

**Univerzita Karlova v Praze  
Přírodovědecká fakulta**

Studijní program: Biologie  
Studijní obor: Biologie



**Klára Žabková**

Početnostní trendy a areálová dynamika netopýřích populací Evropy  
Abundance trends and range dynamics in European bats

Bakalářská práce

Školitel: prof. RNDr. Ivan Horáček, CSc.

Praha, 2013

## **Poděkování**

Ráda bych poděkovala svému školiteli, prof. RNDr. Ivanu Horáčkovi, CSc., za odborné vedení a poskytnuté rady. Díky patří také mé rodině a příteli za pomoc a bezmeznou podporu při psaní mé bakalářské práce.

## **Prohlášení:**

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 17.05.2013

Podpis

## Abstrakt

Literární rešerše sumarizuje dostupná data o početnosti netopýrů střední Evropy, zejména České republiky. Populace netopýrů jsou zpravidla dynamické, což je dáno vysokou citlivostí na změny prostředí, ve kterém žijí. Velkou část těchto změn má na svědomí člověk, a to mimo jiné svými zásahy do krajiny a intenzifikací zemědělství, či rušením netopýrů v období zimování. Další možnou příčinou rozsáhlých změn početnosti a areálové distribuce jsou klimatické změny. To je podpořeno rozšířením areálu výskytu mediteránního druhu *Hypsugo savii* na Moravu.

V rešerši se zabývám možnými příčinami drastického úbytku druhu *Rhinolophus hipposideros* v 70. letech, který byl jedním z hlavních důvodů vzniku monitorovacích programů probíhajících po celé Evropě. V Československu byl k roku 1969 zahájen projekt „Sčítání netopýrů v zimovištích ČR“, který poskytuje data významná i na evropské úrovni. Dále porovnávám různé metody monitoringu netopýrů, protože žádná metoda není vzhledem k různým behaviorálním návykům druhů univerzálně použitelná pro všechny druhy a ve všech situacích. Jako nejvýhodnější se jeví sčítání netopýrů v zimovištích, úspěšně aplikované například u *Rhinolophus hipposideros*, *Myotis myotis* či *Plecotus* spp. K odhadu počtu jedinců na lokalitách se využívají statistické metody, z nichž se jako nejvhodnější jeví Lincoln-Petersenova metoda.

Klíčová slova: početnost, areálová dynamika, změny, Evropa, netopýři

## Abstract

This bachelor thesis summarizes available data on the numbers of bats in Central Europe. Bat populations are usually dynamic, which is caused by their high sensitivity to environmental changes. Many of these changes has been induced by humans. Among other things, it is caused by landscape interventions and the agricultural intensification or by disturbing hibernating bats. Another possible cause of changes in population size and areal distribution is the climate change. This is supported by recent occurrence of Mediterranean species *Hypsugo savii* in Moravia.

I present possible causes of the drastic decline of *Rhinolophus hipposideros* in the 1970s, which was one of the main reasons for the establishment of the monitoring programs throughout the whole Europe. In 1969, Czechoslovakia launched a project „Census of bats in hibernacula in the Czech Republic“, which still provides very important and valuable data. Furthermore, in this thesis I compare various methods of bats monitoring, because no method is, due to the difference in behavioral habits, universally applicable. The most advantageous appears to be counting bats in hibernacula, successfully applied for example in cases of *Rhinolophus hipposideros*, *Myotis myotis* and *Plecotus* spp. Statistical methods are used to estimate the number of individuals in the localities, the most suitable appears to be the Lincoln-Petersen method.

Key words: abundance, range dynamics, changes, Europe, bats

## Obsah

### Abstrakt

<b>1. Úvod</b>	<b>3</b>
<b>2. Biodiverzita</b>	<b>4</b>
2.1. Faktory ovlivňující biodiverzitu ekosystémů	4
2.1.1. Acidifikace a eutrofizace systémů	4
2.1.2. Invazní druhy	5
2.1.3. Intenzifikace zemědělství	5
2.1.4. Klimatické změny	6
2.2. Měření biodiverzity	7
2.2.1. Netopýři jako bioindikátor	8
<b>3. Monitoring netopýřích populací</b>	<b>10</b>
3.1. Metody monitoringu	10
3.1.1. Stanovení velikosti populace sčítáním na zimovištích	11
3.1.2. Stanovení velikosti populace sčítáním v letních koloniích	12
3.1.3. Stanovení velikosti populace pomocí odchyťových sítí a harfových pastí	13
3.1.4. Stanovení velikosti populace na základě DNA markerů	13
3.1.5. Využití radarů ve výzkumu netopýřů	14
3.1.6. Využití sovích vývržků ve výzkumu netopýřů	14
3.1.7. Stanovení velikosti populace pomocí bat-detectingu	14
3.2. Statistické metody	14
3.2.1. Přímé počty	15
3.2.2. Odhady početnosti	15
3.2.2.1. Capture-recapture modely	16
3.2.2.1.1. Metody využívající jeden zpětný odchyt	16
3.2.2.1.2. Metody využívající více zpětných odchyťů	17
3.2.2.1.3. Metody využívané v otevřené populaci	18
3.2.3. Indexy početnosti	19
<b>4. Trendy početnosti a areálová dynamika netopýřů Evropy</b>	<b>21</b>
4.1. Projekt „Sčítání netopýřů na zimovištích ČR“	21
4.2. Dlouhodobé trendy ve vývoji početnosti jednotlivých druhů netopýřů	22
4.2.1. <i>Rhinolophus hipposideros</i>	22
4.2.2. <i>Myotis myotis</i>	23
4.2.3. <i>Myotis emarginatus</i>	23
4.2.4. <i>Myotis nattereri</i>	24
4.2.5. <i>Myotis daubentonii</i>	24

4.2.6. <i>Eptesicus nilssonii</i> (Keyserling & Blasius, 1839)	24
4.2.7. <i>Barbastella barbastellus</i>	25
4.2.8. <i>Plecotus austriacus</i> / <i>Plecotus auritus</i>	25
4.2.9. Netopýři nezimující pravidelně v hromadných zimovištích	25
4.3. Možné příčiny způsobující změny v početnosti a areálové distribuci netopýřů	26
4.3.1. Intenzifikace zemědělství	26
4.3.2. Ztráta přirozených úkrytů a vliv disturbancí	27
4.3.3. Změny klimatu	28
<b>5. Závěr</b>	<b>30</b>
<b>6. Seznam literatury</b>	<b>32</b>
<b>7. Přílohy</b>	<b>38</b>

## 1. Úvod

Během několika posledních desetiletí je pozorován rostoucí vliv člověka na okolní přírodu. Ve většině případů je to vliv negativní, který má čím dál tím zřetelnější dopad na biologickou rozmanitost, biodiverzitu. Důsledkem činnosti člověka dochází například k fragmentaci ekosystémů, chemizaci prostředí, vymírání různých druhů živočichů vlivem nadměrného lovu a invazi některých nepůvodních druhů. Objevuje se také otázka často probíraného vlivu globálního oteplování na Zemi. Jen tento termín má více než 50 miliónů odkazů na google a je jedním z nejdiskutovanějších termínů z oblasti ekologie vůbec. Mnozí autoři často poukazují na fakt, že současný vliv na biodiverzitu bude mít především díky její velké komplexitě jen velmi těžko predikovatelné důsledky. Aby bylo možné těmto důsledkům alespoň z části předejít, je potřeba umět měřit rozsah a rychlost změn biodiverzity. K tomuto účelu bylo vybráno několik skupin organismů, které svými změnami chování (růst či pokles množství jedinců v populaci, migrace atd.) nejlépe reagují na změny prostředí. Tyto organismy (neboli indikátory) chápeme jako informační nástroje vypovídající o stavu biodiverzity. Slouží především pro sledování trendů a k redukci množství dat do smysluplného celku s vysokou informační hodnotou (Vačkář et al. 2005). Jedním z živočichů, využívaných jako indikátory změn životního prostředí, je netopýr. Nepopíratelnou výhodou netopýrů jako indikátoru je velké množství dat, která se na našem území shromažďují již od roku 1969. Tím jsou unikátní i ve světovém měřítku (Horáček et al. 2005).

Cílem této bakalářské práce je shrnutí literárních dat týkajících se početnostních trendů a areálové dynamiky netopýrů Evropy. Výsledkem bude zhodnocení početnostních změn populací netopýrů Evropy se zvláštním zřetelem ke střední Evropě, porovnání vyskytujících se trendů u jednotlivých druhů netopýrů a diskuze příčin těchto změn.

## **2. Biodiverzita**

Termín biodiverzita vyjadřuje rozmanitost života na Zemi. Od sedmdesátých let 20. století je velmi častým objektem studia a proto je v současnosti jen v odborné literatuře známo okolo 40 různých definic tohoto slova (Plesník 2005). Jednou z všeobecně uznávaných je definice uvedena ve výkladové příručce k Úmluvě o biologické rozmanitosti z roku 1993 (Convention on Biological Diversity – CBD), která praví, že biodiverzitou rozumíme rozmanitost života ve všech jeho formách, úrovních a kombinacích. Nejedná se jen o pouhý součet všech genů, druhů a ekosystémů, ale o variabilitu uvnitř a mezi nimi, proto je biodiverzita v tomto pojetí chápána spíše jako vlastnost života (Glowka et al. 1994).

### **2.1. Faktory ovlivňující biodiverzitu ekosystémů**

V současné době je jedním z hlavních témat právě ochrana biodiverzity. Během několika uplynulých desetiletí docházelo k poměrně velkému a stále rostoucímu úbytku biologické rozmanitosti, a to především vlivem lidské činnosti (Di Poi et al. 2011). Tento úbytek se v přírodě projevuje mimo jiné ve formě extinkcí určitých druhů organismů, které jsou vyvolány jak vnějšími, tak vnitřními faktory. Mezi vnější počítáme vlivy mezi jednotlivými organismy navzájem a organismy a jejich prostředím. Vnitřní faktory potom zahrnují náhodné výchyly demografických procesů v populacích a především ztrátu genetické variability. Ta je nedílnou součástí evoluce a její snížení především v malých populacích, vede přes inbrední expresi až ke ztrátě schopnosti adaptivní odpovědi (Albrecht et al. 2005).

#### **2.1.1. Acidifikace a eutrofizace systémů**

Acidifikace je děj, při kterém dochází k okyselování ekosystémů, díky zvýšené aktivitě vodíkových iontů. Ty se dostávají do prostředí především emisemi (Hofmeister & Hruška 2005). Mezi hlavní acidifikující látky patří  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{H}_2\text{S}$  a  $\text{NH}_3$ , které se ve zvýšené míře objevují v ekosystémech vlivem lidské činnosti (Galloway et al. 2001). Okyselování půd zapříčiněné těmito látkami způsobuje toxicitu pro mnohé druhy organismů (Hruška & Cienciala 2002).



### **2.1.2. Invazní druhy**

Invazním rozumíme nepůvodní druh organismu, který je naturalizovaný (zdomácnělý) a který se v daném prostředí úspěšně rozmnožuje a dále šíří (Pyšek 2005). Takový druh v ekosystémech obsazuje stanoviště původních druhů, které vytlačuje nebo omezuje. V některých případech dochází i k úspěšnému začlenění invazního druhu do ekosystému, který svou přítomností může biodiverzitu dané oblasti obohacovat (Walther et al. 2009). Fakt, že invazní druhy ovlivňují strukturu a funkci ekosystému, je nepopíratelný.

Mezi hlavní faktory, které vytvářejí vhodné podmínky pro invazi, patří především fragmentace stanovišť, zmenšení rozlohy a mechanické narušování životního prostředí a v neposlední řadě klimatické změny (Pyšek 2005). Právě díky nim bylo umožněno některým invazním druhům rozšířit se do prostředí, kde dříve nemohly přežít a rozmnožovat se. Již z tohoto je patrné, že na klimatické změny a biologické invaze není možné nahlížet samostatně. Za hlavní hnací sílu invaze jsou považováni lidé a rozšiřující se průmysl (Walther et al. 2009).

### **2.1.3. Intenzifikace zemědělství**

V současné době se za největší ohrožení biodiverzity považují změny v hospodářství. Zemědělství je známo již od neolitu, ovšem až do nedávné doby nebyl jeho vliv na ekosystémy tak značný, jako nyní. Hlavním důvodem této změny je rezignace na staré způsoby hospodaření a následná intenzifikace zemědělství. Ta je jednou z hlavních hnacích sil celosvětového úbytku druhů (Donald et al. 2001). Ubývá přirozených ekosystémů a vznikají umělé, které jsou pro udržení biodiverzity nedostatečné (Hofmeister & Hruška 2005).

Velkým problémem spojeným s intenzifikací zemědělství je používání syntetických hnojiv a pesticidů, které za posledních 60 let zaznamenalo dramatický růst. Ve vztahu k tomuto růstu je však pokles početnosti především u těch druhů rostlin, hmyzu, ptáků a savců, jejichž výskyt se nějakým způsobem váže na hospodářské plochy ošetřované pesticidy. Pokles způsobuje především změna v původním prostředí – úbytek zdroje potravy, změna struktury vegetace a tím narušení vztahů v celém ekosystému. Velkým problémem je hromadění pesticidů v potravních řetězcích, což může způsobovat endokrinní narušení nebezpečné především pro savce, ptáky, obojživelníky a ryby (Isenring 2010).

