

**Doplněk k metodice č. 1
Českého svazu ochránců přírody**

**Ochrana obojživelníků:
ohrožení, biologické principy,
metody studia, legislativní
a praktická ochrana**

**Doplněk k metodice č. 1
Českého svazu ochránců přírody**

**Ochrana obojživelníků:
ohrožení, biologické principy,
metody studia, legislativní
a praktická ochrana**

Jiří Vojar



Louny, 2007

Doporučená citace „Vojar J. 2007: Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana. Doplněk k metodice č. 1 Českého svazu ochránců přírody. ZO ČSOP Hasina Louny.“

© Jiří Vojar, 2007

© Český svaz ochránců přírody – ZO Hasina Louny

Spoluautoři textů Petr Civiš (PC), Jana Doležalová (JD), David Fischer (DF), Oldřich Kopecký (OK), Roman Kovář (RK), Radka Musilová (RM), Jana Petáková (JP), Roman Rozínek (RR), Martin Šandera (MŠ), Kamila Šebková (KŠ), Jan Šíma (JŠ), Vít Zavadil (VZ)

Autoři fotografií © Jana Doležalová, David Fischer, Markéta Hendrychová, Roman Rozínek, Martin Šandera, Jiří Vojar

Obálka, grafická úprava, sazba © Jana Štěpánová

ISBN 978-80-254-0811-7

Obsah

1. Úvod (JV)	7
2. Význam obojživelníků (JV)	9
3. Současný stav ohrožení obojživelníků	14
3.1 Globální trendy (JV)	14
3.2 Situace v ČR (VZ, JV)	17
4. Příčiny ohrožení obojživelníků (JV)	20
4.1 Vliv dopravy a fragmentace krajiny (JV, RK)	23
4.2 Kontaminace prostředí (JV, KŠ)	26
4.3 Chytridiomykóza – nová hrozba (PC, JV)	26
4.4 Situace v ČR (DF, JV)	31
4.4.1 Změny vodního režimu v krajině a likvidace vodních ploch ..	32
4.4.2 Nevhodné hospodaření na rybnících, zarybňování	34
4.4.3 Další příklady	38
5. Biologické principy ochrany obojživelníků	40
5.1 Biologické principy ochrany přírody (JV)	40
5.2 Fragmentace populací a ztráta genetické variability (JV)	41
5.3 Metapopulační struktura, migrace (JV, RK)	47
5.4 Věrnost biotopům a osidlování nových území (JV, JD, RK)	49
6. Mapování výskytu a monitoring obojživelníků (JV)	53
6.1 Využití faunistických dat	54
6.2 Zpracování dat z terénu	57
7. Metody studia obojživelníků	59
7.1 Neinvazivní metody sledování (JV, DF, RR, VZ)	60
7.2 Metody založené na odchytu jedinců (JV, DF, RR, VZ)	64
7.3 Stanovení velikosti populací (JV)	66
7.4 Značení jedinců (JV)	67
8. Legislativní ochrana obojživelníků (JV, JŠ)	68
8.1 Zákon o ochraně přírody a krajiny	68
8.1.1 Územní ochrana	68
8.1.2 Druhová ochrana	77
8.2 Souvislost s dalšími právními předpisy	82
9. Praktické možnosti ochrany obojživelníků (JV)	86
9.1 Budování nových stanovišť (JV, DF)	86

9.2 Odbahňování a obnova vodních ploch (DF, JV)	91
9.3 Ochrana obojživelníků v době tahu (JV)	98
9.3.1 Opatření při přípravě a výstavbě komunikací (JV)	98
9.3.2 Odchyt a transfer jedinců (RR, JV)	101
9.4 Další možnosti ochrany (JV)	109
9.4.1 Mapování výskytu a monitoring	109
9.4.2 Monitoring ochrannářských opatření	109
9.4.3 Záchranné transfery	112
9.4.4 Ochrana terestrických biotopů	113
9.4.5 Nová divočina se nabízí	115
9.4.6 Osvěta	119
10. Financování ochrany obojživelníků (JP, JV)	121
10.1 Program „Ochrana biodiverzity“	121
10.2 Dotační programy AOPK ČR	121
10.3 Další možnosti	124
11. Závěr (JV)	125
12. Summary (JV)	127
13. Použitá literatura	130
14. Seznam příloh	143

1. Úvod

Obojživelníci jsou nesmírně zajímavou a zároveň velmi ohroženou skupinou živočichů. Po celém světě lze v posledních desetiletích zaznamenat významné snižování jejich početních stavů včetně vymírání jednotlivých druhů. Problematika ohrožení obojživelníků je složitá, jejich úbytek je způsoben celou řadou vzájemně provázaných faktorů působících na lokální až globální úrovni. Z tohoto důvodu nejsou jednoduchá ani ochranná východiska. Celou situaci navíc komplikuje fakt, že většina druhů obývá v průběhu sezóny různé typy prostředí, mezi kterými migrují. Ohrožení pak přichází ze všech stran a ve vzájemných souvislostech. Tradiční ochrana druhů a biotopů nemusí být v těchto případech vždy účinná. Přitom některá překvapivě snadná řešení testuhodně ignorujeme.

Míra pozornosti věnovaná příčinám ohrožení a ochraně obojživelníků vzrůstá, ať už se jedná o základní výzkum, mezinárodní spolupráci, legislativní či praktickou ochranu včetně dobrovolných ochranných aktivit. Právě entuziasmus a upřímná snaha dobrovolníků pomoci zasluhuje obdiv, ale potřebuje také dostatek informací. Ochrana přírody má smysl pouze tehdy, známe-li příčiny ohrožení a vycházíme-li ze znalosti biologie (ekologie) jednotlivých druhů a jejich fungování v ekosystému. Není od věci se před každou ochrannou aktivitou zamyslet nad cíli, smyslem a efektivitou vynakládaných opatření.

To platí bezesbýtku i pro dobrovolné ochránce přírody, kterým je publikace zejména určena. V její první části naleznou základní informace o stavu a příčinách ohrožení obojživelníků a biologických souvislostech jejich ochrany. Druhá část textu obsahuje přehled legislativních i praktických možností ochrany obojživelníků včetně problematiky financování těchto aktivit, dále je věnována mapování jejich výskytu a monitoringu. Obsah druhé části reaguje na stav, kdy v otevřeném programu Českého svazu ochrany přírody (ČSOP) „Ochrana biodiverzity“, financovaném Ministerstvem životního prostředí České republiky (MŽP ČR), a jeho podprogramu „Sledování a ochrana obojživelníků“ výrazně převládají faunistické průzkumy a ochrana obojživelníků v době jarního tahu.

Se vstupem České republiky do Evropské unie došlo k celé řadě legislativních změn včetně rozsáhlé novelizace zákona o ochraně příro-

dy a krajiny (např. způsob udělování výjimek ze zákazů u zvláště chráněných druhů i území, změny kompetencí orgánů státní správy) a některých úprav jeho prováděcí vyhlášky. Legislativní ochrany obojživelníků se ovšem dotýkají i další právní předpisy, např. zákon na ochranu zvířat proti týrání atp. Orientace v této problematice není snadná, což může poněkud zmírnit nadšení těch, kteří by chtěli obojživelníkům pomoci, ovšem v legislativní džungli poněkud tápou.

Co se týče ochrany obojživelníků v době tahu a budování nádrží, poměrně komplexní a přehledně zpracované informace jsou dostupné v publikacích Mikátové & Vlašína (2002, 2004). Z tohoto důvodu jsou v textu zmíněny pouze doplňující praktické poznatky či teoretické souvislosti s problematikou.

Tato metodika přináší další informace o ochraně obojživelníků. Neměla by ovšem být pouhou kuchařkou s recepty typu – jak postavit zábrany, vyřídít výjimku pro manipulaci se zvláště chráněnými druhy či s jakou metodou je nejlépe vyrazit na čolky. Měla by vést rovněž k zamyšlení nad příčinami ohrožení a složitostí tvrdého ochranářského oříšku, jakým bezesporu ochrana obojživelníků je. Nenahrazuje výše zmíněné metodické pokyny, nýbrž společně s nimi se snaží poskytnout informace pro všechny, kteří se ochranou obojživelníků chtějí vážně zabývat. Obojživelníkům, a nejen jim, pomůže nejvíce taková ochrana, která bude založena na znalostech. Věřím, že tato publikace, společně s dílem Mikátové & Vlašína, tomu alespoň zčásti přispěje.

2. Význam obojživelníků

Povědomí a postoj k určité skupině organismů může rozhodovat o úspěchu jejich ochrany. Důležitý je názor celé společnosti, tedy nejen profesionálních či dobrovolných ochránců přírody. Zejména je-li ochrana přírody součástí ekonomicko-politického soukolí. Obecně existuje mnoho důvodů, proč přírodu, potažmo obojživelníky, chránit – od ryze racionálních, přes etické až k sympatiím, které vůči určitým druhům chováme. Význam náklonnosti až sentimentu vůči nějakému druhu či druhům nelze podceňovat. Ba naopak je hnací silou zejména dobrovolné ochrany přírody a mocným nástrojem v rukách široké veřejnosti. I racionálně se tvářící ochranářský profesionál dělá svou práci nejspíše proto, že má ta „zvířátka“ a „rostlinky“ prostě rád. Není na tom nic špatného si to přiznat. Organismy chráníme převážně proto, že se nám líbí nebo je jich nám líto (blíže na toto téma Sádlo & Pokorný 2004, Librová 2005).

Za této situace nemají obojživelníci tu nejlepší startovní pozici, přestože dochází k očividnému nárůstu zájmu vědecké komunity i široké veřejnosti o tuto skupinu. Vraťme se k dalším motivačním důvodům, od sympatií člověka oproštěných. Obojživelníci jsou nedílnou součástí ekosystémů v rozmanitých a často netušených vazbách s dalšími taxony včetně člověka. Jeho pozornosti se také těší z mnoha zjištěných důvodů – jako potrava, v chovatelství značný význam mají v medicíně, vědě, bioindikaci atp. Motivací mohou být také etické pohnutky, neboť všechny organismy jsou součástí globální diverzity se svou vnitřní hodnotou a nepopíratelným nárokem na existenci. Přesto není od věci si připomenout, za co všechno bychom měli být obojživelníkům vděční.

Potrava

Konzumace obojživelníků má svou tradici v mnoha částech světa. Týká se řady středně velkých až velkých druhů, zejména skokanů, ale i velemloků rodu *Andrias* (Čína, Japonsko). Pro původní obyvatele byli obojživelníci významným zdrojem bílkovin. Na Balkáně (oblast Dunajské delty) jsou žáby součástí jídelníčku dodnes, podobně jako dříve u nás (Šandera, nepublikováno). V Evropě (zejména v Belgii, Lucembursku a Francii), Severní Americe a jihovýchodní Asii jsou žabí stehýnka stále považována

za kulinářskou specialitu. Uspokojování této potřeby přináší řadu nepříznivých doprovodných jevů, jako jsou introdukce nepůvodních druhů či nadměrná exploatace druhů původních (Jensen & Camp 2003, Box 1).



BOX 1

OD ŽABÍCH STEHÝNEK K BIOLOGICKÝM INVAZÍM

V Evropě i USA byla žabí stehýnka získávána původně z vlastních zdrojů, tedy z obojživelníků žijících v daném regionu. Na Starém kontinentu byli oblíbeni všichni vodní skokani, z nichž skokan zelený se v anglickém jazyce i v latině dokonce nazývá jedlý, a také skokan štíhlý. V USA se jednalo rovněž o skokany, nejznámějším je mohutný skokan volský (*Rana catesbeiana*, nově *Lithobates catesbeianus*). Původní populace řady druhů se staly natolik ohroženými, že poptávka musela být z části uspokojována farmovým chovem nebo záměrným vysazováním oblíbených, tj. dostatečně velkých druhů do oblastí mimo jejich přirozený výskyt. Introdukovány tak byly zároveň druhy konkurenčně silné, z nichž asi nejznámější je právě skokan volský. Ten se původně vyskytoval pouze na východě Spojených států, odkud byl rozšířen prakticky na celý západ USA. Dospělci, a dokonce i pulci, jsou schopni požírat vrstevníky ostatních obojživelníků. Jeho rozšíření taktéž dopomohl člověk svými zásahy v krajině, když původní mělké a rozsáhlé mokřady se značnou plochou litorálu vysušil a vytvořil místo nich drobné a hlubší vodní plochy s litorálem soustředěným pouze při jejich okrajích. Právě zde, na omezeném prostoru, se vytváří silné kompetiční prostředí mezi pulci původních druhů (např. skokana červenonohého, *Rana aurora*) a konkurenčně úspěšnějšího skokana volského. Přítomnost skokana volského měla za následek vytlačení původního druhu do volnějších (méně vhodných) prostor s nedostatkem úkrytů a vystavení zvýšené predaci rovněž introdukovaných ryb, především pstruhů a okounů (Keisecker & Blaustein 1998, Adams 1999, Keisecker et al. 2001a, Keisecker 2003).

Většina v současné době konzumovaných žab pochází z divoké přírody a je dovážena z jihovýchodní Asie, především z Indonésie. V 90. letech minulého století bylo např. jen do Evropské

unie dováženo ročně přibližně 6000 tun žabích stehýnek, což představuje více než 100 miliónů jedinců (Jensen & Camp 2003). Odchyt takového množství zvířat z volné přírody se musí zákonitě dotknout místních populací a dokonce ohrožuje i celé druhy. Během zlaté horečky byl v Kalifornii běžnou součástí jídelníčku již zmíněný skokan červenonohý, jenž byl v blízkosti San Francis-ka v druhé polovině 19. století úplně vyhuben a dnes patří v USA mezi ohrožené druhy. Podobně jsou v současné době farmáři decimovány asijské populace dalších žádaných druhů (zejména skokanů rodu *Limnonectes*), kteří si jejich prodejem vylepšují své příjmy (Veith et al. 2000).

Věda a výzkum

Pro svou mimořádnou citlivost na kvalitu a změny v prostředí jsou obojživelníci velmi vhodnými bioindikátory (Welsh & Ollivier 1998, DeGarady & Halbrook 2006). Hojnější druhy, např. skokan volský, drápatky (*Xenopus*), axolotli (*Ambystoma*), žebrovníci (*Pleurodeles*), se používají pro studium tkáňových transplantací, v embryologických a dalších experimentech (Rehák 1992). Velmi poučný je proces metamorfózy, zejména z hlediska evoluční biologie a fyziologie. Rovněž při výuce anatomie a fyziologie bývají obojživelníci, zejména žáby, častými modelovými objekty (Rehák 1992).

Lékařství

Obojživelníci jsou intenzivně zkoumáni a získané výsledky dále aplikovány v řadě medicínských oborů. Legendární je schopnost ocasatých obojživelníků regenerovat složité tkáňové struktury, např. celé končetiny, ocas, míchu či kůži (Roy & Levescue 2006). Celkem pochopitelně jsou tyto procesy centrem zájmu z důvodu jejich uplatnění v humánní medicíně. Dospělci i larvy obojživelníků jsou používány při toxikologických testech, pomáhajíc odhalovat rizika látek ve vztahu k životnímu prostředí i zdraví člověka (Burkhart et al. 2000). Kožní sekrety obojživelníků obsahují řadu substancí, z nichž některé mají antimikrobiální vlastnosti. Jejich význam studia a izolace stoupá s rostoucím počtem na antibiotika rezistentních mikroorganismů. Velmi nadějně vypadají např. testy kožních sekretů brazilské ropuchy *Rhinella rubescens*, s účinkem proti *Staphylococcus aureus* a *Escherichia coli* (Filho et al. 2005). Kůže obojživelní-

ků obsahuje i další velmi zajímavé látky využitelné při léčbě schizofrenie, Parkinsonovy choroby, bulimie, vysokého krevního tlaku atp. (Cohen 2001). Asi nejprozkoumanějším obojživelníkem je v tomto směru drápatka vodní (*Xenopus laevis*), široké veřejnosti povědomá zejména v souvislosti s těhotenskými testy. Známé jsou účinky kožních toxinů pralesniček rodů *Dendrobates* a *Phyllobates*, původně používaných domorodci v Jižní a Střední Americe k lovu, dnes jsou z jejich účinných látek vyvíjena nová anestetika (Bradley 1993). Ojedinělý byl objev schopnosti pulců a juvenilů australských tlamorodek rodu *Rheobatrachus*. Vyvíjejí se totiž v žaludku samice, kde produkují látky (prostaglandin E2), které po celou dobu vývinu mláďat pozastavují tvorbu mateřských žaludečních kyselin (Tyler et al. 1983). Naděje v podobě dalšího výzkumu těchto látek a jejich využití při léčbě žaludečních vředů pohasly velmi brzy, neboť zhruba od poloviny 80. let minulého století (tedy jen několik málo let po jejich objevení!) nebyly tyto žáby již více spatřeny, a v současnosti jsou považovány za vyhynulé (Barker et al. 1995). S každým vyhynulým druhem tak zároveň ztrácíme možnost pomoci i sami sobě.



BOX 2

ČERVENÉ KNIHY A SEZNAMY OHROŽENÝCH DRUHŮ

Červené seznamy obsahují soupis ohrožených druhů rostlin a živočichů, na které navazují **červené knihy** hodnotící příčiny ohrožení s údaji důležitými pro praktickou ochranu. Obvykle se vztahují k určitému geograficky vymezenému území, existují tak červené seznamy a knihy regionů, států, kontinentální i světové. První celosvětová Červená kniha IUCN byla vydána v roce 1966 a bývá každé dva roky aktualizována, nyní v podobě červených seznamů (poslední verze je z roku 2006). Každé čtyři roky seznam navíc přináší hlubší analýzu ohrožení jednotlivých taxonomických skupin, poslední je z roku 2004 (Baillie et al. 2004, volně dostupné na http://www.iucn.org/themes/ssc/red_list_2004/GSA_book/Red_List_2004_book.pdf).

Recentní verze Červeného seznamu IUCN obsahuje celkem 42 328 posuzovaných taxonů (40 168 druhů a 2 160 poddruhů), což představuje zhruba 2,5 % z celkového počtu dosud popsá-

ných druhů. Je proto více než pravděpodobné, že seznamy nikdy nebudou kompletní, alespoň ne pro rostliny či bezobratlé. Dokonce i některé skupiny obratlovců, konkrétně plazi a ryby, vykazují minimální podíl druhů s dostatečnými informacemi pro posouzení jejich ohrožení (viz úvod následující kapitoly). Obojživelníci tak mají vlastně štěstí v neštěstí – hrozivý popis jejich ohrožení je alespoň zdokumentován, což představuje určitou výhodu (jednu z mála) pro jejich následnou ochranu.

K čemu jsou vlastně červené knihy a seznamy dobré? Obecně poskytují laické i odborné veřejnosti informace využitelné pro ochranu jednotlivých druhů. Pomáhají stanovovat priority druhové i územní ochrany, např. lokalizovat místa s koncentrovaným výskytem neohroženějších druhů. Jsou také podkladem pro zařazování organismů a jejich biotopů chráněných mezinárodními úmluvami (např. CITES, Ramsarská úmluva) či národními legislativami, aby jejich ochrana mohla být právně ukotvena (Baillie et al. 2004, Plesník 2006). Samotné zařazení druhů v červených seznamech a knihách ovšem žádnou legislativní ochranu nezajišťuje.

Zařazení druhů do jednotlivých kategorií ohrožení navrhují týmy odborníků na základě kritérií IUCN (navržena v roce 1994, upravena v roce 2000), která zohledňují ohrožení druhů v současnosti i perspektivy do budoucna, možnosti dalšího ovlivnění, variabilitu a populační dynamiku i úroveň jejich poznání. Naše druhy obojživelníků bychom však v Červeném seznamu IUCN hledali marně, přestože nikdo zasvěcený o jejich ohrožení nepochybuje. Globální pohled celkem pochopitelně opomíjí značné regionální rozdíly v ohrožení jednotlivých druhů a jejich klasifikace ohrožení vychází ze striktně daných pravidel. Naše poměry odráží národní červený seznam vypracovaný Zavadilem & Moravcem (2003), kde bychom v různém stupni ohrožení (od téměř ohrožených až po kriticky ohrožené) našli všechny naše obojživelníky (Příloha č. 2).

3. Současný stav ohrožení obojživelníků

3.1 Globální trendy

Strohá řeč čísel mluví jasně. Dle Červeného seznamu (Box 2) ohrožených druhů IUCN (The International Union for Conservation Nature and Natural Resources – Mezinárodní organizace na ochranu přírody a přírodních zdrojů) bylo k roku 2006 ohroženo vyhubením nejméně 1 811 (31 %), z celkového počtu 5 918 v té době známých druhů (Box 3). Obojživelníci jsou taxonomickou skupinou s největším podílem ohrožených zástupců a největším nárůstem těchto druhů včetně vyhynulých. Nepochybně se ve statistikách částečně odráží intenzita pozornosti jim věnovaná, neboť zde byly z hlediska ohrožení posuzovány všechny druhy. V tomto ohledu jsou ostatní skupiny ve značné nevýhodě – hodnoceno bylo např. pouze 0,18 % známých bezobratlých, 3 % rostlin, zhruba 4 % druhů ryb a stejný podíl plazů. Na druhou stranu u téměř čtvrtiny druhů obojživelníků stále chybí údaje potřebné k vyhodnocení jejich ohrožení, 442 druhů náleží mezi kriticky ohrožené a nejméně jedna třetina z nich je považována za pravděpodobně vyhynulé. Ohrožení se týká i celých, byť nepočetných, zato však fylogeneticky unikátních čeledí (Sooglossidae, Rhinodermatidae, Leiopelmatidae či v Indii recentně objevený taxon tvořící původně samostatnou čeleď Nasikabatrachidae, Biju & Bossuyt 2003). Ohrožena je také podstatná část taxonů z čeledí velmi početných, jako např. Bufonidae, Dendrobatidae, Leptodactylidae či Plethodontidae. Řada vyhynutí nebo výrazných snížení početností proběhla a probíhá náhle, bez zjevných příčin a navíc ve zdánlivě nedotčených biotopech, pravděpodobně díky vzájemnému působení jednotlivých faktorů (Kap. 4, Box 6).



BOX 3

KOLIK VLASTNĚ ZNÁME DRUHŮ OBOJŽIVELNÍKŮ? A PŘIBÝVAJÍ NEBO UBÝVAJÍ?

Poznání druhového bohatství bývá považováno za základ ochrany biologické rozmanitosti. U některých skupin organismů se počet nově popisovaných druhů vyvíjí poměrně dynamicky. To vše za současného vymírání druhů již popsanych i dosud neobjevených, což platí i pro obojživelníky. V textu zmiňovaných 5918 druhů obojživelníků, tj. počet, z kterého vycházeli autoři Červeného seznamu ohrožených druhů IUCN, se od roku 2006 zvýšil na více než 6000 v roce 2007 (konkrétně 6208 k 10.10. 2007, zdroj <http://amphibiaweb.org/>). Předpokládá se, že ještě téměř polovina druhů zůstává nadále neobjevena. Takový přírůstek je způsoben, mimo jiné, nástupem nových metod v systematice a taxonomii. Z původních, tzv. morfologicky kryptických (tj. pouze na základě morfologických znaků nedetekovatelných) druhů jsou pomocí molekulárních analýz vyčleňovány druhy další. S tím souvisí i změna v pojetí druhu. Původní jednoduchý koncept, jakožto taxonomické jednotky víceméně reprodukcí izolované od jiných, byl v posledních dvou desetiletích rozšířen o fylogenetické a evoluční aspekty. Za druhy jsou tak považovány takové taxony (formy), jež se nacházejí na víceméně oddělených větvích fylogenetického stromu a mají do určité míry samostatný vývoj (Hanken 1999).

Za novými druhy obojživelníků rozhodně nemusíme jezdit do tropů. Ani Česká republika není v tomto směru ochuzena, jak dokládají nové nálezy čolka hranatého z roku 1990 ze západních Čech (Janoušek & Smutný 1990, Zavadil & Kolman 1990). Jiným způsobem jsme v devadesátých letech minulého století přišli k dalším dvěma čolkům. Původní čtyři poddruhy č. velkého totiž v roce 1983 získaly status samostatných druhů (Bucci-Innocenti et al. 1983), z nichž hned tři se vyskytují i v ČR. Kromě č. velkého tak naše fauna hostí ještě č. dunajského, objeveného v roce 1993 (Zavadil et al. 1994) na dolních tocích Moravy a Dyje, a č. dravého, nalezeného až v roce 1997 na Znojemsku (Piálek et al. 2000). Celkově se tak počet druhů obojživelníků v ČR ustálil na 21. Na tyto zajisté potěšující události však nebyla schopna adekvátně reagovat naše legislativa, neboť jejich zařazení mezi

druhy zvláště chráněné proběhlo se značným zpožděním. Čolek dravý byl mezi zvláště chráněné zařazen až v roce 2006 vyhláškou č. 175/2006 Sb., č. dunajský nebyl zařazen dosud. Přitom oba druhy svou početností a rozšířením patří mezi naše nejohroženější (Zavadil 1998, Zavadil et al. 2005).



BOX 4:

GLOBÁLNÍ TRENDY VE VÝVOJI POPULACÍ OBOJŽIVELNÍKŮ

Na ohrožení obojživelníků poukazuje zvýšená frekvence vymírání jednotlivých druhů. Než konkrétní druh vyhyne, jeho početnost se postupně, často však velmi rychle, snižuje. Stejně jako nezačínáme léčit nemocného až po jeho smrti, ale již v průběhu nemoci na základě stanovené diagnózy, ochrana obojživelníků by měla probíhat na základě zjištění příčin, jež je ohrožují, a vedou ke snižování velikostí jejich populací. Už samotné rozpoznání negativních trendů vývoje populací a jejich vztahu k činnosti člověka může být vzhledem k běžným populačním výkyvům obojživelníků velmi problematické (Pechmann et al. 1991). Je proto třeba dlouhodobých studií, v případě potřeby globálního zobecnění navíc z rozsáhlých území. Nelze se tedy divit, že takových prací je jako šafránu.

Na základě dlouhodobé analýzy vývoje početních stavů 936 populací 157 druhů obojživelníků napříč pěti kontinenty bylo zjištěno, že trendy snižování početností vykazují značnou časovou i geografickou variabilitu (Houlahan et al. 2000). Na časové škále proběhlo v regionech s největším počtem sledovaných populací (Severní Amerika a západní Evropa) nejprve velmi strmé snižování velikostí populací v letech 1960 až 1966, následované jeho zpomalením, zejména pak v západní Evropě. Pro srovnatelné zhodnocení dalších regionů data chybí. Zajímavým zjištěním je fakt, že k významnému úbytku obojživelníků docházelo s největší pravděpodobností již mnohem dříve než od 70. let minulého století, jak bylo původně odhadováno (např. Barinaga 1990). Tento závěr byl následně zpochybňován a na základě odlišných metod byl významný úbytek obojživelníků posunut naopak až

do 90. let minulého století (Alford et al. 2001). Nicméně obě studie se shodují v názoru, že k celosvětovému úbytku obojživelníků skutečně dochází a je nutno jej co nejrychleji řešit. A jak si ukážeme dále, další krok v ochraně obojživelníků – tedy stanovení diagnózy, tj. odhalení důvodu či lépe důvodů jejich ústupu, je více než komplikované.

3.2 Situace v ČR

Míru ohrožení jednotlivých druhů obojživelníků u nás věrně odráží v nedávné době aktualizovaný Červený seznam obojživelníků a plazů České republiky (Zavadil & Moravec 2003). To samé se zdaleka nedá říci o legislativě, resp. zařazení druhů do příslušných kategorií v rámci vyhlášky č. 395/1992 Sb. a její novely, vyhlášky č. 175/2006 Sb. Tato novela doplnila do našich kategorií ohrožení pouze druhy uvedené v Příloze č. IV Směrnice 92/43/EHS „o stanovištích“, které dosud nebyly v České republice zvláště chráněny. O novelu vyhlášky č. 395/1992 Sb. tudíž v podstatě nešlo (Šíma, nepublikováno). Přitom právě příslušnost do jednotlivých kategorií ohrožení významným způsobem ovlivňuje následnou legislativní a z ní vyplývající praktickou ochranu (zejména její „přísnost“, tj. podmínky při udělování výjimek či stanovisek, možné výše pokut atp.). Zatímco v tuzemském červeném seznamu bychom našli v různém stupni ohrožení všech 21 našich obojživelníků, vyhláška, resp. Příloha č. 3 této vyhlášky, obsahuje pouze 19 druhů (blíže v Příloze č. 2 tohoto textu). Mezi zvláště chráněné druhy nebyl zařazen skokan hnědý a čolek dunajský, jenž je, společně s čolkem dravým, považován za nejohroženější zástupce naší batrachofauny.

Při posuzování ohroženosti jednotlivých druhů je třeba vzít v úvahu, zda-li jejich areál rozšíření obsahuje alespoň větší část ČR nebo zda má svoji hranici, jako je tomu u čolka dunajského, č. dravého, č. hranatého, č. karpatského a ropuchy krátkonohé. Tyto druhy jsou ohroženy nejvíce, neboť jsou v ČR zastoupeny pouze jednou či několika málo populacemi a jejich celorepublikový výskyt mohou negativně ovlivnit i disturbance lokálního charakteru. Obdobně lze za velmi ohrožené považovat druhy,

jejichž výskyt na území ČR není plošný, ale spíše ostrůvkovitý či disjunktivní (rozdělený), jako např. u skokana ostronosého a kuňky žlutobřiché (Moravec 1994, Zavadil et al. 2005). V rámci působení řady vlivů mohou být ovlivňovány jednotlivé populace (a)nebo dochází ke změně velikosti areálu jednotlivých druhů (Zavadil et al. 2005). Pokud shrneme výše uvedené, pak obecně mezi nejzranitelnější taxony náleží výše uvedení čolci (zhruba ve stejném pořadí – tedy č. dunajský, č. dravý, č. hranatý a č. karpatský), dále č. velký, č. obecný a č. horský. Z žab je v čele již zmíněná ropucha krátkonožá, česká populace kuňky žlutobřiché, skokan ostronosý, kuňka obecná, skokan krátkonohý, následováni v mírném odstupu ropuchou zelenou, skokanem hnědým a blatnicí skvrnitou. O něco lépe je na tom ještě skokan zelený a moravskoslezské populace kuňky žlutobřiché, dále pak rosnička zelená, skokan štíhlý, mlok skvrnitý a ropucha obecná. Nejméně ohroženým druhem se jeví skokan skřehotavý, ve vyhlášce zařazený mezi druhy kriticky ohrožené! Jedná se o druh se značným migračním potenciálem a schopností obsazovat nové, často velmi vzdálené vodní biotopy na výsypkách, opuštěné písčiny atp. (Vojar 2000, Zeisset & Beebee 2003). A naopak je ve vyhlášce podhodnocen stav ohrožení u zmíněného čolka dunajského, skokana krátkonožého, s. hnědého a obou kuněk. Výše uvedené pořadí a nakonec i zařazení druhů do jednotlivých příloh ve vyhlášce je založeno na subjektivním vnímání situace několika lidí. Názory na ohrožení jednotlivých druhů se proto mohou různit.



BOX 5

ZMĚNY V SYSTÉMU A NOMENKLATUŘE OBOJŽIVELNÍKŮ

V Příloze č. 2 tohoto textu možná někoho překvapí jiné latinské názvy druhů, než na jaké byl do této doby zvyklý. V roce 2006 vyšla zásadní práce týkající se systematiky třídy obojživelníků s příhodným názvem „The Amphibian Tree of Life“ (Frost et al. 2006). Autoři se pokusili za použití kombinace srovnávací anatomie a porovnání sekvencí DNA (vybraných mitochondriálních i jaderných genů) definovat v současném systému monofyletické skupiny (tj. skupiny, které mají společného předka a všechny jeho potomky), především čeledi a rody. Na základě dosažených

výsledků pak navrhli řadu změn. Tyto změny, i když nejsou přijímány bez výhrad (Weisrock et al. 2006, Chaparro et al. 2007, Wiens 2007, Wiens et al. 2007), se rovněž týkají druhů obojživelníků žijících na území České republiky.

U **ocasatých** (Caudata) je to především rozdělení rodu *Triturus* na rody další. Do rodu *Lissotriton* jsou zahrnováni „malí“ čolci. Z našich to jsou čolek obecný (*Lissotriton vulgaris*), čolek karpatský (*Lissotriton montandoni*) a čolek hranatý (*Lissotriton helveticus*). Rod *Mesotriton* byl navržen pro „středně“ vzrostlého čolka horského (*Mesotriton alpestris*). „Velcí“ čolci si pak ponechali původní název rodu – *Triturus*.

Z našich **žab** (Anura) se změny nejvíce dotkly ropuch. Původní rodové jméno *Bufo* zůstalo pouze ropuše obecné (*Bufo bufo*). Další dva druhy nesou nová rodová jména – ropucha krátkonohá (*Epidalea calamita*) a ropucha zelená (*Pseudepidalea viridis*). Vžitě dělení skokanů dle ekologických nároků na vodní a zemní je posvěceno i jejich rozdělením do dvou různých rodů. Do rodu *Pelophylax* jsou řazeni vodní skokani (zde pozor na ovlivnění druhového názvu změnou rodu u rodového jména – *Pelophylax ridibundus*, *P. esculentus*, ale *P. lessonae*). V rodu *Rana* pak zůstávají zemní druhy. Taxonomickou změnou na úrovni čeledí je rozpad čeledi Discoglossidae na čeleď ropuškovitých (Alytidae) a kuňkovitých (Bombinatoridae). Oba naše druhy kuňek tak náleží do nové čeledi. Jejich latinská jména, stejně jako jména ostatních obojživelníků – mloka, blatnice a rosničky, zůstávají zachována.

4. Příčiny ohrožení obojživelníků

Příčin ubývání obojživelníků je celá řada, často působí nepřímo a ve vzájemných vazbách (Box 6). Přehled nejvýznamnějších je shrnut v Tab. 1.

Tab. 1: Přehled faktorů s negativním vlivem na obojživelníky

Příčina	Odkaz v textu	Odkaz na literaturu s příklady
(i)		
Zánik biotopů, změny v krajině	Kap. 4.4	Alford & Richards 1999, Dodd Jr. & Smith 2003, Zavadil et al. in press
Fyzická likvidace, vliv dopravy	Kap. 4.1	Fahring et al. 1994, Hels & Buchwald 2001
Invaze predátorů či kompetitorů	Box 1	Funk & Dunlap 1999, Kiesecker 2003
(ii)		
UV-B záření a změny klimatu	Box 6	Cummins 2002, Carey & Alexander 2003
Kontaminace toxickými látkami	Kap. 4.2	Horne & Dunson 1994a, Greulich & Pflugmacher 2003
Infekční choroby, patogenní houby	Kap. 4.3	Blaustein et al. 1994, Carey et al. 1999

Zatímco působení faktorů první skupiny je vesměs zřejmé, přímé a dlouhodobě známé (až 100 let), zbylé jsou studovány daleko kratší dobu a díky vzájemnému působení je jejich vyhodnocení mnohem obtížnější. V řadě případů nejsme schopni příčiny poklesu početností rozpoznat vůbec (Semlitsch 2003).

Jednotlivé hrozby se vyskytují na různých prostorových i časových úrovních. Asi nejsnáze si všimneme lokálních působení s přímých vlivem, spočívajících zejména v destrukci a změnách ve využívání krajiny. Může se jednat o vysoušení mokřadů, ničení drobných vodních ploch,

nevhodné odbahňování vodních nádrží, kontaminaci biotopů či jejich zánik při výstavbě sídel, dopravní infrastruktury atp. Za nimi ovšem, ve vší tichosti a zprvu nepozorovaně, mohou nastupovat vlivy sekundární. Uvedme příklad výstavby silnic a dálnic. Kromě evidentní mortality zvířat, způsobené výstavbou a provozem komunikace na konkrétním místě, dochází často k dělení jednotlivých populací, jejichž méně početné fragmenty se v důsledku snižování genetické variability, populačních výkyvů a působení vnějších vlivů (počasí, nemoci, predátoři) stávají zranitelnějšími (blíže Kap. 5.2). Zmíněné negativní vlivy se zpravidla projevují s určitým zpožděním a mají mnohem významnější následky.

Působení na lokální i regionální úrovni nemusí být pro obojživelníky ještě tou největší pohromou. Právě infekční onemocnění, globální klimatické změny, kontaminace prostředí (anebo jejich kombinace, Box 6), celosvětový obchod s ohroženými druhy či působení invazních druhů se stávají skutečnou globální hrozbou, a ve spojení s předchozími faktory efektivně ničí stávající populace (Blaustein et al. 1994, Alford & Richards 1999). Tradiční ochrannářské přístupy, založené na druhové či územní ochraně, v takovýchto případech často selhávají. Východiskem je ochrana založená taktéž na mezinárodní spolupráci, vycházející z nejnovějších vědeckých poznatků a dosavadních praktických zkušeností. V žádném případě se tak ochrana obojživelníků nestává záležitostí úzkého okruhu specialistů, jenom klade vyšší nároky na všechny, kteří se na její realizaci chtějí podílet.



BOX 6

VRAŽEDNÉ KOALICE – VZÁJEMNÉ PŮSOBNÍ OHROŽUJÍCÍCH PŘÍČIN

Průzračná voda mělkých tůní a jezer v Kaskádovém pohoří na západě Severní Ameriky nabízí nespočet příležitostí k reprodukci ropuchy západoamerické (*Bufo/Anaxyrus boreas*). V omezené míře ovšem chrání nakladená vejce před působením škodlivého ultrafialového záření (konkrétně UV-B záření), jehož vyšší dávky souvisí s poškozením ozónové vrstvy Země. UV-B záření oslabuje imunitní systém organismů a vystavuje ropuší embrya vyššímu riziku působení infekčních onemocnění a patogenních hub, zde konkrétně

parazitické houbě *Saprolegnia ferax*. Mortalita způsobená Saprolegniemi je nepřímá úměrná hloubce vodní plochy. Zatímco ve vodách hlubších než 50 cm bylo usmrceno v průměru 12 % vajec, v mělčinách s hloubkou 20 cm byla zjištěna mortalita kolem 80 % (Pounds 2001). Celá situace je však mnohem komplikovanější a poškozená ozónová vrstva v tom rozhodně není sama. Řekli jsme si, že míra ohrožení embryí je v přímé souvislosti s hloubkou vodní plochy. Ta je ovlivňována srážkami, zde konkrétně množstvím v zimě napadlého sněhu, jehož táním jsou vodní plochy zásobeny. Za výraznými lokálními fluktuacemi počasí v Kaskádovém pohoří včetně extrémně suchých období stojí pravděpodobně globální klimatické změny. Jedná se o výrazné zvyšování teploty vody v centrálním a východním tropickém Pacifiku, které s sebou přináší změny v proudění větrů a rozložení srážek (Keisecker et al. 2001b) a ovlivňují průběh počasí v celém okolí Pacifiku, mimo jiné zvyšují frekvenci výskytu extrémních klimatických událostí.

Shrneme-li výše uvedené, pak prapůvodem zvýšené mortality pulců ropuchy západoamerické jsou zřejmě globální klimatické změny zodpovědné za extrémní sucha v Kaskádovém pohoří, potažmo snížení výšky vodního sloupce v nádrži a tím i ochrany před UV-B zářením, jehož vyšší dávky pulce oslabují a připravují půdu pro patogenní houby. Možná bude někomu připadat spojitost mezi lokálním úbytkem obojživelníků a globálním oteplováním Země příliš složitá až nepravděpodobná. Asi bychom byli spokojenější, kdyby se vše dalo jednoduše vysvětlit a tím pádem i pravděpodobně vyřešit. Bohužel tomu tak není. Existuje totiž opravdu mnoho studií, které dokládají snižování početností až vymírání druhů, a to bez zjevných příčin a ve zdánlivě nedotčených regionech. Jsou tak důkazem, že vyhodnocení příčin ohrožujících obojživelníky bývá často velmi komplikované.

Obojživelníci jsou například mnohem více náchylnější k nemocem či parazitům, jestliže žijí v kontaminovaném prostředí (Gendron et al. 2003). Subletální (ještě nesmrtící) koncentrace škodlivin způsobují vývojové poruchy a změny v chování, snižují reprodukční úspěch či zvyšují riziko predace (čímž se kontaminanty přesouvají dále potravním řetězcem). Např. pulci rosničky mňavé (*Hyla versicolor*) vystavení dlouhodobějším nízkým kon-

centracím určitého pesticidu (Karbaryl) změnili, či spíše ztratili, své antipredační chování. V přítomnosti predátorů trávili mnohem kratší dobu v úkrytech a byli tak častěji sežráni než jejich nekontaminovaní soukmenovci (Bridges 1999).

4.1 Vliv dopravy a fragmentace krajiny

Fragmentace je proces, při kterém dochází ke zmenšování ploch daných biotopů a jejich vzájemné izolaci (Wilcove et al. 1986). Fragmentace krajiny probíhala již v neolitu s rozvojem zemědělství, odlesňováním rozsáhlých oblastí a vznikem trvalých sídel. V tehdejší podobě biodiverzitu spíše oživovala (Konvička et al. 2005, Zavadil et al. in press). Negativní projevy přichází s rozvojem průmyslu, železniční a silniční dopravy. Nejzávažnější fragmentační účinek mají dopravní stavby, protože vytváří v krajině dlouhé linie, které živočišné nemohou obejít. Zároveň lze předpokládat, že na území České republiky dojde v budoucnu k intenzivnímu rozvoji těchto staveb a k zesílení jejich dělicích účinků (Anděl et al. 2005).

