a využívaných zemědělských objektů opět nebyl prokázán ($p\text{-value} = 0,9247$).



Obr. č. 7: Grafické znázornění rozdílů v preferencích biotopů druhů *P. pipistrellus* a *E. serotinus*

6.1.4 Biotopové preference druhu *Myotis daubentonii*

Aktivita druhu *Myotis daubentonii* se neprojevila na všech lokalitách, druh byl aktivní pouze v biotopu zástavba (Obr. č. 6). Na území vybraných obcí jsem nahrála průměrně 18 pozitivních minut. V ostatních biotopech nebyla aktivita tohoto druhu zaznamenána. Hodnoty pozitivních minut na stanovištích ukazuje tabulka (Tab. č. 1) a graf (Obr. č. 6).

Vzhledem k tomu, že jsem zaznamenala aktivitu druhu pouze v jednom biotopu, nebyly biotopové preference druhu statisticky testovány, ani vizualizovány pomocí krabicových grafů (boxplotů).

6.1.5 Preference biotopů bez lokalit s přítomností vodní plochy

V předchozí části hodnocení rozložení aktivity druhů na jednotlivých lokalitách zájmových biotopů (kap. 6.1.1) byla zjištěna výrazně vyšší aktivita druhu *Pipistrellus pipistrellus* na 4 lokalitách s přítomností vodní plochy přímo v obcích. Lokality byly pro tuto variantu hodnocení biotopových preferencí zájmových druhů ze souboru nashromážděných dat odstraněny.

V případě odstranění lokalit s přítomností vodních ploch byla aktivita druhů opět vyhodnocena statistickým testem. V případě aktivity druhu *Pipistrellus pipistrellus* bylo zjištěno, že odlišná aktivita v biotopech není statisticky významná (Kruskal – Wallisův test, $p\text{-value} = 0,334$). Tzn., že v této variantě nebyla pro druh *P. pipistrellus* hypotéza o stejné preferenci všech biotopů zamítnuta.

Aktivita druhu *Eptesicus serotinus* se mezi jednotlivými biotopy lišila, statistickým testem bylo zjištěno, že naopak u tohoto druhu je odlišná aktivita v biotopech statisticky významná (Kruskal – Wallisův test, $p\text{-value} = 4,7 \cdot 10^{-6}$), tzn., že u tohoto druhu byla hypotéza o stejné preferenci všech biotopů opět zamítnuta. Statisticky významný rozdíl byl zjištěn v preferencích biotopu zástavba před opuštěnými zemědělskými objekty (Dunnův test, $p\text{-value} < 10^{-5}$) i před funkčními zemědělskými statky (Dunnův test, $p\text{-value} < 10^{-5}$).

6.2 Biotopové preference během jednotlivých období životního cyklu

V případě druhu *Pipistrellus pipistrellus* bylo zjištěno, že odlišná aktivita v biotopech během předlaktčního a laktčního období nebyla statisticky významná. Jako statisticky významná byla u druhu vyhodnocena až rozdílná aktivita mezi biotopy v postlaktčním období (Kruskal – Wallisův test, $p\text{-value} = 0,00018$).

Pomocí neparametrického testu pro mnohonásobné srovnání byl zjištěn statisticky významný rozdíl v preferencích biotop zástavba před opuštěným zemědělským objektem (Dunnův test, $p\text{-value} = 0,0001$) i před preferencí funkčního zemědělského statku (Dunnův test, $p\text{-value} = 0,0386$), v postlaktčním období.

Rozdíl v aktivitě druhu *Eptesicus serotinus* byl statisticky významný ve všech třech obdobích sezónního cyklu života netopýrů. Předlaktční období (Kruskal – Wallisův test, $p\text{-value} = 0,000837$), laktční období (Kruskal – Wallisův test, $p\text{-value} = 2,95 \cdot 10^{-12}$) a postlaktční období (Kruskal – Wallisův test, $p\text{-value} = 0,000282$).

Statistickým testem pro mnohonásobné srovnání jsem zjistila, že stejně jako u biotopových preferencí testovaných bez ohledu na fázi životního cyklu byla statisticky významně vyšší aktivita v biotopu zástavba před opuštěným zemědělským objektem i větší preference biotopu zástavba oproti funkčnímu zemědělskému statku. Hodnoty $p\text{-value}$, podle kterých byly hypotézy o stejné preferenci jednotlivých biotopů zamítnuty, jsou pro druh *E. serotinus* uvedeny v níže uvedené tabulce (Tab. č. 2).

Tab. č. 2: Hodnoty $p\text{-value}$ mnohonásobného srovnání rozdílů v preferencích biotopů pro druh *E. serotinus* pro jednotlivá období (Dunnův test s Bonferroniho korekcí, $\alpha = 0,05$).

Druh <i>E. serotinus</i>	Předlaktční období		Laktční období		Postlaktční období	
	Statek	Objekt	Statek	Objekt	Statek	Objekt
Objekt	$p = 0,481$	-	$p = 1$	-	$p = 0,157$	-
Zástavba	$p = 0,0004$ S	$p = 0,0191$ S	$p < 10^{-5}$ S	$p < 10^{-5}$ S	$p = 0,0272$ S	$p = 0,0001$ S

6.3 Vztah aktivity druhů k vybraným charakteristikám prostředí

Součástí této práce bylo sledování několika významných charakteristik zvolených lokalit v jednotlivých biotopech, které by mohly mít zásadní vliv na chování a aktivitu jednotlivých druhů netopýrů. Jednalo se především o vzdálenost lokalit od vodních ploch, vzdálenost od pomyslného středu obce, procentuální zastoupení vegetace, přítomnost nebo nepřítomnost pouličního či průmyslového osvětlení a nadmořskou výšku. V biotopu funkční statek byl navíc hodnocen vztah mezi velikostí zemědělských budov a aktivitou sledovaných druhů.

Tab. č. 3: Korelační koeficienty závislosti aktivity druhů na biotopových charakteristikách

Druh	<i>P. pipistrellus</i>	<i>E. serotinus</i>
Charakteristika		
Vzdálenost vodní plochy	Sp = -0,314	Sp = -0,432
	P-value = 0,0863	P-value = 0,0153 S
Vzdálenost od vodní plochy (Zástavba)	Sp = -0,543	Sp = -0,377
	P-value = 0,068	P-value = 0,227
Vzdálenost středu obce	Sp = -0,303	Sp = -0,467
	P-value = 0,0975	P-value = 0,0077 S
Zastoupení vegetace	Sp = -0,023	Sp = 0,024
	P-value = 0,901	P-value = 0,8981
Přítomnost osvětlení	Sp = 0,274	Sp = 0,634
	P-value = 0,136	P-value = 0,00013 S
Nadmořská výška	Sp = -0,138	Sp = -0,225
	P-value = 0,459	P-value = 0,224
Velikost plochy	Sp = -0,321	Sp = 0,207
	P-value = 0,368	P-value = 0,566

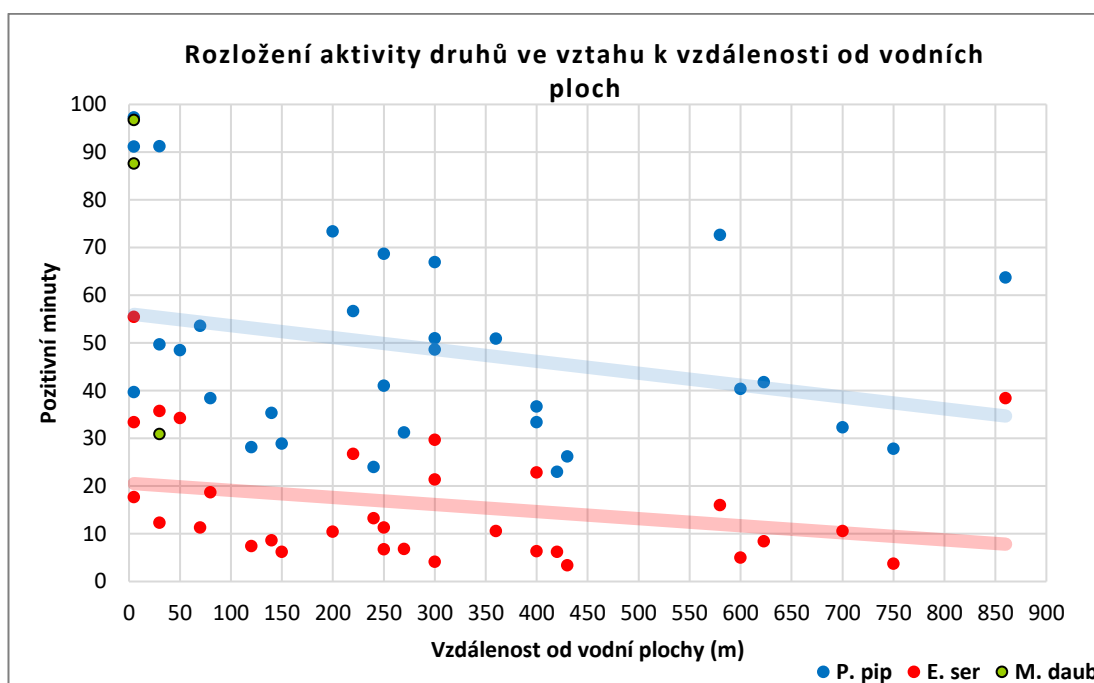
Vysvětlivky: S = statisticky signifikantní na hladině významnosti $\alpha = 0,05$.

6.3.1 Aktivita druhů ve vztahu k vzdálenosti od vodních ploch

Na základě výsledků korelací (Tab. č. 3) je o aktivitě *P. pipistrellus* možné říci, že se jedná o druh s letovou aktivitou bez závislosti na vodních biotopech (aktivita druhu sice směrem od vodních ploch klesá, ale záporný korelační koeficient není statisticky významný, jelikož p-value je mírně nad uvažovanou hladinou významnosti $\alpha = 0,05$). I z grafu (Obr. č. 8) je patrné, že v době monitoringu nebyla rozdílná aktivita v různých vzdálenostech od vodních ploch příliš odlišná.

Oproti tomu, letová aktivita *E. serotinus* vykazuje ve vztahu se vzdáleností od vodních ploch statisticky významnou závislost (Sp = -0,432; p-value = 0,0153). Podle hodnoty Spearmanova korelačního koeficientu (Sp) byla prokázána negativní korelace aktivity a vzdálenosti (se vzrůstající vzdáleností aktivita druhu klesá), hypotéza o nezávislosti aktivity na vzdálenosti od vodní plochy byla tedy zamítnuta. Na grafu (Obr. č. 8) je zřetelné, že ve vzdálenostech nad 300 m od vodních ploch byla aktivita druhu mnohem nižší než v jejich těsné blízkosti.

Aktivita *M. daubentonii* byla zaznamenána pouze na třech lokalitách v biotopu zástavba (Tab. č. 1, Obr. č. 6), všechny lokality se nacházely ve vzdálenosti do 30 m od vodních ploch (Tab. č. 4). Z grafu (Obr. č. 8) nelze vyčíst žádný trend. Z důvodu nízkého počtu pozitivních záznamů nebyla korelace statisticky testována.



Obr. č. 8: Rozložení aktivity druhů v různých vzdálenostech od vodních ploch bez ohledu na biotop

6.3.2 Aktivita druhů a vzdálenost od vodních ploch v zástavbě

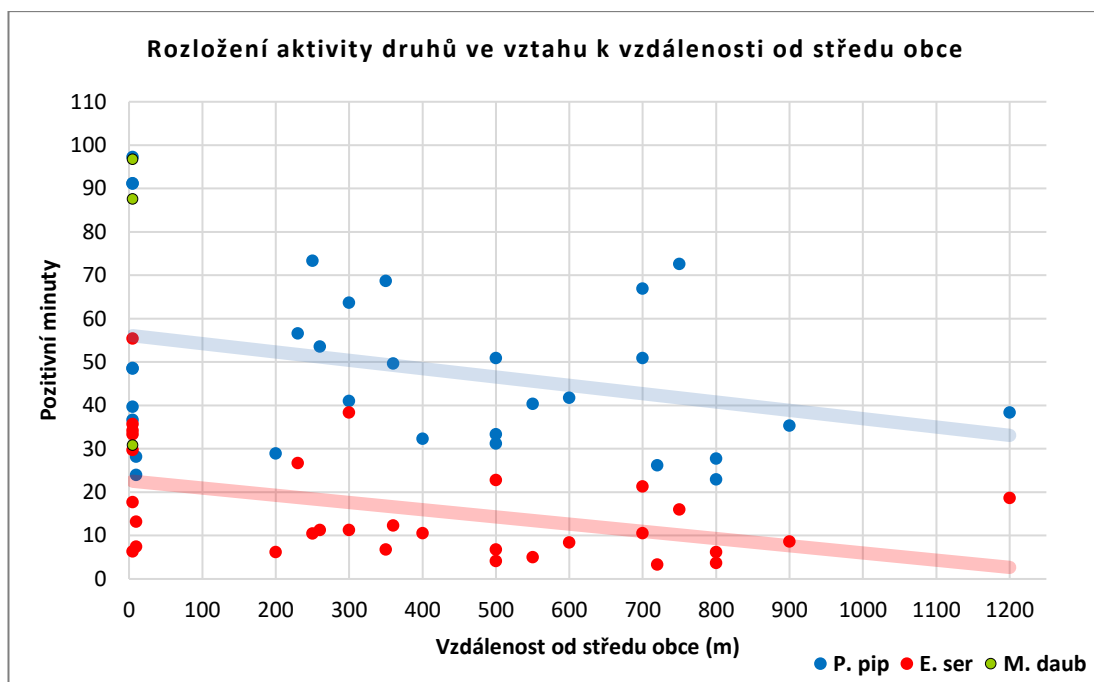
Pro výše uvedené variantní řešení výpočtu biotopových preferencí bez lokalit s přítomností vodní plochy (kap. 6.1.5) byly vypočteny korelace aktivity druhů a vzdálenosti od vodních ploch též pouze v biotopu zástavba.

Výsledky statistického testu neprokázaly statisticky významnou závislost aktivity na vzdálenostech od vodních ploch, ani u jednoho druhu. *P. pipistrellus* ($S_p = -0,543$; $p\text{-value} = 0,068$), i když, $p\text{-value}$ je mírně nad uvažovanou hladinou významnosti $\alpha = 0,05$. *E. serotinus* ($S_p = -0,377$, $p\text{-value} = 0,227$).

6.3.3 Aktivita druhů ve vztahu k vzdálenosti od středu obce

Z grafu (Obr. č. 9) lze vyčíst trend snižující se aktivity druhu *P. pipistrellus* se zvyšující se vzdálenosti od zastavěného středu obce. Výsledky statistického vyhodnocení však naznačují, že se jedná o druh, jehož aktivita není zásadně vázána na přítomnost zastavěného území: podle výsledků výpočtu Spearmanova korelačního koeficientu ($S_p = -0,303$; $p\text{-value} = 0,0975$) pro vztah aktivity druhů a vzdálenosti od pomyslného středu obce (Tab. č. 3) není pokles aktivity směrem od středu obce statisticky signifikantní.

Pro druh *E. serotinus*, byla zjištěna statisticky významná korelace ve vztahu letové aktivity a vzdálenosti od středu obce ($Sp = -0,467$; $p\text{-value} = 0,0077$). Podle hodnoty Spearmanova korelačního koeficientu byla prokázána negativní korelace aktivity a vzdálenosti (se vzrůstající vzdáleností aktivita druhu klesá). Změny aktivity druhu s narůstající vzdáleností od středu obce lze vyčíst z následujícího grafu (Obr. č. 9).



Obr. č. 9: Rozložení aktivity druhů v různých vzdálenostech od středu obce bez ohledu na biotop

Z důvodu nízkého počtu pozitivních záznamů nebyla korelace pro druh *M. daubentonii* statisticky testována. Aktivita druhu se při terénních kontrolách projevila pouze na lokalitách nacházejících se v blízkosti středu obce.

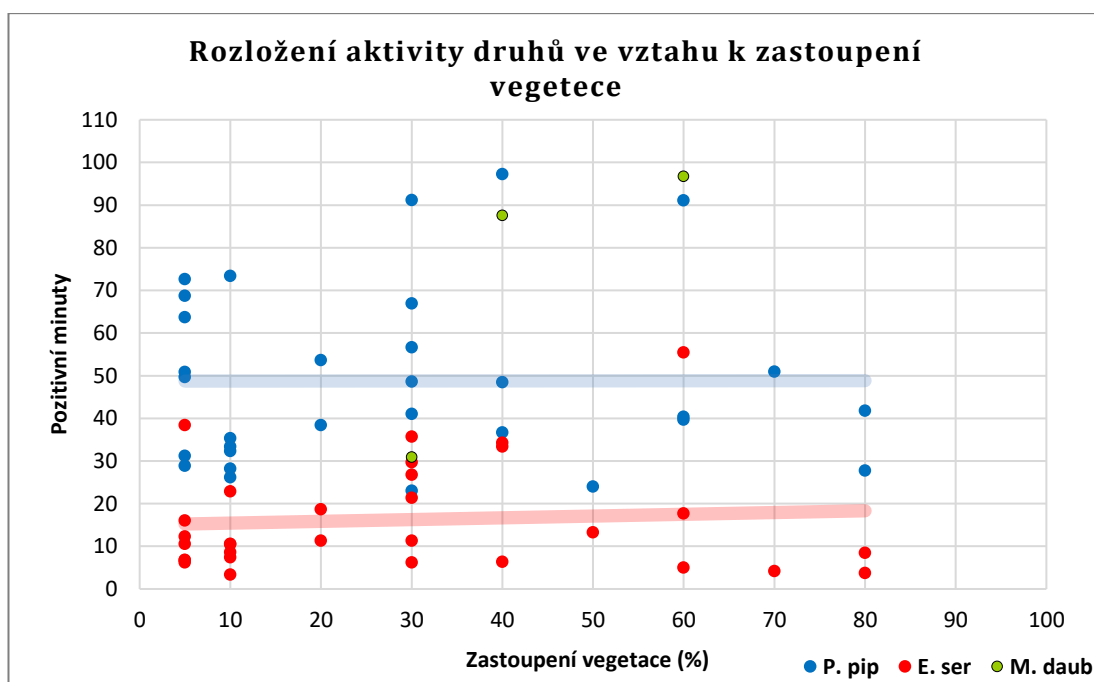
6.3.4 Aktivita druhů ve vztahu k zastoupení vegetace

Procentuální zastoupení vegetace se v okolí funkčních statků pohybovalo pouze okolo 5–30 %, nejčastější bylo zastoupení vegetace okolo 5 %, v případě opuštěných zemědělských objektů se zastoupení vegetace pohybovalo v rozmezí 5–80 %. Podobně v biotopu zástavba bylo zastoupení vzrostlé vegetace různorodé, pohybovalo se v rozmezí 5–60 %.

