



ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA EKOLOGIE



**Faktory ovlivňující početnost a prostorovou distribuci
skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) v prostředí výsypek
Severočeské hnědouhelné pánve**

Teze disertační práce

Zpracovala: Ing. Jana Doležalová

Obor: Ekologie

Téma: Obojživelníci výsypkových ploch Mostecka

Školitel: Prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Konzultant: Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Praha 2010

Předmluva

Předkládaná práce sestává z literární rešerše prací o biotopových preferencích, kolonizačních schopnostech a vlivu prostupnosti krajiny na prostorové rozšíření skokana štíhlého a vlastní práce – zhodnocení výskytu skokana štíhlého na mosteckých výsypkách a v jejich okolí. Dále jsou zde formulovány cíle vlastní disertační práce a návrhy její metodiky. Úvod práce a kapitola věnovaná fenoménu výsypkových ploch jsou koncipovány obecněji pro nástin a vysvětlení širších souvislostí, další kapitoly práce se již věnují pouze danému tématu. Projekt je součástí komplexní a dlouholeté studie širšího kolektivu řešitelů věnované zjišťování početnosti skokana štíhlého v prostředí výsypkových ploch a dalším aspektům ekologie a biologie tohoto druhu (např. dynamika populací, vliv kvality vody na úspěšnost vývoje snůšek).

Cílem disertační práce je především získání poznatků o ekologii skokana štíhlého a také využití těchto výsledků v praktické ochraně obojživelníků. Post-těžební lokality skýtají v tomto směru velký potenciál, jeho využití však komplikuje současný stav legislativy. Výsledky výzkumu obojživelníků na výsypkách se proto budeme snažit uplatnit v diskusi na dané téma a při navrhování revitalizačních řešení. Výstupy z těchto prací budou zprostředkovány nejen vědecké obci, ale také širší veřejnosti, odborníkům a pracovníkům úřadů, kteří se rekultivacemi výsypkových ploch zabývají.

Ráda bych na tomto místě poděkovala zejména Jirkovi Vojarovi, Vláďovi Bejčkovi a Miliči Solskému za pomoc, rady a inspiraci při vzniku tohoto textu, Daniele Smolové za spolupráci při získávání externích dat o výskytu obojživelníků na výsypkách, Honzovi Popelkovi za konzultace problematiky autokorelace, Jindrovi Gučíkovi a Tomáši Brunovi za rybářský pohled na vodní plochy výsypek. Poděkování patří všem členům Herpetosekce FŽP ČZU v Praze, díky nimž je tento projekt již pátým rokem realizován.

OBSAH:

1. ÚVOD	1
2. LITERÁRNÍ REŠERŠE	4
2.1 Průběh rozmnožování skokana štíhlého	4
2.2 Migrační, disperzní a kolonizační možnosti skokana štíhlého	5
2.3 Faktory prostředí ovlivňující početnost a prostorovou distribuci skokana štíhlého v krajině	8
2.3.1 Charakter stanovišť obývaných mimo období rozmnožování	9
2.3.2 Charakter reprodukčních biotopů	10
<i>Rozloha, hloubka a stabilita reprodukčních vodních ploch</i>	10
<i>Oslunění</i>	12
<i>Litorální vegetace</i>	12
<i>Kvalita vody</i>	13
<i>Predační tlak</i>	14
<i>Kompetice s jinými druhy obojživelníků</i>	16
2.3.3 Prostorové charakteristiky prostředí	17
<i>Charakter terestrických stanovišť v okolí reprodukčních lokalit</i>	17
<i>Prostupnost krajiny, konektivita prostředí, migrační koridory a bariéry</i>	18
<i>Biologický potenciál okolní krajiny – výskyt skokana štíhlého v okolí výsypkových ploch</i>	21
2.4 Vliv průběhu počasí na fluktuace početnosti skokana štíhlého	24
3. POPIS ŘEŠENÉHO ÚZEMÍ	24
3.1 Severočeská hněduhelná pánev	24
3.2 Vývoj stanovišť na výsypkách po těžbě hnědého uhlí	24
3.3 Rekultivace výsypek	25
3.4 Technicky nerektivované výsypky a jejich management	26
3.5 Popis sledovaných výsypek	28
<i>Hornojířetínská výsypka</i>	29
<i>Kopistská výsypka</i>	30
<i>Růžodolská výsypka</i>	30
<i>Albrechtická výsypka</i>	31

4. TEZE DISERTAČNÍ PRÁCE	32
5. METODIKA DISERTAČNÍ PRÁCE	33
5.1 Získávání dat	33
5.2 Zpracování dat	35
6. LITERATURA	37
7. PŘÍLOHA	50
1 – Výsypky Severočeské hnědouhelné pánve	
2 – Hornojiřetínská, Kopistská, Růžodolská a Albrechtická výsypka	
3a – Výskyt skokana štíhlého na výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve a v jejich okolí do 4 km	
3b – Databáze výskytu skokana štíhlého na výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve a v jejich okolí do 4 km	

