

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta**



Habitatové preference obojživelníků u nás a ve světě

Bakalářská práce

Zuzana Blažková

Školitel: RNDr. Zdeněk Faltýnek Fric Ph.D.

České Budějovice 2011

Blažová, Z., 2010. Habitatové preference obojživelníků u nás a ve světě. [Habitat preferences of amphibians in Europe and abroad. Bc. Thesis, in Czech] - 53 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech republic

Anotace:

I have examined the current state of knowledge on the causes of worldwide amphibian declines, ephasizing their complexity. Furthemore I have revised the methodology of amphibian surveys and amphibian conservation status with implications for future work and improvement.

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

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

České Budějovice, 14.12. 2010

.....
Blažková Zuzana

Poděkování:

Na tomto místě bych chtěla vyjádřit svůj srdečný dík svému školiteli Zdeňku Faltýnkovi Fricovi za jeho bezednou trpělivost, stoický klid a bezmála otcovský přístup při konzultacích ohledně zpracovávání tématu, společně s Mgr. Michalem Bercem, Ph.D. ze Zemědělské fakulty JU. Dále bych chtěla vzdát díky kolegyni Evě Myškové, která pohotově vykouzila dvojitou štamprli domácí slivovice, když jsem se jednou vracela podchlazená z poněkud deštivější herpetologické vycházky. Stejný dík patří kolegovi Juraji Dobrovodskému, který se nezlobil, když jsem ho jako fotografa vylákala na podobnou výpravu s tím, že si myslím, že jsem na lokalitě spatřila sklípkánky rodu *Atypus*. Nu, *Atypus* to nebyl...

Obsah

1. Úvodem - historie a současnost.....	1
1.1 Cíle práce.....	4
2. Příčiny populačního poklesu.....	4
2.1.1 Globální změny klimatu	5
2.1.2.1 Úplná ztráta prostředí – vysušování mokřadů, deforestace.....	8
2.1.2.2 Úbytek kvality prostředí.....	9
.....	9
2.1.2.2.1 Fragmentace habitatu (mortalita na silnicích, nevhodné nádrže etc)....	9
2.1.2.2.2 Zemědělství.....	11
2.1.2.2.3 Výkyvy hydroperiody.....	12
2.1.2.2.3 Průmyslový odpad, pesticidy, a jiné jedy.....	13
2.1.3 Predace a parazitace.....	13
2.1.4 Choroby a deformace.....	14
2.1.4.1 Deformace	15
2.1.4.1.1 UV-B záření.....	16
2.1.4.1.2 Chemické kontaminanty	16
2.1.4.1.3 Parazitace.....	17
2.1.5. Eroze genofondu.....	18
2.2 Dobré zprávy?.....	19
3. Současné metody výzkumu a jeho poznatky.....	21
3.1. Search – and – Seize.....	22
3. 1. 1. Pasti.....	23
3. 2. Značení jedinců a monitoring	26
3. 3. Význam habitatových preferencí.....	29
4. Habitatové preference.....	30
5. Výsledky.....	36
6. Diskuze.....	37
6.1 Evropa.....	37
6.2 Situace za mořem - Amerika a ostatní	38
7. Závěr.....	39
8. Použitá literatura.....	40

1. Úvodem - historie a současnost

Současná globální krize biodiverzity patří k nejvíce skloňovaným tématům mezi odbornou veřejností, a jsou to právě obojživelníci (*Amphibia*), kteří jsou zasažení nejvíc. (Stuart et al., 2004;a další). Do popředí zájmu se skupina oficiálně dostala v roce 1989 na 1. světové herpetologické konferenci v britském Canterbury, kde se sešlo množství zpráv o nevysvětleném úbytku populací batrachofauny napříč státy celosvětově.

Počátky negativního trendu lze vysledovat již k začátku 70. let 20. století, a to na západní pobřeží USA (Sherman & Morton, 1993; Drost & Fellers, 1996), v Portoriku (Burrowes & al., 2004) a severovýchodě Austrálie (Czehura & Ingram, 1990)(in Stuart et al., 2004). Mikátová & Vlašín (2002) dávají počátek poklesů populací střeoevropské batrachofauny do souvislosti již s rokem 1950. Bury (1999) ovšem vysledoval zprávy o "do té doby nevídaném" poklesu zvířat v populacích skokana volského na východě USA až na konec 19 století (Chamberlain, 1897 in Bury, 1999).

Zpočátku byly tyto zprávy o rapidním ústupu brány s jistou dávkou skepticismu, přičemž tito skeptici poukazovali především na populační dynamiku obojživelníků, kterou charakterizují velké výkyvy křivky růstu populace (i.e. fluktuace) (Blaustein et al., 1993; Pounds et al. 1997). Pechmann et al. (1991) a Pechmann et Wilbur (1994) sice uvedli příklady populací klesajících na početnosti jedinců, ale nepředložili dostatek argumentů z nichž by vyplynulo, zda jsou tyto úbytky v normě fluktuace či nikoliv (in Pounds, 1997). Travis (1994) trefně podotkl, že to co dělá odborníkům vrásky na čele není pozorovaný zánik jedné či více populací v místě výzkumu, ale to, že po dobu trvání projektu nedojde ke znovuosídlení území, a přitom je-li v okolí pouze pár roztroušených populací, jejichž jedinci mají omezené schopnosti disperze, může trvat mnoho let než bude možno říct, zda znovuosídlení proběhlo či nikoli (in Pounds et al., 1997). Obdobně, během monitoringu lze snadno přehlédnout vzácně se vyskytující roztroušené populace u nichž při dostatečně malé velikosti, může být normální krátkodobá fluktuace považována za extinkci druhové metapopulace ev. celého druhu (Travis, 1994 in Pounds et al., 1997; Blaustein et al., 1993).

Vzácnějším nicméně neopomenutelným mechanismem populační dynamiky je přirozená extinkce. Předními kandidáty jsou izolované endemické druhy jako kostarická ropucha *Bufo periglenes* (Pechmann & Wilbur, 1994 in Pounds et al., 1997) montánní ropucha vázaná na pruh území 0,5-8km uvnitř Monteverde Cloud Forest reserve (Crump, 1992). *B. periglenes* se vyznačovala překvapivým pohlavním dichromatismem, samci byli zbarvení zářivě žlutooranžově (v angl. *golden toad*), samice s olivovým až černým barevným

základem se šarlatovými cákanci, díky tomu byla objevitelem druhu Jay M. Savagem (1966) právem označena za nejokázalejšího zástupce čeledi *Bufoiidae*. Stejně tak do oka bijící je rychlost s jakou druh zmizel – z 1500 jedinců pozorovaných během rozmnožovací sezóny 1987 na 11 zvířat mezi lety 1988-1990 (Crump, 1992).

Pozornost všech se ve snaze prokázat či vyvrátit důkazy o nepřírozených populačních úbytcích, zaměřila zhodnocení stability populací obojživelníků a Blaustein et al. (1993) ukázal na absenci dlouhodobého monitoringu zvířat na jehož základě by bylo možno posoudit demografické prospekty populací. Pro tyto účely, jak napsal, je třeba sledovat a zaznamenat průběh více než jednoho populačního turn-overu (\pm 2-3roky *R. sylvatica*; Berven, 1990 in Blaustein et al., 1993; přibližně 15 let pro mločí populace; Hairston, 1987 in Blaustein et al., 1993), přitom studie zahrnující více-letý monitoring, lze spočítat na prstech jedné ruky. Tento nedostatek znalostí mechanismů populační dynamiky ilustroval právě na případě *B. periglenes*, která byla i navzdory dvěma dekádam od svého objevení přehlíženým a málo prozkoumaným druhem. Blaustein vysvětlil populační krach *B. periglenes* popsany ve studii Crumpové (1992) jako důsledek nízkého reprodukčního úspěchu v sezóně 1987, kdy ze snůšek pozorované populace 1500 jedinců vzešlo 29 (!) pulců. Blaustein toto označil za přírozený mechanismus dynamiky druhu, který společně s kryptickým způsobem života, který tyto ropuchy tráví většinu roku zahrabané v půdě, vypadá spíše jako estivace než populační úbytek.

Toto však odporuje zjištěním Crumpové, která ukázala na ničivý vliv fluktuací dešťových srážek. *Bufo periglenes* vyžaduje během sezóny dostatečné množství srážek, které zvlhčí půdní substrát a vytvoří nádržky vhodné pro ovipozici; následují-li po sezóně těžší dešťové srážky, dochází k vyplavení snůšek a pulců a jejich následné desikaci, což ústí v nízký reprodukční úspěch (Crump, 1992). Crumpová dále rozvedla, že během špatné sezóny (sucho či nízké srážky) mohou ropuchy zůstat pod zemí celý rok. Jedinci pod zemí sice přežijí, ale jak stárnou jejich šance na úspěšné rozmnožení klesá a čím dál víc se tak narušuje populační rovnováha. V současnosti je *Bufo periglenes* dle standart IUCN vyhynulým druhem (Pounds et al., 2004).

Zlom v přístupu k této problematice přišel v druhé polovině 90. let se statistickým modelováním, které odhalilo vážnost těchto populačních úbytků. Studie Poundse et al. (1997) tak ukázala, že mezi lety 1990-1994 zmizelo na 40% kostarické batrachofauny, což otřáslu většinou do té doby nejzarytějších skeptiků, a tak se začalo diskutovat o tom, jakou měrou batrachofauna ubývá a proč se to mu tak děje.

Roku 2004 shromáždila komise Global Amphibian Assessment (GAA) dostupná data

o distribuci, abundanci, populačních trendech, habitatových nárocích a hrozbách pro všech 5743 v té době známých druhů obojživelníků, aby na základě standart Červeného seznamu IUCN stanovila úroveň ohrožení pro každý z nich.

Výsledky ukázaly, že min. 2 468 druhů (43,2 % celkové diverzity) zažívá populační pokles a pouze 28 druhů (0,5 %) je na vzestupu populace. Stabilní trend byl zaznamenán pro 1 552 druhů (27,2 %), pro zbylou třetinu druhů (1661 druhů, 29,1 %) schází podklady (Stuart et al., 2004).

1 856 druhů (32,5 %) spadá do podmínek IUCN kategorií ohroženosti sdružující druhové pod-kategorie *Vulnerable* (zranitelné), *Endangered* (ohrožené) a *Critically Endangered* (kriticky/silně ohroženy, zároveň nejvyšší stupeň hrozby). Pod *Critically Endangered* spadá na 427 druhů (7,4 %), přičemž vezme-li se v potaz, že pro 1 294 druhů (22,5%) schází data o abundanci (data deficient), tak počet kriticky ohrožených druhů může zcela jistě stoupnout (Stuart et al. 2004). 122 druhů spadá do neoficiální kategorie vymizelých druhů (no longer to be found), tedy nejsou oficiálně prohlášeny za vyhynulé druhy, dokud to nepotvrdí důkladný výzkum (Stuart et al., 2004). 34 druhů je vedeno jako vyhynulé (Stuart et al., 2004).

Porovnáme-li se řádem *Aves* (ptáci), jehož počet druhů se odhaduje na 9 978 (zdroj: <http://cs.wikipedia.org/wiki/Ptáci>), z nichž 1211 (12 %) je vedeno jako ohrožené, z toho 179 druhů spadá do *Critically Endangered*, a pro 78 druhů nemáme dostatek dat (Stuart et al., 2004), 129 druhů je vedeno jako vyhynulé; a řádem *Mammalia* (savci), jehož počet druhů se uvádí kolem 5 500 (Wilson & Reeder, 2005), z toho 1 130 (23 %) je vedeno jako threatened, z nichž 184 (3,8 %) je kriticky ohroženo, pro 259 druhů schází data a za vyhynulé bylo prohlášeno 74 druhů; nelze než souhlasit, že obojživelníci z toho vycházejí podstatně hůř. Může však zaznít argumentace, že počet vyhynulých druhů je přece vyšší u ptáků, nicméně 9 druhů obojživelníků, tedy čtvrtina, z oněch 34, zmizelo po roce 1980 oproti 5 druhům (jedna šestadvacatina) ze 129 ptáků. Lze tak předpokládat, že počet druhů vyhynulých obojživelníků spíše poroste, jak uvádí například Puky (2006) a mnozí další; stejně tak Puky (2006) a mnozí další (např. Giam et al., 2010) spekulují, že mnoho druhů zmizí aniž by byly oficiálně popsány pro vědu. GAA též nepopírá, že oněch 9 druhů mohlo být ve skutečnosti 122 (Stuart et al., 2004). Allentoft & O'Brian (2010) apelují přímo - když, současnosti více než 40% druhů obojživelníků zažívá populační ústup, a současná míra extinkce více než 100x převyšuje svou přirozenou hodnotu (Wilson, 1992; Eldredge, 1998 in Blaustein et Johnson, 2003; Cushman, 2006; Brito, 2008, McCallum M. L., 2007 in Allentoft et O'Brian, 2010), jde vskutku o skupinu, na níž by se měly zaměřit ochranné snahy. Potíží ochrany obojživelníků není ani tak neznalost příčin stojících v pozadí současného poklesu jejich

stavů, jako především nevědomost (kupodivu) o distribuci jednotlivých druhů a jejich nárocích na podmínky prostředí (habitatové preference) (Karns, 1989; Crump, 1992; Parris et al., 1999 a další). Stuart et al. (2004) a další autoři (např. Cushman, 2005; Brito, 2008; Giam et al., 2010 a jiní) uvádí, že počet málo prozkoumaných či zcela neprozkoumaných druhů tvoří 22,5% až pětinu z celkového počtu pro vědu známých druhů.

1.1 Cíle práce

Účelem mojí práce je revize současných poznatků souvisejících s ochranou obojživelníků a prostředí, ve kterém se vyskytují s důrazem na prostředí mimo vodní plochy. Tyto poznatky jsem tématicky rozdělila do tří oddílů textu. V oddíle 2. se zabývám stavem současné batrachofauny z hlediska míry ohrožení druhů a dále mírou porozumění mechanismům stojících za současným trendy populačních poklesů. Na konci oddílu zmiňuji některé z letošních objevů druhů, u nichž se předpokládala extinkce včetně objevů živočichů dosud nepopsaných.

V oddíle 3. rozebírám současný arzenál metod používaných k hledání a odchytu obojživelníků v rozličném prostředí včetně značení jednotlivců pro účely sledování. Dále zmiňuji základní definice, toho co je habitat, a jak lze měřit jeho kvalitu.

Ve čtvrtém oddíle se věnuji poznatkům vybraných prací zabývajících se způsoby utilizace prostředí jednotlivými (středoevropskými) druhy. Poznatky těchto studií posléze konfrontuji s hospodářskou a environmentální politikou míst, kde byl výzkum prováděn.

2. Příčiny populačního poklesu

Stuart et al. (2004) poukázal na 435 druhů, které se po roce 1980 zařadily do vyšší IUCN kategorie ohroženosti než před tímto rokem. Tyto druhy následně definoval jako rapidně mizející (rapidly declining) rozdělil je do tří kategorií dle příčin poklesu populace na 1) druhy "vykořisťované" (*over-exploited*), ohrožené především nezákonným sběrem za účelem prodeje (50 druhů; Stuart et al., 2004), 2) druhy ohrožené skomírajícím prostředím – fragmentací a ztrátou konektivity habitatu, úbytkem kvality habitatu včetně úplné destrukce habitatu (183 druhů; in Stuart et al., 2004), a za 3) na druhy mizející ze záhadných (neznámých?) příčin (207 druhů; in Stuart et al., 2004). Tyto kategorie nejsou směrodatné a mohou se vzájemně překrývat, a zároveň také zhruba vysvětlují trend poklesu populací pro

všech 2 468 druhů (43,2 % celkové diverzity). Za současným ústupem či zánikem populací stojí mnoho faktorů a mechanismů, za jejichž společného jmenovatele lze bez zaváhání a nadsázky jmenovat člověka jako původce všeho.

Takto se lze nyní rozlišovat 5 hlavní faktorů chápaných jako největší hrozbu pro světovou diverzitu batrachofauny, jsou to 1) globální změny klimatu, 2) nežádoucí změny habitatu, 3) nadměrná predace a parazitace, 4) choroby a deformace a 5) "eroze" genofondu. Jako v případě specifík rapidně mizejících druhů, které zmínil Stuart et al. (2004) i tyto faktory se mohou překrývat (ústit jeden ve druhý) a tím tak násobit destruktivní vliv na zvířecí populace.

2.1.1 Globální změny klimatu

Teplota a vlhkost jsou dvě klimatické komponenty přímo ovlivňující biologii obojživelníků. Ti jako ektotermní organismy regulují svou tělesnou teplotu výměnou s prostředím v němž se vyskytují (voda, půda, vzduch) a příjmem sluneční energie (sun-basking), jinými slovy tráví hodně času na slunci chtějí-li se ohřát (i. e. předejít podchlazení) nebo ve stínu potřebují-li předejít přehřátí organismu (Blaustein et al., 1993). Tělesná teplota poté udává rychlost fyziologických pochodů a platí, že za každých 10 °C se rychlost těchto procesů zvýší 2-3x (Rome et al., 1992 in Carey & Alexander, 2003). Teplotní nárůst v temperátním klimatu signalizuje konec hibernace a iniciuje rozmnožovací aktivity, jako samčí zpěvy (Reading, 1998 in Carey & Alexander, 2003). Temperátní druhy jako takové jsou ve srovnání se svými tropickými protějšky více tolerantní k výkyvům minimálních a maximálních hodnot svých teplotních optim, avšak platí, že žádný obojživelník nežije v teplotách blízkých maximu jejich optima, které Cowles & Bogert (1944) definují jako "teplotní mez za kterou lokomoce nabyde disorganizovaného charakteru, čímž živočich přijde o schopnost uniknout podmínkám neslučitelným s jeho životem".