#### 2.1.4. Klimatické změny

Otázka klimatických změn a odpovědnosti člověka za ně je v poslední době velmi diskutovaným tématem. Každoročně vychází velké množství článků a studií, zabývajících se tímto problémem a následným jeho vlivem na biodiverzitu.

Změny klimatu na Zemi nejsou v její historii nic nového. Během posledního milionu let se střídaly doby ledové a meziledové, kdy průměrná roční teplota kolísala od 8 do 15°C a ke změnám teplot o více než 5 °C docházelo z geologického hlediska poměrně náhle (Puhe & Ulrich 2001). I v následujících obdobích nebylo klima neměnné. Jako příklad může sloužit tzv. teplé období středověku, kdy podle některých údajů byly teploty mezi 10. a 15. stoletím až o 1 °C vyšší než ve století 20. (Burroughs 2002; Puhe & Ulrich 2001). Během posledních 100 pozorujeme následný růst průměrné roční teploty, která zvýšila přibližně o 0,6 °C ( $\pm 0,2$  °C) (Houghton et al. 2001). Samotné oteplení neprobíhá na všech místech planety stejně. Nejvýraznější pozorujeme v posledních desetiletích ve vyšších zeměpisných šířkách severní polokoule (Hofmeister & Hruška 2005).

Změny klimatu jsou velmi dobře patrné na fenologických datech, tedy údajích o výskytu význačných projevů sezónní aktivity rostlin či živočichů (Hofmeister & Hruška 2005). Většina prací, zabývajících se dopady klimatických změn na jednotlivé druhy (např. Bezzel & Jetz 1995; Ahas et al. 2002; Van Herk et al. 2002; Walther et al. 2009; Hofmeister & Hruška 2005; Battisti et al. 2006), konstatuje prodloužení vegetačního období či posun areálů výskytů druhů směrem k pólům nebo do vyšší nadmořské výšky. Podle Ozenda (1989) nárůst o 1°C průměrné roční teploty může způsobit posun vegetační zóny směrem k pólům cca o 220 km nebo výškový posun o cca 180 m.

Mezi jedny z živočichů, u kterých dochází vlivem klimatických změn k posunu areálu výskytu, patří motýli. Velké množství jejich druhů se v Evropě vyskytuje už o týden dříve než před 25 lety a jejich areál se rozšířil až o 200 km severněji (Hofmeister & Hruška 2005). Dalším častým příkladem jsou stěhovaví ptáci. Pěvcem, který velice intenzivně reaguje na nedávný růst teploty, je pěnice černohlavá (*Sylvia atricapilla*) (Linné, 1758), zimující v jižní Evropě a Africe. Její reakce se projevuje především v dřívějším jarním příletu a pozdějšími podzimními migracemi, než které u ní byly pozorovány dříve (Bezzel & Jetz 1995). I v rostlinné říši najdeme mnoho příkladů vlivu klimatických změn na areálovou distribuci živočichů a rostlin. V severozápadní Evropě jsou teplomilné druhy rostlin ve srovnání s obdobím před 30ti lety častější. Konkrétním případem jsou lišejníky v Nizozemsku, kde je pozorován vzrůst množství druhů preferujících tropické a subtropické oblasti. Naopak

severské druhy zde v poslední době zaznamenávají úbytek (Van Herk et al. 2002). Ovšem tento trend není jednoznačný. Zatímco v západní a střední Evropě dochází k probuzení vegetace (kvetení lísky, devětsilu atd.) až o čtyři týdny dříve než před padesáti lety, ve východní Evropě je to naopak až o dva týdny později (Ahas et al. 2002). Stejně je to i s návratem tažných ptáků, který byl zaregistrován na Slovensku pozdější než v západní Evropě (Walther et al. 2009).

Ty populace živočichů, které na změnu klimatu nedostatečně rychle reagují (především migracemi) nebo jim je to z důvodu fragmentace areálu výskytu či různých forem překážek znemožněno, mohou zaznamenávat i značné poklesy početnosti (Both et al. 2006). Vztahy v ekosystémech jsou tak složité a komplexní, že jen těžko můžeme predikovat, jaké důsledky případné nadcházející změny klimatu budou na biodiverzitu mít.

## **2.2. Měření biodiverzity**

Jak už bylo výše zmíněno, na Zemi v současné době dochází ke změnám klimatu a značnému poškozování habitatů. Abychom pochopili vliv těchto změn na komplexní biologická společenstva, je potřeba určit taxony organismů, které budou reflektovat měřitelné reakce na změny klimatu, ztráty jejich přirozeného prostředí a další faktory, které působí na biodiverzitu. Takovým to taxonům se říká bioindikátory (Jones et al. 2009). Bioindikátory zahrnují biologické procesy, druhy, nebo komunity a slouží k posouzení kvality životního prostředí a jeho změny v čase. Právě tyto změny jsou často přičítány antropogenním vlivům (např. znečištění, změny ve využívání půdy) nebo přírodním stresorům (např. sucho, pozdní jaro, mráz) (Holt & Miller 2011). Překročení určité mezní hodnoty nebo trvalý pokles početnosti jedinců indikačního druhu znamená snížení životaschopnosti celého systému (Vačkář 2005).

Bioindikátory mají oproti tradičním metodám mnohé výhody. Aby vůbec vědci mohli posoudit vliv některých faktorů na biotu, musí si vztahy v ní značně zjednodušit. To už samo o sobě znamená, že nikdy nemohou zaznamenat veškeré kumulativní vlivy, které na daný jev v ekosystému budou vyvíjeny tak přesně, jako bioindikátor. Další výhodou bioindikátoru je přidání časové složky odpovídající reálné délce života daného organismu a tím možnost interakce současných, minulých i budoucích environmentálních podmínek. Není to jako experiment, který by ukazoval pouze určitý momentální stav. Bioindikátory také mají schopnost uvádět i nepřímé biotické účinky znečišťujících látek, které mnohé fyzikální nebo chemická měření nemohou (například akumulace těžkých kovů ve vyšších trofických

úrovních potravního řetězce). Reakce bioindikátoru odráží jakékoliv množství látek, mající na něj nějaký vliv (Holt & Miller 2011).

Vzhledem k velkému množství druhů organismů a velké škále různých prostředí na Zemi, nemůže být vybrán jen jeden určitý druh, který by se stal „univerzálním“ bioindikátorem. Bioindikátor se vybírá v závislosti na konkrétním životním prostředí, jeho disturbancích a stresových faktorech. Přesto, aby se určitý druh mohl stát indikátorem biodiverzity daného prostředí, musí splňovat několik obecných podmínek (Forsyth et al. 1998; Holt & Miller 2011):

1. Taxonomická stabilita, z důvodu přesné identifikace druhu
2. Adekvátní populační hustota, která je relativně stabilní i přes mírné klimatické a ekologické změny (vzácné druhy nejsou optimální)
3. Dobře známá ekologie a historie druhu, jednoduché určení
4. Možnost odebírání vzorků pravidelně, dlouhodobě a s co možná nejnižšími finančními a personálními náklady
5. Distribuce druhu široce po světě především z důvodu globalizace lidské ekonomické činnosti
6. Vysoká citlivost na ztráty přirozeného prostředí či stresové faktory, která je v přiměřené míře odrážena všemi členy bioindikačního druhu

Mezi nejčastěji používané bioindikátory patří bezobratlí živočichové (Forsyth et al. 1998) a ptáci (Fuller et al. 1995). Významným organismem, který má velký potenciál jako bioindikátor, je netopýr (Gaisler et al. 1990).

### **2.2.1. Netopýři jako bioindikátor**

Netopýři splňují velké množství z výše uvedených požadovaných vlastností indikátorů biodiverzity. Vykazují taxonomickou stabilitu, tedy alespoň na úrovni druhů (Kearney et al. 2002) a širokou geografickou distribuci. Dokonce patří mezi nejvíce geograficky rozptýlené skupiny žijících savců (Kunz 2003). Trendy v jejich populacích lze poměrně jednoduše monitorovat a měřit krátkodobé i dlouhodobé účinky určitých vlivů na početnosti populací. Velkou výhodou netopýrů, jako bioindikátorů, je jejich citlivost na člověkem vyvolané změny ekosystémů, například znečištění nebo vliv pesticidů (Fenton et al. 1992; Krochko & Kovtun

1998). Další vlivy změn ekosystému na tyto živočichy jsou podrobněji popsány na závěr třetí kapitoly.

Netopýři jako indikátor biodiverzity jsou již všeobecně uznáváni. Důkazem toho je i květen 2008, kdy je britská vláda přijala do své sady indikátorů biodiverzity na udržitelnost životního stylu, aby pomáhali plnit cíle stanovené v rámci Úmluvy o biologické rozmanitosti. I přesto je jen málo studií, které testovaly vhodnost netopýřů jako indikačních druhů s ohledem na další kritéria (například na korelaci odpovědi netopýřů na narušení jejich stanoviště s jinými druhy). Proto je důležité brát v potaz, že i když netopýři mají velký potenciál právě jako bioindikátory, měly by být do monitorovacího programu začleněny i jiné taxony, které využívají ekosystém „doplňujícím způsobem“. Díky těmto taxonům bychom získali komplexní představu o vlivu daného stresového faktoru na ekosystém (Jones et al. 2009).

## 2. Monitoring netopýřích populací

Letouni (Chiroptera) jsou jedním z nejrozmanitějších podřádů savců. Jenom na území České republiky je udáván výskyt 26 druhů, z nichž velká část patří k ohroženým organismům. Jedním z důvodů je skutečnost, že netopýři jsou K-strategové (Řehák 1997), kteří rodí ročně jen jedno až dvě mláďata. Proto se jejich populace po hlubším zásahu špatně zotavují a během dlouhodobějšího působení negativních faktorů může docházet až k drastickému poklesu početnosti jejich populací. Aby mohla proběhnout účinná ochrana těchto zvířat, je potřeba detailnější znalost jejich způsobu jejich života a faktorů, které je ovlivňují (Řehák 1997; Krochko & Kovtun 1998; Andreas & Řehák 2004; Uhrin et al. 2010; Lesiński et al. 2011).

Pozitivní i negativní změny životních podmínek netopýřů mají vliv na velikost jejich populace. Zjišťování početnosti a populačních trendů je u těchto živočichů jedním z nejobtížnějších ze všech savců vůbec (O'Shea et al. 2003; Andreas & Řehák 2004). Pro jejich spolehlivý odhad je potřeba vymezit si přesné cíle, zvolit vhodnou metodu a splnit určitá kritéria. K nim patří zjištění geografické podoby studované oblasti, počet a umístění případných úkrytů netopýřů, zmapování jejich pohybu po dané oblasti, včetně jejich migrace (Thomas & LaVal 1988). V neposlední řadě samozřejmě musí dojít ke správnému statistickému zpracování dat a interpretaci výsledků.

Vhodná metoda monitoringu se vybírá především podle životních strategií jednotlivých druhů, například podle umístění letních a zimních kolonií, lovené potravy, velikosti, rozsahu echolokačních vln, terénních dostupností atd. Netopýři populace jsou velmi dynamické. Proto je také potřeba brát ohled na místo a především dobu, v jaké monitoring probíhá, a toto kritérium zohlednit v dalších postupech. Zanedbání změn prostorové distribuce souvisejících se životním cyklem netopýřů může způsobit špatnou interpretaci dat a tím znehodnocení výsledků práce (Channel & Lomolino 2000). Často je vzhledem ke složitosti životních projevů a náročnosti terénního studia těchto živočichů nutno použít kombinaci více metod.

### 3.1. Metody monitoringu

Výzkumných metod zabývajících se netopýry je velké množství. Je to především z důvodu velké numerické, taxonomické, funkční a ekologické variability nacházející se mezi těmito živočichy (Stevens & Willig 2002). Ne všechny tyto metody se dají použít v monitoringu. Ten je definován jako sledování změny stavu určitého "zdroje" na dané lokalitě v průběhu času. Monitorovací programy řeší například změnu distribuce lovišť během nějakého časového

intervalu nebo stanovení trendu změn početnosti v určitém období (Morrison et al. 2001). Při monitoringu je klíčový právě dlouhodobý časový horizont a proto se při něm faunistické a ekologické metody využívají jen jako doplňkové.

Výběr metody závisí především na ekologii a chování sledovaného druhu (Warren & Witter 2002). Nejčastěji používanou metodou monitoringu početnosti je sčítání v zimovištích. Tato metoda má oproti ostatním nepopíratelné výhody, mezi které patří především velká koncentrace jedinců na relativně malé ploše a jejich věrnost stále stejnému místu. Díky neměnnosti podmínek v zimovištích jsou data získaná tímto způsobem vhodná ke každoročnímu porovnávání a tedy vyvozování dlouhodobých trendů početnosti (Ellison 2003; Hayes et al. 2009; Fuszara et al. 2010). Obdobnou metodou je sčítání v letních koloniích, které jsou oproti zimujícím netopýřům citlivější na vnější klimatické podmínky a velmi záleží na době provedení kontroly. Vlivem klimatických změn se počty netopýřů poměrně rychle mění a to způsobuje větší zkreslenost výsledků (Řehák 1997; Warren & Witter 2002).