Z grafu rozložení aktivity druhu *P. pipistrellus* v závislosti na procentuálním zastoupení vegetace (Obr. č. 10) je patrné, že nejvyšší aktivita byla pozorována na lokalitách se zastoupení vegetace okolo 40 %, avšak z vizualizace není patrný žádný systematický trend závislosti aktivity na zastoupení vegetace.

Podle výsledku výpočtu korelace letové aktivity a zastoupení vegetace v pruhu 30 m okolo transektu (Tab. č. 3) není negativní korelační koeficient statisticky signifikantní ($S_p = -0,023$; $p\text{-value} = 0,901$).

Na grafu (Obr. č. 10) lze vidět nepatrně stoupající trend závislosti aktivity druhu *E. serotinus* na zastoupení vegetace. Změna aktivity se zdá být podle vizuálního zobrazení významnější, než je tomu u druhu *P. pipistrellus*, avšak kladná závislost aktivity druhu *E. serotinus* na zastoupení vegetace nebyla vyhodnocena jako statisticky signifikantní (Tab. č. 3).



Obr. č. 10: Rozložení aktivity druhů v závislosti na zastoupení vegetace bez ohledu na biotop

Druh *M. daubentonii* vykazoval aktivitu na třech lokalitách s různým procentuálním zastoupením vzrostlé vegetace (Tab. č. 4). Z důvodu nízkého počtu pozitivních záznamů nebyla korelace statisticky testována.

6.3.5 Aktivita druhů ve vztahu k výskytu osvětlení

Při terénních kontrolách byla na lokalitách s přítomností pouličního či průmyslového osvětlení pozorována vyšší aktivita druhu *P. pipistrellus* (Tab. č. 4 a Tab. č. 5). Statistickým testem se však nepodařilo prokázat pozitivní korelaci mezi aktivitou a přítomností osvětlení na lokalitě ($S_p = 0,274$; $p\text{-value} = 0,136$).

Aktivita druhu *E. serotinus* je podle výsledků spočtených korelačních koeficientů ($S_p = 0,634$; $p\text{-value} = 0,00013$) kladně korelována (s přítomností osvětlení se zvyšuje aktivita druhu), hodnota spočteného korelačního koeficientu je statisticky signifikantní (Tab. č. 3), u druhu tedy byla prokázána závislost na přítomnosti osvětlení.

Druh *M. daubentonii* vykazoval celkem vysokou aktivitu na lokalitách s přítomností osvětlení, na lokalitách bez přítomnosti osvětlení nebyl ovšem výskyt druhu zaznamenán vůbec. Z důvodu nízkého počtu pozitivních záznamů nebyla korelace statisticky testována.

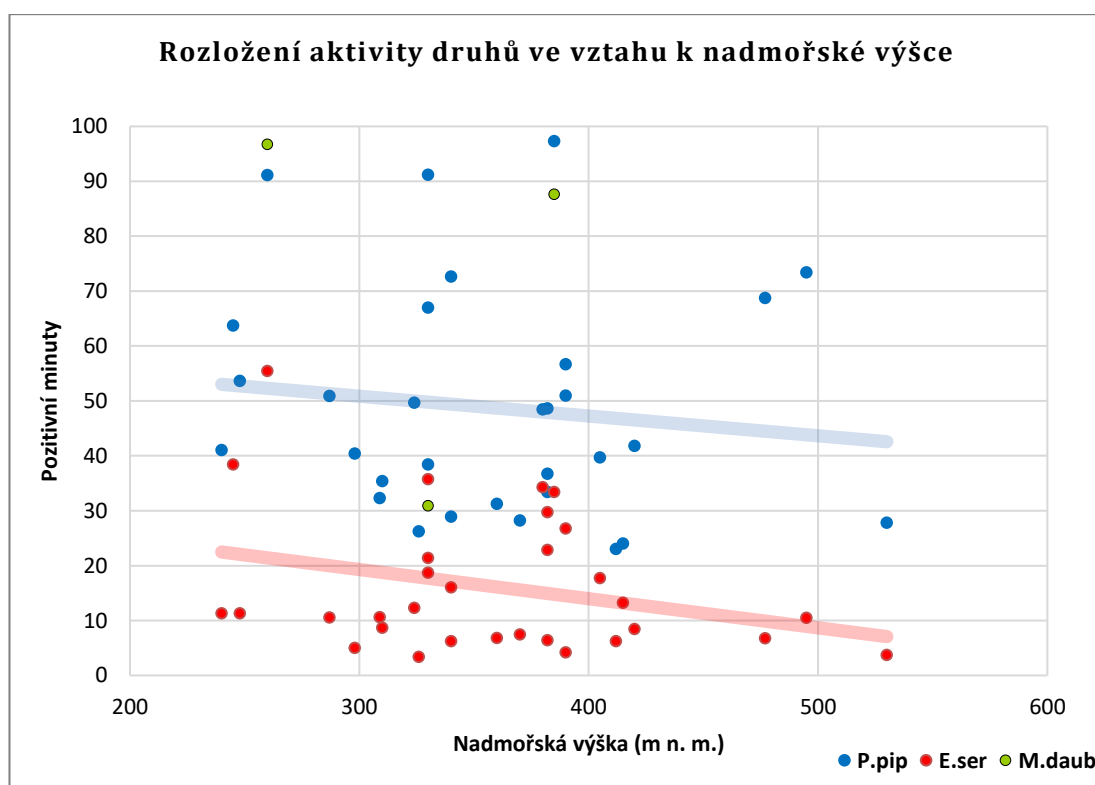
6.3.6 Aktivita druhů ve vztahu k nadmořské výšce

Nadmořská výška jednotlivých lokalit se pohybovala v intervalu od 240 m n. m. do 530 m n. m.

Z grafu rozložení aktivity druhu *P. pipistrellus* v závislosti na nadmořské výšce (Obr. č. 11) je patrné, že nejvyšší aktivita byla pozorována v nadmořských výškách okolo 350–400 m n. m. Ve vyšších nadmořských výškách (400–500 m n. m.) již aktivita klesala. Podle výsledku výpočtu korelace letové aktivity a nadmořské výšky (Tab. č. 3) není negativní korelační koeficient statisticky signifikantní ($S_p = -0,138$; $p\text{-value} = 0,459$).

Na grafu (Obr. č. 10) lze vidět klesající trend závislosti aktivity druhu *E. serotinus* na nadmořské výšce, změna aktivity se zdá být podle vizuálního zobrazení významnější, než je tomu u druhu *P. pipistrellus*, avšak negativní závislost aktivity druhu *E. serotinus* na nadmořské výšce též nebyla vyhodnocena jako statisticky signifikantní (Tab. č. 3).

Druh *M. daubentonii* vykazoval aktivitu na třech lokalitách v různých nadmořských výškách. Z důvodu nízkého počtu pozitivních záznamů nebyla korelace statisticky testována.

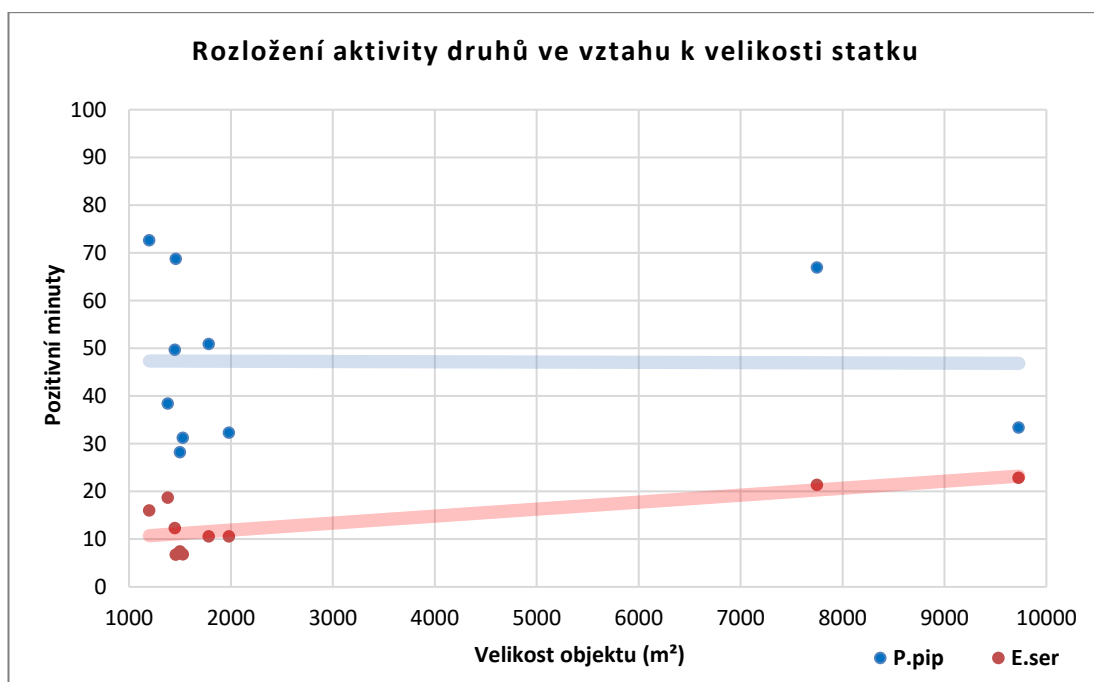


Obr. č. 11: Rozložení aktivity druhů v závislosti na nadmořské výšce bez ohledu na biotop

6.3.7 Závislost aktivity na velikosti funkčních zemědělských objektů

Na grafickém zobrazení (Obr. č. 13) je vidět, že aktivita druhu *P. pipistrellus* nijak výrazně nezávisí na velikosti zájmových objektů s ustájením hospodářských zvířat. Terénní kontroly byly prováděny především v okolí menších zemědělských statků (pod 100 kusů ustájeného dobytka) a středně velkých zemědělských objektů (pod 1000 kusů chovaného dobytka), dvě odlehlé hodnoty, které jsou v grafu znázorněny, vyjadřují lokality s velkochovy (nad 1000 kusů chovaného dobytka), na lokalitách Bílá a Husa. V tabulce (Tab. č. 3) je uveden výsledek statistického výpočtu korelace mezi aktivitou a velikostí objektu s ustájeným dobytkem. Vypočtený korelační koeficient pro druh *P. pipistrellus* ($S_p = -0,321$; $p\text{-value} = 0,368$) ukazuje na statisticky nevýznamný pokles aktivity v závislosti na velikosti zájmových objektů. Korelace aktivity druhu a velikosti zemědělského objektu nebyla prokázána.

Na grafu (Obr. č. 12) je patrný nárůst aktivity druhu *E. serotinus* v závislosti na velikosti zemědělského objektu. Avšak pozitivní hodnota vypočteného korelačního koeficientu ($S_p = 0,207$) není statisticky signifikantní ($p\text{-value} = 0,566$), ani u toho druhu se tedy nepodařila prokázat závislost aktivity na velikosti zemědělského objektu.



Obr. č. 12: Rozložení aktivity druhů v závislosti na velikosti funkčních zemědělských objektů

6.4 Změny aktivity během roku

Celý soubor získaných dat byl rozdělen do 3 období podle životních fází ročního cyklu netopýřů (předlaktační období, laktace období, postlaktace období). Data neměla normální rozdělení, ale v tomto případě byla chybějící normalita dat zanedbána z důvodu vysokého počtu opakujících se pozorování ($n = 403$).

Pomocí regresního lineárního modelu a mnohonásobného porovnání rozdílů (TukeyhoHSD test) byly zjištěny změny aktivity druhů v závislosti na biotopu (funkční zemědělský objekt, opuštěný zemědělský objekt a zástavba) a časovém období (předlaktace, laktace, postlaktace).

Aktivita druhů se během roku statisticky významně měnila nejen mezi jednotlivými biotopy (kap. 6.2), ale též během jednotlivých životních období.

6.4.1 Sezónní aktivita druhu *Pipistrellus pipistrellus*

Pomocí TukeyhoHSD testu byl jako statisticky významný vyhodnocen rozdíl změny aktivity druhu *P. pipistrellus*, obecně mezi předlaktacním a laktacním obdobím (diff = 88,02; p-adj: 0,00655). Vypočtená hodnota rozdílu (diff) je uvedena v sekundách. V předlaktacním období byla celkově aktivita nižší než v laktacním období. Během monitoringu byly pozorovány i změny mezi dalšími časovými bloky, změny lze pozorovat též na grafickém vyjádření sezónních změn aktivity netopýrů (Obr. č. 13), avšak tyto pozorované změny aktivity byly vyhodnoceny jako statisticky nesignifikantní. Aktivita druhu byla v laktacním období nejvyšší, ke konci aktivního života během roku (postlaktace a období podzimních přeletů) se aktivita postupně snižovala (Obr. č. 13).

Statisticky významný rozdíl v sezónní aktivitě byl prokázán v biotopu opuštěných zemědělských objektů, konkrétně mezi aktivitou během laktacního a postlaktacního období (diff = -151; p-value = 0,0356). Aktivita druhu byla v laktacním období vyšší, směrem ke konci terénních kontrol se aktivita druhu v biotopu opuštěný zemědělský objekt statisticky významně snížila. V biotopu opuštěný zemědělský objekt byla aktivita druhu během postlaktacního období nejnižší. Navýšení aktivity v laktacním období bylo skoro stejně výrazné jako následné statisticky významné snížení v postlaktacním období, zvýšení aktivity však nebylo vyhodnoceno jako statisticky významné.

V biotopu zástavba byla statisticky významně odlišná aktivita prokázána mezi předlaktacním a postlaktacním obdobím (diff = 145; p-value = 0,0007). Výsledek statistického porovnání ukazuje, že aktivita druhu byla v předlaktacním období nižší než v postlaktacním období. Podle grafického znázornění (Obr. č. 13) je patrné, že v tomto biotopu došlo v laktacním období k výraznějšímu zvýšení aktivity druhu, růst aktivity pokračoval i do postlaktacního období. Výsledek statistického výpočtu pro změnu aktivity mezi předlaktacním a laktacním obdobím (diff = 132; p-value = 0,0566) leží na hranici hladiny významnosti $\alpha = 0,05$ pro zamítnutí hypotézy, přesto byla hypotéza o nulové změně aktivity zamítnuta, rozdíl v aktivitě je tedy statisticky signifikantní. Změny během laktacního a postlaktacního období nebyly statisticky významné.

Průběh aktivity druhu *P. pipistrellus* v biotopu funkčních statků nevykazoval žádné zásadní změny, aktivita v průběhu roku mírně rostla, nejvyšší aktivita zde druh dosahoval v laktacním období, nejnižší aktivita byla zaznamenána v postlaktacním období. Změny aktivity byly vyhodnoceny jako statisticky nevýznamné.

6.4.2 Sezónní aktivita druhu *Eptesicus serotinus*

Vzeme-li v úvahu data ze všech biotopů dohromady, pak byl pomocí TukeyhoHSD testu jako statisticky významný vyhodnocen rozdíl v aktivitě druhu *E. serotinus*, mezi předlaktaním a laktaním obdobím (diff = 84,7; p-adj = 0,000007). V předlaktaním období byla celkově aktivita druhu výrazně nižší. Statisticky významně se aktivita v předlaktaním období lišila i od aktivity druhu v postlaktaním období (diff = 118; p-adj = $<10^{-5}$), z výsledků tedy vyplývá, že aktivita druhu byla v postlaktaním období mnohem vyšší než v předlaktaním. Mezi laktaním a postlaktaním obdobím nebyly prokázány statisticky významné změny v aktivitě.

Statisticky významný rozdíl v aktivitě byl prokázán v biotopu opuštěných zemědělských objektů, konkrétně mezi aktivitou v předlaktaním a postlaktaním období (diff = 49,9; p-value = 0,00960), dále mezi aktivitou během laktaním a postlaktaním období (diff = 60,6; p-value = 0,000101). Aktivita druhu byla v předlaktaním období nižší oproti postlaktaním. V laktaním období byla aktivita opět oproti postlaktaním období významně nižší, směrem ke konci terénních kontrol se aktivita druhu v biotopu opuštěný zemědělský objekt statisticky významně zvyšovala.

V biotopu funkční statek byla statisticky významně odlišná aktivita prokázána mezi předlaktaním a postlaktaním obdobím (diff = 120; p-value $<10^{-4}$) a dále mezi aktivitou během laktaním a postlaktaním období (diff = 131; p-value $<10^{-4}$). Výsledek statistického porovnání a graf (Obr. č. 13) ukazují, že aktivita druhu byla v předlaktaním období nižší oproti postlaktaním období, kdy došlo k významnému zvýšení aktivity. Aktivita druhu *E. serotinus* byla v laktaním období oproti postlaktaním období významně nižší, zvýšení aktivity v posledním sledovaném období bylo vyhodnoceno jako statisticky významné.