Dostupná voda, spíše než teplota prostředí, je to co určuje distribuci obojživelníků. To je dáno především způsobem rozmnožování – většina obojživelníků vyžaduje vodní prostředí pro ovipozici, protože vajíčka, stejně tak i mladé larvy rychle vysychají. Jedna sezóna o nízkém srážkovém úhrnu tak může mít občas celkem ničivé následky pro celou postiženou populaci (Crump, 1992; Blaustein et al., 1993; Steward, 1995 in Carey & Alexander, 2003). I v letech s dostatečnými srážkami mohou být snůšky ztraceny, jsou-li nevhodně umístěny do malých mělkých nádržek či kalužin, které rychle vysychají (Rowe & Dunson, 1995). Rowe & Dunson (1995) dále uvádí možnost, kdy během extrémně suchého

roku nedostatek zbytkového sněhu na jaře způsobí, že podzemní vody nestačí napájet dočasné vodní nádrže a následuje-li nedostatek či přímo absence srážek v létě, někteří obojživelníci mohou zaznamenat nulový reprodukční úspěch (in Rowe & Dunson, 1995; Crump 1992). Taktéž přežití dospělců závisí na množství dostupné vody. Tenká kůže obojživelníků je plně propustná pro vodu (Blaustein et al., 1993), což je společně s neschopností vytvářet koncentrovanou moč (Carey & Alexander, 2003) činí nesmírně náchylnými k vysušení (desikaci). Tato očividná potřeba vodního nebo alespoň vlhkého prostředí nám předkládá logický závěr, že obojživelníci budou skupinou nejvíc zasaženou fenoménem klimatických změn, což je činí excelentním indikátorem dopadů klimatických změn na biodiverzitu (Donnely, 1998 in Carey & Alexander, 2003; Henle et al., 2008). Carey et Alexander (2003) ovšem poukazují na fakt, že zemské klima se měnilo neustále během 350 miliónů let evoluce obojživelníků (Duellman & Trueb, 1985 in Carey & Alexander, 2003), tedy, že současní obojživelníci jsou potomky druhů, které přežily poslední dramatické změny klimatu, a tak je záhodno se ptát jaké předpoklady odolal extrémním výkyvům teplot a vlhkosti tito předci zanechali svým potomkům?

Henle et al. (2008) na toto navázal z pohledu evropské herpetofauny – druhová odpověď na klimatické změny zahrnuje buď posunutí areálu rozšíření nebo in-situ adaptaci (evoluční proměnu), jenomže disperzní schopnosti obojživelníků jsou značně omezené (fyziologií živočicha a prostředím). Rozsáhle fragmentovaná evropská krajina disperzi nijak neusnadňuje (aspekty proměny habitatu budou probrány podrobně později); k evoluci je zapotřebí velkých populací, ty evropské tak rozhodně nevyhovují.

Panuje víceméně všemi úznávaný koncensus, že současné klima se vymyká vzorci svých historických změn. O tom, jak vážné tyto výkyvy jsou, se však nadále vedou diskuze. Podobně se diskutuje o tom, jakým způsobem nebo jestli vůbec tyto změny postihnou populace obojživelníků po světě (Carey & Alexander, 2003).

Přímou souvislost (i. e. kauzalitu) mezi klimatickými změnami a vymíráním obojživelníků lze ukázat obtížně. Většina studií populační odpovědi na změny klimatických podmínek je založena na korelacích či modelech (Heyer et al., 1988; Weygoldt, 1989; Ingram, 1990; Steward, 1995; Pounds et al., 1999 in Carey & Alexander, 2003) namísto experimentů prokazujících kauzalitu. A přitom korelace neodhalují ani příčinu ani následek, navíc mohou být ve výsledku dost zavádějící, což ukazuje Kristan (2001) ve své práci o korelovaných proměnných faktorů ptačích habitatů a vtipně Lepš. Aby hodnoty teplot a vlhkosti vedly k přímému zániku populace, musí dlouhodobě přesahovat optimální hodnoty daných druhů, takový jev ovšem dosud nebyl pozorován (Carey & Alexander, 2003). Ovšem

je popsáno nepřímé zesilující působení klimatu na faktory, které mortalitu způsobují.

Hibernace (a estivace), páření a larvální vývoj obojživelníků jsou spjaty s teplotou, to je obzvláště zřejmé v mírném pásu, kde jsou jasně rozlišeny zimní a jarní (letní) teploty. Za mírných (teplých) zim vyšší metabolismus může vyčerpat energetické zásoby obojživelníka a tím snížit pravděpodobnost přežití a/nebo úspěšného páření, což může mít negativní dopad na velikost populace (Reading, 2007 in Henle et al., 2008). Vyšší teploty ovšem posouvají dříve i počátek rozmnožovací fáze, tak se vzrůstajícím počtem pozdních mrazů během jara (Hänninen, 1991; Walther et al., 2002 in Henle et al., 2008) stoupá riziko zmrznutí snůšek a larev včetně adultních jedinců vyčerpaných vysokými teplotami během zimy (Carey & Alexander, 2003; Henle et al., 2008).

Henle et al. (2008) poukazuje na to, že nárůst teplot bude ovlivňovat pouze ty druhy, jejichž hibernace a impuls ke shánění potravy jsou řízeny endogenními rytmy, čili druhy temperátní zóny a horských oblastí. Batrachofauna nižších zeměpisných šířek (subtropy a tropy) hibernovat nepotřebuje, během nepříznivého období sucha estivují ve vhodných úkrytech (Diaz-Paniagua, 1992; Jakob et al., 2002 in Henle et al., 2008). Ovšem prodloužená estivace v důsledku dlouhého sucha může oslabit obojživelníka stejně jako hibernace během mírné zimy.

Vyšší teploty mohou mít jak pozitivní tak negativní vliv na vývoj a růst larev. Teplota určuje velikost, rychlost a délku larválního vývoje, které zase přímo souvisí s pravděpodobností přežití a reprodukčním úspěchem (Jakob et al., 2002 in Henle et al., 2008). Obecně platí, že při nižších teplotách trvá larvální vývoj déle, ale larvy jsou větší velikosti (Jakob et al., 1992 in Henle et al., 2008). Delší vývoj s sebou sice nese větší riziko predace larev, nicméně velké larvy se přemění ve větší a plodnější dospělé (Reading, 1986, 2007 in Henle et al., 2008) a úspěšné rozmnožování je podmínkou přežití druhu.

V souvislosti s klimatickými změnami se skloňuje jejich propojení se současným epidemickým šířením chytridiomykózy (Pounds et al., 2006; Cushman, 2006; Wake, 2007; Bosch et al. 2007 in Henle et al., 2008) způsobené houbou *Batrachochytrium dendrobatidis*, které zapříčinila masové úmrtí a populační úbytky různých druhů obojživelníků po celém světě (Berger et al., 1999) včetně Evropy. Dalším patogenem potenciálně profitujícím ze současného trendu oteplování dle Henleho et al. (2008) jsou ranaviry decimující populace v Anglii (Cunningham et al., 1996 in Henle et al. 2008).

2.1.2 Nežádoucí proměny habitatu.

Fyziologie a životní cyklus obojživelníků jsou odražené v habitatových potřebách (Cushman, 2006; Loman & Lardner, 2009). Jako živočichové náchylní k letálnímu vysušení organismu tak obvykle vyžadují snadný přístup k vodě, aby mohli naklást snůšky vajec a zajistili larvám vhodné životní prostředí a zároveň zabránili vlastní nežádoucí desikaci. Metamorfovaní (sub)adultní jedinci ovšem vyžadují terestrické prostředí především k zimní hibernaci a letní aktivitě (Lesbarrère et al., 2003). Zvířata takto závisí na počtu konektivních prvků spojujících jednotlivé plochy habitatu sérií koridorů zajišťujících bezpečný pohyb (Cushman, 2006; Hartel et al., 2008; Todd et al., 2009).

Obecně vzato jsou modifikace habitatu a s nimi související důsledky pro populace obojživelníků považovány za hrozbu číslo jedna (Baruš & Oliva, 1992; Temple & Cox, 2009).

2.1.2.1 Úplná ztráta prostředí – vysušování mokřadů, deforestace

Stebbins již v roce 1966 prohlásil, že (americké) druhy mizí, protože mizí jejich prostředí, a přitom pronesl: "Svět směřuje cestou organizovaného domestikovaného řádu, přeplněného lidmi a jejich zbytečnostmi, kde není místo pro paletu různých tvarů života".

Beebee (1997) a Giam et al. (2010) napsali, že většina populačních úhynů je výsledkem antropogenních zásahů do prostředí. Beebee (1997) ukázal zejména na problém rostoucí urbanizace (in Lesbarrères et al., 2003). Mokřady a vhodné vodní nádrže vhodné pro obojživelníky bývají vysušovány a následně nahrazeny zástavbou, pastvinami ev. vodními díly (Goldberg & Waits, 2009). Suislepp et al. (2011) uvádí, že během poslední dekády 20. století bylo odvodněno na 15 miliónů hektarů mokřadní plochy, přičemž za celé století byla zničena plná polovina světové rozlohy mokřadů (OECD, 1996 in Suislepp et al., 2011). V ČR výstavba soustavy vodních nádrží Nové Mlýny mezi lety 1978-1989 zničila na 3 000 ha plochy údolní nivy původně zahrnující tůně, slepá říční ramena a lužní les, jež skýtaly vhodná rozmnožiště 12 druhům našich obojživelníků (třem hnědým skokanům, třem zeleným skokanům, čolku velkému, čolku obecnému, kuňce ohnivě, ropuše zelené, blatnici skvrnitá a rosničce zelené), dnes některé tyto druhy z oblasti zmizely, zatímco počet ostatních výrazně poklesl (Mikátová & Vlašín, 2002).

Odvodňování plochy porostů lesa není nijak neobvyklým managementem lesnického hospodaření v severských státech Evropy, jejichž průmyslovým artiklem je dřevo. Odvodem stojící vody z lesní plochy, za pomoci těžké techniky, dojde k provzdušnění půdy a zamezení

odtoku živin, které sice benefitují růstu stromů, ale ústí zároveň v úbytek vodních těles vhodných k rozmnožování obojživelníků a též negativně ovlivňuje délku hydroperiody, což se projeví na mortalitě larválních stádií a tedy reprodukčním úspěchu a populačním trendu (Suislepp et al., 2011).

Goldberg & Waits (2009) upozorňují na fakt, že soukromí vlastníci parcel s mokřadními habitaty často před ochranou takového cenného území upřednostní alteraci prostředí pro potřeby rybářského využití.

Todd et al. (2009) uvádí jako další, obzvlášť signifikantní, hrozbu kácení lesů, přičemž plných 82% druhů obojživelníků jsou závislé na lesním prostředí (Stuart et al., 2004). Lesní holoseče mají za následek úbytek jak diverzity druhů tak abundance zvířat v pozůstavších populacích, narušují schopnost přežít a zároveň zapříčiňují emigraci druhů do vhodnějšího prostředí (Todd et al., 2009).

2.1.2.2 Úbytek kvality prostředí

2.1.2.2.1 Fragmentace habitatu (mortalita na silnicích, nevhodné nádrže etc)

Persistence populací je dána mechanismy na dvou úrovních – místní a krajinné (oblastní). Metamorfovaní adulti žijí, živí se a přezimují v terestrickém prostředí poblíž rozmnožovacích vodních ploch. Aktivita mimo sezónu rozmnožování je taktéž svázána s suchozemskými habitaty. Zvířata dělí své nároky mezi akvatický a terestrický habitat potřebují habitatové koridory, jimiž se mohou volně mezi nimi pohybovat (Todd et al., 2009). V krajinné úrovni populace obojživelníků fluktuují v počtech jedinců díky ztrátě mokřadů (nízký reprodukční úspěch), nadměrné predaci (zarybňování nádrží, larvy vážek) a jiných (zmíněno v následujících oddílech). Několik špatných let za sebou může skončit extinkcí lokálních populací, kterou však při dostatečné konektivitě pokryje rekolonizace z ostatních populací (Todd et al., 2009). Omezená disperzní kapacita obojživelníků navíc dále zesiluje vliv fragmentace (Cushman, 2006; Henle et al., 2008)

Aspektem fragmentace habitatu není jen ztráta a zmenšení úživných ploch, ale následně též vznik ostrůvků oddělených těžko prostupnými nebo zcela neprostupnými bariérami, které brání migraci jedinců a podílí se tak snižování stavů – například mortalita zvířat na silničních tazích. Tyto bariéry zvyšují míru inbreedingu v populaci, čímž vznikají

geneticky nekvalitní zvířata náchylná vůči environmetálním stresorům (Lesbarrères et al., 2003, Allentoft & O'Brian, 2010)(viz oddíl Eroze genofondu).

Hlavní bariérou při současném trendu rostoucí urbanizace vyžadujícím mimo jiné hustou síť dopravní infrastruktury, jsou tak silniční komunikace. Mortalita obojživelníků na dopravních tazích je, možná díky své spektakulární povaze (Puky, 2005), jedním z nejdiskutovanějších mechanismů přispívajících globálním úbytkům batrachofauny. Nicméně díky zainteresovanosti různých stran doposud nebyl stanoven celkový vliv na obojživelníky.

Nejde jen o ztrátu jedinců zabitých při migraci, ale přilehlé okolí silnic je zároveň znečišťováno jednak hlukem vozidel, jednak automobilovými emisemi, jež obsahují mimo jiné těžké kovy, které se usazují v půdě a mohou být vyplavovány do spodních vod, odkud kontaminují vodní zdroje, rostliny a živočichy včetně obojživelníků.

Na problém silniční mortality obojživelníků prvně ukázal Savage (1935), zprávy o ekologických dopadech se však začaly scházet až na konci 20. století (in Puky, 2005). Landmann et al. (1999) identifikoval silniční mortalitu jako příčinu ústupu obojživelníků v rakouských Alpách (in Puky, 2005). Lesbarrères et al. (2003) zjistil nízkou genetickou variabilitu (i. e. míru heterozygoty) na malém vzorku populace *Rana dalmatina* podél fancouzské dálnice A11, což by odpovídalo závěrům, že počet zvířat zabitých na silnici postačuje k nežádoucímu zamezení toku genů, což se promítá na životaschopnosti následujících generací. Ehnmann & Cogger (1985) odhadl silniční úmrtnost australské herpetofauny (tj. obojživelníci a plazi včetně) na 5 a půl milionu jedinců ročně, Lalo (1987) odhadl, že každý den je na amerických silnicích zabito na jeden milion jedinců obojživelníků, Caletrio et al. (1996) odhadl roční mortalitu obojživelníků na španělských komunikacích na 10 miliónů jedinců (in Puky, 2005). Tyto počty se stanovují zapisováním nalezených mršin, ovšem doba kterou křehké tělo obojživelníka stráví na silnici je mnohem kratší v porovnání s plazy a savci, karkas může být rozebrán projíždějícími vozy, spláchnut ze silnice deštěm či odnesen mrchožroutem. Hels & Buchwald (2000) poznamenali, že navzdory pěšímu pohybu po silnici při sčítání mrtvolek našli v rozmezí 7% - 67% z celkového počtu zabitých zvířat. Ve svém výsledku tak počty zvířat zabitých silničním provozem mohou být o mnoho vyšší (Puky, 2005; a další). Navíc se tyto analýzy mortalit soustředí především na severněji položené země Evropy a Spojené státy americké, a tak vesměs chybí data například asijských států.

Kamenem úrazu je chování zvířat na vozovce, omezené pohybové schopnosti především ocasatých a bufonidů znemožňují včas zjistit blížící se hrozbu a utéct, v případě nebezpečí zvířata strnou na místě, čímž prodlévají na už tak nebezpečném místě déle a

zvyšují riziko kolize.

Obecně se silniční mortalita týká všech populací obojživelníků podél silničních komunikací, největší hodnoty jsou zaznamenávány pro temperátní druhy během jara na začátku rozmnožovací sezóny (Rettig, 1996 in Puky, 2005), ztrátám při jarní migraci dospělců se mohou rovnat ztráty na juvenilních zvířatech během letní disperze (Ashley & Robinson, 1996 in Puky, 2005), a jsou to právě juvenilové, kteří zajišťují tok genů mezi populacemi, ve větší míře než jejich adultní protějšky (Cushman, 2006). V jiných klimatických zónách je migrace obojživelníků přes silniční tahy dána přítomností dešťových srážek ohraničující začátek sezóny. Dost zarážející jsou výsledky experimentů s informováním řidičů via dopravní značky na probíhající migraci – Coulson (1982) v Austrálii nezaznamenal žádnou reakci řidičů na značky upozorňující na migraci vačnatců, Karns (1986) a Slater (1994) naopak popsal hulvátské reakce řidičů, kteří v reakci na značky schválně vedli svoje vozy aby zabili co nejvíce zvířat.

Účinným prostředkem ke snížení silniční mortality obojživelníků jsou konstrukce žabích tunelů, ovšem na mnoha místech ochráněři narážejí na tvrdý nezáměr pohlavárů a plánovačů (Lesbarrère et al., 2003), když už jsou tyto konstrukce postaveny je často zanedbávána jejich údržba, protože tak nejsou schopny sloužit původnímu účelu (Puky, 2005).

2.1.2.2.2 Zemědělství

Ačkoli se dnes usilovně pátrá o příčinách mizejících populací a druhů, málokdo věnuje pozornost současnému trendu intenzivního zemědělství.

Zemědělské praktiky, jako používání hnojiv a pastva skotu, mohou negativně ovlivňovat vývoj larev obojživelníků, a to hned několika způsoby. Hnojení a nadměrné množství kravských výkalů (Bagshaw, 2002 in Todd et al., 2009 ; Blaustein & Johnson, 2003) vede k eutrofizaci vodního prostředí (jejíž následky jsou popsány později v oddílech o parazitech a fyzických deformacích), a spásáním litorální vegetace a vegetace na břehu nad úrovní hladiny klesá míra opadu rostlinných částí, jež přispívají detritu – potravní vrstvě na dně nádrže (Schmutzer et al., 2008). Hoorman (2005) uvádí, že průměrný kus skot defekuje 12x za den, což dle Hermanson et Kalita (2004) činí 23 kg fekálií denně (in Shmutzer et al., 2008). Zvýšené hodnoty amoniaku a dalších sloučenin dusíku mohou negativně ovlivnit vývoj larev, které jsou menší velikosti s častějším výskytem tělesných vad (viz oddíly Predace a parazitace; Nemoci a deformace).

Nárůst dusíku vede k posunům trofické kaskády, které vedou k nárůstu biomasy vodních řas, což vede jednak ke snížení koncentrace kyslíku rozpuštěného ve vodě, ale též ke zvýšení počtu vodních šneků, kteří slouží jako mezihostitelé parazitů, napadajících mimo jiné též obojživelníky (Blaustein & Johnson, 2003; Densmore & Green, 2007). Nízká koncentrace kyslíku negativně ovlivňuje růst a vývoj larev (Cole, 1994 in Schmutzer et al., 2008). Dobytek též spásá vegetaci na břehu a v litorálu jež zajišťuje přísun detritu sloužící obojživelníkům jako potrava a možnost úniku před predátory (Schmutzer et al., 2008). Reaser (2000) spekuluje zda pokles populace *Rana luteiventris* není způsoben rozdupáním snůšek dobyt看 (in Schmutzer et al., 2008).