Negativní účinky fragmentace krajiny

Fragmentace krajiny v důsledku rozvoje dopravní infrastruktury spočívá v **přímé likvidaci** dotčených území a zmenšování původních biotopů. Mnohem zhoubnější jsou **doprovodné vlivy**, jako např. mortalita živočichů způsobená dopravou, jejich rušení světlem, hlukem či otřesy, dále kontaminace okolí, podpora šíření nepůvodních druhů a vznik okrajového efektu (Trombulak & Frissell 2000, Cushman 2006, Noss et al. 2006). Přestože území zabrané dopravní infrastrukturou nepřesahuje i ve vyspělých zemích 5–7 % plochy daného státu (Trocme et al. 2003 ex Anděl et al. 2005), doprovodné negativní vlivy dopravy ovlivňují např. v Nizozemí 12–20 % (Reijnen et al. 1995) a ve Spojených státech dokonce 22 % rozlohy země (Forman 2000). Kromě toho fragmentací vznikají oddělené části krajiny hostící zcela nebo částečně **izolované populace** organismů. Absence kontaktu (přenosu genetické informace) s jinými populacemi vede k jejich ohrožení v důsledku ztrát genetické variability, náhodných demografických výkyvů a nepřízné vnějšího prostředí (Kap. 5.2).

Vliv dopravy na obojživelníky

Mortalita živočichů způsobená kolizemi s vozidly je jedním z nejtransparentnějších negativních vlivů dopravy (Anděl et al. 2005). Ohrožena je naprostá většina živočišných druhů včetně obojživelníků (Trombulak & Frissell 2000), kteří jsou vůči vlivu dopravy a fragmentaci krajiny velmi citliví. **Intenzitu mortality** obojživelníků i ostatních živočichů na silnici ovlivňuje celá řada faktorů. Jedná se především o **parametry komunikace**, charakter okolní krajiny a její **migrační potenciál**, který představuje pravděpodobnost využívání konkrétní migrační trasy (Hlaváč & Anděl 2001). Existují značné **mezidruhové i vnitrodruhové rozdíly** v úspěšnosti překonávání komunikací dané jejich způsobem pohybu, délkou a směrem migrace, pohyblivostí a chováním na silnici (Hels & Buchwald 2001, Mikátová & Vlašín 2002, Puky 2006).

Z parametrů komunikace má zásadní vliv **šíře vozovky a intenzita provozu**. Pravděpodobnost usmrcení obojživelníka s rostoucí intenzitou provozu logicky vzrůstá (Fahringer et al. 1995, Hels & Buchwald 2001). Více než celková dopravní zátěž má vliv její rozložení během dne. Nejhorší situace nastane během překryvu dopravní špičky s vrcholem migrační aktivity obojživelníků. Ta je u dospělců zpravidla nejvyšší v první polovině noci, u juvenilů během dne. Záleží však především na druhu obojživelníka a na počasí. Zatímco u méně frekventovaných silnic budou existovat větší rozdíly v intenzitě provozu během denních a nočních hodin, u dálnic a rychlostních silnic bývají tyto změny méně výrazné. V nočních hodinách se navíc zvyšuje podíl kamiónové dopravy. Rozsah mortality ovlivňuje u všech rychle se pohybujících obratlovců rychlost projíždějících aut, zatímco u pomalu se pohybujících obojživelníků nehraje žádnou roli (Clevenger et al. 2003). Ti navíc při střetu s automobilem vykazují často specifické chování – přestanou se pohybovat (z našich druhů po oslnění blatnice), zaujmou výstražný postoj (naše ropuchy), skokani bezhlavě prchají (Mazerolle et al. 2005, Zavadiš, nepublikováno).

Obecně dochází k největším ztrátám na nechráněných úsecích dálnic či rychlostních komunikací s vysokou intenzitou dopravy a situovaných v atraktivním prostředí s množstvím živočichů. Odhady počtů přejetých obojživelníků (i jiných zvířat) bývají navíc podceňovány. Počítání usmrcených jedinců je zatíženo chybou, neboť mrtvolky jsou velice rychle odstraňovány predátory a maskovány pojezdy dalších automobilů. Během experimentu bylo nalezeno pouze 7 % přejetých čolků obecných

a č. velkých a 67 % usmrčených blatnic skvrnitých (Hels & Buchwald 2001). Kadaver ropuchy obecné přetrvává řadu dní i týdny, přejetí skokan mizí z frekventované vozovky během několika hodin, kuňka během několika minut a čolek prakticky ihned (Zavadil, nepublikováno).

Čtyřproudá rychlostní komunikace s vysokou intenzitou provozu představuje v čase pro obojživelníky zcela neprostupnou migrační bariéru (Obr. 1). Při rozhodování o jejím umístění v krajině musíme identifikovat pro obojživelníky významné vodní i terestrické biotopy jednotlivých druhů a jejich migrační trasy (Box 20). Je zcela nepřípustné, aby komunikace bez odpovídajících migračních objektů (Kap. 9.3.1) křížila tahové cesty mezi vodním a suchozemským prostředím. To ovšem platí i pro ostatní typy frekventovaných silnic.



Obr. 1: Dálnice a rychlostní komunikace jsou bez vhodně umístěných migračních objektů odpovídajících typů a velikostí pro obojživelníky nepřekonatelné (foto Markéta Hendrychová).

4.2 Kontaminace prostředí

Citlivost obojživelníků na kvalitu životního prostředí je všeobecně známá (např. Gibson & Freeman 1997, Beja & Alcazar 2003). Jejich polopropustná pokožka není dostatečnou bariérou pro kontaminanty, navíc se pohybují během svého života v různých typech prostředí, což pravděpodobnost jejich kontaktu se škodlivými látkami zvyšuje. Na druhou stranu tyto vlastnosti činí z obojživelníků výborné biologické indikátory stavu životního prostředí a vhodné objekty testů úrovně toxicity sledovaných látek. Obecně jsou vůči polutantům citlivější raná vývojová stadia (Prati et al. 2000). Citlivost se liší mezi druhy, dokonce existují rozdíly i v rámci různých částí areálu téhož druhu (Pierce & Harvey 1987, Räsänen et al. 2003a).

Značná pozornost byla tradičně věnována pH (např. Pierce 1985, Räsänen et al. 2003b), a to především jeho nízkým hodnotám, které mají vliv na reprodukci, růst a mortalitu embryí i larev (Horne & Dunson 1994b). V kyselém prostředí se zvyšuje rozpustnost nebezpečných těžkých kovů (Hartman et al. 1998), jež se akumulují v sedimentech i v živých organismech a ovlivňují především vývojová stadia obojživelníků. Jedná se zejména o snížení schopnosti líhnutí larev, příp. jeho opoždění, výskyt deformací, redukci růstu a nevyvinutí žaber (Svobodová 1987). Známý jsou např. účinky kadmia (Dobrovoljc et al. 2003), olova (Birdsall et al. 1986 ex Mikátová & Vlašín 2002) a rtuti (Hartman et al. 1998). Nelze vynechat ani vliv pesticidů a eutrofizaci vodního prostředí. Podrobněji je tato problematika řešena v publikaci Mikátové & Vlašína (2002). Synergické působení kontaminace prostředí a dalších negativních faktorů již bylo zmíněno (Box 6).

4.3 Chytridiomykóza – nová hrozba

Chytridiomykóza, ač známá teprve několik posledních let, je považována za jednu z nejvýznamnějších globálně působících příčin ohrožení obojživelníků. Výskyt této nemoci není vyloučen ani u nás (viz dále).

Vzhledem k tomu, že o ní naprostá většina široké ani odborné veřejnosti u nás nemá žádné nebo jen zcela povrchní informace, představme si ji poněkud zevrubněji.

Původ a rozšíření

Koncem 80. let minulého století bylo objeveno v Austrálii a Střední Americe dosud neznámé onemocnění obojživelníků, vyvolané chytridiomycetní houbou *Batrachochytrium dendrobatidis* (Berger et al. 1998, Longcore et al. 1999). Nemoc byla nazvána chytridiomykózou. Od té doby byla *B. dendrobatidis* identifikována u více než 100 druhů obojživelníků a společně s dalšími globálně působícími faktory (změny klimatu, kontaminace) způsobila vyhynutí řady populací, ale i celých druhů (Briggs et al. 2005). V roce 2001 byla chytridiomykóza umístěna na seznam nemocí divoce žijících zvířat (Wildlife Disease List) Světové organizace pro zdraví zvířat (The World Organisation for Animal Health) jako první nemoc obojživelníků (Johnson & Speare 2003).

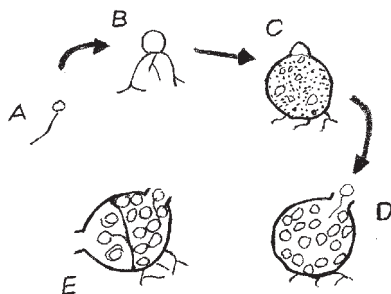
Data získaná z retrospektivního vyšetřování muzejních exemplářů identifikovala jako datum prvního výskytu nemoci rok 1974 v USA, 1978 v Austrálii, 1986 v Ekvádoru a 1999 na Novém Zélandu (Johnson & Speare 2003). Weldon et al. (2004) objevili v Africe při zkoumání archivních vzorků první případ chytridiomykózy již v roce 1938, a to u drápatky vodní. Chytridiomykóza tedy byla stabilní infekcí v jižní Africe o mnoho let dříve, než byl jakýkoliv pozitivní jedinec nalezen mimo tento kontinent. Důvody masového výskytu této nemoci v současnosti nejsou dosud vyřešeny. Buď se z Afriky rozšířila do nových geografických oblastí (hypotéza „nového patogenu“) nebo již byla v těchto prostředích přítomna, ale až v poslední době získala na schopnosti vyvolat onemocnění („místní patogenová hypotéza“, Rachowicz et al. 2005).

Doposud byla chytridiomykóza zaznamenána ve čtyřech světadílech – Evropě, Africe, Americe, Austrálii a Novém Zélandu (Garner et al. 2005), kde se podílela např. na vyhynutí tlamorodek *Rheobatrachus silus* a *R. vitellinus* (Berger et al. 1998), ropuchy *Bufo periglenes* (Pounds et al. 2006) a 30 druhů rodu *Atelopus* (La Marca et al. 2006). Nejbliže k České republice byla nákaza zjištěna v Německu ve volné přírodě u skokana ostronosého, v chovu u mloka skvrnitého a celé řady exotických druhů (Mutschmann 2000). Z našeho území dosud nebyl důkaz o jejím výskytu podán. Ohrožení našich populací je ovšem velmi reálné.

Obecně jsou chytridiomycétní houby v prostředí všudypřítomné a lze je nalézt nejen ve vodě, ale i ve vlhké půdě, kde degradují celulózu, chitin a keratin. Dosud známé chytridiomycéty napadají většinou rostliny, řasy, mikroskopické organismy a bezobratlé (Daszak et al. 1999). *B. dendrobatidis* je tudíž jediným známým druhem, který je patogenní i pro obratlovce (Williams et al. 2002).

Základní charakteristika a přenos

Kmen Chytridiomycota obsahuje v současné době jednu třídu, pět řádů a přibližně 150 druhů. Je charakterizován nepohlavními reprodukčními spórami (zoospory), které se ve vodním prostředí pohybují prostřednictvím jednoho bičíku. *B. dendrobatidis* se vyskytuje ve dvou formách – jako kulovité přisedavé zoosporangium o průměru 10–40 μm či pohyblivá zoospóra o velikosti přibližně 2 μm . Pohyblivá zoospóra se při kontaktu se substrátem stane během čtyř dnů zoosporangiem. Zoospory, které jsou následně uvolňovány pomocí výpustní trubice, mohou žít ve vodě až sedm týdnů (Johnson & Speare 2003) a jsou infekční pro žáby i pulce (Obr. 2).



Obr. 2: Životní cyklus *B. dendrobatidis* v kultuře. Po pohyblivém období (obvykle méně než 24 hod) zoospory encystují, vstřebají svůj bičík a vyklíčí. Rhizoidy se objevují z jednoho nebo více míst. Stélka roste a během čtyř až pěti dnů vytvoří zralé sporangium. Mitotickým dělením se obsah stélky stane mnohohaderným a celý obsah se rozštěpí na zoospory, zároveň s formováním výpustních papil. Výpustní trubice je ucpána zátkou, která se rozpadne, jakmile jsou zoospory připraveny k vypuštění. Některé stélky se vyvíjejí v koloniích s tenkými přepážkami, oddělovacími náplně do vícenásobných sporangii, každá se svou výpustní trubicí. A – zoospóra, B – klíčící zoospóra, C – vyvíjející se zoosporangium, D – monocentrické zoosporangium, E – koloniální stélka (Berger et al. 2005).

Ve stojaté vodě plavou zoospory na velmi krátké vzdálenosti (méně než 2 cm), většina zoospor tak encystuje a napadá buňky v přímém okolí svého zdroje. *B. dendrobatidis* se proto pravděpodobně šíří z obojživelníka na obojživelníka pomocí blízkého nebo přímého kontaktu během páření, kladení vajec nebo jiných hromadných událostí (Piotrowski et al. 2004), velmi pravděpodobně i při transferech (díky kontaktu zvířat v pastech a nádobách na přenos). Zoospory by mohly být rozšířeny i na delší vzdálenosti, pokud jsou unášeny vodním proudem, což ale snižuje jejich šance přijít do styku s hostitelem.

Šíření nákazy značně podporuje člověk introdukcemi druhů do nových oblastí a také v rámci celosvětového obchodu s obojživelníky (Daszak et al. 2001, 2004; Dobson & Foufopoulos 2001). Dále byla *B. dendrobatidis* zjištěna v žábách pro vědecké účely, v žábách dovážených za účelem potravy, zejména u skokana volského (Johnson & Speare 2003), a taktéž při transportu zvířat mezi zoologickými zahradami. Mezi další potenciální přenašeče patří akvariijní a komerčně lovené druhy ryb (např. lososovité ryby, karas, živorodka komáří a kapr), které jsou převáženy po celém světě (Rachowicz et al. 2005). Zvýšený výskyt tohoto onemocnění je také dáván do souvislosti s globálními změnami klimatu.

Diagnóza a princip působení

Žáby s chytridiomykózou mohou zemřít, být nemocné nebo na první pohled v pořádku. Nejnapadnější ze všech příznaků jsou **změny v chování**, jako např. strnulost v nepřírozené poloze, letargie, ztráta přirozených reflexů, nezdar při hledání úkrytu, neochota k úniku, sezení se zadními nohama nepřírozeně daleko od těla. Infikování, ale bez problémů přežívající pulci, vykazují nízkou pohybovou aktivitu. Tím snižují svou nápadnost pro vodní predátory a prodlužují svůj vývoj. Snížená predace tak tohoto patogena zvýhodňuje (Parris et al. 2006). Chytridiomykóza se kromě změn v chování projevuje ohniskovým **rohovatěním kůže**, konkrétně v pokožce. Bylo pozorováno její abnormální odlupování, epidermální hnisání, výrony v kůži, svalech nebo očích a hyperémie (překrvení) břišní části kůže a chodidel včetně prstů (Daszak et al. 1999). Diagnóza nemoci se provádí identifikací baňkovitých sporangií a přepážkovitých stélek uvnitř pokožky. Nemoc lze také rozpoznat při provádění skeletochronologie (mikroskopování příčných řezů kostí za účelem zjištění věku jedince, Berger et al. 1999). Vyvinuty jsou rovněž účinnější

postupy detekce včetně použití genetických metod (Williams et al. 2002, Annis et al. 2004).

Doposud se ví o třech mechanismech, kterými *B. dendrobatidis* způsobuje smrt obojživelníků: (i) **hyperplazie**, kdy se zrohovatěním kůže vytváří nepropustná bariéra a dochází tak ke snížení kožní respirace, hydrataci a ke změnám v osmoregulaci a termoregulaci napadeného jedince (Pessier et al. 1999, Nichols et al. 2001); (ii) působením houbového **bakteriálního jedu** a (iii) **kombinace** předchozích faktorů (Berger et al. 2007).

Léčba, možnosti prevence a ochrany

Rozvoj chytridiomykózy efektivně zastavují temporiny, peptidy s antimikrobiálním účinkem, produkované zrnnými kožními žlázami obojživelníků. Konkrétně jde o temporin A, izolovaný ze skokana hnědého (Simmaco et al. 1996), dále vosí temporin a šest umělých analogů (Rollins-Smith et al. 2003). Zkoušeny jsou další látky, jako např. antimykotikum Itraconazol užívaný jako lázeň, další možností je antibakteriálně působící benzalkonium chlorid (Williams et al. 2002). *B. dendrobatidis* roste v širokém teplotním rozmezí od 4 do 25 °C, optimálně při teplotách 17 až 25 °C. Mimo toto teplotní optimum houba neroste nebo roste pomalu a infekce nemusí být smrtelná (Piotrowski et al. 2004). Woodhams et al. (2003) potvrdili, že teplota prostředí ovlivňuje vývoj nemoci a nakažení jedinci rosnice *Litoria chloris*, vystavení teplotám 37 °C po dobu méně než 16 hodin, se z nákazy vyléčili. Onemocnění se v tropickém a subtropickém pásmu skutečně vyskytuje během studenějších období a ve vysokých nadmořských výškách (Berger et al. 1998, 2004).

Vzhledem k tomu, že **k přenosu dochází i kontaminovanými předměty**, měly by být tyto předměty opláchnuty vodou kvůli odstranění viditelných organických zbytků a ošetřeny chlornanem sodným (NaOCl) při koncentraci 0,4 % nebo 70% ethanolem po dobu jedné minuty (Johnson & Speare 2003). Možné je také sušení materiálu po dobu 3 hodin, které likviduje zoosporangia i zoospory této houby (Williams et al. 2002). Voda, která přišla do styku s nemocnými obojživelníky, by měla být považována za kontaminovanou nejméně 7 týdnů po posledním kontaktu. Zoosporangia jsou v infikovaných žábách umístěna nitrobuněčně, ohraničena pozměněnými intracelulárními strukturami, což možná vysvětluje, proč je houba tolik citlivá na testované protihoubové přípravky *in vitro* (obnažená v kultuře) a tak obtížně léčena *in vivo* (u napadených jedinců, Webb et al. 2007).

Z hlediska ochranné činnosti je důležité zaměřit hlavní zdroje a energii na výzkum, kontrolu a řízení chytridiomykózy. V Austrálii, kde mají s chytridiomykózou dlouholeté zkušenosti, byl vytvořen plán na zmírnění ohrožení touto nákazou (Threat Abatement Plan, Skerratt et al. 2007). Ten zahrnuje otázky karantény, projekty obnovy populací ohrožených druhů a budoucí výzkum. Snaha o komplexní řešení tohoto závažného problému vedla k významnému financování výzkumu v řádech milionů dolarů ze strany australské vlády a australské výzkumné rady. Výsledky jsou zveřejňovány na internetové adrese (Příloha č. 5). Další možností je ochrana obojživelníků ex-situ, tj. odebrání zbylé populace nebo její části z ohroženého prostředí a umístění pod ochranu lidí. V některých případech se jedná o jediný způsob, jak lze zabránit vyhynutí druhu (Díaz et al. 2007).

Jak postupovat při podezřelém nálezů

Všechny výše popsané změny chování nebo podezřelé rohovatění kůže, popř. nevysvětlitelná úmrtí žab, je třeba okamžitě nahlásit střediskům AOPK ČR, kanceláři ÚVR ČSOP či přímo garantovi programu „Sledování a ochrana obojživelníků“. V případě nálezů mrtvých jedinců je vhodné celá zvířata nebo alespoň část jejich tkáně (prsty nebo kůže z oblasti pánve) okamžitě zamrazit, popř. fixovat v 10% roztoku formalínu nebo 70% ethanolu (Berger et al. 1999). Při potvrzení nákazy nebo oprávněném podezření **je nezbytné veškerý potenciálně kontaminovaný materiál (např. odchytové aj. nádoby při transferech) desinfikovat** sušením nebo omytím chlornanem sodným, viz výše. U záchranných transferů dochází v pastech ke značnému hromadění jedinců a tím pádem i snadnému šíření nákazy. **Transfer je nutné za těchto okolností okamžitě přerušit!**

4.4 Situace v ČR

V předchozím textu zazněly převážně globálně působící hrozby, z nichž dosud byla opomíjena jedna z nejvýznamnějších – změny v krajině a destrukce biotopů. I v naší republice nalezneme mnoho příkladů škodlivých zásahů člověka ve vztahu k obojživelníkům a jejich prostředí.

Obecně je většina druhů u nás ohrožována rozsáhlými změnami v krajině, ke kterým došlo po druhé světové válce. Jde především o změny vodního režimu, přeměny kultur (zvýšení podílu orné půdy), scelování pozemků, tvorba uniformních prostředí – rozsáhlých polních lánů a s tím spojené ničení mezí, likvidace drobných tůní atp. Nelze vynechat intenzivní rybářské obhospodařování rybníků s vysokými rybími obsádkami a jejich nešetrné obhospodařování. I drobné vodní plochy, písčovny, lomy, zatopené propady na poddolovaných místech, stovky nebeských jezírek na výsypkách jsou v krajině zarybňovány či nevhodně rekultivovány. Svůj podíl má i vzrůstající počet automobilů na našich silnicích včetně vlivů spojených s fragmentačními účinky dopravní infrastruktury. Významná je kontaminace prostředí, predace způsobená invazními druhy, nevhodný způsob kosení luk, zarůstání biotopů včetně zastínění vodních ploch, zalesňování krajiny, opouštění vojenských výcvikových prostorů. Člověk bohužel škodí, i když by chtěl a(nebo) měl chránit. Jako příklady lze uvést nevhodně prováděné záchranné transfery, úpravy vodních ploch (často hrazené ze státního rozpočtu) či neodborná rozhodnutí pracovníků orgánů ochrany přírody. Seznam těchto aktivit by mohl být dlouhý, předlouhý. Představení těch nejvýznamnějších snad alespoň omezí jejich výskyt z důvodu neznalosti.

4.4.1 Změny vodního režimu v krajině a likvidace vodních ploch

Změny vodního režimu v krajině, zejména v důsledku masivní **regulace vodních toků** a meliorace větší části našeho území, jsou asi jedničkou mezi negativními faktory. Přitom se zdaleka nejedná pouze o problém kolektivizační éry druhé poloviny 20. století – současný většinový přístup k vodním tokům („protipovodňová“ opatření, odstraňování tzv. povodňových škod, údržba koryt, Box 7) si s tímto obdobím často v ničem nezadá. Zásadní a stále probíhající negativní změny vodního režimu v naší krajině se projevují vysycháním potočních a říčních niv, razantním úbytkem inundačních tůní, likvidací lesních a lučních pramenišť i mokřadů, značným úbytkem vlhkých luk atp. Významný negativní vliv mají také stále se opakující meliorace lesních porostů. Téměř úplně byla zlikvidována slepá říční ramena a stálé tůně v říčních a potočních nivách. Zamezením pravidelného rozlivu vodních toků povážlivě klesl i výskyt

tůní periodických. V důsledku výše jmenovaných jevů došlo, a bohužel stále dochází, k razantnímu **úbytku přirozených reprodukčních stanovišť** všech druhů obojživelníků. Stejně rychle, možná často i rychleji, pak mizí i část vhodných **stanovišť terestrických**, jako jsou vlhké potoční nivy (vlhké louky, podmáčené a vlhké olšiny v okolí toků, dříve masově devastované v rámci „náhradních rekultivací“), přirozené lesní porosty atp. Ničení přirozené diverzity vodních toků s sebou přináší i neustálý úbytek reprodukčních míst pro druhy množící se v klidných partiích vodních toků (např. skokan hnědý), popř. úbytek vhodných zimovišť pro druhy zimující na jejich dně (např. skokan hnědý, zástupci komplexu tzv. zelených/vodních skokanů, výjimečně i ropucha obecná).

Drobné tůně vzniklé v terénních depresích jsou také likvidovány zavážením stavebním odpadem, biomasou ze zahrádek atp. Zatopené **lomy a pískovny** se obvykle stávají vyhledávanými stanovišti obojživelníků. Díky časté nepřítomnosti ryb a rychle se prohřívající vodě zde pro ně vznikají přímo ideální podmínky. Zavážení či nevhodná rekultivace těchto lokalit představuje pro většinu druhů zánik jejich populací. Složitější otázkou je obnova těžby, neboť v nečinném lomu mělká jezírka bez údržby rychle zanikají a hlubší bývají zarybněna. Těžba sice může v daném čase znamenat ohrožení populace, do budoucna je ovšem určitou perspektivou. Velmi záleží na podobě stávající a budoucí lokality, způsobu rekultivace, jakou úlohu plní biotop v místní populační struktuře atp. Jednotlivé záměry by proto měly být pečlivě posuzovány.



BOX 7

PROTIPOVODŇOVÁ OPATŘENÍ – DŮSTOJNÍ NÁSTUPCI REGULACÍ VODNÍCH TOKŮ

Pravidelná údržba koryt vodních toků, **protipovodňová opatření a odstraňování tzv. povodňových škod** bývají velmi často zásahy velmi si podobné svým charakterem i dopadem na vodní organismy včetně obojživelníků. Dochází k výraznému a často nevratnému snížení atraktivity biotopů v důsledku odstraňování úkrytů (kameny, napadané kmeny, kořeny stromů atp.), částečné regulaci koryt, jejich prohlubování a napřimování či k negativním zásahům do údolních niv, např. snížením hladiny podzemní vody. Došlo

dokonce ke zničení mnohdy velmi stabilních a průchodem povodní zcela nezasažených vodních toků ve volné krajině. Paradoxně se tak výrazně zhoršila povodňová situace v daných lokalitách. Dříve mělká koryta s přirozeným rozlivem do plochých niv toků byla prohloubena. Místo aby byla voda v krajině zadržována, je rychle odváděna do níže položených lokalit. Nevhodnost takových zásahů v krajině nám byla v posledním desetiletí několikrát připomenuta (např. léta 1997 a 2002). Vybagrováním vodních toků byl navíc zahájen proces masivní hloubkové i bočné eroze jejich koryt, vynucující si neustálé opakování škodlivých zásahů ve formě následné údržby toku, zpevňování břehů atp. Tento přístup lze obhájit v intravilánech obcí, avšak nikoliv ve volné krajině, kde má efekt zcela opačný – vznik povodní podporuje a urychluje.

Nápravou těchto „nápravných opatření“ je v prvé řadě výrazná změna v přístupu k ochraně proti povodním, a to od vyložené technického pojetí, prosazovaného v současnosti, k podpoře přirozeného zadržování vody ve volné krajině. Mimo intravilány obcí je třeba podporovat zachování a obnovu přírodního charakteru koryt vodních toků a jejich niv. Ve vztahu k obojživelníkům se jako velmi vhodná jeví obnova lesních i lučních pramenišť a revitalizace pramenných částí vodních toků, zakládání umělých mokřadů, podpora rozlivu vodních toků do lučních niv, popř. lučních lesů, zakládání poldrů s mělkou stálou zvodní (kolem 50 cm), obnova slepých říčních a potočních ramen, budování zemních tůní atp. Veškeré škodlivé zásahy do toků a jejich okolí ve volné krajině by měly podléhat velmi přísnému posuzování.

4.4.2 Nevhodné hospodaření na rybnících, zarybňování

Chov předimenzovaných obsádek s jednoznačnou převahou kapra, popř. početných populací „polodivokých“ kachen, není opět bez následků. Mezi nejzávažnější patří **neúměrný predáční tlak ryb, likvidace litorálních porostů** rybami, kachnami nebo rybáři, **nevhodné termíny vypouštění, necitlivé odbahňování nádrží, eutrofizace a znečišťování vody** v důsledku krmení a přehnojování včetně masivního vápnění rybníků a jejich přítoků v době jarní migrace a rozmnožování obojživelníků.

NADMĚRNÉ ZARYBNĚNÍ vede k významné přímé **predaci** – dravé ryby loví dospělé (zejména čolky), nedravé druhy a menší jedinci dravců konzumují larvy obojživelníků. Dochází také k likvidaci vajíček a larev všežravými a býložravými druhy (bentické ryby poškozují a žerou snůšky i drobné larvy a obojživelníkům potravně konkurují, býložravé ryby požírají s vegetací vajíčka čolků umístěná na rostlinách). Planktonofágní ryby snižují až eliminují potravní nabídku především larvám. Negativní vliv zarybnění je snižován přítomností litorální a ponořené vegetace – ta slouží především jako úkryt pro larvy i dospělé. Samostatnou kapitolou je **zarybnování nových vodních ploch**, ať úmyslné či naplavením ryb při povodních. Týká se pískoven, lomů, nebeských jezírek, zatopených důlních propadů či drobných tůní. Často jde o lokality s nedostatkem vegetace, kde se přítomnost ryb projeví okamžitě a téměř v jakémkoliv množství. Zvláště negativní je vliv okouna a nepůvodních (allochtonních) druhů, např. střevlíčky východní (*Pseudorasbora parva*) a karase stříbrného (*Carassius auratus*). Je dobré si uvědomit, že geograficky nepůvodní je i „obyčejný“ kapr (*Cyprinus carpio*), jehož původní forma s nízkým tělem se dosud vzácně vyskytuje pouze v Dunaji, v Tise a v některých jejich přítocích (Hanel 1992).

VYPOUŠTĚNÍ RYBNÍKŮ, resp. míra vlivu těchto opatření na obojživelníky, se v první řadě odvíjí od termínu vypouštění nádrže, jeho rychlosti a frekvence.

Jarní vypouštění patří mezi nejdrastičtější zásahy do životního cyklu obojživelníků, zejména u druhů množících se brzy na jaře (např. skokan hnědý, s. ostronosý, s. štíhlý a ropucha obecná). Pokud je rybník vypuštěn brzy na jaře (záhy po tání ledu), sloven a okamžitě napuštěn, je velmi pravděpodobné, že populace většiny druhů zůstanou převážně neovlivněny. Samozřejmě pokud zde ovšem některé druhy nezimují (např. skokan štíhlý, s. skřehotavý a s. zelený). Jestliže jsou během vypouštění nádrže již přítomni dospělci, jsou s poklesem hladiny nuceni opustit relativně bezpečné litorální porosty a stávají se snadnou kořistí ryb a zejména ptačích predátorů. V pozdějším jarním období (konec dubna, květen) je nádrž vypuštěna již za přítomnosti snůšek, popř. larev většiny druhů. Tomu je částečně odolné pouze omezené spektrum druhů (např. kuňka obecná nebo zástupci komplexu vodních skokanů), s kladením vajec posunutým do pozdějšího jara. Při recidivě pozdního vypouš-

tění i tyto druhy z lokality postupně vymizí. V případě občasného jarního vypouštění, jednou za tři až pět let a více, zůstává zachováno celé druhové spektrum obojživelníků s tím, že část druhů je v daném roce reprodukčně neúspěšná. Vynechání reprodukční sezóny je i v přirozených podmínkách poměrně běžný jev (např. při rozmnožování v periodických tůních nebo v případě slabé kondice jedince, který „šetří síly“ na příští rok).

Letní vypouštění není prozatím příliš časté. V závislosti na termínu (časně letní, pozdně letní) ohrožuje různé druhové spektrum obojživelníků. Větší škody samozřejmě napáchá vypouštění provedené do konce července (uškodí většině druhů), pozdější již jen některým (např. vodním skokanům). Záleží ale na nadmořské výšce, průběhu počasí atp. Vypouštění nádrží **v podzimním období** (září) je z pohledu rozmnožování obojživelníků nejméně rizikové. Problém může nastat v případech, kdy nádrž není včas opětovně napuštěna a v okolí není jiný vhodný biotop k přezimování. Rovněž příliš pozdní vypouštění (někdy již od počátku října) ohrožuje jedince, kteří se uchýlili k zimování. Zavrtání v bahně jsou buď zlikvidováni při zemních pracích nebo vyschnou, popř. se ztuhlí a obalení bahnem snaží migrovat jinam. Výjimkou pak nejsou nálezy ledovým větrem vysušených „soch žab“ (Zavadil, nepublikováno).

ODBAHŇOVÁNÍ, REKONSTRUKCE A ÚPRAVY RYBNÍKŮ se všemi negativními vlivy nabírají v současné době opět na síle. Zejména dochází-li k těmto akcím během rozmnožování a vývinu larev (jaro až léto) a je-li likvidován litorál. To se děje zcela běžně, zároveň dochází k vytváření nádrží s nevhodnou morfologií dna a břehů (strmé svahy, vyhrnování bahna na břeh), které případný rozvoj litorálu zcela znemožní (Obr. 3 a 4). Často jde o úmyslné jednání, neboť mělké a vegetací zarostlé partie jsou z hlediska produkce ryb považovány za bezcenné. Pokud jsou okamžitě po odbahnění a napuštění nádrže nasazeny ryby v „plné síle“, vznikající litorály rovněž s přehledem zlikvidují. Obojživelníci tak nejsou chráněni před predátory a nemají kam umísťovat svá vajíčka. Ve většině případů platí, že pokud stupeň zabahnění neohrožuje rybník přímo na existenci, je lepší se do úprav nepouštět.



Obr. 3 a 4: Příklad opravdu „citlivého“ přístupu při úpravě vodní plochy. Původní mělká laguna (nahore) byla od rozlehlejší, avšak nezarybněné vodní plochy (dole) nesmyslně oddělena strmou hrází, přičemž její nejcennější partie byly z části zasypány. Větší vodní plocha přitom vznikla scelením několika menších! Vše v údolní nivě kdesi ve středních Čechách (foto Jiří Vojar).

4.4.3 Další příklady

Predace norkem americkým (*Mustela vison*) může mít na obojživelníky značné negativní dopady. V severovýchodním Bělorusku bylo například zjištěno, že obojživelníci zde hrají základní roli v potravě norků a tvoří 14–72 % jejich potravy (Sidorovich 2000). Při současném rozšíření a početnosti norka na našem území mohou být zdánlivě nevysvětlitelné úbytky obojživelníků na některých lokalitách důsledkem predace tímto druhem. Přitom možnost omezení invaze toho nepůvodního druhu je kromě technické náročnosti komplikována též legislativními překážkami (omezení možnosti lovu norka pouze na mysliveckou stráž dle zákona č. 449/2001 Sb., o myslivosti), které nejsou ku prospěchu žádné ze stran (myslivosti, ochraně přírody ani rybářství, Šíma nepublikováno).

Nevhodné způsoby kosení – škodí zejména na lokalitách se zvýšeným výskytem obojživelníků (vlhké louky v údolních nivách). Vytvářením nízkého drnu (pod 10 cm) dochází, velmi jemně řečeno, ke kontaktu sekačky s jedinci. Zvláště nebezpečné jsou sekačky s rychlým pojezdem a širokým záběrem (vznik travních pouští bez úkrytu, Mikátová & Vlašín 2002). Kosení není vhodné provádět ani po dešti a v deštivých dnech, tedy v době, kdy jsou obojživelníci aktivnější.

Myslivecké chovy kachen na rybnících – poměrně často jsou na vodních plochách vysazovány uměle odchovaní jedinci kachny divoké (*Anas platyrhynchos*). Obvykle se jedná řádově o desítky až stovky jedinců, kteří jsou vypouštěni počátkem června a na rybníce se vyskytují až do období podzimních honů na kachny. Pokud je počet kachen vyšší než 20 jedinců na hektar, dokáží ve velmi krátké době po vysazení zlikvidovat larvy obojživelníků (Mikátová, nepublikováno).

Nadměrné počty divokých prasat – zvyšující se od 50. let minulého století. Divoká prasata likvidují menší vodní plochy přerýváním, takže mohou zaniknout místa vhodná k rozmnožování některých druhů (někteří čolci, kuňky). Požírají také nahromaděné snůšky obojživelníků (např. skokanů). Vzhledem k tomu, že prasata jsou všežravci, mohou také likvidovat obojživelníky v jejich suchozemské fázi života nebo při přezimování (Mikátová, nepublikováno).

Nevhodný či neefektivní způsob ochrany, ať už záměrný či konaný v důsledku nevědomosti. Místo toho, aby byly maximálně chráněny biotopy obojživelníků, kladou některé kompetentní úřady na první místo záchranu jednotlivců. Konkrétně v případech, kdy je třeba rozhodnout

o negativním zásahu do biotopu, bývá jako kompenzační opatření navrhován zpravidla neefektivní „záchranný“ transfer (Kap. 9.4.3). V tomto přístupu se jednoznačně odráží zjednodušující pohled na fungování obojživelníků v krajině.

5. Biologické principy ochrany obojživelníků

5.1 Biologické principy ochrany přírody

Biologie ochrany přírody (někdy také konzervační biologie) je multidisciplinární vědní obor, který vznikl teprve koncem druhé poloviny minulého století jako odpověď na zhoršování stavu životního prostředí a ubývání populací, druhů i jejich stanovišť. Tento obor má tři hlavní cíle: (i) sledovat a popisovat rozmanitost živých organismů, (ii) porozumět vlivu lidských aktivit na jednotlivé druhy, jejich společenstva i ekosystémy a (iii) vyvinout praktické mezioborové přístupy k ochraně a obnově biodiverzity (Primack et al. 2001). V podstatě jde o to, abychom co nejvíce organismů stačili poznat dříve, než nám z jakýchkoliv důvodů vyhynou, dozvědět se o nich maximum informací a ty použít pro jejich ochranu. Jakkoliv se fakt, že ochranu přírody je nutné stavět na jejich znalostech, zdá být logický, doposud se tak často neděje a mnohdy ani dít nemůže.

Jednak ochrana přírody do tohoto stavu teprve pomalu dozrává, máje za sebou období romantického obdivování přírodních krás, územní ochranu vybraných částí krajiny a od počátku druhé poloviny minulého století i druhové pojetí ochrany. Nic z toho spolehlivě nefungovalo. Ani nemohlo. Zakonzervování biologicky hodnotnějších fragmentů v krajině, jinak obklopených zcela nepříznivým prostředím bez možnosti kontaktu s dalšími populacemi, je pro většinu organismů jakýmsi vězením bez dlouhodobé perspektivy jejich přežívání. Dalším důvodem, který ohrožuje fundovanost našich ochrannářských rozhodnutí, je absence znalostí o většině druhů a jejich roli v ekosystému. V tomto směru jsou na tom obojživelníci ještě relativně dobře (Box 2). V globálu se však ochrana přírody musí smířit s tím, že většinu druhů zřejmě nikdy pořádně nepoznáme (Konvička et al. 2005). Na první pohled jde o hendikep druhové ochrany přírody. Co nám tedy zbývá? Založit ochranu druhů na jejich stanovištích? Ano, ale jak správně poukazuje Konvička et al. (2005), jde vlastně o uzavřený kruh a návrat na stejnou startovní pozici. Pouze studiem druhového bohatství, míry ohrožení a funkcí jednotlivých dru-

hů v ekosystému totiž poznáme, jaká stanoviště jsou vhodná a ta pravá. Zpravidla asi taková, jež hostí druhy ohrožené či druhy klíčové pro fungování ekosystému (Plesník 2005, Grim 2006).

U početnějších taxonů, např. bezobratlých, se neobejdeme bez studia tzv. modelových druhů (či vyšších taxonomických jednotek). Na základě jejich studia se budeme snažit naše výsledky generalizovat i pro ochranu druhů ostatních. Co se týče obojživelníků, je opravdovým luxusem (a zvláště v České republice), že si každý z nich může dovolit být poznán poměrně slušně. Tzn. alespoň do té míry, abychom věděli co jednotlivé druhy ohrožuje (tolik na odůvodnění zařazení Kap. 4) a jak populace obojživelníků v krajině vlastně fungují (např. jejich potravní či prostorové nároky, viz následující kapitoly). Poznatky o biologii a ekologii druhů přitom nejsou definitivní. Například by se mohlo zdát, že jejich topické (stanovištní) nároky se výrazně mění společně s krajinou. Avšak není to přesné, spíše se organismy v pozměněné krajině snaží přežít kde se dá a nalézají náhradní stanoviště. Ukázkovým příkladem je zánik nejvýznamnějších lokalit obojživelníků na tradičních stanovištích a přesun populací do srdce industriální krajiny – na výsypky, do pískoven, lomů atp. (Zavadil 2007, Zavadil et al. in press, Kap. 9.4.5).

5.2 Fragmentace populací a ztráta genetické variability

Zopakujme, že fragmentace prostředí má za následek redukci či ztrátu původních biotopů a přináší s sebou řadu negativních doprovodných vlivů včetně izolace jednotlivých populací (Kap. 4.1). Fragmentace působí na několika různých úrovních (od vlivu na genetickou variabilitu uvnitř populací až po změny ve struktuře krajiny). Přitom vše spolu souvisí, neboť pokud je fragmentována krajina, jsou zpravidla fragmentovány i populace druhů v ní žijící. Vzhledem k rozdílné citlivosti druhů vůči tomuto jevu (Box 8), liší se i jejich odezva. Společným jmenovatelem je snížení počtu jedinců v dotčených populacích, zejména je-li omezen jejich pohyb krajinou (Primack et al. 2001, Anderson & Jenkins 2006).



BOX 8

CITLIVOST ORGANISMŮ VŮČI FRAGMENTACI KRAJINY

Na druhové úrovni existuje několik základních vlastností druhů, které zvyšují jejich pravděpodobnost přežití ve vysoce fragmentované krajině (Noss et al. 2006): (i) schopnost přežívat či dokonce prosperovat v člověkem silně pozměněné krajině, (ii) schopnost prosperovat ve vzniklých fragmentech, což se týká především druhů s omezenou pohyblivostí a zároveň „skromnými“ ekologickými nároky. Je třeba vzít v úvahu, že u málo pohyblivých druhů se mohou negativní vlivy fragmentace krajiny projevit mnohem později než u druhů s vyšší vagilitou (pohyblivostí, Cushman 2006). (iii) Další strategii představují vysoce pohyblivé druhy, schopné překonat vzdálenosti mezi izolovanými biotopy. Druhy překonávající větší vzdálenosti jsou však zároveň více ohroženy rizikovými faktory nehostinné matrice právě díky tomu, že v nepříznivých podmínkách tráví více času (Cushman 2006). Z hlediska zachování početnosti a genetické variability populace je důležitý přenos pohlavních buněk (Box 9), nikoliv pohyblivost jejich nositelů. Za úspěšné tedy můžeme považovat i rostliny či méně pohyblivé druhy, jež jsou schopny přenosu gamet na velké vzdálenosti, ať už díky vnějším podmínkám (např. větrem, vodou) nebo prostřednictvím jiných organismů (např. parazitismus, zoochorie, Flegr 2005).