Sčítání na zimovištích a v letních koloniích není vhodné pro všechny druhy netopýřů a všechny podmínky výzkumu (Uhrin et al. 2010). Příklad je monitoring štěrbinových druhů nebo zjišťování počtu jedinců v úkrytech, které nejsou dostupné. V takových případech se používají doplňující metody případně kombinované se statistickými počty, které nějakým způsobem řeší tyto komplikace. Například počítání netopýřů při výletech z jejich denních úkrytů, při lovu, odchyt do nárazových sítí nebo různých typů pastí, což umožňuje nepřímo stanovit počet jedinců daného úkrytu. Mezi další, ovšem již ojedinělé metody vzniklé díky recentnímu výzkumu řadíme například stanovení početnosti pomocí DNA markerů nebo radarů.

### 3.1.1. Stanovení velikosti populace sčítáním na zimovištích

Sčítání na zimovištích využívá období zimního spánku netopýřů, hibernaci. V tomto období se netopýři shromažďují v tzv. zimovištích (hibernákulích), do kterých se stěhují koncem října a během listopadu. Jako zimoviště slouží především opuštěné důlní prostory, jeskyně nebo sklepení (Andreas & Řehák 2004).

Netopýři jsou v zimovištích sčítáni vizuálně (občas pomocí fotografií). Sčítání se koná většinou jednou ročně. Prohlídka zimoviště by měla být co nejkompexnější a probíhat vždy stejným způsobem, aby se docílilo stejných podmínek každý rok a aby mohlo docházet ke zpětnému porovnávání dat (Uhrin et al. 2010). U větších kolonií se pro ulehčení práce současně používají i statistické počty, indexy.

Výhodou sčítání v zimovištích je především fakt, že netopýři jsou zde ve velké koncentraci a díky tomu existuje značná pravděpodobnost zaznamenání všech přítomných druhů. Tato pravděpodobnost se s použitím jiných metod, jako odchyťových sítí či detektorů, značně snižuje (Flaquer et al 2007). Zvláště výhodná je tato metoda pro druhy, které visí volně na stěnách zimoviště, například *Rhinolophus hipposideros* (Bechstein, 1800) a *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797). Dalším výhodou je fakt, že netopýři jsou většinou věrni svému zimovišti, pokud zde nedochází k nějakým větším disturbancím, a každoročně se na něj vrací (Kunz 1982; Tuttle 2003).

Nevýhodou této metody je skutečnost, že ne všechny druhy zimují v podzemních prostorách. Místo nich využívají místa (stromové dutiny, sklaní štěrby), v kterých jsou těžko naleznitelní a proto je monitoring v zimovištích pro tyto druhy nevhodnou metodou. Obdobný problém je s druhy, které sice využívají hromadná zimoviště, ale preferují i na nich pukliny ve skalách a různé štěrby, takže stanovení jejich přesného počtu je prakticky nemožné (např. *Myotis nattereri* [Kuhl, 1817], *Myotis bechsteinii* [Kuhl, 1817]) (Řehák 1997, Uhrin et al. 2010). Další nevýhodou je nadhodnocení výsledků sčítání, které vzniká, když se počty ze zimoviště vztahují na celou oblast. Netopýři totiž do velkých podzemních prostor přilétají ze širokého okolí, kam se po ukončení spánkové letargie opět vrací. To vyvolává dojem, že v lokalitě zimoviště žije více jedinců než je tomu ve skutečnosti (Řehák 1997).

Jak již bylo zmíněno výše, tento typ monitorovací metody se jeví jako nejvýhodnější. Proto je používán v naprosté většině výzkumů zabývajících se stanovením početnostních trendů jak u nás, tak v zahraničí (např. Lesiński et al. 2005; Horáček & Uhrin 2010; Uhrin et al. 2010; Lesiński et al. 2011).

### 3.1.2. Stanovení velikosti populace sčítáním v letních koloniích

Další metoda, využívající životního cyklu netopýřů, je revize letních kolonií. Tyto kolonie jsou zpravidla založeny samicemi začátkem května a tvoří je desítky až stovky jedinců. Jako úkryty letních kolonií dříve sloužily převážně dutiny stromů a pukliny ve skalách. Vzhledem k intenzifikaci zemědělství a růstu lidské populace těchto přirozených míst ubývá. V současné době jsou z části nahrazeny sklepy, půdami škol, kostelů a hradů. Pro rozmnožování netopýřů jsou ale původní stanoviště klíčová a využívaná po mnoho let. Proto je jejich ochrana velmi důležitá (Andreas & Řehák 2004).

Sčítání probíhá stejným způsobem jako na zimovištích a to pouze vizuálně s možností použití fotografií. Probíhá každoročně nejčastěji mezi druhou polovinou května a druhou polovinou července (období mezi přiletem do mateřské kolonie a narozením prvních mláďat).



Doba sběru dat je variabilní a řídí se klimatickými podmínkami, kterými jsou letní kolonie oproti zimovištím více ovlivněné. Z tohoto důvodu není možné odebírat data každý rok ve stejnou dobu, protože by mohlo docházet k zkreslení výsledků vlivem různých vnějších podmínek.

Výhodou tohoto typu monitoringu je fakt, že velká část druhů využívá každý rok stejné úkryty i po několik generací. Díky tomu mohou být používány k vyvození dlouhodobých trendů početnosti (Kunz 1982; Kunz 2003; Tuttle 2003).

Nevýhodou této metody je především to, že ji není možné použít univerzálně na všechny druhy netopýřů. Stejně jako u sčítání na zimovištích, ne všichni netopýři tvoří letní kolonie na typických místech, používají dutiny stromů nebo štěrbiny ve skalách, a proto je značný problém s jejich nálezy. Některé druhy netopýřů dokonce mají více úkrytů, mezi kterými přelétávají. U takovýchto druhů se používá sčítání při večerním výletu. Opakem jsou druhy jako *Rhinolophus hipposideros*, *Myotis emarginatus* (E. Geoffroy, 1806) nebo *Myotis myotis*, u kterých se metoda sčítání v letních koloniích úspěšně uplatňuje (Řehák 1997).

### 3.1.3. Stanovení velikosti populace pomocí odchyťových sítí a harfových pastí

Nárazové sítě a různé druhy pastí se používají především pro faunistické a ekologické výzkumy. Pro sledování změn početnosti se využívají například v případech, kdy není možné použít počty ze zimoviště nebo z letních úkrytů kvůli jejich špatné dostupnosti. Rozlišují se přímé jednorázové odchyty a odchyty zpětné (marking recapture method), jejichž výsledky však musí být dále zpracovány pomocí statistických metod.

Nevýhodou používání odchyťových sítí a různých druhů pastí je ovlivnění samotných sledovaných jedinců. Může dojít k vyrušení během lovu a následnému vysílení nebo zranění odchyceného zvířete. Proto je základním požadavkem minimalizovat negativní vliv na zkoumané netopýry (Kunz et al. 2009).

### 3.1.4. Stanovení velikosti populace na základě DNA markerů

DNA marker je známá sekvence DNA, která může být snadno rozpoznána na základě jejího složení alel. Jako takovýto marker slouží například mikrosatelity, které jsou vysoce polymorfní a tedy se podle nich snadno rozpoznávají jedinci dané populace. Na této skutečnosti byla založena nová alternativní metoda, která využívá analýzu DNA z chlupů nebo exkrementů, která slouží k získání údajů o obsazeném teritoriu, šíření jedinců v něm, příbuznosti a určování jejich početnosti (např. Bellemain et al. 2005; Puechmaille & Petit

2007). Používá se při studiu zvířat, která jsou plachá, vzácná nebo náchylná na odchyty. Vzorky jsou odebírány neinvazivní metodou, bez ovlivnění sledovaných zvířat. Z těchto vzorků se genetickou analýzou získají data, která se dále zpracovávají pomocí capture-recapture metod (Puechmaille & Petit 2007).

#### 3.1.5. Využití radarů ve výzkumu netopýrů

K získání poznatků o biologii netopýrů mohou posloužit také meteorologické radary, jako například NEXRAD nebo Doppler. Využití radarů k určení početnosti je nevhodné, jelikož na radarových snímcích rozeznáme pouze velké skupiny netopýrů, které se navíc dají snadno zaměnit s hmyzem nebo hejny ptáků. Počet metod se dá tudíž určit pouze orientačně. V zahraničí se meteorologické radary používají k zaznamenávání migrací a nočních výletů netopýrů, kteří tvoří obrovské shluky, jako je tomu u netopýra *Tadarida brasiliensis* (I. Geoffroy, 1824) (Reynolds et al. 1997; Horn & Kunz 2008).

#### 3.1.6. Využití sovích vývržků ve výzkumu netopýrů

Další metodou, týkající se početnostních trendů netopýřích populací, je sledování jejich zastoupení v potravě sov. Není to metoda, která by přímo stanovovala počet jedinců dané lokality. Z jejich výsledků můžeme usuzovat, jestli se hustota těchto savců na daném území zvyšuje nebo snižuje (Lesiński et al. 2008).

#### 3.1.7. Stanovení velikosti populace pomocí bat-detectingu

Bat-detecting není příliš vhodné využívat k určování početnosti z důvodu nezjistitelnosti přesných počtů jedinců, protože rozlišuje netopýry pouze do druhů nebo do párů druhů. Problémy jsou s *P. auritus* Linné, 1758/*austriacus* Fischer, 1829, *M.brandtii* (Eversmann, 1845)/*mystacinus* (Kuhl, 1817) a *M. emarginatus/alcaho* Helversen & Heller, 2001 (Kunz 2003).

### **3.2. Statistické metody využívané pro odhad početnosti netopýrů**

Určení početnosti netopýrů je zásadní pro pochopení jejich životního cyklu, populační struktury a biologie vůbec. Často používanou metodou, která slouží k stanovení počtu

netopýrů dané lokality jsou přímé počty, které se snaží o zaznamenání všech jedinců populace (např. zimoviště). Ovšem v některých situacích je tento úkol velmi náročný, až nemožný. Mezi takové případy se řadí například počítání ve velké kolonii, na těžko dostupných nebo hodně členitých místech, či v hustém lesním porostu. Výzkumníci si nemohou být jisti, že získaný počet jedinců za takovýchto podmínek je přesný. To vedlo k vývoji různých druhů metod, které odhadují početnost celé populace pouze z několika zaznamenaných jedinců a v neposlední řadě ke vzniku indexů početnosti (Kunz et al. 2009).

### 3.2.1. Přímé počty

V některých případech je možné stanovit početnost populace přímým počítáním všech jejich jedinců. Takovéto počty probíhají většinou vizuálně a používají se například v zimovištích. Častým problémem této techniky (především u větších kolonií, kde jsou jedinci hustě nahloucheni) je možnost přehlédnutí některého jedince nebo jeho opakovaného zaznamenání. Zmíněný problém se řeší například pomocí fotografií, kde se již zaznamenaní jedinci označí. Další variantou řešení je rozdělení studované oblasti do částí a to buď pomocí terénních nerovností nebo speciální mřížky. I když je zde možnost, že se nezaznamenají všichni jedinci populace, získá se alespoň tzv. „minimální počet živých jedinců“ (minimum number known to be alive), který se dále může použít jako index početnosti (viz dále) (Slade & Blair 2000; Sutherland 2006).

### 3.2.2. Odhady početnosti

Odhady početnosti probíhají tak, že se pomocí určitého počtu zaznamenaných jedinců z dané populace odhaduje její celková velikost. Důležitou proměnnou používanou v tomto způsobu stanovení početnosti je pravděpodobnost zaznamenání jedince (Slade & Blair 2000). Označíme-li počet zaznamenaných jedinců (tzv. statistický počet),  $C$ ,  $N$  je odhadovaný počet jedinců v kolonii nebo populaci,  $p$  je označení pro pravděpodobnost pozorování jedince a  $i$  je určitý „bod“ v místě nebo čase, potom můžeme zapsat tento jednoduchý vztah:

$$N_i = C_i / p_i$$

Podle tohoto vzorce je možné vypočítat odhady početnosti prakticky jakýchkoli zvířat (Nichols 1992; Nichols & Conroy 1996).

### *3.2.2.1. Capture-recapture modely*

Jsou to modely používané pro stanovení odhadu početnosti. Jejich základní kostrou je několik po sobě jdoucích odchyťů. Během prvního odchyťu dojde k spočítání a označení všech odchyćených jedinců. Ti jsou následně vypuštěni a po dostatečně dlouhé době sloužící k splynutí s ostatními jedinci populace je proveden druhý odchyť. Během něj je zaznamenán jak počet označených jedinců z prvního odchyťu, tak i jedinců nově odchyćených. Většina těchto modelů vyžaduje více než dva po sobě jdoucí odchyťy (Sutherland 2006).