Schmutzer et al. (2008) potvrdil, že abundance larev v nádržích bez přístupu skotu je vyšší, než v nádržích kam mají zvířata přístup. Jansen & Healey (2003) dodali, že více druhů bylo nalezeno v nádržích s omezeným přístupem skotu, než v nádržích plně přístupných. Z tohoto lze usoudit, že za účelem udržení diverzity obojživelníků (což je jeden z cílů ochránářské biologie) je lépe zamezit přítomnosti dobytka v mokřadech z cennými (i. e. diverzifikovanými) společenstvy batrachofauny (in Schmutzer et al, 2008).

2.1.2.2.3 Výkyvy hydroperiody

Počet dní v roce, po které nádrže, mokřady a jiné zadržují množství vody se označuje jako hydroperioda, a již Parris & McCarthy (1999) upozornili na to, že jde o důležitý faktor silně ovlivňující druhovou skladbu na lokalitě (Parris & McCarthy, 1999; Hamer & McDonnel, 2008).

Různé druhy obojživelníků mají totiž různé nároky na délku hydroperiody, odpovídající délce larválního vývoje.

Hamer & McDonnel (2008) dávají do souvislosti posun hydroperiody jako následek urbanizace krajiny či zemědělské činnosti (COM 1999, 22 final). Prodloužení hydroperiody negativně ovlivňuje výskyt druhů preferujících dočasné nádrže. Jako příklad uvádí přeměnu portlandských mokřadů (Oregon, USA), kdy rozlehlé, hustou vegetací zarostlé, vysychající mělké vody byly přeměněny do hlubších permanentních nádrží, které vytvořily podmínky jednak pro rybí predátory a jednak pro žabí druhy s dlouhým larválním vývojem, přičemž druhy s krátkým larválním vývojem z nádrží zmizely.

Protipovodňová opatření a kanalizací systémy mohou navýšit pravděpodobnost vysušení mokřadů v urbánní krajině, tím, že svádí vodu, normálně putující do mokřadů, do retenčních nádrží či pryč tekoucích vod, což může mít za následek letální vysušení

organismu takové mokřady obývajících druhů (Hamer & McDonnel, 2008).

Nebezpečná je i zvýšená frekvence povodňových srážek, které podemílají břehy a narušují vegetaci, což má za následek ztrátu rozmnožišť, denních úkrytů, úbytek potravy a splach larev dále po proudu (Hamer & McDonnel, 2008).

2.1.2.2.3 Průmyslový odpad, pesticidy, a jiné jedy

Tyto látky způsobující buď přímo mortalitu zvířat nebo negativně ovlivňují pestrou škálu aspektů života. Z hlediska parazitace lze ovšem zmínit možný pozitivní efekt chemického odpadu například z opuštěných zlatých dolů či sléváren mědi, který se zdá zamezuje šíření parazitární infekce, v nichž navzdory tvrdým podmínkám našly útočiště zbytky populace rosničky *Litorea spp.* zdecimované parazity (Densmore & Green, 2007).

2.1.3 Predace a parazitace

Zvířata neohrožují pouze predátoři přirození (v případě obojživelníků především dravé rybí druhy, ptáci a jiní obojživelníci) a zavlečení predátoři občas neúnosně navyšující predanční tlak na populaci, je potřeba se zaměřit také na jiný druh predace – tzv. *over-exploitation* ze strany člověka. Rowley et al. (2009) uvádí nelegální odchyt a prodej zástupců *Salamadridae* pro černý trh a tradiční medicínu jako jeden z nejvýznamějších faktorů jejich populačních poklesů na území Laosu, Myanmaru, Thajska a Vietnamu, na stejnou roveň tlaku staví odlov velkých žabích druhů v oblasti západní Sumatry a na území Malajsie a Filipín.

Úbytek početnosti není záležitostí pouze lokalit silně zasažených povětšinou antropogeními vlivy (e. g. mýcení lesů, eutrofizace nádrží silnou zemědělskou činností, etc.) či stochastickými (i. e. náhodnými, nepředvídatelnými) přírodními událostmi katastrofického charakteru, ale též lokalit očividně nezasazených žádnou z věcí zmíněných výše (Blaustein et al., 1993; Nyström et al., 2002).

Životaschopnost populací takových původních habitatů může negativně ovlivnit zavlečení jednak různých patogenních organismů a jednak dravých vodních bezobratlých (rakovci - *Malacostraca*) a ryb, kteří ve vhodných počtech zvládnout vyhubit většinu larválních stadií obojživelníků, a tak srazit sezónní reprodukční úspěch k nule (Nyström et al., 2002).

Obojživelníci ve volné přírodě (i v zajetí v chovech) hostí pestrá škála zástupců *Protozoa*, jejichž podrobným popisem se zabývají odborné monografie, a tak je zde nebudu vyjmenovávat. Stejně tak je to se zástupci *Metazoa*, kteří však často navíc slouží jako přenašeči různých patogenů (Densmore & Green, 2007).

2.1.4 Choroby a deformace

Mnozí autoři uvádějí, že současná míra druhové extinkce je řádově 1000x – 10 000x vyšší než tomu bylo přirozené v minulosti (Wilson, 1992; Eldredge, 1998 in Blaustein & Johnson, 2003; Cushman, 2006; Brito, 2008; Bickford et al., 2010). V 90. letech dvacátého století si batrachologové začali všimnout faktu, že mnoho popsáných populačních poklesů se týkalo člověkem očividně nedotčených habitatů, jak ukázal Pounds et al. (1997) na příkladu z kostarického Monteverde (viz úvod výše), a další (Blaustein et al., 1993).

S vynořivší se polemikou o globálním oteplování, se začalo uvažovat o roli patogenních činitelů (Laurance et al., 1996; Blaustein & Johnson, 2003; Carey & Alexander, 2003; Henle et al., 2008). Zřejmě největší hrozbu z nich dnes představuje chytridiomykóza (Densmore & Green, 2007; Skerratt et al., 2007). Poprvé ji pro svět popsali Berger et al. (1998) a Pessier et al. (1999), později Longcore et al. (1999) našel a popsal jejího původce – *Batrachochytrium dendrobatidis* (Bd²) (zdroj: <http://chytrid.herp.cz/>). Nemoc napadá metamorfované adultní jedince, přičemž larvy působí jako přenašeči (Berger et al., 1999). Zoosporangia této houby narušují svrchní kožní buňky, pročež dochází k poruchám osmotické rovnováhy (zdroj: <http://chytrid.herp.cz/>). V případě těžce rozvinuté chytridiomykózy u rosnice sinné (*Litorea cearulea*) byl pozorován úbytek krevní plazmy a pokles koncentrace sodíku, draslíku a chloridů. Voyles et al. (2009) uvádí pokles koncentrace sodíku o 20% a koncentrace draslíku o 50%. Tyto výkyvy tělních elektrolytů patrně naruší činnost elektrických impulsů pohánějících srdce, čímž dochází k zástavě krevního oběhu a posléze smrti zvířete (zdroj: http://chytrid.herp.cz/jak_zabiji.html).

Retrospektivní analýzy muzejních vzorků nicméně odhalily první výskyt chytridiomykózy už v roce 1933 v Kamerunu na drápatce *Xenopus fraseri* (Soto-Azut et al., 2009). Další nálezy se datují do roku roku 1938 z jihoafrické *Xenopus laevis* (Wheldon et al., 2004), 1961 z kanadského Quebecu, 1974 z USA, 1978 z Austrálie, 1986 z Kostariky (Blaustein et al., 1993), Ekvádoru a Venezuely (Skerratt et al., 2007, Densmore & Green, 2007) (zdroj: <http://chytrid.herp.cz/>). Radowicz et al. (2005) formuloval dvě hypotézy ohledně původu současného epidemického stavu – hypotéza vynořivšího se patogenu

("emerging endemite hypothesis" in Skerratt et al., 2007) říká, že nákaza se vyskytuje běžně buď dormantní nebo o nízké virulenci (i. e. míře patogenity), přičemž za současným pandemickým stavem nákazy stojí abnormální výkyvy klimatu (Skerratt et al., 2006).

Hypotéza nového patogenu ("novel pathogen hypothesis") předpokládá, že se Bd² šíří na nová území, kde napadá populace, které nemají s podobnou nákazou zkušenost. Zároveň podotýká, že nákaza není žádnou novinkou – podobně jako lidská chřipka, AIDS, SARS a vzteklna, zde byl tento patogen vždy přítomen (Skerratt et al., 2007). Skerratt et al. (2007) dávají do souvislosti se šířením Bd² mezi kontinenty lidský činitel, poukazující na nedostačující karanténí protokoly a zanedbanou zdravotní prohlídku při převozu jedinců ze zasažených oblastí. Chytridiomykóza tedy likviduje i soukromé chovatelské sbírky, vypuštěním zvířat z takovýchto chovů do volné přírody může potom dojít k nakažení a následné likvidaci nativních populací. Skerratt et al. (2007) zároveň ve svém postulátu podrobně rozebírá argumenty hovořící v platnost obou jednotlivých hypotéz.

Druhým nejdiskutovanějším patogenem jsou ranaviry čeledi *Iridoviridae*. Její zastupci byli popsáni u ryb, obojživelníků i plazů. Míra patogenity se odvíjí od hostitele, nejvyšší je ovšem u zástupců bezocasých a ocasatých obojživelníků (*Anura* a *Caudata*) (Densmore & Green, 2007). Virus se přenáší kontaktem s nakaženým jedincem buď přímo, kanibalismem mezi larvami či migrací vodním slupcem. Virus způsobuje nekrózu tkání oběhového systému a kůže, dochází tak k otokům a vnitřnímu krvácení. Densmore & Green (2007) a Brunner et al. (2005) předpokládají přítomnost jedinců přenašečů uvnitř populace, kteří nevykazují klinické příznaky infekce. Cunningham et al. (2008) uvádí ranavirou infekci jako hlavní příčinu poklesů populací v Anglii (in Henle et al., 2008).

(Pozn.: Klinickými příznaky (i. e. zevními známkami chorobných pochodů v těle) se vyznačuje též přítomnost parazitů)

2.1.4.1 Deformace

S nárůstem infekčních onemocnění se zvýšil počet pozorovaných jedinců s různými deformacemi těla (Blaustein & Johnson, 2003). Johnson & al. (2002) uvádí, že deformovaní jedinci mohou v některých populacích tvořit až 80% celkového počtu; deformity způsobené mutací či poškozením tkání během vývoje se přitom mohou vyskytnout v jakékoli populaci, obvykle ale jejich počet nepřesáhne 5% a nejčastěji zahrnují chybějící články prstů ev. části končetin (Blaustein & Johnson, 2003). V minulosti tak bylo pozorováno jedno (max. 2) deformovaná zvířata v populaci (Blaustein & Johnson, 2003), studie od poloviny 90. let 20

století. popisují 15 – 90% míru deformací, které často postihují více druhů na té dané lokalitě (Quellet et al., 1997, Hellgen et al., 1998, Johnson et al., 2002 in Blaustein & Johnson, 2003). Pozorované deformace zahrnují částečně a úplně chybějící končetiny, znásobení končetin (viz parazitace motolicemi výše) a článků prstů, znetvořené oči, kožní léze (Blaustein & Johnson, 2003).

Toto je komplexní problém sdružující okruhy biologie vývoje a ekologie prostředí, jako možné příčiny se uvádí nárůst UV slunečního záření (Ankeley et al., 2000, 2002 in Blaustein & Johnson, 2003), nárůst chemických polutantů v prostředí (Blaustein & Johnson, 2003) a parazitace (Blaustein & Johnson, 2003).

2.1.4.1.1 UV-B záření

Ultrafialové záření (UV) je stresující faktor provázející organismy od jejich vzniku (Blaustein & Johnson, 2003) Solární radiace, kolize vesmírných těles a vulkanická činnost jsou přirozenými krátkodobými událostmi narušujícími zemskou ozónovou vrstvu ve velkém měřítku, což je doprovázeno nárůstem množství UV radiace dopadající na povrch Země (Blaustein & Johnson, 2003). Lidská produkce chlorofluorokarbonů (freonů) a dalších průmyslových plynů vede ke stabilnímu narušování ozónové vrstvy, jehož následkem jsou tak organismy vystaveny škodlivému UV-B záření. Blaustein & Belden (2003) uvádí, že UV-B narušuje imunitní systém obojživelníků a může způsobit mutace tělního plánu vyvíjejících se embryí včetně jejich smrti. Mloci vystavení abnormálním hodnotám UV-B při laboratorních pokusech si vyvinuli nadstandartní sady končetin (Butler & Blum, 1963 in Blaustein & Johnson, 2003), oproti tomu mloci v přírodě zaznamenali spíše deformace těla a očí a kožní léze (Blaustein et al., 1997 in Blaustein & Johnson, 2003). Podobná dualita deformací indukovaných in-situ a v laboratoři provází i další experimenty (Fite et al., 1998; Ankeley et al., 2000, 2002 in Blaustein & Johnson, 2003), což vede k dalším diskuzím o roli tohoto záření na deformacích obojživelníků.

2.1.4.1.2 Chemické kontaminanty

Je všeobecně známo, že mnoho průmyslových vesměs odpadních látek může způsobit deformace či smrt organismů žijících v oblasti působení znečištění. Značná část deformovaných obojživelníků se nalézají v zemědělských oblastech rozsáhle ošetřovaných různými hnojivy a pesticidy (Quellet et al., 1997, Heyes et al., 2002a,b in Blaustein et al.,

2003).

O roli jedovatých látek se vášnivě diskutuje – v 90. letech 20. století bylo v USA v oblasti Velkých Jezer nalezeno značné množství zvířat s nadstandardní sadami končetin, z laboratorních experimentů se vědělo, že zmnožení končetin mohou vyvolat retinoidy, látky odvozené od vitamínu A (v současnosti používané jako lék proti akné). Když ale byly larvy obojživelníků vystaveny působení methoprenu, běžnému insekticidu, který se vlivem UV záření rozpadá na látky podobné kyselině retinové, vzniklé deformace byly pouze výsledkem UV záření (Ankley et al., 1998 in Blaustein & Johnson, 2003). Degitz et al. (2000) provedl obdobný pokus a zjistil, že koncentrace methoprenu potřebné ke vzniku deformací embryo usmrtí (in Blaustein & Johnson, 2003). Průzkum lokalit s výskytem deformovaných zvířat odhalil velmi nízké koncentrace methoprenu v prostředí, ale Blaustein & Johnson (2003) zároveň poukazují na slabé metody jeho detekce.

2.1.4.1.3 Parazitace

Sessions et Ruth (1990) vypožorovali, že mnoho jedinců axolotla dlouhoprstého (*Ambystoma macrodactylum croceum*) a rosničky kalifornské (*Hyla regilla*) s abnormálním počtem končetin je též nakaženo motolicemi (in Blaustein et Johnson, 2003).

Implantace drobných metacerkárií do končetinových pupenů vyvíjející se drápatky *Xenopus laevis* vedla k vývoji extra končetinové sady (Sessions and Ruth, 1990 in Blaustein et Johnson, 2003).

Johnson et al. (1999, 2001a) vystavili v laboratoři pulce rosničky kalifornské reálnému množství cercárií *Ribeiroia*, a posléze zaznamenali vysokou míru (40-100%) končetinových abnormalit (in Blaustein et Johnson, 2003).

Ribeiroia se množí asexuálně uvnitř prvního mezihostitele, kterým bývají vodní šneci. Z plžů vyplouvají cercárie aktivně hledající druhého mezihostitele nebo definitivního hostitele, to záleží na životním cyklu daného druhu - larvy obojživelníků. Cercárie se poté zanoří do jejich vyvíjejících se končetinových pupenů, kde vytvoří cystická stádia – metacerkárie, která rozpoltí končetinový pupen a tím indukují vznik extra končetin. Toto má nejspíš za následek větší pravděpodobnost predace vodními ptáky – hybnost zvířat je dosti omezena a vizuálně tvoří lákovou kořist (Blaustein et Johnson, 2003).

Nicméně parazitace nebude hlavním viníkem tělesných deformací obojživelníků, na některých lokalitách *Ribeiroia* očividně *schází*, přesto se tam vyskytují deformovaná zvířata. Stejně tak nebyla prokázána spojitost parazitů s deformacemi očí a vnitřních orgánů, přičemž

chybějící končetiny se dají vysvětlit útokem predátora (Blaustein et Johnson, 2003).

S prohlubujícím se poznáním problému znetvořených obojživelníků si nelze neuvědomit komplexnost jeho příčin. Parazitace vysvětluje mnoho případů znetvoření, ale modifikace habitatu, chemické polutanty a vysoká hladina UV-B, také hrají roli minimálně jako nepřímé mechanismy facilitující infekci. Johnson et al. (2002) popsal nárůst množství jedinců nakažených Ribeiroií v oblastech se silnou pastvou skotu. (in Blaustein & Johnson, 2003). Pastviny byly rozsáhle hnojeny, což spolu s množstvím kravských výkalů vedlo k eutrofizaci vodních těles, v nichž se začaly přemnožovat porosty řas, což umožnilo navýšení počtu vodních měkkýšů, pasoucích se na řasových nárůstech, kteří jinak sloužící jako mezihostitelé motolic. Johnson et al. (2002) dále uvedl, že množství těchto eutrofizovaných nádrží nadále roste, jak postupuje vysušování přirozených mokřadů (in Blaustein & Johnson, 2003).

Kiesecker (2002) prokázal synergní interakci pesticidů a nákazy Ribeiroií, když vystavil jednu skupinu larev obojživelníků nízkým hladinám pesticidu a zároveň cercáriím parazita. Tato skupina vykazovala vyšší množství parazitů na jedince společně s vyšší měrou deformací oproti kontrolní skupině vystavené pouze cercáriím (in Blaustein et Johnson, 2003).