Jednotlivé druhy organismů a jejich populace jsou vůči fragmentaci svých stanovišť různě citlivé. Vzhledem ke komplexnímu působení fragmentace je tak zhodnocení jejích dopadů na konkrétní druhy a populace složitý problém (Anděl et al. 2005). Např. vyšší vagilita zvyhodňuje jedince při hledání náhradních biotopů a zároveň zvyšuje pravděpodobnost jejich ohrožení automobily, predátory, kontaminací atd. Málo pohyblivé druhy minimalizují tento risk za cenu většího ohrožení v důsledku ztráty či redukce původního biotopu.

Obecně jsou dle Nosse et al. (2006) za **více ohrožené** považovány **druhy** s velkými domovskými okrsky (zejména šelmy) a druhy typické značnou denní či sezónní prostorovou dynamikou, často spojenou se změnou typu stanoviště během roku (a)nebo vývojové fáze. Příkladem jsou obojživelníci, někteří plazi či řada

savců. Ohroženy jsou také málo pohyblivé druhy, pro něž je i zdánlivě nevýznamný zásah bariérou (např. lesní paseka, běžné komunikace). Citliví jsou v tomto směru nejen bezobratlí, ale překvapivě i řada druhů ptáků či malých savců. Z rostlin jsou více ohroženi zástupci s většími semeny neschopní anemochorie. Obdobně jsou vůči fragmentaci citlivé druhy se specializovanými topickými (prostorovými) či trofickými (potravními) nároky, např. austrálští vačnatci specializovaní na určité typy dřevin byli zjištěni hojně v souvislém lese, sporadicky v lesních pásech a chyběli úplně v malých lesních fragmentech. Také nízká plodnost a dlouhá doba vývoje činí druhy citlivějšími vůči zásahům do jejich biotopů – díky pomalé obnově početních stavů.

V rámci druhu ovlivňuje pravděpodobnost ohrožení fragmentací a úspěšnost překonávání migračních bariér věk, pohlaví či kondice migrantů (Trombulak & Frissell 2000). Zatímco dospělci skokana hnědého a ropuchy obecné migrují převážně v nočních hodinách a silnice tak překonávají za sníženého silničního provozu, čerstvě metamorfovaní juvenilové se navrací do terestrických biotopů během dne. Nejenže jsou více ohroženi vyšší frekvencí dopravy, ale také nižší migrační rychlostí a delší dobou strávenou na komunikaci. Během jejich migrace, zpravidla v průběhu června až července, dochází zároveň při vysoké intenzitě slunečního svitu na prohřátém povrchu komunikace k rychlé dehydrataci jedinců. Výsledné ztráty v průběhu migrací pak mohou dosahovat až 99 % (Mikátová & Vlašín 2002).

Problémy malých populací

Pokud se velikost populace postupně snižuje, jednou může dosáhnout takové úrovně, kdy se pro ni její velikost stane nebezpečnou – populace se stává **příliš malou**, tudíž i zranitelnou. Jedním z možných rizik je **snížení genetické variability (GV)**. GV představuje **počet genů**, které se vyskytují v populaci ve více alelách (tj. variantách genu odlišných svým projevem a odpovědných např. za barvu očí či krevní skupinu jedince, Flegr 2006), a dále **počet alel** každého takového genu (např. gen pro krevní skupinu má tři alely – pro skupinu A, skupinu B a pro skupinu 0, Kočárek 2004). GV zpravidla vzrůstá s velikostí populace a zvyšuje její odolnost vůči změnám prostředí (přírodním katastrofám, změnám

klimatu, novým nemocem, invazním druhům atp.). V populaci s vyšší GV se totiž spíše najdou jedinci, jejichž jedinečná kombinace alel bude na tyto události jaksi „předpřipravena“ a oni tak přežijí. Je přitom pouze otázka náhody, kteří jedinci si tuto šťastnou kartu vytáhnou.

Snižování GV se týká všech populací – malých, i těch největších. Děje se tak hned několika způsoby (genetický drift, přibuzenské křížení atp., Begon et al. 1997, Primack et al. 2001, Flegr 2005). Pokles GV může být vyrovnáván **mutacemi** (změnami genotypu, Kočárek 2004). Jejich frekvence v přírodě je ovšem poměrně nízká (okolo jedné mutace na 1000 až 10000 genů za generaci a nemohou se tak uplatnit u malých populací se 100 a méně jedinci, Primack et al. 2001). Zároveň ne všechny mutace jsou prospěšné, tj. selektivně pozitivní. Naopak většina z nich je pro daného jedince víceméně škodlivých (Flegr 2005). Mnohem efektivnějším prostředkem v boji se snižující se GV malých populací je **genový tok**, během kterého dochází k předávání genů, a tím i „oživení krve“ mezi dílčími populacemi, nejčastěji prostřednictvím migrujících jedinců (Flegr 2005, Box 9).

Kromě ztrát GV jsou malé populace vystaveny **demografickým výkyvům**, tj. náhodným kolísáním počtu potomků a úmrtnosti individuí v průběhu času. Tyto výkyvy jsou odrazem individuální plodnosti i délky života jednotlivců. Velikost populace se tak v průběhu času mění, tj. pohybuje se nahoru a dolů kolem určité hodnoty. Při spodních výkyvech u malé populace může snadno dojít k tomu, že se počet jedinců dotkne nuly (populace vymře) nebo stavu, který další reprodukci limituje (populaci tvoří pouze příslušníci jediného pohlaví, jedinci jsou v krajině tak rozptýleni, že si nenajdou svého partnera atp.). Čím menší je populace, tím nebezpečnější jsou pro ni populační výkyvy (Primack et al. 2001). Výraznými fluktuacemi početnosti jsou obojživelníci vpravdě typičtí (Pechmann et al. 2001), což jejich populace může činit obzvláště zranitelnými.

Genetická variabilita dostatečně velké populace by ji měla chránit před **působením změn v abiotickém a biotickém prostředí** (viz výše). Čím razantnější jsou tyto změny, tím početnější populaci jsou schopny zlikvidovat. Nebo jinak – stejně velký zásah se mnohem více projeví u menší populace. Snižování GV, demografické výkyvy i změny prostředí navíc působí současně a vzájemně se podporují (tzv. extinkční vír), čímž vymírání populací zrychlují.



BOX 9

TOK GENŮ A JEHO STAVIDLA

Genový tok je přenos genetického materiálu mezi jednotlivými populacemi, nejčastěji prostřednictvím migrujících jedinců či jejich gamet (pohlavních buněk). Tento proces zvyšuje genetickou diverzitu lokálních populací a zvyšuje tak jejich odolnost vůči změnám v prostředí (Flegr 2005). Obvykle je genový tok vyjádřen jako podíl alel, které do populace pronikly během jedné generace při migraci. Stanovení genového toku na základě přímého pozorování je více než obtížné. Proto je většinou zjišťován pomocí rozložení genetických markerů a statistického hodnocení. Co je však důležité – již jeden migrant v průměru za generaci dokáže zabránit dramatické genetické diferenciaci populací a snižování genetické variability (Avisé 2004). Pro řadu víceméně izolovaných a nepočetných populací je tak migrace alespoň minimálního počtu jedinců jediným lékem proti ztrátám genetické variability. Za geneticky izolované lze tedy považovat takové populace obojživelníků, jež jsou obklopeny pro ně neprostupnou krajinou nebo jsou mimo dosah jejich migračních schopností (což zpravidla bývá několik set metrů u našich ocasatých obojživelníků a až několik kilometrů u žab, viz dále).

Jenže relativně omezené pohybové schopnosti, společně s věrností k určitému stanovišti (Kap. 5.4, Box 10), dělají z obojživelníků skupinu spojovanou s nízkým genovým tokem, čemuž nasvědčuje i zřetelná fylogeografická struktura řady druhů (Avisé 2000). Kontakt dílčích populací je udržován zejména díky disperzi juvenilních jedinců (Cushman 2006), avšak i dospělci dokáží překvapit svými toulkami na vzdálenosti více než deseti kilometrů (Smith & Green 2005). Fragmentace krajiny zástavbou a dopravní infrastrukturou, vytváření pro obojživelníky neprostupných bariér v podobě rozsáhlých otevřených polních lánů (Obr. 5) či řídnoucí sítí obývaných biotopů – to vše migraci jedinců (a jejich genů) účinně brání. Intenzita genového toku tak závisí na životní strategii jednotlivých druhů a struktuře i způsobu využívání krajiny (Measey et. al. 2007). S tím prvním nic nenaděláme, s naší krajinou bychom však mohli.



Obr. 5: Jinak velmi pěkná vodní plocha s vyvinutým litorálem ztrácí svou hodnotu izolací mezi širými polními lány. Může působit i jako past. Zatímco dospělci jsou často schopni pole překonat a v nádrži se rozmnožovat, metamorfovaní jedinci cestu zpět nepřezijí (jsou vysušeni sluncem nebo sežrání). Benešovsko, foto Markéta Hendrychová.

Ohranářská východiska

Z výše uvedeného plyne, že bychom se měli snažit, aby velikost populace neklesla pod určitou hodnotu a populace se tak nestala potenciální obětí extinkčních hrátek. Velmi hrubým odhadem počtu jedinců nezbytných pro zachování GV je číslo 500. Tato hodnota je pouze orientační a nelze ji zevšeobecňovat. Přitom nepředstavuje celkovou velikost populace, ale pouze počet jedinců, kteří se v dané chvíli rozmnožují – tzv. **efektivní velikost populace**. Řada individuí se z různých důvodů reprodukce nezúčastní (jsou na to příliš mladí, staří, oslabení nebo jsou z reprodukce vyloučeni díky specifické sociální struktuře populace, kdy se např. rozmnožuje pouze dominantní samec nebo samice). Často takových bývá většina. V souhrnné studii u volně žijících zvířat (Frankham 1996 ex Primack et al. 2001) bylo zjištěno, že reprodukce se zúčastní v průměru pouze 11 % z celkového počtu jedinců. Z čehož lze lehce vyvodit, že celkový počet jedinců by se měl pohybovat kolem 4000–5000. Záleží ovšem také na místních podmínkách, např. úživnosti prostředí atp. Z praktického hlediska bychom tedy měli udržovat populace co největ-

ší. Není rovněž od věci znát alespoň přibližně jejich velikost (např. pro stanovení stupně ohrožení, perspektivy vývoje atp.) a způsob jejich fungování krajíně.

5.3 Metapopulační struktura, migrace

Pro praktickou ochranu obojživelníků je nesmírně důležité vědět, jakým způsobem se obojživelníci v krajíně pohybují a jaké populační struktury vytvářejí. Přestože bývají obojživelníci svým biotopům často věrní, zpravidla nevytváří reprodukčně uzavřené populace. V závislosti na kvalitě biotopů a prostupnosti krajiny vznikají a zanikají místní populace, mezi kterými dochází k určitému pohybu jedinců. Jestliže tyto dílčí jednotky mají navíc odlišnou populační dynamiku (tj. některé populace se zvětšují a jiné zároveň vymírají), bývají nazývány **metapopulacemi** (Hanski & Gilpin 1997). Velmi pěkně a názorně je problematika metapopulací včetně ochrannářských souvislostí představena v publikaci Konvičky et al. (2005).

Mnoho populací našich obojživelníků výše popsaným způsobem skutečně funguje (Alford & Richards 1999, Marsh & Trenham 2001). Velmi často existuje v krajíně jediná silná sub-populace, která hraje klíčovou roli pro přežívání jedinců i v ostatních biotopech. V podstatě je zásobuje metamorfovanými jedinci, neboť pouze zde natalita (plodnost) převažuje nad intenzitou vymírání. Taková populační struktura byla zjištěna např. u blatnice skvrnitě (Hels & Nachman 2002) či ropuchy krátkonožé (Sinsch 1992). Zánik jediné zdrojové populace by způsobil vymírání všech na ní závislých jednotek (příjmových sub-populací). Úloha jednotlivých populací se přitom v čase mění – za nějakou dobu může být klíčovou úplně jiná nádrž. Pokud se nám ji podaří zlikvidovat, nebo „jen“ necitlivě odbahnit, hrozí reálné zhroutení celé populační struktury. Zásah stejné intenzity u ostatních vodních ploch bude mít následky zpravidla mírnější.

Metapopulace a ochrana obojživelníků

Čím kvalitnější a větší budou jednotlivé biotopy, tím životaschopnější budou i místní populace. Přesto dochází k jejich zániku (viz předchozí

kapitola). Důvodem k vyhynutí dílčí populace nemusí být vždy jasně identifikovatelná vnější příčina (změna způsobu hospodaření, kontaminace, nevhodné odbahnění atp.), kterou umíme pojmenovat – determinovat (proto vlivy deterministické). K zániku některé sub-populace může dojít i díky nebezpečnému rozkolísání její početnosti nebo vnějším náhodným zásahem (požár, výkyvy počasí – vlivy stochastické, Marsh & Trenham 2001, Konvička et al. 2005). Odlišení negativních vlivů povahy deterministické od vlivů stochastických je zásadní při volbě ochrannářských přístupů. V případě negativního působení zřetelných vnějších jevů je třeba zaměřit pozornost na management vlastních biotopů (např. zlepšit kvalitu vody, snížit zarybnění, změnit období vypouštění rybníka, upravit tvar nádrže, podpořit rákosiny atp.). Pokud jsou ale podmínky na lokalitě dobré a k vymírání přesto dochází, stojí za tím povaha jeho okolí. V takových případech bývá nádrž pro obojživelníky téměř či zcela nedostupná, neboť její okolí tvoří širý polní lán a vhodný biokoridor nikde.

Význam migrací a prostupnosti krajiny

Pohyb jedinců mezi nádržemi i mezi nádržemi a terestrickým prostředím tedy závisí na vzdálenosti těchto prvků, na prostupnosti krajiny i migračních schopnostech konkrétního druhu (Laan & Verboom 1990, Marsh et al. 1999). Vzájemná komunikace sub-populací podmiňuje zachování metapopulační struktury i prosperitu dílčích populací. O osudu celku však zpravidla rozhodují ty nejslabší články. Proto bychom z krajiny neměli likvidovat jakékoliv sebemenší fragmenty, které zvyšují její prostupnost (meze, břehové porosty, periodické tůně atp.), ale i drobné přirozené úkryty. Experimentální odstranění nor hrabošů z migrační cesty čolků vedlo ke zvýšení energetických nároků na migraci a k nárůstu jejich mortality (Marty et al. 2005). Zajištění konektivity (propojení) jednotlivých typů prostředí i dílčích populací by mělo být prioritním cílem zejména v oblastech s vysokou antropogenní zátěží krajiny. V nenarušených oblastech nepředstavuje izolovanost populací zásadní problém. Asi není třeba připomínat, že znalost tahových cest obojživelníků v krajině má pro jejich ochranu obrovský význam.

5.4 Věrnost biotopům a osidlování nových území

Být věrný původním stanovištím či snaha kolonizovat nová prostředí jsou vlastně dva způsoby jak dosáhnout téhož – reprodukčního úspěchu. V ochrannářských souvislostech může být věrnost svému stanovišti vnímána jako překážka, neboť představuje určitý hendikep při osidlování nových lokalit (Box 9). Striktní preference jednoho místa má v případě jeho poškození vážné následky na celou populaci. Na druhou stranu je trvalá vazba na perspektivní a „osvědčený“ biotop méně riskantní než výprava krajinou s nejistým výsledkem. Pro konkrétní populaci je asi nejlepší kombinace těchto možností. Ty se přitom vzájemně nevylučují, jak by se na první pohled mohlo zdát. Je známo, že tendence vracet se na svá rodiště (filopatrie) je vlastní především dospělcům. Juvenilové jsou v tomto směru méně konzervativní a snáze pronikají do nových prostředí (Berven & Grudzien 1990, Vojar & Doležalová 2003). Byly zjištěny i mezipohlavní rozdíly – věrnější původním stanovištím bývají samci (Reading et al. 1991, Sinsch & Siedel 1995, Almhagen 2007). Uvnitř populace tak nalezneme mnoho způsobů pohybu krajinou partikulárně výhodných pro konkrétní jedince a celkově zvyšujících odolnost populace. Nic na tom nemění fakt, že existují značné rozdíly v intenzitě filopatrie mezi jednotlivými druhy (Box 10).

Při současném antropogenním tlaku je schopnost obojživelníků **osidlovat nové lokality** tou největší nadějí. Vcelku oprávněně neboť obojživelníci spontánně kolonizují nejen nádrže budované pro jejich podporu, ale rovněž zatopené pískovny, opuštěné lomy či výsypky. Je opravdu trestuhodné, že tuto jedinečnou šanci většinou zahazujeme v podobě nevhodných rekultivací a způsobu využívání těchto lokalit (blíže Kap. 9.4.5).

Úspěšnost nalezení a perspektivu dalšího vývoje populací na nových lokalitách ovlivňuje řada faktorů, které bychom měli zohlednit při zakládání nových biotopů. Závisí zejména na mobilitě a kolonizačních schopnostech osidlujících jedinců i druhů, velikosti a vzdálenosti zdrojových populací, charakteru osidlovaných biotopů a (opět) prostupnosti prostředí.

Obecně se obojživelníci vyznačují omezenou mobilitou a jejich šíření krajinou probíhá ve srovnání s ostatními obratlovci (i některými bez-

obratlými) pomaleji (Marsh & Trenham 2001, Ray et al. 2002, Ficetola & De Bernardi 2004). Oproti žábám je schopnost šíření prostorem u oca-satých obojživelníků mnohem nižší a zpravidla kolonizují nové biotopy do vzdálenosti několika set metrů od původních stanovišť (Baker & Hol-liday 1999, Joly et al. 2001). U žab nejsou výjimkou ani toulky nad 10 km (Smith & Green 2005). Při osidlování nových území je tudíž rozhodující přítomnost vodních lokalit a vhodných terestrických biotopů v dosažitel-né vzdálenosti. Tyto biotopy slouží při kolonizaci jako „nášlapné kame-ny“ (Marsh & Trenham 2001, Ficetola & De Bernardi 2004). Nesmíme zapomenout na rozdílnou citlivost dospělců a mláďat při pohybu v ote-vřené krajině, která je pro mladé jedince zpravidla bariérou. Zohlednit bychom měli také rozdílné efekty izolace mezi samotnými vodními bio-topy a vhodným terestrickým prostředím (Kap. 9.4.4).



BOX 10

JAK JSOU SVÝM BIOTOPŮM VĚRNÍ NAŠI OBOJŽIVELNÍCI?

Věrnost reprodukčním i terestrickým stanovištím je popsána u všech druhů našich obojživelníků. Téměř legendární je u **ropu-chy obecné**, ale pravidlem to rozhodně není. Zatímco Reading et al. (1991) zaznamenávali více než 80% návratnost ke stálým repro-dukčním nádržím, Schlupp & Podloucky (1994) došli k téměř opač-nému výsledku. Telemetrováním ropuch bylo zjištěno, že dospělá zvířata hibernují v okolí rozmnožovací nádrže do 420 m, po ukonče-ní hibernace míří přímo do nádrže a účastní se reprodukce (Sinsch 1988). Po rozmnožování se šíří až na vzdálenost 1600 m, zpravidla do pravidelně obývaných terestrických stanovišť. Během podzimu se vracejí zpět do blízkosti reprodukčních biotopů a na obvyklých stanovištích hibernují. Průměrná délka jejich migračních cest se pohybuje od několika málo metrů do 3 km (Ray et al. 2002), ale často byly zaznamenány migrace mnohem delší (Almhagen 2007). Velmi podobné chování mají také jedinci dalších dvou druhů na-šich ropuch s běžnými migračními vzdálenostmi 500–4500 m. U **ropuchy krátkonohé** byla zjištěna větší míra filopatrie u samců (Sinsch & Seidel 1995). Věrnost nádržím je závislá zejména na sta-bilitě a početnosti vodních biotopů. Zatímco mnoho nestabilních

vodních ploch k věrnosti lokalitě příliš nemotivuje, stabilní (byť ojedinelé) biotopy jsou vyhledávány zákonitě pravidelněji (Hustlé et al. 2006). Podobně se chovají i naše kuňky (Barandun & Reyer 1998, Ogurtsov 2004). U **vodních skokanů** bylo zjištěno, že míra disperze byla v reprodukčním období nejvyšší u skokana krátkonohého a nejnižší u skokana skřehotavého (Peter 2001). **Zemní skokani** se vzhledem k explozivnímu způsobu rozmnožování v naprosté většině případů vracejí do svých pravidelných rozmnožovacích nádrží (Hartel 2005). Předpokládá se, že samice migrují do původních lokalit stejně jako samci, avšak během cesty mohou být zlákány vokalizujícími samci v jiné blízké nádrži a cíl migrace změnit. Většina jedinců hnědých skokanů se vrací do tradičních letních biotopů a zimuje ve stálých úkrytech. Vzdálenosti běžných migrací se pohybují okolo 700 m. Mohou však absolvovat i více než 7 km (Smith & Green 2005). Většina sledovaných populací **rosničky zelené** využívala každoročně stejných reprodukčních nádrží, terestrických biotopů i zimovišť (Pellet 2005). Nově vybudovaná jezírka však byla rychle osídlena také adultními jedinci, z čehož lze usuzovat, že část dospělců, podobně jako mladí jedinci, je schopna nové lokality osídlit. **Blatnice skvrnitá** je druhem značně vázaným na stálá vodní i terestrická stanoviště (Hels 2002).

Ocasatí obojživelníci jsou méně pohybliví než žáby, proto je jejich spjatost s původním místem rozmnožování výraznější. **Mlok skvrnitý** má silnou tendenci zdržovat se na malém území svého domovského okrsku, klást larvy ve stejných místech vodních biotopů a hibernovat ve stálých úkrytech (Degani & Warburg 1978, Schulte et al. 2007). Také veškeré druhy našich **čolků** jsou věrné svým rozmnožovacím nádržím (Joly et al. 2001). Jedinci **čolka horského** z části střídali nádrže pouze v dosahu 25 m, na větší vzdálenosti již mezi nádržemi nemigrovali (Joly & Miaud 1989). Také u čolků platí, že s rostoucí nestabilitou vodních lokalit v místě výskytu či s nárůstem počtu nových vhodných biotopů tendence k filopatrii klesá a část dospělé populace osidluje nové biotopy (Perret et al. 2003). Zpětná migrace většiny jedinců míří většinou do obvyklých lokalit.

Z výše uvedeného vyplývá, že existují mezidruhové rozdíly ve věrnosti původním nádržím. Jedno je zřejmé – strategie jednotli-

vých druhů nebude stálá a bude ji ovlivňovat charakter a četnost biotopů. Daleko větší škody tak napácháme při likvidaci kvalitní tůně, kam se pravidelně vrací většina zvířat z širokého okolí, než ovlivněním biotopu, který není pro přežívání (meta)populace zásadní (viz Kap. 5.3).

6. Mapování výskytu a monitoring obojživelníků

Znalosti o výskytu a početnostech populací jednotlivých druhů jsou základem jejich efektivní ochrany. Nejprve je třeba objasnit rozdíl mezi pojmy mapování výskytu a monitoring. **Mapování** výskytu bývá krátkodobější, často jednorázové či nepravidelné zaznamenání výskytu jedinců určitého druhu. Z rozdílu povah obou metod vyplývají i odlišnosti v získaných výsledcích a možnosti jejich následného využití. Zatímco náhodná pozorování při nedělní vycházce, která si navíc necháme pro sebe, mají pouze informativní charakter pro daného pozorovatele, systematické mapování již přináší výsledky s mnohem větším potenciálem. Poskytované údaje se stávají podkladem pro vytváření regionálních i národních atlasů rozšíření, bývají využívány orgány ochrany přírody a v dlouhodobějším měřítku podávají obraz o změnách rozšíření jednotlivých druhů. Asi nejdále je v rámci jednotlivých skupin organismů mapování hnízdního rozšíření ptáků, které v České republice proběhlo systematicky již ve třech obdobích (1973–77, 1985–89 a 2001–2003, Šťastný et al. 1987, 1996 a 2006). **Monitoring** představuje dlouhodobé sledování populací, spojené se zjišťováním jejich početností, za použití standardních metod (Dušek 2006). Je při něm kladen důraz na jednotný způsob a dlouhodobý charakter získávání kvantitativních výsledků, které přináší velmi užitečné informace o početnostech a populační dynamice. Výhodou monitoringu je, že reálně odráží stav ohrožení jednotlivých druhů, ovšem za předpokladu dostatečného počtu a reprezentativního výběru lokalit. Větší užitný přínos je ovšem vykoupen značnou organizační, časovou, technickou i morální náročností (někdy bývá těžké udržet stejnou intenzitu použité metody, zejména za situace, kdy se z mraků spouští silný déšť nebo z nejbližší vsi odjíždí poslední autobus). Dlouhodobý monitoring i velkoplošné systematické mapování tak zůstává doménou státních ochrannářských institucí (a)nebo bývá organizován nevládními organizacemi. Klíčový bývá dlouhodobě stabilní přísun finančních prostředků.

6.1 Využití faunistických dat

Možností, jak naložit s výsledky faunistických pozorování, je velmi mnoho. Pokud je provádíme ze svého zájmu a na vlastní náklady, pak toto rozhodnutí záleží pouze na nás. Pokud sledování provádíme v rámci akce finančně zajištěné jiným subjektem, pak je otázka nakládání s těmito daty zpravidla ošetřena ve smlouvě či v jiném dokumentu. Obecně jsou data majetkem toho, kdo platí.

Faunistické atlasy

V rámci celé ČR jsou údaje o výskytu obojživelníků shrnuty v Atlasu rozšíření obojživelníků ČR (Moravec 1994). V současné době se připravuje dvousvazková publikace „Fauna ČR – Obojživelníci, Plazi“ (editor J. Moravec), jejíž součástí mají být, kromě přepracování původních dílů (Baruš & Oliva 1992 a, b), aktualizované atlasy rozšíření jednotlivých druhů. Vzhledem k tomu, že příprava dílu věnovaného obojživelníkům bude probíhat až do roku 2008, je možné se na jeho vzniku stále ještě podílet poskytnutím vlastních faunistických dat (Box 11).



BOX 11

NOVÁ FAUNA ČR – VÝZVA KE SPOLUPRÁCI

V roce 2009 by mělo vyjít nové přepracované vydání Fauny ČR, díl „Obojživelníci“, které bude kromě klasického obsahu (viz Baruš & Oliva 1992a, b) obsahovat také údaje o výskytu jednotlivých druhů, čímž zároveň dojde k reedici atlasu jejich rozšíření (Moravec 1994). Zpracování dat u obojživelníků bude probíhat do konce roku 2008 (u plazů do konce roku 2007, tento díl má vyjít o rok dříve). Mapy rozšíření budou zpracovány z původních atlasů (Moravec 1994, Mikátová et al. 2001) a dále rozšířeny o údaje recentní. Jednotlivé záznamy budou odlišeny podle data nálezů (do r. 1960, 1961–1994 a 1995–2008).

Otevírá se tak příležitost pro všechny zájemce, kteří by byli ochotni poskytnout věrohodná faunistická data. Výzva ke spolupráci platí do konce roku 2008 a byla již dříve uveřejněna

(Zavadil & Moravec 2006). V případě zájmu by měla být data zasílána e-mailem na adresu: jiri.moravec@nm.cz nebo poštou na: Jiří Moravec, Zoologické oddělení, Národním muzeum, Václavské nám. 68, 115 79 Praha 1. Jména všech spolupracovníků budou uvedena v poděkování připravované publikace. Data by měla obsahovat následující údaje: druh, rok či rozpětí let nálezů, nejbližší obec, okres, případně další místní upřesnění. Vítané je i číslo mapovacího kvadrátu, zájemcům budou na vyžádání zaslány v elektronické podobě mapy se současným výskytem jednotlivých druhů, jejichž účelem je zejména upozornit na místa, odkud zatím faunistická pozorování chybí.

Kromě celostátních, případně i evropských atlasů (Gasc et al. 1997), existuje celá řada podrobněji zaměřených prací, věnovaných mapování obojživelníků na lokální až regionální úrovni. Často jsou tyto publikace vydávány a dostupné na pracovištích regionálních muzeí. Nejenže jsou zdrojem velmi zajímavých faunistických dat, ale také mohou být inspirací pro publikování výsledků vlastních. Tak jak se liší jednotlivá periodika, liší se i požadavky na způsob zpracování faunistických dat. Zpravidla bychom u nálezů měli uvádět přinejmenším údaje uvedené v Boxu 11.

Internetové databáze

V zahraničí existuje řada databází s výskytem obojživelníků (viz Příloha č. 5), které poskytují přehled o rozšíření jednotlivých druhů, ale jsou i zdrojem informací pro tvorbu atlasů rozšíření nebo praktickou ochranu. V roce 2006 zahájilo Muzeum přírody Český ráj a Česká herpetologická společnost projekt „Mapování výskytu obojživelníků a plazů v ČR“, jenž je součástí **aplikace BioLib** (Box 12). Cílem projektu je vytvoření elektronické a veřejně přístupné databáze faunistických záznamů o výskytu herpetofauny v ČR a sledování případných změn výskytu (Šandera 2006). V dnešní době je zapisování hlášení přes internet tou nejrychlejší formou. BioLib zajišťuje projekt po technické stránce a obrovskou výhodou je, že díky široké biologické tematice je navštěvován značným počtem lidí, kteří se zajímají o vše živé, tedy množstvím potenciálních mapovatelů. Výchozím stavem byly údaje publikované v národních atlasech obojživelníků (Moravec 1994) a plazů (Mikátová et al. 2001).

Postupně je databáze doplňována a aktualizována na základě jednotlivých hlášení, jež jsou po předchozí registraci zapisovány do formuláře (bližší informace www.herp.biolib.cz). Formulář je strukturován tak, aby údaje byly v souladu se zavedenou metodikou síťového mapování v ČR (Buchar 1982, Pruner & Míka 1996) a využitelné k následnému publikování.



BOX 12

APLIKACE BIOLIB

BioLib (www.biolib.cz) je mezinárodní encyklopedie rostlin, hub a živočichů. Vedle taxonomického systému nabízí i bohatou galerii fotografií, výkladový a překladový slovník, databázi odkazů, biotopů a chráněných území, diskusní fórum a řadu dalších funkcí souvisejících s biologií. Je to nekomerční vzdělávací projekt určený odborníkům i veřejnosti, na jehož obsahu se mohou podílet zájemci všech možných specializací.

BioLib je nástroj, který umožňuje dynamicky vytvářet encyklopedii života na Zemi. Dá se v něm snadno vytvářet taxonomický systém druhů včetně synonym, národních názvů, textů, obrázků, citací, odkazů atp. Po zaregistrování má každý uživatel možnost doplňovat a opravovat taxonomický systém, nahrávat do galerie svoje obrázky, navrhnout změny determinací obrázků nebo se jinak podílet na projektu. Přidaná data jsou kontrolována a potvrzována správci.

Dalším projektem, jehož výstup představuje veřejně přístupnou databázi s faunistickými údaji, bylo zpracování dat z mapování obojživelníků v rámci programu „Ochrana biodiverzity“ a jeho části „Sledování a ochrana obojživelníků“ (Vojar 2005). Zpracovány byly všechny údaje dodané od 16 ZO ČSOP za rok 2005 (celkem 1951 záznamů). Cílem projektu bylo standardizovat výstupy mapování, s možností následného využití dat, podobně jako v předchozí aplikaci. Data jsou majetkem ČSOP. Databáze bude průběžně aktualizována.

Státní správa

Faunistická data dále shromažďují a zpracovávají pracoviště AOPK ČR do Informačního systému ochrany přírody. V současnosti probíhá pod vedením AOPK monitoring vybraných taxonů včetně obojživelníků. Faunistická data jsou nedílnou součástí migračních studií, biologických průzkumů, biologických hodnocení (ve smyslu § 67 zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění – dále jen zákon), posuzování záměrů nebo koncepcí na evropsky významné lokality (podle § 45i zákona), posuzování vlivů na životní prostředí (procesy EIA a SEA dle zákona č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí, v platném znění), případně dalších ekologických expertiz. Ty se stávají podkladem pro rozhodnutí a stanoviska vydávaná příslušnými orgány státní správy.

6.2 Zpracování dat z terénu

Vzhledem k následné využitelnosti dat z terénu pro praktickou ochranu, příp. možnosti jejich srovnání, je nezbytná určitá standardizace jejich výstupů. Z tohoto důvodu by měla všechna pozorování prováděná v rámci programu „Ochrana biodiverzity“ a jeho části „Sledování a ochrana obojživelníků“ obsahovat následující **základní povinné údaje**: datum nálezu, determinaci druhu (příp. rodu), stádium (dospělec, mládě – juvenil, larvy – pulci, snůšky – vejce), počet jedinců (rozlišit na odhadnuté či spočtené), metodu studia (pozorování, poslech, odchyt), identifikaci lokality zeměpisnými souřadnicemi (z mapy, internetu či pomocí přístroje GPS), popis lokality, katastrální území či alespoň název nejbližší obce, okres (kraj) včetně autora nálezu. Dále mohou být velmi užitečné některé **z doplňujících údajů**, jako např. faunistický čtverec, zákres lokality na mapě, pohlaví dospělců, základní charakteristika biotopu (u nádrže např. její plocha, hloubka, přítomnost litorální a ponořené vegetace, převažující charakter okolí biotopu – les, louka, pole atp., příp. ohrožení biotopu, současný stav ochrany lokality, vzdálenost k další nejbližší vodní ploše atp. Předloha vhodné faunistické karty použitelné v terénu je k dispozici na internetových stránkách ČSOP (www.csop.cz) a v publikaci Mikátové & Vlašína (2002). Získané údaje je vhodné zpra-

covat v programu MS Excel, vzor jednoduché databáze (tabulky) je opět dostupný na internetových stránkách ČSOP. Do tabulek je vhodné používat zkratky, nejlépe sjednocených tvarů a významů. Návrh užívaných zkratek je v Příloze č. 4. Nálezy je možné zpracovávat pro každý druh zvlášť (na samostatné listy „excelovského“ souboru) nebo v rámci jednoho listu všechny druhy dohromady.

Požadavky na výstupy jiných mapování se mohou samozřejmě lišit dle jejich konkrétního uplatnění a měly by být definovány předem subjektem, který mapování finančně zajišťuje a organizuje.

7. Metody studia obojživelníků

Použití vhodné metodiky a načasování terénních pozorování zásadním způsobem rozhoduje o získaných výsledcích. Jednotlivé druhy obojživelníků se mezi sebou liší způsobem života i nároky na prostředí (svou ekologií), a tak volba konkrétní metody bude záviset především na: (i) cíli studia (např. zaznamenání výskytu versus zjišťování početnosti), (ii) druhu a vývojovém stádiu obojživelníka, (iii) ročním období (souvisejí s předchozím, ovlivňuje též prostředí, kde se budeme pohybovat), (iv) vybavení pozorovatele (znalostmi i technickými pomůckami) a (v) vlastnictví potřebných výjimek. Jednotlivé metody nemají univerzálního použití, nicméně jejich základní přehled a doporučení pro jednotlivé druhy jsou uvedeny v Příloze č. 3.

Při studiu obojživelníků používáme metody, při kterých k manipulaci se zvířaty nedochází (pozorování, odposlech) nebo metody, vyžadující odchyt jedinců (odchyt do ruky, podběráků, náleží sem i padací pasti užívané při transferech). Pokud manipulujeme se zástupci zvláště chráněných druhů, **je třeba k této činnosti výjimky** (Kap 8.1.2). Vždy bychom měli upřednostňovat neinvazivní alternativy, a to i za cenu menší přesnosti údajů. K rušení obojživelníků a k manipulaci s nimi by mělo docházet pouze výjimečně a v odůvodněných případech (mj. i z důvodu možného přenosu infekčních chorob, Kap. 4.3).

Pro srovnání výsledků, ať už v rámci území nebo během časové řady, bychom měli používat identické metody a úsilí při nich dosahované (srovnatelnou délku a umístění zábran, počet prolovení podběrákem, dobu strávenou poslechem či pozorováním, délky sledovaných transektů, břehové linie atp.). Je zřejmé, že některé faktory ovlivníme pouze částečně – lidský faktor (změna osoby mapovatele, únava) či náhlé změny počasí budiž příkladem. Rozdílné výsledky, např. odlišné počty jedinců odchycených v jednotlivých letech, bývají lákadlem pro jejich ukvapenou interpretaci – za viníka bývá zpravidla označen lidský faktor, příp. špatné počasí. Kromě evidentních příčinných souvislostí (vytrávení lokality) je třeba tyto vztahy dokázat. Kolísání početností obojživelníků často nesouvisí přímo s činností člověka a je odrazem počasí, množství potravy nebo intenzity predace (Kap. 5.2). Tyto, pro obojživelníky typické, fluktuace počtu jedin-

ců se velmi těžko odlišují od antropogenních vlivů a celou situaci docela komplikují (Pechmann et al. 1991, Pechmann 2003).

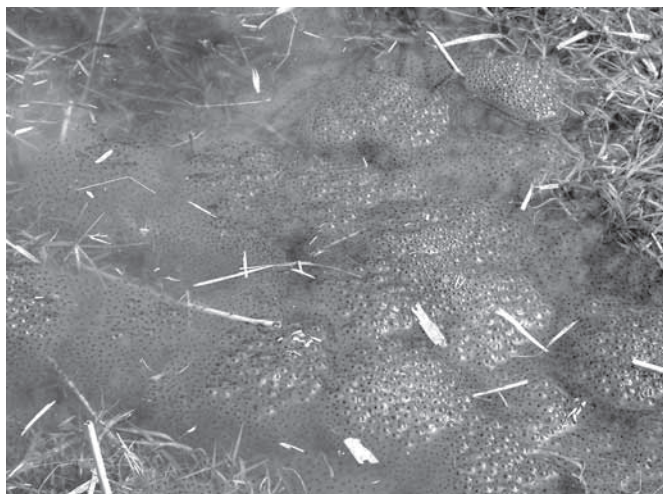
7.1 Neinvazivní metody sledování

Vizuální sledování

Metoda vizuálního sledování je vhodná téměř pro všechna vývojová stadia obojživelníků i jejich dospělce. Její užití ovšem ovlivňuje řada faktorů (průběh počasí, denní/noční doba, charakter biotopu, způsob kladení snůšek či života jedinců, zkušenost pozorovatele atp.).

Počítání snůšek, za předpokladu, že je bezpečně poznáme, patří mezi nepřímé metody zjišťování početností populací. Používá se především u těch druhů, které vytvářejí zřetelně identifikovatelné a celistvé snůšky – tedy zejména shluky vajec, jako je tomu např. u skokanů. Lze jej použít taktéž u blatnic (pokud nejsou snůšky příliš hluboko), u ropuchy obecné, popř. r. zelené je zjištění počtu snůšek, zejména při vyšší hustotě populace, značný problém (vytvářejí dlouhé a vzájemně propletené řetězce). Podobně může být obtížné odlišit jednotlivé snůšky u hromadně kladoucích druhů hnědých/zemních skokanů – zejména skokana hnědého (Obr. 6), v některých případech i s. ostronosého. V případě hromadných shluků klesá pravděpodobnost jejich spočtení úměrně se stářím snůšek a jejich velikostí. Lze ovšem zaznamenávat jejich plochu, příp. odhadnout objem. Velmi vhodná je tato metoda pro mapování **skokana štihlého**, který tvoří jednotlivé a od sebe jasné oddělené snůšky, zpravidla přichycené na vodních rostlinách (např. stébla orobinců a rákosu). Lokalita by měla být navštívena nejméně dvakrát během jarní sezóny (nepočítaje sledování začátku rozmnožování). První návštěva, v závislosti na průběhu počasí a nadmořské výšce, by měla být provedena v druhé polovině března až počátkem dubna. Od výsledku prvního pozorování se odvíjí načasování druhého, příp. dalších kontrol. Jako směrodatný bereme údaj s vyšším počtem nalezených snůšek. Během mapování procházíme břehovou linií nebo pobřežní pásmo s litorální či plovoucí vegetací. Další výhodou snůšek skokana štihlého je možnost identifikace vaječných obalů i po několika dnech od rozplavání zárodků,

zatímco u ostatních obojživelníků se tyto obaly téměř okamžitě rozpadají (postupně ale zarůstají řasami a rozpadají se také). U blatnic lze počítání snůšek použít pouze v přehledném a vegetací nezarostlém terénu mělkých nádrží. Nezbytným **vybavením** jsou vysoké holínky, pro měření rozměrů hromadných shluků skládací metr. Pro případnou **interpretaci výsledků** je nutné si uvědomit, že jeden shluk znamená s jistotou pouze jednu vykladenou, navíc pohlavně zralou, samici. Počet samců může být odlišný, někteří samci se mohou rozmnožovat i vícekrát, řada jedinců obou pohlaví se z různých důvodů reprodukce nezúčastní vůbec (mladí, staří, slabí či jinak hendikepovaní jedinci).



Obr. 6: U hromadně kladených snůšek skokana hnědého, příp. i skokana ostronosého, bývá přesné určení jejich počtu problematické. Snůšky skokana hnědého, Kokořínsko (foto Jiří Vojar).

Larvy ocasatých obojživelníků lze vizuálně pozorovat zpravidla velmi obtížně. Výjimkou jsou mělké, vegetace prosté vodní plochy, které vyhledává např. čolek horský. Ty však velmi rychle zarůstají a vizuální sledování znesnadňují. Metoda je použitelná rovněž v drobných tůňkách s výskytem larev mloka skvrnitého. Pro sčítání larev ocasatých obojživelníků je výhodné noční pozorování za použití silné baterky (Mikátová, ne-

publikováno). Pulci žab jsou zpravidla nápadnější a během svého vývoje se soustřeďují do mělkých a prohrátých okrajových partií vodních ploch. Pokud pozorování opět nebrání vegetace, lze tímto způsobem velmi hrubě odhadnout počet pulců (larev), a to řádově: jednotlivé kusy – desítky – stovky – tisíce. Přesnost odhadu stoupá úměrně s přehledností lokality a v nepřímé úměře s její velikostí, resp. s velikostí pulci obývaného prostoru, jejich počtem a pohyblivostí.