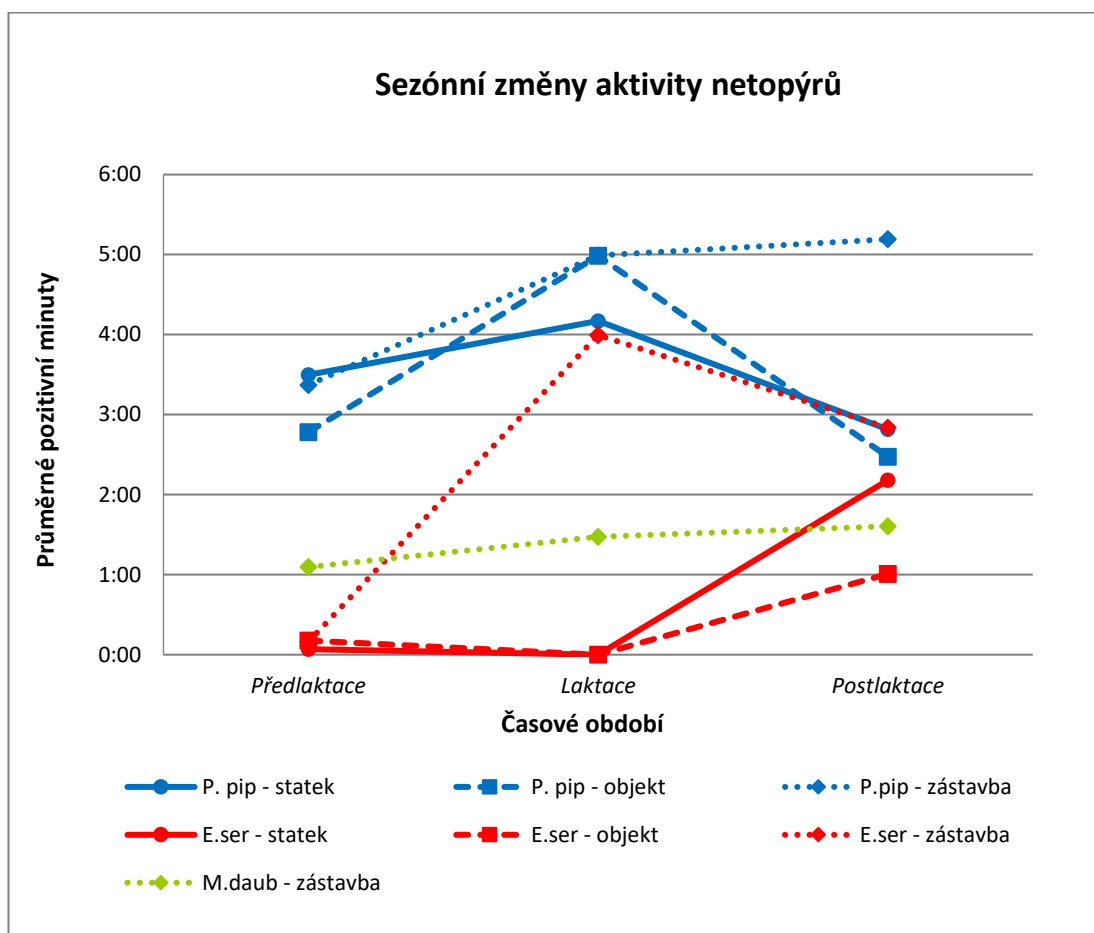
V biotopu zástavba byla statisticky významně odlišná aktivita zjištěna mezi předlaktaním a laktaním obdobím (diff = 229; p-value $<10^{-4}$) a také mezi předlaktaním a postlaktaním obdobím (diff = 160; p-value $<1*10^{-4}$). V laktaním období byla aktivita druhu nejvyšší (Obr. č. 13).

6.4.3 Sezónní aktivita druhu *Myotis daubentonii*

Aktivita druhu *M. daubentonii* byla zjištěna pouze na 3 lokalitách v biotopu zástavba, v ostatních biotopech nebyla aktivita druhu nikdy pozorována. Průběh aktivity *M. daubentonii* je vyjádřen na souhrnném grafu aktivity druhů v jednotlivých biotopech (Obr. č. 13).

Během sezóny byly u druhu v zástavbě pozorovány nepatrné změny v aktivitě, v předlaktaním období byla nejprve pozorována nejnižší letová a lovecká aktivita, v laktaním období byla aktivita o něco vyšší a nejvyšší aktivita se na lokalitách projevila během postlaktaním období.

Změny aktivity druhu nebyly z důvodu velmi malého vzorku dat, z minima lokalit statisticky testovány.



Obr. č. 13: Sezónní změny aktivity druhů v biotopech na základě rozlišení jednotlivých období ročního životního cyklu netopýrů.

Vysvětlivky:

Časové období: Předlaktace: duben – pol. června, laktace: pol. června – červenec, postlaktace: srpen–říjen

Druhy: *P. pip* – *Pipistrellus pipistrellus*, *E. ser* – *Eptesicus serotinus*, *M. daub* – *Myotis daubentonii*.

Biotypy: Statek – funkční zemědělský statek, objekt – opuštěný zemědělský objekt.

7. Diskuse

7.1 Srovnání biotopových preferencí netopýrů

V této práci jsem se zabývala zhodnocením sebraných dat ze 3 rozdílných typů biotopů, konkrétně se jednalo o biotopy funkčních statků, opuštěných zemědělských objektů a klasické sídelní zástavby v obcích. Monitoring letové aktivity netopýrů probíhal od konce dubna do začátku října roku 2016. Pro monitoring bylo vybráno 32 lokalit, na kterých bylo realizováno celkem 13 nepravidelných kontrol. Při všech realizovaných kontrolách byla v zájmovém území zaznamenána aktivita celkem 3 druhů, konkrétně druhu netopýr hvízdavý (*Pipistrellus pipistrellus*), netopýr večerní (*Eptesicus serotinus*) a netopýr vodní (*Myotis daubentonii*).

Druh *P. pipistrellus* je ochotný využívat širokou škálu biotopů, je rozšířen prakticky ve všech typech prostředí, není tedy vyhraněným specialistou (Bartonička, 2002; Russ a Montgomery, 2002). Druh je schopný velmi rychle reagovat na změny v potravní nabídce, tyto reakce na momentální nabídku hmyzu jsou u tohoto druhu výraznější, oproti pomalejším reakcím u jiných druhů se stejnou či podobnou loveckou strategií (Kalko a Schnitzler 1993; Zukal 1994; Warren a kol. 2000).

Z dostupné literatury studoval aktivitu druhu *P. pipistrellus* v rozdílných typech městské zástavby např. Bartonička (2002), ve své práci rozdílné preference u druhu neprokázal, podobně jako Řehák a kol. (2003). Naopak v mé práci u tohoto druhu rozdílné preference vůči jednotlivým zájmovým biotopům byly prokázány. Největší aktivita byla zaznamenána v biotopu zástavba, aktivita byla však vysoká i v dalších biotopech. Výsledek této práce se tak přiklání k tvrzení mnoha dalších autorů, kteří uvádějí zjištění rozdílných preferencí mezi různými typy prostředí. Například Bartonička a Řehák (2004) poukazují na preferenci okrajů lesních porostů či vodního prostředí před otevřenými lokalitami. Zukal a Řehák (2006) uvádějí u druhu preferenci vodního prostředí v období nedostatku potravy, Racey a Swift (1985) konkretizují preference vodního prostředí na biotopy stojatých vod. Stejně tak Russ a Montgomery (2002) uvádějí rozdílné preference mezi různými typy vodních biotopů. Bartonička a Zukal (2002) naopak uvádějí že biotopy městského prostředí jsou pro druh méně atraktivní a druh zde tedy vykazuje mnohem nižší aktivitu. Výsledek této diplomové práce poukazuje spíše na preferenci polouzavřených stanovišť, konkrétně na vyšší preferenci drobné vesnické zástavby. Převládající preference zástavby může souviset s přítomností vhodnějších úkrytových míst než v zemědělských areálech, opuštěné objekty bývají totiž často neuzavřené. Výskyt druhu ve vesnicích, ale též v okolí zemědělských objektů, uvádí např. Kapteyn (1993). Pro druh se v biotopu zástavby vyskytovalo mnoho potenciálních lovišť, především vodních ploch s uskupením různých křovin. Preferenci vodních lokalit s křovinami předpokládá i Bartonička (2002). Na území drobných vesnických sídel se nachází též mnoho úkrytových možností v rozmanitých štěrbinách starých stodol, půd domů, kostelů a též mnoho potenciálních přirozených úkrytů v dutinách stromů.

Některé lokality zástavby též přirozeně navazují na lesní biotopy, druh totiž hojně využívá i tzv. okrajová stanoviště (např. Bartonička a Řehák 2004). Kovaříková (2016) zjistila až dvakrát vyšší aktivitu druhu v lesních biotopech v těsné blízkosti lidských sídel oproti lesním lokalitám umístěným uprostřed lesních komplexů. K podobným výsledkům dospěli ve svých studiích Walsh a Harris (1996) nebo Lesiński a kol. (2009).

Podobně jako druh *Pipistrellus pipistrellus* využívá poměrně široké spektrum biotopů také druh *Eptesicus serotinus* (Bartonička, 2002). Anděra a Hanák (2007) uvádějí druh jako jeden z nejhojnějších v České republice, především v oblastech s teplým klimatem. V mé práci byl druh zaznamenán ve všech třech biotopech, aktivita druhu byla ve všech biotopech výrazně nižší než u druhu *P. pipistrellus*. Stejně tak byla prokázána preference biotopu zástavba před opuštěnými zemědělskými objekty a funkčními statky. Biotop zástavba byl ovšem na rozdíl od stejnojmenných biotopů sledovaných v městských prostředích (Gaisler a kol., 1998; Bartonička, 2002) charakteristický zástavbou drobných vesnických sídel, výsledky jsou tak srovnatelné například s prací Řeháka (1995), který pozoroval lovíci jedince druhu *E. serotinus* nad zahradami rodinných domů. Prezentované výsledky tak potvrzují závěry některých studií. Druh *E. serotinus* se řadí mezi druhy netopýrů, kteří obývají urbanizované biotopy (Gaisler a kol., 1998) a často využívají umělých úkrytů v městském prostředí (Horáček a Uhrin, 2010). Robinson a Stebbings (1997) při studiu velikosti domovského okrsku tohoto druhu pozorovali loveckou aktivitu v okolí lesních okrajů, podél vegetačních pásů v zemědělské krajině nebo v okolí nedosečených okrajů pastvin a luk, autoři naopak nezpozorovali žádnou loveckou aktivitu druhu v hustých lesích.

Druh *Myotis daubentonii* se podle mých výsledků vyskytoval pouze na lokalitách s přítomností vodních ploch, konkrétně se jednalo o 3 lokality v biotopu zástavba. Preferenci vodního prostředí, především výskyt druhu okolo vodních ploch, uvádí ve svém výzkumu např. Bartonička (2002), který prokázal výskyt druhu ve městě Jablonec nad Nisou, Horáček (1999), který pozoroval aktivitu uprostřed města Liberec, též v okolí významné městské vodní plochy, nebo Bartonička a Zupal (2002). Ze zahraničních studií prokázalo preferenci vodního prostředí mnoho autorů, ve Skotsku např. Downs a Racey (2006) nebo v Irsku Russ a Montgomery (2002), kteří mimo jiné studovali i biotopové preference zájmového druhu v zemědělské krajině severního Irsku, zároveň však zjistili, že druh preferuje vodní stanoviště s přítomností vegetačních okrajů, před vodními biotopy bez přítomnosti vegetace. Toto je zřejmě důsledkem faktu, který uvádí Verboom a Spoelstra (1999), autoři uvádějí, že břehové porosty poskytují netopýrům ochranu před větrem, a podobně jako Adams a Hayes (2008) uvádějí i to, že břehové porosty poskytují vyšší množství potravy pro netopýry. Salvarina (2016) preference vodních biotopů připisuje faktu, že tato stanoviště jsou důležitým zdrojem pitné vody především v suchých oblastech.

Preference u tohoto druhu posuzovali například i Flavin a kol. (2001) nebo Warren a kol. (2000), kteří zjistili, že aktivita druhu *M. daubentonii* je pozitivně korelována s přítomností vodního hmyzu na lokalitách. Warren a kol. (2000) ve své práci navíc poukazují na to, že druh je velmi citlivý i na nepatrné změny biotopových charakteristik. Někteří autoři ve svých studiích dokazují preferenci vodních ploch a tvrdí, že biotopy tekoucích vod slouží jako loviště pouze výjimečně či vůbec a druh je využívá pouze jako přeletové liniové biotopy (Zukal a Řehák, 2006).

Zjištění významně vysoké letové aktivity na konkrétním biotopu ovšem ještě nemusí znamenat, že druh daný biotop opravdu preferuje (Řehák, 1995), primárně se jako rozhodující faktor pro využívání prostředí jeví dostupnost a abundance hmyzu na lokalitách (Bell, 1980). Pokud je hmyz za nepříznivých podmínek dostupný pouze na obvykle méně preferovaných stanovištích, některé druhy (*Vespertilionidae*) jsou ochotny v biotopu lovit (Kunz 1982).

Záměrem této diplomové práce bylo především zhodnocení rozdílného výskytu letounů v okolí funkčních a opuštěných zemědělských statků. V zahraničí ani v České republice neexistují komplexní práce týkající se této problematiky. V zahraničí se několik málo autorů věnovalo problematice z pohledu vlivu rozdílných způsobů hospodaření na zemědělských farmách (Wickramasinghe a kol., 2003; Wickramasinghe a kol., 2004; Hole a kol., 2005; Fuentes-Montemayor a kol., 2011b a Park, 2015), zabývali se sběrem údajů o přínosech netopýrů pro farmáře (Kalka a kol., 2008; Boyles a kol., 2011; Kunz a kol., 2011 a Riccucci a Lanza, 2014) a způsoby přilákání netopýrů do blízkosti farem, kde se farmáři snaží bojovat se škůdci zemědělských plodin biologickými způsoby (Long a kol., 2006; Riccucci a Lanza, 2014 ex. Flaquer a kol., 2011).

Vliv úbytku velkochovů hospodářských zvířat v České republice byl doposud studován především na populacích synantropních druhů ptáků, nejčastěji na populacích vrabce domácího (*Passer domesticus*) (např. Havlíček, 2010; Šmejdivá, 2010; Vršecká, 2013 nebo Vybíralová, 2013). Ve výše uvedených studiích zkoumajících biotopové preference synantropních druhů ptáků byla zjištěna významná preference funkčních zemědělských areálů, především u vrabce domácího (*Passer domesticus*) a konopky obecné (*Linaria cannabina*). Vršecká (2013) zjistila celkově nižší aktivitu všech zjištěných druhů ptáků v opuštěných zemědělských objektech. Stejně jako Vršecká (2013) uvádějí též např. Havlíček (2010) nebo Šmejdivá (2010) významnou preferenci funkčních statků před vesnickou zástavbou u druhu *Passer domesticus*. Ze zahraničních autorů se preferencemi stejných prostředí u avifauny zabývali Chamberlain a kol. (2007), autoři opět prokázali preferenci zemědělských areálů před zástavbou u druhu *P. domesticus*. U letouna druhu *P. pipistrellus* jsem zjistila přesně opačnou aktivitu. Z toho je patrné, že netopýři na rozdíl od většiny kosmopolitně rozšířených druhů ptáků nejsou závislí na takto specifických biotopech, resp. aktivita letounů v těchto biotopech se s největší pravděpodobností neliší od aktivity letounů v zemědělské krajině.

Výsledkem této studie je celkově nejnižší aktivita prokázaná v biotopu opuštěného zemědělského objektu, výsledek by tak i přes svou nesignifikantnost mohl souviset, podobně jako u ptačích společenstev, s obecnou teorií poklesu živočišných druhů se snižující se potravní nabídkou v zemědělské krajině. Tento pokles je mimo jiné způsoben úbytkem velkochovů hospodářských zvířat (Robinson a Milner-Gulland, 2003) a změnou intenzity obhospodařování krajiny (Wickramasinghe a kol., 2004; Heim a kol., 2016).

7.2 Biotopové preference během jednotlivých období životního cyklu

Kromě vyhodnocení biotopových preferencí souhrnně pro celé období monitoringu jsem vyhodnotila i biotopové preference zjištěných druhů netopýrů jednotlivě v každém období jejich ročního životního cyklu.

U druhu *P. pipistrellus* jsem zjistila preferenci zástavby před ostatními biotopy až v postlaktačním období. V předlaktačním období nebyly rozdílné biotopové preference prokázány zřejmě z důvodu nižší aktivity na všech lokalitách, především kvůli menší potravní nabídce. V tomto bývá také prokazována nižší aktivita z důvodu pokleslých populačních stavů po hibernačním období. V laktačním období byla aktivita druhů naopak vyrovnaná ve všech sledovaných biotopech z důvodu příznivých teplot a dostatečné potravní nabídky (období nejvyšší abundance hmyzu je popisováno výše (viz kap. 7.4).

V případě druhu *E. serotinus* jsem opět zjistila statisticky významně vyšší preferenci biotopu zástavba před preferencemi zemědělských objektů, tentokrát ve všech 3 obdobích ročního životního cyklu druhu. Z těchto dílčích výsledků je patrné, že změny aktivity a preferencí jednotlivých biotopů během sezóny mohou souviset se změnami potravní nabídky (deJong a Ahlén 1991; deJong 1994, Gajdošík 1994). Potravní nabídka a její změny však nebyly v této práci sledovány. Tato část práce tak bohužel nemůže výše uvedené tvrzení nijak potvrdit ani vyvrátit.

7.3 Vztah aktivity druhů k vybraným charakteristikám prostředí

Na všech lokalitách jsem sledovala několik, podle mého názoru zásadních, charakteristik prostředí, o kterých jsem byla přesvědčena, že by mohly významně ovlivňovat chování a aktivitu jednotlivých druhů netopýrů. Vybrala jsem tedy tyto charakteristiky lokalit: vzdálenost od vodních ploch, vzdálenost od středu obce, procentuální zastoupení vegetace, přítomnost, či absence pouličního osvětlení a nadmořská výška. V biotopu funkční statek jsem navíc předpokládala závislost aktivity na velikosti zemědělských budov a množství ustájeného dobytka. Pro tuto poslední charakteristiku byly lokality v biotopu funkčních statků rozděleny do 3 velikostních kategorií (viz kap.4.1).