2.1.5. Eroze genofondu

Inherentní genetická výbava populací se mění v závislosti na okolním prostředí, což slouží jako nárazník vůči náhodným katastrofickým událostem (Allentoft & O'Brian, 2010). Pokles této genové variability vede ke snížené fitness zvířat v populaci, což ústí jednak ve snížený reprodukční úspěch, promítající se do úbytku populace a jednak takto ztrácí adaptabilitu vůči měnícímu se prostředí, což opět může skončit populačním úbytkem (Allentoft & O'Brian, 2010). Geneticky variabilní jedinci lépe čelí polutantům v prostředí, patogenům a působení UV-B záření (Allentoft & O'Brian, 2010) (viz výše příčiny populačního poklesu). Genetická diverzita je přímo úměrná velikosti populace. Hodnota fitness jedince je nejlépe reprezentována jeho schopností přežít (a rozmnožit se). Přežití je určeno jednak mechanismy růstu, zejména u larev, větší velikost snižuje riziko predace jinými larvami, větší larvy dříve metamorfují a své větší proporce si ponechají i po metamorfóze (s větším tělem se pojí i vyšší plodnost). Predispozice pro vytváření fyzických abnormalit (extra-končetinové sady, etc.) jsou větší, čím nižší je genetická variabilita.

Hitchings & Beebee (1998) našli korelace mezi genetickou diverzitou a počtem deformací v ostrůvkovitých populacích *Bufo bufo* v urbanizované krajině, což ukazuje na omezení toku genů, způsobené fragmentací původního prostředí. Není třeba podotýkat, že třeba znetvořené oči znemožňují zvířatům včas zaznamenat blížící se nebezpečí, extra končetiny posléze znesnadňují únik. Deformace jsou ovšem spojeny též s působením chemických látek a parazitů, jak bylo zmíněno v předešlém textu).

Uvážíme-li, že klesající trendy populace byly zaznamenány pro více než 40% druhů obojživelníků, lze očekávat, že genetická variabilita místních populací bude silně vyčerpána driftem a in-breedingem. Ovšem i malé populace si mohou zachovat genetickou bohatost je-li zajištěn dostatečný přísun genů zvenčí (tj. je-li zachována metapopulační struktura), čemuž však často úspěšně brání současná fragmentace krajiny (Allentoft & O'Brian, 2010).

Vyčerpání druhového genofondu může být "páčkou v pozadí", která zvyšuje náchylnost druhů vůči stresovým faktorům prostředí a tak přispívá ke lokálnímu úhynu malých populací po celém světě (Lesbarrère et al., 2003; Allentoft & O'Brian, 2010).

Největším úskalím všech popsaných faktorů je, že málokdy působí samostatně – téměř vždy jde o synergní působení minimálně dvou, přičemž jeden usnadňuje či zesiluje působení druhého. Při návrhu ochranných opatření pro obojživelníky, je tak třeba mít neustále na paměti komplexnost celé problematiky.

2.2 Dobré zprávy?

Z předchozího textu vyplývá, že obojživelníkům pomalu odbývá umíráček, což je vesměs pravda. Gray (1825) uvádí, že i Karl Linné se na adresu herpetofauny vyjadřoval slovy: "Animalia pessima tetra nuda", což lze volně přeložit jako "čtvernásobně nejhorší ze všech zvířat", o bezmála dvě století později Karns (1989) stále nazývá obojživelníky (a plazy) "nejvíce nedocenenými zvířaty s opravdu špatným *PR image* u veřejnosti"; a není to tak dávno co se děti bavily nafukováním ropuch slaměným brčkem (Sedlák, in verb.). Třináct let později Mikátová & Vlašín (2002) stále poukazují na neradostný fakt, že se nikdo neptá proč je třeba chránit ptáky a savce, zatímco překvapivá část lidí se stále drží předsudků jaká "odporná, páchnoucí, slizká a jedovatá" zvířata obojživelníci jsou.

Navzdory takovému pohrdání v srpnu 2010 organizace Conservation International společně s Amphibian Specialist Group (ASG) pod IUCN za podpory Global Wildlife Conservation zorganizovala sérii terénních pátrání po stovce "ztracených" druhů

obojživelníků napříč 21 státy 5 kontinentů, a již o měsíc později přišly zprávy z mexické provincie Hidalgo, kde byl nalezen jeskynní mločík *Chiropterotriton mosaueri* (čel. *Plethodontidae*), který byl naposledy spatřen roku 1941; následně přišlo znovuobjevení žáby *Hyperolius nimbae* z Pobřeží Slonoviny, kde byla naposledy spatřena roku 1967 (Anonymous, 2011; Zelman, 2011); v bývalém Zairu (dnes Demokratická republika Kongo) byla nalezena žába *Hyperolius sankuruensis*, posledně zjištěna v roce 1979 (Anonymous, 2010); později přišla zpráva z Ekvádoru, kde se objevila mimořádně esteticky atraktivní žába *Atelopus balios* (čel. *Bufo*) pohřešovaná od roku 1996.

Během pětiměsíčního trvání celého projektu přišly další zprávy z Haiti, kde výzkumný tým našel 6 zástupců žab rodu *Eleutherodactylus* pohřešovaných od počátku 90. let dvacátého století (druhé poloviny v případě *E. parapelates*), všichni jsou řazení dle standart IUCN jako kriticky ohrožené druhy. V Indii bylo znovunalezeno 5 druhů žab, přičemž jedna z nich je obzvláště zajímavá. Jednak tím, že byla naposledy spatřena roku 1874 (!), jednak tím, že se věří, že její pulci dokončují vývoj ve vajíčku (Anonymous, 2011a). Největší senzace projektu přišla z Kolumbie. Výzkumný tým zde našel dva nové dosud nepopsané zástupce rodů *Rhinella* a *Silverstoneia* a jeden zcela neznámý druh neurčeného rodu, který uchvátil svými šarlatovými očima (Anonymous, 2011).

Letošní rok v srpnu bylo objeveno devět nových zástupců rodu *Rachyaorchestes* a jeden další rodu *Polypedates* (Hance, 2011).

V září přišla další zpráva z Indie, kde tým profesora Sathyabhamy Dase Bijua našel 12 dosud nepopsaných druhů rodu *Nyctibatrachus* a znovuobjevil tři pohřešované zástupce téhož rodu. Profesor Biju ovšem nešťastně dodává, že všechny druhy jsou endemité nahloučení do jedné oblasti, a proto vyžadují přísnou ochranu. Naneštěstí, dle jeho slov, se ochránářské snahy indických úřadů soustředí pouze na slona a tygra, i když tento objev by mohl znamenat změnu v celkového přístupu k ochraně indické fauny (Daigle, 2011; Dell'Amore, 2011).

6. října tohoto roku přišla zpráva z Austrálie, kde Dr. C. Hoskins (James Cook university) & K. Aland (Queensland Museum) objevili dva nové druhy rodu *Cophixalus* (Anonymous, 2011b). Možná s výjimkou posledního objevu, všechny předchozí pojí skutečnost, že jde o fragmenty původního území, které jsou dnes ohrožené antropogenním tlakem zvenčí a nepředvídatelným šířením chytridiomykózy. S výjimkou dvou australských zástupců, jde o nepočtená zvířata, o nichž se ví jen to, kde byla nalezena; což v nejčernějším případě může znamenat, že se z těchto zvířat budeme radovat jen krátce během následujících let. Toto je kamenem úrazu většiny ochránářských snah - chování zvířat, *life-history*,

habitatové preference jednotlivých druhů vztažené na různé měřítko (lokální úroveň, regionální a krajinná) jsou znalosti jakékoliv, jenom ne dostačující (Parris et al., 1999; de Solla et al., 2004; Cushman, 2005; Browne et al., 2009) pro formulaci účinného plánu ochrany.

3. Současné metody výzkumu a jeho poznatky

Katalogizace popsanych druhů provází přírodopis již od jeho počátků, s nastupující krizí biodiverzity si vědci uvědomili potřebu inventarizace těchto znalostí a nutnost zavedení standartizovaných kvantifikačních technik pro faunální výzkum nejen herpetofauny obecně (Willson & Dorcas, 2003).

Nejen pro vědecký výzkum, ale i pro amatérské herpetologické vycházky, aby nesly nějaké výsledky, je třeba si uvědomit fyziologická omezení a návyky zkoumaných živočichů. V případě obojživelníků je obvykle veškerá aktivita svázána s vodou, zvířata jsou k nalezení uvnitř a poblíž permanentních (dlouhodobých) vodních zdrojů (zde především během doby rozmnožování), v podmáčených habitatech (lužní lesy) a lotických soustavách (i. e. tekoucí vody a jejich okolí).

Vogt & Hine (1982) určili pravidla přítomnosti jednotlivých skupin herpetofauny v prostředí v závislosti na vzdálenosti vodních zdrojů – obojživelníky lze podle nich najít v okolí 3 km od permanentního vodního zdroje a též za tímto radiem ovšem v dosahu 3 km od sezónních (i. e. nestálých, dočasných) vodních zdrojů. Mimo dosah 3 km od jakéhokoli vodního zdroje se obojživelníci nevyskytují (in Karns, 1989). Pozorování obecně je záhodno zkoordinovat s horními výkyvy srážek, což platí jak pro temperátní (ev. boreální), tak tropické druhy. Karnsová (1989) uvádí, že se aktivita obojživelníků několikanásobně zvýší během 24 hodin od posledních větších srážek. U temperátních a boreálních druhů je dalším faktorem teplota, která se srážkami indukuje konec hibernace a počátek migrace zvířat na rozmnožiště, což je ideální příležitost k pozorování zvířat (Karns, 1989; Hutchens & DePerno, 2009). Je třeba mít neustále na paměti, že rozmnožování různých druhů začíná v rozdílnou část sezóny (Gingras et al.,).

Metody hledání obojživelníků lze rozdělit dle zájmu o jednotlivé druhy a jejich životní stadia na terestriální a akvatické. Prohledávání terestrického prostředí vyžaduje minimum vybavení, je však potřeba bystrého oka při prohlížení substrátu po známkách přítomnosti zvířete, reakce obojživelníka bývá dvojí - buď strne na místě, přičemž často kryptické zbarvení zvířete mu pomůže splynout s prostředím (což ovšem vždy nemusí jít dle

plánu), nebo na sebe upozorní únikovou reakcí, pročež je třeba i hbité pevné ruky.

S prohledáváním vodního prostředí se už pojí jisté těžkosti. Zvířata slunící se na břehu vody či ostrůvcích vodní vegetace ev. kusech dřeva vyčnívajících uprostřed vody lze relativně snadno zachytit dalekohledem nebo teleobjektivem fotoaparátu. Pro sběr zvířat je ovšem třeba se namočit. K brodění mělkými vodami je záhodno vzít si obuv s pevnou podrážkou, k tomu aby člověk dostal zvířata z vody lze použít pestrou škálu rybářských sítí s násadami – plůdkové sáčky, kesery, přívlače a saky; pro široké mělčiny bez většího množství vegetace a potopených kusů větví lze i nevodny jinak určené k výlovům rybníků. Karns (1989) uvádí šnorchlování jako dobrou metodu k pozorování u dna žijících macarátů (angl. mudpuppy, čel. *Proteidae*).

Jsou tři základní otázky, které je třeba si položit před započítáním studia druhů vybrané lokality – Kolik druhů se vyskytuje na lokalitě našeho zájmu? Kolik jedinců od daného druhu se vyskytuje na lokalitě? Jakým způsobem tyto druhy využívají dostupné prostředí? (Karns, 1989). Znalost odpovědí jednotlivých druhů na tyto otázky je klíčová pro formulaci účinného plánu ochrany, a tak časem byla vyvinuta sada metod k inventarizaci druhové diverzity na zájmových lokalitách.

3.1. Search – and – Seize

Nejjednodušší způsob, jak si udělat přehled o sestavě druhů na lokalitě jsou pochůzky cílené na vyhledání zvířat v jejich prostředí ev. zaznamenání náhodně spatřených zvířat při standartních činnostech. Karns (1989) takový postup označuje jako obecný *search-and-seize*. Efektivita metody se zvyšuje s množstvím času stráveného v terénu a je omezena pouze schopnostmi a znalostmi průzkumníka. Jde o relativně snadný, a nejlevnější způsob získání seznamu druhů a hrubému odhadu jejich počtu na lokalitě. Search-and-seize může mít podobu transektové pochůzky, či pojíždějí automobilem (bicyklem dle chuti a výdrže) po cestách (asfaltových či jinak zpevněných), které protínají vhodně habitaty. K nalezení zvířat lze využít i nahrávky a poslech samčích zpěvů na rozmnožištích (Karns, 1989; Gingras et al.).

Variací této metody je časově omezený search-and-seize postup. Před začátkem průzkumu jsou určeny zájmové habitaty (e. g. rákosina, bažina...), ve kterých bude po předem stanovený časový úsek soustředěno veškeré pátrání po zvířatech. Habitaty jsou při každé návštěvě prozkoumány 1x, což omezí započítání zvířete vícekrát během jedné

pochůzky. Výsledkem je přehled o druhové diverzitě a habitatových preferencích druhů, který může být srovnáván s výsledky z ostatních ploch stejného habitatu (Karns, 1989).

Asi nejběžnější praktikou je pokrytí lokality čtvercovou sítí a následné prozkoumání jednotlivých kvadrátů metodou obecného search-and-seize. Různí autoři uvádí rozdílné velikost kvadrátů. Karns (1989) uvádí jako průměrné rozmezí 100 – 1000 m², Almeida-Gomes et al. (2010) vytyčili pro hledání brazilské anurofauny, žijící v listovém opadu, čtverce o velikosti 5 x 5 metrů; při vytyčování čtverců je třeba brát v potaz ekologii zkoumaného druhu. U odchycených zvířat se obvykle zaznamenává čtverec odchyty a typ habitatu, ideální je předem určit množství času, který bude stráven na vytyčené ploše a tuto dobu dodržovat pro všechny kvadráty. Touto metodou lze získat přehled druhové diverzity a ucelený obrázek o utilizaci zkoumaného prostředí jednotlivými druhy společenství. Odchycená zvířata mohou být označena a zpětným odchycením takových jedinců lze získat podklady pro zjištění pohybu druhu.

Search-and-seize metody jsou levné, omezené pouze schopnostmi a znalostmi člověka provádějícího výzkum; ovšem ani nejvitálnější jedinec nemůže trávit na lokalitě nekonečně dlouhou dobu a fungovat při tom 24 hodin denně za všemožných rozmarů počasí.

3. 1. 1. Pasti

Výhodný poměr účinného samplingu lokality vůči času strávenému v terénu řeší nasazení pastí (Karns, 1989; de Solla et al., 2004; Hutchens & DePerno, 2009). Karns (1989) uvádí tři základní druhy pastí – propadlové (pitfall traps), vězence (funnel traps) a soustavu kombinující oba tyto prvky, drift fence (jde o tzv. pasivní pasti, viz níže).

Principem propadlové pasti, jak lze odvodit z názvu, je libovolný kontejner usazený do substrátu tak, že nepřevyšuje jeho úroveň. Trychtýřové pasti se pokládají na substrát (či do vody) a bývají zakryty úlomky okolní vegetace, zvířata se dostanou odkrytým vchodem trychtýřovitého tvaru (jedním nebo více) dovnitř a obvykle nejsou schopna uniknout ven (Karns, 1989). Aby pasti plnily svůj účel, je třeba je vhodně umístit do prostředí, protože je nutná alespoň zběžná znalost pohybu zvířat na lokalitě.

Pasti umístěné v terestrickém prostředí se nejlépe uplatní v kombinaci s bariérou protínající prostředí, která svádí pohyb zvířat z jejich obvyklých tras do položených pastí. Takové soustavy svodidel se nazývají *drift fences* (Karns, 1989; Willson & Gibbons, 2009). Karns (1989) uvádí, že bariéra by měla sahat průměrně 50 cm vysoko a být ukotvena minimálně 10 cm v zemi. Obecně platí, že čím delší soustava je, tím přesnější je zachycené

spektrum druhové diverzity. Vogt & Hine (1982) uvádí jako minimální délku 15 metrů, soustavy kratší "nestojí za námahu při jejich konstrukci"(in Karns, 1989).

Důležitou otázkou je, jak postavit jednotlivé bariéry tak, aby zachytily co nejvíc zvířat. Postaví-li se například jedna bariéra od východu k západu dojde k samplingu zvířat jdoucích od severu jižním směrem, ale vzorek zvířat táhnoucích podél bariéry bude podhodnocený (Karns, 1989). Campbell & Christman (1982) a Gibbons & Semlitsch (1982) navrhuji kombinace více bariér – konstrukce tzv. L, T nebo H soustav.

Takto zkompletované soustavy je záhodno umístit na hranici zkoumaného habitatu tak, aby podél ní souběžně vedla alespoň jedna z bariér. Ideální je posadit soustavy napříč migračními trasami. Pasti a především *drift fence* soustavy jsou poněkud nákladné a jejich umístění vyžaduje pečlivé plánování, ovšem jakmile jsou jednou umístění provádí nepřetržitý sampling se standardně vyšším množstvím odchycených zvířat než je tomu u aktivního průzkumu popsaného výš (Karns, 1989; Willson & Gibbons, 2009). Pasti jsou také účinnější metodou ke zjištění přítomnosti vzácných či skrytě žijících druhů (Willson & Gibbons, 2009, Almeida-Gomes et al., 2010).

Drift fence soustavy umístěné ve vodním sloupci v podobě tenat či hedvábných pásů jsou v mnoha zemích běžným nástrojem k lovu ryb eventuelně želv (Vogt, 1980 in Willson & Dorcas, 2004). Tyto vodní konstrukce ale nejsou častým nástrojem samplingu obojživelníků, zřejmě díky dvojakým výsledkům, jež poskytují. Willson & Dorcas (2004) kombinací vodních bariér s trychtýřovými pastmi dosáhli výrazně většího množství odchycených larev obojživelníků, naopak Buech & Egeland (2002) nezaznamenali žádný posun.

Nevýhodami těchto soustav je větší finanční nákladnost sestavení (cena materiálu etc.) a náročnost na čas věnovaný kontrole a údržbě díla. Soustava je značně náchylná k erodujícím vlivům počasí a mechanickému poškození velkými zvířaty a malými dětmi v obydlených lokalitách (Sutherland, 2006). Naprosto zásadní je pravidelná kontrola – její zanedbání končí zvýšenou mortalitou živočichů v důsledku desikace organismu nebo utopení či zvýšené predace (Sutherland, 2006).

Popsané konstrukce (propadla, vězence, *drift fence* soustavy) lze označit za pasti pasivní, samplující vzorky bez zásahu člověka. V praxi se ale využívají i "pasti" aktivní (Willson & Gibbons, 2009). Tyto nechytají zvířata do uzavřených kontejnerů, ale soustředí je do jednoho místa odkud je člověk (relativně) snadno sesbírá. Sem lze zařadit použití tzv. *coverboards* ("krycí desky") a *PVC piping grids* ("PVC mříže").