Dospělce lze, dle míry užité systematickosti při mapování, sledovat dvojím způsobem: namátkově (náhodným procházením biotopu) nebo systematicky (použití linií – transektů včetně břehové linie nebo zkusných ploch). Zástupce **vodních skokanů** lze s výhodou sledovat procházením po břehové linii za příhodného počasí. Tím se rozumí teplé (nikoliv příliš horké) dny od května do srpna, nejlépe období květen až červen. Podél břehu procházíme pomalou chůzí a zaznamenáváme odskoky jedinců. Nádrž můžeme obejít celou nebo pouze část břehové linie. Pro následné porovnání je nutné dodržet jednak délku a umístění linie, obdobný průběh počasí během pozorování a dobu strávenou mapováním. Pokud si nejsme jisti determinací do druhu, lze identifikovat jedince jako příslušníky komplexu vodních/zelených skokanů. Na souši lze metodu aplikovat u dospělců **mloka skvrnitého** procházením vhodných biotopů (stinné bučiny za vlhkého počasí). V době terestrické fáze života některých druhů obojživelníků (např. **zemních skokanů**) lze s úspěchem procházet břehové partie drobných vodních toků a mokřinky situované v lesnatém prostředí. Sčítání jedinců může být prováděno ze břehu nebo procházením vodoteče, v podmáčeném prostředí namátkově či po liniích a transektech. V přehledných drobných vodních plochách jsou za určitých okolností (podle počasí, období roku atp.) identifikovatelné oba naše druhy kuněk, příp. čolci. Na čolky je lépe vyrazit za teplých nocí a s baterkou (Mikátová, nepublikováno). Pro všechna vizuální pozorování platí, že by měla být provedena nejméně dvakrát v průběhu sezóny.

Umělé úkryty

Pokud chceme zjišťovat druhovou pestrost obojživelníků na dané lokalitě, je možné využít předem připravených vhodných úkrytů, pod kterými se zvířata soustřeďují. Tyto úkryty by měly být na lokalitě umístěny nejméně 24 hodin předem, a lze je využít jak na souši, tak ve vodním pro-

středí. Pro obojživelníky je ve vodní fázi s úspěchem vyzkoušel R. Rožínek (nepublikováno), kdy na vodní hladinu umístil starý gumový člun, pod kterým následně odlovil 96 exemplářů čolka velkého. Jako úkrytů lze použít i dřevěných desek, pneumatik či gumových matrací. Nevhodné jsou předměty s malými otvory v nichž mohou obojživelníci uvíznout a následně uhynout (Mikátová, nepublikováno). Na souši úkryty spolehlivě využívají všechny naše druhy ropuch a často i čolci. Schovávají se pod ně i někteří zástupci plazů. Podmínkou je nutný úklid těchto materiálů a jejich přesná evidence – abychom na některý nezapomněli.

Odposlech hlasových projevů

Tato metoda spočívá v identifikaci těch druhů žab, kde se samci výrazněji hlasově projevují (např. kuněk, blatnice, rosničky, ropuch, vodních skokanů). Výsledkem sčítání/odhadu je počet vokalizujících samců. Lze použít nahrávky hlasů žab k jejich provokaci. Počítání hlasů, resp. odhad početnosti samců, by mělo být prováděno nejméně dvakrát v průběhu reprodukční sezóny daného druhu ve vhodném období a za příznivého počasí (teplo a vlhko). Směrodatný je opět výsledek s vyšším počtem zaznamenaných jedinců. Počítání může být prováděno ve dne, u většiny druhů však budeme mít větší úspěch večer a v první polovině noci. Silný vítr během poslechu může výsledky ovlivnit – po větru slyšíme hlasy z větší dálky a hrozí jejich několikanásobné započítání. Zpravidla obcházíme nádrž podél břehu a provádíme cca 5 min zastávky na jednotlivých kontrolních místech. Vzdálenost mezi nimi by měla být volena tak, aby z několika bodů nemohli být započítáni ti samí jedinci (záleží na větru, počtu jedinců i druhu obojživelníka). Výsledkem jsou zpravidla hrubé odhady na stupnici: jednotlivý výskyt – desítky – stovky jedinců. Pokud chceme výsledky srovnávat, musíme používat vždy stejné schéma sledování (denní/noční dobu, délku sledování, vzdálenost mezi zastávkami, délku sledované linie, použití nahrávek atp.) a tyto údaje zaznamenávat. Obecně je veškeré údaje z terénu opravdu užitečné zapsat přímo na místě. Při pozdějším zápisu není vyloučeno zkreslení výsledků (jsme jenom lidé), v horším případě nedojde k zápisu vůbec.

7.2 Metody založené na odchytu jedinců

Obojživelníky je možné odchytávat několika způsoby. Jejich výběr se odvíjí od zaměření práce (požadovaných výsledků), druhu i vývojového stádia sledovaného živočicha a charakteru biotopu.

Zábrany a zemní padací pasti

Principem metody je dokonalé ohrazení biotopu zábranami, po jejichž stranách umístíme do země nádoby sloužící jako zemní padací pasti. U většiny druhů je tak možné zachytit všechny migrující jedince. Pouze u vodních skokanů (vyjma skokana krátkonohého), kteří zimují převážně v nádrži a po většinu roku se pohybují v její těsné blízkosti, je vhodné pro přesnější stanovení velikosti populace metodu kombinovat s vizuálním pozorováním či poslechem vokalizujících samců. Obdobně zimuje ve vodě část nebo celá populace i jiných druhů (čolci, skokan hnědý a s. štíhlý, Baruš & Oliva 1992a). Pokud zimují v jiné než reprodukční nádrži, lze metodu použít i v tomto případě. Výsledkem odchytu je absolutní početnost jedinců sledovaného druhu, eventuálně přepočtená na jednotku plochy či objemu nádrže. Zábrany je možné použít jako linií, nejlépe standardní délky. Bariéry se umísťují do předpokládaných migračních tras obojživelníků. Podobně se tyto zábrany používají pro odchyt obojživelníků, kteří v jarním období migrují přes rizikové úseky silnic na svá místa rozmnožování (Kap 9.3.2). Výsledkem je relativní abundance zvířat (např. počet jedinců na 1 metr délky zábran).

Nevýhodou použití padacích pastí a zábran je zachycení a případné usmrcení i ostatních živočichů (hmyz, drobní savci), dále pak časová náročnost při stavbě a pravidelných kontrolách zařízení (blíže Kap. 9.3.2), rušení a manipulace s jedinci, navíc s rizikem přenosu infekcí. Pro účely mapování jde o metodu nevhodnou. **Výhodou** je bezpečné zachycení i těch druhů, které jinak unikají naší pozornosti z důvodu skrytého způsobu života nebo malé početnosti na lokalitě. Potenciál cenných informací však může být ztracen jejich ignorací, zejména u záchranných transferů. I zde se doporučuje co nejpodrobnější **evidence** odchycených zvířat. Počty jedinců by měly být přinejmenším zaznamenány po dnech a druzích odděleně, ještě lépe je rozlišovat pohlaví zvířat. Velmi užitečné mohou být poznámky o neobvyklých jevech spojených se zdravotním stavem zvířat

(deformity atp.), především ve vztahu k případnému výskytu chytridiomykózy (změny chování, rohovatění pokožky, Kap. 4.3).

Volný sběr do ruky

Použití především v období suchozemské fáze života obojživelníků. Obojživelníky je možno sbírat náhodně nebo na předem vytyčených trasách či plochách. Tato metoda je využitelná zejména pro méně pohyblivé druhy, jako např. mloka skvrnitého. S jedinci je nutno manipulovat šetrně a s mokřýma rukama, abychom nesetřeli ochranný sliz zvířete. Je nutné si po každé manipulaci ruce pečlivě omýt (zejména po mlokovi a ropuchách).

Sítě a podběráky

Podle velikosti a hloubky vodní plochy prochytáváme ze břehu či nádrží procházíme. Při odhadu velikosti populace na základě matematických předpokladů (následující kap.) se právě tato metoda používá nejčastěji. Velikost ok podběráku má být volena s ohledem na rozměr chytaných zvířat. Pro malé druhy čolků, jejich larvy nebo pulce a juvenilní žab, použijeme síť s oky max. 2–3 mm v průměru. Pro dospělé žab postačí síť o velikosti ok 5–10 mm. Vhodný je podběrák s pevnou rukojetí i obručí, nejlépe z kovu a pevně přichycenou (přivařenou) k násadě. Většina podběráků používaných sportovními rybáři tyto požadavky nesplňuje. Mají často nevhodný trojúhelníkovitý tvar a malou pevnost. Je třeba si uvědomit, že pokud nádrží procházíme, víříme sedimenty, kde mohou být fixovány různé kontaminanty (těžké kovy). Taktéž přímá manipulace, zejména s larvami čolků (kontakt s rukou, rámem podběráku), může chytané jedince poškodit. Zranitelnost larev při manipulaci klesá s jejich velikostí. Obecně jde o metodu nevhodnou na lokalitách s výskytem larev čolků jakéhokoliv stáří, stejně tak v období rozmnožování (nejen) čolků. Dochází totiž k rušení svatebních tanců čolků a následného vývoje vajec přilepovaných na vodní vegetaci. Pokud chceme výsledky odchytů porovnávat, je třeba dodržet stejnou intenzitu odchytu, vyjádřenou časem či počtem prolovení podběrákem.

7.3 Stanovení velikosti populací

Rozlišujeme **absolutní** početnost zjištěnou na základě přímého spočtení, kde výsledkem je počet jedinců na jednotku plochy či objemu nádrže. Tyto výsledky získáme pouze při použití metody dokonalého ohrazení biotopu zábranami či vychytáním všech zvířat v nádrži pomocí podběráku. Oproti tomu **relativní** početnost je dána počtem zvířat na jednotku délky liniových zábran, počtem prolovení podběrákem, délkou pozorované břehové linie, dobou sledování atp.

Přímé metody, kterými můžeme stanovit velikost sledovaných populací, je možné rozdělit do dvou skupin. Jednou z nich je **vychytání všech jedinců** na lokalitě. Vzhledem ke způsobu života a charakteru většiny biotopů obojživelníků, není velmi často možné, ani účelné, tyto metody aplikovat. V těchto případech velikost populace odhadujeme na základě metod **značkování a zpětného odchyty**, tzv. „*Mark-and-Recapture Techniques*“ jinak též CMR metod „*Capture-Mark-Recapture*“ (blíže např. Heyer et al. 1994, Krebs 1998). Další z **nepřímých metod** je počítání jednotlivých snůšek; výskyt samců některých druhů je možné zaznamenávat na základě jejich hlasových projevů.

Odhad početnosti populace (populační hustoty) se provádí na základě matematických předpokladů. Pro odchyt jedinců se volí nejčastěji podběrák. Vychází se z následující úvahy: část populace vylovíme, označíme a zpět vypustíme. Po určité době (zpravidla den až několik dní) provedeme odchyt znovu a zjistíme poměr mezi počtem označených a neoznačených jedinců. Předpokládá se, že poměr značených jedinců k nezačteným v určitém odchytu je shodný s poměrem jedinců značených k nezačteným v celé populaci. Existuje několik různých metod, které se odlišují potřebným počtem prolovů (návštěv lokality) a dalšími předpoklady. Určité podmínky pro užití těchto metod jsou ovšem společné: (i) značení jedinci musí být identifikovatelní po celou dobu pokusu, (ii) značení jedinců nesmí ohrozit jejich přežívání ani pravděpodobnost odchyty, (iii) odchyt musí probíhat rovnoměrně po celé ploše a (iv) značení jedinci musí být zpět do biotopu vypouštěni taktéž rovnoměrně (ne hromadně na jedno místo). Rozeznáváme metodu **Petersena**, kdy k odhadu početnosti stačí pouze dvě návštěvy lokality a metodu **Schnabelové**, kdy nádrž prolouvujeme v časových odstupech

vícekrát, nejméně však třikrát. Společnou podmínkou užití těchto metod je existence tzv. **uzavřené populace**. Znamená to, že velikost populace by neměla být během odchyty ovlivňována migrací (příchodem a odchodem jedinců), mortalitou ani natalitou zvířat. Tyto předpoklady nejsou ve většině případů splněny a metody dávají značně zkreslené výsledky. Realitě blíží se model tzv. **otevřené populace**. Odhad bychom v takovém případě provedli metodou **Joly-Sebera**, kde se s výše uvedenými pohyby jedinců počítá. Metoda je mnohem náročnější na značení jedinců (při každém odchyty je nutno značit zvířata jiným způsobem) i následným zpracováním výsledků (Krebs 1998).

7.4 Značení jedinců

Z textu věnovaného odhadům početnosti vyplývá podmínka značení jedinců pro jejich následnou identifikaci (aby nebyli započítáni vícekrát). Existuje poměrně mnoho druhů značení obojživelníků, z nichž žádné nesplňuje zcela uspokojivě všechny kladené požadavky na tuto činnost. Výjimkou je pouze pro obojživelníky šetrná identifikace jedinců pomocí fotografií či nákresů. Podmínkou je samozřejmě specifické zbarvení jedinců (vhodné zejména pro mloka). Je nutné si uvědomit, že i zdánlivě neškodné označení zvířete bavlnkou omotanou kolem končetiny může způsobit jeho zachycení o vegetaci. Poškození kůže podporuje vznik nekróz a zvyšuje pravděpodobnost predace. Značení jedinců zvláště chráněných druhů je možné provádět pouze na základě udělené výjimky, nutné je zdůraznit též souvislost s právními předpisy na ochranu zvířat proti týrání (Kap. 8.2). Bližší informace o značení obojživelníků lze nalézt např. v publikacích Jolyho a Miauda (1990), Heyera et al. (1994) či Vojara (2001).

8. Legislativní ochrana obojživelníků

Legislativní ochrana obojživelníků je obsažena v několika právních předpisech. Těmi základními jsou **zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny**, v platném znění (dále jen zákon) a jeho prováděcí **vyhláška č. 395/1992 Sb.**, v platném znění (dále jen vyhláška). Tyto předpisy řeší ochranu na úrovni druhů (populací, jedinců) a poskytují právní rámec ochrany i jejich biotopů, zejména prostřednictvím ochrany obecně i zvláště chráněných částí krajiny. Je zřejmé, že základem ochrany obojživelníků je ochrana jejich biotopů, a to nejen vodních ploch, které slouží jako rozmnožovací nádrže, ale také hodnotných terestrických stanovišť. Veškeré ochrannářské aktivity (transfery, sledování obojživelníků, úpravy a odbahňování nádrží atp.) by měly být v souladu s platnou legislativou. Jedná se především o zajištění potřebných výjimek či stanovisek od příslušných orgánů státní správy. Výše zmíněný zákon kromě druhové a územní ochrany obsahuje další, ve vztahu k ochraně obojživelníků významné aspekty. Jedná se např. o zapojení veřejnosti do správních řízení, povinnosti investorů při realizaci záměrů (vypracování biologických hodnocení), možnosti ochrany biotopů na základě ekonomických stimulů a smluvních vztahů, udílení sankcí za definované skutkové podstaty atp. Veškerý text vychází ze stavu právních norem k datu 30. 9. 2007. Vzhledem k novelizacím předpisů je nezbytné pracovat vždy pouze s jejich platnými verzemi.

8.1 Zákon o ochraně přírody a krajiny

8.1.1 Územní ochrana

Územní ochranu lze rozdělit na obecnou a zvláštní. **Zvláštní** ochrana se vztahuje ke zvláště chráněným územím, kterými jsou v České republice národní parky, chráněné krajinné oblasti, (národní) přírodní rezervace a (národní) přírodní památky. **Obecná** územní ochrana je pak uplatňována na zbylém území našeho státu a zahrnuje mj. ochranu vybraných částí

krajiny. Ve vztahu k obojživelníkům má smysl uvažovat o lokalitách v rámci územního systému ekologické stability, významných krajinných prvcích a přechodně chráněných plochách. Součástí naší legislativy je rovněž ochrana území v souladu se zájmy Evropské unie – **Natura 2000**.

OBECNÁ ÚZEMNÍ OCHRANA představuje poměrně silný nástroj využitelný pro ochranu celých populací organismů a jejich prostředí. Nabízí se minimálně dva důvody, které ji, ve srovnání se zvláštní územní ochranou, nepochybně zvýhodňují. Za prvé v současné době je takto chráněna mnohem větší rozloha ČR, než je tomu v případě zvláště chráněných území (ta zaujímají rozlohu necelých 20 %, zatímco jen plocha významných krajinných prvků činí dohromady kolem 37 % rozlohy státu, Petříček, nepublikováno). Ovšem i obecná územní ochrana má svá omezení a stále se netýká a týkat nebude podstatné části našeho státu. Opomíjí hodnotná stanoviště, jež svým významem či rozlohou přesahují i některá území chráněná. Jedná se např. o plochy po těžbě nerostných surovin – vojenské prostory, výsypky, pískovny atp., které jsou v současné době nejvýznamnějšími biotopy pro řadu druhů včetně obojživelníků (Zavadil 2007). Vraťme se ale k výhodám obecné územní ochrany – zpravidla snazší bývá prosazení její ochrany, srovnáme-li např. časovou a procesní náročnost vyhlášení registrovaného VKP s vyhlášováním přírodní rezervace. Určitými nevýhodami jsou nižší intenzita ochrany těchto území a především nedostatek kompetentních pracovníků (zejména v porovnání se správami velkoplošných zvláště chráněných území).

Územní systém ekologické stability (ÚSES)

Jedná se o nástroj územní ochrany s ambicemi chránit **ekologicky hodnotné ekosystémy a jejich vzájemné vazby**. ÚSES je ze zákona definován jako vzájemně propojený soubor přirozených i pozměněných, avšak přírodě blízkých ekosystémů, které udržují přírodní rovnováhu. Tento systém je složen z biokoridorů, sloužících k propojení stanovišť a ekosystémů (tak tomu je v metodologii ÚSES, užitečnější je však myslet přímo na organismy), a biocenter zajišťujících podmínky pro dlouhodobé přežívání organismů. Doplněn bývá o interakční prvky – často se systémem nepropojené a izolované významnější fragmenty v krajině, např. meze, remízy. Hierarchicky je ÚSES členěn na systém lokálního (místního), regionálního a nadregionálního významu, se stanovenými minimál-

ními parametry jednotlivých skladebných prvků. Dle zákona je ochrana ÚSES povinností všech vlastníků a uživatelů pozemků a jeho vytváření je veřejným zájmem (Prchalová 2006, Stejskal 2006).

Koncepce ÚSES vycházela při svém vzniku v 80. letech minulého století z podpory ekologicky stabilních území. **Ekologická stabilita** je přitom definována jako schopnost ekosystému odolávat působení rušivých vlivů nebo se spontánně navracet do původního, tj. ideálního stavu, za který byl považován klimax (Míchal 1994). Nehledě na to, že koncept ekologické stability doposud nenašel podporu v empirickém výzkumu a je považován za překonaný (Konvička et al. 2005, Grim 2006), původní jednotné představy o klimaxu v podobě vzrostlého lesa se staly východiskem pro určení podoby navrhovaných skladebných prvků ÚSES. Tento typ biotopů není všelékem, např. u hmyzu podporuje lesní druhy a druhy lesních okrajů, které jsou všeobecně mnohem méně ohrožené, než vzácné druhy otevřené krajiny (Konvička et al. 2005). Podobná situace je také u obojživelníků. Víze propojení biologicky významnějších částí krajiny (biocenter a biokoridorů různých podob a velikostí včetně opravdu hodnotných území) těmito „ekologicky stabilními“ prvky však, z důvodu obrovské finanční náročnosti a díky omezeným finančním prostředkům, zůstala v drtivé většině nenaplněna.

Problém je také v tom, že právní ochranu území zařazených do ÚSES nemohou orgány ochrany přírody vynucovat přímo a neplnění povinnosti, spočívající v jeho ochraně vlastníky a uživateli pozemků, není možno z důvodu absence této skutkové podstaty dle zákona považovat za přeštep a postihovat (Miko et al. 2005, Kerouš 2006). Praktický význam v ochraně přírody tak mají pouze ÚSES schválené v územně plánovací dokumentaci a územním rozhodnutím. Jako součást územních plánů jsou totiž legitimními limity využití území, jejichž (legální) prolomení je možné pouze na základě schválené změny územního plánu. V této podobě již představují poměrně účinný nástroj v ochraně přírody.

Významné krajinné prvky (VKP)

Ze zákona jsou jimi ekologicky, geomorfologicky nebo esteticky hodnotné části krajiny. Ty jsou chráněny před ničením a poškozováním. Veškeré činnosti, které by mohly vést k jejich ohrožení nebo oslabení stabilizační funkce (to říká zákon), je možné realizovat jen na základě souhlasu. Tím je myšleno kladné závazné stanovisko ve smyslu § 149 správního

řádu nebo správní rozhodnutí. Stanovisko uděluje příslušný orgán státní správy, konkrétně obecní úřady obcí s rozšířenou působností. **VKP ze zákona** jsou všechny lesy, údolní nivy, rašeliniště, rybníky, jezera a vodní toky, tedy velmi často biotopy životně důležité pro existenci obojživelníků. Např. odbahňování rybníka je tedy nepochybně minimálně zásahem do VKP (Box 15), podobně jako úpravy koryta vodního toku nebo škodlivé zásahy (výstavba, změna kultury atp.) v jeho údolní nivě. Při zmínce o údolní nivě nelze opomenout problémy s vymezením tohoto (i jiných) VKP (Box 13). Další části krajiny, jako např. tůňe, nově vybudované vodní plochy či mokřady, lze za VKP vyhlásit. Vyhlášení se provádí formou registrace (správního rozhodnutí) u místně příslušného pověřeného úřadu na základě podaného návrhu. Účastníkem řízení je vlastník pozemku, oznámení o rozhodnutí se posílá příslušnému stavebnímu úřadu, obci a případnému nájemci (ten tedy účastníkem správního řízení není). Takto **zaregistrovaný VKP** požívá stejné ochrany jako ze zákona stanovený. Status ochrany vybraných částí krajiny jako VKP by měl být používán mimo zvláště chráněná území, aby nedocházelo ke zbytečné duplicitě právní ochrany (Miko et al. 2005)



BOX 13

CO JE A CO NENÍ ÚDOLNÍ NIVA?

Registrované významné krajinné prvky mají oproti těm ze zákona stanoveným určitou výhodu – jejich hranice jsou jasně vymezeny. Ani jeden typ VKP není v zákoně na ochranu přírody a krajiny definován (Prchalová 2006). Pokud hledáme pomoc v jiných právních předpisech, z lesního zákona se dozvíme co je les, z vodního zase charakteristiku vodního toku a v zákoně o rybářství je pojmenován rybník. Z pohledu potřeb zákona na ochranu přírody a krajiny jsou všechny tyto definice nevyhovující (blíže Miko et al. 2005).

Zbývající tři VKP (jezero, rašeliniště a údolní niva) nejsou definovány v žádném právním předpisu. Asi nejproblematictější bývá v praktické ochraně vymezení **údolní nivy**, zejména v souvislosti s vyjadřováním se orgánů ochrany přírody k zásahům do těchto území. Údolní nivy jsou významnými terestrickými bio-

topy obojživelníků a díky zvýšené hladině podzemní vody zde bývá i řada hodnotných vodních biotopů (drobné tůně, slepá ramena atp.). Zásahy do údolní nivy mohou být buď na podporu obojživelníků (tvorba tůní) či naopak představovat jejich případné ohrožení (změny vodního režimu, zástavba). O všech záměrech by měl být příslušný orgán ochrany přírody informován, k těm potenciálně škodlivým je nezbytné jeho souhlasné stanovisko.

Jak ale poznat, kam až údolní niva sahá? Zákon nepomůže, lze však nalézt několik právně nezávazných definic v odborné literatuře (např. Svoboda 1983, Novotná et al. 2003). Ty se snaží popsat údolní nivu z různých pohledů – geomorfologického, geologického, botanického, hydrologického a biologického. Stručnější charakteristiky údolní nivy jí představují jako „*rovinné údolní dno aktivované při povodňovém stavu toku*“ nebo „*území periodicky zaplavované při povodních*“. Údolní nivou by tedy mohlo být vše, co se ocitne při povodních pod hladinou. V přírodním stavu by se na takových místech vyskytoval na záplavy adaptovaný a jimi podmíněný lužní les a nivní louky (Petříček 2005). Přítomnost typické vlhkomilné vegetace by mohla být další, tentokrát botanickou definicí údolní nivy. Jestliže je nivní louka nahrazena polním lánem či dokonce zástavbou, určité mnohé ze své podstaty ztrácí. Je údolní niva stále významným krajinným prvkem, se všemi povinnostmi vůči ní, jestliže je člověkem již výrazně pozměněna a je typická pouze svou geomorfologií (a někdy ani to ne)? Na tuto otázku byla snaha odpovědět Sdělením legislativního odboru MŽP ČR, uveřejněným ve Věstníku MŽP v roce 1983: „*Údolní niva je biotop, jehož utváření, složení a vzájemné vztahy jeho jednotlivých složek jsou ovlivňovány hydrogeologickými poměry vodního toku (výše hladiny podzemní vody, občasné záplavy). Údolní niva je charakterizována geomorfologicky (utvářením terénu), předešlím však druhovým spektrem typických (rostlinných) společenstev (doprovodné břehové porosty, společenstva vlhkomilných druhů rostlin – lužní lesy, pobřežní křoviny, rákosiny, porosty ostric, porosty nitrofilní bylin). Terénními úpravami, zástavbou či jinými technickými zásahy ztrácejí tyto prostory přirozený*

charakter a nejsou pak hodnoceny jako údolní niva ve smyslu zákona (přestože jejich fyzikální – hydrologická charakteristika může zůstat zachována). Vymezení hranic údolní nivy je tedy otázkou biologického stavu tohoto území s ohledem na funkci toku v něm.“

Obsah tohoto sdělení je však značně sporný až nebezpečný – všechny člověkem výrazněji ovlivněné údolní nivy by z ochrany zákona vyloučilo a omezilo tak ochranu na poměrně malý podíl území se zachovalou přírodě blízkou vegetací. Není však právně závazné, a tak o tom, kam až sahá údolní niva a zda-li bude na konkrétním místě plánovaný záměr realizovaný, rozhoduje podle svého uvážení kompetentní úředník. Ten musí vzít v úvahu, že významný krajinný prvek není ze zákona definován pouze svou ekologickou hodnotu, ale také významem krajinnotvorným, a to z geomorfologického i estetického hlediska (a tyto hodnoty se jistě uplatní i v nivě člověkem různě pozměněné). Tak dlouhý box a žádné řešení. Jak typické ...

Přechodně chráněné plochy (PCHP)

Slouží k ochraně lokalit s dočasným nebo nepředvídaným výskytem významných druhů. Jedná se o případy překvapivého či opakovaného (pouze sezónního) výskytu zejména druhů zvláště chráněných. To je typické právě pro obojživelníky, neboť se v určitém prostředí vyskytují pouze po určitou část roku – ve vodních plochách především během rozmnožování, některé druhy ve vodě také zimují. Často nás obojživelníci svým výskytem překvapí na méně obvyklých místech (periodické tůně, terénní propady, pískovny). Kompetentním orgánem k vyhlášení PCHP jsou obce s rozšířenou působností nebo místně příslušné správy velkoplošných ZCHÚ, které v rozhodnutí o vyhlášení PCHP omezí takové využití území, které by znamenalo zničení, poškození nebo rušení vývoje předmětu ochrany. Danou lokalitu lze chránit na předem stanovenou dobu nebo opakovaně ve stejném období (např. každé jaro a léto během rozmnožování). Vzhledem k tomu, že PCHP jsou vyhlášovány rozhodnutím ve správním řízení, je účinnost stanovených ochranných podmínek omezena na účastníky řízení, tedy zpravidla zejména na vlastníka

pozemků nebo hospodařící subjekt – nemůže tak řešit všechny rizikové zásahy, ale často alespoň ty nejpodstatnější.

ZVLÁŠTNÍ ÚZEMNÍ OCHRANA – k ochraně celých ekosystémů, společenstev, ale i významných lokalit výskytu jednotlivých druhů lze vyhlásit či k vyhlášení iniciovat zvláště chráněná území (ZCHÚ). Podle charakteru a cíle jednotlivých chráněných území, jak vyplývají ze zákona, připadá v úvahu pro ochranu lokalit s výskytem obojživelníků nejspíše kategorie **přírodní památky** (PP). Ta je podle zákona definována jako přírodní útvar menší rozlohy, mimo jiné i jako naleziště jedinců ohrožených druhů. Ohroženými či lépe zvláště chráněnými druhy jsou v současné době všichni naši obojživelníci kromě skokana hnědého a čolka dunajského. Určitou výhodou je, že jako PP lze vyhlásit území, která svou činností formoval také člověk. Jedná se tedy např. o rybníky a jiné člověkem vytvořené vodní plochy. Druhý typ maloplošného ZCHÚ (přičemž velkoplošná nepřichází v úvahu) je **přírodní rezervace** (PR). Zde je určitým omezením kvalita a velikost konkrétního území, se zastoupením ekosystémů typických a významných pro danou oblast (zejména přírodní a přírodě blízká stanoviště). Předmětem ochrany by měla být právě přítomnost typických ekosystémů, nikoli pouze jednotlivých druhů. Návrh na vyhlášení ZCHÚ může iniciovat orgán státní správy kompetentní k vyhlášení, ale i vlastník, nájemce pozemku či kterákoliv jiná osoba (občanské sdružení). Kompetentními **orgány státní správy** jsou v případě přírodních rezervací a památek místně příslušné krajské úřady či správy chráněných krajinných oblastí a národních parků. S vyhlášením ZCHÚ musí být seznámeni všichni vlastníci a nájemci dotčených pozemků, přičemž vlastníci mohou v zákonem stanovené lhůtě uplatnit své případné námitky. Velmi důležité je, že v průběhu celého procesu vyhlásování, tj. od doby oznámení záměru na vyhlášení ZCHÚ až po jeho (ne)vyhlášení, se musí každý zdržet zásahů, které by poškozovaly toto území (nejdéle však po dobu jednoho roku od zveřejnění návrhu na vyhlášení). Podrobněji o účasti veřejnosti při vyhlásování ZCHÚ, a obecně jakýchkoliv správních řízeních, Box 14.



BOX 14

ÚČAST VEŘEJNOSTI VE SPRÁVNÍCH ŘÍZENÍCH

Právo veřejnosti podílet se na rozhodování ve věcech týkajících se ochrany přírody a krajiny je mezinárodně zakotveno v tzv. **Aarhuské úmluvě** (Miko et al. 2005). V naší legislativě nalezneme podrobnosti v zákoně na ochranu přírody. Občanská sdružení se v případě zájmu mohou stát účastníky řízení se všemi právy – mohou podávat připomínky, vznášet podněty a spolupodílet se na rozhodování o zásazích do krajiny. Zároveň takto dochází ke kontrole výkonu orgánů státní správy i zákonného průběhu správních řízení (Stejskal 2006). To se samozřejmě nelíbí investorům a pokusy politiků tento silný nástroj v ochraně přírody z legislativy vyloučit byly již několikrát učiněny. Vzhledem k tomu, že toto právo je garantováno zmíněnou mezinárodní úmluvou, kterou ČR ratifikovala v roce 2004, mělo by zůstat součástí zákona i do budoucna.

Občanské sdružení (OS) s právní subjektivitou, založené dle zákona č. 83/1990 Sb., o sdružování občanů, mající ve stanovách za hlavní poslání ochranu přírody a krajiny (tedy i základní organizace ČSOP) je oprávněno:

(i) býti, na základě předchozí žádosti, **předem informováno** o zamýšlených zásazích a správních řízeních s možným dopadem na zájmy hájené zákonem na ochranu přírody a krajiny. Příslušný orgán státní správy (nejen orgány ochrany přírody, ale i stavební úřad) musí na základě této žádosti požadované informace poskytnout. Žádost je platná pouze na jeden rok (lze ji opakovat) a OS v ní musí specifikovat o jakých typech záměrů či správních řízení, resp. v jakém území, chce být informováno,

(ii) **účastnit se správních řízení** ve věcech ochrany přírody. O těch je informováno podle předchozího bodu. Svůj zájem musí OS projevit formou písemné žádosti odeslané do osmi dnů od doručení oznámení o zahájení řízení. OS má také právo účastnit se správních řízení i v případě, že o nich předem informováno nebylo, resp. o informování nežádalo. Lhůta pro přihlášení je opět osmidenní, ale počítá se ode dne zahájení řízení (tím bývá obvykle datum doručení žádosti o zahájení řízení návrhatelem, např. investorem, u správního úřadu). Příslušný správní úřad

v tomto případě o zahajovaném správním řízení OS informovat nemusí (nebyla podána žádost, Miko et al. 2005).

Výjimky u zvláště chráněných území

Činnosti, které jsou v zákoně u jednotlivých typů ZCHÚ zakázané, jsou zákonem stanoveny v základních ochranných podmínkách, tj. zákazech společných pro určitý typ ZCHÚ. V případě PP i NPP je základní ochranná podmínka stanovena obecně jako zákaz změn, poškození nebo hospodářského využívání, které by vedlo k jejich poškození. V nejprísněji chráněných územích, kterými jsou národní parky (NP), PR a NPR je mj. zakázáno sbírat rostliny či odchyťávat živočichy, v NPR nebo první zóně NP nelze chodit mimo vyznačené cesty, ve všech typech ZCHÚ (kromě již zmíněných PP a NPP) je výslovně zakázáno záměrně rozšiřovat geograficky nepůvodní druhy rostlin a živočichů (ani toto rozšiřování povolovat).

V praxi to znamená, že studium většiny obojživelníků, založené na jejich odchytu ve výše zmíněných ZCHÚ, je zakázáno. Realizaci takových činností lze provádět pouze na základě výjimky podle § 43 zákona, která ovšem nenahrazuje udělení výjimky pro manipulaci se zvláště chráněnými druhy. V tomto případě je tedy nutno vlastnit výjimky dvě. V evidentním rozporu se zákonem je pak rybářské využívání vodních ploch ve většině ZCHÚ, zejména v případě intenzivních chovů s obsádkou amura, tolstolobika, sivena, pstruha duhového včetně vyšlechtěné formy kapra. Nelze očekávat tažení proti obhospodařování rybníků, nicméně lze tímto způsobem požadovat ochranu alespoň těch nejhodnotnějších biotopů, zejména mají-li být, např. v rámci velkolepého a necitlivě pojatého projektu odbahnění, „obnovovány“ (Box 15).

K udělování výjimek ze základních podmínek ochrany ZCHÚ dle § 43 je od novely zákona (květen 2004) ve všech případech (a pro všechny kategorie ZCHÚ) kompetentní vláda ČR. Není třeba zdůrazňovat komplikace s tímto opatřením spojené (zejména časová náročnost), nemožnost odvolání (výjimka je udělována usnesením vlády, nikoli rozhodnutím ve správním řízení) atp. Žádosti o výjimku jsou vládě předkládány prostřednictvím MŽP, přičemž veškeré zásahy a činnosti podléhající nutnosti povolení výjimky je vhodné předem konzultovat s jinak příslušným orgánem ochrany přírody (krajské úřady, správy CHKO), případně

si opatřit jejich stanovisko. Je nutno ještě jednou zdůraznit, že udělení výjimky dle § 43 nebo souhlas k činnostem podle bližších ochranných podmínek ZCHÚ (viz dále) neopravňují k manipulaci se zvláště chráněnými druhy, ale pouze k určité činnosti ve ZCHÚ.

Kromě základních ochranných podmínek ZCHÚ mohou být při jejich vyhlášení stanoveny ve zřizovacím předpisu (vyhlášce, nařízení) tzv. bližší ochranné podmínky. Na jejich základě jsou některé další činnosti vázány na souhlas orgánu ochrany přírody. Například odchyt živočichů nebo vstup do určitých částí území může být tímto způsobem omezen rovněž u CHKO, NPP či PP, kde jinak takový zákaz zákonem stanoven není. K udělení souhlasu jsou příslušné krajské úřady, správy CHKO a v případě NP, CHKO, NPR a NPP je to ministerstvo životního prostředí (MŽP – jeho územní odbory).

Kromě zvláštní územní ochrany je nutné upozornit na specifickou ochranu lokalit soustavy Natura 2000, tedy evropsky významných lokalit (EVL) a ptačích oblastí (PO). Ptačí oblasti jsou území se specifickým režimem ochrany (nejedná se o zvláště chráněná území ve vlastním slova smyslu). Nemají také stanoveny žádné základní ochranné podmínky (zákazy). V jednotlivých nařízeních vlády, kterými byly vyhlášeny, jsou však pro každou oblast uvedeny činnosti vázané na předchozí souhlas orgánu ochrany přírody. V ptačích oblastech s druhy vázanými na vodní prostředí je často vázán na souhlas vstup do litorálních porostů v období hnízdění, případně vstup do prostoru hnízdních kolonií atp.

8.1.2 Druhová ochrana

Tak jako se územní ochrana dělí na obecnou a zvláštní, stejným způsobem je v zákoně členěna i ochrana druhů. Lze říci, že režim ochrany se v obou případech výrazně liší. Zatímco v rámci **obecné ochrany druhů** jsou zákonem chráněny pouze populace a celé druhy, **zvláštní druhová ochrana** poskytuje poměrně přísnou ochranu i jednotlivcům. Celá situace je o něco komplikovanější, zejména v praktickém uplatňování obecné ochrany (viz níže).

OBECNÁ OCHRANA DRUHŮ chrání populace i druhy a dokonce i ekosystém, jehož jsou součástí. Pokud by měl být porušen zákon, je třeba

buď zničit celou populaci nebo ohrozit konkrétní druh, případně zničit celý ekosystém. Pokud např. provedeme úpravu nádrže v době, kdy dochází k rozmnožování čolka dunajského a zničíme zároveň všechny snůšky (vajčka, larvy) včetně „určité části“ dospělců, pak se rozhodně jedná o protiprávní jednání. V případě více rozšířených druhů s početnými populacemi, popř. složitější populační strukturou, je toto posouzení mnohem složitější. Je třeba si uvědomit, že k zániku populace může dojít i tím, že snížíme její velikost pod hodnotu, kterou je minimální efektivní velikost populace (Kap. 5.2). Pokud chceme číslo, pak jde zpravidla o 500 až 5000 rozmnožujících se jedinců, přičemž se rozhodně nejedná o univerzálně platné hodnoty a pro většinu druhů je vlastně neznáme (Přimack et al. 2001). V praxi bývá velmi obtížné posoudit, zda-li jsme tuto hranici překročili či nikoliv. Oboživelníci navíc zpravidla fungují v rámci dílčích populací, mezi kterými dochází k nějaké výměně jedinců (metapopulace, Kap. 5.3), čili i taková zdánlivě triviální otázka jako „Jak vlastně definovat konkrétní populaci“ je téměř neřešitelný problém. Obecná ochrana druhů je v tomto směru logicky téměř bezzubá a je schopna řešit pouze zcela jasné případy (existují-li), jako třeba výše popsany s čolkem dunajským (za předpokladu, že daná vodní plocha byla dostatečně izolovaná od dalších na to, aby někoho nenapadlo uvažovat, že zdecimovaní jedinci v podstatě tvoří pouze část celé metapopulace). V případě posouzení ohrožení celého druhu je situace ještě komplikovanější. Každý druh je tvořen nejméně jednou, ale zpravidla více různě velkými populacemi. O tom, zda-li bude druh ohrožen či nikoliv, rozhoduje i razance zásahu v poměru k velikosti areálu druhu, resp. k celkovému počtu jedinců. Představa, že orgán státní správy (na úrovni obce s rozšířenou působností) zodpovědně řeší všechny tyto otázky, je pochopitelně nereálná. Možná by pomohla právní definice populace (proč ne, když pojmy jako biotop či ekosystém v zákoně definovány jsou), která by ji alespoň pro účely práva stvořila do podoby uchopitelné. Za současného stavu, má-li legislativní obecná ochrana populací a druhů fungovat v praxi, děje se tak zpravidla oklikou – prostřednictvím ochrany jejich biotopů.

Situace není tak zlá, jak na první pohled vypadá. Součástí obecné druhové ochrany je mj. povinnost všech (právnických i fyzických osob) počínat si při provádění zemědělských, lesnických a stavebních prací, při vodohospodářských úpravách (což bohužel není možné vztahovat na manipulaci na vodních dílech dle schválených manipulačních řádů),

v dopravě a energetice tak, aby nedocházelo k nadměrnému úhynu živočichů nebo ničení jejich biotopů, kterému lze dostupnými prostředky zabránit. Zde je pouze otázkou co považovat za nadměrný úhyn nebo ničení. Dále, podle souvisejících předpisů, konkrétně zákona na ochranu zvířat proti týrání, je za protiprávní (a sankcí postižitelné) považováno zabití jedince jakéhokoliv obratlovce (Kap. 8.2). I když to s obojživelníky nesouvisí, je vhodné poznamenat, že v rámci obecné ochrany existují „privilegované“ taxony (ptáci), které zde požívají ochrany na úrovni té zvláštní – tedy ochrany jedinců.

Ochrany obojživelníků se může dotýkat též ustanovení zákona řešící záměrné rozšiřování geograficky nepůvodních druhů. Může jím být i vysazování nepůvodních druhů ryb se všemi následky (Kap. 4.4), což je bez povolení příslušného orgánu ochrany přírody zakázáno. Porušení zákona ovšem nemůže být potrestáno sankcí (vyjma většiny ZCHÚ, kde je toto definováno jako základní ochranná podmínka), neboť v seznamu činností považovaných za přestupky tato skutková podstata absenteje.