7.3.1 Aktivita druhů ve vztahu k vzdálenosti od vodních ploch

V případě aktivity druhu *P. pipistrellus* nebyla prokázána závislost letové aktivity na vzdálenosti od vodních ploch. Druh je tedy schopný využívat i stanoviště bez přítomnosti vodních zdrojů. Výsledek této práce odporuje například zjištění Stahlschmidta a kol. (2012), kteří uvádí že pro druh jsou rybníky velmi důležitým biotopem v zemědělsky intenzivně obhospodařované krajině. Autoři v zemědělské krajině zjistili mimo biotopy vodních ploch až o polovinu nižší aktivitu. Závislost aktivity na vzdálenosti od vodního zdroje prokázali též Downs a Racey (2006), autoři zjistili, že aktivita netopýrů s rostoucí vzdáleností klesá, autoři zjišťovali závislost do vzdálenosti 70 m od vody, moje sledované lokality se nacházely ve vzdálenosti až 750 m od vodních ploch.

Naopak u druhu *E. serotinus* se mi podařilo prokázat významnou závislost aktivity na vzdálenosti od vodních ploch. Na rozdíl od předchozího druhu, kde korelace obou faktorů prokázána nebyla, jsem u tohoto druhu žádnou korelaci neočekávala. Druh vykazoval na všech lokalitách nižší aktivitu než *P. pipistrellus*, ale přesto se u něj projevila závislost na přítomnosti vodních ploch, se vzrůstající vzdáleností od vodních ploch totiž aktivita druhu klesala. Podobně, Stahlschmidt a kol. (2012) ve své studii uvádějí výrazně vyšší aktivitu druhu *E. serotinus* nad vodními nádržemi, oproti aktivitě nad vinicemi. Lučan a kol. (2007) provedlo průzkum aktivity netopýrů na území českobudějovické pánve, nejvíce lovicích jedinců zjistili právě v blízkosti vodních ploch. Lučan (2004) uvádí větší vazbu druhu na vodu stojatou, oproti tekoucí vod. Oproti tomu uvádí Bartonička (2002), že *E. serotinus* preferuje především parky před zástavbou a vodními biotopy. Z výsledků jeho práce tedy vyplývá, že pro výskyt druhu je rozhodující přítomnost vegetace na lokalitách. Výsledky mé práce tedy ukazují, že na lokalitách s blízkostí vodních ploch se mohla vyskytovat i vhodná struktura vegetačního porostu. Aktivita druhu sledovaná v této práci byla relativně vysoká do vzdálenosti 300 m od vodní plochy, poté aktivita výrazně klesala. Ve výše uvedených studiích však autoři neuvádějí závislost aktivity druhu na vzdálenosti od vodních ploch

7.3.2 Aktivita druhů a vzdálenost od vodních ploch v zástavbě

Překvapujícím výsledkem je nezávislost aktivity druhů na vzdálenosti od vodních ploch, zjišťovaných pouze pro biotop zástavba. Aktivita druhů v obcích s výskytem vodní plochy do 30 m od transektu byla totiž výrazně vyšší oproti obcím s větší vzdáleností od vodního zdroje. Korelace v tomto případě nebyla prokázána zřejmě kvůli nízkému počtu kontrolovaných vesnických sídel (celkem 12 lokalit). V případě vyššího počtu zájmových lokalit v biotopu zástavba by již mohla být korelace aktivity a vzdálenosti od vodních ploch prokázána.

7.3.3 Aktivita druhů ve vztahu k vzdálenosti od středu obce

Stejně jako v případě vzdálenosti od vodních ploch, nebyla ani u vzdálenosti od pomyslného středu obce prokázána statisticky významná korelace s aktivitou druhu *P. pipistrellus*. Výsledek tedy naznačuje, že druh není ve své aktivitě ovlivňován vazbou na zastavěné území, během terénních kontrol byla ovšem pozorována nepatrně vyšší aktivita v těsné blízkosti zástavby, což odpovídá zjištění, že druh preferuje biotop zástavba před biotopy funkčních i opuštěných zemědělských statků.

Naopak u druhu *E. serotinus* se mi podařilo prokázat významnou negativní závislost aktivity na vzdálenosti od středu obce, na rozdíl od předchozího druhu. U obou druhů jsem předpokládala negativní korelaci aktivity a vzdálenosti. Druh je tedy pravděpodobně více vázán na urbanizované prostředí, což potvrzují i statisticky významné rozdíly v preferencích jednotlivých biotopů, kdy jsem u druhu prokázala významnou preferenci biotopu zástavba. Tento výsledek je ve shodě s výsledkem polské studie, kde se Lesiński a kol. (2000) zabývali studiem aktivity netopýrů v biotopech různých typů urbanizovaného prostředí, konkrétně v centru Varšavy, na předměstí Varšavy, ve vesnické zástavbě mimo město a ve volné krajině. Autoři mimo jiné zjistili klesající aktivitu *E. serotinus* s klesající mírou urbanizace.

Urbanizované oblasti mohou být preferovány kvůli vysoké dostupnosti úkrytových míst v domech, vyšší preference by též mohla souviset s přítomností zahrad, živých plotů a pouličních lamp (Rydell, 1992), o čemž je diskutováno níže (kap. 7.3.5).

7.3.4 Aktivita druhů ve vztahu k zastoupení vegetace

Procentuální zastoupení vegetace bylo na každé lokalitě subjektivně odhadováno přímo v terénu, konkrétně v pruhu 30 m okolo vytyčeného transektu. Nejnižší zastoupení vegetace bylo zjištěno v okolí funkčních statků. Okolí těchto statků tak zřejmě není pro druhy atraktivní, z důvodu minimálních možností lovu přímo v korunách stromů, kde se hmyz sdružuje. V případě opuštěných zemědělských objektů zastoupení vegetace vzrostlo, hlavně na některých lokalitách byl porost vegetace velmi hustě zapojený, zastoupení vegetace bylo na některých lokalitách biotopu odhadnuto až na 80 %. V okolí takových lokalit byla pozorována vyšší aktivita hmyzu. V biotopu zástavba měla vzrostlá vegetace charakter soliterně stojících jedinců či drobných skupin dřevin na zahradách v okolí transektu nebo se přímo na návsi vyskytovala skupina vzrostlých dřevin. V zástavbě se průměrné zastoupení vegetace pohybovalo od 5 do 60 %.

Nejvyšší aktivita druhu *P. pipistrellus* byla při terénních kontrolách pozorována a následně i z vyhodnocených nahrávek patrná na lokalitách se zastoupením vegetace mezi 30 % a 40 %, významná závislost aktivity na množství vegetace ovšem nebyla u druhu prokázána. Například Russ a Montgomery (2002) zjistili, že druh si vybírá lokality s vyšším zastoupením vegetace, především lokality vodních ploch s vegetací s líniovým charakterem. Preferenci míst s vyšším zastoupením vegetace předpokládá i Bartonička (2002).

Na otevřeném prostranství se podle dostupných informací vyskytuje mnohem méně hmyzu než v okolí vegetačních prvků (Downs a Racey, 2006). Navíc Kusch a kol. (2004) zjistili, že i struktura a typ vegetace na lokalitách ovlivňuje přítomnost potravy. Velmi podobný trend ve vztahu k zastoupení vegetace vykazovala i aktivita druhu *E. serotinus*. Nejvyšší aktivita druhu byla též pozorována na lokalitách se zastoupením vegetace okolo 30 %, ale významná závislost u druhu nebyla potvrzena. Lesiński a kol. (2000) naopak zjistili, významnou potravní aktivita u druhu *E. serotinus* v městském prostředí Varšavy a vesnických sídlech v jejím okolí, především v okolí vegetačních prvků a v přibřežních oblastech vodních biotopů.

7.3.5 Aktivita druhů ve vztahu k výskytu osvětlení

Ačkoli jsem při terénních kontrolách vždy pozorovala vyšší aktivitu na lokalitách s přítomností pouličního či průmyslového osvětlení, významný vztah mezi aktivitou druhu *P. pipistrellus* a přítomností osvětlení nebyl prokázán. V biotopu zástavba byly lampy pouličního osvětlení přítomny na každé lokalitě, avšak skutečnost, že korelace v tomto případě nebyla prokázána, mohla být způsobena tím, že v některých obcích bylo v době monitoringu osvětlení vypnuté. Na lokalitách tak zřejmě v těchto několika konkrétních nocích bylo nahráno méně pozitivních minut a hodnocení vlivu této charakteristiky tak nemusí být plně průkazné. Kdyby nebyly v některých monitorovacích nocích pouliční lampy zhasnuté, byla by podle mého názoru na lokalitách prokázána ještě vyšší aktivita druhu a korelace by tak mohla již být statisticky významná.

Pouliční i průmyslové osvětlení zájmových lokalit je tvořeno sodíkovými výbojkami, které jsou v Evropě nejčastěji používaným zdrojem veřejného osvětlení (Eisenbeis, 2006). Tento typ osvětlení s největší pravděpodobností nepřitahuje tak velké množství hmyzu jako rtuťové výbojky, které vyzářují bílé světlo (Eisenbeis, 2006). Gaisler a kol. (1998) zjistili v městském prostředí vyšší aktivitu na lokalitách s bílým světlem, oproti ostatním biotopům v městské zástavbě s přítomností sodíkových lamp. Vyšší aktivitu v biotopu zástavba jsem zjistila i v této práci. Zajímavý výsledek přináší například práce Azama a kol. (2015), kteří prokázali u *Pipistrellus pipistrellus* pozitivní efekt osvětlení v případě, že osvětlení lokalit trvalo po celou noc, aktivita druhu byla při osvětlení trvajícím pouze část noci výrazně nižší. Na aktivitu některých druhů netopýrů má tak pouliční osvětlení, na rozdíl od jiných organismů, pozitivní charakter, lov v okolí zdroje světla je pro ně zřejmě energeticky méně náročný. Pozitivní vliv osvětlení byl prokázán u méně početného druhu *E. serotinus*. Na lokalitách s přítomností osvětlení byla právě pozorována vyšší aktivita druhu. Výsledek tedy naznačuje že druh nebyl významně ovlivňován tím, že v některých monitorovacích nocích bylo pouliční osvětlení v obcích vypnuto.

7.3.6 Aktivita druhů ve vztahu k nadmořské výšce

Další charakteristikou, se kterou jsem testovala vztah aktivity druhů, byla nadmořská výška. Lokality se nacházely v rozmezí nadmořských výšek 240–530 m n. m. Druh *P. pipistrellus* se podle nashromážděných výsledků vyskytoval ve všech nadmořských výškách, nejvyšší aktivitu vykazoval převážně v nadmořských výškách 350–400 m n. m. Lineární fit poukázal na klesání aktivity se zvyšující se nadmořskou výškou, avšak závislost nebyla statisticky potvrzena.

Při monitoringu jsem u druhu *E. serotinus* pozorovala významnější změny aktivity se změnou nadmořské výšky než u druh *P. pipistrellus*. Aktivita *E. serotinus* měla převážně klesající charakter při zvyšující se nadmořské výšce, stejně jako u předchozího druhu. Negativní závislost aktivity *E. serotinus* na nadmořské výšce však opět nebyla vyhodnocena jako statisticky signifikantní.

Klesající aktivita ve vztahu s nadmořskou výškou zřejmě souvisí s klesající teplotou vzduchu. Korelaci teploty a aktivity druhu však v této práci neuvádím, teplota ani jiné klimatické charakteristiky lokalit nebyly zjišťovány. Monitoring byl ovšem vždy prováděn v klimaticky stabilních týdnech a teplota vzduchu byla vždy zjišťována pouze před zahájením monitoringu, v době západu slunce. Pokud byla teplota optimální (nad 10 °C a bez znatelného výkyvu od předchozího večera) byl monitoring zahájen 30 minut po západu slunce. Změny teplotních charakteristik a vliv na aktivitu jsem tak neměla možnost přesněji otestovat. Stejně tak je se změnami nadmořské výšky spojena změna relativní vlhkosti vzduchu, která byla, stejně jako teplota vzduchu, v této studii zanedbána.

7.3.7 Závislost aktivity na velikosti funkčních zemědělských objektů

U druhu *P. pipistrellus* nebyla prokázána ani korelace aktivity s poslední sledovanou charakteristikou lokalit, konkrétně se jednalo o velikost objektů spolu s velikostí chovu na statcích. Práce se původně měla zaměřovat především na zjištění rozdílné aktivity v okolí funkčních velkochovů hospodářských zvířat a nefunkčních objektů. V zájmovém území se ovšem nachází pouze objekty menšího rozsahu, pouze 2 lokality se dají považovat za klasický velkochov. Jedná se o zemědělské areály s plochou budov nad 7 000 m², ve kterých je ustájeno přes 1 000 kusů hospodářských zvířat. Ostatní objekty mají charakter malých až středně velkých chovů. Aktivita druhů v okolí těchto funkčních zemědělských statků tak zřejmě nezávisí na jejich velikosti a množství ustájených zvířat. V tomto případě jsem předpokládala, že s velikostí objektu a množstvím ustájených hospodářských zvířat bude z důvodu vyšší potravní nabídky na těchto lokalitách stoupat i aktivita druhu, ovšem podle výsledků se ukázalo, že korelace pro druh *P. pipistrellus* měla sice statisticky nevýznamný, ale přesto záporný koeficient. Výsledek je zřejmě způsoben tím, že se v souboru dat vyskytovaly 2 již zmiňované odlehle hodnoty, reprezentující pozitivní minuty ve 2 největších zemědělských velkochovech. Areály byly díky oplocení a uzamčení nepřístupné, především z důvodu ochranných opatření proti zavlečení nákazy.

Monitoring jsem tak mohla provádět pouze po obvodu hranic areálů a je tedy pravděpodobné, že jsem nezachytila na těchto lokalitách kompletní letovou aktivitu druhu, která mohla být soustředěna uvnitř areálu, kde byla vyšší přítomnost potravy a na okraj areálu druh mohl pouze zalétat.

Naopak u druhu *E. serotinus* je patrný nárůst aktivity v závislosti na velikosti zemědělského objektu a množství ustájených zvířat. Tento nárůst aktivity nebyl bohužel statisticky potvrzen, stejně jako u druhu *P. pipistrellus* nebyla korelace prokázána.

V této práci též chybí jakýkoli monitoring přítomnosti hmyzu, pouze náhodně byl zaznamenán výskyt hmyzu, bez určení, o jaké taxony se jedná (především to byly různé druhy nočních můr (*Noctuidae* a *Sphingidae*) a komáři). Při terénních kontrolách jsem měla možnost zaznamenat, zda druh vykazuje loveckou aktivitu, nebo zda lokalitu využívá pouze pro přelety na významnější loviště. Většina monitorovaných lokalit sloužila druhům jako loviště potravy. Pokud bych se zaměřila při terénních kontrolách i na denzitu hmyzu na lokalitách, byla by to cenná informace. Denzita hmyzu by totiž mohla vysvětlovat aktivitu druhů v zastavěných oblastech, vzhledem k tomu, že u druhu *P. pipistrellus* nebyla prokázána korelace ani s jednou charakteristikou prostředí.

7.4 Změny aktivity během roku

U všech zájmových druhů letounů se aktivita během sezóny měnila, tyto změny souvisí s různou dostupností potravní nabídky a s tím související energetickou náročností lovu (Rydell, 1989), s klimatickými změnami během roku i s reprodukčním stádiem života netopýřů. Například aktivita v závislosti na potravní nabídce bývá vyšší v době rojení hmyzu, především v nejteplejších měsících roku (deJong, 1994, Gajdošík, 1994, deJong a Ahlén, 1991). Pro účely této práce jsem celé období monitoringu od konce dubna do začátku října rozdělila pouze na 3 hlavní období. Konkrétně na předlaktanční období, laktanční období a postlaktanční období, které zahrnuje jak rozpad letních kolonií na konci srpna, tak i osamostatnění a nárůst aktivity mláďat. Poslední období tedy zahrnovalo celkově několik dílčích fází života netopýřů, protože jsem při terénních kontrolách nedokázala znatelně odlišit výlety a počínající aktivitu mláďat od aktivity dospělých jedinců.

U druhu *Pipistrellus pipistrellus* se stejně jako rozdílné preference ukázaly i změny aktivity během sezóny jako signifikantní. Druh na všech biotopech měnil svou aktivitu nevyrovnaně. Obecně byla aktivita vyšší v laktančním období, v době nejteplejších letních měsíců, kdy docházelo k největším rojům hmyzu na všech zájmových lokalitách. To se shoduje s poznatky Anthonyho a Kunze (1997), kteří ve své studii zjistili maximální abundanci hmyzu (*Diptera*) mezi 13. a 22. červencem, podobně jako deJong (1994), který uvádí vysokou abundanci hmyzu v období celého července v okolí švédského města Uppsala. Na konci laktančního období (konec srpna) pak zároveň dochází k rozpadu letních kolonií.

V průzkumech často bývá v tomto období zaznamenána i aktivita mlád'at, což dokládají ve své studii např. Zukal a kol. (1997). Další nárůst aktivity byl autory většinou pozorován v postlaktačním období, potažmo v období podzimních přeletů, kdy jsou sice abundance hmyzu nižší, ale druhy vykazují vysokou aktivitu, z důvodu tvorby energetických zásob pro nadcházející hibernační období (deJong, 1994). V mých výsledcích byl významný nárůst aktivity právě v období narůstající aktivity mlád'at a podzimních přeletů (v této práci označováno jako postlaktační období) zaznamenán především v biotopu zástavba. V zástavbě městského prostředí podobný výsledek zaznamenal třeba i Bartonička (2002), autor však hodnotil preference na území města Jablonec nad Nisou. Na začátku roku, konkrétně v předlaktačním období, byla prokázána vůbec nejnižší aktivita druhu na lokalitách s vesnickou zástavbou. V období byly zaznamenány pouze jednotlivé přelety nad biotopem, bez prokazatelné lovecké aktivity (nahrávky dosahovaly max. délky několika vteřin). V biotopu funkčních zemědělských statků nevykazoval průběh aktivity druhu žádné významné změny, což ovšem nekoreluje s výše uvedenými poznatky o závislosti aktivity netopýrů na abundanci hmyzu. V okolí objektů s velkochovy byl vždy pozorován dostatek hmyzu, v termínech monitoringu tak zřejmě nedocházelo k významnějším rojům hmyzu, a proto byla aktivita stále vyrovnaná. V biotopu opuštěných zemědělských objektů byla nejvyšší aktivita prokázána v laktačním období, směrem ke konci terénních kontrol se aktivita druhu v tomto biotopu statisticky významně snížila, což mohlo být způsobeno tím, že v okolním prostředí (jiných preferovanějších biotopů) se vyskytovala lepší potravní nabídka (kvalitou i kvantitou). Rozložení přítomnosti kořisti v tomto období může též souviset s náhlými klimatickými změnami (teplotními a vlhkostními charakteristikami konkrétních nocí).