Coverboards určené k nalákání obojživelníků jsou obvykle kusy dřeva položené na zemi, natahující vlhkost a tím vytvářející příhodné refugium (*coverboards* určené pro plazy bývají pokovány a tak akumulují teplo). Velikost desek není nijak pevně daná, ale Willson & Gibbons (2009) poukazují na minimálně jednu studii potvrzující pozitivní korelaci velikosti s počtem odchycených zvířat. Síla dřeva by měla být vyšší v sušším habitatu, aby se předešlo nežádoucímu vyschnutí (Willson & Gibbons, 2009). *PVC piping grids* jsou určeny speciálně pro odchyt šplhavých (arboreálních) druhů žab (Willson & Gibbons, 2009; Hutchens & DePerno, 2009). Jde o vertikální konstrukci z plastových trubek zabodnutých do substrátu mezi vegetací, kde je předpokládán výskyt zvířat. Pro obě tyto konstrukce bezpodmínečně platí, že než začnou být využívány ke sběru zvířat, budou ponechány několik týdnů na lokalitě, aby se na nich stihlo mikroklima příhodné pro obojživelníky.

Je bez debat, že pro efektivní inventarizaci druhů na lokalitě je potřeba zapojit dohromady více ze zmíněných technik dohromady, otázkou tedy zůstává kolik a jaké techniky by se měly použít. Hutchens & DePerno (2009) upozorňují ve své práci, že valná většina průzkumů (jakýchkoli) lokalit používá 1-2 metody, čímž může ve výsledku dojít k silnému podhodnocení stavů zvířat. Doporučují tedy nasazení alespoň tří rozdílných metod.

Hutchens & DePerno (2009) prošli dostupnou literaturu a zařadili v popsané lapací techniky do tří kategorií dle frekvence jejich použití. Primární techniky zahrnují použití drift fence soustav, *coverboards* a vizuálních odchyťů; mezi sekundární patří vizuální odchyt na silničních komunikacích (e. g. car cruising), nasazení *piping grids*, odchyty na transektech a nahrávání žabích chórů; do terciárních technik spadají náhodné odchyty (*opportunistic encounters*), vodní vězencové pasti a *basking traps*. Po rozmístění jednotlivé techniky po pokusné lokalitě se ukázalo, že z celkové diverzity 33 druhů primární metody podchytily druhů 13, sekundární 18 a terciární 24 druhů. Primární metody odchytily v průměru 4x více zvířat než ostatní techniky dohromady (Hutchens & DePerno, 2009). *Drift fences* a *search-and-seize* jsou robustní metody, které sice relativně přesně popíší diverzitu početných druhů, ale vzácné či málo početné druhy silně podhodnotí, protože je třeba zapojit sekundárních a terciárních metod, které se naopak osvědčily jako mimořádně účinné při chytání vzácnějších druhů.

Takový poznatek by měl tlačit k pečlivému rozmyšlení toho, jaké metody jsou nejvhodnější pro *sampling* jednotlivých druhů (fosoriální x arboreální x striktně akvatické druhy) a jejich životních stádií (Hutchens & DePerno, 2009). Sutherland (2006) uvádí, že předpoklad, že jedna lapací technika bude stejně efektivní v různých habitatech je zcela mimo. Willson & Dorcas (2003) srovnávali odchyty mloků v tekoucích vodách pomocí

podběráků (dip nets) a vodních vězencových pastí (funnel traps). Z jejich práce vyplynulo, že obě metody odchyty stejné zhruba stejné množství zvířat, ovšem větší diverzita druhů a jednotlivých životních stadií byla zachycena vodními vězenci, nicméně je absurdní pokládat objemné vězence do drobných pramenů, které lze snadno prohledat ručně.

Parris et al. (1999) a Sutherland (2006) zdůrazňují, že je třeba neustále mít na paměti za jakým účelem je průzkum prováděn a na jeho základě vybrat vhodnou metodiku. Například v 90. letech 20. století průzkum dopadu kácení lesů v Novém Jižním Walesu na tamní herpetofaunu sice zahrnoval sampling zvířat, ovšem ten se sestával pouze z denních pochůzek mimo jakékoli vodní zdroje, výsledná data poté nestačila k zodpovězení otázky účelu studie (Goldingay et al., 1996 in Parris et al., 1999).

3. 2. Značení jedinců a monitoring

Cílem inventarizačního průzkumu lokality nebývá jen "prostá" inventura druhů, ale často i odchyt a následné označení zvířat, která poté při zpětném odchycení pomohou určit životaschopnost populace (i. e. survival rate).

Mimo sledování životaschopnosti populace lze použít určité metody i ke sledování pohybu zvířat i. e. *movement patterns* – způsob jakým migrují krajinou, jak dispergují, jakým způsob si rozdělí jednotlivé niky rozmnožiště a celkově to, jak využívají dostupné mikrohabitaty během roku (Eggert, 2002). Tyto znalosti lze uplatnit pro ochranný management – např. pro navýšení konektivity fragmentovaného habitatu, a tak obnovit genový tok, mezi stávajícími populacemi, umožnit rekolonizaci ploch, kde vyhynula tamější populace; a v současnosti s jistými úspěchy (ale též i nezdary) pro rekonstrukci poničených lokalit, či zakládání zcela nových habitatů (Rannap et al., 2009).

Problém značení obojživelníků spočívá v jejich drobné velikosti a relativně křehké stavbě těla. Existuje řada více či méně (a relativně vůbec) invazivních metod, jak označit zvíře, aby mohlo být rozpoznáno při zpětném odchytu (*capture-mark-recapture* studie). Externí značky (postroje, vysílače, etc.) ovlivňují vzhled zvířete, jeho chování a ve výsledku schopnost přežít. Implantáty nelze použít u drobných zvířat a rozšířená metoda značení pomocí uštipování prstíků se nedoporučuje kvůli riziku zavlečení chytridiomykózy (Beausoleil et al., 2004).

Beausoleil et al. (2004) spekuluje, zda má smysl rozebírat techniky *markingu* z hlediska jejich míry invazivity tkání, protože každý druh potažmo jedinec bude na zákrok reagovat jinak, a tak rozdělil marking dle jeho trvanlivosti (pozn. ovšem u některých

popsaných metod je obecně jejich neškodnost poněkud diskutabilní). Pro účel výzkumu je vždy nutno zvolit nejvyváženější poměr mezi welfare zvířete a odolností značky (tedy de facto finančním zázemím studie).

Beausoleil et al. (2004) dělí metody markingu dle trvanlivosti značek na dočasné, semi-permanentní a permanentní.

Dočasné značky obecně jsou dobře viditelné z větší vzdálenosti, díky jasné barvě, jako reflexní a fluoreskující značky jsou využívány především pro noční pozorování, a to po krátkou dobu, neboť mohou přitáhnout pozornost predátorů. Mezi dočasné značení patří adhezivní značky vyrobené z barevného či reflexního materiálu – polyvinylu, polypropylenu etc., které odpadnou samy nejčastěji po jedné noci nebo je zvíře mechanicky sedře. Kvůli vlastnostem kůže obojživelníků se nedoporučuje barevný nátěr, ale u fosoriálních druhů, jako je například blatnice skvrnitá (*Pelobates fuscus*), se osvědčil fluorescenční prášek natřený na chodidla a UV lampa, díky nimž bylo možno sledovat zvířata do jejich úkrytů v zemi. Eggert (2002) ve své práci uvádí, že fluorescenční prášek podal lepší informace o pohybové aktivitě fosoriální blatnice skvrnité než použití radiotelemetrie.

Složitější a méně častou metodou je aplikace radiaktivních izotopových materiálů (Barbour et al., 1969; Ashton, 1994 in Eggert, 2002), které jsou umístěny buď zvenčí do speciálního postroje nebo injikovány v kapsuli do organismu zvířete, rizika a zápory metody obsáhleji ve své práci popisuje Beausoleil (2004).

Semipermanentní značení vydrží řádově několik dnů, měsíců až let, ale zvíře je během života obvykle ztratí. Patří sem například "psí známky" (dog tags), u nichž je třeba uvážit hned dvoje omezení – větší známky jsou sice lépe vidět, ale zároveň mohou omezit pohyb zvířete a tak snížit pravděpodobnost úspěšného úniku před predátorem. Důležitý je i zvolený materiál značky, plastové známky mohou mít výraznou barvu, která vystupuje z prostředí, ale tím opětovně vystavuje jedince predátorům, naopak kovové značky splynou s prostředím a poté je obtížné určit značeného jedince.

Mezi semipermanentní značení patří i užití různých obojků, postrojů a páskových náramků na končetinách. Postroje a obojky ovšem slouží častěji jako nosiče radiovysílačů, či kapsulí s radioisotopy. Ať už jejich účel jakýkoli základním pravidlem zůstává správné upevnění – obojky nesmí být těsné a bránit zvířeti při polykání, těsně posazený postroj může způsobit odřeniny, jimiž může do těla proniknout infekce (e. g. chytridiomykóza), příliš volné obojky/ postroje se mohou zachytit o vegetaci a způsobit zadušení, kovové součásti (spony, přezky) musí být z neoxidující slitiny a nesmí být v kontaktu s kůží obojživelníka.

Radiové vysílače nesené takovými postroji se využívají v telemetrickém měření. Vysokofrekvenční vlny zachycované anténou přijímače podávají informace o lokalitě výskytu jednotlivých zvířat, o okolním prostředí zvířat a jejich chování. V současnosti je k dispozici satelitní systém ARGOS, umožňující monitorovat pohyb zvířat přes GPS zařízení (Beausoleil et al., 2004). Vyspělejší implantovaná zařízení umožní sledovat dokonce i fyziologický stav zvířete (Beausoleil et al., 2004).

Permanentní značení zahrnuje metody trvalé modifikace či poškození vnějších tkání, mezi které patří mj. diskutabilní metody horkého a chladného cejchu. Horký cejch využívá různým způsobem (otevřený plamen, baterie...) rozžhaveného kovového nástroje, který seškváří povrch pokožky a zanechá permanentní jizvu, neopatrné použití u obojživelníka může způsobit, mimo šoku, akutní dehydrataci organismu končící smrtí zvířete (Beausoleil et al., 2004).

Chladný cejch funguje opačně – kovový nástroj je podchlazen například tekutým dusíkem, jehož použití Beausoleil et al. (2004) spíše silně nedoporučuje pro práci v terénu, a nebo emulzí suchého ledu a alkoholu. Chladný cejch ničí pigmentové buňky, takže výsledkem je opět "jizva". Další možností je cejch různými chemickými činidly např. dusičnanem stříbrným (Donnely et al., 1994), zde je ovšem třeba znát účinky chemikálií na obojživelníka. Jako permanentní marking se užívá i tetování standartním tetovacím vybavením pro lidské zákazníky, ovšem kvůli husté přirozené pigmentaci obojživelníka je tetování vždy kombinováno s lépe viditelnou technikou.

Asi nejdražší, ale zároveň nejjistější značkou je tzv. PIT (passive integrated transponder), drobné elektronické zařízení, jež v elektromagnetickém poli vysílá určitý numerický kód.

Dalším implantátem jsou variace fluorescenčního značení tzv. VIFT (visible implant fluorescent tag), což je metoda uplatnitelná pouze pro obojživelníky, kdy jim jsou do těl vstříknuty speciální fluoreskující elastomery v různých barevných kombinacích. Injikace vyžaduje zkušenou ruku, protože jsou-li elastomery vstříknuty moc hluboko pod kůži, tak nebudou vidět, a jsou-li těsně pod kůží, zvíře je lehce sedře s kůží.

Nejrozšířenější metodou permanentního (jak ve kterých případech) značení jsou manipulace tkání. Nejosvědčenější z nich je štípání článků prstů dle předem určeného kódování, při nedokonalém kódu často dochází ke špatné identifikaci zvířat (některá zvířata si chybějící části zregenerují). Další možností je autotransplantace, kdy se vyříznutý kus kůže implantuje na místo kůže jiné barvy, ovšem tato metoda je téměř nepoužitelná pro terénní práce a často se stává, že transplantát je tělem odmítnut (Beausoleil et al., 2004).

V důsledku šířící se chytridiomykózy je snaha upustit od těchto metod a do popředí se dostává přirozený marking – snaha o rozlišení jedinců dle výrazných variací v jejich přirozené pigmentaci. Tato metoda se však silně nedoporučuje pro samostatné použití (Donnelly et al., 1994; Beausoleil et al., 2004). Využití více metod markingu zvířat dohromady může dodat víc užitečných informací než užití těchto metod samostatně. Eggert (2002) ve své práci, srovnávající efektivitu fluoreskujícího prášku a radio-implantátů a studující mobilitu krypticky žijících obojživelníků, popisuje, jak telemetrie usnadnila hledání zvířat pro re aplikaci fluoreskujícího barviva, které bylo použito během několika nocí ke zjištění denní migrace zvířete.

3. 3. Význam habitatových preferencí

Pro ochranu obojživelníků je nezbytná znalost jejich způsobu utilizace dostupného habitatu (Cushman, 2005), z čehož lze odvodit distribuci jednotlivých druhů napříč většími územními celky (i. e. různými zeměpisnými měřítky). Zde je třeba mít na paměti, že ne vždy si druh vybere ideální habitat (Battin, 2004; Minaud & Sanuy, 2005). Ne každý na první pohled dobře a úživně vypadající habitat může být vhodný pro přežití druhu – toto je problém tzv. ekologických pastí (podrobně se tímto zabývá Battin, 2004).

Pro potřeby ochrany je nutno porozumět individuálním nárokům druhů na habitatové podmínky (Johnson, 2007) tj. faktory prostředí, jež vedou zvíře k volbě jednotlivých lokalit. Dále je třeba pochopit jak funguje druhová odpověď na změnu kvality habitatu (Ficetola & DeBernardi, 2003). Johnson (2007) uvádí dva základní koncepty pro měření kvality habitatu – přímé zhodnocení pomocí měření vlastních atributů habitatu nebo měření jedinců jednotlivých populací v různých habitatech. Hlavní starostí během přímého měření habitatu jsou nejen zdroje a vegetační proměnné obklopující živočicha, ale i omezení spojená s využitím těchto zdrojů (Morrison et al., 2006 in Johnson, 2007). Existuje přehršel prací spojující distribuci živočichů s vegetačními charakteristikami (proměnnými) prostředí (Johnson, 2007). Takové studie na základě statistické asociace mezi zjištěnými charakteristikami prostředí a údaji o výskytu a počtech druhů zjišťují, které z těchto charakteristik přímo ovlivňují výskyt druhů (Johnson, 2007).

Výsledkem inventarizace druhů by měla být (archivovatelná) data použitelná pro porovnání mezi jednotlivými zkoumanými lokalitami v rámci zájmového území (Karns, 1989; Heyer et al., 1994, Beausoleil et al., 2004, Sutherland, 2006). Data o zvířatech

chycených v jednotlivé dny by měla být doprovázena údaji o habitatu a mikroklimatu dané lokality včetně klimatických charakteristik daného územního celku (Heyer et al., 1994; Sutherland, 2006). Srovnáním dat aktivity obojživelníků z jednotlivých lokalit nejlépe za dlouhý časový úsek (desetiletí +) společně s klimatickými událostmi může ukázat na odchylky v populační dynamice, které mohou předcházet populačním kolapsům celého druhu. Todd et al. (2009) proto poukazují na potřebu zaměřit takový výzkum z lokální úrovně na roveň regionální, kdy člověk srovnávacím průzkumem všech známých výskytů druhu člověk snáze pochopí populační dynamiku druhu, a tyto znalosti zpětně uplatnit pro management ochrany na krajinné a regionální úrovni.

Alfou a omegou takových dat jsou standardizované metody sběru a odchytu a požadavky na doplňující data o zkoumané lokalitě (Karns, 1989, Heyer et al., 1994).

4. Habitatové preference

Cílem účinné ochrany bioty obecně je pochopit faktory určující dlouhodobý výskyt druhu a početnost jedinců uvnitř populace. Jinými slovy - chování, *life-history* a druhově specifické způsoby utilizace habitatu. Bez takové znalosti nejsme schopni identifikovat nepřírozený populační pokles a následně aplikovat řešení, které umožní návrat populace do původního stavu (Nyström et al., 2002), a naše současné znalosti této problematiky rozhodně nepostačují (Calhoun et al., 2003; Cushman, 2005).

Zmiňuji specifickou utilizaci habitatu jako faktor určující areál rozšíření druhů. Jedna z nespočtu definic popisuje habitat jako: "zdroje a vhodné podmínky přítomné v zájmové lokalitě jejichž součinností vzniká přítomnost druhů", (Hall et al., 1997 in Johnson, 2007). Dalším "zaklínadlem" teoretické ekologie je, že živočich si vybere vhodný habitat tak, aby došlo k navýšení jeho pravděpodobnosti přežití a reprodukčního úspěchu. Co je ovšem takový habitat pro obojživelníky? Nebo přesněji – co je v současnosti považováno za takový "ideální" habitat pro obojživelníky? Znalost fyziologické závislosti organismu obojživelníka na vodě velí, jako standardní postup, zaměřit hledání obojživelníků do těsné blízkosti či přímo do vodních těles, nejlépe těsně po skončení dešťových srážek či během nich (Karns, 1989). Ovšem, s výjimkou striktně akvatických druhů, většina druhů se po skončení svého období rozmnožování přesouvá do terestrického prostředí (Denton et al., 1997; Hazell et al., 2001; Ficetola & DeBernardi, 2003; Miaud & Sanuy, 2005).

Obecně lze říct, že druhy během roku využívají trojí typ habitatu a to: terestrické prostředí určené ke klidovým aktivitám (hibernující druhy v teplotě x aestivující druhy

tropického a subtropického prostředí); dále habitat rozmnožovací, což jsou bezpodmínečně vodní (mikro)habitaty umožňující ovipozici. Posledním typem habitatu je tzv. *foraging habitat*, čili prostředí, kde živočich tráví zbytek roku od konce rozmnožovací sezóny po čas migrace do zimních úkrytů. Zde se nachází úkryty před predátory, nepříznivými podmínkami a především zdroje potravy.