ZVLÁŠTNÍ DRUHOVÁ OCHRANA – téměř všechny druhy našich obojživelníků náleží mezi druhy zvláště chráněné (ZCHD). Jejich výčet je uveden v Příloze č. 3 vyhlášky č. 395/1992 Sb., novelizované vyhláškou č. 175/2006 Sb., kterou došlo k celé řadě změn v zařazení druhů do jednotlivých kategorií ohrožení (Příloha č. 2). Zvláště chráněné živočichy nelze podle zákona chytat, chovat v zajetí, rušit, zraňovat, usmrcovat atp., což se týká i všech záchranných transferů a metod studia, při kterých dochází k jakékoliv manipulaci se ZCHD (stačí již odchyt do ruky, podběrákem atp.). Výše uvedené činnosti jsou tak vázány na udělení výjimky.

Výjimky pro manipulaci se zvláště chráněnými druhy

Existence příslušných výjimek by měla být nezbytnou podmínkou každé akce, kde se s manipulací se ZCHD počítá, tedy i řady projektů v rámci programu „Ochrana biodiverzity“. Kompetentními orgány pro udělení výjimky jsou místně příslušné krajské úřady (u druhů zařazených do kategorie ohrožených) a správy CHKO (u druhů kriticky a silně ohrožených, a to i mimo vlastní území CHKO). Na území velkoplošných ZCHÚ (NP a CHKO) jsou pro všechny kategorie kompetentními jejich správy. Žádost o udělení výjimky ze základních podmínek ochrany kriticky a silně ohrožených druhů může být podána u kterékoliv správy CHKO.

Ta žádost podstoupí správě místně příslušné podle vnitřního rozdělení působnosti jednotlivých správ (pro urychlení postupu je doporučeno toto vnitřní rozdělení respektovat – více informací na stránkách AOPK ČR <http://www.ochranaprirody.cz>).

Nakládání se zvláště chráněnými živočichy bez toho, aby byla předem povolena výjimka, je přestupkem (nebo i trestným činem – viz dále). V případě neplánovaných bezodkladných zásahů prováděných v zájmu živočichů (např. transfer jedinců z náhodně nalezené vysychající tůně) se však uplatňuje § 2 odst. 2 písm. b) zákona č. 200/1990 Sb., o přestupcích, podle kterého se za přestupek nepovažuje konání směřované k odvrácení nebezpečí, jež hrozí zájmu chráněnému zákonem (v tomto případě zvláště chráněnému živočichu), pokud jednáním nebyl způsoben závažnější následek než ten, který hrozil, a nebylo možné v dané situaci postupovat jinak.



BOX 15

ODBAHŇOVÁNÍ NÁDRŽÍ A LEGISLATIVA

Během úprav či odbahňování nádrže se téměř jistě nelze vyhnout kontaktu s legislativou, zejména zákonem na ochranu přírody. Jedná-li se o rybník, jde o významný krajinný prvek a nesmí dojít k narušení jeho funkcí. Často jsou vodní nádrže biotopem zvláště chráněných druhů živočichů i rostlin a část vodních ploch, s ohledem na jejich význam pro ochranu biodiverzity, podléhá zvláštní územní ochraně nebo je součástí ptačí oblasti či evropsky významné lokality (soustavy Natura 2000).

Z hlediska **druhové ochrany** se v případě výskytu zvláště chráněných druhů (ZCHD) mohou provádět zásahy, které by vedly k porušení základních ochranných podmínek stanovených zákonem pouze na základě udělených výjimek. Zákonem chráněn je i biotop ZCHD a jeho ochrana je uplatňována prostřednictvím zákazu škodlivě zasahovat do přirozeného vývoje. Udělení výjimky je tedy mj. nezbytné i za předpokladu, že se zde v době zásahu žádní jedinci ZCHD vyskytovat nebudou (ale vyskytují se zde např. v době rozmnožování) a zásah představuje negativní změnu pro jejich další přítomnost. V případě zjištění existence „pou-

ze“ obecně chráněných druhů, u nás jen skokan hnědý a čolek dunajský, je podle zákona nepřipustné při zásahu zničit populaci nebo ohrozit druh. Ohrožení (zranění, zabití) jednotlivců by za těchto okolností nebylo zpravidla přestupkem podle zákona na ochranu přírody a krajiny, nicméně je přestupkem v rámci zákona na ochranu zvířat proti týrání. Případným problémům se dá vyhnout vhodně provedeným a správně načasovaným zásahem, kterému předchází zoologický průzkum.

V rámci **územní ochrany** může být odbahňování zásahem do VKP ze zákona (jedná-li se o rybník nebo příp. zásah do údolní nivy či koryta vodního toku) i VKP registrovaného. Takový zásah může být proveden jen tak, aby nedošlo ke zničení krajinného prvku nebo ohrožení či oslabení jeho ekologicko-stabilizační funkce. K činnostem, které představují riziko takového zásahu, je nezbytné stanovisko orgánu ochrany přírody (na úrovni obce s rozšířenou působností). U zásahů ve zvláště chráněných územích je třeba výjimka, pokud je zásah v rozporu se základními ochrannými podmínkami (pro NP, CHKO, PR a NPR jsou uvedeny v zákoně). V případě PP a NPP je takový zásah zakázán, hrozí-li poškození nebo změna tohoto území (resp. předmětu ochrany). Konkrétní ZCHÚ mají dále stanovena ve vyhlášovacích dokumentech tzv. bližší ochranné podmínky, tedy činnosti vázané na předchozí souhlas příslušného orgánu ochrany přírody. Zde může být uvedeno i odbahňování, a to buď přímo nebo jako součást obecněji formulovaných potenciálně negativních činností.

Zákon dále ukládá investorům, kteří svým zásahem mohou ovlivnit zájmy jím chráněné, aby na svůj náklad zajistili provedení přírodovědného průzkumu a zhodnocení vlivů záměru na rostliny a živočichy. O nutnosti vypracování tohoto **biologického hodnocení** (BH) rozhoduje orgán ochrany přírody příslušný k povolení zásahu. Hodnocení pak slouží jako podklad pro rozhodnutí (není závazné). BH může provádět pouze osoba, která je držitelem autorizace získané na základě zkoušky odborné způsobilosti podle vyhlášky č. 468/2004 Sb., o autorizovaných osobách dle zákona o ochraně přírody a krajiny. Podobným způsobem je řešeno posuzování záměrů či koncepcí na lokalitách chráněných v zájmu Evropských společenství (Natura 2000).

Součástí rozhodnutí k zásahům do vodních nádrží a jejich následnému využívání by měl být podrobně řešen i způsob hospodaření (početnost a druhové složení rybích obsádek, harmonogram vypouštění, množství krmných dávek, zákaz či omezení hnojení a vápnění, atp.). Lze navrhnout účinná kompenzační opatření (Box 18). Používání krmiv, hnojiv nebo chemických prostředků včetně vápnění (tzv. látek škodlivých vodám) je podle § 39 zákona č. 254/2001 Sb. (vodní zákon) zakázáno a je možné pouze na základě výjimky povolené vodoprávním úřadem.

8.2 Souvislost s dalšími právními předpisy

Existuje řada dalších předpisů či oblastí práva, které se mohou ochrany obojživelníků a jejich prostředí dotýkat. Jde např. o **zákon** č. 99/2004 Sb., o **rybářství**, podle kterého jsou obojživelníci vodními organismy a jako takoví chráněni před zbytečným ohrožováním, zraňováním a rušením či poškozováním životních podmínek. Toto nařízení se týká všech osob, které nakládají s povrchovými vodami (blíže v zákoně). Užitečnou je zde rovněž právní definice rybníku, která u tohoto (i ostatních) VKP v zákoně na ochranu přírody a krajiny chybí (Box 13). Mocným nástrojem je **územní plánování**, vycházející ze zákona č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu (stavební zákon), kde se v podstatě rozhoduje o budoucí podobě krajiny. Příkladem může být začlenění požadavků na ochranu obojživelníků (a jiných organismů) při výstavbě komunikací (Kap. 9.3.1). Z dalších předpisů je to zejména trestní zákon, zákon na ochranu zvířat proti týrání a předpisy upravující obchodování s ohroženými druhy.

Trestněprávní ochrana přírody

Zde je třeba zmínit trestní zákon č. 134/2002 Sb., v platném znění, který poprvé v českých dějinách zakotvuje do právního řádu skutkové podstaty trestných činů, konkrétně § 181, odst. f) až h) „neoprávněné nakládání s chráněnými a volně žijícími živočichy a planě rostoucími rostlinami“ (Stejskal 2006). Chráněnými se myslí druhy uvedené v Přílohách

č. 2 a 3 vyhlášky a rovněž druhy chráněné dle zákona č. 100/2004 Sb., o obchodování s ohroženými druhy a nařízení Rady č. 338/97/ES, týkající se CITES. Kromě zákazu činnosti a peněžitého trestu je jednou z možných sankcí i **trest odnětí svobody**, v závažných případech až na 8 let. K trestnosti stačí spáchat trestný čin např. proti jedinému exempláři kriticky ohroženého druhu, který je uveden ve vyhlášce, nebo druhu přímo ohroženému vyhubením dle legislativy týkající se CITES. Narozdíl od jiných států (Německo, Rakousko) je však trestní právo na úseku ochrany životního prostředí i ochrany přírody používáno nedostatečně (Stejskal 2006).

Ochrana zvířat proti týrání

Tuto problematiku řeší zákon č. 246/1992 Sb., na ochranu zvířat proti týrání, ve znění zákona č. 77/2004 Sb. Ten **definuje zvíře** jako obratlovce chovaného v lidské péči i ve volné přírodě (vyjma plodů a embryí a také člověka). **Zakazuje týrání** zvířat a zároveň vymezuje činnosti, které lze za týrání považovat. Jejich přehled ve vztahu k ochraně obojživelníků a manipulaci s nimi podává Box 16.



BOX 16

MANIPULACE S OBOJŽIVELNÍKY A ZÁKON NA OCHRANU ZVÍŘAT PROTI TÝRÁNÍ

Za činnosti s potenciálním konfliktem s výše zmíněným zákonem (tedy za týrání) lze při nesprávně prováděné ochraně obojživelníků, případně manipulaci s nimi, považovat dle § 4 zákona č. 246/1992 Sb., na ochranu zvířat proti týrání:

(i) chování zvířat v nevhodných podmínkách nebo tak, aby si sama nebo vzájemně ubližovala – k tomu může docházet u transferů při dlouhých intervalech výběru pastí nebo nevhodných termínech jejich vybírání, v důsledku malého množství nádob a značného počtu zvířat v nich a díky nevhodným podmínkám v odchytových nádobách (vystavení přímému slunci, bez možnosti úkrytu a vlhkého prostředí),

(ii) bezdůvodné vyvolání stresových vlivů nebo provádění chirurgických zákroků – zvířata mohou být stresována častým

rušením a nevhodnou metodou studia; chirurgickými zákroky se myslí invazní způsoby značení jedince (stříhání prstů, umístování čipů a jakýchkoliv značek do těla či jako součást jeho povrchu). Ze souvislosti vyplývá, že aby mohl příslušný orgán ochrany přírody udělit výjimku pro obdobné značení zvláště chráněných druhů podle zákona na ochranu přírody, je nezbytné nejprve splnit podmínky zákona na ochranu zvířat proti týrání,

(iii) zacházení se zvířetem včetně přepravy, které způsobuje nepřiměřenou bolest, utrpení a poškození zdraví včetně fyzického vyčerpání – lehce se může stát u transferů při nevhodné přepravě „zachraňovaných“ obojživelníků (ohrožení dehydratací, přeprava zvířat v chlorované vodě). Nejvíce ohrožena jsou vývojová stádia, která ovšem zvířaty podle tohoto zákona nejsou. V případech zvláště chráněných živočichů je ale ničení nebo poškozování vývojových stádií porušením zákona o ochraně přírody a krajiny,

(iv) označování zvířat vymrazováním či výzehem – jde o metody rovněž používané při značení obojživelníků, přičemž za traumatizující je považováno zejména vypalování (Joly & Miaud 1990).

Výjimkou při provádění těchto aktivit jsou situace spojené s naléhavou potřebou záchrany zvířat a činnosti prováděné podle schváleného plánu pokusů. U druhé z těchto možností jsou k těmto zákrokům oprávněni pouze lékaři, veterinární lékaři a osoby s jiným vysokoškolským vzděláním biologického směru, kterým bylo uděleno osvědčení příslušným orgánem ochrany zvířat (ústřední veterinární komisi) na základě školení a úspěšného absolvování zkoušky. V případech naléhavé potřeby ochrany zvířat, kterým záchranný transfer pravděpodobně bude, je ovšem přinejmenším nesmyslné, aby jejich ochrana probíhala způsobem, který tato zvířata poškozují. Pokud by se prokázalo, že záchranná akce přinesla ve srovnání s nulovou variantou (tedy jejím neprovedením) větší škody, pak právní postih v rámci tohoto zákona rozhodně nelze vyloučit, nehledě na zákon o ochraně přírody, event. trestní zákon. Zda se v případech záchranných transferů dostáváme do střetu se zákonem či nikoliv, bude velmi záležet na ohleduplném přístupu k zachraňovaným zvířatům a vlastnictví příslušných výjimek.

Předpisy na ochranu ohrožených druhů při obchodování s nimi (CITES)

Cílem příslušných právních předpisů (mezinárodní úmluva CITES, evropské předpisy a naše legislativa, tedy zákon č. 100/2004 Sb., o obchodování s ohroženými druhy) je regulace mezinárodního obchodu s ohroženými druhy, resp. jedinci těchto druhů, a zabránit tak jejich vyhubení (Stejskal & Vilímková 2005). Ve vztahu k zákonu č. 114/1992 Sb. upravuje tento předpis podmínky dovozu a vývozu zvláště chráněných druhů organismů z Příloh č. 2 a 3 vyhlášky (formou dovozního, resp. vývozního povolení MŽP). V praktické ochraně obojživelníků se tedy do konfliktu s tímto zákonem pravděpodobně nedostaneme. Prokázání původu zvláště chráněných druhů organismů a organismů chráněných mezinárodními úmluvami v rámci chovu, dopravy, prodeje atp. řeší zákon na ochranu přírody.

9. Praktické možnosti ochrany obojživelníků

9.1 Budování nových stanovišť

Budování tůní a vodních nádrží patří bezesporu k neúčinnějším opatřením na ochranu obojživelníků. Není tajemstvím, že obojživelníci se během roku vyskytují v různých typech biotopů, přičemž praktická ochrana se soustřeďuje téměř bezvýhradně na **vodní plochy**. Vodní prostředí je totiž v krajině snáze uchopitelné – i ta největší nádrž má své břehy. Vodní biotopy jsou dále nepostradatelné pro reprodukci, navíc období rozmnožování je vlastně jedinou částí roku, kdy se obojživelníci v krajině významněji shlukují (a jsou tak nápadnější). Po zbytek roku pro většinu lidí z krajiny zmizí. Informace o významu jednotlivých typů **suchozemských biotopů** pro obojživelníky však existují. Přesto je i v této metodice věnováno mnohem více prostoru právě vodnímu prostředí (výjimkou budiž Kap. 9.4.4). Význam propojení vodních i suchozemských stanovišť, tedy prostupnosti krajiny pro obojživelníky, byl v textu zmíněn již několikrát (Kap. 5.3 a 5.4).

Pustíme pro tuto chvíli terestrické biotopy k vodě a věnujme se právě jí. Pro podporu populací obojživelníků lze budovat velmi rozmanité vodní plochy, od těch nejmenších, na které nám stačí krumpáč a lopata (Obr. 7 a 8), až po soustavy tůní různých tvarů a velikostí. Přehledně je tato problematika popsána v publikaci Mikátové & Vlašína (2002). Proto zde uvádíme pouze některé nesouvislé postřehy související s touto aktivitou. Zásadní otázkou před prvním kopnutím do země je **výběr vhodného místa a vlastností nádrže** (tvaru, hloubky atp.). Co se výběru místa týče, existuje jednoduchá odpověď, ovšem pouze v obecnějším pojetí. Nádrž by měla být pro obojživelníky (dospělce i metamorfované jedince) dosažitelná. Měli bychom tedy vědět, jak daleko migrují (Box 9 a 10) a co je pro ně v krajině neprostupnou bariérou (Kap. 4.1 a 5.3, Box 9). Současně by to mělo být místo, kde se voda při běžném průběhu počasí vyskytuje po celé období rozmnožování (včetně vývoje larev). Zcela univerzální vhodné vlastnosti nádrží neexistují, a tak podobu vodních

ploch určuje (nebo by alespoň měl) výběr druhu, popř. druhů, které tímto chceme podpořit. Znalosti stanovištních nároků jednotlivých druhů jsou tedy pro jejich ochranu klíčové a taky šetří dost peněz (Kap. 9.4.2).



Obr. 7 a 8: Drobné tůň lze poměrně snadno vyhloubit ručně. Na prvním snímku patrné použití fólie na propustném podloží s nízkou hladinou podzemní vody. Po velmi krátké době se vodní ploška stane nedílnou součástí lokality, vyhledávanou řadou bezobratlých i obratlovců (foto Martin Šandera).

Kam s tůněmi?

Vhodnými kandidáty na místa vytvoření drobných tůní v krajině jsou zejména:

- podmačené nivy vodních toků a obecně plochy s vysokou hladinou podzemní vody, jako např. zamokřené louky a luční lada, zrašelinělé plochy,
- prameniště (luční, lesní) – při budování tůní v prameništích je třeba zohlednit, zda vybudováním tůně nezničí mnohem cennější biotop,
- místa s nepropustným podložím, jako jsou opuštěné lomy, hlinovny, pískovny se skalnatým dnem,
- těsné okolí vodních nádrží (tůně jsou pak syceny zvýšenou hladinou podzemní vody, udržovanou díky existenci vody v nádrži),
- husté zazemněné litorály vodních nádrží – jedná se o specifickou situaci, kdy dochází k zazemňování sublitorálu; místo celkového odbahnění nádrže a rekonstrukce litorálních porostů lze v těchto částech rybníků zbudovat soustavy různě hlubokých tůní.

... a kam raději ne?

- tam, kde obojživelníci nežijí a ani teoreticky žít nemohou – díky izolaci či absenci vhodných terestrických stanovišť,
- na místa nebezpečná člověkem, např. v sousedství frekventované komunikace (obzvláště se zimovištěm za ní), na lokality ohrožené kontaminací, změnou využívání pozemků (zástavba) atp.,
- všude, kde nelze za normálních podmínek zajistit přítomnost vody po celou reprodukční sezónu – hrozí zde budování pastí, kdy do atraktivního prostředí tůně naplněné po jarním tání sněhu naklade vajíčka celá místní populace obojživelníků, jejichž larvy posléze v důsledku vyschnutí tůně uhynou,
- na lokalitách, kde by došlo ke střetu jiných zájmů ochrany přírody (např. zničení orchidejové louky za účelem vybudování tůně pro rozmnožování obojživelníků by bylo nepřijatelné).

Vhodné vlastnosti tůní

Na úvod s dovolením jedno moudro – můžeme-li si vybrat, je lepší **více menších rozmanitých tůní než jedna jakkoliv rozsáhlá** (přílišná velikost a hloubka bývá naopak překážkou, viz níže). Různorodost prostředí

podporuje druhovou diverzitu a kromě toho je celá lokalita lépe chráněna proti negativnímu působení vnitřních i vnějších vlivů (Kap. 5.2). Aby zemní tůň skutečně mohly sloužit jako vhodné stanoviště pro obojživelníky, měly by splňovat následující **parametry** (blíže Mikátová & Vlašín 2002):

- **členitost břehů a hloubková diverzita** – tůň by měla obsahovat jak mělké partie s rychle se prohřívající vodou a litorály, tak hlubší a v zimním období nepromrzající místa, vhodná k zimování některých druhů,
- **pozvolné svahy** tůně a plynulý přechod na souš,
- **dostatečné oslunění** – zastíněné tůně s chladnou vodou tolerují jen některé druhy (např. čolek horský, skokan hnědý); není od věci udržovat různorodost i v tomto směru,
- **nehodnost pro chov ryb** – zarybnění lze s vyšší pravděpodobností zabránit menší velikostí vodní plochy, absencí vypustního objektu a malou hloubkou omezující přezimování ryb; vyšší šance na zarybnění (i zanášení) mají též průtočné tůně.

Způsoby budování tůní (dle Mikátové & Vlašína 2002)

Obecně platí, že je nezbytné volit takovou metodu, kterou okolí zdevastujeme co nejméně. Zvláštní opatrnosti je třeba na lokalitách ochrannářsky zajímavých i z jiných důvodů (např. botanicky či entomologicky hodnotná území). Materiál z výkopu zejména větších tůní je třeba odvézt, v případě budování tůňek ve svahu jej lze použít na vytvoření hrázky. Dle finančních prostředků, dostupnosti terénu, technického zabezpečení a s ohledem na vlastní biotop i legislativu je možné (i) **kopání** – ruční nebo s pomocí techniky, (ii) použití **trhavin**, (iii) **přehrazení toku** (nelze bez předchozího posouzení vhodnosti, abychom např. neohrozili minimální stanovený průtok či zároveň nevytvořili migrační bariéru pro vodní organismy) a (iv) **pomocí těžké techniky** – rozježděním podmačených ploch vznikají soustavy zaplavených kolejí a mělkých tůní, které jsou pro některé druhy obojživelníků velmi atraktivními místy. Takto lze po vzoru činnosti ve vojenských újezdech vytvářet celé vhodné biotopy např. pro kuňky, čolky, ropuchy krátkonohé a r. zelené. Za přijatelný následný management těchto lokalit lze považovat občasný motokros, autokros, pojezdy lesní techniky atp. (samozřejmě ve vhodných obdobích).

Pro obojživelníky mohou být zajímavé také „mokré“ **poldry** o malé hloubce (cca do 50–70 cm), budované v rámci protipovodňových opa-



Obr. 9 a 10: Zazemněná tůň před (nahore) a po zásahu (dole) lehké techniky.
CHKO Kokořínsko (foto Roman Rozínek).

tření. Takovéto lokality budou po většinu své existence fungovat jako mokřady nevhodné pro přežívání ryb, a tudíž vhodné pro obojživelníky i jiné vodní živočichy.

9.2 Odbahňování a obnova vodních ploch

Odbahňování a obnova dlouhodobě nevyužívaných vodních ploch prodlužují existenci a funkce nádrží. Šetrně provedené odbahnění snižuje jejich úživnost, mění strukturu litorálních porostů a iniciuje nárůst druhové diverzity i početnosti populací rostlin a živočichů. Na druhou stranu nesprávně provedené zásahy mívají negativními dopady na vodní a na vodním prostředí závislé organismy včetně obojživelníků. Důvodem bývají např. nevhodné termíny úprav, nevhodné tvary a svahování nádrží, plošná likvidace litorálu, následná intenzifikace chovu ryb (blíže Kap. 4.4.2). Jinými slovy zda-li budou mít tyto akce na daný ekosystém vliv negativní, neutrální nebo naopak pozitivní, závisí především na způsobu přípravy a realizace prací a na následném využívání nádrže.

Průzkum lokality, příprava

Plánovanému zásahu by měl vždy předcházet podrobný batrachologický průzkum. Podmínkou je vypracování ve vhodném termínu a s dostatečným předstihem, aby jeho výsledky mohly být zohledněny v následujících krocích, event. projektové dokumentaci. Průběh a způsob provedení prací je třeba přizpůsobit nárokům zjištěného druhového spektra (nejen) obojživelníků (např. rozsahem a podobou budoucího litorálního pásma, ponecháním případných bezzásahových zón, výběrem kompenzačních opatření, stanovením podrobného harmonogramu prací). Zároveň je vhodné již v této fázi disponovat patřičnými výjimkami z ochranných podmínek zvláště chráněných druhů živočichů – případné podmínky jejich vydání tak mohou být zakomponovány do projektové dokumentace. Výjimek je rovněž třeba ve zvláště chráněných územích; při zásahu do VKP je nezbytné stanovisko příslušného orgánu ochrany přírody (Kap. 8.1.1).

Harmonogram prací

Primárním a současně velmi závažným negativním faktorem je vypuštění nádrže, zejména jeho termín. Ve vztahu k životnímu cyklu obojživelníků existují během roku termíny přijatelné až zcela nepřijatelné, jimiž jsou zejména období rozmnožování, popř. zimování.

Období rozmnožování, tj. období zahrnující páření, kladení snůšek a vývoj larev, se odehrává většinou během jarních a letních měsíců. Konkrétní perioda ovšem závisí na druhovém složení, průběhu počasí v daném roce, charakteru nádrže (hloubka, oslunění, úživnost), místních podmínkách (nadmořská výška, teplota vody). Veškeré práce je možné provádět pouze mimo toto období.

Období zimování se týká druhů zimujících ve vodě na místech rozmnožování (např. skokan skřehotavý, částečně i s. štíhlý, s. zelený a čolek velký, v menších počtech zimují ve vodě všechny naše druhy čolků). V závislosti na místních podmínkách a aktuálním průběhu počasí nastupuje hibernace obojživelníků již během října (někdy však již během září). Přesný termín zahájení prací musí být vždy stanoven odborníkem. Odbahňování nádrží sloužících k zimování obojživelníků lze provádět několika způsoby. Je-li v blízkosti vodní plochy další vhodné zimoviště, postačí nádrž vypustit před začátkem zimování obojživelníků. Ti jsou nuceni vyhledat stanoviště náhradní. Náhradní biotop lze také ještě před vlastním vypuštěním nádrže vytvořit. Pokud ani toto není možné, je třeba buďto použít jiné technologie (např. sací bagr, Box 17) nebo od záměru upustit. Podobným způsobem budeme postupovat, jestliže se na lokalitě vyskytují druhy, které se zdržují ve vodě nebo v její těsné blízkosti po celou aktivní periodu (kuňky, vodní skokani).

Nutno zdůraznit, že při odbahňování a obnově nádrží nelze použít odchyt a následný transfer obojživelníků coby univerzálního kompenzační opatření či ještě hůře jako alibi pro nevhodné zásahy do biotopu (blíže Kap. 9.4.3).

Zásahy delší jedné sezóny obvykle znamenají opravu hráze nebo odbahnění nádrže, kdy díky její rozloze nebo množství sedimentu nelze zásah stihnout do počátku reprodukčního období. Dle místních podmínek buďto zamezíme obojživelníkům přístup do upravované nádrže pomocí dočasných bariér, případně nasměrujeme jejich tah na jiné reprodukční stanoviště (vhodnější postup) nebo tento transfer provedeme sami. Při absenci náhradní lokality je vhodné částečné napuštění nádrže. Řešením

je rovněž vytvoření tůní v okrajových částech nádrže či satelitních tůní v jejím okolí. V době rozmnožování obojživelníků by nemělo docházet k jejich likvidaci v průběhu prací. Znamená to přerušení prací po dobu rozmnožování, a to přinejmenším v prostoru náhradních tůní a jejich okolí (Mikátová, nepublikováno). Alternativou je odstoupení od odbahňování nebo použití technologií nevyžadujících vypuštění nádrže (Box 17).



BOX 17

SACÍ BAGR COBY ALTERNATIVNÍ ŘEŠENÍ ODBAHNĚNÍ NÁDRŽE

Výhodou této technologie je bezesporu odbourání jednoho z rizikových momentů odbahňování nádrží, a to jejich vypouštění. Sediment je navíc odsáván bez nadměrného víření a uvolňování živin, příp. kontaminantů do vody, neboť bahno je plovoucím potrubím dopravováno přímo na břeh. Okolí je také mnohem méně obtěžováno a poškozováno nadměrným hlukem, pojezdy těžké techniky atp. (Petříček 1999). Ani při použití sacího bagru není možné odstraňovat sedimenty z mělkých litorálních partií v době reprodukce obojživelníků, popř. tam, kde se vyskytují druhy zdržující se ve vodě po celou sezónu. Stejně tak není přípustné odsávat sedimenty v době zimování obojživelníků ve vodním prostředí.

Morfologie upravované nádrže, litorály

Velmi důležité je zachování, popř. vytvoření podmínek pro vznik kvalitního a dostatečně rozsáhlého litorálního pásma s určitými parametry: (i) **plocha sublitorálu** (standardně zatopená mělká pobřežní zóna) v optimálním případě 20 – 25 % výměry nádrže (samozřejmě možno i více); (ii) **sklon sublitorálu** alespoň 1:10 (pokles 10 cm na 1 m délky), lépe pozvolnější, a to až do hloubky 60–80 cm. U velkých nádrží je třeba pro dosažení požadovaných litorálních ploch buďto zvolit pozvolnější sklon dna nebo pokračovat po dosažení navrhované hloubky jednotně hlubokým „platem“. To může být směrem do nádrže příkřeji ukončeno, aby bylo zabráněno dalšímu zarůstání. Takové řešení zároveň před-

stavuje vhodný kompromis mezi požadavky na ochranu obojživelníků a rybářským využíváním nádrže; (iii) **sklon navazujících částí litorálu** velmi pozvolný (minimálně 1:15 a více) – pro plynulý přechod na souš, nepřípustné je vyhrnutí sedimentů do okrajových partií nádrží a jejich ponechání ve formě valů; (iv) **expozice litorálu** – pro zajištění dostatečného oslunění je nejlépe zajistit jeho obnovu/ponechání v jižně exponovaných částech nádrží.

U vodních ploch, kde morfologie terénu neumožňuje vznik mělčin (např. hluboká údolí), záleží další postup na způsobu jejich využívání. U nezarybněných nádrží lze při vysoké průhlednosti vody předpokládat rozvoj vodní makrovegetace, která do značné míry nahradí funkci litorálních porostů a částečně i mělčin. Nad souvislými zárosty vodních rostlin se vytváří zóna s dobře prohrátou vodou. V případě intenzivního chovu ryb k rozvoji vyšších vodních rostlin zpravidla nedochází (zákal, mechanická likvidace atp.). Nejvhodnější je proto vytvořit jakýsi mělký prsteneček kolem části obvodu nádrže umožňující alespoň rozvoj sublitorálních porostů.

Co s ním, s litorálem?

Existují dvě základní varianty, a to ponechání bez zásahu nebo odstranění porostů a jejich následná obnova. Obě varianty lze s úspěchem kombinovat, tj. lze ponechat část porostů bez zásahu, přičemž zbytek je odstraněn za vytvoření vhodných podmínek k jejich obnově v žádoucím rozsahu. Přístup ke stávajícím litorálním partiím odbahňovaných nádrží v zásadě závisí na jejich biologické kvalitě, stupni jejich zazemnění a na způsobu využívání nádrže (zejména na charakteru zarybnění).

Litorál **bez zásahu** ponecháme u biologicky kvalitních porostů nádrží s nízkým stupněm zazemnění. Vhodný je tento postup u produkčních nádrží s chovem starších věkových kategorií ryb (zejména kaprů) a všude tam, kde nelze zaručit alespoň přechodná opatření vedoucí ke snadné obnově a stabilizaci litorálních porostů (viz níže). **Rekonstrukci** litorálů lze doporučit u biologicky nekvalitních nebo silně zazemněných nádrží. Podmínkou je, aby do stabilizace nových litorálních porostů byl přechodně omezen nebo úplně vyloučen chov ryb. Pokud toto není možné, je třeba v okolí vybudovat satelitní tůň vhodných parametrů nebo rybám nepřístupné laguny. Tento typ kompenzačních opatření má, na rozdíl od transferů, mnohem univerzálnější využití.

Následný management

Zejména v případech, kdy je větší část litorálních partií nádrže obnovována, je nutné nádrž ponechat po určitou dobu (nejlépe 2–3 roky) zcela bez rybí obsádky, popř. s obsádkou silně redukovanou. Toto období je nutné k vytvoření a stabilizaci litorálních porostů (týká se i nově budovaných vodních nádrží). Lokality s hojným výskytem obojživelníků by měly být i po tomto období využívány vždy jen takovým způsobem, který by neměl na jejich populaci negativní vliv. Hospodaření na vodní ploše (početnost a druhové složení obsádek, intenzita chovu, režim vypouštění) je možné pouze s ohledem na přítomné organismy. Mimo snížení rybí obsádky je řešením vytvoření satelitních tůň nebo pro ryby nepřístupných lagun (Box 18). Reálně bude v lepším případě režim hospodaření kompromisem mezi zájmem investora a požadavky na ochranu organismů a jejich biotopů. Při dodržení postupů navrhovaných v této kapitole a realizaci kompenzačních opatření lze oba zdánlivě neslučitelné zájmy skloubit a takovýto režim zahrnout do manipulačního řádu nádrže. Ostatně nevhodně provedené zásahy mohou vést ke konfliktu se zákonem a následným sankcím.



BOX 18

KOMPENZAČNÍ OPATŘENÍ SPOJENÁ S OBNOVOU VODNÍCH PLOCH

Transfery jsou jako kompenzační opatření při odbahňování a jiných úpravách nádrží přinejmenším diskutabilní (Kap. 9.4.3). Jsou v podstatě až tou poslední variantou, což je potvrzeno i seriózními vědeckými výzkumy, např. na základě monitoringu desítek záchranných akcí čolka velkého ve Velké Británii (Edgar et al. 2005). Existuje přitom řada jiných a v praxi opomíjených možností, jak negativní vlivy úprav zmírnit. Zároveň jsou určitým kompromisem mezi požadavky na rybářské využívání nádrží a zachování vhodných podmínek pro existenci ostatních organismů včetně obojživelníků.

Budování satelitních a s vlastní nádrží nespojených zemních **tůň** v okolí stávajících rybníků je jedním z nich. Ovšem nevhodně vybudované náhradní reprodukční nádrže bez návaznosti na

okolní terestrické biotopy jsou v podstatě pastí. Je velmi pravděpodobné, že dospělci alespoň některých druhů si do nádrží cestu najdou a nevhodné prostředí v jejím okolí překonají. Metamorfování jedinci při svém návratu už nikoliv, což podtrhuje význam vhodných terestrických biotopů v okolí vodních ploch. Další možností je udržování a **podpora** rozvoje dostatečných ploch **litorálů** či **budování bariér** zabraňujících pronikání ryb do litorálních nebo jinak cenných partií nádrží. Může jít např. o mělce přeplavované valy oddělující litorální partie nádrže od zbytku vodní plochy. Výhodou je, že nebývají dotčeny jarním vypouštěním hlavní části vodní plochy.

Údržba drobných vodních ploch

V případě absence pravidelné údržby drobných tůní dochází k jejich zarůstání vegetací a následnému zazemnění. Cílená údržba může být nahraze-



Obr. 11: Drobná tůňka vytvořená pro podporu mloka skvrnitého potřebuje každoroční údržbu. K zazemňování spadným listím notně přispívají i místní zahrádkáři. CHKO Kokořínsko (foto Jiří Vojar).

na „neuvědomělým managementem“, např. disturbancí terénu kopytníky, pojezdy těžkou technikou ve vojenských výcvikových prostorech či v oblastech s těžbou dřeva. Životnost konkrétní tůně závisí na její velikosti a místních podmínkách. Zejména v údolních nivách eutrofních potoků a řek dochází k zániku během několika let. Naopak v horských polohách je tento proces výrazně pomalejší.

Vhodným managementem, a nejen u drobných ploch, je kosení litorálu (ne později než do poloviny června – do začátku metání květenství, později je opatření méně účinné, zimní kosení litorály naopak podporí, Petříček et al. 1999). V případě úplného pohlčení tůně litorálem je dobré jej z části mechanicky odstranit. Napadané listí je sice v menším množství vhodným úkrytem pro čolky a podporuje rozvoj planktonu, ve větším napomáhá tvorbě bahna a tůň se rychle zanáší. V takových případech stačí pomocí lopat, hrábí nebo rýčů silnou vrstvu listí ručně odstranit (nejlépe v období od poloviny září do poloviny října). Prospěšná je i částečná likvidace dřevin v okolí nádrže. Dojde tak k oslunění vodní plochy a prohřátí vody, zároveň se zamezí rychlému zanášení nádrže spadáním listím. Studánky, v nichž se vyvíjejí larvy mloků, je vhodné před napadáním listím ochránit dřevěnou stříškou.



Obr. 12: *Ropucha obecná je díky hromadným migracím na místa rozmnožování častou obětí automobilové dopravy (foto Martin Šandera).*

9.3 Ochrana obojživelníků v době tahu

Volba opatření, která mají zajistit ochranu obojživelníků v době jejich tahu přes komunikace, závisí především na druhovém složení a počtu ohrožených jedinců, frekvenci dopravy, charakteru komunikace, odborných, technických a finančních možnostech realizátora či investora. Na tomto místě je prezentován pouze stručný přehled používaných metod s případnými poznámkami, převážně dle publikace Mikátové & Vlašína (2002). Vybraným opatřením je věnována pozornost v dalším textu.

- opatření při přípravě a výstavbě komunikací
- evidence tahových cest
- dopravní značení s příp. omezením rychlosti
- dočasné uzavření silnic, objížd'ky
- odchyt zvířat na silnici (bez použití bariér)
- naváděcí a odchytová zařízení
- pořízení náhradního místa rozmnožování

9.3.1 Opatření při přípravě a výstavbě komunikací

Jde vlastně o preventivní opatření, kterými se snažíme zmírnit rizika organismů při jejich pohybu krajinou a překonávání migračních bariér, zejména komunikací. Řešení této problematiky by mělo být součástí všech stupňů investiční přípravy (Hlaváč & Anděl 2001). Navrhovaná řešení, tj. především frekvence a parametry migračních objektů, by měla respektovat druhové spektrum organismů, jejich způsob pohybu krajinou a konkrétní tahové cesty. Jde o velmi efektivní nástroj při výstavbě nových a opravách stávajících komunikací a jeho prosazování je zaručeno několika právními předpisy (viz níže).



BOX 19

HISTORIE MIGRAČNÍCH OBJEKTŮ

Historické kořeny ochrany migrujících zvířat a snahy o zabránění jejich střetům s automobily na silnicích se v Evropě datují do 70. let

minulého století. První podchod (tunel) s naváděcím zařízením byl vybudován v Nizozemí pro jezevce. V roce 1978 vzniká ve Francii první zpráva o technických nárocích na migrační objekty. Následné studie prokázaly, že zejména v první fázi byly stavěny převážně velikostně poddimenzované objekty, které nebyly živočichy využívány (Trocme 2006). V České republice se touto problematikou zabývá několik publikací autorského kolektivu RNDr. Anděla a Ing. Hlaváče (Hlaváč & Anděl 2001, Anděl et al. 2005, Anděl et al. 2006), kde je řešena problematika migrací zejména pro velké savce. Je však velmi pravděpodobné, že co je dobré pro velkého savce, bude dobré i pro obojživelníky. Samozřejmě za předpokladu správného umístění objektu v krajině a jeho úpravy.

Legislativní souvislosti

Plánovaná komunikace (a jakákoliv jiná stavba) vychází z územně plánovací dokumentace a v případě dopravní infrastruktury musí být v souladu se schválenou koncepcí rozvoje dopravy. Před zahájením stavebních prací je podle stavebního zákona u příslušného stavebního úřadu zahájeno **územní a stavební řízení**. V rámci územního řízení je u záměru s významnějším potenciálním vlivem na životní prostředí zahájeno **posuzování vlivů na životní prostředí** podle zákona č. 100/2001 Sb., ve znění zákona č. 93/2004 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí (proces EIA). Zároveň jsou posuzovány jednotlivé varianty (trasy) záměru. Příslušný orgán ochrany přírody (podle povahy záměru krajské úřady či MŽP) doporučí k realizaci variantu minimalizující škody na životním prostředí. Toto stanovisko je pro příslušný stavební úřad pouze nezávazným podkladem k územnímu rozhodnutí. V případě jeho nerespektování musí ovšem stavební úřad uvést důvody, pro které tak neučinil. Účastníky řízení jsou rovněž dotčené orgány státní správy a územní samosprávy (obce). V rámci procesu EIA je možno se v jeho jednotlivých fázích posuzování k záměru vyjadřovat.

Z hlediska praktické realizace ochranných opatření jsou nejdůležitějšími kroky při schvalování záměru výběr jeho varianty (koridoru) a návrh migračních objektů na základě **migrační studie** (Box 20). Velmi užitečnou etapou je následný monitoring funkčnosti realizovaných opatření (Kap. 9.4.2).



BOX 20 MIGRAČNÍ STUDIE

V rámci migrační studie je řešeno vlastní zajištění prostupnosti řešeného úseku návrhem na umístění migračních objektů vhodných parametrů a na vhodných místech. Migrační studii předchází detailní **zoologický průzkum** a víceúrovňové posuzování zájmového území (Hlaváč & Anděl 2001). Řešení prostupnosti území musí vycházet z nadregionálního, regionálního a lokálního posouzení a řešení s ohledem na navazující úseky komunikace.

Nadregionální posouzení hodnotí význam širší oblasti stavby z hlediska celorepublikového rozšíření a migrací zejména velkých savců, obojživelníků se tedy příliš nedotýká. Českou republiku můžeme z hlediska výskytu a migrací velkých savců rozdělit do několika kategorií významnosti území. Pro jednotlivé kategorie jsou zpracovány obecné zásady pro zajištění průchodnosti území (zejména doporučení týkající se frekvence a základních parametrů migračních objektů, Hlaváč & Anděl 2001). V rámci **regionálního hodnocení** se zpracovatel studie zabývá krajinnými souvislostmi do vzdálenosti několika kilometrů od plánované stavby, což pro obojživelníky znamená vytipování jejich významných biotopů, potenciálních migračních tras a problematických úseků. Zdrojem informací jsou zejména mapové podklady v měřítcích 1:50 000 až 1:10 000 s vyznačením ZCHÚ a ÚSES. Výsledkem této části migrační studie by měl být orientační návrh rozmístění migračních objektů. **Lokální posouzení** je již založené na detailním zoologickém průzkumu a sledování pohybu živočichů v zájmovém území (nalezení konkrétních migračních tras, cest za potravou, na místa rozmnožování atp.). Posuzovatel v této fázi navrhuje přesnou lokalizaci migračních objektů, jejich parametry a doprovodná opatření, jako např. svodidla, oplocení, výsadby.