Aktivita druhu *Eptesicus serotinus* byla, stejně jako u druhu *P. pipistrellus*, nejnižší na začátku roku, tedy v předlaktačním období. Nízká aktivita může být vysvětlována nedostatečným rojením hmyzu, energeticky náročným pářením a populačními ztrátami v koloniích během hibernačního období. Například práce Gaislera a kol. (1998) ukazuje nárůst aktivity během měsíce dubna. Výsledky ale nemohou být doslova srovnatelné, protože s monitoringem pro tuto práci jsem začala až na konci dubna, při prvních vhodných klimatických podmínkách. V dřívějším termínu by nebylo vhodné s monitoringem začínat. Výsledky studie zároveň pocházejí z prostředí města Brna. Je ovšem možné, že průběh aktivity druhu v drobných urbanizovaných biotopech může vykazovat podobné vzory aktivity jako ve velkých městech. S výše uvedenou studií není v souladu ani další výsledek této práce, totiž, že v biotopu opuštěných zemědělských objektů byla nejnižší aktivita prokázána v laktačním období a až následně, směrem ke konci terénních kontrol, se aktivita druhu v tomto biotopu statisticky významně zvyšovala. Stejný průběh aktivity vykazoval druh i v biotopu funkčních zemědělských statků.

V biotopu zástavba byla aktivita *E. serotinus* v předlaktančním období výrazně nižší než v laktančním, kde druh vykazoval nejvyšší aktivitu. Výsledky tak potvrzují, že druh přednostně využívá intravilán obcí a měst do konce letního období, na počátku podzimu se začíná přesouvat do blízkosti zimních úkrytů, které vyhledává ve volné krajině, popřípadě v lesních biotopech (Bartonička, 2002). S tím by mohl být tedy spojen výše diskutovaný nárůst aktivity v postlaktančním období v biotopech funkčních i opuštěných zemědělských statků. Nárůst aktivity v okolí funkčních i opuštěných statků v postlaktančním období mohl být ještě umocněn přiletem kolonií ze vzdálenějších měst (Liberec, Jablonec nad Nisou, Turnov, Český Dub a Mnichovo Hradiště). Bartonička, Zukal (2002) totiž aktivitu druhu ve velkém městě, na konci srpna vůbec nepozorovali. Stejně tak i Horáček (1999) uvádí, že druh na podzim z městského prostředí Liberce prakticky mizí. Podobně jako Horáček (1999), jsem ani já při studiu aktivity druhu v městském prostředí Liberce výskyt druhu neprokázala (Jindrová, 2015). Lučan (2004) uvádí, že aktivita druhu v městském prostředí je v tomto období obecně dosti nízká.

Aktivita druhu *Myotis daubentonii* byla zjištěna pouze na 3 lokalitách v biotopu zástavba, v ostatních biotopech nebyl výskyt druhu zaznamenán. Letová aktivita druhu na jednotlivých lokalitách nevykazovala žádné extrémní výkyvy v počtu naměřených pozitivních minut. Stejně tak Lučan (2004) uvádí, že druh vykazuje na lokalitách s přítomností vodních ploch poměrně vyrovnanou letovou aktivitu. V jeho studii byla, podobně jako v mé, sledována aktivita druhu během aktivní části života netopýrů, ovšem autor studoval aktivitu v biotopech Českobudějovické pánve. Výsledky se odlišují tím, že autor zjistil mírný pokles v aktivitě druhu *M. daubentonii* během podzimní migrace, ovšem moje výsledky naopak ukazují na nejvyšší aktivitu v postlaktančním období, ve kterém bylo zahrnuto i období počátku podzimních migrací.

8. Závěr

V této diplomové práci jsem se zabývala zhodnocením biotopových preferencí netopýrů v centrální části Libereckého kraje. Pro terénní monitoring jsem vybrala 31 obcí, z čehož v 10 obcích jsem sledovala aktivitu netopýrů v okolí dosud funkčních zemědělských velkochovů, v 9 obcích jsem aktivitu monitorovala v okolí opuštěných zemědělských objektů a ve zbylých 12 obcích jsem zjišťovala aktivitu netopýrů přímo v centru obce, kde se velkochovy dobytka nikdy nevyskytovaly.

V zájmovém území jsem provedla celkem 13 kontrol, v rámci těchto kontrol jsem zaznamenala zhruba 2250 pozitivních minut, celkem 3 druhů netopýrů. Nejhojnějším druhem byl netopýr hvízdavý (*Pipistrellus pipistrellus*), méně aktivním druhem byl netopýr večerní (*Eptesicus serotinus*), přítomnost těchto druhů jsem zaznamenala na všech zájmových lokalitách. Navíc jsem na 3 lokalitách s přítomností vodní plochy v biotopu zástavba zjistila přítomnost netopýra vodního (*Myotis daubentonii*).

U druhů *P. pipistrellus* i *E. serotinus* byl prokázán statisticky významný rozdíl v preferencích jednotlivých biotopů, oba druhy nejvíce preferovaly biotop zástavba. Mezi biotopy funkčních zemědělských statků a opuštěných objektů nebyly ani u jednoho druhu prokázány významné rozdíly v aktivitě.

Změny letové aktivity byly hodnoceny v závislosti na vybraných charakteristikách prostředí; jednalo se o vzdálenost od vodních ploch a od středu obce, zastoupení vegetace, přítomnost osvětlení a nadmořskou výšku. Pro biotop funkčních zemědělských statků byla navíc hodnocena závislost aktivity na velikosti objektů s ustájeným dobyt看kem. U druhu *P. pipistrellus* nebyla prokázána závislost aktivity ani na jedné vybrané charakteristice prostředí. Aktivita druhu *E. serotinus* statisticky významně klesala se vzdáleností od vodní plochy a se vzdáleností od středu obce, naopak s přítomností osvětlení aktivita druhu významně stoupala.

U druhu *P. pipistrellus* jsem v biotopech zjistila rozdílné změny v aktivitě během jednotlivých období životního cyklu. V biotopu opuštěných objektů byla aktivita nejvyšší v laktačním období, ale během postlaktačního období, na jehož konci dochází k podzimním migracím, se aktivita druhu přesunula do biotopu zástavba. U druhu *E. serotinus* jsem zjistila aktivitu pouze v laktačním a postlaktačním období. V laktačním období byla aktivita druhu nejvyšší v biotopu zástavba, během postlaktačního období se vrchol aktivity přesunul do biotopů funkčních a opuštěných zemědělských objektů. Výsledek tak naznačuje, že jednotlivé druhy preferují jiná zimoviště. Zvyšující se aktivita *E. serotinus* ve volné krajině, potažmo v blízkosti funkčních a opuštěných objektů, v období podzimních přeletů může znamenat nejen migraci kolonií z drobných vesnických sídel, ale též mohutné přesuny kolonií obývajících městské biotopy. Kolonie se, podle narůstající aktivity ve volné krajině, zřejmě začínají z urbanizovaných území stěhovat již koncem letního období.

Výsledky biotopových preferencí ukazují na velký význam vesnických sídel pro netopýry, doposud však nebyly publikovány žádné údaje o vztahu aktivity a vzdálenosti od lidských sídel. Potravní, loveckou nebo letovou aktivitou netopýrů v otevřené zemědělské krajině a vlivem intenzifikace zemědělství se zabývalo v celé Evropě mnoho autorů. Ovšem studie, která by hodnotila vliv funkčnosti konvenčních zemědělských statků, nebyla v dostupné literatuře dohledána. Tato studie tak doplňuje ostatní již publikované studie, zabývající se aktivitou netopýrů v otevřené zemědělské krajině a hodnotí rozdílnou aktivitu v okolí zemědělských velkochovů, opuštěných objektů a klasické vesnické zástavbě. Pro ještě lepší posouzení biotopových preferencí bych doporučovala v budoucích průzkumech provést monitoring funkčních i opuštěných objektů v období hibernace. Pro zhodnocení vlivu zániku zemědělských objektů na změny aktivity by bylo nutné zachování opuštěných objektů v nezměněném stavu.

Zjištěná letová aktivita netopýrů v okolí zemědělských velkochovů naznačuje, že v areálech se zřejmě vyskytuje vhodná potravní nabídka, ale chybí tam vhodné úkryty, proto bych do budoucna doporučovala instalaci speciálních netopýřích budek přímo v areálech nebo v jejich blízkosti. Podobně se pokoušejí netopýry na své farmy přilákat evropští i američtí farmáři. Netopýři jsou zásadními klíčovými organismy, protože mimo běžný noční hmyz konzumují ve velké míře nebezpečné škůdce zemědělských plodin. Přítomnost netopýrů na farmách a statcích tedy může zemědělcům výrazně ušetřit finanční prostředky na likvidaci škůdců. Mimo zemědělské objekty by se ochrana netopýrů měla důrazněji zaměřit na ochranu, udržování a zlepšování jejich přirozených, ale často fragmentovaných stanovišť. V rámci agro–environmentálních programů bych doporučovala přistoupit k propojování těchto fragmentovaných částí krajiny pomocí biokoridorů, se začleněním jak funkčních, tak opuštěných zemědělských objektů, které mohou netopýrům nabídnout další úkrytové možnosti.

9. Použitá 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: 1115–1121.
- Ancillotto L., Serangeli M. T., Russo D., 2013:** Curiosity killed the bat: domestic cats as bat predators. *Mammalian Biology* 78: 369–373.
- Anderson M. E., Racey P. A., 1991:** Feeding behaviour of captive brown long-eared bats, *Plecotus auritus*. *Animal Behaviour* 42: 489–493.
- Anděl J., 2011:** Základy matematické statistiky. *MatfyzPress, Praha*, 358 s.
- Anděra M., Horáček I., 2005:** Poznáváme naše savce. 2. doplněné vydání. *Sobotáles, Praha*, 328 s.
- Anděra M., Hanák V., 2007:** Atlas rozšíření savců v České republice. Předběžná verze: V. Letouni (*Chiroptera*) – část 3., Netopýrovití (*Vespertilionidae* – *Vespertilio*, *Eptesicus*, *Nyctalus*, *Pipistellus* a *Hypsugo*). *Národní muzeum, Praha*, 172 s.
- Anthony E. L. P., Kunz T. H., 1977:** Feeding strategies of the little brown bat, *Myotis lucifugus*, in southern New Hampshire. *Ecology* 58: 775–786.
- Azam C. Kerbiriou Ch., Vernet A. Julien J-F., Bas Y, Plichard L., MaratratmJ, Le Viol I., 2015:** Is part-night lighting an effective measure to limit the impacts of artificial lighting on bats? *Global Change Biology* 21: 4333–4341.
- Barataud M., 1990:** Eléments sur le comportement alimentaire des Oreillards brun et gris *Plecotus auritus* (Linnaeus, 1758) et *Plecotus austriacus* (Fischer, 1829). In Andreas M., Reiter A., Benda P., 2012: Dietary composition, resource partitioning and trophic niche overlap in three forest foliage-gleaning bats in Central Europe. *Acta Chiropterologica* 14(2): 335–345.
- Bartonička T., 2002:** Habitat use of four bat species in Jablonec n. N. revealed by bat detector. *Przyroda Sudetów Zachodnich* 2: 79–87.
- Bartonička T., Kutal M., 2011:** Úkryty a lovecká aktivita netopýrů v parcích města Olomouce. *Vespertilio* 15: 43–53.
- Bartonička T., Řehák Z., 2004:** Flight activity and habitat use of *Pipistrellus pygmaeus* in a floodplain forest. *Mammalia*, 68: 365–375.
- Bartonička T., Zukal J., 2002:** Flight activity and habitat use of four bat species in a small town revealed by bat detectors. *Folia zoologica* 52 (2): 155–166.
- Bárta Z., Benda P., Fabiánek O., 2000:** Netopýři okresu Děčín. *Vespertilio* 4: 3–11.
- Beck A., 1995:** Fecal analysis of European bat species. *Myotis* 33: 109–119.
- Bell G. P. 1980:** Habitat use and response to patches of prey by desert insectivorous bats. *Can. J. Zool.* 58: 1876–1883.

- Benton T. G., Vickery J. A., Wilson J. D., 2003:** Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18: 182–188.
- Berková H., Zukal J., 2004:** Sezónní změny letové aktivity netopýrů u vchodu do jeskyně zjištěné pomocí automatického monitorovacího systému. *Vespertilio* 8: 4-54.
- Bičík I., Jančák V., 2005:** Transformační procesy v českém zemědělství po roce 1990. *Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, katedra sociální geografie a regionálního rozvoje, Praha* 140 s.
- Boughey K. L., Lake I. R., Haysom K. A., Dolman P. M., 2011:** Improving the biodiversity benefits of hedgerows: How physical characteristics and the proximity of foraging habitat affect the use of linear features by bats. *Biological Conservation* 144: 1790–1798.
- Boyles J. G., Cryan P. M., McCracken G. F., Kunz T. H., 2011:** Economic importance of bats in agriculture. *Science* 332: 41-42.
- Carey P. D., Wallis S., Chamberlain P. M., Cooper A., Emmett B. A., Maskell L. C., McCann T., Murphy J., Norton L. R., Reynolds B., Scott W. A., Simpson I. C., Smart S. M., Ulyett J. M., 2008:** Countryside Survey: UK Results from 2007. *NERC/Centre for Ecology & Hydrology. Lancaster, United Kingdom*, 17 s.
- 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* 238: 623–633.
- Cooper A., Murray R., McCann T., 1997:** The Northern Ireland Countryside Survey. *Environment and Heritage Service. Belfast, United Kingdom*. 21 s.
- Davidson-Watts I., Walls S., Jones G., 2006:** Differential habitat selection by *Pipistrellus pipistrellus* and *Pipistrellus pygmaeus* identifies distinct conservation needs for cryptic species of echolocating bats. *Biological Conservation* 133: 118–127.
- DEFRA, 2010:** Trends, Long Term Survival and Ecological Values of Hedgerow Trees: Development of Populations Models to Inform Strategy. *Report to the UK Government Department for the Environment, Food and Rural Affairs. Forest Research Forestry Commission., London, United Kingdom*.
- DeJong J., 1994:** Habitat use, home-range and activity pattern of the northern bat, *Eptesicus nilssonii*, in a hemiboreal coniferous forest. *Mammalia* 58: 535–548.
- DeJong J. & Ahlén I., 1991:** Factors affecting the distribution pattern of bats in Uppland, central Sweden. *Holarctic ecology* 14: 92-96.
- Dietz C., van Helvesen O., Nill D., 2009:** Bats of Britain, Europe and Northwest Africa. *A & C Black, London, United Kingdom*, 400 s.
- Downs N. C., Racey P. A., 2006:** The use by bats of habitat features in mixed farmland in Scotland. *Acta Chiropterologica* 8: 169–185.

- Downs N. C., Sanderson L. J., 2010:** Do bats forage over cattle dung or over cattle? *Acta Chiropterologica* 12 (2): 349-358.
- Eisenbeis G., 2006:** Artificial night lighting and insects: attraction of insects to streetlamps in a rural setting in Germany. *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*, 281–304.
- Entwistle A. C., Racey P. A., Speakman J. R., 1996:** Habitat exploitation by a gleaning bat, *Plecotus auritus*. *Phil. Trans. R. Soc. B, Biol. sciences* 351: 921–931.
- Ethier K., Fahrig L., 2011:** Positive effects of forest fragmentation, independent of forest amount, on bat abundance in eastern Ontario, Canada. *Landscape Ecology* 26: 865–876.
- Fenton M. B., 1990:** The foraging behaviour and ecology of animal-eating bats. *Canadian Journal of Zoology* 68 (3): 411–422.
- Flanders J., Jones G., 2009:** Roost use, ranging behavior, and diet of greater horseshoe bats (*Rhinolophus ferrumequinum*) using a transitional roost. *Journal of Mammalogy* 90 (4): 888-896.
- Flaquer C., Guerrieri E., Monti M., Rafols R., Ferrer X., Gisbert D., Torre I., Puigmontserrat I., Arrizabalaga A., 2011:** Bats and pest control in rice paddy landscapes of Southern Europe. In Riccucci M., Lanza B., 2014: Bats and insect pest control: a review. *Vespertilio* 17: 161–169.
- Flavin D. A., Biggane S. S., Shiel C. B., Smiddy P., Fairley J. S., 2001:** Analysis of the diet of Daubenton's bat (*Myotis daubentonii*) in Ireland. *Acta Theriologica* 46: 43–52.
- Fuentes-Montemayor E., Goulson D., Park K. J., 2011 a:** Pipistrelle bats and their prey do not benefit from four widely applied agri-environment management prescriptions. *Biological conservation* 144: 2233–2246.
- Fuentes-Montemayor E., Goulson D., Park K. J., 2011 b:** The effectiveness of agri-environment schemes for the conservation of farmland moths: assessing the importance of a landscape-scale management approach. *Journal of Applied Ecology* 48 (3): 532–542.
- Fuentes-Montemayor E., Goulson D., Cavin L., Wallace J. M., Park K., 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.
- Gaisler J., Kolibáč J., 1992:** Summer occurrence of bats in agrocenoses. *Folia Zoologica* 41: 19-27.
- Gaisler J., Zukal J., Řehák Z., Homolka M., 1998:** Habitat preference and flight activity of bats in a city. *Journal of Zoology* 244: 439–445.
- Gajdošík, M., 1994:** Potrava a potravní aktivita netopýra večerního *Eptesicus serotinus* (Schreber, 1774). *Diplomová práce, PřF MU Brno*, 215 s. (nepublikováno).