Rozmístění jednotlivých habitatů napříč větším územním celkem lze popsat dvěma parametry. Buď jako vzdálenost nejbližšího úživného sousedního habitatu či jako vzdálenost nejbližšího habitatu obsazeného *source* nebo *sink* (sub)populací (Vos & Stumpel, 1995). Habitaty bývají od sebe odděleny krajinnou *matrix* o různé míře nehostinnosti (Ficetola & DeBernardi, 2003). Největší koncentrace obojživelníků jsou soustředěny během období rozmnožování a proto se velká část studií zaměřuje pouze na vodní rozmnožovací habitaty (Miaud & Sanuy, 2005), ovšem jsou i výjimky potvrzující pravidlo (e. g. Vos & Stumpel, 1995; Hecnar & M'Closkey, 1996; Marnell, 1998; Lamoureux & Madison, 1999 in Hazell et al., 2001; Denton et al., 1997). Ale přesto, je to hlavně znalost pohybu živočicha po skončení rozmnožování a opuštění rozmnožovacích habitatů, která poskytne informační základ pro formulaci ochranného managementu jednotlivých druhů (Bosch & Martínez-Solano, 2003). Nejefektivnější metodou zjišťování pohybu obojživelníků mimo rozmnožovací sezónu se ukázala být radiotelemetrie (Hazell et al., 2001; Eggert, 2002; Baldwin et al., 2006).

V této kapitole budu srovnávat výběr **26** prací zabývajících se problematikou utilizace terestrického habitatu. Práce byly vyhledány převážně pomocí databáze *Web of Science* zadáním různých kombinací klíčových slov (amphibia*, habitat, preference, crisis, decline, measuring, conservation). Předpokladem bylo, že zkoumané lokality v jednotlivých pracích budou podléhat jistému zeměpisnému gradientu, ne nepodobnému tomu, jež vznikl Britovi (2008) při zhodnocení současného stavu ochrany herpetofauny.

Přechod, jaký obojživelníci tvoří v evoluci, lze vypořádat i v ekosystému, kde umožňují tok živin (Jeřábková, 2006; Zhang et al., 2010). Jako takoví jsou často užívaným tzv. indikačním druhem kvality resp. úživnosti okolního prostředí (např. Zhang et al., 2010). Jsou známa tvrzení, že přítomnost obojživelníků na lokalitě pozitivně koreluje s přítomností lesa a naopak negativně reaguje na urbanizaci krajiny, což je proces spojený s postupnou alterací až ztrátou habitatu (Cushman, 2005; Hamer & McDonnell, 2008; Vesa et al., 2011). Připočteme-li k tomu nevyzpytatelné šíření chytridiomykózy, roste počet hlasů požadujících výzkum habitatových nároků izolovaných lokálních společenstev, potažmo druhově specifických požadavků. Navzdory striktní potřebě dvou naprosto odlišných prostředí během

každoročního cyklu se i mezi obojživelníky nachází druhy generalistické a druhy se speciálními požadavky na oba typy prostředí.

Obzvláště v silně antropogenizované krajině Evropy musí obojživelníci soupeřit o terestrické prostředí s městskou zástavbou či dopravní infrastrukturou (Vesa et al., 2011; Hamer & McDonnell, 2008; Lesbarrère et al., 2003 a další). Ovšem i taková krajina silně utvářená antropogenními tlaky může poskytnout obojživelníkům obživu či pro ně vytvářet vhodné biotopy. Ficetola & DeBernardi (2003) zkoumali batrachofaunu v italské Lombardské nížině kolem Milána. Na ploše 520 km² z většiny pokryté lidskými sídly a drobnými zemědělskými poličky s fragmenty tůní o mokřadů se zdržují životaschopná společenstva rosníček *Hyla intermedia* a skokanů *Rana s. esculenta*. Jejich přítomnost určují habitatové proměnné vodních rozmnožišť a především míra izolovanosti jednotlivých vodních těles od sebe. Obecně, nejsou-li zajištěny "zelené" koridory, luční či lesní porosty, (i. e. je-li vysoká míra izolovanosti) mezi metapopulacemi jednotlivých druhů dochází k nevyhnutelné extinkci, ale zmíněné druhy jsou relativně odolnými migranty schopnými překročit i nehostinnou matrix městské zástavby, proto se jim na dané lokalitě vcelku daří. Výsledky Ficetoly a DeBernardiho (2004) srovnávající početnost zvířat u vodního zdroje v závislosti na izolovanosti jednotlivých vodních těles se shodují s poznatky ze studie Vosové & Stumpela (1995) studující vliv negativní vliv izolovanosti na metapopulace rosníček *Hyla arborea*. Z opačné perspektivy se na potíž městské zástavby dívají ve Skandinávii, jak lze vypořadovat ve studii Löfvenhaftové et al. (2004). Löfvenhaftová pro potřeby městského plánování ve švédském Stockholmu. Město Stockholm je mozaikou zástavby, fragmentů původní vegetace, zelených koridurů a mokřadních ploch. Löfvenhaftová porovnávala informace o lokální distribuci tamních obojživelníků napříč biotopy se současným využíváním různých typů pozemků města Stockholmu a jeho okolí s jeho podobou v roce 1950. Podobně jako Vos & Stumpel (1995) a později Ficetola & DeBernardi (2003) poukázala na negativní vliv izolovanosti na populační dynamiky odříznutých populací. Löfvenhaftovou zjištěné populace obojživelníků jsou svázány s fragmenty původních listnatých lesů. Tyto fragmenty mají různou míru konektivity na okolní fragmenty, a populace v nich žijící tak prospívají podobně různě. Dále urguje plánovače pro řešení současného přechodu městských heterogenních mokřadů s tůněmi o různé hydroperiodě do homogenních permanentních nádrží o velké hloubce, vyhovující druhům s dlouhým larválním vývojem na úkor explozivně se množících druhů s krátkou larvální periodou (Denton et al., 1997; Löfvenhaft et al., 2004; Smallbone et al., 2011).

Ruku v ruce s rozvojem městské zástavby jde nárůst hustoty silniční sítě. Následky

pojící se s fragmentací krajiny s jejími následky a mortalitou jedinců na silnicích jsem se zabývala v první části. Územní plánovači jsou čím dál intenzivněji tlačeni k tomu, aby při projektování infrastrukturního plánu brali ohled na živočichy v lokalitě jejich zájmu (Puky, 2005). Lesbarrère et al. (2003) srovnával genetickou variabilitu v populacích skokana *Rana dalmatina* v různě silniční dopravou disturbovaných částech západní Francie. "Silniční" populace se nacházely v průměru 94,3 m od dopravní komunikace a byly silně geneticky vyčerpány (viz první oddíl) oproti populacím zjištěným 1-2 km od daného tahu. Následně pojmenovali tzv. efekt silničního pásma (road effect zone), který způsobuje (ne)přímou mortalitu všech živočichů v něm. Tímto navázali na práci Formana & Deblingera (2000), kteří navrhli nárazové pásmo 600 metrů po obou stranách silničního tahu, které by zabránilo negativnímu působení silničního efektu (in Lesbarrère et al., 2003). Problémem jsou také příkopy podél silnic. Hluboké, betonové konstrukce z části naplněné vodou mohou sloužit podobně jako ekologická past – často se v nich topí různí bezobratlí a následně obojživelníci, kteří s výjimkou šplhavých druhů ev. schopných skokanů nedokáží z takového příkopu uniknout. Zhang et al. (2010) dle poznatků o pohybových schopnostech ropuchy *Bufo melanostictus* sestavili doporučení stavebním inženýrům dálnic v čínském Shenzhenu pro konstrukci příkopů o maximálním sklonu 66° a použití hrubých strukturovaných materiálů za předpokladu absence vegetace.

Browne et al. (2009) překvapivě, dle vlastních slov, zjistili pozitivní korelaci druhové diverzity a početnosti jedinců obojživelníků s mírou urbanizace v kanadské Albertě. Tým spekuluje, že je to výsledek extrémně nízké hustoty sídel, jež ale i tak vytváří pro druhy úživnou mozaiku extravilánní (intravilánní) plochy.

Městská zástavba nejčastěji nahradí původní biotopy ev. mokřady. Lesní porost je obvykle tvořen několika vegetačním patry, jež hostí značnou diverzitu živočišných druhů. Les slouží jednak jako letní habitat, jednak jako zelený koridor umožňující bezpečnou migraci ze zimovišť do rozmnožišť u lesních druhů obojživelníků (Hartel et al., 2008; Todd et al., 2009; Bickford et al., 2010; Decout et al., 2010).

Všechny zde porovnávané studie zabývající se lesními habitaty (habitaty tvořenými mj. stromovými porosty) a způsobem, jakým je obojživelníci využívají, bez výjimky potvrzují pozitivní závislost počtu jedinců na ploše lesa, ve kterém se vyskytují (Trentham & Shaffer, 2005; Baldwin et al. 2006; Smith-Ramírez et al., 2007; Ficetola et al., 2008; Blomquist et al., 2010; a další), a počtu jedinců na rozmnožištích na ploše lesů, které je obklopují (Vos & Stumpel, 1995; Trentham & Shaffer, 2005; Hartel et al., 2008). Ficetola et al. (2008) a jiní autoři zdůrazňují potřebu heterogenity prostředí – Ficetola zjistil a následně srovnal

abundanci dvou žabek *Eleutherodactylus diastema* a *E. fitzingeri* mezi fragmenty primárních a sekundárních lesních porostů, o stáří méně než 10 let, a pastvin v současné krajinné mozaice Kostariky. Nejvyšší abundance obou druhů byla zjištěna v primárním lese, ovšem druhý jmenovaný druh byl stejně početný v sekundárních porostech v blízkosti vodních toků a efemerních tůňek. Z čehož lze znovu odvodit rozdílné inter-specifické nároky a zároveň podpůrnou funkci dočasných vodních těles o různé hydroperiodě (bystřiny, pozemní kalužiny – viz *B. periglenes*; nádržky v úžlabí listů vegetace, aj.) jako prvků navyšujících heterogenitu prostředí tropického lesa (Jeřábková, 2004). A prostředí o vysoké míře heterogenity dokáže pojmout nároky více druhů (Fernández-Juricic & Jokimäki, 2001; Bickford et al., 2010).

Heterogenním habitatem často provázejícím a protínajícím lesní porosty jsou mokřadní plochy, tedy biotopy charakterizované přítomností různě tvarovaných tůní a kalužin o různorodé délce hydroperiody, jež je určena především charakterem hladiny podzemní vody. Pomineme-li masivní vysušování mokřadů, dalším problémem je člověkem indukovaná homogenizace takových pro obojživelníky vysoce úživných ploch na habitaty pro tyto živočichy zcela nevhodné. Jde o převod tamních efemerních tůní na permanentní nádrže pro intenzivní rybolov. To je provázeno totálním převrácením hydroperiody na lokalitě, ztrátou vhodné vegetace (jak vodní tak terestrické) a následné proměně trofických úrovní. Toto ústí v ústup (extinkci či emigraci) specializovaných druhů, kteří bývají nahrazení druhy generalistickými a více tolerantními vůči disturbancím (Cushman, 2005). Na tento problém naráží např. Löfvenhaft et al. (2004) a další autoři (Cushman, 2005; Trentham & Shaffer, 2008; Hamer & McDonnell, 2008). Za specifický typ mokřadů lze prohlásit i dobytčí napajedla (Hazell et al., 2001; Carr & Hazell, 2006; Schmutzer et al., 2008). Výsledky práce Schmutzera et al. (2008) sice naznačují, že intenzivně spásané louky v okolí napajedel jsou pro diverzitu obojživelníků víc než nepřátelské (viz. oddíl 2), ovšem i tak se zde nachází, převážně žabí společenstva formovaná společným (rovnocenným) působením proměnných terestrického a akvatického habitatu a ekologickým tlakem pasoucího se dobytka (Hazell et al., 2001). Napajedla ale spadají pod území soukromých pozemků farem či rančů, a výzkum tak zcela závisí na dobré vůli majitele pozemku (schopnosti vědce-výzkumníka strhnout majitele pro danou věc). Carr & Hazell (2006) sepsaly stručnou rukověť doporučení a rad pro osvětu majitelů farem a jejich zapojení do výzkumných snah, neboť majitelé často poskytnou klíčové informace o jednotlivých habitatech a společenstvech v nich žijících a také o pochodech jež utváří rysy tohoto polopřirozeného prostředí (viz Carr & Hazell, 2006). Ze studie Hazellové et al. (2001)

terestrických habitatů v australské buši vyplývají následující poznatky. Remízky poblíž napajedel zajišťují obojživelníkům loviště a zimoviště a v daném disturbovaném prostředí jsou stejně či ještě více důležitější jako rozmnožiště. Pro tamní napajedlová společenstva se vhodná rozmnožiště vyznačují hustě vegetací zarostlým litorálním pásmem, s porostem, nejlépe podmáčeného, lesa v okruhu 1 km. Tento závěr si nahrává s výsledky podobných studií Trenthama & Shaffera (2005) a Hartela et al. (2008). Hartel sledoval populace ropuchy *Bufo bufo*, v údolí řeky Tarnava Mare, silně tradičním zemědělstvím utvářené krajině v Rumunsku. Jím zjištěný počet jedinců na rozmnožišti rostl s rozlohou okolního lesa a jeho menšící se vzdáleností. Zároveň nebyly zjištěny žádné jedinci za hranici 800 m, což Hartel uvedl jako maximální migrační vzdálenost druhu. Podobně Trentham & Shaffer (2005) během studia druhu *Ambystoma californiense* a jeho populační odpovědi na destrukci porostů *upland forests* okolo vodních zdrojů, určil jako maximální hranici nalezení axolotla 800 m široký lesní pás od vody. Zároveň našli trend poklesu populace v důsledku ztenčování lesní zóny okolo vody.

V ČR Janíčková (2009) sledovala obojživelnické společenstvo (kuňka *Bombina bombina*, ropuchy *Bufo bufo* a *B. viridis*, skokan *Rana dalmatina* a rosnička *Hyla arborea*) na podmáčené louce obklopující rybářsky využívanou rybníční nádrž. Louka posloužila jako letní habitat metamorfovaným jedincům všech druhů uvedených výše v závorce. Podobně Janíčková (2004) sledovala druhově specifické nároky jednotlivých komponent obojživelnických společenstev v severní části třebičského okresu – srovnání habitatových nároků vybraných druhů v těchto pracích v Příloze II.

Překvapivé množství článků se věnovalo specificky habitatovým nárokům ropuchy *B. calamita* (Denton et al., 1997; Minaud & Sanuy, 2005; McGrath & Lorenzen, 2009; Warren & Büttner, 2008). Tato ropucha je relativně rozšířeným druhem, nicméně o nevelkých počtech, otevřené krajiny oblastí střední a západní Evropy (zdroj: <http://www.snh.org.uk/pdfs/education/natterjacktoad.pdf>), na severním okraji areálu rozšíření je ovšem vázána do nepočetných specifických terestrických habitatů – písčných přesypů, slanisk a vřesovišť (Denton et al., 1997; Miaud & Sanuy, 2005; Warren & Büttner, 2008; McGrath & Lorenzen, 2009). Jde o aktivního lovce se striktním požadavkem na otevřený terestrický habitat, který Denton et al. (1997) charakterizoval jako ranné sukcesní stádium písčiny. Podobně specifické jsou požadavky na charakter rozmnožovacích nádrží, jako druh s krátkým larválním vývojem preferuje rozlehlé plochy mělkých efemerních vod s minimem či totální absencí vegetace (Denton et al., 1997; McGrath & Lorenzen, 2009; Jeřábková, 2004; Janíčková, 2009). Minaud & Sanuy (2005) sledovali habitatové nároky *B.*

calamita ve španělské provincii Lleida, v oblasti extenzivního zemědělství. Ropuchy se zdržují na vzdušných písčitých půdách ev. půdách jílových. Do písčitých půd ropuchy vyhrabávají úkryty a v jílovém podloží se za velkého sucha vytvářely trhliny dostatečně široké k akumulaci vlhka, a tím vznikají nouzová refugia (Denton et al., 1997). Španělská Lleida ovšem žádný takový substrát nemá a ropuchy se tak soustředily do blízkosti zavlažovacích kanálů. Minaud poukázal na to, že přidáním automatizovaného zavlažovacího systému by se zvýšila atraktivita zemědělských vznikem úživných mikrohabitátů podél hadic vedoucích vodu. Současně ale poukazuje na možnost vzniku ekologických pastí.

5. Výsledky

Pro tuto práci jsem porůznu posbírala 26 habitatových studií vzniklých od 90. let 20. století až po současnost, které se nějakým způsobem sledují téma terestrického prostředí, jež obojživelníci potřebují k životu a přežití. Z vybraných 26 prací, 14 pocházelo z evropského prostředí, 7 z amerického kontinentu, 2 z Austrálie a jedna z Číny. Zbylé dvě práce rázu řešeršního se zabývaly ochrannou obojživelníků obecně.

Srovnáním prací (viz. Příloha I.) vyplynulo, že audio-vizuální metody průzkumu search-and-seize zůstávají nadále nejrozšířenější metodou, ve vybraných 26 studiích byla použita 14x, bez debaty zřejmě díky malé finanční náročnosti a relativní efektivitě (Karns, 1989). Ten samý důvod zřejmě stojí za tím, že téměř nikdo ze zmíněných nezkombinoval audiovizuální metody s pasivními lapacími technikami, vyjma studie Trenthama & Shaffera (2005), kteří už z podstaty skrytého způsobu života fosoriálního druhu *Ambystoma californiense* zvolili nasazení drift fence soustav. Žádná z vybraných studií nepoužila pro zjištění přítomných druhů víc než dvě metody, u práce Carrové & Hazellové (2006) lze dále spekulovat, jak relevantní budou data, zjištěná farmáři a rančery, tedy osobami s poněkud unikátním pohledem na divokou faunu na jejich pozemcích a mimo jiné nezkušenými v určování zvířat. Podobným námitkám obecně čelí dobrovolnické amatérské monitorovací programy (deSolla et al., 2004; Schmeller et al., 2008)

Toto malé kombinování metod jde proti doporučením Karnsové (1989), McDiarmida (1994), Sutherlanda (2006) a Hutchense & DePerna (2009) k nasazení minimálně dvou vhodných metod. Jako nejefektivnější metoda sledování specifické (mikro)habitátů se ukazuje radiotelemtrické sledování (Karns, 1989; Beausoleil et al., 2004). To bylo použito ve 3 pracích. Eggert (2002), autor jedné z nich, sledoval mikrohabitatové nároky silně fosoriální *Pelobates fuscus* pomocí radiových implantátů a fluorescenčního pigmentu, který

poskytl přesnější prostorové údaje, především na vertikální struktuře habitatu.