Metody využívající tohoto modelu mohou být úspěšné pouze v případě, jsou-li splněny následující podmínky. Tou základní je určení otevřenosti nebo uzavřenosti zkoumané populace. To znamená, jestli v ní dochází k mortalitě, emigraci nebo imigraci během zkoumané periody. Podle tohoto předpokladu se pro stanovení velikosti populace využívají různé metody, které budou popsány níže. Dále nesmí být žádné rozdíly v mortalitě u označených a neoznačených jedinců, jak vlivem značek tak manipulace s jedinci. Musí být stejná pravděpodobnost odchyťu všech jedinců a také by nemělo docházet k přehlédnutí značek. V neposlední řadě je nutné, aby se označení jedinci v populaci prolínali s jedinci neoznačenými (Nichols & Pollock 1983; Nichols 1992; Kunz et al. 2009).

Problémem tohoto modelu je skutečnost, že různí živočichové mají různou schopnost vyhnout se odchyťovým zařízením. Například různé druhy netopýrů létají v jiné výšce a díky tomu se jim může dařit vyhýbat se nataženým sítím. Pokud jsou podmínky odchyťu (výška sítě) dodrženy při prvotním i zpětném odchyťu, získaná data nebudou touto chybou zkreslena. Problém může způsobit právě reakce zvířat na prvotní odchyť. Někdy se označení netopýři vyhýbají odchyťovým sítím, jejichž umístění si pamatují z prvního odchyťu. Proto je výsledná pravděpodobnost opakovaného odchyťu mnohem nižší než pravděpodobnost odchyťu prvního (Kunz & Brock 1975; Hayes 1997).

#### *3.2.2.1.1. Metody využívající jeden zpětný odchyť*

Většina z metod používaných pro odhad početnosti předpokládá, že je populace uzavřená. Aby byla tato podmínka splněna, výzkumy probíhající v uzavřené populaci jsou většinou krátkodobé, aby se vyhnuly nežádaným výkyvům v početnosti mezi odchyťy (Nichols 1992). Prvotní metodou využívající k odhadu populační velikosti capture-recapture modely je Lincoln-Petersenova metoda. Je to nejzákladnější metoda používaná ke stanovení početnosti jedinců v populaci. Počítá s uzavřeností populace a pouze jedním zpětným odchyťem. Počet

jedinců odchycených během prvního odchyty se značí  $n_1$ , během druhého odchyty  $n_2$  a jedinci, kteří byli v prvním označeni a v druhém znovu odchyceni  $m_2$ . Když se splní veškeré předpoklady, potom poměr označených a neoznačených jedinců v druhém odchyty může stanovit odhad poměru označených zvířat ku neoznačeným v celé populaci (Horáček 1984; Nichols 1992).

$$m_2/n_2 = n_1/N,$$

z toho vyplývá:  $N = n_1 n_2 / m_2$

A dále se pomocí střední chyby průměru (SE) zjistí přesnost odhadu velikosti populace.

$$SE = N \sqrt{\frac{(N - n_1)(N - n_2)}{n_1 n_2 (N - 1)}}$$

Pro získání odhadu početnosti v konfidenčním intervalu 95% se střední chyba průměru znásobí číslem 1,96. Tím se získá interval, v kterém se velikost odhadované populace nachází s danou pravděpodobností (Sutherland 2006).

Tato metoda se stala velmi důležitou složkou zoologické metodologie a je už používaná celou řadu let. Z ní se během času vyvinulo velké množství různých metod, které slouží ke stanovení populační velikosti během různých odchytyových situací (Nichols 1992).

### 3.2.2.1.2. Metody využívající více zpětných odchyty

Většina metod byla vytvořena na základě většího množství zpětných odchyty. Tyto metody se liší ve způsobu, jakým opomíjejí základní předpoklady capture-recapture modelů. Odpovídají jim následující modely:

**M<sub>0</sub>** předpokládá konstantní odchytyovou pravděpodobnost, která platí pro všechny jedince během všech odchyty.

**M<sub>t</sub>** umožňuje větší časové rozdíly mezi odchyty (v jednom každém je pravděpodobnost odchyty stejná pro všechny jedince), ale mění se s jednotlivými odchyty.

**M<sub>b</sub>** povolena behaviorální reakce na odchyty - zvířata, která nikdy nebyla odchycena vykazují jinou odchytyovou pravděpodobnost než zvířata, která odchycena už byla.

$M_h$  předpokládá heterogenitu v odchytové pravděpodobnosti jednotlivých jedinců.

Kromě těchto modelů je možné použít jejich kombinaci, která umožní opomenout více než jeden předpoklad capture-recapture modelů, např.  $M_{bh}$  nebo  $M_{th}$  (Nichols 1992; Sutherland 2006).

Tyto modely ( $M_0$ ,  $M_t$ ,  $M_b$ ,  $M_h$ ...) jsou dále použity celou řadou metod např. Schnabelova metoda pro model  $M_t$ , Burnhamova nebo Overtenova metoda pro  $M_h$ ...

Počítačový program CAPTURE umožňuje ucelený přístup k analýze dat získaných z otevřených populací použitím různých modelů a porovnání výsledků s cílem zjistit, který se zdá být vhodnější použít při datech tohoto typu (Sutherland 2006).

### 3.2.2.1.3.. *Metody využívané v otevřené populaci*

Otevřená populace je taková, kde dochází k imigraci, emigraci a mortalitě. Na rozdíl od uzavřené populace nezohledňuje pouze pravděpodobnost odchytu, ale i pravděpodobnost přežití. Při dlouhodobém pozorování změn početnosti nějaké populace se nejčastěji používají modely právě pro otevřenou populaci, protože u nich dochází ke změnám početnosti, které nejsou pro výpočet žádoucí (Nichols 1992).

Nejpoužívanější metodou pro stanovení početnosti otevřené populace při více odchytech je Jolly-Seber metoda (Nichols & Pollock 1983), která povoluje, aby se pravděpodobnosti odchytu a přežití odlišovaly mezi jednotlivými odchyty. Odhad velikosti populace se stanovuje podle následujících vzorců:

$$N_i = \frac{M_i}{\alpha_i}$$

$$\alpha_i = \frac{m_i + 1}{n_i + 1}$$

$$M_i = \frac{(s_i + Z_i)}{R_i + 1} + m_i$$

$N_i$  = odhad velikosti populace

$m_i$  = počet označených zvířat zaznamenaných v odchytu  $i$

$n_i$  = celkový počet jedinců zaznamenaných v odchytu  $i$

$s_i$  = celkový počet jedinců vrácených zpět do prostředí po odchytu  $i$

$\alpha_i$  = poměrná část označených jedinců

$M_i$  = velikost označené populace

$Z_i$  = počet jedinců značených před odchytem  $i$ , nechycených v odchytu  $i$ , ale chycených v některém pozdějším odchytu

$R_i$  = počet jedinců  $s_i$  znovu vypuštěných z odchyty  $i$  a chycených opět v některém pozdějším odchyty.

Během několika posledních let vzniklo velké množství modifikací této metody. Úpravy spočívaly v přidání parametrů k uvolnění předpokladů a zvýšení obecnosti. Odhad velikosti otevřené populace se obecně provádí za použití počítačového programu, který slouží přímo k tomuto účelu např. POPAN3, CMR a JOOLY a JOLLYAGE (Nichols 1992).

### 3.2.3. Indexy početnosti

Index je neúplné množství jedinců, které je úměrné k celkové velikosti populace (Conroy 1996). Slouží k porovnání populační velikosti na různém místě nebo čase (Nichols 1992). V ideálním případě by poměr indexu  $I$  k celkovému počtu  $N$  měl být konstantní (Slade & Blair 2000).

Platí:  $I/N = \text{Konst}$

Z čehož plyne, že hodnota indexu je ovlivněna pouze změnou velikosti populace. Ve většině případech do velikosti indexu zasahují i jiné proměnné jako způsobilost pozorovatele, chování zvířat nebo různé environmentální faktory (hustota porostu, povětrnostní podmínky a nerovnosti terénu). Častým problémem také bývá, když se indexy početnosti pořizují v jiném ročním období, za jiných klimatických podmínek nebo jen v jinou denní dobu než ty, s kterými mají být porovnávány. Proto by při porovnávání velikosti populace v čase pomocí indexů mělo docházet k co nejvyšší standardizaci dat, pro kterou je důležité identifikovat co největší množství faktorů majících na populaci vliv. Zohlednění těchto faktorů probíhá nastavením správných parametrů indexu, které vyplývají ze situace, v níž je index používán (Nichols 1992; Sutherland 2006).

Příkladem vlivu vnějších podmínek na výsledný index může být využití nejčastěji používaného indexu mezi biology, tzv. "indexu odchyty" (catch/unit effort), který stanovuje počet netopýrů odchycených za jednotku času (za hodinu, za noc) nebo na metr sítě. Oblasti, pro které byla stanovena nejvyšší hodnota indexu, mívají největší druhovou a početnostní bohatost (Hopkins & Kennedy 2004). Conroy (1996) poukázal na skutečnost, že se často počítá s tím, že je frekvence odchyty jedinců během času konstantní. V několika studiích bylo například prokázáno, že se frekvence mění s místem, časem i druhem netopýra (Slade & Blair 2000), což může být dáno jejich různým životním cyklem, způsobem lovu, výškou letu, schopností detekovat síť, ale i momentálním množstvím potravy nebo třeba povětrnostními podmínkami (Hayes 1997). Z tohoto příkladu je patrné, že z důvodu různých podmínek

odchytu může docházet ke stanovení chybných hodnot indexu a tedy i zpochybnění jeho důvěryhodnosti (Hopkins & Kennedy 2004).

Další indexy jsou založené například na výzkumu hnízdišť, na použití radaru nebo na lovicích a shromažďujících se netopýrech. Využívá se i akustické nahrávání echolokačních hlasů, které však není úplně vhodnou metodou stanovení početnosti netopýrů a to především díky špatné rozlišitelnosti jednotlivých jedinců. V neposlední řadě bývají indexy založeny na určitém důkazu zvířecí přítomnosti (Kunz et al. 2009). Pro netopýry jsou v tomto ohledu využívána zejména ložiska guana (Tuttle 1979).

I přes značné pochybnosti se indexy používají dál a dokonce jsou podle několika studií stále jednou z primárních metod využívaných pro odhad velikosti populace (McKelvey & Pearson 2001; Hopkins & Kennedy 2004).



#### 4. Trendy početnosti a areálová dynamika netopýrů Evropy

V průběhu druhé poloviny 20. století docházelo nejen u nás, ale v celé Evropě k rychlému poklesu početnosti většiny druhů netopýrů, který pokračoval až na výjimky do konce 70. a 80. let. Asi nejvíce tento pokles postihl jeden z nejhodnějších evropských druhů, *Rhinolophus hipposideros*, jehož populace u nás během několika let klesla na minimum a v západní Evropě dokonce téměř vymizela. Během 80. let bylo zaznamenáno zpomalení tohoto poklesu a následně dokonce zvyšování početnosti i u některých dalších druhů, příkladem je *Myotis myotis* a *M. daubentonii* (Kuhl, 1817). Jako reakce na tyto zásadní změny vznikalo v mnoha zemích množství monitorovacích programů, které věnovaly a stále věnují změnám početnosti těchto savců. Jako příklad může být uvedeno probíhající Sčítání netopýrů na zimovištích ČR nebo National Bats Monitoring Programme z Velké Británie (Walsh & Harris 1996; Krochko & Kovtun 1998; Walsh et al. 2003; Horáček et al. 2005; Hayes et al. 2009; Kervyn et al. 2009; Uhrin et al. 2010; Lesiński et al. 2011).

Problémem při porovnávání dat z různých monitorovacích programů je především nestejnorodost technik použitých při získávání údajů, dále pak fragmentaci dat a ve většině výzkumů i poměrně krátká doba monitoringu (Daan 1980). Vzhledem ke K-strategii netopýrů se případné početnostní změny druhu projevují až po delší době. Proto je pro získání dat použitelných k relevantnímu posouzení početnostních trendů potřeba monitoringu probíhajícího několik desítek let. Takto sledovaných lokalit je nejen u nás, ale i v celé Evropě poměrně málo. Nejstarší monitorované zimoviště Evropy je jeskyně Hermannshöhle v Rakousku, kde probíhá výzkum nepřetržitě už více než 170 let (Baar et al. 1986). Na našem území to jsou jeskyně v údolí Říčky v jižní části Moravského krasu (od 1957) (Gaisler et al. 1990; Řehák 1997).

##### 4.1. Projekt „Sčítání netopýrů na zimovištích ČR“

Projekt „Sčítání netopýrů v zimovištích ČR“ probíhá nepřetržitě již od roku 1969. Velkou výhodou tohoto projektu je kromě dlouhodobého průběhu i kontinuita získaného záznamu. Standardizovaná metoda používaná k získávání dat zaručuje spolehlivost a reprezentativnost výsledků. Cílem projektu je zjištění populačních trendů, porovnání rozdílů mezi druhy, regiony, typy zimovišť a zaznamenání faktorů uplatňujících se při tomto procesu (Horáček & Uhrin 2010).

Základní rysy projektu formuloval J. Gaisler a V. Hanák. Mezi hlavní požadavky programu patřilo sledování zimovišť pouze jednou za zimu (konec ledna, začátek února).