- Glendell M., Vaughan N., 2002:** Foraging activity of bats in historic landscape parks in relation to habitat composition and park management. *Animal Conserv.* 5: 309–316.
- Graclik A., Wasielewski O., 2012:** Diet composition of *Myotis myotis* (Chiroptera, Vespertilionidae) in western Poland: Results of fial analyses. *Turkish Journal of Zoology* 36 (2): 209–213.
- Grimm N.B., Faeth S.H., Golubiewski N.E., Redman C.L., Wu J., Bai X., Briggs J.M., 2008:** Global change and the ecology of cities. *Science* 319: 756–760.
- Hanák V., Neckářová J., Benda P., Hanzal. V., Anděra M., Horáček I., Jahelková H., Zieglerová A., Zieglerová D., 2009:** Fauna netopýrů Prahy: přehled nálezů a poznámky k urbánním populacím netopýrů. *Natura Pragensis* 19: 3-89.
- Havlíček J., 2010:** Příčiny úbytku vrabce domácího v různých typech sídel – biotop, hnízdiště, potrava. *Diplomová práce, PřF JU, České Budějovice, 45 s. (nepublikováno).*
- Heim O., Schröder A., Eccard J., Jung K., Voigt C. C., 2016:** Seasonal activity patterns of European bats above intensively used farmland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 233: 130–139.
- Hole D. G., Perkins A. J., Wilson J. D., Alexander I. H., Grice P. V., Evans A. D. 2005:** Does organic farming benefit biodiversity? *Biolog. Conservation* 122: 113–130.
- Horáček D., 1999:** Výsledky výzkumu netopýrů v městské aglomeraci Liberec – třetí etapa. 2. ZO ČSOP Liberec při CHKO JH, sekce „NETOPÝR“, Liberec, 8 s. (nepublikováno).
- Horáček I., 1986:** Létající savci. *Academia, Praha, 152 s.*
- Horáček I., Uhrin M. 2010:** A tribute to bats. Kostelec nad Černými lesy: *The Publishing House Lesnická Práce, s.r.o. 400 s.*
- Hrůza J., Zajíc J., 2002:** Vývoj urbanismu 1. díl. *ČVUT, Praha. 191 s.*
- Hudcová S., 2013:** Analýza nálezových dat výskytu netopýrů na území hlavního města Prahy a v jejím okolí související s lidskou činností. *Diplomová práce. FAPPZ ČZU, Praha, 106 s. (nepublikováno).*
- Jindrová E., 2015:** Biotopová preference netopýrů v Liberci. *Bakalářská práce. FŽP ČZU, Praha, 96 s. (nepublikováno).*
- Jones G., Rayner J. M. V., 1989:** Foraging behavior and echolocation of wild horseshoe bats *Rhinolophus ferrumequinum* and *R. hipposideros* (Chiroptera: Rhinolophidae). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 25: 183-191.
- Jones G., Rydell J., 2003:** Attack and defense: interactions between echolocating bats and their insect prey. In. Kunz T. H., Fenton M. B. [Eds.]: *Bat Ecology. University of Chicago Press. Chicago, USA, 798.*

- Jung K., Kalko E. K. V., 2011:** Adaptability and vulnerability of high flying neotropical aerial insectivorous bats to urbanization. *Diversity and Distributions* 17: 262–274.
- Kalda O., Kalda R., Liira J., 2014:** Multi-scale ecology of insectivorous bats in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 199: 105–113.
- Kalka M. B., Smith A. R., Kalko E. K. V., 2008:** Bats limit arthropods and herbivory in a tropical forest. *Science* 320: 71.
- Kalko E. K. V., 1995:** Insect pursuit, prey capture and echolocation in pipistrelle bats (*Microchiroptera*). *Animal Behaviour* 50: 861–880.
- Kalko E. K. V., Schnitzler H. U., 1989:** The echolocation and hunting behavior of daubenton's bat, *Myotis daubentonii*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 24: 225–238.
- Kalko E. K. V., Schnitzler H. U., 1993:** Plasticity in echolocation signals of European pipistrelle bats in search flight: Implications for habitat use and prey detection. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 33: 415–428.
- Kapteyn K., 1993:** A bat-detector survey near Gorssel, The Netherlands. *Proceedings of the first Eur. Bat Det. Workshop. Netherlands Bat Research Foundation, Amsterdam, 91-104.*
- Konvalina P., Moudrý J., Moudrý J. Kalinová J., 2007:** Pěstování rostlin v ekologickém zemědělství. *Zemědělská fakulta, Jihočeská univerzita, České Budějovice, 99 s.*
- Kovaříková K. 2016:** Flight activity of bats in habitats with different representation of human settlements. *Master's thesis. FAPPZ, ČZU, Praha, 93 s. (nepublikováno).*
- Kunz T. H., 1982:** Roosting ecology of bats. In: *Ecology of Bats Kunz T. H. (ed.). New York. Plenum Press: 1–55.*
- Kunz T. H., 2013:** Ecology of bats. *Springer Science & Business Media, Berlin, Germany, 425 s.*
- Kunz T. H., Braun de Torrez E., Bauer D., Lobova T., Fleming T. H., 2011:** Ecosystem services provided by bats. *Annals of the New York academy of sciences* 1223: 1–38.
- Kurta A., Teramino J. A., 1992:** Bat community structure in an urban park. *Ecography* 15: 257-261.
- 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 Zool. – 53(2): 113–128.*
- Lausen C. L., Barclay R. M. R., 2006:** Benefits of living in a building: big brown bats (*Eptesicus fuscus*) in rocks versus buildings. *J. of Mammalogy* 87: 362–370.

- Lesiński G., Fuszara E., Kowalski M., 2000:** Foraging areas and relative density bats (Chiroptera) in differently human transformed landscapes. *Z. Säugetierkunde* 65: 129-137.
- Lesiński G., Gryz J., Kowalski M., 2009:** Bat predation by tawny owls (*Strix aluco*) indifferently human-transformed habitats. *Italian Journal of Zoology* 76: 415–421.
- Limpens H. J. G. A., Kapteyn K., 1991:** Bats, their behaviour and linear landscape elements. *Myotis* 29: 39-48.
- Lison F., Calvo J. F., 2011:** The significance of water infrastructures for the conservation of bats in a semiardi Mediterranean landscape. *Animal Conservation* 14: 533–541.
- Long R. F., Kiser W. M., Kiser S. B., 2006:** Well-placed bat houses can attract bats to Central Valley farms. *California agriculture* 60: 91-94.
- Lučan R. K., 2004:** Sezónní dynamika aktivity a biotopové preference společenstva netopýrů Českobudějovické pánve. *Vespertilio* 8: 69–97.
- Lučan R. K., Bürger P., Hanák V., 2007:** Netopýři (*Chiroptera*) Českobudějovicka. *Vespertilio* 11: 65-102.
- Malířová J., 2010:** Velkochovy hospodářských zvířat a jejich vliv na ŽP. *CENIA, česká informační agentura životního prostředí*. 2 s.
- Mason C. F., 2002:** Biology of Fresh Water Pollution. 4th edition. *Longmans, London, United Kingdom*, 387 s.
- Mayer H. M., 1971:** Definitions of City. In: *Bourne L. S., 1971: Internal Structure of the City: readings on space and environment*. *Oxford University Press, Toronto*, 28-31.
- McKinney M. L., 2002:** Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience* 52: 883–890.
- Merckx T., Feber R. E., Riordan P., Townsend M. C., Bourn N. A. D., Parsons M. S., Macdonald D. W., 2009:** Optimizing the biodiversity gain from agrienvironment schemes. *Agriculture, Ecosystemes and Environ.* 130: 177-182.
- Meschede A., 2001:** Netopýři v lesním prostředí – Informace a doporučení pro správce lesů. *Landschaft als Lebensraum, svazek 4: 1-20*.
- Mickleburgh S. P., 1987:** Distribution and Status of Bats in the London Area. *The London Naturalist* 66: 41-90.
- Mickleburgh S. P., Hutson A. M., Racey P. A., 2002:** A review of the global conservation status of bats. *Oryx* 36: 18–34.
- Musil J., 1977:** Urbanizace v socialistických zemích. *Nakladatelství Svoboda, Praha*, 360 s.
- Neuweiler G., 1984:** Foraging, echolocations and auditions in bats. *Naturwissenschaften* 71: 446–455.

- Neuweiler G., 1989:** Foraging ecology and audition in echolocating bats. *Trends of Ecology and Evolution* 4: 160–166.
- Norberg U. M., Rayner J. M. V., 1987:** Ecological morphology and flight in bats (*Mammalia: Chiroptera*): wing adaptations, flight performance, foraging strategy and echolocation. *Proc. Roy. Soc. Lond. B* 316: 355–427.
- Nová P., Bartonička T., Ceřuch M., 2009:** Ochrana netopierov pri rekonštrukciách panelových domov a podkroví budov. *Spoločnosť pre ochranu netopierov na Slovensku a Česká spoločnosť pro ochranu netopýrů, Praha, 13 s.*
- Nováková L., 2012:** Netopýři Slavkovského lesa. *Bakalářská práce. FAPPZ ČZU, Praha, 51 s. (nepublikováno).*
- Ouředníček M., 2000:** Theory of stages of urban and differential urbanisation. *Geografie, Sborník ČGS* 105 (4): 361–369.
- Patriquin J. K., Barclay M. R. 2003:** Foraging by bats in cleared, thinned and unharvested boreal forest. *Journal of applied Ecology* 40: 647–657.
- Park K. J., 2015:** Mitigating the impacts of agriculture on biodiversity: bats and their potential role as bioindicators. *Mammalian Biology* 80: 191–204.
- Píkula J., Zukal J., Adam V., Bandouchova H., Beklova M., Hajkova P. [eds.], 2010:** Heavy metals and metallothionein in vespertilionid bats foraging over aquatic habitats in the Czech Republic. In Salvarina I., 2016: Bats and aquatic habitats: a review of habitat use and anthropogenic impacts. *Mammal Review* 46 (2): 131–143.
- Pithartová T., 2007:** Potravní ekologie syntopických populací čtyř druhů netopýrů (*Myotis daubentonii*, *Myotis mystacinus*, *Pipistrellus nathusii* a *Pipistrellus pygmaeus*): struktura potravy a její sezónní dynamika. *Vespertilio* 11: 119–165.
- Pokorný M., 1998:** Prostorová a časová aktivita netopýra večerního (*Eptesicus serotinus*) v zemědělské krajině. *Diplomová práce, PřF MU Brno, 91 s. (nepublikováno)*
- Primack R. B., 2000:** A primer of conservation biology. 5th edition. *Sinauer Associates. Sunderland, Massachusetts, 319 s.*
- Quitt E., 1971:** Klimatické oblasti Československa. *Geografický ústav ČSAV, Brno, 84 s.*
- Racey P. A., 1998:** The importance of the riparian environment as a habitat for British bats. In: Dunstone N., Gorman M. L. (Eds.). *Behaviour and Ecology of Riparian Mammals* 69–92.
- Racey P. A., Swift S. M., 1985:** Feeding ecology of *Pipistrellus pipistrellus* (*Chiroptera: Vespertilionidae*) during pregnancy and lactation. I. Foraging behaviour. *Journal of Animal Ecology* 54: 205–215.
- Racey P. A., Swift S. M., Rydell J., Brodie L., 1998:** Bats and insects over two Scottish rivers with contrasting nitrate status. *Animal Conservation* 1: 195–202.

- Regionální agrární rada Libereckého kraje, 2002:** Krajská koncepce zemědělství. *Liberecký kraj*, 115 s.
- Riccucci M., Lanza B., 2014:** Bats and insect pest control: a review. *Vespertilio* 17: 161–169.
- Robinson M. F., Stebbings R. E. 1994:** Changing land-use in south Cambridgeshire; its effect on serotine bats. In Robinson M. F., Stebbings R. E. 1997: Home range and habitat use by the serotine bat, *Eptesicus serotinus*, in England. *J. Zool.* 243: 117–136.
- Robinson M. F., Stebbings R. E. 1997:** Home range and habitat use by the serotine bat, *Eptesicus serotinus*, in England. *Journal of Zoology* 243: 117–136.
- Robinson S., Milner-Gulland E. J., 2003:** Political change and factors lifting numbers of wild and domestic ungulates in Kazakhstan. *Human Ecology* 31: 87–110.
- Russ J. M., Montgomery W. I., 2002:** Habitat associations of bats in Northern Ireland: implications for conservation. *Biological Conservation* 108: 49–58.
- Russo D., Ancillotto L., 2015:** Sensitivity of bats to urbanization: a review. *Mammalian biology* 80: 205–212.
- Rydell J., 1989:** Feeding activity of the northern bat *Eptesicus nilssonii* during pregnancy and lactation. *Oecologia* 80: 562–565.
- Rydell J., 1992:** Exploitation of insects around streetlamps by bats in Sweden. *Functional Ecology* 6: 744–750.
- Rydell J., Entwistle A., Racey P. A., 1996:** Timing of foraging flight of three species of bats in relation to insect activity and predation risk. *Oikos* 76: 243–252.
- Řehák Z., 1995:** Letová aktivita netopýrů v Moravském krasu. *Dizertační práce. PřF MU, Brně*, 184 s. (nepublikováno).
- Řehák Z., Chytil J., Bartonička T., Gaisler J., 2003:** Výskyt savců na území Biosferické rezervace Dolní Morava (rozšířená Biosferická rezervace Pálava). Část II. Netopýři – Microchiroptera. *Lynx (Praha)* 34: 181–203.
- Salvarina I., 2016:** Bats and aquatic habitats: a review of habitat use and anthropogenic impacts. *Mammal Review* 46 (2): 131–143.
- Schober W., Meyer M., 1995:** Fledermausnachweise in Leipzig. *Veröff. Naturkundemuseum Leipzig* 13: 41–51.
- Schnitzerová P., Cepáková E., Viktora L., 2009:** Netopýři v budovách. Rekonstrukce a řešení problémů. *Česká spol. pro ochranu netopýrů, Praha*, 71 s.
- Siemers B. M., Swift S. M., 2006:** Differences in sensory ecology contribute to resource partitioning in the bats *Myotis bechsteinii* and *Myotis nattereri* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 59: 373–380.

- Sklenička P., Molnárová K., Brabec E., Kumble P., Pittnerová B., Pixová K., Šálek M., 2009:** Remnants of medieval field patterns in the Czech Republic: analysis of driving forces behind their disappearance with special attention to the role of hedgerows. *Agric. Ecosyst. Environ.* 129, 465–473.
- Spitzenberger F., 1990:** Die Fledermäuse Weins. *J. + V. Editon, Wien*, 71 s.
- Stahlschmidt P., Pätzold A, Ressler L., Schulz R., Brühl C. A., 2012:** Constructed wetlands support bats in agricultural landscapes. *Basic and Applied Ecology* 13: 196-203.
- Steck C. E., Brinkmann R., 2006:** The trophic niche of the Geoffroy's bat (*Myotis emarginatus*) in south-western Germany. *Acta Chiropterologica* 8 (2): 445-450.
- Šmejdivá L., 2010:** Populační hustota vrabce domácího (*Passer domesticus*) v různých typech prostředí: dopady změn v zemědělství a venkovských osídlení. *Diplomová práce, FŽP, ČZU, Praha*, 52 s. (nepublikováno).
- Tattersall F. H., Macdonald D. W., Hart B. J., Johnson P., Manley W., Feber R., 2002:** Is habitat linearity important for small mammal communities on farmland? *Journal of applied ecology* 39: 643–652.
- Threlfall C. G., Law B., Banks P. B., 2012:** Sensitivity of insectivorous bats to urbanization: Implications for suburban conservation planning. *Biological Conservation* 146: 41–52
- Treitler J. T., Heim O., Tschapka M., Jung K., 2016:** The effect of local land use and loss of forests on bats and nocturnal insects. *Ecological and Evolution* 6: 4289-4297.
- Vaughan N., 1997:** The diets of British bats (*Chiroptera*). *Mammalian Review* 27: 77-94.
- Vaughan N., Jones G., Harris S., 1996:** Effects of sewage effluent on the activity of bats (*Chiroptera: Vespertilionidae*) foraging along rivers. *Biological Conservation* 78: 337-343.
- Vaughan N., Jones G., Harris S., 1997:** Habitat use by bats (*Chiroptera*) assessed by means of a broad-band acoustic method. *Journal of applied ecology* 34: 716–730.
- Verboom B., 1998:** The use of edge habitats by commuting and foraging bats. *DLO Institute for Forestry and Nature Research (IBN-DLO), Wageningen*, 121pp.
- Verboom B., Huitema H., 1997:** The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*. *Landsc. Ecol.* 12: 117–125.
- Verboom B., Spoelstra K., 1999:** Effects of food abundance and wind on the use of tree lines by an insectivorous bat, *Pipistrellus pipistrellus*. *Can. J. Zool.*, 77: 1393-1401.