Neduhem, který popisují autoři metodologických publikací (Karns, 1989; McDiarmid, 1994; Sutherland, 2006), a který se vyskytl v několika vybraných pracích bylo opomenutí uvést použitý smplovací protokol (Vesa et al., 2010) a jednotlivé druhy zvířat (Hazell et al., 2001; Löfvenhaft et al, 2004; Vesa et al., 2011).

Vzhledem k malému reprezentativnímu počtu prací, jsem neporovnávala použité metodiky mezi státy (kontinenty). Otázkou nyní zůstává, zda onen nevelký počet 26 prací odráží malý zájem o problematiku terestrického habitatu vhodného pro obojživelníky obecně či neefektivní vyhledávání literatury k tématu, a tedy reálný stav.

6. Diskuze

6.1 Evropa

Současných 10,40 mil km² plochy Evropy charakterizuje vysoce fragmentovaná krajina tvořená 1,72 mil km² intenzivně obhospodařované zemědělské půdy (Anonymous, 2011c,d), 10 669 km² městské zástavby, intravilánu a fragmentů původní vegetace. Tyto prvky plochy navíc skrz naskrz protíná síť dopravní infrastruktury silnic a železnic. K roku 2010 byl zjištěn počet evropského obyvatelstva 733 miliónů (Anonymous, 2011c,d). Na jeden km² rozlohy takto v průměru připadá 72 obyvatel, pročez lze bez nadsázky říct, že evropská biodiverzita "svádí boj" s Evropany o životní prostor. Obojživelníci v Evropě jsou obzvláště v hledáčku zájmu ochrany. Téměř jedna čtvrtina evropských druhů spadá do IUCN kategorií *threatened* a pro plných 59% druhů byl zjištěn populační úbytek (Temple & Cox, 2009). Mikátová & Vlašín (2002) dávají počátek úbytků populací obojživelníků v Evropě do roku 1950, což lze dát do souvislosti s poválečným hospodářstvím států, které se vyznačovalo intenzifikací zemědělské výroby, která by nakrmila hladovějící Evropany (COM, 1999). Navýšení intenzity zemědělské činnosti mělo za následek navýšení tlaku na okolní prostředí skrze několik mechanismů. Jednak to byl nekontrolovaný nárůst množství hnojiva použitého za rok (1950 – 5 tun, 1970-1980 – 20 tun (!)) a podobně nárůst používání pesticidů, s tímto souvisela specializace farmářských pozemků a upuštění od "rotující mozaiky polí", která do té doby poskytovala útočiště různorodé biotě (COM, 1999). Dalším faktorem bylo vysušování původních mokřadů, buď přímou konverzí na zemědělskou půdu či konstrukcí zavlažovacích systémů odvodem vody z prostředí (COM, 1999). Voda je

kritickým faktorem jak pro zemědělství (zavlažování, napájení dobytka) tak i pro obojživelníky. Doporučení komise EU pro rozvoj udržitelného zemědělství popsalo tehdejší situaci v aridním Středomoří, kde zemědělské plodiny vyžadují pravidelnou irigaci. Problém nastal, když deplece spodní vody zavlažováním převýší doplňování – jednak dojde k výkyvu hydroperiody a jednak ke zřetelnému znečištění podzemního vodního zdroje zvýšenou depozicí hnojiv a pesticidů z vody odtékající z pole (COM, 1999). Od roku 1992 reformovaná politika zemědělství tehdejších členů EU omezila míru chemizace. Od té doby lze vyzorovat pomalý "kostrbatý" přechod k šetrnějšímu hospodaření za použití organických hnojiv a tradičních postupů jako mozaikové kosení luk a "rotující systém obdělávaných polí".

Problém obojživelníků v Evropě není ten, že by se nikdo nezabýval jejich ochranou. Metaanalýza ukázala, že se výzkum poctivě zabývá fragmenty prostředí, a tím, jak je obojživelníci využívají. Z toho zjištěné poznatky jsou čím dál častěji využity k restoraci poničených či konstrukci zcela nových habitatů (McGrath & Lorenzen, 2009; Rannap et al., 2009); dále jsou jako doporučení brány v potaz např. při hospodářských zásazích do krajiny – holoseče vs. selektivní kácení (Blomquist & Hunter Jr., 2010), plánování městské zástavby (Baldwin et al., 2006; Löfvenhaft et al., 2004). Problémem je, že mnohým ohroženým (ale i relativně běžným) druhům se věnuje ochranná úsilí na úkor jiných, kteří na tom jsou stejně špatně či ještě hůř (Temple & Cox, 2009).

6.2 Situace za mořem - Amerika a ostatní

Práce z amerického kontinentu zahrnuté v meta-analýze pochází, vyjma dvou, ze Severní Ameriky, a to Kanady, Nové Anglie, Kalifornie a Texasu. Zbývající dvě práce pochází z Kostariky a Chile, tedy Latinské Ameriky. Kostarické deštné lesy byly v 90. letech 20. století dějištěm populačního krachu tamní batrachofauny, kdy během 4 let zmizelo na 40% druhů bez očividných zásahů do prostředí (Pounds et al., 1997).

Tropické oblasti (Afrika, Jižní Amerika, Jihovýchodní Asie) se sestávají ze zoufale málo prozkoumaných oblastí, a tak studie z těchto míst se stále zabývají jejich druhovou inventarizací (Almeida-Gomez et al., 2010; Smith-Ramírez et al., 2007), jejichž nálezy by mohly alespoň pozastavit současnou konverzi například indonéských pralesů na plantáže olejové palmy (Brown & Jacobson, 2005), zamezit nadměrné exploataci tamní bioty (Rowley et al., 2009, Chiozza et al., 2010) a zamezit nadměrné těžbě dřeva a vypalování lesních porostů. Brito (2008) navrhuje vytvoření místních zázemí v rozvojových tropických

oblastech, ve kterých by byli školeni herpetologové z řad místních lidí. Ti by byli zvýhodněni znalostí prostředí a mohli by propagovat nálezy ze svých respektivních oblastí.

Obecně vzato nelze prohlásit, že by se přístup k ochraně batrachofauny po obou stranách Atlantského oceánu výrazněji lišil. S rostoucími tlaky na prostředí, v jejichž čele vede habitatová destrukce a fragmentace, se pozornost ochranářů přesouvá od jednotlivých lokalit na širší škálu jejich kontextu v krajině. Obecně práce zkoumající silně člověkem modelovanou krajinu se soustředí více na širší krajinný kontext a navrhuje kompromisy, které by umožnily rovnocennou koexistenci člověka s okolní biotou (Hazell et al., 2001; Löfvenhaft et al., 2004; Carr & Hazell, 2006; Blomquist & Hunter Jr., 2010; Zhang et al., 2010; Suislepp et al., 2011).

7. Závěr

Pomalu si začínáme uceleným způsobem uvědomovat habitatové nároky druhů obojživelníků po světě. Přítomnost druhů na určité lokalitě je totiž dána přinejmenším rovnocennou souhrou faktorů obou typů prostředí (terestrického a akvatického) nezbytných pro bifazický vývoj obojživelníka (Hazell et al., 2001). Tuto hrubou znalost máme. Proč je tedy ovšem stále okolo poloviny druhů batrachofauny (jak na evropské, tak i na globální úrovni) na ústupu? Pohled různých států na cenné původní habitaty je v základě takový, že tyto plochy, nejsou-li (developersky, dřevařsky) využívány, přináší malý nebo žádný zisk státu (Nedbálek, 2006; Rowley et al., 2009). K implementaci ochrannářských opatření na úrovni druhové, habitatové a úrovni areálu je třeba přesvědčit jednotlivé státy i prostou veřejnost, nejen v Evropě, že ochrana krajiny a biodiverzity má svůj smysl (Temple & Cox, 2009). Toto je ovšem problematika nekončícího boje s developerským lobby a jinými subjekty majícími zájmy protichůdné ochraně bioty. Příhodně se dále nabízí poněkud konspirační teorie zahrnující zájmy různých nadnárodních organizací čistě ve jméno "peněžitého zisku" z bezohledné exploatace přírodních zdrojů a obyvatel "nejlépe" rozvojových zemí (ale nejenom jich) (Nedbálek, 2006).

Je tedy pouze v režii státní správy, potažmo prostých lidí, kteří ji mohou přesvědčit pro ten či onen názor, zda se rozhodne pro finanční zisk, ať už z developerského lobby či tlaku takové nadnárodní korporace či zda poskytne šanci živočišným druhům na svém území.

8. Použitá literatura

- Allentoft M. E., O'Brian J., 2010. Global amphibian declines, loss of genetic diversity and fitness: a review. *Diversity* 2: 47-71
- Almeida-Gomes M., Almeida-Santos M., Goyannes-Araújo P., Borges-Júnior V. N. T., Vrcibradic D., Siqueira C. C., Ariani C. V., Dias A. S., Souza V. V., Pinto R. R., Van Sluys M., Rocha C. F. D., 2010. Anurofauna of an Atlantic Rainforest fragment and its surroundings in Northern Rio de Janeiro State, Brazil. *Braz. J. Biol.* 70: 871-877
- Anonymous, 2010. Three "extinct" amphibians rediscovered after decades lost to science. *Wildlife Extra New*, [online available at <http://www.wildlifeextra.com/go/news/extinct-frogs010.html#cr>, last accessed November 14, 2011]
- Anonymous, 2011a. The search for the lost amphibians. Conservation International [online available at http://www.conservation.org/newsroom/pressreleases/Pages/lost_frogs.aspx, last accessed November 14, 2011]
- Anonymous, 2011b. New boulder frog discovered. The Australian National University News. [online available at <http://news.anu.edu.au/?p=11561>, last accessed November 14, 2011]
- Anonymous, 2011c. Demographia, World Urban Areas (World Agglomerations). 7th Annual Edition. Demographia, 2011.04, 98 p. [online available at <http://www.demographia.com/db-worldua.pdf>, last accessed November 14, 2011]
- Anonymous, 2011d. Key figures on Europe, 2011 edition. EUROSTAT Pocketbooks, European Communities, Luxembourg. [online available at http://epp.eurostat.ec.europa.eu/cache/ITY_OFFPUB/KS-EI-11-001/EN/KS-EI-11-001-EN.PDF, last accessed November 14, 2011]
- Araújo M. B., 2003. The coincidence of people and biodiversity in Europe. *Global Ecology & Biogeography* 12: 5-12
- Baldwin R. F., Calhoun A. J. K., deMaynadier P. G., 2006. Conservation planning for amphibian species with complex habitat requirements: a case study using movements and habitat selection of the wood frog *Rana sylvatica*. *Journal of Herpetology* 40: 442-453
- Baruš V., Oliva O. a kol., 1992. Obojživelníci – *Amphibia*. Academia, Nakladatelství Československé akademie věd, Praha

- Battin J., 2004. When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology* 18: 1482-1491
- Beausoleil, N.J.; Mellor, D.J.; Stafford, K.J. 2004: Methods for marking New Zealand wildlife: amphibians, reptiles and marine mammals. Wellington, Department of Conservation. 147 p.
- Berger L, Speare R, Kent A. Diagnosis of chytridiomycosis in amphibians by histologic examination. World Wide Web file, <http://www.jcu.edu.au/school/phtm/PHTM/frogs/histo/chhisto.htm>, 20 November 1999.
- Bickford D., Ng T. H., Qie L., Kudavidanage E. P., Bradshaw J. A., 2010. Forest fragment and breeding habitat characteristics explain frog diversity and abundance in Singapore. *Biotropica* 42: 119-125
- Blaustein A. R., Wake D. B., Sousa W. P., 1994. Amphibian declines: judging stability, persistence and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology* 8: 60-71
- Blaustein A. R., Johnson P. T. J., 2003. The complexity of deformed amphibians. *Front Ecol Environ* 1 (2): 87-94
- Blomquist S. M., Hunter Jr. M. L., 2010. A multi-scale assessment of amphibian habitat selection: Wood frog response to timber harvesting. *Ecoscience* 17: 251-264
- Bosch J., Martínez-Solano I., 2003. Factors influencing occupancy of breeding ponds in a montane amphibian assemblage. *Journal of Herpetology* 37: 410-413
- Brito D., 2008. Amphibian conservation: Are we on the right track? *Biological Conservation* 141: 2912-2917
- Brown E., Jacobson M. F., 2005. Cruel oil – how palm oil harms health, rainforest & wildlife. Center for Science in the Public Interest, Washington DC
- Browne C. L., Paszkowski C. A., Foote A. L., Moenting A., Boss S. M., 2009. The relationship of amphibian abundance to habitat features across spatial scales in the Boreal Plains. *Ecoscience* 16: 209-223
- Buech R. R., Egeland L. M., 2002. Efficacy of three funnel traps for capturing amphibian larvae in seasonal forest ponds. *Herpetological Review* 33: 182-185
- Bury R. B., 1999. A historical perspective and critique of the declining amphibian crisis. *Wildlife Society Bulletin* 27: 1064-1068
- Calhoun A. J. K., Walls T. E., Stockwell S. S., McCollough M., 2003. Evaluating vernal pools as a basis for conservation strategies: a Maine case study. *WETLANDS* 23: 70-81

- Carey C., Alexander M. A., 2003. Climate change and amphibian declines: is there a link? *Diversity and Distributions* 9: 111-121
- Carr A., Hazell D., 2006. Talking frogs: the role of communication in ecological research on private land. *Biodiversity and Conservation* 15: 3177-3191
- Civiš P., Vojar J., 2011. Chytridiomykóza obojživelníků. [online available at <http://chytrid.herp.cz/> and http://chytrid.herp.cz/jak_zabiji.html, last accessed November 14, 2011]
- Commissions of the European Communities [COM], 1999. Direction towards sustainable agriculture. Brussels, 30 p. [online available at http://ec.europa.eu/agriculture/envir/9922/9922_en.pdf, last accessed November 14, 2011]
- Crump M. L., Hensley F. R., Clark K. L., 1992. Apparent decline of golden toad: underground or extinct? *Copeia* 2: 413-420
- Cushman S. A., 2005. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological Conservation* 128: 231-240
- Daigle K., 2011. 12 new frog species discovered in India. *The Huffington Post*, 09/17/11 [Online available at http://www.huffingtonpost.com/2011/09/17/12-new-frog-species-discovered-india_n_967469.html#s364175, last accessed November 14, 2011]
- Decout S., Manel S., Miaud C., Luque S., 2010. Connectivity and landscape patterns in human dominated landscape: a case study with the common frog *Rana temporaria*. LANDMOD2010: International Conference on Integrative Landscape Modelling
- Dell'Amore C., 2011. Meowing night frog. *The National Geographic*, September 16, 2011. [online available at <http://news.nationalgeographic.com/news/2011/09/pictures/110916-new-species-frogs-india-night-science-animals-meowing/>, last accessed November 14, 2011]
- Densmore L., Green D. E., 2007. Diseases of amphibians. *ILAR Journal*, Vol 48, 235-254
- Denton J. S., Hitchings S. P., Beebee T. J. C., 1997. A recovery program for the Natterjack toad (*Bufo calamita*) in Britain. *Conservation Biology* 11: 1329-1338
- de Solla S. R., Shirose L. J., Fernie K. J., Barrett G. C., Brousseau C. S., Bishop C. A., 2004. Effect of sampling effort and species detectability on volunteer based anuran monitoring programs. *Biological Conservation* 121: 585-594
- Donnelly M. A., Guyer C., Juterbock J. E., Alford R. A., 1994. Techniques for marking amphibians. In *Measuring and monitoring biological diversity: standart methods for amphibians*, 277-284. Heyer W. R. (ed.). Smithsonian Institutional Press,

Washington

- Eggert C., 2002. Use of a fluorescent pigments and implantable transmitters to track fossorial toad (*Pelobates fuscus*). *Herpetological Journal* 12: 69-74
- Eterovik P. C., Fernandes G. W., 2001. Tadpole distribution within montane meadow streams at Serra do Cipó, southeastern Brazil: ecological or phylogenetic constraints? *Journal of Tropical Ecology* 17: 683-693
- Fernández-Juricic E., Jokimäki J., 2001. A habit island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. *Biodiversity and Conservation* 10: 2023-2043
- Ficetola G. F., DeBernardi F., 2004. Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biological Conservation* 119: 219-230
- Ficetola G. F., Furlani D., Colombo G., DeBernardi F., 2008. Assessing the value of secondary forest for amphibians: *Eleutherodactylus* frogs in a gradient of forest alteration. *Biodiversity Conservation* 17: 2185-2195
- Gaston M. A., Fuji A., Weckerley F. W., Forstner M. R. J., 2010. Potential component Allee effects and their impact on wetland management in the conservation of endangered anurans. *PLoS ONE* 5: e10102. doi:101371/journal.pone.0010102
- Giam X., Ng T. H., Yap V. B., Tan H. T. W., 2010. The extent of undiscovered species in South-east Asia. *Biodiversity Conservation* 19: 943-954
- Gingras B., Paszkowski C., Scrimgeour G., Kendall S., . Comparison of Sampling Techniques to Monitor Stream Amphibian Communities in Forested Regions of Alberta. URL: http://abmi.biology.ualberta.ca/18_Chapter_Compendium/Comparison%20of%20Sampling%20Techniques%20to%20Monitor%20Stream%20Amphibian%20Communities%20in%20Forested%20Regions%20of%20Alberta_11.pdf
- Goldberg C. S., Waits L. P., 2009. Using habitat models to determine conservation priorities for pond-breeding amphibians in a privately-owned landscape of northern Idaho, USA. *Biological Conservation* 142: 1096-1104
- Gray J. E., Esq. FGS. & c., 1825. A synopsis of the genera of reptiles and amphibia, with a description os some new species. In *Annals of Philosophy*, Natural History Museum, London
- Hamer J. A., McDonnell M. J., 2008. Amphibian ecology and conservation in the urbanizing world: a review. *Biological Conservation* 141: 2432-2449
- Hance J., 2011. Photos: 10 new frogs discovered in India's great rainforest. *Mongabay.com*