Detailní prohlídka zimovišť musí být vedena vždy stejným způsobem, stejně tak zaznamenávání všech nalezených netopýrů a individuální identifikace jedinců. První shrnutí proběhlo po pěti letech trvání projektu (Gaisler 1975), následující po deseti letech (Bárta et al. 1981, Gaisler et al. 1981). V roce 1981 byl z projektu vyřazen požadavek individuální identifikace jedinců z důvodu jeho negativního vlivu na netopýry. Od té doby probíhá program v nezměněné podobě až do současnosti. Dosavadní výsledky jsou shrnuty v Horáček et al. (2005) a Horáček & Uhrin (2010).

#### **4.2. Dlouhodobé trendy ve vývoji početnosti jednotlivých druhů netopýrů**

Data vykazující dlouhodobé změny početnosti jsou získávána především od druhů netopýrů zimujících na tradičních zimovištích. Výsledky takového výzkumu jsou méně zatíženy metodickými chybami a sezónními výkyvy. Výhodou je i jejich snadná dostupnost. Vzhledem k tomu jsou změny počtů netopýrů získaných na zimovištích používány jako obecný indikátor populačních změn.

V následujících odstavcích je nastíněn vývoj početnosti několika vybraných druhů netopýrů. O těchto druzích jsou dostupná nejkompaktnější data získaná ze zimovišť a z letních kolonií. Jsou to vrápenec malý (*Rhinolophus hipposideros*), netopýr velký (*Myotis myotis*), netopýr brvitý (*Myotis emarginatus*), netopýr řasnatý (*Myotis nattereri*), netopýr vodní (*Myotis daubentonii*), netopýr černý (*Barbastella barbastellus*) (Schreber, 1774), netopýr dlouhouchý (*Plecotus austriacus*) a netopýr ušatý (*Plecotus auritus*) (Řehák 1997; Horáček et al. 2005).

##### 4.2.1. *Rhinolophus hipposideros*

V druhé polovině 20. století došlo k výraznému poklesu početnosti *Rhinolophus hipposideros*, který byl zaznamenán převážně v západní a střední Evropě (Daan et al. 1980; Ransome 1989; Kowalski & Lesiński 1991; Řehák 1997; Bontadina et al. 2001; Warren & Witter 2002; Lesiński et al. 2005; Horáček et al. 2005). S hrozcí extinkcí se potýkala Belgie a Polsko. V Holandsku proběhl mezi léty 1940–1955 pokles stanovený na 80% původní početnosti. Většina ze zbývajících populací této země vymizela během 70. let (Daan 1980). Populace v Německu, čítající v roce 1958 několik stovek jedinců se během sedmi let snížily na polovinu a do roku 1970 téměř vymizely (Kraus & Gauckler 1980).

Podobný pokles početnosti byl zaznamenán i v Československu (Gaisler 1975; Gaisler & Bauerová 1977; Bárta et al. 1981; Červený & Bürger 1990; Gaisler et al. 1990; Zima et al. 1994; Řehák 1997; Gaisler & Chytil 2002; Horáček et al. 2005; Horáček & Uhrin 2010). Na

některých lokalitách byl během let 1950–1980 pozorován více než 80% pokles. Tento pokles byl mírnější ve východní části země. Právě na Moravě v druhé polovině 80. let (nejdříve z celé republiky) došlo k zastavení poklesu a následnému nárůstu početnosti, který byl k roku 2005 stanoven na pětinasobek původní populace. Vzestup druhé poloviny 90. let, zaznamenan již na většině našeho území, byl součástí stoupající populačního trendu probíhajícího na Evropské úrovni (Obr. 1.).

#### 4.2.2. *Myotis myotis*

Stejně jako u druhu *Rhinolophus hipposideros*, začaly počty *Myotis myotis* během druhé poloviny 20. století v západní a střední Evropě značně klesat. Tento pokles byl konkrétně pro střední Evropu stanoven až na 80% původní velikosti populace (Schober & Grimmberger 1987 in Urbanczyk 1992). Dříve početná kolonie v nizozemském Limburgu zmizela do roku 1950. Jiné kolonie Nizozemska následovaly během 50.–60. let (Daan 1980). Podobně snižující se trend byl zaznamenan v Německu, kde se velikost zimních kolonií v jižní části země snížila z 300 jedinců na 50 mezi léty 1968–1977 (Frank et al. 1980). Pokles byl zaznamenan i v polské Koralowě jeskyni, kdy z kolonie původně čítající více než 100 jedinců během let 1951–1966 zbylo pouze několik málo kusů (Stebbing 1986). V našich zemích byl během prvního desetiletí běhu projektu Sčítání na zimovištích ČR zaznamenan pokles až o 55% (Bárta et al. 1981; Gaisler et al. 1981), který byl méně znatelný na Moravě a Slovensku (Červený & Bürger 1990). Během 80. let došlo ke zlomu a jak u nás tak v celé Evropě byl zaznamenan mírný vzestup. Od 90. let na většině našeho území až exponenciální nárůst (Horáček et al. 2005), který v zimovištích na Moravě začal již o 10 let dříve a do roku 2005 zaznamenal vzestup až o pětinasobek původní početnosti. Podobně tak v polském zimovišti Nietoperek, obsahující největší známou populaci tohoto druhu v severní Evropě, došlo mezi léty 1985–1990 až k 60% nárůstu (Urbanczyk 1992), který byl následován dalším zeměmi Evropy (Obr. 2.) (Gaisler 1975; Gaisler & Bauerová 1977; Daan 1980; Roer 1981; Bárta et al. 1981; Gaisler et al. 1981; Bauerová et al. 1989; Gaisler et al. 1990; Červený & Bürger 1990; Urbanczyk 1992; Hanzal & Průcha 1992; Gaisler et al. 1993; Zima et al. 1994; Řehák 1997; Horáček et al. 2005).

#### 4.2.3. *Myotis emarginatus*

O počtostech tohoto druhu nemáme obsáhlá data. Značný úbytek byl zaznamenan především v severní části areálu výskytu (Polsko, Francie, Nizozemsko), kde zde pokračoval až do 90. let (Daan 1980). Na našem území se jeho početnost začala snižovat v první polovině let 70. (Gaisler 1975). Během 80. let docházelo na některých lokalitách k fluktuaci početnosti

a postupnému vzestupu, který se v průběhu let 90. změnil na velmi intenzivní nárůst zaznamenaný především na Moravě. Nárůst byl spojený s rozšiřováním areálu do dříve neobsazených míst. Podobný trend byl pozorován podstatně dříve i na Slovensku (Zima et al. 1994; Řehák a Gaisler 1999; Bihari & Géczi 2000; Bontadina et al. 2001; Gaisler a Chytil 2002; Horáček et al. 2005; Lesiński et al. 2005; Lesiński et al. 2011).

#### 4.2.4. *Myotis nattereri*

*Myotis nattereri* je druh netopýra preferující úkryty ve štěrbinách a puklinách skal. Z tohoto důvodu je většinou zaznamenán v poměrně malých počtech, které nemají s ohledem na určení početnostních trendů patřičnou vypovídající hodnotu. Přesto byl v některých částech Evropy zjištěn klesající početnostní trend, probíhající od poloviny 40. let do konce let 70. (Daan 1980). Během let 80. došlo k zastavení poklesu, následovaného fluktuacemi a postupným vzrůstem (např. zimoviště v Polsku nebo Chýnovská jeskyně v České republice) (Urbanczyk 1989; Anděra et al. 1992; Fuszara et al. 1996).

#### 4.2.5. *Myotis daubentonii*

*Myotis daubentonii* je prakticky jediný druh, u kterého byl vzestup zaznamenán mnoha autory po celé Evropě (Gaisler 1975; Dann 1980; Urbanczyk 1989; Řehák 1997; Kervyn et al. 2009; Fuszara et al. 2010; Lesiński et al. 2011). V Holandsku stouply jeho počty během sledovaného období až čtyřikrát (1945–1979) a to i když ostatní druhy zaznamenávaly značný pokles (Daan 1980). V Polsku byl během let 1964–1987 zaznamenán více než osminásobný vzestup (Kokurewicz 1995). Na našem území je postupný vzestup patrný především od 70. let. Od té doby se početnost *Myotis daubentonii* na našem území více než ztrojnásobila. Na Šumavě vzrostla velikost jeho kolonií šestinásobně během 16 let výzkumu do roku 1990 a byla doplněna expanzí tohoto živočicha do oblastí, které nebyly na začátku výzkumu ještě obsazeny (Obr. 3.) (Gaisler et al. 1981; Červený & Bürger 1990; Horáček et al. 2005).

#### 4.2.6. *Eptesicus nilssonii* (Keyserling & Blasius, 1839)

Nárůst početnosti druhu *Eptesicus nilssonii* v horských oblastech byl pozorován od počátku 70. let (Šumava, Jeseníky, Krkonoše). Společně s tímto nárůstem docházelo k šíření tohoto boreálně-montánního druhu do nižších poloh střední Evropy. Na našem území se ve středních polohách vyskytuje pravidelně od 90. let (Řehák 1997; Horáček et al. 2005). Během výzkumu prováděného na Šumavě (kolonie Zadov) stoupla mezi léty 1981–1987 jeho početnost více než pětinašobně.

#### 4.2.7. *Barbastella barbastellus*

*Barbastella barbastellus* se v západní části Evropy téměř nevyskytuje. Její větší populace jsou známé především z Polska, Německa a našeho území. V těchto zemích byl zaznamenán výrazný pokles početnosti během 70. let (Gaisler 1975). Tento pokles byl u nás stanoven průměrně na 7,7% za rok Gaisler (1975) a Bárta et al. (1981). Během let 80. začal na některých lokalitách Evropy podobně jako u jiných druhů netopýrů mírný vzestup, který se během 90. let změnil až v exponenciální nárůst (Urbanczyk 1989; Bauerová et al. 1989). Za posledních 25 let byl u nás zaznamenán nárůst početnosti až o 100% (Gaisler et al. 1981; Bárta et al. 1981; Hanzal & Průcha 1992; Gaisler et al. 1993; Zima et al. 1994; Řehák 1997; Bontadina et al. 2001; Horáček et al. 2005; Lesiński et al. 2005).

*Barbastella barbastellus* preferuje úkryty ve štěrbinách a prasklinách skal. Je to netopýr, který je během hibernace značně senzitivní i na jemné disturbance. To se potvrdilo během první fáze programu Sčítání na zimovištích ČR, kdy po několika kontrolách vymizely téměř všechny zimní kolonie tohoto druhu (Gaisler 1975; Horáček et al. 2005). Proto je objektivní stanovení její početnosti značně složité a případné vyvození početnostních trendů zavádějící.

#### 4.2.8. *Plecotus austriacus*/*Plecotus auritus*

Pokles početnosti těchto druhů byl zaznamenán v mezi léty 1945–1980 z Holandska (Daan 1980). Jiné lokality jsou většinou stabilní nebo dochází k pomalému růstu (Gaisler & Bauerová 1977; Zima et al. 1994). Výraznější vzestup těchto druhů byl zaznamenán v Německu a na některých našich lokalitách. Při rozlišení těchto druhů většinou dochází k růstu spíše *Plecotus auritus*. U *Plecotus austriacus* jsou zpravidla počty stálé nebo na našem území dokonce od 70. let konstantně klesají (Bárta et al. 1981; Gaisler et al. 1981; Horáček et al. 2005).

V četných studiích jsou jedinci rodu *Plecotus* zaznamenávání dohromady, protože bývá problém s jejich rozlišením. V zimovištích zimují v malých skupinkách nebo jako štěrbinové druhy, proto získání jejich reálného počtu je prakticky nemožné.

#### 4.2.9. Netopýři nezimující pravidelně v hromadných zimovištích

Data získaná ze sčítání v zimovištích pokrývají početnost pouze části evropských druhů netopýrů. U netopýrů, kteří pravidelně nezimují v podzemních prostorách (dendrofilní nebo litofilní druhy rodů *Nyctalus*, *Hypsugo*, *Eptesicus*, nebo *Pipistrellus*), jsou informace o početnostních trendech získávány jinými monitorovacími technikami, u kterých je větší možnost zatížení dat chybou. I přesto byly zaznamenány početnostní trendy alespoň

u některých z nich, například masivní nárůst početnosti netopýra parkového (*Pipistrellus nathusii*) (Keyserling & Blasius, 1839) během 90. let (Horáček et al. 2005).

### **4.3. Možné příčiny způsobující změny v početnosti a areálové distribuci netopýrů**

Příčiny rozsáhlých změn početnosti netopýrů během 20. století jsou často diskutovaným tématem. Většina autorů se přiklání k názoru, že došlo ke kombinaci více faktorů, které zasáhly tyto senzitivní živočichy. K nejčastěji zmiňovaným patří ztráta úkrytů a lovišť, změny mikroklimatu v jeskyních, změny klimatu globálního rázu, snížení natality vlivem chronické otravy pesticidy, rušení netopýrů v průběhu hibernace a manipulace s nimi. V důsledku působení zmiňovaných faktorů hrozí pokles početnosti pod hranici efektivní velikosti populace, což by mohlo mít za následek snížení pravděpodobnosti setkání v době říje a následné snížení natality (Řehák 1997; Bárta et al. 1981; Horáček et al. 2005; Uhrin et al. 2010; Lesiński et al. 2011 atd).