- Vittinghoff E., Glidden D. V., Shiboski S. C., McCulloch Ch. E., 2012:** Regression methods in biostatistics. Linear, logistic, survival and repeated measures models. 2nd edition. Springer-Verlag New York. 512 s.
- Vlašín M., Málková I., 2004:** Ochrana netopýrů. *Metodika Českého svazu ochránců přírody* č. 30. Veronica, Brno, 79 s.
- Voigt C. C., Phelps K. L., Aguirre L. F., Schoeman C. M., Vanitharani J., Zubaid A., 2016:** Bats and buildings: the conservation of synanthropic bats. *Online: http://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-3-319-25220-9_14*, cit. 7. 2. 2017.
- Volaufová L., 2008 (edt.):** Hospodářství a životní prostředí v České republice po roce 1989. CENIA, česká informační agentura životního prostředí, Praha, 190 s.
- Von Zahn A., Maier S., 1997:** Jagdaktivität von Fledermäusen an Bächen und Teichen. *Z. Säugetierkunde* 62: 1-11.
- Vršecká A., 2013:** Význam velkochovů hospodářských zvířat pro početnost vybraných druhů synantropních ptáků. *Diplomová práce. FŽP, ČZU, Praha, 60 s. (nepublikováno).*
- Vybíralová K., 2013:** Význam velkochovů hospodářských zvířat pro početnost vybraných druhů synantropních ptáků. *Diplomová práce. FŽP, ČZU, Praha, 67 s. (nepublikováno).*
- Walsh A. L., Harris S., 1996:** Foraging habitat preferences of vespertilionid bats in Britain. *Journal of Applied ecology* 33: 508–518.
- Warren R. D., Waters D. A., Altringham J. D., Bullock D. J., 2000:** The distribution of Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*) and pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus*) (*Vespertilionidae*) in relation to small-scale variation in riverine habitat. *Biological Conservation* 92: 85–91.
- Wickramasinghe L. P., Harris S., Jones G., Vaughan N., 2003:** Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology* 40: 984–993.
- Wickramasinghe L. P., Harris S., Jones G., Vaughan Jennings N., 2004:** Abundance and species richness of nocturnal insects on organic and conventional farms: Effects of agricultural intensification on bat foraging. *Conservation Biology* 18: 1283–1292.
- Wolton R., 2010:** Local Hedgerow Survey Review 2006–2008. *UK Hedgerow Habitat Action Plan Steering Group. Online: <http://www.hedgelinek.org.uk/>*, cit. 30. 1. 2017.
- Zákon č. 242/2000 Sb.,** O ekologickém zemědělství a o změně zákona č. 368/1992 Sb., O správních poplatcích, v platném znění.
- Zukal J., 1994:** Aktivita, echolokace a lovecké chování *Myotis emarginatus*. *Disertační práce, PřF Masarykova univerzita, Brno, 104 s.*

Zukal J, Řehák Z. 2006: Flight activity and habitat preference of bats in a karstic area, as revealed by bat detectors. *Folia Zoologica* 55: 273-281.

Zukal J., Pokorný M., Řehák Z., 1997: Relativní poletnost a aktivita netopýrů v okolí jaderné elektrárny Dukovany. *Vespertilio* 2: 105-112.

Internetové odkazy:

Stav skotu v libereckém kraji – Český statistický úřad: Online <https://www.czso.cz/csu/xl/zemedelstvi>, cit. 5. 2. 2017.

Klíč k určování hlasů netopýrů: Online <http://www.ceson.org/klic.php>, cit. 12. 11. 2016.

Katastrální mapa: Online <http://sgi.nahlizenidokn.cuzk.cz/marushka>, cit. 6. 10. 2016.

Databáze brownfields Libereckého kraje: Online <http://regionalni-rozvoj.kraj-lbc.cz/page3531>, cit. 16. 3. 2017.

Krajská koncepce zemědělství Libereckého kraje: Online <http://zivotni-prostredi.kraj-lbc.cz/page1442>, cit. 16. 3. 2017.

10. Přílohy

Seznam příloh:

Příloha č. 1: Fotodokumentace lokalit

Lokality kategorie „Funkční zemědělské objekty“

Lokality kategorie „Opuštěné zemědělské objekty“

Lokality kategorie „Obecní zástavba“

Příloha č. 2: Počet nahraných pozitivních minut při monitoringu

Příloha č. 3: Mapové přílohy

10.1 Příloha č. 1: Fotodokumentace lokalit

10.1.1 Lokality kategorie „Funkční zemědělské objekty“



Foto č. 1: Zemědělský areál Bílá



Foto č. 2: Zemědělská budova Český Dub



Foto č. 3: Zemědělský areál Hoření Starý Dub



Foto č. 4: Zemědělský areál Sychrov – Husa



Foto č. 5: Zemědělský areál Pěčín



Foto č. 6: Zemědělský areál Vitanovice

10.1.2 Lokality kategorie „Opuštěné zemědělské objekty“



Foto č. 7: Opuštěný zemědělský areál v obci Hlavice



Foto č. 8: Areál bývalého JZD Jenišovice



Foto č. 9: Opuštěný zemědělský objekt v obci Kohoutovice



Foto č. 10: Opuštěný areál Malý Rohozec



Foto č. 11: Opuštěný areál bývalého statku Modřišice



Foto č. 12: Opuštěný areál bývalého statku v obci Ploukonice

10.1.3 Lokality kategorie „Obecní zástavba“



Foto č. 13: Obec Březová



Foto č. 14: Obec Dlouhý Most



Foto č. 15: Obec Odolenovice



Foto č. 16: Obec Sedliška



Foto č. 17: Obec Všelibice



Foto č. 18: Obec Žďárek

10.2 Příloha č. 2: Charakteristiky jednotlivých lokalit

Tab. č. 4: Soupis charakteristik sledovaných lokalit v biotopu "Zástavba"

Charakteristika lokalit									
Biotop	Lokalita	Lokalizace (GPS)	Typ zástavby	Výměra KÚ (km ²)	Vegetace (%)	Volnost porostu	Vzdálenost od vodní plochy (m)	Vzdál. od str. obce (m)	Nadm. výška (m n. m.)
Zástavba	Březová	50°37'56" s. š., 14°58'23" v. d.	Klasická	2,7	40	PL	0–5	0–5	385
	Dl. Most	50°42'42" s. š., 15°4'34" v. d.	Klasická, sakrální	4,5	10	V	200	250	495
	Dneboh	50°31'36" s. š., 15°1'15" v. d.	Klasická, sakrální	3,2	60	PL	0–5	0–5	260
	Doubrava	50°33'17" s. š., 15°4'06" v. d.	Klasická	14,8	5	V	860	300	245
	Jenišovice	50°37'40" s. š., 15°8'12" v. d.	Klasická, činžovní	7,42	30	V	420	800	412
	Kamení	50°37'10" s. š., 15°4'21" v. d.	Klasická	2,5	40	V	400	0–5	382
	Odolenovice	50°38'3" s. š., 15°7'35" v. d.	Klasická	2,8	60	PL	0–5	0–5	405
	Paceřice	50°37'9" s. š., 15°6'49" v. d.	Klasická	3,5	30	PL	30	0–5	330
	Radimovice	50°37'35" s. š., 15°4'56" v. d.	Klasická	1,3	30	V	300	0–5	382
	Sedlíštko	50°37'21" s. š., 15°2'8" v. d.	Klasická	5,5	40	PL	50	0–5	380
	Všelibice	50°38'46" s. š., 14°57'5" v. d.	Klasická, činžovní	18,4	30	V	220	230	390
	Žďárek	50°38'26" s. š., 15°6'42" v. d.	Klasická	2,3	50	V	240	0–5	415

Vysvětlivky:

Volnost porostu: V – volný porost, bez zapojení, PL – polouzavřený porost, U – uzavřený porost

Poznámka: Délka všech kontrolovaných transektů = 300 m, pouliční osvětlení bylo přítomno na všech lokalitách

Tab. č. 5: Charakteristiky vybraných lokalit biotopů „Funkční statek“ a „Opuštěný objekt“ (vysvětlivky viz Tab. č. 4)

Charakteristika lokalit													
Biotop	Lokalita	Lokalizace	Typ objektu	Vel. objektů (m ²)	Počet kusů ustájené dobytka	Transekt (m)	Vzd. od vody (m)	Vegetace (%)	Volnost porostu	Vzd. od obce (m)	Nadm. výška (m n. m.)	Ustájený dobytek	Přítomnost osvětlení
Funkční statek	Bílá	50°40'10.26" s. š., 15°02'12.95" v. d.	Zděný	9730	>1 000 ks	500	400	10	V	500	382	Skot	1
	Červ. dvůr	50°37'02.02" s. š., 15°08'44.72" v. d.	Zděný	1380	<1 000 ks	200	80	20	PL	1200	330	Prasata	0
	Český Dub	50°39'44.98" s. š., 15°00'23.11" v. d.	Zděný	2130	<100 ks	270	580	5	V	750	340	Prasata	1
	H. St. Dub	50°40'46.83" s. š., 14°59'16.32" v. d.	Zděný	3340	<100 ks	300	270	5	V	500	360	Skot	0
	Jeřmanice	50°42'00.02" s. š., 15°05'26.37" v. d.	Zděný	4700	<100 ks	300	250	5	V	350	477	Skot	0
	Jílové	50°39'11.97" s. š., 15°06'33.84" v. d.	Zděný	2530	<100 ks	300	120	10	V	<5	370	Koně	0
	Pěňčín	50°35'51.10" s. š., 15°05'05.46" v. d.	Zděný	1780	<1 000 ks	350	360	5	V	700	287	Skot	0
	Soběslavice	50°36'19.91" s. š., 15°02'19.09" v. d.	Zděný	1450	<1 000 ks	225	30	5	V	360	324	Prasata	1
	Husa	50°37'01.69" s. š., 15°05'57.48" v. d.	Zděný	7750	>1 000 ks	300	300	30	PL	700	330	Prasata	1
	Vitanovice	50°35'58.96" s. š., 15°03'56.48" v. d.	Zděný	1980	<100 ks	200	700	10	V	400	309	Prasata	1
Opuštěný objekt	Boseň	50°30'35.58" s. š., 15°01'25.78" v. d.	Zděný	849	-	400	600	60	U	550	298	-	0
	Hlavice	50°37'46.82" s. š., 14°55'13.11" v. d.	Zděný	2590	-	350	623	80	U	600	420	-	0
	Jenišovice	50°37'52.71" s. š., 15°08'25.91" v. d.	Zděný	6300	-	225	300	70	U	500	390	-	0
	Kohoutovice	50°39'05.02" s. š., 15°03'29.27" v. d.	Zděný	930	-	200	430	10	V	720	326	-	0
	M. Rohozec	50°36'41.21" s. š., 15°08'46.01" v. d.	Zděný	1050	-	440	140	10	V	900	310	-	1
	Modříšice	50°34'17.24" s. š., 15°07'19.96" v. d.	Zděný	3750	-	570	250	30	PL	300	240	-	0
	Petrašovice	50°40'03.63" s. š., 15°03'31.07" v. d.	Zděný	870	-	250	150	5	V	200	340	-	0
	Ploukonice	50°33'37.48" s. š., 15°05'25.65" v. d.	Zděný	3490	-	560	70	20	V	260	248	-	0
	Rádlo	50°41'53.89" s. š., 15°07'15.06" v. d.	Zděný	3190	-	235	750	80	U	800	530	-	0

10.3 Příloha č. 3: Počet nahraných pozitivních minut při monitoringu

Tab. č. 6: Původní sebraná data z monitoringu lokalit – část I.

Biotop	Lokalita	1. kontrola		2. kontrola			3. kontrola		
		28. 4.; 30. 4.; 1. 5.		6. 5.; 7. 5.; 8. 5.			20. 5.; 21. 5.; 22. 5.		
		Pozitivní minuty		Pozitivní minuty			Pozitivní minuty		
		P. pip.	M. daub.	P. pip.	E. ser.	M. daub.	P. pip.	E. ser.	M. daub.
Funkční statek	Jeřmanice	6:54	0:00	8:46	0:00	0:00	7:09	0:00	0:00
	Jílové	0:00	0:00	2:04	0:00	0:00	0:00	0:00	0:00
	Červený dvůr	0:00	0:00	0:00	0:00	0:00	1:06	0:00	0:00
	Bílá	0:00	0:00	1:57	0:00	0:00	2:00	0:00	0:00
	Český Dub	8:32	0:00	10:00	0:00	0:00	0:46	0:00	0:00
	H. Starý Dub	0:00	0:00	0:00	0:00	0:00	6:02	0:00	0:00
	Husa	9:45	0:00	8:57	7:25	0:00	7:06	0:00	0:00
	Pěněčín	3:48	0:00	5:12	0:00	0:00	2:08	0:00	0:00
	Vitanovice	0:05	0:00	0:00	0:00	0:00	3:52	0:00	0:00
	Soběslavice	0:50	0:00	1:40	0:00	0:00	10:00	0:00	0:00
Opuštěný objekt	Rádlo	0:00	0:00	3:45	0:00	0:00	0:12	0:00	0:00
	Jenišovice	0:23	0:00	6:18	0:00	0:00	1:10	0:00	0:00
	Malý Rohozec	0:12	0:00	5:16	2:42	0:00	5:49	0:00	0:00
	Modříšice	0:36	0:00	7:38	0:06	0:00	5:23	0:00	0:00
	Ploukonice	0:00	0:00	8:51	1:12	0:00	2:14	0:00	0:00
	Boseň	0:00	0:00	5:39	4:01	0:00	7:18	0:00	0:00
	Petrašovice	0:36	0:00	2:50	0:00	0:00	0:28	0:00	0:00
	Kohoutovice	0:00	0:00	3:12	0:00	0:00	1:13	0:00	0:00
	Hlavice	0:56	0:00	2:17	0:00	0:00	6:43	0:00	0:00
Zástavba	Dlouhý Most	0:41	0:00	4:35	0:00	0:00	3:25	0:00	0:00
	Žďárek	0:00	0:00	0:00	0:00	0:00	0:00	0:00	0:00
	Odolenovice	0:06	0:00	0:07	0:00	0:00	1:03	0:00	0:00
	Jenišovice	0:56	0:00	7:22	0:00	0:00	0:58	0:00	0:00
	Březová	7:48	8:22	9:11	0:00	9:32	3:06	0:00	3:56
	Sedlíš'ka	0:12	0:00	0:15	0:00	0:00	4:04	0:10	0:00
	Radimovice	2:12	0:00	9:03	0:00	0:00	4:56	0:00	0:00
	Kamení	2:29	0:00	9:43	0:00	0:00	4:58	0:00	0:00
	Paceřice	5:21	0:13	9:48	0:00	0:21	0:00	0:00	0:00
	Dneboh	3:24	5:46	4:11	0:49	2:54	3:15	0:58	8:47
	Doubrava	1:43	0:00	5:24	0:18	0:00	5:29	0:47	0:00
Všelibice	0:45	0:00	0:03	0:00	0:00	3:26	0:00	0:00	

Tab. č. 7: Původní sebraná data z monitoringu – část II.

Biotop	Lokalita	4. kontrola			5. kontrola			6. kontrola		
		27. 5.; 29. 5.; 30. 5.			3. 6.; 4. 6.; 10. 6			22. 6.; 23. 6.; 24. 6		
		Pozitivní minuty			Pozitivní minuty			Pozitivní minuty		
		P. pip.	E. ser.	M. daub.	P. pip.	E. ser.	M. daub.	P. pip.	E. ser.	M. daub.
Funkční statek	Jeřmanice	7:18	0:00	0:00	1:05	0:00	0:00	3:59	0:00	0:00
	Jílové	0:00	0:00	0:00	0:00	0:00	0:00	5:33	0:00	0:00
	Červený dvůr	3:54	0:00	0:00	8:16	0:00	0:00	7:43	0:00	0:00
	Bílá	0:27	0:00	0:00	10:00	0:00	0:00	0:00	0:00	0:00
	Český Dub	9:50	0:00	0:00	8:58	0:00	0:00	3:03	0:00	0:00
	H. Starý Dub	2:31	0:00	0:00	0:00	0:00	0:00	0:46	0:00	0:00
	Husa	2:05	0:00	0:00	9:12	0:00	0:00	9:38	0:00	0:00
	Pěňčín	0:00	0:00	0:00	0:00	0:00	0:00	2:48	0:00	0:00
	Vitanovice	0:00	0:00	0:00	2:40	0:00	0:00	5:31	0:00	0:00
	Soběslavice	0:00	0:00	0:00	0:00	0:00	0:00	1:27	0:00	0:00
Opuštěný objekt	Rádlo	0:00	0:00	0:00	1:05	0:00	0:00	2:09	0:00	0:00
	Jenišovice	2:38	0:00	0:00	6:15	0:00	0:00	8:46	0:00	0:00
	Malý Rohozec	0:13	0:00	0:00	1:57	0:00	0:00	7:45	0:00	0:00
	Modříšice	1:36	0:00	0:00	0:00	0:00	0:00	9:47	0:00	0:00
	Ploukonice	4:59	0:00	0:00	8:30	0:00	0:00	3:26	0:00	0:00
	Boseň	1:47	0:00	0:00	5:04	0:00	0:00	8:12	0:00	0:00
	Petrašovice	0:25	0:00	0:00	6:29	0:00	0:00	3:06	0:00	0:00
	Kohoutovice	0:00	0:00	0:00	0:00	0:00	0:00	1:38	0:00	0:00
	Hlavice	4:56	0:00	0:00	0:20	0:00	0:00	10:00	0:00	0:00
Zástavba	Dlouhý Most	1:40	0:00	0:00	4:00	0:13	0:00	7:09	1:45	0:00
	Žďárek	0:20	0:00	0:00	0:00	0:00	0:00	3:48	6:12	0:00
	Odolenovice	0:52	0:00	0:00	4:35	0:15	0:00	2:55	2:45	0:00
	Jenišovice	1:46	0:00	0:00	1:40	0:00	0:00	0:00	0:00	0:00
	Březová	5:56	0:00	4:07	6:38	0:59	9:47	5:50	0:59	7:16
	Sedlíštká	0:50	0:19	0:00	1:40	0:09	0:00	1:27	3:02	0:00
	Radimovice	0:00	0:00	0:00	3:30	0:16	0:00	7:51	6:04	0:00
	Kamení	0:00	0:00	0:00	0:15	0:33	0:00	2:38	1:33	0:00
	Paceřice	7:18	0:00	0:16	8:59	0:21	3:57	5:46	2:05	5:38
	Dneboh	9:48	2:03	10:00	7:42	0:08	5:49	0:00	8:12	6:37
	Doubrava	8:29	1:17	0:00	9:58	0:00	0:00	9:00	5:07	0:00
	Všelibice	0:32	0:00	0:00	1:56	0:00	0:00	1:10	5:41	0:00

Tab. č. 8: Původní sebraná data z monitoringu – část III.