Technická řešení

Návrh konkrétních technických opatření, jejich umístění a parametrů, by měl vycházet ze zoologického průzkumu a migrační studie hodnoceného úseku. **Migračními objekty** se rozumí samotné průchody (zejména podchody, propusti, tunely) a doprovodná opatření (oplocení, svodidla, doprovodná zeleň, odpuzovače, rušící prvky).

Obojživelníky mohou být za určitých podmínek využívány všechny typy migračních objektů. **Trubní a rámové propustky** jsou obvykle navrhovány k převádění trvalých i příležitostných průtoků srážkových vod (Obr. 13). Pokud nejsou trvale protékané, slouží často jako podchody pro zvířata do střední velikosti (lišky, jezevce, kuny či vydry). Vhodnější jsou rámové propustky, pro většinu jmenovaných taxonů o šířce a výšce cca 1,0x1,5 m, resp. 1,5 m v průměru u kruhových propustků. Existuje několik **zásad** při budování propustků: (i) propustky musí vyústovat vně oplocení kolem komunikace, (ii) jejich vyústění nesmí být pastí pro migrující živočichy (tedy žádné prohlubně a jámy s kolmými stěnami, u obojživelníků nesmí být případná bariéra vyšší než několik málo cm), (iii) vyústění by mělo být řešeno s využitím přírodních prvků (kameny, kmeny stromů, vegetace) sloužících zároveň jako kryt i naváděcí zařízení, (iv) propustky je nutno řešit v jednotném spádu, aby nevznikala zatopená místa a v případě převádění trvalých průtoků musí být zachován suchý pás země kolem obou stran koryta (Hlaváč & Anděl 2001). Obecně bývají jako vhodnější označovány propustky svrchu přístupné (Mikátová & Vlašín 2002). Výhody v podobě snížení rozdílů mezi mikroklimatem propustku a jeho okolím bývají smazány v případě vysoké dopravní intenzity. V otevřených profilech jsou migrující zvířata rušena hlukem i otřesy projíždějících automobilů a ohrožována škodlivými látkami (solí, těžkými kovy, prachem atp., Kolektiv 1995)

U **mostů** či rozměrnějších **podchodů** nebývají jejich rozměry pro obojživelníky limitující. Zásadní význam má úprava podmostí, jež by mělo být řešeno jako nebezpečné a s množstvím přirozených úkrytů (kameny, kmeny stromů, osázení nízkými dřevinami, přírodní úprava koryta toku atp., Hlaváč & Anděl 2001). Nevhodná úprava podmostí migrační potenciál živočichů výrazně snižuje.

9.3.2 Odchyt a transfer jedinců

Bariéry (zábrany) jsou jednou z nejčastěji používaných metod ochrany obojživelníků v době jejich tahu přes komunikace. Existuje několik typů bariér, které se od sebe liší funkcí (zábrany **naváděcí** a **odchytové**) a konstrukcí (zábrany **dočasné** a **trvalé**). V praxi jsou nejčastěji používány dočasné odchytové zábrany. Přitom užití jiných typů může být

v některých případech účinnější a z dlouhodobého hlediska i ekonomicky výhodnější.

Bariéry se budují nejčastěji podél komunikací. Před zahájením vlastních prací je nutné zajištění výjimky potřebné k manipulaci se zvláště chráněnými druhy obojživelníků, dále souhlas vlastníka dotčeného pozemku a Správy a údržby silnic. V případě kombinace zábran s dopravním značením je třeba kontaktovat příslušný dopravní inspektorát policie ČR (Mikátová & Vlašín 2002). Pokud umístíme bariéry ve zvláště chráněných územích, je vyžadována výjimka pro odchyt živočichů u NP, NPR a PR. U ostatních typů ZCHÚ může být tato činnost vázána na předchozí souhlas orgánu ochrany přírody (správy CHKO, MŽP či krajské úřady, Kap. 8.1.1).



Obr. 13: Příklad kompromisního řešení trubního propustku, který zvládá současné převádění trvalých průtoků středním profilem i případnou migraci menších obratlovců menšími a výše položenými profily na okrajích. Tento propustek slouží jako migrační objekt zejména pro skokany hnědé, reprodukcí nádrž je umístěna cca 200 m po proudu vodoteče. Funkčnost objektu by podpořilo částečné odstranění naplavených sedimentů. Karlovarská silnice v blízkosti Lubence (foto Jiří Vojar).

Bariéry dočasné – naváděcí

Použití – zejména na místech, kde je nějakým vhodným způsobem zajištěn dostupný podchod pro nasměrované obojživelníky, dále při úpravách nádrží – pro zamezení přístupu do upravované nádrže a k navedení zvířat do náhradního biotopu. **Finanční náklady** závisí na délce bariéry, v případě trvalého problému je dobré zvážit použití stálých zábran, které jsou z dlouhodobého hlediska levnějším řešením. Náklady zvyšuje také frekvence kontrol zařízení, neboť může docházet k jeho poškození nebo odcizení. Nedostatečná kontrola by mohla vést ke zprůchodnění bariéry a vstupu obojživelníků do vozovky. Částečné poškození bariéry může způsobit zvěř, poměrně často její funkci narušují také drobní hlodavci, kteří se pod bariérou podhrabávají. Je třeba si uvědomit, že je nutné ochránit i zpětný tah obojživelníků z místa rozmnožování. Ten není tak hromadný, ale probíhá pozvolna, trvá delší dobu a snáze uniká naší pozornosti. **Je tedy dobré postavit bariéru na obou stranách silnice.** Z nedostatku finančních prostředků se tak děje jen velmi vzácně. Je-li bariéra instalována jen na jedné straně, tedy k zachycení migrace do vodního prostředí, je nutné ji ihned po ukončení záchranné akce odstranit. Jinak vracející se obojživelníci budou nuceni zdržovat se v blízkosti silnice, čímž se riziko jejich přejetí značně zvyšuje.

Materiál a instalace – volba vhodného **materiálu** pro stavbu zábran je nesmírně důležitá – ovlivňuje nejen výši potřebných finančních prostředků, ale nevhodný materiál může činit problémy při instalaci nebo je překonáván obojživelníky. Je proto nutné, aby byla použita hladká a plná fólie. Děrované materiály či armovací fasádní mřížka (Perlinka) nejsou dostatečnou bariérou zejména pro čolky a rosničky. V SRN a Rakousku se používají zelené jutové děrované pásy, které mají na jednom okraji lem, jenž by měl bránit přeлезení. Při kontrole materiálu však bylo zjištěno, že dochází k prověšení pásů a slehnutí lemů. Výška zábrany by měla být nejméně 40–50 cm, v případě výskytu skokana štíhlého, který dobře a vysoko skáče, je nutné použít vyšší materiál, nejméně 60 cm. Jako opora pro fólii poslouží obyčejné dřevěné kolíky, umístěné z opačné strany, než probíhá tah. Kovové tyčky nebo silné dráty bývají často odcizeny. Fólie je ke kolíkům přichycena hřebíčky, napínáčky nebo nastřelována sponkami s tím, že horní okraj je volný a ohne se proti směru tahu a vytvoří tak těžko překonatelný oblouk. Aby vítr volný okraj nenarovnával, je vhodné jej v místě ohybu přichytit ke kolíku. Nevhodné jsou

i desky z různých materiálů, např. eternit, dřevo nebo sklo. Velmi snadno může dojít k jejich poškození nebo zcizení. Spodní okraj fólie musí být zahnut proti směru tahu a řádně přihrnut zeminou nebo zapuštěn v dostatečné hloubce (min. 10 cm) do předem vytvořené rýhy v terénu (vhodné např. v jílovitých půdách).

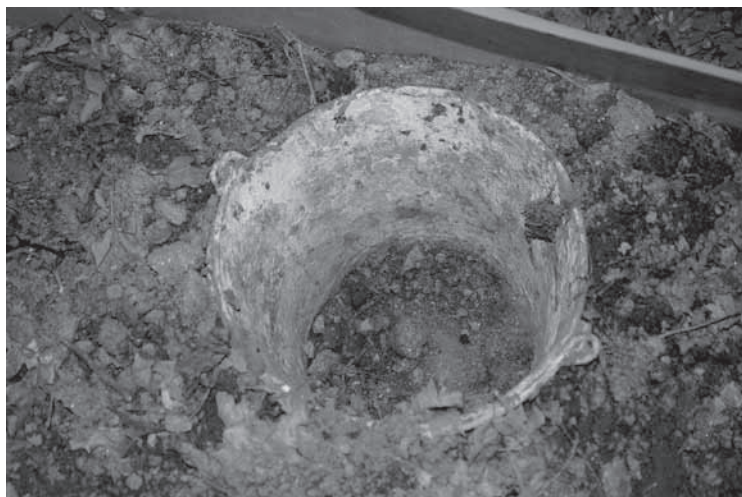
Výběr vhodného místa a délka zábrany jsou klíčovými momenty. Příliš krátkou bariéru obojživelníci snadno obejdou, dlouhá je zbytečně nákladná. Ještě důležitější než délka, je umístění zábran. Nezbytná je znalost místa nejsilnějšího tahu a celého v rámci tahu využívaného prostoru. V opačném případě je dobré se obrátit na místní znalce.

Bariéry dočasné – odchyty

Použití – na místech, kde chceme zabránit vstupu obojživelníků, ale nemáme možnost jedince nasměrovat do migračního objektu (podchodu, nezatopené propusti pod silnicí atp.). Další možností využití těchto bariér je úprava nádrže. Zvířata v tomto případě odchytíme a přeneseme na náhradní místo. Tyto transfery bývají orgány ochrany přírody ukládány jako kompenzační opatření (Kap 9.4.3). **Náklady** na celou akci jsou relativně vysoké, vzhledem k nutnosti nepřetržité obsluhy, která kontroluje, vybírá a čistí pasti (odchytové nádoby), ale také udržuje celou bariéru v neprostupném stavu. Na vhodných úsecích je třeba zhodnotit, zda by nebyla výhodnější trvalá bariéra (viz dále).

Materiál a instalace – konstrukce i materiál vlastní bariéry je totožný jako u zábran naváděcích, doplněný o **odchytové nádoby**. Při jejich instalaci se dělá mnoho chyb, které snižují účinnost odchyty na minimum, přestože pracnost a finanční náklady zůstávají stejné. Jednou z nejčastějších je špatné **umístění** (Obr. 14). Základem je, aby zábrana vedla přímo přes nádobu, nikoliv těsně vedle ní. Zejména čolci lezoucí podél bariéry po okraji nádoby snadno přelezou a nespadnou do připravené pasti. Velmi důležitá je volba **typu** odchytových **nádob**. Vhodné jsou kbelíky s víkem, do kterého je vyříznut otvor. Okraje víka (ponecháme 2–3 cm) zabrání živočichům vylézt z nádoby, přičemž ani čolci nedokáží tento převis překonat. Důležitá je i **velikost** – z příliš velkých (spíše širokých) nádob bez víka mohou skokani vyskočit. Z malých, kde je napadáno mnoho zvířat, je toto riziko ještě větší. Doporučená hloubka nádob je alespoň 30 cm, záleží však na velikosti a tvaru (sklony stěn, přítomnost víka atp.). Ve dně kbelíku je nutno vyvrtat otvory. V opačném případě se za deště zaplní vodou

a obojživelníci se v něm snadno utopí. Tyto otvory musí být přiměřeně velké, aby jimi malí čolci neprolezli (max. 2–3 mm v průměru). Důležitá je **úprava vnitřku pasti**. Do nádob je vhodné umístit kousek namočeného molitanu (ochrana proti dehydrataci) a kůru či kameny (slouží jako úkryty nebo útočiště při částečném zaplavení). Pasti je nutné udržovat v čistotě. Nádoby musejí být zakopané na úrovni okolního terénu. Je nutné dát pozor na vysokou spodní vodu, která může proniknout otvory ve dně. V takovém případě použijeme kbelíky bez děr a na dno umístíme těžký předmět, např. kámen. Můžeme též zatížit jeho okraje.



Obr. 14: Všechno špatně! Příklad nevhodné a nevhodně umístěné nádoby pro odchyt obojživelníků. Mezi okrajem pasti a zábranou je mezera na několik čolků. Chybí víko s otvorem, o úpravě vnitřku se vůbec nedá mluvit (foto Roman Rozínek).

Zásadní je **kontrola pastí**, dostatečně frekventovaná a ve vhodných termínech. Ideální podmínky pro silný tah dospělců jsou večer mezi 20–23 hodinou, zejména za tichých, klidných, podmračných a vlhkých večerů (metamorfovaní jedinci táhnou spíše přes den). Při extrémních počtech jedinců je vhodné u odchytové bariéry strávit téměř celou noc, protože tah slábne až v ranních hodinách. Pokud to není možné, provádí se kontrola nejméně dvakrát za den/noc (kolem půlnoci a brzy ráno).

V ostatních případech je nezbytná každodenní kontrola v ranních hodinách. Je nutné, aby obsluhu nádob prováděla osoba zodpovědná a znalá manipulace se zvířaty a všichni případní pomocníci byli řádně poučeni. Odchytové nádoby je vhodné číslovat a při jejich vybírání zaznamenávat, v které pasti k odchytu došlo. Tyto údaje jsou velmi důležité pro případné plánování podchodu.

Důležitá je vhodná **transportní nádoba**. Nepřípustné jsou velké třílitrové sklenice a igelitové sáčky. Vhodné jsou plastické přepravky různých velikostí s děrovanými víky. Do nádob umístíme trochu vhodného vlhkého materiálu (mech, listí, tráva), často je lepší 2–3 mm vysoký sloupec vody na dně. Tráva či listí musí být doopravdy vlhké, tedy promáčené vodou, jinak naopak pokožku obojživelníků vysušují). Nikdy nepoužíváme chlorovanou vodu. Dbáme, aby zvířata v nádobách nebyla vystavena přímému slunci. Je nutné oddělovat ocasaté obojživelníky od žab, nejlépe je přepravovat každý druh samostatně.

Bariéry trvalé – naváděcí

Použití – na místech, kde je potřeba řešit problém migrací obojživelníků každým rokem a v okolí existují vhodné migrační objekty (těmi např. nejsou trvale zatopené trubní propusti). Trvalým zábránám by měla předcházet konstrukce dočasných, kdy lokalizujeme nejvýznamnější místa tahů obojživelníků.

Konstrukcí trvalých bariér se v současné době zabývají specializované firmy (např. NaturaServis, s.r.o, <http://www.naturaservis.net>, technické parametry zábran jsou dále popsány). Výhodou těchto bariér je snadná instalace dvěma pracovníky bez použití jakékoliv techniky. Zábrany se skládají z plastových nebo plechových dílců se speciálním profilem, pro obojživelníky nepřekonatelným. Okraj v zemi je rovněž ohnut proti tahu živočichů, aby zvířata bariéru nepodhrabala. Systém umožňuje překonávat i několikametrové terénní vlny. Instalace této bariéry je obtížnější než u předcházejících přenosných typů. Zejména v členitém terénu vzniká potřeba úprav jednotlivých dílců přímo v terénu. Nevýhodou je jednorázově vyšší cena. Stále však vychází levněji než klasické betonové zábrany, které zadrží většinu žab, ale čolci je snadno překonají. Proti krádeži je tato bariéra chráněna zahrnutím zeminy z opačné strany, než probíhá tah živočichů. Tedy ze strany, kde jsou dílce přinýtovány nebo přichyceny ke sloupkům šrouby (Obr. 15). Zeminy musí být navršeno

větší množství, protože si po prvním dešti, nebo později pod tíhou sněhu, tato vrstva slehne. V případě, že by někdo chtěl dílec odcizit, musel by nejdříve odházet 30 cm vysokou vrstvu zeminy v délce 2 m a šířce 50 cm. Toto zahrnutí zeminou z jedné strany má další výhody. Pokud se na komunikaci dostane nějaký živočich, snadno se po navrstvené zemině dostane za bariéru, ale zpět už nikoliv. Poměrně šikovné je, že bariéra není ze silnice v podstatě vidět. Součástí dodávky bývají i náhradní díly, takže při poškození je možné libovolný dílec vyměnit za nový. Životnost této bariéry je menší než u betonové, nejméně však 30 let.

Materiál – na tento typ bariéry je vhodný pozinkovaný plech tloušťky 1 mm. Jednotlivé díly zábran jsou dlouhé 2 m a 50 cm vysoké (šíroké). Na lokalitách s výskytem skokana štíhlého je nutné použít výšku minimálně 60 cm. Materiál je speciálně profilován proti překonání pohyblivějšími druhy čolků. Plastový typ bariéry nevyžaduje žádnou povrchovou úpravu. Plechové dílce jsou povrchově upraveny a přichyceny na kotvící kovové sloupky hliníkovými šrouby, podložkami a matkami nebo jsou přinýtovány. Vlastní sloupek může být jen 60 cm dlouhý. Pro použití v podmačeném, a tedy měkkém terénu, jsou výhodnější sloupky dlouhé 90 cm, pro zajištění jejich větší stability. Existuje také systém ACO z polymerbetonu. Jeho použití je vhodné na rovných úsecích a zámkový systém vyžaduje naprostou přesnost při instalaci.



BOX 21

HLAVNÍ CHYBY PŘI KONSTRUKCI BARIÉR

Většina v praxi nejčastěji se vyskytujících chyb byla již zmíněna v předcházejícím textu. Zde je uveden jejich heslovitý přehled:

- absence předběžného průzkumu
- nevhodné umístění bariér (souvisí s předchozím)
- volba špatného materiálu zábran
- stavba zábrany pouze v jednom směru tahu obojživelníků
- nedostatečná kontrola celistvosti bariéry
- jakákoliv mezera mezi nádobou a bariérou
- nepřihnutá zemina ve spodní části zábrany, příp. nezapuštění do země

- neohnutí vršku zábran proti směru tahu
- příliš mělké nebo široké odchytové nádoby
- odchyťová nádoba nemá víko s otvorem
- nevhodně upravený vnitřek nádoby
- nedostatečná frekvence kontrol pastí
- neudržování čistoty v pastích
- špatné zacházení se zvířaty
- nedostatečně prováděný zápis kontrol pastí
- neodstranění dočasných bariér ihned po ukončení tahu obojživelníků



Obr 15: Detail trvalé naváděcí zábrany. Proti směru tahu je v horní části zábrany vytvořen lem bránící jejímu překonání, z druhé strany je bariéra přikrtnuta zeminou (foto Roman Rozínek).

9.4 Další možnosti ochrany

Další možnosti ochrany budou zmíněny pouze stručně, s případnými odkazy na literaturu či příslušné pasáže v tomto textu. Houstnoci síť vzájemných odkazů na jednotlivé kapitoly nemá za úkol čtenáře dezorientovat, ale je důkazem existence vzájemných souvislostí.

9.4.1 Mapování výskytu a monitoring

Bylo řečeno, že informace o rozšíření a početnostech druhů, resp. populací, jsou pilířem jejich ochrany. Při absenci těchto údajů nejsme schopni stanovit míru ohrožení, od které se dále odvíjí legislativní i praktické postupy. Absence faunistických dat a bílá místa v mapách rozšíření nás hendikepují ve věcné argumentaci nad územními plány a během dalších správních řízení (Kerouš 1998). Je pravda, že zákon o posuzování vlivů na životní prostředí u závažnějších záměrů garantuje jejich posouzení (Kap. 9.3.1). Jedním z podkladů těchto hodnocení jsou i faunistické průzkumy. Zpravidla už je ale zahájeno správní řízení, investor do celé akce zainvestoval a má celkem pochopitelnou snahu dovést své tažení až do úspěšného konce. Navíc zpracovatele příslušných expertíz platí. Oficiální a aktualizovaná databáze ověřených údajů o výskytech alespoň ZCHD na nejhodnotnějších lokalitách, tedy od těchto ekonomických vztahů osvobozená, by byla ideálním řešením. Kdo ji ale bude v takovém rozsahu provádět a především platit? Je pravda, že druhová data pro většinu ZCHÚ máme. Spousta dalších velmi kvalitních lokalit nám ovšem v důsledku absence základního terénního výzkumu uniká pozornosti (Kap. 9.4.5). Je třeba se v tomto směru intenzivně věnovat právě hodnotným, avšak zákonem nechráněným částem krajiny. Jejich ochranu lze v dané situaci založit především na výskytu zvláště chráněných druhů.

9.4.2 Monitoring ochrannářských opatření

Investice do budování drobných tůní či migračních objektů pro obojživelníky nebývají nikterak závratné. Pokud splní své účely, jsou jedně-

mi z neefektivněji vynaložených prostředků v ochraně přírody. Přesto nevhodným způsobem ochrany jednak plýtváme penězi, ale rovněž i životy jedinců, jež měly být zachráněny. Už z ekonomického hlediska je zarážející, že u nás neexistuje systematictější monitoring těchto ochrannářských opatření, který by jejich efektivitu zhodnotil. Vzhledem k vynakládaným prostředkům na ochranu obojživelníků (zmiňované tůně a podchody) či dokonce k celkovým rozpočtům jednotlivých záměrů jsou přitom investice do zpětného monitoringu zanedbatelné.

Budování nádrží

Systematický zpětný monitoring by měl probíhat u všech projektů, kde dochází k **úpravám** a zejména **budování nádrží** (obecně jakýchkoliv biotopů). Měli bychom vycházet z původního stavu a zhodnotit efekt těchto akcí. Otázkou je, jak intenzivně a jak dlouho lokalitu systematicky sledovat? Řada studií doporučuje dlouhodobý, nejméně desetiletý monitoring (Pechmann et al. 2001). Záleží ovšem na konkrétním cíli našich pozorování (viz dále). Co se týče **intenzity monitoringu**, nemusí jít vždy o získání kvantitativních dat. Rovněž cenné jsou údaje o presenci či absenci jednotlivých druhů. Je dobré si uvědomit, že tyto „doplňující“ informace získáváme již při standardním faunistickém průzkumu lokalit.

Co konkrétního můžeme zpětným sledováním vlastně zjistit? Základní informací je, zda-li obojživelníci novou nádrž vůbec osídlili. Dále nás může zajímat jak početné jsou jejich populace, resp. zda dosáhla početnost jedinců alespoň stavu před zásahem (týká se úprav biotopů). Velmi užitečné jsou znalosti o vývoji druhového složení obojživelníků a velikostech jednotlivých populací v čase (jejich sukcese, blíže Zavadil et al. in press). Na to nám pořád stačí standardní faunistické metody popsané v textu. Možnosti využití zpětného monitoringu jsou ale mnohem širší. Stačí, pokud si zároveň budeme všimát charakteristik prostředí vlastních nádrží, popř. i jejich okolí (např. velikost a hloubka vodní plochy, sklon břehů, přítomnost ponořené a litorální vegetace, zastínění nádrže, zastoupení terestrických biotopů v okolí, vzdálenost k dalším nádržím, zimovištím atp.). V případě většího množství sledovaných biotopů (řádově nejméně desítky) lze takto získané údaje za určitých předpokladů statisticky zpracovat a výsledky do určité míry zevšeobecnit, tj. obrovským způsobem zvýšit jejich výpovědní hodnotu. Základní

informaci o úspěchu/neúspěchu ochrannářského opatření totiž rozšiřujeme o vysvětlení, proč se tomu tak stalo (viz níže).

Jedním z konkrétních cílů takových studií bývá zjistit, jaké charakteristiky vodních ploch a jejich okolí ovlivňují druhové složení a početnost dílčích populací. Je zřejmé, že jednotlivé druhy obojživelníků preferují určité typy lokalit nebo jejich části. Pokud známe biotopové preference jednotlivých druhů, pak je snazší se vyvarovat nevhodných parametrů nádrží, jejich umístění atp. (Kap. 9.1). Současně můžeme vlastnosti budované lokality ušít na míru prioritně chráněným druhům. Zatímco v zahraničí jsou podobná komplexní hodnocení relativně běžná (např. Stumpel & van der Voet 1998, Baker & Halliday 1999, Lehtinen & Galatowitsch 2001, Denoël & Lehmann 2006, Loman & Andersson 2007), v našich podmínkách jde spíše o výjimky realizované na vlastní pěst jednotlivými osobami (Handl 2006, Handl & Vojar 2006, Vojar 2006, Konečný, nepublikováno). Co se týče přístupu státní správy, žádný z krajinotvorných programů (Program péče o krajinu, Program revitalizace říčních systémů, Program péče o životní prostředí SFŽP atp.) tuto problematiku neřeší. Sledování ukončených akcí je prováděno pouze namátkově u vybraných projektů (Hlaváč & Jermlová 2005).

Migrační objekty

Obdobným způsobem lze sledovat, do jaké míry obojživelníci využívají nabízené migrační objekty (propustky, podchody, mosty). Díky zpětným pozorováním lze zjistit jednak funkčnost objektu, příp. důvody proč funkční není. U jednoho z prvních podchodů pro savce bylo např. zjištěno, že důvodem jejich selhání byla nedostatečná velikost objektu (Trocme 2006, Box 19). Kromě odpovídající velikosti má zásadní význam vhodné umístění objektu (Kap. 9.3.1). V České republice se pravidelný monitoring podchodů pro obojživelníky neprovádí (Sejrková 2007), narozdíl od sledování objektů pro velké savce (Hlaváč & Anděl 2001). Jsou prováděna pouze dílčí pozorování na jednotlivých lokalitách. Za funkční tak byly označeny podchody ve Střelcích, Žebětíně a Trnávce. Naopak nefunkční jsou podchody v Hanušovicích a v Petrově nad Desnou (Zwach, in verb ex Sejrková 2007). Je přitom zřejmé, že výsledky dostatečného počtu studií jsou pro vlastní ochranu i hospodárné využívání prostředků nesmírně užitečné.

9.4.3 Záchranné transfery

Myšleno je zde přemísťování jedinců z upravovaných či likvidovaných lokalit (anebo zvířat, která za tato místa putují), tedy nikoliv transfery přes komunikace. V rozhodnutích vydávaných příslušnými orgány státní správy jsou častou podmínkou realizací plánovaných záměrů. Přestože při poctivém přístupu bývají nákladné, nepředstavují pro většinu investorů výrazný problém (zejména ve srovnání s celkovými investicemi). Jsou tudíž relativně oblíbené. Lépe řečeno, investoři je snáze akceptují. Je to logické, neboť otevírají dveře jejich plánům. Zároveň představují na první pohled snadné a definitivní řešení. Pokud má mít ochrana obojživelníků nějaké přívlasky, pak rozhodně „snadné“ a „definitivní“ nejsou těmi pravými. S iluzí o univerzálnosti spásných transferů žije také část pracovníků státní správy. V horším případě jde o holý alibismus. Často zachraňujeme jedince (nebo ani ty ne) na úkor celých populací a jejich biotopů. Je to stejné, jako když v šachové partii obětujeme bez vyšších cílů dámu za pěšáka.

U skutečných záchranných transferů je nutné dodržet a respektovat řadu organizačních i technických požadavků. Týká se především volby metody odchytu (Kap. 7.2) a konkrétní podoby odchytových zařízení či jejich kontroly (Kap. 9.3.2). Nejdůležitější je ale respektovat druhy, kterých se transfer týká a také poměry na obou lokalitách, tj. zdrojové i náhradní. Určité komplikace jsou spojené s věrností některých druhů svým stanovištím (Kap. 5.4). Celoroční fixace na velmi blízké okolí nádrže činí neefektivní již samotný **odchyt** zejména vodních skokanů. Reálně lze při velmi opatrné manipulaci uvažovat pouze o **přenosu snůšek** zemních skokanů, popř. blatnic a rosníček. Sběr provazců vajec ropuch je spojen s rizikem jejich poškození při neopatrné manipulaci. Jednotlivá vejce či jejich malé skupinky čolků, resp. kuněk, nedávají příležitost nalézt a zachránit jejich významnější podíl. Pulce lze efektivněji odchytávat pouze na vysloveně přehledných a prostorově omezených lokalitách, larvy čolků jsou citlivé na manipulaci. Významnější část dospělců lze odchytit jen v mělké a přehledné nádrži bez vegetace. Zábrany zachytí pouze jedince druhů s výraznějším tahem z terestrických zimovišť (ropucha obecná, zemní skokani). Vodní skokani (vyjma s. krátkonožého) zpravidla po celý rok neopouští nejbližší okolí reprodukční nádrže a situace musí být řešena jiným způsobem (Kap. 9.2, Box 18).

Určení náhradních lokalit je rovněž zásadním krokem, neboť druhová skladba mezi zdrojovou a cílovou lokalitou by se neměla lišit a pod-

mínky na nové lokalitě by měly odpovídat nárokům přenášených druhů (Kerouš 1999). Zároveň vybíráme lokality z co nejbližší vzdálenosti, nejlépe je nechat nově vybudované nádrže osídlit spontánně. Obecně lze výše uvedený typ transferů doporučit pouze v nejnutnějších případech (totální likvidace biotopu, absence dostupné lokality pro samovolné osídlení), za určitých podmínek (správně provedený odchyt, jenž je zároveň efektivní a nepoškozuje jedince, existence vhodné náhradní lokality) a pro značně omezené spektrum druhů či jejich vývojových stádií. Pokud už k transferům má dojít, pak pouze pod dohledem odborníka.

9.4.4 Ochrana terestrických biotopů

V ochraně obojživelníků je značná pozornost soustředěna především na jejich reprodukční biotopy, příp. ochranu migrujících jedinců. Přitom většina druhů se podstatnou část roku pohybuje mimo vodní prostředí, v různých typech terestrických biotopů. Suchozemské biotopy kolem vod slouží zároveň i jako jejich ochrana před kontaminací. Pro zajištění dlouhodobé perspektivy vývoje jednotlivých populací obojživelníků je nutné chránit komplexní stanoviště, sestávající jak z reprodukčních, tak terestrických biotopů, a zajistit kontakt mezi nimi. Izolace mezi vodním a terestrickým prostředím ovlivňuje druhovou diverzitu i početnost jednotlivých populací více než izolace mezi jednotlivými vodními plochami (Marsh & Trenham 2001). To je nesmírně důležité pro stanovování priorit ochrannářských opatření při omezeném množství prostředků.

Z praktického hlediska nás bude zajímat, jaký typ a jak velkou plochu terestrického prostředí je nutno chránit. To je ovšem nesmírně náročné vzhledem k rozdílné prostorové aktivitě a biotopovým nárokům jednotlivých druhů. Velmi záleží i na uspořádání jednotlivých stanovišť v krajině a jejich propojení. Byly učiněny pokusy stanovit **velikost** potřebného suchozemského prostředí na základě migračních schopností jedinců jednotlivých druhů. Přestože jsou obojživelníci schopni migrovat na opravdu značné vzdálenosti, převážná část populace se pohybuje v relativně blízkém okolí vodních ploch. Chránit je třeba nejen toto bezprostřední okolí, ale zároveň je nepřípustné jakkoliv přerušit funkční migrační koridory obojživelníků v krajině. Pokud k tomu dojde, je nutno zajistit prostupnost krajiny náhradními opatřeními (Kap. 9.3.1).



Obr. 16 a 17: *Dosud nerekultivované partie Radovesické výsyvky, největší svého druhu ve střední Evropě (přes 1000 ha), jsou typické různorodou morfologií terénu a proměnlivými typy biotopů. Vyskytuje se zde 6 druhů obojživelníků (foto Markéta Hendrychová).*

Vhodnými suchozemskými **biotopy** mohou být listnaté nebo smíšené různověké a různorodé lesní porosty, pro řadu druhů i otevřená krajina (Miaud & Sanuy 2005, Zavadil 2007, Zavadil et al. in press). Intenzita vazby na lesní porosty se u jednotlivých druhů značně liší. Zejména pro naše čolky je přítomnost lesa v blízkosti nádrže velmi významná (Malmgren 2002). Existují rozdíly mezi biotopovými preferencemi či spíše tolerancí mezi dospělými a metamorfovanými jedinci vůči nepříznivým podmínkám prostředí. Proto se např. dospělci ropuchy obecné vyskytují i v otevřené zemědělské krajině, zatímco juvenilové zde chybí a nalezneme je pouze v biotopech poskytujících určitou ochranu před vyschnutím (Rothermel & Semlitsch 2002). Tyto rozdíly je nutné zohlednit i v přístupu k ochraně biotopů. Rovněž se často liší letní biotopy a místa využívána k hibernaci. Tím se opět dostáváme k základnímu předpokladu ochrany organismů – znalostem jejich výskytu a pohybu v krajině (Kap. 9.4.1).

9.4.5 Nová divočina se nabízí

„Nová divočina“, pojem u nás zavedený Sádlem & Pokorným (2004), představuje výstižné pojmenování pro části krajiny silně pozměněné a následně člověkem opuštěné. Pro obojživelníky se ovšem stávají příležitostmi. Typickými představiteli takových lokalit jsou např. rozsáhlé plochy výsypek po povrchové těžbě hnědého uhlí, poddolovaná území s poklesy (pinkami), opuštěné pískovny, lomy, vojenské výcvikové prostory (VVP) atp. Všude je patrný citelný a zároveň necitlivý zásah člověka a téměř všude jsou obojživelníci. Lze dokonce tvrdit, že tyto lokality jsou na obojživelníky u nás jedněmi z nejbohatších (Zavadil 2007).

Jak je to možné? V důsledku ubývání původních biotopů (Kap. 4.4) obojživelníci jednak využívají v krajině nová stanoviště a zároveň způsob vzniku, příp. i jejich (ne)využívání, je činí pro obojživelníky atraktivními. Význam VVP je velmi pěkně popsán v publikaci Konvičky et al. (2005) a Zavadila et al. (in press). Zavadil (2007) zmiňuje rovněž význam „drobných jizev“ v krajině, zejména lomů a pískoven. Předpokladem ochrany těchto území je jejich velmi dobré poznání, a to na základě faunistických průzkumů i seriózního bádání. O významu nové divočiny musíme přesvědčit, nejlépe fakty. Další text je věnován zejména výsypkovým plochám.

Vznik výsypek

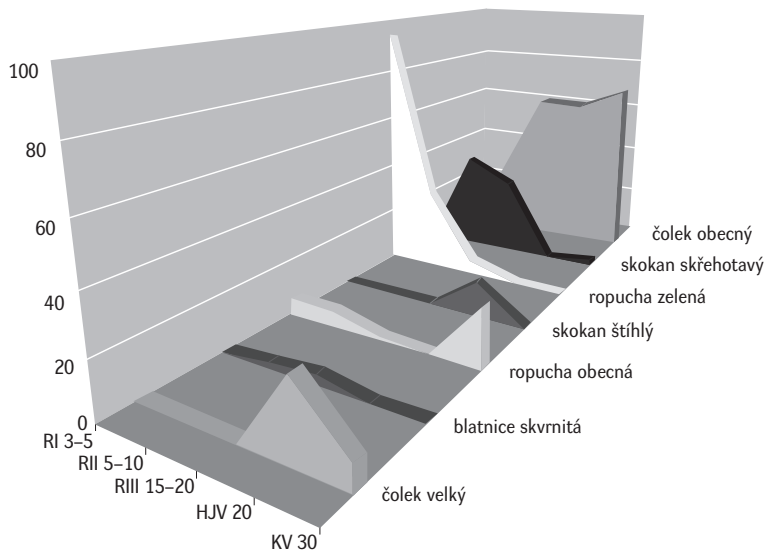
Je dobré si uvědomit, jak vlastně taková výsypka vzniká a co podmiňuje různorodost a ekologický význam nerekultivovaných ploch. Nadložní zemina hnědouhelných slojí (zejména třetihorní jíly) je sypána zakladači do víceméně pravidelných, avšak vertikálně značně členitých tvarů. Pestrá morfologie podmiňuje heterogenitu stanovišť – v terénních depresích (sníženinách) se na nepropustném podloží vytváří jezírka rozmanitých tvarů a velikostí (Obr. 16 a 17), výše položené partie mají naopak charakter stepi či polopouští. Kromě nebeských jezírek na výsypce vznikají vodní plochy při patě výsypky, kde je voda vytlačována na povrch obrovským tlakem tělesa výsypky. Ty mají nesmírný význam při osidlování a slouží jako tzv. „nášlapné kameny“. Heterogenitu vodního prostředí zvyšují zatopené příkopy či odvodňovací strouhy a nespočetné drobné vodní plochy vytvářené pojezdy těžké techniky (Vojar 1999).

Osidlování výsypek – sukcese

Okamžitě po nasypání, a vlastně již během něj, jsou výsypky osidlovány organismy včetně obojživelníků. Jde o sukcesně raná stadia, obecně v naší krajině považovaná za ohrožená (Konvička et al. 2005) a pro obojživelníky významná (Zavadil et al. in press). Průběh osidlování výsypek obojživelníky, konkrétně vývoj zastoupení jednotlivých druhů v různém stupni sukcesního vývoje Radovesické výsypky, ukazuje Obr. 18. Celkově se prostředí nerekultivované výsypky postupně mění, od na první pohled pusté měsíční krajiny, přes vytváření víceméně souvislých travních porostů za současného pronikání prvních keřů a stromů. Pokročilejší sukcesní stadia již mají charakter lesostepi (Obr. 19 a 20).

Studium osidlování takových lokalit je samo o sobě nesmírně zajímavé a poučné. Vědeckých prací věnovaných spontánní sukcesi organismů na územích po ukončení těžby existuje celá řada. Značná pozornost je přitom věnována **vegetaci** (Krebs 1985, Prach et al. 2001) a otázkám uplatňování přirozené sukcese, jako vhodného rekultivačního opatření. Ta, ve srovnání s rekultivací technickou, často přináší mnohem větší druhovou rozmanitost, za současné minimalizace výdajů (Prach & Pyšek 2001, Prach 2003, Hodačová & Prach 2003). U živočichů je míra pozornosti věnovaná této problematice velmi rozdílná, v závislosti na skupině studovaných organismů. Relativně početné jsou studie na **bezobratlých** (Majer & Nichols 1998, Tajovský 2001, Bröring & Wiegand 2005),

z **obratlovců** převažují práce věnované **ptákům a savcům** (Bejček & Tyrner 1980, Armstrong & Nichols 2000, Nichols & Nichols 2003, Rathke & Bröring 2005). Poněkud na okraji zájmu přitom zůstávají **obojživelníci a plazi** (Nichols & Bamford 1985, Galán 1997, Vojar 2000, 2006b).



Obr. 18: Zastoupení (svislá osa) jednotlivých druhů obojživelníků na výsypkách odlišného stáří. *RI – Radovesická výsypka 3 až 5 let po nasypání; R II – Radovesická v., stáří 5 až 10 let; R III – Radovesická v., stáří 15 až 20 let; HJV – Hornojřetínská výsypka, stáří 20 a více let; KV – Kopistská výsypka, stáří 30 a více let (KV lesnický rekultivována, ostatní výsypky bez rekultivace, Vojar 2000).*

Ochrana post-těžebních ploch

Celkový přístup společnosti včetně té odborné k post-těžebním územím je výstižně popsán v publikaci Konvičky et al. (2005), společně s důvody, pro které má význam tyto plochy chránit. Nejdříve je třeba vyvrátit dojem, který možná vznikl po přečtení předchozích řádků, a to ten, že nejlepší je nerektivovat vůbec. Rekultivace těžebních jam a výsypek je v řadě případů nezbytná. Krajinu jsme totálně změnili a teď jí dáváme novou tvář. Je pochopitelné, že bychom měli zohledňovat zejména potře-



Obr. 19 a 20: *Hornojiřetínská výsypka v blízkosti Lítvínova několik desítek let ponechaná převážně samovolně sukcesí představuje velmi heterogenní a pro obojživelníky mimořádně významné území. Zjištěno celkem 8 druhů obojživelníků a 4 druhy plazů. Napočítáno zhruba 250! rozmanitých vodních ploch na území o velikosti 6 km². Stačí trocha trpělivosti a krajina se nám odmění rozmanitostí, již nelze naplánovat (foto Jana Doležalová a Jiří Vojar).*

by lidí, kteří zde žijí. Rekultivace do podoby, kterou si sami vybereme, je obrovskou příležitostí. Vznikají tak nová sportoviště (autodromy, letiště, hipodromy, golfová hřiště, rybářské revíry), krajíně můžeme vtisknout parkovou úpravu a charakter příměstské zeleně, vytváříme rekreační prostory s rozlehlými vodními plochami atp. To vše je nepochybně záslužné. Otázkou je, jak nakládáme s ostatními částmi výsypek, konkrétně zda-li je nutné na všechny „zbytkové“ (ano, větší nároky skutečně nikdo nemá) části důsledně aplikovat uniformní srovnání povrchu a jeho osázení. Proč nenechat vybrané části přirozenému vývoji, když víme, jak cenná území to potenciálně jsou? Prvotní neestetičnost těchto ploch (ta je otázkou osobního pohledu, přičemž takové pocity lze pochopit), byť se po čase změni v krajinu oku lahodící (Obr. 19 a 20), nás může činit v těchto rozhodnutích zdrženlivými. Nová divočina v nás rovněž vyvolává zneklidňující dojem. Pečlivě urovnané náhorní plato výsypky oseté travní směskou a její zalesněné svahy jsou sice nuda, ale krajinu jsme po sobě jaksi „uklidili“. To, že jsme současně výrazně omezili její následné oživení, je věc druhá. Existence těchto, z mnoha ohledů (finančních i ochranářských) neefektivních řešení, je z části podmíněna legislativní garancí prostředků na velkolepé rekultivační projekty. Dle dikce horního zákona těžební společnost průběžně ukládá peníze na následnou rekultivaci území. Ty je pak bezpodmínečně nutné utratit, nejlépe tím nejjednodušším a zaběhnutým způsobem. Největším rizikem pro tato území není existence rekultivační prostředků jako takových, ale způsob jejich využívání. Krajinu bychom mohli vytvářet s ohledem na člověka, ale i pro organismy. Vše je otázka dohody a ochoty.