#### 4.3.1. Intenzifikace zemědělství

Významným tresorem netopýrů druhé poloviny 20. století je intenzifikace zemědělství. Ta je podle mnoha autorů jednou z hlavních příčin poklesu netopýřích populací Evropy a to především vlivem pesticidů a snižování přirozené životní plochy využívané netopýry (Bontadina et al. 2001; Horáček et al. 2005; Lesiński et al. 2008; Fuszara et al. 2010; Uhrin et al. 2010; Lesiński et al. 2011).

Pesticidy se začaly intenzivněji využívat během druhé světové války. Jejich působení mělo dopad na velké spektrum živočichů, mezi něž se řadí i netopýři. Vliv na tyto savce byl podstatně vyšší vzhledem k jejich vysokému postavení v potravním řetězci, relativní dlouhověkosti a rychlému metabolismu způsobenému malou velikostí a značnou letovou aktivitou. Všechny zmíněné faktory přispívají ke zvýšené akumulaci nebezpečných látek v organismu netopýrů. Pesticidy se ukládají v tukových vrstvách, které jsou během hibernace extrémně vyčerpány, což způsobí uvolnění nahromaděného množství pesticidů do těla a následnou otravu živočicha. Je také známo, že se pesticidy během laktace dostávají do mléka matek a způsobují úhyn mláďat (Geluso et al. 1981; Clark 1988). Pesticidy rovněž výrazně ovlivňují množství hmyzu, kterým se netopýři živí. Jejich nadměrné používání může zapříčinit nedostatek potravy netopýrů.

Snížení aplikace pesticidů po roce 1989 je pravděpodobně jedním z faktorů

přispívající k pozitivním početnostním trendům probíhajícím posledních několik desítek let. Proti hypotéze, že je o jediný faktor způsobující změny početnosti hovoří skutečnost, že k rostoucím početnostním trendům v populacích netopýrů docházelo ještě před snížením použití těchto látek (Bontadina et al. 2001; Horáček et al. 2005).

#### 4.3.2. Ztráta přirozených úkrytů a vliv disturbancí

Úkryty hrají kritickou roli v ekologii netopýrů, protože se v nich odehrává většina důležitých procesů jejich života (např. hibernace, rozmnožování) a proto je jejich ztráta nebo narušení pro netopýry stresovou situací (Daan 1980; Kunz 1982). Z tohoto důvodu je jedním ze zásadních požadavků monitoringu v zimovištích a letních úkrytech co nejmenší vliv výzkumníků na netopýry. Vlivem zásahu pozorovatele do jejich úkrytu může u některých citlivějších druhů docházet i k významnému poklesu jejich početnosti (např. Speakmen et al. 1991; Gaisler & Chytil 2002; Horáček & Uhrin 2010; Uhrin 2010). Ten nemusí být zřejmý ihned, ale díky zrychlené metabolické aktivitě může dojít ke ztrátě hmotnosti a tedy tukových rezerv, které jsou u hibernujících netopýrů nezbytné k přežití zimy a následném jarnímu výletu (Tuttle 1979; Speakmen et al. 1991). Při lidské aktivitě v mateřských koloniích může dojít k vyrušení samic, které ve shlucích zahřívají mláďata. Po následném odletu dospělců zůstávají malí netopýři vystaveni chladu, což může mít negativní vliv na jejich vývoj. V případě intenzivnějšího rušení může dojít až k opuštění úkrytu nebo dokonce devastaci celé kolonie (Tuttle 1979).

Vliv disturbancí na netopýří populace reflektuje situace z jeskyně na Tuoldu na jižní Moravě. V roce 1971 zde došlo k rozbití dveří zamezující přístup veřejnosti do jeskyně. Následkem této skutečnosti ze zimoviště vymizela během let 1971–1975 celá populace *Rhinolophus hipposideros*, která před zmíněnou disturbancí čítala okolo 80 jedinců. Po zpětném uzavření jeskyně v roce 1975 byl po určité době znovu pozorován stoupající početnostní trend (Gaisler et al. 1990; Gaisler & Chytil 2002).

Rozsáhlým problémem ovlivňujícím velikost populací netopýrů byly také lidské zásahy způsobené kroužkováním (Bárta et al. 1981). Například výzkum probíhající na Šumavě v letech 1965–1987 zaznamenal značné rozdíly v početnostních trendech u druhu *Myotis myotis* na dvou lokalitách zahrnutých do monitoringu (Sušický region a Český Krumlov). Data získaná ze Sušického regionu ukazovala stále trvající pokles, oproti tomu data z Českého Krumlova slabý vzestup. Tyto rozdíly mohou být vysvětleny právě různou intenzitou kroužkování na obou lokalitách (Červený & Bürger 1990). Výzkumů, potvrzujících negativní vliv kroužkování na netopýry je celá řada (např. Bárta et al 1981; Reiter 1988;

Horáček et al. 2005; Horáček & Uhrin 2010).

Ztráta přirozených úkrytů a vliv disturbancí mohou způsobit pokles početnosti u lokální populace, ale již komplikovaněji vysvětlit tak masivní úbytek početnosti zaznamenaný v minulém století speciálně v západní Evropě (Daan 1980; Bontadina et al. 2001; Gaisler & Chytil 2002; Lesiński et al. 2005; Uhrin et al. 2010).

#### 4.3.3. Změny klimatu

Změna klimatu je dalším možným faktorem ovlivňujícím početnosti netopýřích populací a jejich areálovou distribuci. Projevem oteplení je expanze teplomilných druhů netopýřů směrem na sever. Výzkum, který prováděl La Val (2004) popisuje, jak se během 27 let změnil areál výskytu 24 druhů netopýřů. Živočichové původně fixovaní výhradně na nížiny, se začali postupně přesouvat do vyšších nadmořských poloh. U druhu *Pipistrellus kuhlii* (Kuhl, 1817), který byl původně spojen především s mediteránními oblastmi Evropy, došlo během několika posledních let k významnému posunu jeho areálu výskytu severněji. Nyní se nově nachází v několika zemích střední a východní Evropy. Expanze tohoto druhu na sever je zdůvodňována právě růstem průměrné roční teploty (Sachanowicz et al. 2006). Jako další příklad rozšíření areálové distribuce připisované klimatickým změnám je posun areálu netopýra *Hypsugo savii* (Bonaparte, 1837), patřícího k mediterránní fauně, více na sever (Gaisler 2001; Gaisler & Vlašín 2003). Na našem území bylo k dnešnímu datu zaznamenáno více než deset nálezů tohoto netopýra pocházejícího pouze z jižní Moravy. Nejseverněji zjištění jedinci pochází z Brna a těsného okolí, což je současně nejseverněji položená stálá populace tohoto netopýra ve střední Evropě. Obdobná situace byla zaznamenána u dalšího mediterránního druhu *Pipistrellus kuhlii* (Reiter et al. 2010). Otázkou zůstává příčina šíření chladnomilných druhů směrem na jih Evropy (např. *Eptesicus nilssoni*) (Řehák 1997; Horáček et al. 2005).

Změna klimatu je dalším možným faktorem ovlivňujícím početnosti netopýřích populací. Bárta et al. (1981) tvrdí: „Byla prokázána úzká souvislost mezi poměrovou velikostí krátkodobých výkyvů početnosti a průměrnou hodnotou odchylek lednových a únorových teplot od dlouhodobého normálu (data meteorologické stanice v Praze-Klementínu). Shodná hodnota byla zjištěna pro soubor všech lokalit sledovaných 11 let.“ Hypotézu, že za vzrůst početnosti netopýřů v posledních několika desítkách let může především změna klimatu podporuje skutečnost, že jak vzrůst početnosti, tak klimatické změny jsou globálního charakteru. Vzrůst populace probíhal převážně od 80. let, což koreluje s prokazatelným oteplením klimatu, jež je datováno právě do této doby. Proti hypotéze, že teplotní růst je jediný faktor způsobující tyto změny hovoří skutečnost, že některé druhy netopýřů (např.



*Rhinolophus hipposideros*) byly značně početné ještě dříve než se klima začalo „signifikantně oteplovat“ (Bontadina et al. 2001).

Činnost člověka nemá na početnost netopýrů pouze negativní vliv. Některé druhy těchto savců jsou značně adaptivní a rychle si zvykají na život v lidské blízkosti. Využívají nově vzniklé alternativní úkryty, díky nimž se šíří do míst, kde se dříve nevyskytovali vůbec nebo pouze ojediněle. Vyšší aktivita netopýrů byla také prokázána v blízkosti lamp pouličního osvětlení, které pro ně představuje snadně dostupný zdroj potravy. Ve spojení s umělým osvětlením vznikla hypotéza vysvětlující pokles početnosti druhu *Rhinolophus hipposideros* skrze konkurenci v potravě s netopýry rodu *Pipistrellus* (Arlettaz et al. 2000). Problémem této teorie je skutečnost, že početnost těchto netopýrů během času znovu stoupá. Vysvětlením by mohla být nižší atraktivita nových žárovek, což je ovšem v rozporu s výsledky výzkumu (Bontadina et al. 2001). Zaznamenán byl i pozitivní vliv eutrofizace vod na množství dvoukřídlého hmyzu z čeledi Chironomidae, který je hlavní složkou potravy netopýra vodního (*Myotis daubentonii*) a mohl by být jedním z vysvětlení zvyšování početnosti tohoto druhu (Kokurewicz 1995; Řehák 1997).

## 5. Závěr

Během několika posledních desítek let dochází k nepopíratelným zásahům do biodiverzity. Ať jsou způsobeny fragmentací ekosystémů, intenzifikací zemědělství nebo zavlečením invazních druhů, všechny mají vliv na stávající podobu ekosystémů. Vzhledem ke komplexnosti a složitosti vztahů v ekosystémech jsou případné důsledky těchto zásahů jen těžko predikovatelné. Ke „stanovení“ míry vlivu na biodiverzitu slouží bioindikátory. Jako bioindikátorů se využívá celé řada organismů. Tato práce byla zaměřena konkrétně na netopýry. Značnou výhodou využití netopýrů jako bioindikátorů je jejich velká senzitivita ke změnám ekosystémů.

K určení početnostních trendů, které by reflektovaly zásah do populace netopýrů s určitou výpovědní hodnotou, jsou potřebná data monitorující dlouhodobý časový horizont populačních změn. Naprostá většina úseků získaných údajů se pohybuje pouze okolo deseti let. Při použití různých metod a zpracování výsledků je problém z takto fragmentovaných dat vyvozovat závěry, které mají určitou výpovědní hodnotou. Výjimkou jsou data získaná z programu „Sčítání netopýrů na zimovištích ČR“ probíhajícího nepřetržitě od roku 1969. Výsledky z něj získané měly již po shrnutí prvních pěti let programu mimořádnou cenu, kdy se poprvé v evropském měřítku podařilo statisticky prokázat neočekávaný nárůst početnosti u netopýra vodního (*Myotis daubentonii*) (Horáček et al. 2005).

V práci byly shrnuty dosavadní poznatky o početnostních trendech netopýrů Evropy s přihlédnutím k jejich areálové dynamice. Dále byl popsán průběh těchto trendů v jednotlivých zemích a porovnán s daty získanými z monitoringu probíhajícího na našem území. U čtyř druhů netopýrů byla graficky znázorněna období pokryta dostupnými literárními zdroji. Dále byla shrnuta metodika sloužící ke stanovení početnosti netopýrů se zvláštním důrazem ke sčítání netopýrů v zimovištích, což je nejčastěji využívaná metoda monitorovacích programů.

Vzhledem k různým behaviorálním specifickým jednotlivých druhů netopýrů není tato metoda výhodná pro monitoring početnosti všech druhů. Nejčastěji se uplatňuje u druhů *Rhinolophus hipposiders*, *Myotis myotis*, *Myotis daubentonii*, *Myotis emarginatus*, *Eptesicus nilssonii*, *Barbastella barbastellus*, *Plecotus auritus* a *Plecotus austriacus*. Z tohoto důvodu jsou nejobsáhlejší data o změnách početnosti právě u těchto druhů.

Značné množství monitorovacích programů probíhajících po celé Evropě vzniklo na popud populačního kolapsu jednoho z nejhojnějších druhů Evropy, vrápence malého (*Rhinolophus hipposideros*). V některých lokalitách došlo až k jeho úplnému vymizení. S mírným zpožděním po jeho kolapsu následovalo snížení početnosti téměř všech evropských druhů netopýrů, s výjimkou konstantně rostoucích populací netopýra vodního (*Myotis*

*daubentonii*). Z provedených srovnání vyplývá, že od začátku 80. let dochází na většině lokalit k postupnému vzrůstu početnosti, které trvá dodnes. Mezi nejčastěji diskutované důvody těchto změn patří vliv používání pesticidů, disturbance v zimovištích, ztráty úkrytů či klimatické změny. Poslední zmíněný důvod je podpořen rozšířením areálu teplomilných druhů netopýrů a jejich distribuce směrem na sever probíhající v několika posledních letech (např. stále častější nálezy *Hypsugo savii* v okolí Brna).