- , August 09, 2011. [Online available at http://news.mongabay.com/2011/0809-hance_tenfrogs.html, last accessed November 14, 2011]
- Hartel T., Nemes S., Demeter L., Öllerer K., 2008. Pond and landscape characteristics— which is more important for common toads (*Bufo bufo*)? A case study from central Romania. *Applied Herpetology* 5: 1-12
- Hazell D., Cunningham R., Lindenmayer D., Mackey B., Osborne W., 2001. Use of farm dams as frog habitat in an Australian agricultural landscape: factors affecting species richness and distribution. *Biological Conservation* 102: 155-169
- Hels T., Buchwald E., 2000. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation* 99: 331-340
- Henle K., Dick D., Harpke A., Kühn I., Schweiger O., Settele J., 2008. Climate change impacts on european amphibians and reptiles. Convention on the conservation of european wildlife and natural habitats, standing committee Strasburg, 15 October 2008
- Hutchens S., DePerno C., 2009. Measuring species diversity to determine landuse effects on reptile and amphibian assemblages. *Amphibia-Reptilia* 30: 81-88
- Hutchens S. J., DePerno C. S., 2009. Efficacy of sampling techniques for determining species richness estimates of reptiles and amphibians. *Wildlife Biology* 15: 113-122
- Chiozza F., Boitani L., Rondini C., 2010. The opportunity cost of conserving amphibians and mammals in Uganda. *Brazilian Journal of Nature Conservation* 8: 177-183
- Janíčková B., 2009. Biologický průzkum a antropogenní ovlivnění povodí rybnímu Moře. Bakalářská práce, Universita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta, katedra geografie
- Johnson M. D., 2007. Measuring habitat quality: a review. *The Condor* 109: 489-504
- Karns D. R., 1986. Field herpetology: methods for the study of amphibians and reptiles in Minnesota. James Ford Bell Museum of Natural History (University of Minnesota) occasional paper no. 18
- Kristan W. B., 2007. Expected effects of correlated habitat variables on habitat quality and bird distribution. *The Condor* 109: 505-515
- Lauck B., Swain R., Barmuta L., 2005. Breeding site characteristics regulating life history traits of the brown tree frog, *Litoria ewingii*. *Hydrobiologia* 537: 135-146
- Lesbarrères D., Pagano A., Lodé T., 2003. Inbreeding and road effect zone in a Ranidae: the case of Agile frog, *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840. *R. C. Biologies* 326: S68-S72

- Löfvenhaft K., Runborg S., Sjögren-Gulve P., 2004. Biotope patterns and amphibian distribution as assessment tools in urban landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 68: 403-427
- Loman J., Lardner B., 2009. Density dependent growth in adult brown frogs *Rana arvalis* and *Rana temporaria* – a field experiment. *Acta Oecologica* 35: 824-830
- Lopéz-Lopéz P., Maiorano L., Falccuci A., Barba E., Boitani L., 2011. Hotspots of species richness, threat and endemism for terrestrial vertebrates in SW Europe. *Acta Oecologica* 37: 399-412
- Mazerolle M. J., Vos C. C., 2006. Choosing the safest route: frog orientation in an agricultural landscape. *Journal of Herpetology* 40: 435-441
- Mazerolle M. J., Bailey L. L., Kendall W. L., Royle J. A., Converse S. J., Nichols J. D., 2007. Making great leaps forward: accounting for detectability in herpetological field studies. *Journal of Herpetology* 41: 672-689
- McDiarmid R. W., 1994. Amphibian diversity and natural history: an overview. In measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians, 5-15. Heyer W. R. (ed.) Smithsonian Institutional Press, Washington
- McGrath A. L., Lorenzen K., 2010. Management history and climate as key factors driving natterjack toad population trends in Britain. *Animal Conservation* 13: 483-494
- Miaud C., Sanuy D., 2005. Terrestrial habitat preferences of the natterjack toad during and after the breeding season in a landscape of intensive agricultural activity. *Amphibia-Reptilia* 26: 359-366
- Mikátová B., Vlašín M., 2002. Metodika Českého svazu ochránců přírody č. Ochrana obojživelníků. EkoCentrum Brno
- Morrison C., Hero J.-M., 2003. Geographic variation in life-history characteristics of amphibians: a review. *Journal of Animal Ecology* 72: 270-279
- Nedbálek M., 2006. Deforestation a její vliv na životní prostředí. Bakalářská práce, Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně, Fakulta technologická.
- Nyström P., Birkedal L., Dahlberg C., Brönmark C., 2002. The declining spadefoot toad *Pelobates fuscus*: calling site choice and conservation. *ECOGRAPHY* 25: 488-498
- Parris K. M., McCarthy M. A., 1999. What influences the structure of frog assemblages at forest streams? *Australian Journal of Ecology* 24: 495-502
- Parris K. M., Norton T. W., Cunningham R. B., 1999. A comparison of techniques for sampling amphibians in the forests of south-east Queensland, Australia. *Herpetologica* 55: 271-283

- Pounds A. J., Fogden M. P. L., Savage J. M., Gorman G. C. Tests of null models for amphibian declines on a tropical mountain. *Conservation Biology* 6, 1307-1322
- Puky M., 2006. Amphibian road kills: a global perspective. Road Ecology Center, John Muir Institute of the Environments, UC Davis
- Rannap R., Lõhmus A., Briggs L., 2009. Restoring ponds for amphibians: a succes story. *Hydrobiologia* 634: 87-95
- Rowley J., Brown R., Bain R., Kusrini M., Inger R., Stuart B., Wogan G., Thy N., Chan-ard T., Trung C. T., Diesmos A., Iskandar D. T., Lau M., Ming L. T., Makchai S., Truong N. Q., Phimmachak S., 2009. Impending conservation crisis for southeast Asian amphibians. Published online:
<http://rsbl.royalsocietypublishing.org/content/early/2009/12/04/rsbl.2009.0793.full.html>
- Rödel M. O., Ernst R., 2004. Measuring and monitoring amphibian diversity in tropical forests. I. An evaluation of methods with recommendations for standardization. *ECOTROPICA* 10: 1-14
- Savage J. M., 1966. An extraordinary new toad (*Bufo*) from Costa Rica. *Revista de Biologica Tropical* 14, 153-167
- Schiøtz A., 2004. *Hyperolius sankuruensis*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 14 December 2011. [online available at <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/56201/0>, last accessed November 14, 2011]
- Schmutzer A. C., Gray M. J., Burton E. C., Miller D. L., 2008. Impacts of cattle on amphibian larvae and the aquatic environment. *Freshwater Biology* 53, 2613-2625
- Skerratt L. F., Berger L., Speare R., Cashins S., McDonald K. R., Phillott A. D., Hines H. B., Kenyon N., 2007. Spread of chytridiomycosis has caused the rapid global decline and extinction of frogs. *EcoHealth* 4, 125–134
- Smallbone L. T., Luck G. W., Wassens S., 2011. Anuran species in urban landscapes: relationships with biophysical, built environment and socio-economics factors. *Landscape and Urban Planning* 101: 43-51
- Smith-Ramírez C., Díaz I., Pliscoff P., Valdovinos C., Méndez M. A., Larraín J., Samaniego H., 2007. Distribution patterns of flora and fauna in southern Chilean Coastal rain forest: integrating natural history and GIS. *Biodiversity Conservation* 16: 2627-2648
- Stuart N.S., Chanson J. S., Cox N. A., Young B. E., Rodrigues A. S. L., Fischman D. L., Waller R. W., 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions

- worldwide. *Science* 306:1783-1786
- Suislepp K., Rannap R., Lõhmus A., 2011. Impacts of artificial drainage on amphibian breeding sites in hemiboreal forests. *Forest Ecology and Management* 262: 1078-1083
- Sutherland W. J. (ed.), 2006. *Ecological census techniques: a handbook*. Second Edition. Cambridge University Press
- Temple H. J., Cox N. A., 2009. *European Red List of amphibians*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- Todd B. D., Luhring T. M., Rothermel B. B., Gibbons J. W., 2009. Effects of forest removal on amphibian migrations: implications for habitat and landscape connectivity. *Journal of Applied Ecology* 46, 554-561
- Trentham P. C., Shaffer H. B., 2005. Amphibian upland habitat use and its consequences for population viability. *Ecological Applications* 15: 1158-1168
- Vera P., Sasa M., Encabo S. I., Barba E., Belda E. J., Monrós J. S., 2011. Land use and biodiversity congruences at local scale: applications to conservation strategies. *Biodiversity Conservation* 20: 1287-1317
- Vos C. C., Stumpel A. H. P., 1995. Comparison of habitat-isolation parameters in relation to fragmented distribution patterns in the tree frog (*Hyla arborea*). *Landscape Ecology* 11: 203-214
- Warren S. D., Büttner R., 2008. Relationship of endangered amphibians to landscape disturbance. *The Journal of Wildlife Management* 72: 738-744
- Willson J. D., Dorcas M. E., 2003. Quantitative sampling of stream salamanders: comparison of dipnetting and funnel trapping techniques. *Herpetological Review* 34: 128-130
- Willson J. D., Dorcas M. E., 2004. A comparison of aquatic drift fences with traditional funnel trapping as a quantitative method for sampling amphibians. *Herpetological Review* 35: 148-150
- Willson, J. D., Gibbons J. W., 2009. Drift fences, coverboards, and other traps. In: *Amphibian Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*, C. K. Dodd, Jr., (Ed.), pp. 229-245. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Wilson D. E., Reeder D.-A. M., (eds). 2005. *Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference* (3rd ed), Johns Hopkins University Press
- Zelman J., 2011. Lost frogs may be extinct, sign of 'the sixth great Extinction'. *The Huffington Post*, 05/25/11 [Online available at http://www.huffingtonpost.com/2011/02/17/lost-frogs-may-be-extinct_n_824199.html#241265,

last accessed November 14, 2011]

Zhang Z. X., Yang H. J., Yang H. J., Li Y. X., Wang T. H., 2010. The impact of roadside ditches on juvenile and sub-adult *Bufo melanostictus* migrations. Ecological Engineering 36: 1242-1250

Zwach I., 2009. Obojživelníci a plazi České republiky. Grada Publishing, a. s.

Příloha I.: Přehled prací, zabývajících se habitatovými nároky obojživelníků.

Autor	Stát	Zkoumané prostředí	Metoda	Pouze místo výskytu, nebo i okolí?	Živočich	Závěry práce
Hazell et al., 2001	Austrálie	pozemek dobytčího ranče	audio-vizuální průzkum včetně odchyť sítí	vodní napajedla a okolí	anurofauna	obecná doporučení pro management
Carr & Hazell, 2006	Austrálie	pozemek dobytčího ranče	audio-vizuální průzkum lokality	vodní napajedla a okolí	anurofauna	doporučení pro zapojení soukromých vlastníků
Zhang et al., 2010	Čína	migrační trasy	odchyt jedinců sítí pro pozdější experimenty	/	<i>B. melanostictus</i>	Navržen design silniční příkopy umožňující migraci
Cushman, 2005	/	/	/	/	obecně	potřeba druhově specifického výzkumu
Hamer & McDonnell, 2008	/	/	/	/	obecně	Obecný popis negativního vlivu urbanizace.
Baldwin et al., 2006	USA, Maine	tzv. <i>upland forests</i> – lesy tvořené převážně listnáči, na mezických až suchých půdách	radiotelemetrické sledování označených jedinců	letní habitat	<i>Rana sylvatica</i>	Preferovaný letní habitat tvoří lesy s bohatým mechovým patrem ev. mokřadní lesy. <i>Upland forest</i> tvoří přijatelné refugium při migraci mezi habitaty
Blomquist & Hunter Jr., 2010	USA, Maine	<i>upland forest</i>	radiotelemetrické sledování označených jedinců	sledovány též okolní habitaty přilehlé místu výskytu	<i>Rana sylvatica</i>	Letní habitat tvoří podmáčený les s hustým bylinným a mechovým patrem a tlejícím materiálem. Zjištěna individualita jedinců v utilizaci zdrojů.
Browne et al., 2009	Kanada, Alberta	mokřady boreálního pásma	vizuální průzkum transektů	charakterizace jednotlivých mokřadů, jejich	<i>Rana sylvatica</i> , <i>Pseudacris maculata</i>	Terestrické preference existují na rovní lokální a regionální. Zjištěna pozitivní korelace s mírou urbanizace prostředí

				rozmístění v krajíně a povaze okolní krajinné matrix		
Ficetola et al., 2008	Kostarika	původní pobřežní deštný prales, sekundární les, pastviny	audio-sampling samčích chórů	bezprostřední prostředí výskytu	<i>Eleutherodactylus diastema</i> , <i>E. fitzeringi</i>	Srovnání počtu zvířat primárního a sekundárního lesa ukázalo, že drobné vodní kalužiny, broméliové nádržky apod. tvoří důležitý kvalitativní prvek heterogenity habitatu
Gaston et al., 2010	USA, Texas	mokřady	audio-sampling samčích chórů	počet a rozmístění rozmnožišť na krajinné úrovni	<i>Bufo houstonensis</i>	Alleeho efekt mezi populačním trendem a hustotou rozmnožišť.
Smith-Ramírez et al., 2007	Chile	pobřežní opadavý deštný les	audio-vizuální průzkum transektů	pouze prostředí výskytu	batrachofauna obecně	Druhy jsou početné, ale následují mizející druhově pestré nížinné lesy
Trentham & Shaffer, 2005	USA. Kalifornie	<i>upland forest</i>	odchyt za použití drift fence soustav	pouze prostředí výskytu	<i>Ambystoma californiense</i>	Žádní jedinci za hranicí 800 m pásu lesa okolo vody, nejvíce ind. zajištěno v pásu mezi 10 – 400 m. Modelování ukázalo úbytek populace v důsledku úbytku lesa
Denton et al., 1997	Spojené Království	slaniska, písečné přesypy obklopující rozmnožiště	/	/	<i>Bufo calamita</i>	zhodnocení 22 let ochrany druhu ve Spojeném Království
Eggert, 2002	Francie	utilizace denních refugií	Radiotelemetrie v kombinaci se značením fluorescenčním	bezprostřední okolí vodních nádrží	<i>Pelobates fuscus</i>	Požadavek na vzdušnou písečnou půdu s minimem vegetace

Ficetola & DeBernardi, 2004	Itálie	fragmentované mokřady v Lombardské nížině okolo Milána	práškem audio-vizuální průzkum	charakterizace jednotlivých mokřadů, jejich rozmístění v krajině a povaze okolní krajinné matrix	<i>Rana</i> kl. <i>esculenta</i> , <i>Hyla intermedia</i>	Složení lombardských společenstev obojživelníků dáno izolovaností jednotlivých mokřadů na krajinné úrovni. Skokan generalistou vyžadujícím množství <i>sun exposure</i> .
Hartel et al., 2008	Rumunsko	krajinná matrix mezi jednotlivými rozmnožišti	vizuální průzkum podél transektů	místo výskytu a jeho přilehlé okolí	<i>Bufo bufo</i>	Pozitivní vztah počtu jedinců s rostoucím % lesního pokryvu v pásu 800 m od vody, klesající vzdáleností lesa od vody a počtem "zelených koridorů" spojujících rozmnožiště s lesem.
Janíčková, 2009	Česká republika	podmáčené louky přiléhající k rybníku	audio-vizuální průzkum	pouze místo výskytu	tamní ocasatí a žáby	/
Jeřábková, 2004	Česká republika	charakter prostředí v okruhu 500 m od rozmnožišť	audio-vizuální průzkum, odchyt za pomocí sítí	místo výskytu a jeho přilehlé okolí	tamní ocasatí a žáby	/
Lesbarrère et al., 2003	Francie	krajinná matrix s různou hustotou silniční infrastruktury	nespecifikovaná metoda odchytu za účelem odebrání genetických vzorků	sledováno rozmístění okolních méně distribuovaných habitatů	<i>Rana dalmatina</i>	Obecně zvířata lépe přežívala s rostoucí vzdáleností od silnice (>600m)
Löfvenhaft et al, 2004	Švédsko	vegetační mozaika ve městě Stockholm a jeho pobřežním okolím	nespecifikováno	sledována krajinná úroveň	tamní ocasatí a žáby	Druhová diverzita svázána s fragmenty původních listnatých lesů
Mazerolle & Vos, 2006	Nizozemí	holá pole sousedící se zarostlými plochami	translokační experiment	/	<i>Rana</i> kl. <i>esculenta</i>	Druh je habitatovým generalistou. Vegetace slouží k orientaci.

McGrath & Lorenzen, 2009	Spojené Království	písečné přesypy, slaniska a vřesoviště	zjištěna suma snůšek na lokalitě	/	<i>Bufo calamita</i>	Zjištěna negativní korelace s přítomností <i>B. bufo</i> a <i>R temporaria</i>
Minaud & Sanuy, 2005	Španělsko	terestrický habitat využívající během rozmnožování a po něm	audio-vizuální sampling s radiotelemetrickým měřením	sledováno pouze prostředí výskytu	<i>Bufo calamita</i>	Preference sypkých vzdušných půd ev. jílu, který v suchu praská a v prasklinách vznikají refugia
Nyström et al., 2002	Švédsko	terestrické okolí přiléhající rozmnožováním	audio-sampling s použitím hydrofonů	charakterizace okolí 1 km od rozmnožování	<i>Pelobates fuscus</i>	nezjištěny výrazné nároky na terestrické prostředí
Vesa et al., 2011	Španělsko	mořské pobřeží, macchie, jehličnatý les a pomerančové sady	nespecifikováno	pouze prostředí výskytu	3 nespécifikované druhy obojživelníků v rámci výzkumu několika taxonů	Nárůst diverzity druhů potažmo abundance jedinců s rostoucí vzdáleností od lidských sídel
Warren & Büttner, 2008	Německo	různorodě disturbovaná krajinná mozaika funkčního vojenského prostoru	audio-vizuální průzkum	pouze prostředí výskytu	<i>Bombina variegata</i> , <i>Bufo calamita</i> , <i>Rana</i> kl. <i>esculenta</i> , <i>Hyla arborea</i> , <i>Triturus vulgaris</i> , <i>T. alpestris</i>	/

Příloha II.: Srovnání poznatků z prací Jeřábkové (2004) a Janíčkové (2009).

Zkoumaný druh	Jeřábková (2004)	Janíčková (2009)
<i>Bombina bombina</i>	striktně akvatický druh trávící většinu roku ve vodě, preference bohaté vodní vegetace, preference nádrží v otevřené krajině	striktně akvatický druh, abundance silně pozitivně korelována s možstvím vodní vegetace, negativní korelace výskytu s přítomností lesa v okolí
<i>Bufo bufo</i> <i>Bufo viridis</i>	původně stepní druh, dnes často k nalezení poblíž lidských sídel, preference mělkých málo či vůbec nezarostlých nádrží	mělké teplé vody bez vegetace, v těsném sousedství lidských sídel
<i>Hyla arborea</i>	výskyt v rákosinách, nivách, listnatých a smíšených lesích	výskyt negativně korelován s přítomností lidských sídel