9.4.6 Osvěta

Již bylo naznačeno, že vztah společnosti k obojživelníkům může rozhodovat o úspěchu jejich ochrany. Jako skupina nepatřili obojživelníci nikdy mezi lidské oblíbence (Rehák 1992, Mikátová & Vlašín 2002, Zavadil et al. in press). Vzrůstající pozornost zejména odborné a ochranářské veřejnosti je z části reakcí na alarmující zprávy vědců o nevídaném úbytku jejich populací i celých druhů. Pokud by ochrana přírody měla být pouze chirurgem, jenž šíje rány způsobené většinou společností, pak jí nepochybně velmi brzy dojde nit. Jestliže má něco dokázat, je odkázá-

na na spolupráci všech. Možná by jako standardní výbava člověka stačila ohleduplnost a povědomí o tom, jaké důsledky naše konání může mít. Právě zde je místo pro obrovský potenciál osvěty. Ač to zní kacířsky, tak je lepší jeden rozumný vlivný investor, jenž je ochoten přistoupit na určité kompromisy ve prospěch zájmů ochrany přírody, než deset ochránců s těmi nejčistšími ideály, kteří revoltují už jen z principu vzdoru, ale většinou nadělají více škody než užitku. S určitým typem zaslepenosti a neinformovanosti se potkáváme stále, a tak nejlepší, co v tuto chvíli můžeme udělat, je vychovávat z našich dětí samé rozumné potenciální investory.

10. Financování ochrany obojživelníků

10.1 Program „Ochrana biodiverzity“

Jde o národní program ČSOP, financovaný MŽP ČR a koordinovaný Komisí ochrany přírody Ústřední výkonné rady (ÚVR) ČSOP. Výběrová řízení jsou vyhlašována každoročně. Přihlásit se mohou jednotlivé základní organizace ČSOP, od roku 2000 do některých programů i další neziskové organizace či jednotliví členové ČSOP. Ve výběrovém řízení je možné žádat o podporu projektů, které budou realizovány v rámci jednotlivých vyhlášených programů. Tyto programy jsou tématicky rozděleny do tří oborů. V rámci oboru B – Ochrana obratlovců je vyhlášen program „Sledování a ochrana obojživelníků“, jehož prioritami jsou zejména faunistické průzkumy a evidence rizikových míst při tazích obojživelníků, dále údržba, obnova či budování vhodných biotopů (vodních i terestrických) a osvětová činnost. Financovat lze pouze drobná opatření, budování tůní v řádech desítek tisíc je doporučeno realizovat z jiných zdrojů. Pokyny a bližší informace k programu jsou dostupné na www.csop.cz a v Kanceláři ÚVR ČSOP. Metodickými pokyny je publikace Mikátové & Vlašína (2002) a její doplňky, včetně tohoto textu.

10.2 Dotační programy AOPK ČR

V současné době (podzim 2007) dochází v oblasti dotačních programů spravovaných AOPK ČR k velkým změnám, které se odvíjejí od spuštění Prioritní osy 6 Operačního programu životní prostředí s názvem „Zlepšení stavu přírody a krajiny“. Národní programy se s těmi evropskými nesmějí v oblastech podpory překrývat, a tak dochází ke změnám i v programech MŽP ČR. Následující text tedy vychází z dosud známých předpokladů, jak by se tato problematika měla v budoucnu vyvíjet.

Program péče o krajinu (PPK)

Program péče o krajinu je dlouhodobě fungujícím národním dotačním programem MŽP ČR a minimálně jeho část týkající se volné krajiny by měla probíhat i nadále. V současnosti se dělí na dva podprogramy. Podprogram **péče o zvláště chráněné části přírody a ptačí oblasti** napomáhá jednotlivým správám CHKO realizovat opatření dle plánů péče o tato území. V rámci **podprogramu péče o krajinu** se finanční prostředky poskytují na realizaci opatření ve volné krajině (mimo zvláště chráněná území, jejich ochranná pásma a území vojenských újezdů).

Možnosti financování – prostředky z PPK lze získat např. na vytváření a prohlubování tůň, mokřadů a drobných vodních ploch, transfer obojživelníků v místech střetů migračních cest s komunikacemi, likvidaci křovinného a dřevinného náletu, kosení travních porostů a rákosin, realizaci vymezených a schválených prvků ÚSES atp. V rámci programu jsou poskytovány finanční prostředky neinvestičního charakteru a lze získat dotaci až do výše 100 % uznaných nákladů na vlastní realizaci opatření. Dotaci obdrží žadatel po převzetí realizovaného opatření.

Podání žádosti – **žadatelem** může být organizační složka státu, fyzická nebo právnická osoba (vlastník, nájemce, podnájemce) s právním vztahem k pozemkům, na nichž se má opatření realizovat. Z pověření vlastníka či nájemce pozemku může být žadatelem i jiná fyzická nebo právnická osoba. Jednoduše řečeno, se souhlasem vlastníka řešeného pozemku může být žadatelem kdokoli. Aktuální Směrnici PPK spolu s formulářem žádosti lze vždy na začátku roku získat na internetových stránkách MŽP. Žádost se pak spolu s přílohami předkládá na příslušné regionální středisko AOPK ČR, a to k předem stanovenému jarnímu termínu. Přílohy nejsou nikterak složité (kromě souhlasu vlastníka je to např. ještě souhlas příslušného orgánu ochrany přírody). Plánovaná opatření je vždy vhodné předem konzultovat na regionálním středisku AOPK ČR a vyslechnout připomínky pracovníků. Zvýší se tím pravděpodobnost získání dotace – finanční prostředky v tomto programu bohužel nejsou neomezené a nemusí se dostat na všechny. Žadatel jistě ocení jednoduchost tohoto programu, což ovšem souvisí s tím, že je určen na realizaci menších opatření v řádech deseti tisíců Kč. Větší (statistické) akce jsou podporovány jen výjimečně.

Program revitalizace říčních systémů

Jedná se o další z národních dotačních programů MŽP, který ovšem

k roku 2007 končí a realizovat se budou už jen zaregistrované akce. Tento program byl zaměřen na revitalizaci a zakládání mokřadních ekosystémů, obnovu a zakládání nových retenčních prostorů (zejména tůní a malých vodních ploch) či revitalizaci toků.

Program obnovy přirozených funkcí krajiny

Jde o nový národní program MŽP ČR, který má být spuštěn začátkem roku 2008. Jelikož není doposud vydána směrnice tohoto programu, není přesně známo, jaká opatření z něj bude možné hradit a kdo bude moci být žadatelem o dotaci. Program by měl být určen na péči o zvláště chráněná území či zvláště chráněné druhy, žadatelem by pak byl příslušný orgán ochrany přírody, např. krajské úřady a správy CHKO jako žadatelé o dotaci na naplňování plánů péče o zvláště chráněná území či obce s rozšířenou působností jako žadatelé na péči o přechodně chráněné plochy či významné krajinné prvky atp.

Operační program životní prostředí 2007–2013 –

Prioritní osa 6: Zlepšování stavu přírody a krajiny

Jde o nově spuštěný dotační titul, jehož první výzva by měla být MŽP ČR vyhlášena v polovině listopadu 2007. Finanční prostředky jsou poskytovány ze Strukturálních fondů Evropské unie. Z hlediska ochrany obojživelníků je nejvýznamnější **oblast podpory 6.2 – Podpora biodiverzity**, jejíž cílem je obnova a ochrana přírodních a přírodě blízkých biotopů a ohrožených rostlinných a živočišných druhů.

V rámci oblasti podpory 6.2 budou podporovány projekty na opatření k uchování a zvyšování početnosti druhů, realizovaná především prostřednictvím záchrany druhů a ekosystémů a vytváření vhodných podmínek pro jejich další existenci. Dále budou přijímány projekty na zajišťování péče o chráněná území včetně evropsky významných lokalit či investiční opatření ke zmírnění bariérového efektu komunikací a fragmentace krajiny. Žadateli o dotace v této oblasti podpory mohou být obce a města, příspěvkové organizace a organizační složky obcí, měst a krajů, svazky obcí, státní organizace, příspěvkové organizace – vědecko-výzkumné instituce, občanská sdružení, obecně prospěšné společnosti, fyzické osoby a další subjekty, jejichž činnost není podnikatelskou ve smyslu Obchodního zákona. Příjemcem podpory musí být vlastník nebo nájemce pozemku (minimální doba nájmu musí být pět let od doby realizace opatření), kde bude

akce realizována. Případně příjemce musí mít souhlas vlastníka pozemku k realizaci a údržbě opatření po dobu nejméně pěti let. Podpora je poskytována formou dotace z prostředků Strukturálních fondů EU s maximální hranicí do 85 % způsobilých nákladů. Finanční spoluúčast příjemce podpory musí být minimálně 10 %. Spolufinancování projektů z národních zdrojů ČR může být maximálně 15 % způsobilých nákladů. Žádost má být předkládána na příslušné regionální pracoviště AOPK ČR, vždy na základě výzvy vyhlášené MŽP ČR. Ve výzvě budou specifikovány podrobnosti týkající se žádostí. Zpracování žádosti v rámci tohoto programu bude jistě značně náročnější než např. v případě Programu péče o krajinu. Odměnou za značné úsilí budou dotace až v řádech milionů Kč a podpora víceletých projektů.

10.3 Další možnosti

Na podporu ochrany obojživelníků a jejich biotopů lze využít některé z dalších dotačních programů, které nezaštiťuje MŽP, ale jiné subjekty:

Programy podporované podnikatelskou sférou – např. Ředitelstvím silnic a dálnic ČR, těžebními společnostmi jako např. Sokolovská uhelná, a.s.

Vlastní prostředky obcí s rozšířenou působností – ty jsou využívány především na realizace opatření na území významných krajinných prvků, které mají v péči.

Dotační programy vyhlášené krajskými úřady – jde o prostředky, které je možné získat na různé ekologické projekty. Konkrétní podmínky jsou zveřejňovány na internetových stránkách krajů.

11. Závěr

Mnoho silných stránek ochrana obojživelníků v České republice nemá. Pokud bychom tvrdili opak, že lži nás usvědčí národní červený seznam. O vyhláše hovořit nelze, ta je spíše hrozbou (pokud někdo rozpoznal inspiraci „SWOT analýzou“, tak uhodl). Podobně jako u hmyzu (Konvička et al. 2005), **ochrana** obojživelníků v tomto případě **selhává** nikoliv nedostatkem peněz a lidí, ale **v důsledku absence informací a nevhodného způsobu ochrany**. Přesněji, informací využitelných ke smysluplné ochraně obojživelníků je dostatek. Nedostaly se však k lidem. Buďme otevření výsledkům základního a aplikovaného výzkumu i letitým zkušenostem terénních ochranářů. Vědecké bádání nám umožní nahlédnout a komplexní přístup, osobní zkušenosti z terénu jsou obecně nenahraditelné při řešení lokálních problémů. Chceme-li účelně chránit obojživelníky, je třeba oba zdroje informací kombinovat. **Faunistická data** jsou pilířem praktické ochrany a argumentem při jednáních o zásadách do krajiny, **monitoring** populací podává obraz o trendech jejich početního vývoje a stavu ohrožení, **zpětný monitoring** zefektivňuje výstavbu tůň a jiných ochrannářských opatření a nakonec **poznání obojživelníků**, jejich potravních a stanovištních nároků, migračních schopností atp. dává ochraně jistou záruku, že při ní nenaděláme více škody než užítku. Z výše uvedeného vyplývá, že ochrana (čehokoliv) se týká široké odborné veřejnosti (od dobrovolníků až po čistokrevné vědce), přičemž každý si může vybrat cestu jemu nejbližší. Pro vnímavou neodbornou veřejnost je určena fundovaná osvěta. Zpátky k informacím a jejich využívání. Snad kromě faunistických dat a částečně i monitoringu (nikoliv zpětného) jsou v našich podmínkách zcela nevyužitými příležitostmi. Byť biologie ochrany přírody se svými principy mohutně dobývá jednu ochrannářskou (za)tvrz(lost) za druhou, u nás se jí stále úspěšně bráníme. To mohou změnit především vědecká pracoviště, vysoké školy i univerzity s biologickým a environmentálním zaměřením. Zde by (se) měli vychovávat lidé otevření současnému stavu poznání. Zároveň mají tyto ústavy, společně s AOPK ČR, jakousi povinnost vůči širší odborné veřejnosti ji s moderními ochrannářskými přístupy a poznatky seznamovat. Podobně nevyužitými příležitostmi jsou **kvalitní a unikátní biotopy v podobě**

výsypek, opuštěných vojenských výcvikových prostor, lomů či pís-
koven. To by nás asi mělo bolet nejvíce, neboť nám mezi prsty unika-
jí jedny z nejhodnotnějších lokalit pro obojživelníky vůbec. Děje se tak
z důvodu naší nevědomosti, neochoty přijmout tato území za svá v jejich
surové podobě a díky legislativě, která je živným médiem pro nevhodné
způsoby současných rekultivací.

Poděkování

Jsem rád, že mohu poděkovat mnoha lidem, kteří se na vzniku metodiky jakkoliv podíleli. Prosté vyjmenování spoluautorů v úvodu publikace je pouze formálním projevem vděčnosti. Pramálo vypovídá o nesmírné ochotě každého z nich přidat ruku k dílu. Jmenovitě bych chtěl poděkovat zejména Davidu Fischerovi a Vítu Zavadilovi, kteří v neuvěřitelných termínech nejenže kontrolovali pracovní verze textu, ale rovněž významným způsobem přispěli k jeho vzniku. Za cenné připomínky k pracovním verzím patří dík také Blance Mikátové, Romanu Rozínkovi, Martinu Šanderovi a Janu Šimovi. Mužská část posledně jmenovaných se na textu podílela také autorsky. Nesmím zapomenout na podíl Romana Kováře, Petra Civiše, Oldřicha Kopeckého, Jany Petákové, Jany Doležalové, Radky Musilové a Kamily Šebkové. Žádný z nich prosbu o spolupráci neodmítl. Předběžnou jazykovou úpravu textu velmi ochotně provedly Adriana Machálková a Eva Soulková.

Dále bych chtěl poděkovat všem autorům fotografií za jejich nezištné poskytnutí. Některé snímky krajiny na obálce i uvnitř publikace jsou pořízeny opravdu z nadhledu a musím uznat, že málokdo umí leteckou fotografii tak dobře, jako Markéta Hendrychová. Její fotografie věrně symbolizují žádoucí přístup k ochraně obojživelníků – tedy být schopen nadhledu, ovšem bez ztráty povědomí o jednotlivostech. Všem, kteří se chtějí podívat na naši kotlinku z výšky a zůstat přitom bezpečně na zemi, doporučuji navštívit odkaz <http://www.leteckefoto.com>. Objevíte netušené. Za obdivuhodnou trpělivost při grafické úpravě a přípravě do tisku musím poděkovat Janě Štěpánové. Nebyl jsem bezproblémový klient. Za vstřícné jednání a spolupráci při organizačních záležitostech vděčím Zdence Nezmeškalové z ÚVR ČSOP a Jiřímu Bělohoubkovi z domovské ZO ČSOP. Mé trable s výpočetní technikou zachraňoval se shovívavostí sobě vlastní Vítek Dvořák.

Poslední, ale největší dík patří Barče, Honzíkovi a Matějovi. Budiž tak symbolickým zadostiučiněním za to, že jsem svůj čas mezi ně a obojživelníky neděлил poslední dobou vždy spravedlivě.

12. Summary

Declines and losses of amphibian populations and the disappearance of entire amphibian species constitute a global problem. The number of scientific studies devoted to this set of issues, and also the level of concern about conservation, has grown worldwide, especially in the last two decades. Conservation of amphibians has become a matter of special concern, due to the considerable sensitiveness of this animal class to changes in the environment. Recent research indicates that nearly one-third of the world's species have been classified as threatened with extinction and at least 122 species have become extinct since 1980. In the Czech Republic, almost all amphibian species are protected by law (19 out of the 21 species), and all species are threatened. The best documented declines are usually associated with habitat destruction, landscape alteration and fragmentation, introduction of alien species, contamination of the environment, UV-B radiation including global climate changes and the emergence of infectious diseases. It is obvious that several anthropogenic factors have been interacting in a complex manner.

The first (theoretical) part of this book focuses on the importance of amphibians for humanity, and on global threats to amphibians as well as practical examples from the Czech Republic. Only by understanding the threats to amphibians we will find solutions and ways to conserve amphibian diversity. Knowledge about basic ecology and behavior is a precondition for understanding the natural functioning of amphibians. For this reason, a chapter on the conservation biology of amphibians is included here.

The second (practical) part describes standard methods for making an inventory and monitoring of amphibians. The significance of making an inventory of amphibians, monitoring and engaging in serious research as a basis for effective amphibian conservation is also highlighted. Amphibian conservation should not involve simply conserving the ponds themselves. Taking into account the ecology and metapopulation dynamics of species, it is necessary to protect whole complexes of ponds, together with suitable terrestrial habitats, and at the same time to provide landscape connectivity. Some non-traditional parts of the

landscape seem to be of particular importance for amphibian protection. These include spoil heaps after brown coal mining, abandoned quarries, sandpits etc.

Protection of amphibians and their valuable habitats (including those mentioned above) should be supported by environmental legislation and public opinion. Successful conservation therefore also requires much more information to enlighten the general public, public service workers, investors, professional and voluntary conservationists, and children.

13. Použitá literatura

- Adams M. J. 1999:** Correlated factors in amphibian decline: Exotic species and habitat change in western Washington. *Journal of Wildlife Management*, 63: 1162–1171.
- Alford R. A., Dixon P. M. & Pechmann J. H. K. 2001:** Global amphibian population declines. *Nature*, 412: 499–500.
- Alford R. A. & Richards S. J. 1999:** Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30: 133–165.
- Almhagen J. 2007:** *Anuran colonization of newly constructed ponds: The importance of time and distance to source populations*. Master thesis in Applied Ecology: 30 ECTS. University of Halmstad, School of Business and Engineering, Halmstad.
- Anděl P., Gorčicová I., Hlaváč V., Miko L. & Andělová H. 2005:** *Hodnocení fragmentace krajiny dopravou. Metodická příručka*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Anděl P., Hlaváč V. & Lenner R. 2006:** *Migrační objekty pro zajištění průchodnosti dálnic a silnic pro volně žijící živočichy*. Evernia s.r.o., Liberec (nepublikováno).
- Anderson A. B. & Jenkins C. N. 2006:** *Applying Nature's Design. Corridors as a Strategy for Biodiversity Conservation*. Columbia University Press, New York.
- Annis S. L., Dastoor F. P., Ziel H., Daszak P. & Longcore J. E. 2004:** A DNA-based assay identifies *Batrachochytrium dendrobatidis* in amphibians. *Journal of Wildlife Diseases*, 40: 420–428.
- Armstrong K. N. & Nichols O. G. 2000:** Long-term trends in avifaunal recolonization of rehabilitated bauxite mines in the jarrah forest of south-western Australia. *Forest Ecology and Management*, 126: 213–225.
- Avise J. C. 2000:** *Phylogeography: The History and Formation of Species*. Harvard University Press, Cambridge.
- Avise J. C. 2004:** *Molecular Markers, Natural History and Evolution, Second Edition*. Sinauer, Sunderland.
- Azofeifa G. A., Still C. J. & Young B. E. 2006:** Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature*, 439: 161–167.
- Baillie J. E. M., Hilton-Taylor C. & Stuart S. N. 2004 (eds):** *2004 IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment*. IUCN, Gland and Cambridge.
- Baker J. M. R. & Halliday T. R. 1999:** Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. *Herpetological Journal*, 9: 55–63.
- Barandun J. & Reyer H. 1998:** Reproductive ecology of *Bombina variegata*: habitat use. *Copeia*, 2: 497–500.
- Barinaga M. 1990:** Where have all the froggies gone? *Science*, 247: 1033–1034.
- Barker J., Grigg G. & Tyler M. 1995:** *A Field Guide to Australian Frogs*. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, New South Wales.
- Baruš V. & Oliva O. 1992 a:** *Fauna ČSFR, Obojživelníci – Amphibia*. Academia, Praha.
- Baruš V. & Oliva O. 1992 b:** *Fauna ČSFR, Plazi – Reptilia*. Academia, Praha.

- Begon M., Harper J. L. & Townsend C. R. 1997:** *Ekologie: jedinci, populace, společenstva*. Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc.
- Beja P. & Alcazar R. 2003:** Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation*, 114: 317–326.
- Bejček V. & Tyrner P. 1980:** Primary succession and species diversity of avian communities on spoil banks after surface mining of lignite in the Most basin (north – western Bohemia). *Folia Zoologica*, 29: 67–77.
- Berger L., Speare R., Daszak P., Green D. E., Cunningham A. A., Goggin C. L., Slocombe R., Ragan M. A., Hyatt A. D., McDonald K. R., Hines H. B., Lips K. R., Marantelli G. & Parkes H. 1998:** Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. *Proceedings of the National Academy of Science*, 95: 9031–9036.
- Berger L., Speare R. & Hyatt A. D. 1999:** Chytrid fungi and amphibian declines: Overview, implications and future directions. In Campbell A. (ed.): *Declines and Disappearance of Australian Frogs*. Environment, Australia.
- Berger L., Speare R., Hines H. B., Marantelli G., Hyatt A. D., McDonald K. R., Skerratt L. F., Olsen V., Clarke J. M., Gillespie G., Mahony M., Sheppard N., Williams C. & Tyler M. J. 2004:** Effect of season and temperature on mortality in amphibians due to chytridiomycosis. *Australian Veterinary Journal*, 82: 31–36.
- Berger L., Hyatt A. D., Speare R. & Longcore J. E. 2005:** Life cycle stages of the amphibian chytrid *Batrachochytrium dendrobatidis*. *Diseases of Aquatic Organisms*, 68: 51–63.
- Berger L., Speare R., Daszak P., Green D. E., Cunningham A. A., Goggin C. L., Slocombe R., Ragan M. A., Hyatt A. D., McDonald K. R., Hines H. B., Lips K. R., Marantelli G. & Parkes H. 2007:** Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. *Proceedings of the National Academy of Science*, 95: 9031–9036.
- Berven K. A. & Grudzien T. A. 1990:** Dispersal of the wood frog (*Rana sylvatica*): implications for genetic population structure. *Evolution*, 44: 2047–2056.
- Biju S. D. & Bossuyt F. 2003:** New frog family from India reveals an ancient biogeographical link with the Seychelles. *Nature*, 425: 711–714.
- Blaustein A. R., Hokit D. G. & O'Hara R. K. 1994:** Pathogenic fungus contributes to amphibian losses in the Pacific Northwest. *Biological Conservation*, 67: 251–254.
- Bradley D. 1993:** Frog venom cocktail yields a one-handed painkiller. *Science*, 261: 1117.
- Bridges C. M. 1999:** Effects of a pesticide on tadpole activity and predator avoidance behavior. *Journal of Herpetology*, 33: 303–306.
- Briggs C. J., Vredenburg V. T., Knapp R. A. & Rachowicz L. J. 2005:** Investigating the population-level effects of chytridiomycosis: an emerging infectious disease of amphibians. *Ecology*, 86: 3149–3159.
- Bröring U. & Wiegand G. 2005:** Soil zoology II: Colonization, distribution, and abundance of terrestrial Heteroptera in open landscapes of former brown coal mining areas. *Ecological Engineering*, 24: 135–147.
- Bucci-Innocenti S., Ragghianti M. & Mancino G. 1983:** Investigations of karyology and hybrids in *Triturus boscai* and *T. vittatus*, with a reinterpretation of the species groups within *Triturus* (Caudata: Salamandridae). *Copeia*, 3: 662–672.

- Buchar J. 1982:** Způsob publikace lokalit živočichů z území Československa. *Věstník Československé Společnosti Zoologické*, 46: 317–318.
- Burkhardt J. G., Ankley G., Bell H., Carpenter H., Fort D., Gardiner D., Gardner H., Hale R., Helgen J. C., Jepson P., Johnson D., Lannoo M., Lee D., Lary J., Levey R., Magner J., Meteyer C., Shelby M. D. & Lucier G. 2000:** Strategies for assessing the implications of malformed frogs for environmental health. *Environmental Health Perspectives*, 108: 80–90.
- Carey C., Cohen N. & Rollins-Smith L. 1999:** Amphibian declines: an immunological perspective. *Developmental and Comparative Immunology*, 23: 459–472.
- Carey C. & Alexander M. A. 2003:** Climate change and amphibian declines: is there a link? *Diversity and Distributions*, 9: 111–121.
- Clevenger A. P., Chruszcz B. & Gunson K. E. 2003:** Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation*, 109: 15–26.
- Cohen Jr. M. M. 2001:** Frog decline, frog malformations, and a comparison of frog and human health. *American Journal of Medical Genetics*, 104: 101–109.
- Collins J. P. & Storfer A. 2003:** Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions*, 9: 89–98.
- Cummins C. P. 2002:** UV-B radiation, climate change and frogs – the importance of phenology. *Annales Zoologici Fennici*, 39: 1–7.
- Cushman S. A. 2006:** Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological Conservation*, 128: 231–240.
- Daszak P., Berger L., Cunningham A. A., Hyatt A. D., Green D. E. & Speare R. 1999:** Emerging infectious diseases and amphibian population declines. *Emerging Infectious Diseases*, 5: 735–748.
- Daszak P., Cunningham A. A. & Hyatt A. D. 2001:** Anthropogenic environmental change. *Acta Tropica*, 78: 103–116.
- Daszak P., Strieby A., Cunningham A. A., Longcore J. E., Brown C. C. & Porter D. 2004:** Experimental evidence that the bullfrog (*Rana catesbeiana*) is a potential carrier of chytridiomycosis, an emerging fungal disease of amphibians. *Herpetological Journal*, 14: 201–207.
- Degani G. & Warburg M. R. 1978:** Population structure and seasonal activity of the adult *Salamandra salamandra* (L.) (*Amphibia, Urodela, Salamandridae*) in Israel. *Journal of Herpetology*, 12: 437–444.
- DeGarday C. J. & Halbrook R. S. 2006:** Using anurans as bioindicators of PCB contaminated streams. *Journal of Herpetology*, 40: 127–130.
- Denoël M. & Lehmann A. 2006:** Multi-scale effect of landscape processes and habitat quality on newt abundance: Implications for conservation. *Biological Conservation*, 130: 495–504.
- Díaz L. M., Cádiz A., Chong A. & Silva A. 2007:** First report of chytridiomycosis in a dying toad (Anura: Bufonidae) from Cuba: A new conservation challenge for the island. *EcoHealth*, DOI:10.1007/s10393-007-0094-4.
- Dobrovoljc K., Jeran Z. & Bulog B. 2003:** Uptake and elimination of cadmium in *Rana dalmatina* (Anura, Amphibia) tadpoles. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 70: 78–84.

- Dobson A. P. & Foufopoulos J. 2001:** Emerging infectious pathogens of wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 356: 1001–1012.
- Dodd Jr. C. K. & Smith L. L. 2003:** Habitat destruction and alteration: historical trends and future prospects for amphibians. In Semlitsch R. D. (ed.): *Amphibian Conservation*. Smithsonian Books, Washington and London, str. 93–112.
- Dušek J. 2006:** Sledování stavu biotopů a druhů z hlediska ochrany přírody. *Ochrana přírody*, 61(6): 187–188.
- Edgar P. W., Griffiths R. A. & Foster J. P. 2005:** Evaluation of translocation as a tool for mitigating development threats to great crested newts (*Triturus cristatus*) in England, 1990–2001. *Biological Conservation*, 122: 45–52.
- Fahring L., Pedlar J. H., Pope S. E., Taylor P. D. & Wegner J. F. 1995:** Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation*, 73: 177–182.
- Ficetola G. F. & De Bernardi F. 2004:** Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biological Conservation*, 119: 219–230.
- Filho G. A. C., Schwartz C. A., Resck I. S., Murta M. M., Lemos S. S., Castro M. S., Kyaw C., Pires O. R., Liete J. R. S., Bloch C. & Schwartz E. F. 2005:** Antimicrobial activity of the bufadienolides marinobufagin and telocinobufagin isolated as major components from skin secretion of the toad *Bufo rubescens*. *Toxicon*, 45: 777–782.
- Flegr J. 2005:** *Evoluční biologie*. Academia, Praha.
- Flegr J. 2006:** *Zamrzlá evoluce aneb je to jinak, pane Darwin*. Academia, Praha.
- Forman R. T. T. 2000:** Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology*, 14: 31–35.
- Frost D. R., Grant T., Faivovich J., Bain R. H., Haas A., Haddad C. F. B., de Sa R. O., Channing A., Wilkinson M., Donnellan S. C., Raxworthy C., Campbell J. A., Blotto B. L., Moler P., Drewes R. C., Nussbaum R. A., Lynch J. D., Green D. M. & Wheeler W. C. 2006:** The amphibian tree of life. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 297: 1–370.
- Funk W. Ch. & Dunlap W. W. 1999:** Colonization of high-elevation lakes by long-toed salamanders (*Ambystoma macrodactylum*) after extinction of introduced trout populations. *Canadian Journal of Zoology*, 77: 1759–1767.
- Galán P. 1997:** Colonization of spoil benches of an opencast lignite mine in Northwest Spain by amphibians and reptiles. *Biological Conservation*, 79: 187–195.
- Garner T. W. J., Walker S., Bosch J., Hyatt A. D., Cunningham A. A. & Fisher M. C. 2005:** Chytrid fungus in Europe. *Emerging Infectious Diseases*, 11: 1639–1641.
- Gasc J. P., Cabela A., Crnobrnja-Isailovic J., Dolmen D., Grossenbacher K., Haffner P., Lescure J., Martens H., Martínez Rica J. P., Maurin H., Oliveira M. E., Sofianidou T. S., Veith M. & Zuiderwijk A. (eds) 1997:** *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Collection Patrimoines Naturels, 29, Paris.
- Gendron A. D., Marcogliese D. J., Barbeau S., Christin M. S., Brousseau P., Ruby S., Cyr D. & Fournier M. 2003:** Exposure of leopard frogs to a pesticide mixture affects life history characteristics of the lungworm *Rhabdias ranae*. *Oecologia*, 135: 469–476.
- Gibson R. C. & Freeman M. 1997:** Conservation at home: recovery programme for the agile frog *Rana dalmatina* in Jersey. *Dodo, Journal of Wildlife Preservation Trusts*, 33: 91–104.

- Greulich K. & Pflugmacher S. 2003:** Differences in susceptibility of various life stages of amphibians to pesticide exposure. *Aquatic Toxicology*, 65: 329–336.
- Grim T. 2006:** Kde jsou ochranná priority? *Vesmír*, 85(3): 141–147.
- Handl L. 2006:** Osídlování nově vytvořených vodních ploch obojživelníky na území CHKO Kokořínsko. Diplomová práce, Česká zemědělská univerzita, Praha (nepublikováno).
- Handl L. & Vojar J. 2006:** Osídlování uměle vytvořených vodních nádrží obojživelníky na území CHKO Kokořínsko. In Bryja J. & Zúkal J. (eds): *Zoologické dny Brno 2006. Sborník abstraktů z konference 9.–10. února 2006*. Ústav biologie obratlovců AV ČR, Brno, str. 143–144.
- Hanel L. 1992:** *Poznáváme naše ryby*. Brázda, Praha.
- Hanken J. 1999:** Why are there so many new amphibian species when amphibians are declining? *Trends in Ecology & Evolution*, 14: 7–8.
- Hanski I. & Gilpin M. E. 1997:** *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics and Evolution*. Academic Press, London.
- Hartel T. 2005:** Aspects of breeding activity of *Rana dalmatina* and *Rana temporaria* reproducing in a seminatural pond. *North-Western Journal of Zoology*, 1: 5–13.
- Hartman P., Příkryl I. & Štědranský E. 1998:** *Hydrobiologie*. Informatorium, Praha.
- Hels T. 2002:** Population dynamics in a Danish metapopulation of spadefoot toads *Pelobates fuscus*. *Ecography*, 25: 303–313.
- Hels T. & Buchwald E. 2001:** The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation*, 99: 331–340.
- Hels T. & Nachman G. 2002:** Simulating viability of a spadefoot toad *Pelobates fuscus* metapopulation in a landscape fragmented by a road. *Ecography*, 25: 730–744.
- Heyer W. R., Donnelly M. A., McDiarmid R. W., Hayek L.-A. & Foster M. S. (eds) 1994:** *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington, USA.
- Hlaváč V. & Anděl P. 2001:** *Metodická příručka k zajišťování průchodnosti dálničních komunikací pro volně žijící živočichy*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Hlaváč V. & Jermlová B. 2005:** Tůňe a umělé drobné vodní plochy v regionu Vysočina. *Ochrana přírody*, 60(9): 276–279.
- Hodačová D. & Prach K. 2003:** Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology*, 11: 1–7.
- Horne M. T. & Dunson W. A. 1994a:** The interactive effects of low pH, toxic metals, and DOC on a simulated temporary pond community. *Environmental Pollution*, 89: 155–161.
- Horne M. T. & Dunson W. A. 1994b:** Exclusion of the Jefferson salamander, *Ambystoma jeffersonianum*, from some potential breeding ponds in Pennsylvania: effects of pH, temperature, and metals on embryonic development. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 27: 323–330.
- Houlahan J. E., Findlay C. S., Schmidt B. R., Meyer A. H. & Kuzmin, S. L. 2000:** Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, 404: 752–755.

- Hustlé A., Clobert J. & Miaud C. 2006:** The movement and breeding site fidelity of the natterjack toad (*Bufo calamita*) in urban park near Paris (France) with management recommendations. *Amphibia-Reptilia*, 27: 561–568.
- Chaparro J. C., Pramuk J. B. & Gluesenkamp A. G. 2007:** A new species of arboreal *Rhinella* (Anura: Bufonidae) from cloud forest of southeastern Peru. *Herpetologica*, 63: 203–212.
- Janoušek K. & Smutný Z. 1990:** Čolek hranatý *Triturus helveticus* novou součástí herpetofauny Československa. *Akvárium-terárium*, 39(9): 30–32.
- Jensen J. B. & Camp C. D. 2003:** Human exploitation of amphibians. In Semlitsch R. D. (ed.): *Amphibian Conservation*. Smithsonian Books, Washington and London, str. 199–213.
- Joly P. & Miaud C. 1989:** Fidelity to the breeding site in the Alpine newt *Triturus alpestris*. *Behavioural Processes*, 19: 47–56.
- Joly P. & Miaud C. 1990:** Tattooing as an individual marking technique in urodeles. *Alytes*, 8: 11–16.
- Joly P., Miaud C., Lehmann A. & Grolet O. 2001:** Habitat matrix effects on pond occupancy in newts. *Conservation Biology*, 15: 239–248.
- Johnson M. & Speare R. 2003:** Survival of *Batrachochytrium dendrobatidis* in water: quarantine and control implications. *Emerging Infectious Diseases*, 9: 922–925.
- Keisecker J. M. 2003:** Invasive species as a global problem. Toward understanding the worldwide decline of amphibians. In Semlitsch R. D. (ed.): *Amphibian Conservation*. Smithsonian Books, Washington and London, str. 113–126.
- Keisecker J. M. & Blaustein A. R. 1998:** Effects of introduced bullfrogs and smallmouth bass on the microhabitat use, growth and survival of native red-legged frogs. *Conservation Biology*, 12: 776–787.
- Keisecker J. M., Blaustein A. R. & Miller C. L. 2001a:** Potential mechanisms underlying the displacement of native red-legged frogs by introduced bullfrogs. *Ecology*, 82: 1964–1970.
- Keisecker J. M., Blaustein A. R. & Belden L. K. 2001b:** Complex causes of amphibian population declines. *Nature*, 410: 681–684.
- Kerouš K. 1998:** Chronické problémy v ochraně obojživelníků. *Ochrana přírody*, 53(9): 276–279.
- Kerouš K. 1999:** Reálné možnosti ochrany obojživelníků v praxi. *Ochrana přírody*, 54(1): 4–6.
- Kerouš K. 2005:** ÚSES – základní prostředek k ochraně přírody a krajiny. *Ochrana přírody*, 60(9): 262–264.
- Kočárek E. 2004:** *Genetika. Obecná genetika a cytogenetika, molekulární biologie, biotechnologie a genomika*. Scientia, Praha.
- Kolektiv 1995:** *Wildlife Crossings for Roads and Waterways*. Dutch Ministry of Transport, Public Works and Watermanagement, Delft.
- Konvička M., Beneš J. & Čížek L. 2005:** *Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management*. Sagittaria, Olomouc.
- Krebs Ch. J. 1985:** *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance: Third Edition*. Harper-Collins Publisher, New York.

- Krebs CH. J. 1998:** *Ecological Methodology. Second edition.* Addison Wesley Longman, Inc., Menlo Park, California etc.
- La Marca E., Lips K. R., Lötters S., Puschendorf R., Ibáñez R., Ruenda-Almonacid J. V., Schulte R., Marty C., Castro F., Manzanilla-Puppo J., García-Pérez J. E., Bolaños F., Chaves G., Pounds J. A., Toral E. & Young B. E. 2005:** Catastrophic population declines and extinctions in neotropical harlequin frogs (Bufonidae: Atelopus). *Biotropica*, 37: 190–201.
- Laan R. & Verboom B. 1990:** Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biological Conservation*, 54: 251–262.
- Lehtinen R. M. & Galatowitsch S. M. 2001:** Colonization of restored wetlands by amphibians in Minnesota. *American Midland Naturalist*, 145: 388–396.
- Librová H. 2005:** Proč chráníme přírodu? Dvakrát na obhajobu ochránců přírody. *Vesmír*, 84(3): 171–177.
- Loman J. & Andersson G. 2007:** Monitoring brown frogs *Rana arvalis* and *Rana temporaria* in the 120 south Swedish ponds 1989–2005. Mixed trends in different habitats. *Biological Conservation*, 135: 46–56.
- Longcore J. E., Pessier A. P. & Nichols D. K. 1999:** *Batrachochytrium dendrobatidis* gen et sp. nov., a chytrid pathogen to amphibians. *Mycologia*, 91: 219–227.
- Majer J. D. & Nichols O. G. 1998:** Long-term recolonization patterns of ants in Western Australia rehabilitated bauxite mines with reference to their use as indicators of restoration success. *Journal of Applied Ecology*, 35: 161–182.
- Malmgren J. C. 2002:** How does a newt find its way from a pond? Migration patterns after breeding and metamorphosis in great crested newts (*Triturus cristatus*) and smooth newts (*T. vulgaris*). *Herpetological Journal*, 12: 29–35.
- Marsh D. M. & Trenham P. C. 2001:** Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology*, 15: 40–49.
- Marsh D. M., Fegraus E. H. & Harrison S. 1999:** Effects of breeding pond isolation on the spatial and temporal dynamics of pond use by the tungara frog, *Physalaemus pustulosus*. *Journal of Animal Ecology*, 68: 804–814.
- Marty P., Angelibert S., Giani N. & Joly P. 2005:** Directionality of pre- and post-breeding migrations of a marbled newt population (*Triturus marmoratus*): implications for buffer zone management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15: 215–225.
- Mazerolle M. J., Huot M. & Gravel M. 2005:** Behavior of amphibians on the road in response to car traffic. *Herpetologica*, 61: 380–388.
- Measey G. J., Galbusera P., Breynne P. & Matthysen E. 2007:** Gene flow in a direct-developing leaf litter frog between isolated mountains in the Taita Hills, Kenya. *Conservation Genetics*, 8: 1177–1188.
- 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: 1–8.
- Míchal I. 1992:** *Ekologická stabilita.* MŽP ČR, Praha.
- Mikátová B., Vlašín M. & Zavadil V. (eds) 2001:** *Atlas rozšíření plazů v České republice. Atlas of the distribution of reptiles in the Czech Republic.* AOPK ČR, Brno, Praha.

- Mikátová B. & Vlašín M. 2002:** *Ochrana obojživelníků*. EkoCentrum, Brno.
- Mikátová B. & Vlašín M. 2004:** *Obojživelníci a doprava*. ZO ČSOP Veronica, Brno.
- Miko L. (ed.) 2005:** *Zákon o ochraně přírody a krajiny. Komentář*. C. H. Beck, Praha.
- Moravec J. (ed.) 1994:** *Atlas rozšíření obojživelníků v České republice. Atlas of the Czech amphibians*. Národní muzeum, Praha.
- Moravec J. 2001:** *České názvy živočichů IV. Obojživelníci (Amphibia)*. Národní muzeum, Praha.
- Mutschmann F., Berger L., Zwart P. & Gaedicke C. 2000:** Chytridiomycosis in amphibians – first report in Europe. *Berl Munch Tierarztl Wochenschr*, 113: 380–383.
- Nichols O. G. & Bamford M. J. 1985:** Reptile and frog utilization of rehabilitated bauxite minesites and dieback-affected sites in Western Australia's jarrah *Eucalyptus marginata* forest. *Biological Conservation*, 34: 227–249.
- Nichols O. G. & Nichols F. M. 2003:** Long-term trends in faunal recolonization after bauxite mining in the jarrah forest of southwestern Australia. *Restoration Ecology*, 11: 261–272.
- Nichols D. K., Lamirande E. W., Pessier A. P. & Longcore J. E. 2001:** Experimental transmission of cutaneous chytridiomycosis in dendrobatid frogs. *Journal of Wildlife Diseases*, 37: 1–11.
- Noss R., Csuti B. & Groom M. J. 2006:** Habitat Fragmentation. In Groom M. J., Meffe G. K. & Carroll C. R. (eds): *Principles Conservation Biology. Third Edition*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, str. 213–251.
- Novotná D. (ed.) 2001:** *Úvod do pojmosloví v ekologii krajiny*. MŽP ČR a Enigma, Praha.
- Ogurtsov S. V. 2004:** Olfactory orientation in anuran amphibian. *Russian Journal of Herpetology*, 11: 35–40.
- O'Rourke D. P. 2007:** Amphibian used in research and teaching. *ILAR Journal*, 48: 183–187.
- Parris M. J., Reese E. & Storfer A. 2006:** Antipredator behavior of chytridiomycosis-infected northern leopard frog (*Rana pipiens*) tadpoles. *Canadian Journal of Zoology*, 84: 58–65.
- Pechmann J. H. K. 2003:** Natural population fluctuations and human influences: null models and interactions. In Semlitsch, R. D. (ed.): *Amphibian Conservation*. Smithsonian Books, Washington and London, str. 85–93.
- Pechmann J. H. K., Scott D. E., Semlitsch R. D., Caldwell J. P., Vitt L. J. & Gibbons J. W. 1991:** Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations. *Science*, 253: 892–895.
- Pechmann J. H. K., Estes R. A., Scott D. E. & Gibbons J. W. 2001:** Amphibian colonization and use of ponds created for trial mitigation of wetland loss. *Wetlands*, 21: 93–111.
- Pellet J. 2005:** *Conservation of a threatened European tree frog (Hyla arborea) metapopulation*. Thèse de doctorat ès sciences de la vie (PhD), Université de Lausanne, Lausanne.
- Perret N., Pradel R., Miaud C., Grolet O. & Joly P. 2003:** Transience, dispersal and survival rates in newt patchy populations. *Journal of Animal Ecology*, 72: 567–575.
- Pessier A. P., Nichols D. K., Longcore J. E. & Fuller M. S. 1999:** Cutaneous chytridiomycosis in poison dart frogs (*Dendrobates* spp.) and White's tree frogs (*Litoria caerulea*). *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 11: 194–199.