## 6. Seznam literatury

- AHAS R., AASA A., MENZEL A., FEDOTOVA V. G. & SCHEIFINGER H. (2002): Changes in European spring phenology. *Internal Journal Climatology*, **22**: 1727–1738.
- ALBRECHT T., BRYJA J., HÁJKOVÁ P., MIKULÍČEK P. & ZIMA J. (2005): *Genetická diverzita a metodické aspekty jejího výzkumu*. In: Vačkář D. (ed.), *Indikátory změny biodiverzity*, Academia, Praha, 24–42.
- ANDĚRA M., ZBYTOVSKÝ P. & BÜRGER P. (1992): *Bat community of the Chýnovská jeskyně Cave (Southern Bohemia, Czechoslovakia) in 1981–1986*. In: Horáček I. & Vohralík V. (eds.), *Prague Studies in Mammalogy*. Charles University Press, Praha, 1–11.
- ANDREAS M. & ŘEHÁK Z. (2004): *Monitorovací plán netopýřích populací ČR*, 35 pp. Published online: [http://www.ceson.org/Monitorovaci\\_plan\\_finalni\\_verze.pdf](http://www.ceson.org/Monitorovaci_plan_finalni_verze.pdf)
- ARLETTAZ R., GODAT S & MEYER H. (2000): Competition for food by expanding pipistrelle bat populations (*Pipistrellus pipistrellus*) might contribute to the decline of lesser horseshoe bats (*Rhinolophus hipposideros*). *Biological Conservation*, **93**: 55–60.
- BAAR A., MAYER A. & WIRTH J. (1986): 150 Jahre Fledermausforschung in der Hermannshöhle. *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien*, **88-89B**: 223–243.
- BÁRTA Z., ČERVENÝ J., GAISLER J. (ed.), HANÁK P., HANÁK V. (ed.), HORÁČEK I. (ed.), HŮRKA L., MILES P., NEVRLÝ M., RUMLER Z., SKLENÁŘ J. & ŽALMAN J. (1981): Výsledky zimního sčítání netopýřů v Československu: 1969–1979. *Sborník Okresního Muzea v Mostě, Řada Přírodovědná*, **3**: 71–116.
- BATTISTI A., ŠTASTNÝ M., BUFFO E. & LARSSON S. (2006): A rapid altitudinal range expansion in the pine processionary moth produced by the 2003 climatic anomaly. *Global Change Biology*, **12**: 662–671.
- BAUEROVÁ Z., GAISLER J., KOVAŘÍK M. & ZIMA J. (1989): *Variation in numbers of hibernating bats in the Moravian Karst: result of visual censuses in 1983–1987*. In: Hanák V., Horáček J. & Gaisler J. (eds.), *European bat research*, Charles University Press, Praha, 499–505.
- BELLEMAIN E. V. A., SWENSON J. E., TALLMON D., BRUNBERG S. & TABERLET P. (2005): Estimating Population Size of Elusive Animals with DNA from Hunter Collected Feces: Four Methods for Brown Bears. *Conservation Biology*, **19**(1), 150–161.
- BEZZEL E. & JETZ W. (1995): Delay of the autumn migratory period in the Blackcap (*Sylvia atricapilla*) 1966–1993: A reaction to global warming? *Journal für Ornithologie*, **136**: 83–87.
- BIHARI Z. & GÉCZI I. (2000): Monitoring of church-dwelling bats in the territory of Zemplén Mts (Hungary) between 1989 and 1998. *Vespertilio*, **4**: 13–17.
- BONTADINA F., ARLETTAZ R., FANKHAUSER T., LUTZ M., MUHLETHALER E., THEILER A. & ZINGG P. (2001): *The Lesser Horseshoe bat *Rhinolophus hipposideros* in Switzerland: Present status and research recommendations*. Swiss Coordination Center for the Study and Protection of Bats, Zurich and Geneva, 69–83.
- BOTH C., BOUWHUI S., LESSELLS C.M. & VISSER M.E. (2006): Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. *Nature*, **441**: 81–83.
- BUFKA L., DVOŘÁK L., ČERVENÝ J. & SRBKOVÁ H. (2009): Lesser Horseshoe bat (*Rhinolophus hipposideros*) in the south-western Bohemia (Czech Republic): history of occurrence and current population trends. *Silva Gabreta*, **15**: 217–228.
- BURROUGHS W. J. (2002): *Climate change*. Cambridge University Press, Cambridge, 298 pp.
- ČERVENÝ J. & BÜRGER P. (1990): Changes in bat population sizes in the Šumava Mts. (South-West Bohemia). *Folia Zoologica*, **39**: 213–226.
- CHANNEL R. & LOMOLINO M. R. (2000): Dynamic biogeography and conservation of endangered species. *Nature*, **403**: 84–86.
- CLARK D. R. (1988): How sensitive are bats to insecticides? *Wildlife Society Bulletin*, **16**: 399–403.
- CONROY M. J. (1996): *Abundance indices*. In: Wilson D. E., Cole F. R., Nichols J. D., Rudran R. & Foster M. (eds.), *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals*, Smithsonian Institution Press, Washington, D.C, 179–192.

- DAAN S. (1980): Long term changes in bat populations in the Netherlands: a summary. *Lutra*, **22**: 95–105.
- DANKO Š. (1997): Kvalitatívne a kvantitatívne zmeny spoločenstva zimujúcich netopierov v opustených banských dielach v okolí Dubníka (Slanské vrchy). *Vespertilio*, **2**: 5–38.
- DI POI C., DISS G., & FRESCHI L. (2011): Biodiversity matters in a changing world. *Biology Letters*, **7**: 4–6.
- DONALD P. F., GREEN R. E. HEATH M. F. (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society London*. **B**: 25–29.
- DORGELO J. & PUNT A. (1969): Abundance and „internal migration" of hibernating bats in an artificial limestone cave („Sibbergroeve"). *Lynx*, **10**: 101–125.
- ELLISON L. E., O'SHEA T. J., BOGAN M. A., EVERETTE A. L. & SCHNEIDER D. M. (2003): Existing data on colonies of bats in The United States: summary and analyses of the U.S. Geological Survey's Bat Population Database, In: O'Shea T. J. & Bogan M. A. (eds.), *Monitoring trends in bat populations of the United States and territories: problems and prospects*. Information and Technology Report, USGS/BRD/ITR-2003-0003, Biological Resources Discipline, U.S. Geological Survey, Roston, 127–237.
- FAIRON J. (1977): Le Petit Rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*, Bechstein, 1800), Chiroptère ue voie de disparition? *Les Naturalistes Belges*, **58**: 212–225.
- FENTON M. B., ACHARYA L., AUDET D., HICKEY M. B. C., MERRIMAN C., OBRIST M. K. & SYME D. M. (1992): Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics. *Biotropica*, **24**: 440–446.
- FLAQUER C., TORRE I. & ARRIZABALAGA A. (2007): Comparison of sampling methods for inventory of bat communities. *Journal of Mammalogy*, **88**: 526–533.
- FORSYTH A. B., SPECTOR S., GILL B., GUERRA F., AYZAMA S. (1998): *Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) of Parque Nacional Noel Kempff Mercado*, In: Killeen T. J., Schulenberg T. S. (eds.), *A biological assessment of Parque Nacional Noel Kempff Mercado, Bolivia*. RAP Working Papers 10, Conservation International, Washington DC, 181–216.
- FRANK M., NAGEL A. & WIEGOLD H. (1980): Bestandsentwicklung der in Höhlen Oberwinternden Fledermause auf der SchwabiSchen Alb. *Höhle*, **31**: 111–116.
- FULLER R. J., GREGORY R. D., GIBBONS D. W., MARCHANT J. H., WILSON J. H., BAILIE J. D. & CARTER S. R. (1995): Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conservation Biology*, **9**: 1425–1441.
- FUSZARA E., KOWALSKI M., LESIŃSKI G. & CYGAN J. P. (1996): Hibernation of bats in uderground shelters of central and northeastern Poland. *Bonner zoologische Beiträge*, **46**: 349–358.
- FUSZARA E., FUSZARA M., KOWALSKI M., LESIŃSKI G., CYGAN J. P., NITKIEWICZ T., SZARLIK A. & WOJTOWICZ B. (2010): Population changes in Natterer's bat *Myotis nattereri* and Daubenton's bat *M. daubentonii* in winter roosts of central Poland. *Polish Journal of Ecology*, **58**: 769–782.
- GAISLER J. (1975): A quantitative study of some populations of bats in Czechoslovakia (Mammalia : Chiroptera). *Acta scientiarum naturalium Academiae scientiarum bohemoslovacae Brno*, **9**(5): 1–44.
- GAISLER J. (2001): A mammal species new to the Czech Republic – Savis pipistrelle *Hypsugo savii*. *Folia Zoologica*, **50**: 231–233.
- GAISLER J. & BAUEROVÁ Z. (1977): Spoločenstvo netopýrů (Chiroptera) na Květnici během třiceti let. *Lynx*, **19**: 17–28.
- GAISLER J., HANÁK V. & HORÁČEK I. (1981): Remarks on the current status of bat populations in Czechoslovakia. *Myotis*, **18**(19): 68–75.
- GAISLER J., BAUEROVÁ Z., VLAŠÍN M. & CHYTIL J. (1988): The bats of South-Moravian lowlands over 30 years – *Rhinolophus* and large *Myotis*. *Folia Zoologica*, **38**: 213–225.
- GAISLER J., VLAŠÍN M. & BAUEROVÁ Z. (1989): The bats of South-Moravian lowlands over 30 years – small *Myotis*. *Folia Zoologica*, **38**: 213–225.
- GAISLER J., CHYTIL J. & VLAŠÍN M. (1990): The bats of S-Moravian lowlands (Czechoslovakia) over thirty years. *Acta Scientiarum Naturalium Academiae Scientiarum Bohemoslovacae Brno*, **24**: 1–50.

- GAISLER J., ŠEBELA M., & DUNGEL J. (1993): Změny početnosti netopýrů přezimujících v opuštěných štolách v Malé Morávky (Československo). *Acta musei Moraviae: scientiae naturales*, **72**: 255–264.
- GAISLER J. & CHYTIJ J. (2002): Mark-recapture results and changes in bat abundance at the cave of Na Turoldu, Czech Republic. *Folia Zoologica*, **51**: 1–10.
- GAISLER J. & VLAŠÍN M. (2003): Second record of the Savi's pipistrelle (*Hypsugo savii*) in the Czech Republic. *Vespertilio*, **7**: 181–182.
- GAISLER J., KOVAŘÍK M. & ŠTEFKA L. (2011): Two unusual records of the Lesser Horseshoe bat (*Rhinolophus hipposideros*) in the Moravian karst (Czech republic). *Hystrix: The Italian Journal of Mammalogy*, **22**(1): 73–79.
- GALLOWAY J. N. (2001): Acidification of the world: natural and anthropogenic. *Water, Air and Soil Pollution*, **130**: 17–24.
- GELUSO K. N., ALTENBACH J. S., WILSON D. E. (1981): Organochlorine residues in young Mexican free-tailed bats from several roosts. *The American Midland Naturalist Journal*, **105**: 249–257.
- GLOWKA L., BURHENNE-GUILMIN F. & SYNGE H. (1994): *A guide to the Convention on Biological Diversity*. IUCN Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 33–36.
- HANZAL V. & PRŮCHA M. (1992): *Changes in the numbers of bats hibernating in th Bohemian Karst during 1969–1987*. In: Horáček I. & Vohralík V. (eds.), *Prague Studies in Mammalogy*. Charles University Press, Praha, 71–74.
- HAYES J.P. (1997): Temporal variation in activity of bats and the design of echolocation monitoring studies. *Journal of Mammalogy*, **78**: 514–524.
- HAYES J. P., OBER H. K. & SHERWIN R. E. (2009): *Survey and monitoring of bats*. In: Kunz T.H. & Parsons S. (eds.), *Ecological and behavioral methods for the study of bats*, 2<sup>nd</sup> edition, Johns Hopkins University Press, Baltimore, 115–132.
- HOFMEISTER J. & HRUŠKA J. (2005): *Monitoring biodiverzity terestrických ekosystémů v kontextu globálních změn*. In: Vačkář D. (ed.), *Indikátory změny biodiverzity*, Academia, Praha, 58–76.
- HOLT E. A. & MILLER S. W. (2011): Bioindicators: Using Organisms to Measure Environmental Impacts. *Nature Education Knowledge*, **3**(10): 8.
- HOPKINS H. L. & KENNEDY M. L. (2004): An assessment of indices of relative and absolute abundance for monitoring populations of small mammals. *Wildlife Society Bulletin*, **32**(4): 1289–1296.
- HORÁČEK I. (1984): K otázce použitelnosti Petersenova indexu: testování spolehlivosti získaných dat. *Lynx, n. s.*, **22**: 79–82.
- HORÁČEK I., HANÁK V. & GAISLER J. (2005): *Dlouhodobé změny biodiverzity netopýrů: zpráva o nejrozsáhlejším monitorovacím programu 1969–2004*. In Vačkář D. (ed.) (2005): *Ukazatele změn biodiverzity*. Academia, Praha, 298 pp.
- HORÁČEK I. & UHRIN M. (eds.) (2010): *A tribute to bats*. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, 400 pp.
- HORN J. W. & KUNZ H. T. (2008): Analyzing NEXRAD doppler radar images to assess nightly dispersal patterns and population trends in Brazilian free-tailed bats (*Tadarida brasiliensis*). *Integrative and Comparative Biology*, **48**(1): 24–39.
- HOUGHTON J. T., DING Y., GRIGGS D. J., NOGUER M., VAN DER LINDEN P. J., DAI X., MASKELL K., & JOHNSON C. A. (2001): *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Cambridge University Press, Cambridge, 881 pp.
- HRUŠKA J. & CIENCALA E. (2002): *Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví*. MŽP ČR, 254 pp.
- ISENRING R. (2010): *Pesticides and the loss of biodiversity*. Pesticide Action Network Report, 24 pp.
- JONES G., JACOBS D. S., KUNZ T. H., WILLIG M. & R. RACEY P. A. (2009): Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research*, **8**(1–2): 93–115.
- KEARNEY C., VOLLETH M., CONTRAFATTO G. & TAYLOR P. J. (2002): Systematic implications of chromosome GTG-band and bacula morphology for southern African Eptesicus and Pipistrellus