<i>Biotop</i>	<i>Lokalita</i>	<i>7. kontrola</i>			<i>8. kontrola</i>			<i>9. kontrola</i>		
		<i>29. 6.; 30. 6.; 1. 7.</i>			<i>1. 8.; 7. 8.; 8. 8</i>			<i>11. 8.; 15. 8.; 16. 8.</i>		
		<i>Pozitivní minuty</i>			<i>Pozitivní minuty</i>			<i>Pozitivní minuty</i>		
		<i>P. pip.</i>	<i>E. ser.</i>	<i>M. daub.</i>	<i>P. pip.</i>	<i>E. ser.</i>	<i>M. daub.</i>	<i>P. pip.</i>	<i>E. ser.</i>	<i>M. daub.</i>
<i>Funkční statek</i>	Jeřmanice	7:12	0:00	0:00	5:46	2:12	0:00	8:59	3:52	0:00
	Jílové	6:18	0:00	0:00	3:49	2:16	0:00	3:46	5:13	0:00
	Červený dvůr	0:0:40	0:00	0:00	2:23	6:45	0:00	8:15	7:12	0:00
	Bílá	3:19	0:00	0:00	5:29	8:23	0:00	0:06	8:43	0:00
	Český Dub	3:31	0:00	0:00	5:46	7:45	0:00	0:54	6:01	0:00
	H. Starý Dub	0:00	0:00	0:00	5:48	1:56	0:00	1:23	4:54	0:00
	Husa	5:16	0:00	0:00	7:12	8:25	0:00	3:12	1:05	0:00
	Pěněčín	4:48	0:00	0:00	9:36	3:12	0:00	2:40	7:25	0:00
	Vitanovice	5:42	0:00	0:00	4:15	0:32	0:00	0:00	8:42	0:00
	Soběslavice	6:15	0:00	0:00	8:49	0:48	0:00	0:00	9:48	0:00
<i>Opuštěný objekt</i>	Rádlo	5:48	0:00	0:00	6:16	0:12	0:00	2:16	0:19	0:00
	Jenišovice	7:32	0:00	0:00	0:00	0:15	0:00	8:15	0:10	0:00
	Malý Rohozec	0:20	0:00	0:00	0:42	0:48	0:00	4:18	2:05	0:00
	Modříšice	4:17	0:00	0:00	1:00	0:06	0:00	3:56	0:00	0:00
	Ploukonice	6:10	0:00	0:00	0:07	0:18	0:00	6:47	0:18	0:00
	Boseň	0:23	0:00	0:00	3:24	1:02	0:00	2:45	0:00	0:00
	Petrašovice	2:54	0:00	0:00	7:18	6:14	0:00	1:05	0:00	0:00
	Kohoutovice	7:24	0:00	0:00	8:29	0:00	0:00	0:00	3:23	0:00
	Hlavice	0:10	0:00	0:00	8:56	4:15	0:00	1:48	4:15	0:00
<i>Zástavba</i>	Dlouhý Most	7:12	5:45	0:00	10:00	0:49	0:00	9:53	0:00	0:00
	Žďárek	4:15	1:12	0:00	4:06	0:53	0:00	7:43	1:12	0:00
	Odolenovice	0:13	5:45	0:00	4:48	2:19	0:00	6:09	0:16	0:00
	Jenišovice	0:12	0:23	0:00	0:06	1:45	0:00	7:18	0:45	0:00
	Březová	10:00	4:12	8:45	10:00	6:13	7:18	9:17	4:12	5:58
	Sedlíštko	5:20	4:14	0:00	9:49	8:45	0:00	7:16	4:14	0:00
	Radimovice	6:49	8:13	0:00	8:34	3:15	0:00	1:16	8:13	0:00
	Kamení	2:12	2:16	0:00	6:19	0:04	0:00	0:00	1:29	0:00
	Paceřice	9:18	1:00	8:56	9:54	8:17	10:00	7:49	1:00	8:07
	Dneboh	9:36	7:58	7:52	7:43	0:12	10:00	9:58	7:58	7:42
	Doubrava	9:25	4:15	0:00	3:04	7:46	0:00	2:46	4:15	0:00
Všelibice	7:45	7:18	0:00	9:12	2:48	0:00	1:26	7:18	0:00	

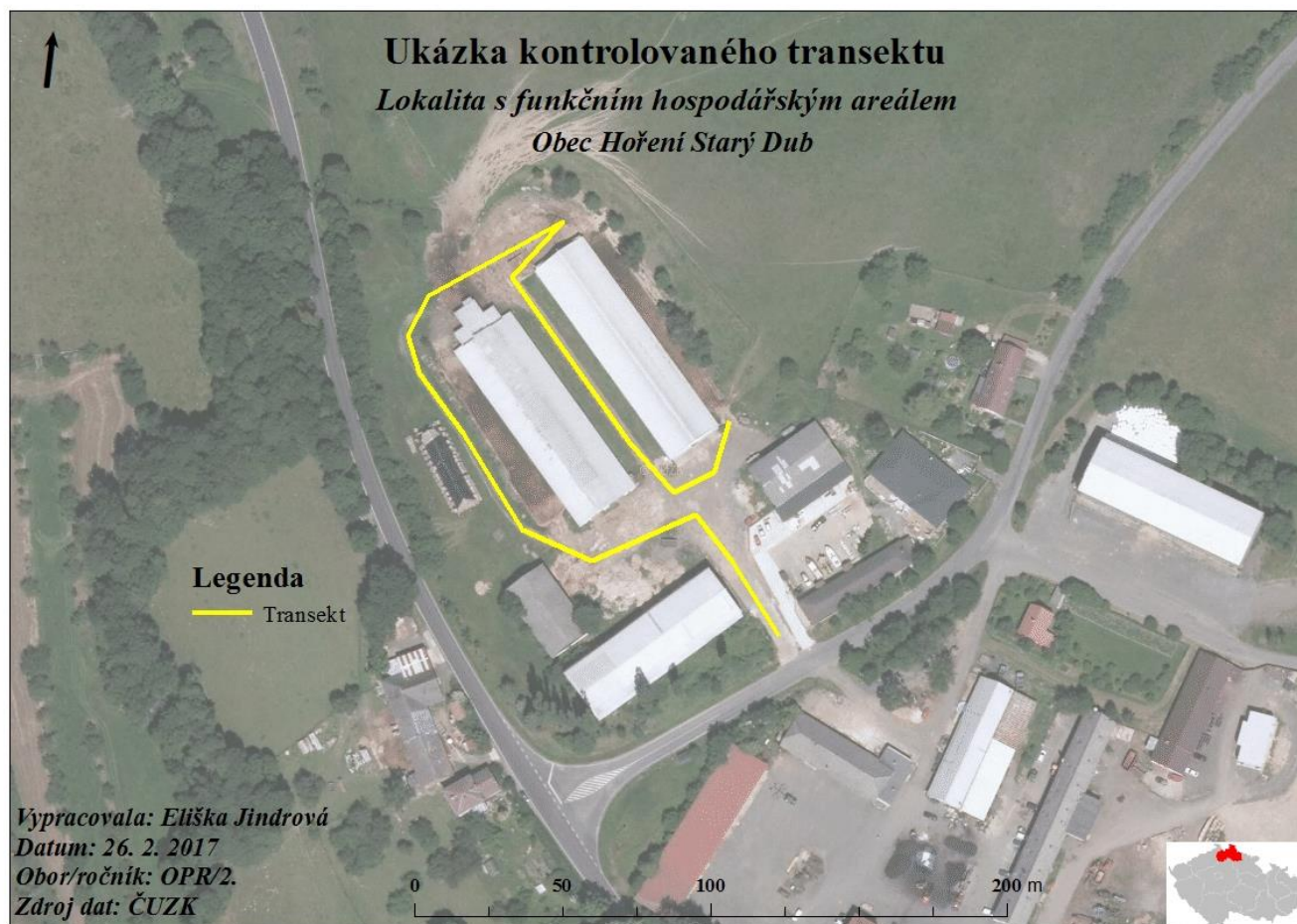
Tab. č. 9: Původní sebraná data z monitoringu – část IV.

<i>Biotop</i>	<i>Lokalita</i>	<i>10. kontrola</i>			<i>11. kontrola</i>			<i>12. kontrola</i>		
		<i>18. 8.; 19. 8; 20. 8</i>			<i>24. 8; 25.8.; 26.8.</i>			<i>25. 9.; 27.9.; 28.9.</i>		
		<i>Pozitivní minuty</i>			<i>Pozitivní minuty</i>			<i>Pozitivní minuty</i>		
		<i>P. pip.</i>	<i>E. ser.</i>	<i>M. daub.</i>	<i>P. pip.</i>	<i>E. ser.</i>	<i>M. daub.</i>	<i>P. pip.</i>	<i>E. ser.</i>	<i>M. daub.</i>
<i>Funkční statek</i>	Jeřmanice	5:16	0:00	0:00	0:47	0:00	0:00	3:18	0:45	0:00
	Jílové	0:10	0:00	0:00	1:19	0:00	0:00	2:46	0:00	0:00
	Červený dvůr	4:14	0:00	0:00	2:23	1:38	0:00	0:29	0:00	0:00
	Bílá	3:29	0:00	0:00	1:44	0:00	0:00	2:53	2:19	0:00
	Český Dub	7:26	0:00	0:00	9:53	0:00	0:00	0:47	1:01	0:00
	H. Starý Dub	7:47	0:00	0:00	2:31	0:00	0:00	4:18	0:00	0:00
	Husa	1:55	0:00	0:00	0:35	0:00	0:00	2:36	4:55	0:00
	Pěněčín	9:46	0:00	0:00	3:35	0:00	0:00	0:00	0:00	0:00
	Vítanovice	7:00	0:00	0:00	1:38	0:00	0:00	0:27	0:17	0:00
	Soběslavice	2:13	0:00	0:00	7:19	0:00	0:00	3:49	0:09	0:00
<i>Opuštěný objekt</i>	Rádlo	2:49	1:19	0:00	2:55	1:54	0:00	0:09	0:00	0:00
	Jenišovice	5:09	2:04	0:00	1:03	1:16	0:00	0:21	0:10	0:00
	Malý Rohozec	3:58	1:19	0:00	3:28	1:49	0:00	1:40	0:00	0:00
	Modříšice	2:28	6:12	0:00	0:00	4:59	0:00	2:06	0:00	0:00
	Ploukonice	3:15	2:35	0:00	3:50	3:07	0:00	2:43	0:37	0:00
	Boseň	0:35	0:00	0:00	0:30	0:00	0:00	0:46	0:00	0:00
	Petrašovice	1:28	0:00	0:00	1:22	0:00	0:00	0:19	0:00	0:00
	Kohoutovice	3:44	0:00	0:00	0:32	0:00	0:00	0:00	0:00	0:00
Hlavice	0:23	0:00	0:00	0:00	0:00	0:00	3:14	0:00	0:00	
<i>Zástavba</i>	Dlouhý Most	8:51	2:00	0:00	1:46	0:00	0:00	7:57	0:00	0:00
	Žďárek	2:57	0:00	0:00	0:00	2:21	0:00	0:00	1:12	0:00
	Odolenovice	8:02	0:00	0:00	9:12	4:07	0:00	0:13	0:16	0:00
	Jenišovice	0:50	0:57	0:00	2:02	0:57	0:00	0:00	0:45	0:00
	Březová	9:31	6:15	5:34	8:57	2:19	9:13	7:56	3:42	7:12
	Sedlíštko	3:10	0:16	0:00	6:12	0:12	0:00	0:57	7:56	0:00
	Radimovice	3:43	1:56	0:00	1:07	0:00	0:00	0:00	0:47	0:00
	Kamení	1:27	0:00	0:00	1:41	0:30	0:00	0:38	0:00	0:00
	Paceřice	9:52	8:12	7:51	6:07	9:34	10:00	6:25	5:32	9:06
	Dneboh	10:00	9:43	8:57	9:01	8:53	8:26	9:44	5:46	8:02
	Doubrava	1:54	3:42	0:00	1:24	3:37	0:00	0:24	0:09	0:00
	Všelibice	9:49	0:00	0:00	5:57	0:00	0:00	9:46	1:43	0:00

Tab. č. 10: Původní sebraná data z monitoringu – část V.

<i>Biotop</i>	<i>Lokalita</i>	<i>13. kontrola</i>		
		<i>30.9.; 1. 10. 2. 10.</i>		
		<i>Pozitivní minuty</i>		
		<i>P. pip.</i>	<i>E. ser.</i>	<i>M. daub.</i>
<i>Funkční statek</i>	Jeřmanice	2:46	0:00	0:00
	Jílové	2:39	0:00	0:00
	Červený dvůr	0:00	3:16	0:00
	Bílá	2:15	3:36	0:00
	Český Dub	3:46	1:22	0:00
	H. Starý Dub	0:23	0:00	0:00
	Husa	0:00	3:42	0:00
	Pěňčín	6:57	0:00	0:00
	Vitanovice	1:23	1:08	0:00
	Soběslavice	7:42	1:39	0:00
<i>Opuštěný objekt</i>	Rádlo	0:36	0:00	0:00
	Jenišovice	3:31	0:16	0:00
	Malý Rohozec	0:00	0:00	0:00
	Modříšice	2:33	0:00	0:00
	Ploukonice	3:10	3:15	0:00
	Boseň	4:19	0:00	0:00
	Petrašovice	0:48	0:00	0:00
	Kohoutovice	0:12	0:00	0:00
	Hlavice	2:23	0:00	0:00
	Dlouhý Most	6:48	0:00	0:00
<i>Zástavba</i>	Žďárek	1:03	0:18	0:00
	Odolenovice	1:46	2:07	0:00
	Jenišovice	0:00	0:42	0:00
	Březová	6:58	4:47	9:17
	Sedlíš'ka	7:38	5:14	0:00
	Radimovice	0:00	1:13	0:00
	Kamení	4:39	0:00	0:00
	Paceřice	5:18	0:00	7:13
	Dneboh	7:29	3:12	6:37
	Doubrava	5:11	7:28	0:00
	Všelibice	5:18	2:09	0:00

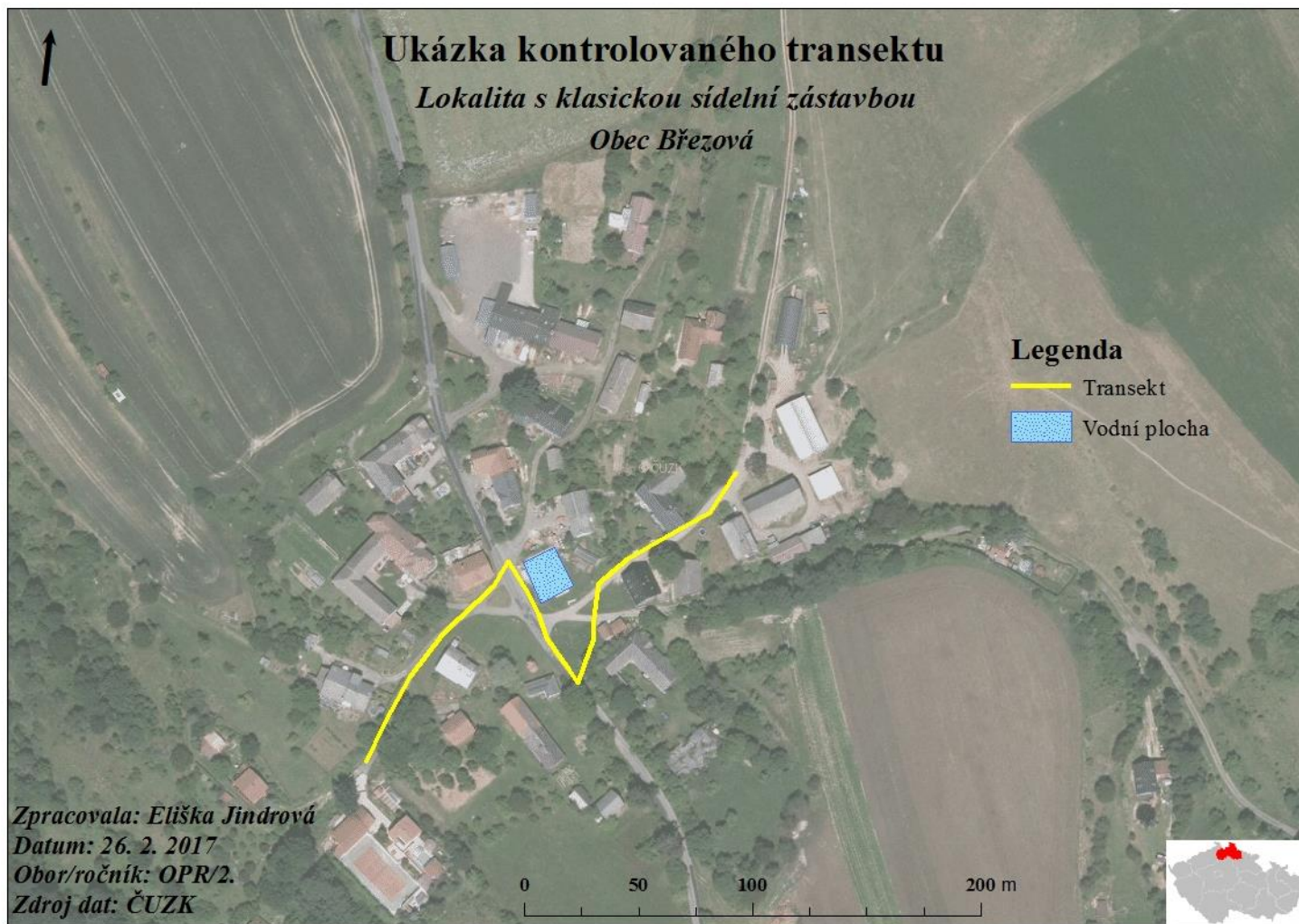
10.4 Příloha č. 4: Mapy



Mapa č. 1: Transekt v obci Hoření Starý dub: Lokalita s funkčním hospodářským areálem



Mapa č. 2: Transekt v obci Hlavice: Lokalita s opuštěným hospodářským areálem



Mapa č. 3: Transekt v obci Březová: Lokalita s klasickou sídelní zástavbou