- Peter A. K. H. 2001:** Dispersal rates and distances in adult water frogs, *Rana lessonae*, *R. ridibunda* and their hybridogenetic associate *R. esculenta*. *Herpetologica*, 57: 449–460.
- Petříček V. (ed.) 1999:** *Péče o chráněná území. I. Nelesní společenstva*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Piálek J., Zavadil V. & Valíčková R. 2000:** Morphological evidence for the presence of *Triturus carnifex* in the Czech Republic. *Folia Zoologica*, 49: 33–40.
- Pierce B. A. & Harvey J. M. 1987:** Geographic variation in acid tolerance of Connecticut wood frogs. *Copeia*, 1987: 94–103.
- Pierce B. A. 1985:** Acid tolerance in amphibians. *Bioscience*, 35: 239–243.
- Piotrowski J. S., Annis S. L. & Longcore J. F. 2004:** Physiology of *Batrachochytrium dendrobatidis*, a chytrid pathogen of amphibians. *Mycologia*, 96: 9–15.
- Plesník J. 2005:** Dilema druhové ochrany: co vlastně chránit? *Ochrana přírody*, 60(8): 227–234.
- Plesník J. 2006:** IUCN – Světový svaz ochrany přírody vydal nový červený seznam celosvětově ohrožených druhů. *Ochrana přírody*, 61(2): 35–38.
- Pounds J. A. 2001:** Climate and amphibian declines. *Nature*, 410: 639–640.
- Pounds J. A., Bustamante M. R., Coloma L. A., Consuegra J. A., Fogden M. P. L., Foster P. N., la Marca E., Masters K. L., Merino-Viteri A., Puschendorf R., Ron S. R., Sanchez-Rachowicz L. J., Hero J. M., Alford R. A., Taylor J. W., Morgan J. A. T., Vredenburg V. T., Collins J. P. & Briggs C. J. 2005:** The novel and endemic pathogen hypothesis: competing explanations for the origin of emerging infectious diseases of wildlife. *Conservation Biology*, 19: 1441–1448.
- Pounds A. J., Bustamante M. R., Coloma L. A., Consuegra J. A., Fogden M. P. L., Foster P. N., la Marca E., Masters K. L., Merino-Viteri A., Puschendorf R., Ron S. R., Sanchez-Azofeifa G. A., Still C. J. & Young B. E. 2006:** Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature*, 439: 161–167.
- Prach K. 2003:** Spontaneous succession in Central-European man-made habitats: What information can be used in restoration practice? *Applied Vegetation Science*, 6: 125–129.
- Prach K. & Pyšek P. 2001:** Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: experience from Central Europe. *Ecological Engineering*, 17: 55–62.
- Prach K., Pyšek P. & Bastl M. 2001:** Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: A pattern across seres. *Applied Vegetation Science*, 4: 83–88.
- Prati M., Biganzoli E., Boracchi P., Tesauro M., Monetti C. & Bernardini G. 2000:** Ecotoxicological soil evaluation by FETAX. *Chemosphere*, 41: 1621–1628.
- Prchalová J. 2006:** *Zákon o ochraně přírody a krajiny a Natura 2000. Komentář a prováděcí předpisy podle stavu k 1. 1. 2006*. Linde Praha, Praha.
- Primack R. B., Kindlmann P. & Jersáková J. 2001:** *Biologické principy ochrany přírody*. Portál, Praha.
- Pruner L. & Mika A. 1996:** Seznam obcí a jejich součástí v České republice s čísly mapových polí pro síťové mapování fauny. *Klapalekiana*, 32, Supplementum.
- Puky M. 2006:** Amphibian road kills: a global perspective. In Irwin C. L., Garrett P. & McDermott K. P. (eds): *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology*

and Transportation. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, str. 325–338.

- Rachowicz L. J., Hero J. M., Alford R. A., Taylor J. W., Morgan J. A. T., Vredenburg V. T., Collins J. P. & Briggs C. J. 2005:** The novel and endemic pathogen hypothesis: competing explanations for the origin of emerging infectious diseases of wildlife. *Conservation Biology*, 19: 1441–1448.
- Räsänen K., Laurila A. & Merilä J. 2003a:** Geographic variation in acid stress tolerance of the moor frog *Rana arvalis*. I. Local adaption. *Evolution*, 57: 352–362.
- Räsänen K., Laurila A. & Merilä J. 2003b:** Geographic variation in acid stress tolerance of the moor frog *Rana arvalis*. II. Adaptive maternal effects. *Evolution*, 57: 363–371.
- Rathke D. & Bröring U. 2005:** Colonization of post-mining landscapes by shrews and rodents (Mammalia: Rodentia, Soricomorpha). *Ecological Engineering*, 24: 149–156.
- Ray N., Lehmann A. & Joly P. 2002:** Modeling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability. *Biodiversity and Conservation*, 11: 2143–2165.
- Reading C. J., Loman J. & Madsen T. 1991:** Breeding pond fidelity in the common toad, *Bufo bufo*. *Journal of Zoology*, 225:201–211.
- Rehák I. 1992:** Význam obojživelníků pro člověka. In Baruš V. & Oliva O. (eds): *Fauna ČSFR, Obojživelníci – Amphibia*. Academia, Praha, str. 85–87.
- Reijnen R., Foppen R., ter Braak C. & Thissen J. 1995:** The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology*, 32: 187–202.
- Rollins-Smith L. A., Carey C., Conlon J. M., Reinert L. K., Doersam J. K., Bergman T., Silberring J., Lankinen H. & Wade D. 2003:** Activities of temporin family peptides against the chytrid fungus (*Batrachochytrium dendrobatidis*) associated with global amphibian declines. *Antimicrobial Agents and Chemotherapy*, 47: 1157–1160.
- Rothermel B. B. & Semlitsch R. D. 2002:** An experimental investigation of landscape resistance of forest versus old-field habitats to emigrating juvenile amphibians. *Conservation Biology*, 16:1324–1332.
- Roy S. & Levescue M. 2006:** Limb regeneration in axolotl: Is it superhealing? *The Scientific World Journal*, 6: 12–25.
- Sádlo J. & Pokorný P. 2004:** Neolit skončil, zapomeňte! Zelení cizinci a nové krajiny 5. *Vesmír*, 83(7): 398–403.
- Sejrková D. 2007.** Zajištění dostupnosti území při migracích obojživelníků se zaměřením na komunikace. Bakalářská práce, Česká zemědělská univerzita, Praha (nepublikováno).
- Semlitsch R. D. 2003:** *Amphibian Conservation*. Smithsonian Books, Washington and London.
- Schlupp I. & Podloucky R. 1994:** Changes in breeding site fidelity: A combined study of conservation and behaviour in the common toad *Bufo bufo*. *Biological Conservation*, 69: 285–291.
- Schulte U., Küsters D. & Steinfartz S. 2007:** PIT tag based analysis of annual movement patterns of adult fire salamanders (*Salamandra salamandra*) in a Middle European habitat. *Amphibia-Reptilia*, 28: 531–536.

- Sidorovich V. E. 2000:** Seasonal variation in the feeding habitats of riparian mustelids in river valleys of NE Belarus. *Acta Theriologica*, 45: 233–242.
- Simmaco M., Mignogna G., Canofeni, S., Miele R., Mangoni M. L. & Barra D. 1996:** Temporins, antimicrobial peptides from the European red frog *Rana temporaria*. *European Journal of Biochemistry*, 242: 788–792.
- Sinsch U. 1988:** Seasonal changes in the migratory behaviour of the toad *Bufo bufo*: direction and magnitude of movements. *Oecologia*, 76: 390–398.
- Sinsch U. 1992:** Structure and dynamics of a natterjack toad metapopulation (*Bufo calamita*). *Oecologia*, 90: 489–499.
- Sinsch U. & Seidel D. 1995:** Dynamics of local and temporal breeding assemblages in a *Bufo calamita* metapopulation. *Australian Journal of Ecology*, 20: 351–361.
- 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*, DOI: 10.1007/s10393-007-0093-5.
- Smith M. A. & Green D. M. 2005:** Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: Are all amphibian populations metapopulations? *Ecography*, 28: 110–128.
- Stejskal V. 2006:** Úvod do právní ochrany přírody a péče o biologickou rozmanitost. Linde Praha, Praha.
- Stejskal V. & Vilímková V. 2005:** Zákon o obchodování s ohroženými druhy a předpisy související. Komentář. Linde Praha, Praha.
- Stumpel A. H. P. & van der Voet H. 1998:** Characterizing the suitability of new ponds for amphibians. *Amphibia-Reptilia*, 19: 125–142.
- Svoboda J. (ed.) 1983:** *Encyklopedický slovník geologických věd*. Academia, Praha.
- Svobodová Z. (ed.) 1987:** *Toxikologie vodních živočichů*. MZVŽ ČSR, ČRS, Praha.
- Šandera M. 2006:** Známe, kde je máme? Mapování výskytu obojživelníků a plazů v ČR on line. *Herpetologické informace*, 5(1): 24–25.
- Štátný K., Randík A. & Hudec K. 1987:** *Atlas hnízdního rozšíření ptáků v ČSSR 1973/77*. Academia, Praha.
- Štátný K., Bejček V. & Hudec K. 1996:** *Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice*. H & H, Praha.
- Štátný K., Bejček V. & Hudec K. 2006:** *Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice*. Aventinum, Praha.
- Tajovský K. 2001:** Colonization of colliery spoil heaps by millipedes (Diplopoda) and terrestrial isopods (Oniscidea) in the Sokolov region, Czech Republic. *Restoration Ecology*, 9: 365–369.
- Trocme M. 2006:** *Habitat fragmentation due to linear transportation infrastructure: an overview of mitigation measures in Switzerland*. Swiss Transport Research Conference, 15. – 17. March, Monte Veritá/Ascona, Switzerland.
- Trombulak S. C. & Frissell Ch. A. 2000:** Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14: 18–30.
- Tyler M. J., Shearman D. J. C., Franco R., Obrien P., Seamark R. F. & Kelly R. 1983:** Inhibition of gastric-acid secretion in the gastric brooding frog, *Rheobatrachus silus*. *Science*, 220: 609–610.

- Veith M., Kosuch J., Feldmann R., Martens H. & Seitz A. 2000:** A test for correct species declaration of frog legs imports from Indonesia into the European Union. *Biodiversity and Conservation*, 9: 333–341.
- Vojar J. 1999:** Sukcese obojživelníků na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí. Diplomová práce, Česká zemědělská univerzita, Praha (nepublikováno).
- Vojar J. 2000:** Sukcese obojživelníků na výsypkách. *Živa*, 48(1): 41–43.
- Vojar J. 2001:** Metody studia obratlovců – obojživelníci a plazi. In Bejček V. & Šťastný K. (eds): *Metody studia ekosystémů*. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, str. 82–90.
- Vojar J. 2005:** Centrální databáze výskytů obojživelníků z mapování za rok 2005. Dostupné na www.csop.cz.
- Vojar J. 2006a:** Spatial pattern and abundance of the agile frog, *Rana dalmatina*, in the Horňojiřetinská spoil bank (North Bohemian coal mining district, Czech Republic). In Kočárek P., Plášek V. & Malachová K. (eds): Environmental changes and biological assessment III. *Scripta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Ostraviensis Nr. 163*, Ostrava, str. 239–241.
- Vojar J. 2006b:** Colonization of post-mining landscapes by amphibians: a review. *Scientia Agriculturae Bohemica*, 37: 35–40.
- Vojar J. & Doležalová J. 2003:** Rozšíření skokana skřehotavého (*Rana ridibunda* Pallas, 1771) na výsypkách Ústeckého kraje. *Fauna Bohemiae Septentrionalis*, Tomus 28: 143–152.
- Webb R., Mendez D., Berger L. & Speare R. 2007:** Additional disinfectants effective against the amphibian chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis*. *Diseases of Aquatic Organisms*, 74: 13–16.
- Weisrock D. W., Papenfuss T. J., Macey J. R., Litvinchuk S. N., Polymeni R., Ugurtas I. H., Zhao E., Jowkar H. & Larson A. 2006:** A molecular assessment of phylogenetic relationships and lineage accumulation rates within the family Salamandridae (Amphibia, Caudata). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 41: 368–383.
- Weldon C., du Preez L. H., Hyatt A. D., Muller R. & Speare R. 2004:** Origin of the amphibian chytrid fungus. *Emerging Infectious Diseases*, 10: 2100–2105.
- Welsh H. H. & Ollivier L. M. 1998:** Stream amphibians as indicators of ecosystem stress: A case study from California's redwoods. *Ecological Applications*, 8: 1118–1132.
- Wiens J. J. 2007:** Review of „The amphibian tree of life“ by Frost et al. *Quarterly Review of Biology*, 82: 55–56.
- Wiens J. J., Parra-Olea G., Garcia-Paris M. & Wake D. B. 2007:** Phylogenetic history underlies elevational patterns of biodiversity in tropical salamanders. *Proceedings of the Royal Society of London*, 274: 919–928.
- Wilcove D. S., McLellan C. H. & Dobson A. P. 1986:** Habitat fragmentation in the temperate zone. In Soulé M. E. (ed.): *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, str. 237–256.
- Williams E. S., Yuill T., Artois M., Fischer J. & Haigh S. A. 2002:** Emerging infectious diseases in wildlife. *Revue Scientifique et Technique-Office International des Epizooties*, 21: 139–157.
- Woodhams D. C., Alford R. A. & Marantelli G. 2003:** Emerging disease of amphibians cured by elevated body temperature. *Diseases of Aquatic Organisms*, 55: 65–67.

- Zavadil V. 1998:** Problémy v ochraně obojživelníků a plazů v České republice. In Otáhal I. & Plesník J. (eds): *Záchrané programy živočichů v České republice*. ZO ČSOP Nový Jičín – Stanice pro záchranu živočichů, Bartošovice nad Moravou, str. 60–63.
- Zavadil V. 2007:** Je nutný management pro obojživelníky? In Bryja J., Zukal J. & Řehák Z. (eds): *Zoologické dny Brno 2007. Sborník abstraktů z konference 8.–9. února 2007*. Ústav biologie obratlovců AV ČR, Brno, str. 122–123.
- Zavadil V. & Kolman P. 1990:** Čolek hranatý novým druhem naší fauny. *Živa*, 38(5): 224–227.
- Zavadil V. & Moravec J. 2003:** Červený seznam obojživelníků a plazů České republiky. In Plesník J., Hanzal V. & Brejšková L. (eds): *Červený seznam ohrožených druhů České republiky, Obratlovci*. Příroda, 22, Praha, str. 83–93.
- Zavadil V. & Moravec J. 2006:** Žádost o pomoc se shromažďováním doplňujících dat o výskytu obojživelníků a plazů v ČR. *Herpetologické informace*, 5(1): 23–24.
- Zavadil V., Sádlo J. & Vojar J. in press:** Biotopy našich obojživelníků a jejich management při současných změnách dlouhodobého vývoje krajiny. AOPK ČR, Praha.
- Zavadil V., Piálek J. & Klepsch L. 1994:** Extension of the known range of *Triturus dobrogicus*: electrophoretic and morphological evidence for presence in the Czech Republic. *Amphibia-Reptilia*, 15: 329–335.
- Zavadil V., Rozínek R. & Kerouš K. 2005:** Hodnocení a sledování změn obojživelníků. In Vačkář D. (ed.): *Ukazatele změn biodiverzity*. Academia, Praha, str. 224–235.
- Zeisset I. & Beebee T. J. C. 2003:** Population genetics of a successful invader: the marsh frog *Rana ridibunda* in Britain. *Molecular Ecology*, 12: 639–646.

14. Seznam příloh

Příloha č. 1: Seznam boxů

Příloha č. 2: Přehled druhů, jejich ohrožení a změn v nomenklatuře

Příloha č. 3: Metody vhodné pro sledování jednotlivých druhů obojživelníků

Příloha č. 4: Pojmy a zkratky navrhované pro mapování výskytu obojživelníků v rámci programu „Ochrana biodiverzity“

Příloha č. 5: Internetové stránky věnované obojživelníkům a jejich ochraně

Příloha č. 6: Přehled metodik vydaných ČSOP

Příloha č. 1:
Seznam boxů

Box č.	Název boxu	Autor	Str.
Box 1	Od žabích stehýnek k biologickým invazím	JV	10
Box 2	Červené knihy a seznamy ohrožených druhů	JV	12
Box 3	Kolik vlastně známe druhů obojživelníků? A ubývají nebo přibývají?	JV	15
Box 4	Globální trendy ve vývoji populací obojživelníků	JV	16
Box 5	Změny v systému a nomenklatuře obojživelníků	OK, JV	18
Box 6	Vražedné koalice – vzájemné působení ohrožujících příčin	JV	21
Box 7	Protipovodňová opatření – důstojní nástupci regulací vodních toků	DF, JV	33
Box 8	Citlivost druhů vůči fragmentaci	JV	42
Box 9	Tok genů a jeho stavidla	RM, JV	45
Box 10	Jak jsou svým biotopům věrní naši obojživelníci?	JD, JV	50
Box 11	Nová Fauna ČR – výzva ke spolupráci	JV	54
Box 12	Aplikace BioLib	MŠ, JV	56
Box 13	Co je a co není údolní niva?	JV	71
Box 14	Účast veřejnosti ve správních řízeních	JV	75
Box 15	Odbahňování nádrží a legislativa	JV	80
Box 16	Manipulace s obojživelníky a zákon na ochranu zvířat proti týrání	JV	83
Box 17	Sací bagr coby alternativní řešení odbahnění nádrže	DF, JV	93
Box 18	Kompenzační opatření spojená s obnovou vodních ploch	DF, JV	95
Box 19	Historie migračních objektů	JV	98
Box 20	Migrační studie	JV	100
Box 21	Hlavní chyby při konstrukci bariér	RR, JV	107

Příloha č. 2:

Přehled druhů, jejich ohrožení a změn v nomenklatuře

České názvy – podle současně platného názvosloví (Moravec 2001)

Latinské názvy původní – dle vyhlášky č. 395/1992 Sb.

Latinské názvy současné – dle současných změn v systematice (blíže Box 5)

ČS – zařazení do kategorií ohrožení podle Červeného seznamu obojživelníků a plazů ČR (Zavadil & Moravec 2003), význam zkratk: CR – druh kriticky ohrožený, EN – ohrožený, VU – zranitelný, NT – téměř ohrožený druh

Ochrana ČR – stupně ohrožení dle Přílohy č. 3 vyhlášky č. 395/1992 Sb., význam zkratk: **O** – druh ohrožený, **SO** – silně ohrožený, **KO** – kriticky ohrožený druh, znaménky (+) – zprísnění a (–) – zmírnění ochrany jsou zaznamenány změny v zařazení druhů do jednotlivých kategorií dle vyhlášky č. 175/2006 Sb., kterou byla vyhláška č. 395/1992 Sb. novelizována

Ochrana EU – zařazení druhů do příloh Směrnice o stanovištích (92/43/EHS), doplněné vyhláškou č. 166/2005 Sb., **Příloha II** – Druhy živočichů a rostlin v zájmu Společenství, jejichž ochrana vyžaduje vyhlášení zvláštních oblastí ochrany, **Příloha IV** – Druhy živočichů a rostlin v zájmu Společenství, které vyžadují přísnou ochranu, **Příloha V** – Druhy živočichů a rostlin v zájmu Společenství, jejichž odchyt a odebírání ve volné přírodě a využívání může být předmětem určitých opatření na jejich obhospodařování.

Český název	Latinský název původní Latinský název současný	ČS	Ochrana ČR	Ochrana EU
Mlok skvrnitý	<i>Salamandra salamandra</i>	VU	SO	–
Čolek velký	<i>Triturus cristatus</i>	EN	SO (–)	II, IV
Čolek dravý	<i>Triturus carnifex</i>	CR	KO (+)	II, IV
Čolek dunajský	<i>Triturus dobrogicus</i>	CR	–	II
Čolek horský	<i>Triturus alpestris</i> <i>Mesotriton alpestris</i>	NT	SO	–
Čolek obecný	<i>Triturus vulgaris</i> <i>Lissotriton vulgaris</i>	NT	SO	–
Čolek karpatský	<i>Triturus montandoni</i> <i>Lissotriton montandoni</i>	CR/EN ¹⁾	KO	II, IV
Čolek hranatý	<i>Triturus helveticus</i> <i>Lissotriton helveticus</i>	CR	KO	II, IV
Kuňka obecná	<i>Bombina bombina</i>	EN	SO (+)	II, IV
Kuňka žlutobřichá	<i>Bombina variegata</i>	CR/VU ¹⁾	SO (+)	II, IV
Blatnice skvrnitá	<i>Pelobates fuscus</i>	NT	SO (–)	IV

Ropucha obecná	<i>Bufo bufo</i>	NT	O	–
Ropucha zelená	<i>Bufo viridis</i> <i>Pseudepidalea viridis</i>	NT	SO (+)	IV
Ropucha krátkonohá	<i>Bufo calamita</i> <i>Epidalea calamita</i>	EN	KO	IV
Rosnička zelená	<i>Hyla arborea</i>	NT	SO	IV
Skokan hnědý	<i>Rana temporaria</i>	NT	–	V
Skokan ostronosý	<i>Rana arvalis</i>	EN	KO (+)	IV
Skokan štíhlý	<i>Rana dalmatina</i>	NT	SO	IV
Skokan skřehotavý	<i>Rana ridibunda</i> <i>Pelophylax ridibundus</i>	NT	KO	V
Skokanátkrátkonohý	<i>Rana lessonae</i> <i>Pelophylax lessonae</i>	VU	SO (–)	IV
Skokan zelený	<i>Rana kl. esculenta</i> <i>Pelophylax esculentus</i>	NT	SO	V

¹⁾ druhy žijící v ČR ve dvou oddělených oblastech s odlišným stupněm ohrožení – čolek karpatský (západní/karpatská populace) a kuňka žlutobřichá (Čechy/Morava a Slezsko).

Příloha č. 3:

Metody vhodné pro sledování jednotlivých druhů obojživelníků

Použité zkratky jsou uvedeny v Příloze č. 4. Zde uvedené zkratky druhů vychází jak z nového, tak z původního vědeckého názvosloví (viz Příloha č. 2). Kolonka **Období** znamená u larev i adultních obojživelníků výskyt ve vodě, pouze u dospělců mloka skvrnitého na souši.

Autor přílohy V. Zavadil.

Druh	Stádium	Období	Metoda	Poznámky
Mlok skvrnitý <i>Ssaí</i>	larvy	III–VIII (IXX)***	poz., odchyt	drobné potoční tůňky a tišinky, studánky
	adult	III–X (XI)	poz.	v noci, ve dne za deště či po něm, na podzim i za slunných dnů
Čolek velký <i>Tcri</i>	larvy	(V)VI–VIII (IX)**	poz., odchyt	citlivé na manipulaci, pozorování neefektivní
	adult	III–VII (VIII)	poz., odchyt	lze pozorovat při nadechování u hladiny či v noci s baterkou
Čolek dunajský <i>Tdob</i>	larvy	(IV) V–VI (VII)	dtto	těžko rozeznatelné od č. velkého
	adult	(II) III–V (VI)	dtto	viz čolek velký
Čolek dravý <i>Tcar</i>	larvy	(V) VI–VII (VIII)	dtto	nerozeznatelné od č. velkého
	adult	III–VI (VII)	dtto	viz čolek velký
Čolek horský <i>Talp/Malp</i>	larvy	V–VIII (IX–X)***	dtto	citlivé na manipulaci; v kalužích na lesních cestách lze pozorovat
	adult	IV–VIII (IX)	dtto	viz čolek velký
Čolek obecný <i>Toul/Loul</i>	larvy	V–VII (VIII)*	dtto	citlivé na manipulaci, pozorování neefektivní
	adult	(III) IV–VI (VII)	dtto	viz čolek velký
Čolek karpatský <i>Tmon/Lmon</i>	larvy	V–VIII (IX–X)**	dtto	prakticky nerozeznatelné od čolka obecného
	adult	(IV) V–VI	dtto	viz čolek velký
Čolek hranatý <i>Thel/Lhel</i>	larvy	(V) VI–VIII	dtto	nerozeznatelné od č. obecného
	adult	(IV) V–VI (VII)	dtto	viz čolek velký
Kuňka obecná <i>Bbom</i>	snůšky	IV–VIIIq	poz.	těžko k nalezení
	larvy	IV–Xq	odchyt	snadno rozeznatelné
	adult	III–VIII	hlas, poz.	denní i soumrčná aktivita

Kuňka žlutobřichá <i>Boar</i>	snůšky	(IV) V–VIII	poz.	nápadné a snadno poznatelné
	larvy	V–IX (X)	poz.	nápadné a snadno poznatelné
	adult	IV–VIII (IX)	(hlas), poz.	denní i noční aktivita
Blatnice skvrnitá <i>Pfus</i>	snůšky	(III) IV–VI	poz.	provazce široké cca 15 mm
	larvy	IV–VIII (IX–X)*	poz. nechytat!	jednobarevný velcí pulci nesmírně citliví na manipulaci
	adult	III–VI	hlas, (poz.)	noční aktivita, v době páření i denní
Ropucha obecná <i>Bbuf</i>	snůšky	(III) IV (V–VI)	poz.	provazce široké 5–8 mm
	larvy	IV–VI (VII–IX)	poz., odchyt	nápadné, černé, často plavou v hejnech ve vodním sloupci
	adult	III–V (VI–VII)	poz.	denní i noční aktivita
Ropucha krátkonohá <i>Bcal/Ecal</i>	snůšky	IV–VIII	poz.	nenápadné úzké provazce
	larvy	(IV)V–IX (X)	poz., odchyt	velmi podobné r. obecné, u starších patrný proužek na zádech
	adult	IV–VIII	hlas, poz.	striktně noční aktivita
Ropucha zelená <i>Boir/Poir</i>	snůšky	IV–VIII	poz.	provazce široké do 4 mm
	larvy	IV–IX (X)	poz., odchyt	šedě mramorované
	adult	III–VIII	hlas, poz.	denní i noční aktivita
Rosnička zelená <i>Harb</i>	snůšky	IV–VIII ^a	poz.	drobné, jako větší vlašský ořech
	larvy	IV–VIII (IX–X)	poz., odchyt	nápadní a snadno poznatelní
	adult	III–VI (VII–VIII)	hlas, poz.	soumračná a noční aktivita
Skokan hnědý <i>Rtem</i>	snůšky	III–IV (V) ²⁾	poz.	velké shluky na mělčinách, často kladené hromadně
	larvy	IV–VI (VII–VIII) *** ²⁾	odchyt	těžko k rozlišení od s. ostronosého
	adult	III–V	hlas, poz.	denní i noční aktivita
Skokan štíhlý <i>Rdal</i>	snůšky	(I–II) III–IV	poz.	jednotlivé „propíchnuté“ stébem, většinou pod hladinou
	larvy	IV–VII (VIII)	poz., odchyt	skvrnitý horní ploutevní lem
	adult	(I–II) III–IV	hlas, odchyt	viz skokan hnědý

Skokan ostronosý <i>Raro</i>	snůšky	III–IV (V)	poz.	jednotlivě i ve shlucích, snůšky proti s. hnědému malé
	larvy	IV–VI (VII)	odchyt	těžko k rozlišení od s. hnědého
	adult	III–IV (V)	hlas, poz.	viz skokan hnědý
Skokan skřehotavý <i>Rrid/Prid</i>	snůšky	(IV) V–VI	poz.	menší než zemní skokani s hnědým terčíkem
	larvy	V–VIII (IX)*	poz.	velké, rychlé, mramorované
	adult	III–IX (X)	hlas	denní i noční aktivita
Skokan krátkonohý <i>Rles/Ples</i>	snůšky	V–VII	poz.	viz skokan skřehotavý
	larvy	V–IX	poz.	viz skokan skřehotavý
	adult	(III) IV–IX	hlas	viz skokan skřehotavý
Skokan zelený <i>Resc/Pesc</i>	snůšky	V–VI	poz.	viz skokan skřehotavý
	larvy	V–VIII (IX)	poz.	těžko odlišitelné od předchozího
	adult	(III) IV–IX (X)	hlas	viz skokan skřehotavý

* výjimečně přezimují

** někdy přezimují

*** často přezimují

a) snůšky v létě a pulci na podzim jen v periodických vodách

²⁾ v horách

Příloha č. 4:

Pojmy a zkratky navrhované pro mapování výskytu obojživelníků v rámci programu „Ochrana biodiverzity“

Jde o nezávazné návrhy, avšak jejich jednotné užívání značně usnadní zpracování dat. V případě elektronického zpracování dat v programu Microsoft Excel je možné uvádět celá slova, neboť slovo se zde samo zkopíruje.

Zkratka	Celý výraz či slovní spojení	Poznámka
M	samec	pouze, pokud jsme schopni určit pohlaví jedince
F	samice	dtto
sn.	snůšky	u žab, zejména skokanů, blatnice, rosničky
lar.	larvy	pulci žab i larvy ocasatých obojživelníků
juv.	juvenil	mláďe, zpravidla toho roku metamorfovaný jedinec
sbad.	subadult	nedospělý jedinec před dosažením pohlavní dospělosti
ad.	adult	dospělec, pokud nejsme schopni určit pohlaví zvířete
poz.	pozorování	vizuální metody sledování
hlas	odposlech	zaznamenat příp. provokaci hlasem z přehrávače
odch.	odchyt	při odchytu zvířat např. pomocí podběráku (do ruky)
odh.	odhad	počet odhadnutých jedinců
spoč.	spočteno	přímo spočtení jedinci
jedn.	jednotlivý výskyt	do 10 ti jedinců
des.	desítky	počty jedinců, od cca 10 do 100 ks
stov.	stovky	počty jedinců, 100 ks a více
<i>Rtem</i>	skokan hnědý	příklad označení druhu, které se skládá z prvního písmena latinského rodového jména a tří prvních písmen jména druhového, doporučeno je používat současných vědeckých názvů
<i>Rana</i> sp.		determinace rodu – v případě neurčení do druhu
O, SO, KO	ohrožený (o.), silně o. a kriticky o. druh	stupeň ochrany druhu dle Přílohy č. 3 vyhlášky 395/1992 Sb.
NP atp.	národní park	zkratky pro zvláště chráněná území
PCHP	přechodně chráněná plocha	
VKP	významný krajinný prvek	obecně chráněné území

EVL	evropsky významná lokalita	území chráněné v zájmu Evropského společenství
S, V, J, Z		světové strany
m, km	metry, kilometry	
min.	minimálně	
anon.	anonym	neznámý pozorovatel
?	sporný údaj	např. při determinaci druhu
k.ú.	katastrální území	např. z katastrálních map
čtv.	faunistický čtverec	dle mapy dostupné na AOPK či publikace Prunera & Míky (1996)
okr., kraj	okres, kraj	
lok.	lokalita	místo nálezu, biotop
souř.	zeměpisné souřadnice	pomocí přístroje GPS, z map

Příloha č. 5:

Internetové odkazy věnované obojživelníkům a jejich ochraně

Autor přílohy: Oldřich Kopecký

Zahraniční zdroje (v anglickém jazyce)

<http://amphibiaweb.org/> – stránky provozované University of California jsou zřejmě nejkomplexnějším zdrojem informací o obojživelnících dostupným na internetu. K dispozici vyhledávací databáze druhu dle jména a taxonomické příslušnosti. Stránky se věnují i problematice ubývání obojživelníků. Řada zajímavých odkazů včetně diskuze na téma Amphibian Tree of Life.

<http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html> – stránky American Museum of Natural History s kompletním taxonomickým přehledem (včetně synonym) všech známých druhů obojživelníků.

<http://www.worldcongressofherpetology.org/> – stránky Mezinárodní herpetologické komise. Věnují se pořádání, náplni a historii mezinárodních herpetologických konferencí. Na stránkách odkazy hlavně na národní herpetologické společnosti a organizace, např. American Society of Ichthyologists and Herpetologists (**<http://www.asih.org/>**), Deutsche Gesellschaft für Herpetologie und Terrarienkunde (**<http://www.dght.de>**), British Herpetological Society (**<http://www.thebhs.org/>**) atp.

<http://www.gli.cas.cz/seh/> – stránky Evropské herpetologické společnosti (Societas Europea Herpetologica). Jejich náplní jsou aktivity společnosti včetně ochrannářských snah. Na stránkách řada dalších odkazů.

<http://www.amphibians.org/> – stránky Amphibian Specialist Group zaměřené na celosvětovou součinnost při ochraně obojživelníků. Provozovány IUCN a SSC (Species Survival Commission). Též odkazy na významné stránky věnované ochraně a příčinám ohrožení obojživelníků, např. Global Amphibian Assessment (**<http://www.globalamphibians.org/>**) s celosvětovým červeným seznamem všech obojživelníků.

<http://nemys.ugent.be/> – biologický informační systém vyvinutý Marine Biology Section (Ghent University), kde je po zaregistrování možno získat plné verze článků o vybraných taxonech.

<http://www.jcu.edu.au/school/phtm/PHTM/frogs/ampdis.htm>, zde nalezneme rozsáhlou bibliografii nemocí a příčin poklesu obojživelníků, plány na zmírnění ohrožení, hygienické protokoly a protokoly o karanténě či návody pro zacházení s nemocnými nebo uhynulými obojživelníky.

Užitečné stránky v češtině

<http://www.herp.cz> – stránky České herpetologické společnosti sdružující profesionální i amatérské pracovníky zejména v oborech herpetologie a batrachologie. Jsou zde informace o pořádaných akcích (konference), odkazy na zahraniční tématicky zaměřené stránky a herpetologickou literaturu.

<http://www.mpcr.cz/obojzivelnikroku> – stránky Muzea přírody Český ráj, odkaz na osvětovou akci „Obojživelník roku“.

<http://www.mokrady.cz/> – stránky projektu „Sít' environmentálních informačních a poradenských center pro péči o mokřady a vodu v krajině“, jenž končí v srpnu 2008. Cílem projektu je zvýšit znalosti lidí, kteří různým způsobem ovlivňují stav mokřadů a funkci vody v krajině formou tématicky zaměřených kurzů a seminářů.

Dále existuje řada stránek základních organizací ČSOP věnovaných i praktické ochraně obojživelníků. Užitečné mohou být stránky Ministerstva životního prostředí ČR (**<http://www.env.cz>**), Agentury ochrany přírody a krajiny ČR (**<http://www.ochranaprirody.cz>**) atp.

Příloha č. 6:

Přehled metodik vydaných ČSOP

- Svazek 1: OCHRANA OBOJŽIVELNÍKŮ – Blanka Mikátová, Mojmír Vlašín
- Svazek 1 – doplněk: OBOJŽIVELNÍCI A DOPRAVA. Doplněk k metodice č. 1 – Blanka Mikátová, Mojmír Vlašín
- Svazek 2: OCHRANA ŽIVOČICHŮ V ČR – kolektiv
- Svazek 3: LABUTĚ, BÍLÉ SKVOSTY NAŠÍ PŘÍRODY – kolektiv
- Svazek 4: ZÁCHRANA STARÝCH A KRAJOVÝCH ODRŮD OVOCNÝCH DŘEVIN – Václav Tetera
- Svazek 5: PÉČE O DŘEVINY ROSTOUCÍ MIMO LES I. – Jaroslav Kolařík a kol.
- Svazek 6: PÉČE O DŘEVINY ROSTOUCÍ MIMO LES II. – Jaroslav Kolařík a kol.
- Svazek 7: BOLŠEVNÍK VELKOLEPÝ (*Heracleum mantegazzianum*) – Václav Somol, Josef Pašek, Markéta Purmová, Jiří Krupička
- Svazek 8: OCHRANA BIODIVERZITY MALÝCH VODNÍCH TOKŮ – Lubomír Hanel, Pavel Pešout (editoři)
- Svazek 9: VÁŽKY – výzkum a ochrana – Lubomír Hanel, Jiří Zelený
- Svazek 9 – příloha: URČOVACÍ KLÍČ EXUVIÍ evropských druhů vážek (Odonata) podřádu Anisoptera – Stefan Kohl
- Svazek 10: OCHRANA RYB A MIHULÍ – Lubomír Hanel
- Svazek 11: POTRAVNÍ EKOLOGIE NAŠICH DRAVCŮ A SOV – Jiří Mlíkovský
- Svazek 12: ČECHY NAD ZLATO – Petr Skála (editor)
- Svazek 13: JAK NA BAŽANTNICE ? – Pavel Křížek, Pavel Pešout
- Svazek 14: KŘÍDLATKA (*Reynoutria* sp.) – Josef Pašek, Jiří Brabec, Václav Somol, Markéta Purmová
- Svazek 15: OCHRANA PTÁKŮ PŘED ZRANĚNÍM NA VENKOVNÍCH ELEKTRICKÝCH VEDENÍCH – Ivo Otáhal et al.
- Svazek 16: PŘEHLÍŽENÁ KRÁSA – malý průvodce světem mechorostů – Magda Zdražilková
- Svazek 17: OCHRANA VODNÍCH MĚKKÝŠŮ – Luboš Beran
- Svazek 18: OCHRANA HORSKÝCH A PODHORSKÝCH TOKŮ – Úvod do studia jejich biocenóz – Aloisie Pouličková a kol.
- Svazek 19: OŠETŘOVÁNÍ STARÝCH A VÝSADBA NOVÝCH OVOCNÝCH DŘEVIN – Pavel Klecov, Vojtěch Řezníček, Josef Sus, Václav Tetera
- Svazek 20: PTAČÍ BUDKY a další způsoby zvyšování hnízdních možností ptáků – Petr Zasadil (editor)
- Svazek 23: STŘÍBRNÁ NIT – Michal Kulík

- Svazek 24: HOSPODAŘÍME S MOPÍKY – minimum vedoucího dětského kolektivu –
Jana Stibralová
- Svazek 25: POZEMKOVÉ SPOLKY: spolupráce s vlastníky při ochraně přírodního
a kulturního dědictví – Ladislav Ptáček, Pavel Pešout
- Svazek 26: MOTÝLI ČESKÉ REPUBLIKY: Rozšíření a ochrana – Jiří Beneš, Martin Konvička,
Zbyněk Havelda, Alois Pavličko, Vladimír Vrabec, Zdeněk Weidenhoffer
- Svazek 27: ORNITOLOGICKÉ TABULKY – Jiří Mlíkovský
- Svazek 28: ČMELÁCI – Miroslav Pavelka, Vladimír Smetana
- Svazek 29: NAŠI DRAVCI A SOVY a jejich praktická ochrana – Otakar Závalský
- Svazek 30: OCHRANA NETOPÝRŮ – Mojmír Vlašín, Ivana Málková
- Svazek 31: JAK A PROČ SE NEBÁT (PODVOJNÉHO) ÚČETNICTVÍ – Miluše Geussová,
Erik Geuss
- Svazek 32: OCHRANA VELKÝCH ŠELEM V ČESKÉ REPUBLICE – Petr Stýblo (editor)
- Svazek 33: JEŽCI – Zuzana Pokorná
- Svazek 34: LEDŇÁČEK ŘÍČNÍ – jeho ochrana a výzkum – Pavel Čech

**OCHRANA OBOJŽIVELNÍKŮ: OHROŽENÍ, BIOLOGICKÉ PRINCIPY,
METODY STUDIA, LEGISLATIVNÍ A PRAKTICKÁ OCHRANA
Doplněk k metodice č. 1 Českého svazu ochránců přírody**

Jiří Vojar

Katedra ekologie a životního prostředí, Fakulta životního prostředí ČZU Praha,
Kamýcká 1176, 165 21 Praha 6-Suchbát; tel.: (+420) 224 383 782, e-mail: vojar@fzp.czu.cz

Vydal Český svaz ochránců přírody – ZO Hasina Louny v Praze roku 2007

Vydáno v rámci programu Českého svazu ochránců přírody „Ochrana biodiverzity“,
podpořeného Ministerstvem životního prostředí ČR

Korektury Tereza Langová

Obálka, grafická úprava, sazba Jana Štěpánová, RedGreenBlue

Tisk Gemi, Praha

Náklad 1000 ks

První vydání

Publikaci lze objednat na ÚVR ČSOP, Uruguayská 7, 120 00 Praha 2

tel.: 222 516 115, fax: 222 511 496

e-mail: info@csop.cz, www.csop.ecn.cz

ISBN 978–80–254–0811–7