- and several other species of Vespertilioninae (Chiroptera: Vespertilionidae). *Acta Chiropterologica*, **4**:55–76.
- KEPEL A. & OLEJNIK E. (1998): Bats hibernating in caves of the Polish Tatra mountains. *Myotis*, **36**: 31–35.
- KERVYN T., LAMOTTE S., NYSSSEN P. & VERSCHUREN J. (2009): Major decline of bat abundance and diversity during the 50 years in southern Belgium. *Belgian Journal of Zoology*, **139**(2): 124–132.
- KOKUREWICZ T. (1995): Increased population of Daubenton's bat (*Myotis daubentoni* (Kuhl 1819)), (Chiroptera: Vespertilionidae) in Poland. *Myotis*, **32–33**: 155–161.
- KRAUS M. & GAUCKLER A. (1980): Zur Abnahme der Kleiner Hufeisennase (*Rhinolophus hipposideros*) in der Winterquartieren der Frankenalb (Nordbayern) zwischen 1958 und 1980. *Myotis*, **17**: 3–12.
- KROCHKO Y. & KOVTUN M. (1998): Changes in the bat fauna of Ukrainian Carpathians Mts. in the last 50 years. *Vespertilio*, **3**: 51–55.
- KUNZ T. H. (1982): *Roosting ecology of bats*. In: Kunz T.H. (ed.), *Ecology of bats*. Plenum Press, New York, 1–55.
- KUNZ T. H. (2003): Censusing bats: challenges, solutions and sampling biases. In: O'SHEA T. J. & BOGAN M. A. (eds). *Monitoring trends in bat populations of The United States and Territories: Problems and prospects*. U.S. Geological Survey, Biological Resources Discipline, Information and technology Reprort, 9–21.
- KUNZ T. H. & BROCK (1975): A comparison of mist nets and ultrasonic detectors for monitoring flight activity of bats. *Journal of Mammalogy*, **56**: 907–911.
- KUNZ T. H., BETKE M., HRISTOV N. I. & VONHOF M. J. (2009): *Methods for assessing colony size, population size, and relative abundance of bats*. In: KUNZ T.H. & PARSONS S. (eds.), *Ecological and behavioral methods for the study of bats*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, 133–157.
- KOWALSKI M. & LESIŃSKI G. (1991): Changes in numbers of bats in Szachownica cave (central Poland) during 10 years. *Myotis* **29**: 35–38.
- LAVAL R. K. (2004): Impact of global warming and locally changing climate on tropical cloud forest bats. *Journal of Mammalogy*, **85**(2): 237–244.
- LESIŃSKI G., FUSZARA E., FUSZARA M., JURCZYSZYN M. & URBAŃCZYK Z. (2005): Long-term changes in numbers of the barbastelle *Barbastella barbastellus* in Poland. *Folia Zoologica*, **54**: 351–358.
- LESIŃSKI G., GRYZ J. & KOWALSKI M. (2008): Does the diet of an opportunistic raptor, the tawny owl *Strix aluco*, reflect long-term changes in bat abundance? A test in central Poland. *Folia Zoologica*, **57**(3): 258–263.
- LESIŃSKI G., IGNACZAK M., KOWALSKI M., ZIMMERMANN N. E., YOCCOZ N. G., THUILLER W., ELLISON A. M., FISHER B. L., FITZPATRICK M. C., GOTELLI N. J. (2011): Increasing bat abundance in a major winter roost in central Poland over 30 years. *Mammalia*, **75**: 163–167.
- MCKELVEY K. S. & PEARSON D. E. (2001): Population estimation with sparse data: the role of estimators versus indices revisited. *Canadian Journal of Zoology*, **79**(10): 1754–1765.
- MORRISON M. L., BLOCK W. M., STRICKLAND M. D. & KENDALL W.L. (2001): *Wildlife Study Design*. Springer-Verlag, New York, 210 pp.
- NICHOLS J. D. (1992): Capture-recapture models: Using marked animals to study population dynamics. *BioScience*, **42**: 94–102.
- NICHOLS J. D. & POLLOCK K. H. (1983): Estimation methodology in contemporary small mammal capture-recapture studies. *Journal of Mammalogy*, **64**(2): 253–260.
- NICHOLS J. D. & CONROY M. J. (1996): *Estimation of species richness*. In: WILSON D. E., COLE F. R., NICHOLS J. D., RUDRAN R. & FOSTER M. S. *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA, 226–234.
- O'SHEA T. J., BOGAN M. A. & ELLISON L. E. (2003): Monitoring trends in bat populations of the United States and territories: status of the science and recommendations for the future. *Wildlife*

- Society Bulletin*, **31**: 16–29.
- OZENDA P. (1989): Le Deplacement vertical des etapes de vegetation en fonction de la latitude; un modele simple et ses limites. *Bulletin de la Société Géologique de France*, **(3)**: 535–540.
- PLEŠNÍK J. (2005): *Biologická rozmanitost: trivialita nebo záhada?* In: Vačkář D. (ed.), *Indikátory změny biodiverzity*, Academia, Praha, 58–76.
- PUECHMAILLE S. J. & PETIT E.J. (2007): Empirical evaluation of non-invasive capture–mark–recapture estimation of population size based on a single sampling session. *Journal of Applied Ecology*: **44**: 843–852.
- PUHE J. & ULRICH B. (2001): Global climate change and human impacts on forest ecosystems. *Ecological Studies*, **143**: 593.
- PYŠEK P. (2005): *Zavlečené a invazní druhy jako indikátory změn biodiverzity*. In: Vačkář D. (ed), *Indikátory změny biodiverzity*, Academia, Praha, 129–146.
- PYŠEK P. & SÁDLO J. (2004): Zelení cizinci a nové krajiny 2. Invazní rostliny: jak je to u nás doma? *Vesmír*, **83**: 129–85.
- RANSOME R. D. (1989): Population changes of Greater horseshoe bats studied near Bristol over the past twenty-six years. *Biological Journal of the Linnean Society*, **38**: 71–82.
- REITER A. (1998): Poškozuje kroužkování netopýry? *Vespertilio*, **3**: 101–110.
- REITER A., BARTONIČKA T., LUČAN R. K. & ŘEHÁK Z. (2010): New records of *Hypsugo savii* in the Czech Republic. *Vespertilio*, **13–14**: 121–125.
- REYNOLDS M. H., COOPER A. B. & DAY R. H. (1997): Radar Study of Seabirds and Bats on Windward Hawai'i. *Pacific Science*, **51**(1): 97–106.
- ROER H. (1981): Zur Bestandsentwicklung einiger Fledermause in Mitteleuropa. *Myotis*, **18–19**: 60–67.
- ŘEHÁK Z. (1997): Trendy ve vývoji početnosti netopýrů ve střední Evropě. *Vespertilio*, **2**: 81–96.
- SACHANOWICZ K., WOWER A. & BASHTA A-T. (2006): Further range extensit of *Pipistrellus kuhlii* (Kuhl, 1817) in central and eastern Europe. *Acta Chiropterologica*, **8**: 543–548.
- SACHANOWICZ K., CIECHANOWSKI M. & PIKSA K. (2006): Distribution patterns, species richness and status of bats in Poland. *Vespertilio*, **9–10**: 151–173.
- SCHOBER W. & GRIMMBERGER E. (1987) *Die Fledermäuse Europas: kennen, bestimmen, schützen*. Franckh, Stuttgart, 222 pp.
- SLADE N. A. & BLAIR S. M. (2000): An empirical test of using counts of individuals captured as indices of population size. *Journal of Mammalogy*, **81**(4): 1035–1045.
- SLUITER J. W. & VAN HEERDT P. F. (1957): Distribution and decline of bat populations in S-Limburg from 1942 till 1957. *Naturhistorisch Maandblad*, **53**: 164–173.
- SPEAKMEN J. R., WEBB P. I. & RACEY P. A. (1991): Effects od Disturbance on the Energy Expenditure of Hibernating Bats. *The Journal of Applied Ecology*, **28**(3): 1087–1104.
- STEBBINGS R. E. & GRIFFITH F. (1986): *Distribution and status of bats in Europe*. Institute of Terrestrial Ecology. 142 pp.
- STEVENS R. D & WILLIG M. R. (2002): Geographical ecology at the community level: perspectives on the diversity of New World bats. *Ecology*, **83**(2): 545–560.
- SUTHERLAND W. J. (ed.) (2006): *Ecological Census Techniques*. Cambridge University Press, Cambridge, 432 pp.
- THOMAS D. W. & LAVAL R. K. (1988): Survey and census methods. In: Kunz T. H. (ed.), *Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, 77–89.
- TUTTLE M. D. (1979): Status, causes of decline and management of endangered gray bats. *Journal of Wildlife Management*, **43**: 1–17.
- TUTTLE M. D. (2003): Estimating population sizes of hibernating bats in caves and mines. In: O'Shea T. J. & Bogan M. A. (eds.), *Monitoring Trends in Bat Populations of the United States and Territories: Problems and Prospects*. Biological Resources Discipline, U.S. Geological Survey, Roston, 31–39.
- UHRIN M., BENDA P., OBUCH J. & URBAN P. (2010): Changes in abundance of hibernating bats in central Slovakia (1992–2009). *Biologia*, **65**: 349–361.



- URBANCZYK Z. (1989): *Changes in the population size of bats in the "Nietoperek" Bat Reserve in 1975–1987 (Preliminary report)*. In: Hanák V., Horáček J. & Gaisler J. (eds.), *European bat research*, Charles University Press, Praha, 507–510.
- URBANCZYK Z. (1992): *Significance of the Nietoperek Reserve for central European population of *Myotis myotis* (Mammalia: Chiroptera)*. In: Horáček I. & Vohralík V. (eds.), *Prague Studies in Mammalogy*. Charles University Press, Praha, 213–215.
- VÁČKÁŘ D. (2005): *Indikátory biologické rozmanitosti*. In: Vačkář D. (ed.), *Indikátory změny biodiverzity*, Academia, Praha, 43–57.
- VAN HERK C. M., APTROOT A. & VAN DOBBEN H.F. (2002): Long-term monitoring in the Netherlands suggests that lichens respond to global warming. *Lichenologist*, 34: 141–154.
- WALSH A. L. & HARRIS S. (1996): Factors determining the abundance of vespertilionid bats in Britain: geographical, land class and local habitat relationships. *Journal of Applied Ecology*, 33: 519–529.
- WALSH A. J., CATTO C. M. C., HUTSON T. M., LANGTON S. & RACEY P. A. (2003): The United Kingdom national bat monitoring programme – turning conservation goals into tangible results. In: O’Shea T. J. & Bogan M. A. (eds.), *Monitoring Trends in Bat Populations of the United States and Territories: Problems and Prospects*. Biological Resources Discipline, U.S. Geological Survey, Roston, 103–118.
- WALTHER G.-R., ROQUES A., HULME P. E., SYKES M. T., PYŠEK P., KÜHN I., ZOBEL M., BACHER S., BOTTA-DUKÁT Z. & BUGMANN H. (2009): Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, 24: 686–693.
- WARREN R. D. & WITTER M.S. (2002): Monitoring trends in bat populations through roost surveys: methods and data from *Rhinolophus hipposideros*. *Biological Conservation*, 105: 255–261.
- WEIREICH J. A. & OUDE VOSHAAR J. H. (1992): Population trends of bats hibernating in marl caves in the Netherlands (1943–1987). *Myotis*, 30: 75–84.
- WIEGEL J. & WIEGEL A. (1996): *Zmiany liczebności podkowca malego (*Rhinolophus hipposideros*) na Wyżynie Krakovsko-Czestochowskiej*. In: Wolszyn B. B. (ed.): *Aktualne problemy ochrony nietoperzy w Polsce. Materiały z IX. Ogólnopolskiej konferencji Chiropterologicznej, Kraków, 25–26 listopada 1995*. Publikacje C. I. C. ISEZ Pan, Kraków, 135–148
- WOŁOSZYN B.W. (1994): *Dekady spisu nietoperzy w Polsce z perspektywy 5-ciu lat badań (1988–1992) – Podsumowanie*. In: Wołoszyn B. W. (ed.), *Zimowe spisy nietoperzy w Polsce*. Publikacje C. I. C. ISEZ Pan, Kraków, 186–218
- ZIMA J., KOVAŘÍK M., GAISLER J., ŘEHÁK Z. & ZUKAL J. (1994): Dynamics of the number of bats hibernating in the Moravian Karst in 1983 to 1992. *Folia Zoologica*, 43: 109–119.