1. ÚVOD

Obojživelníci patří k nejvíce ohroženým skupinám obratlovců (např. Alford & Richards 1999, Pounds 2001, Storfer 2003, Stuart et al. 2004). Vazba na různé typy stanovišť, potřeba pravidlených migrací, nižší pohyblivost a vysoce permeabilní pokožka předurčují obojživelníky k velké citlivosti vůči změnám v prostředí (např. Scribner et al. 2001, Cushman 2006, Hartel et al. 2009b). Úbytek početnosti a diverzity obojživelníků je celosvětově pozorovaným a zkoumaným jevem, který je způsoben řadou příčin spojených s rozvojem lidské civilizace a jejím vlivem na životní prostředí (např. Pounds 2001, Collins & Storfer 2003, Baillie et al. 2004). Některé vlivy ovšem působí synergicky či v jiných interakcích (Keisecker et al. 2001, Gendron et al. 2003). Odhalení míry jejich skutečného působení navíc komplikují přirozené fluktuace početnosti populací obojživelníků (Pechmann et al. 1991, Meyer et al. 1998). K nejvýznamnějším a nejlépe prostudovaným příčinám úbytku obojživelníků patří destrukce stanovišť a znečištění prostředí. Jejich vliv je pozorován od počátku 20. století (Beebee 1997, Dodd & Smith 2003, Cushman 2006, Hartel et al. 2008).

V České republice obojživelníky ohrožuje nejvíce: (i) výstavba komunikací, lidských sídel apod. (přímý vliv a fragmentace krajiny), (ii) intenzifikace zemědělství (změny hospodaření, snížení prostupnosti krajiny, znečištění prostředí používáním hnojiv a pesticidů), (iii) meliorace vodních systémů (celkové odvodnění krajiny, úbytek mokřadních oblastí, niv a drobných vodních ploch v krajině, protipovodňová opatření, likvidace povodňových škod), (iv) intenzifikace využívání vodních ploch (vysoký predační tlak a eutrofizace vody v rybochovných rybnících, jejich nešetrné odbahňování či letenění) a vysazování ryb pro sportovní rybolov do nevhodných lokalit (drobné tůňe a vodní toky), (v) destrukce vhodných stanovišť (vodních i terestrických) (viz Vojar 2007) a bohužel také (vi) neefektivní ochrana – nedocenění významu některých vhodných biotopů (pískovny, lomy, výsyvky apod.) a s tím související nepochopení významu disturbancí biotopů pro obojživelníky, legislativní rámec ochrany, absence monitoringu a vyhodnocování ochrannářských opatření, nedostatečná práce s daty atd. (Mikátová & Vlašín 2002, Vojar 2007, Zavadil et al. in press).

Vliv těžebního průmyslu a nevhodná ochrana se významně projevují ve velkoplošně devastovaných oblastech. Severočeská hnědouhelná pánev patří v tomto smyslu v Evropě k nejvíce dotčeným, 90 % jejího povrchu je ovlivněno lidskou činností (Vráblíková et al. 2008a). Nejzávažnější důsledky má v tomto ohledu povrchová těžba hnědého uhlí. Původní zemědělská a mokřadní krajina kompletně ustupuje povrchovým velkolomům a jejich výsyvkám. Tímto způsobem byly v hlavních těžebních oblastech severních Čech zcela přeměněny desettisíce hektarů krajiny (Štýs 1998, Vráblíková et al. 2008a). Na těžbu uhlí jsou navázána další odvětví průmyslu využívající těžbou surovinu, která přispívají k industrializaci regionu spojenou s výstavbou dopravních sítí, průmyslových areálů,

elektráren, odkališť a úložišť odpadu (Vráblíková et al. 2008a). Vodní režim těžbou ovlivněné krajiny je zcela změněn, oblast se odvodňuje, toky jsou svedeny do převaděčů a snižuje se tak kontakt vody s prostředím. Klesá počet vodních toků, ploch i celkového množství vody v krajině. Tento úbytek je kompenzován vznikem rozsáhlých a hlubokých jezer při zatápění zbytkových jam lomů. V místech historické lokální povrchové těžby vznikly oprámy a v propadlinách po hlubinné těžbě uhlí vznikají pinky. Vodní plochy vznikají spontánně či cíleně v rámci rekultivací také na výsypkách, nebyly však takřka obnoveny krátké vodní cykly v krajině (Vráblíková et al. 2008a).

Výsypkové plochy po těžbě představují pro organismy industriální krajiny nová stanoviště, která osidluje v procesu primární sukcese (např. Prach 1987, Galán 1997, Piží 2001, Tajovský 2001, Nichols & Nichols 2003, Sklenička 2004, Bröring et al. 2005, Bröring & Wiegler 2005, Rathke & Bröring 2005, Frouz et al. 2006). Výsypky se nabízejí jako ideální plocha pro studium sukcese, ekologie a biologie kolonizujících druhů, jelikož mají jasně stanovitelné stáří, relativně homogenní substrát a rozlohu v řádech několika desítek až stovek hektarů (Bejček & Šťastný 1984). Studie sukcese živočichů na výsypkách Mostecka byly věnovány především společenstvům ptáků (Bejček & Tyrner 1980, Bejček & Šťastný 1984) a savců (Bejček 1982, Bejček & Jirouš 1983). Obojživelníkům se částečně věnovali Bejček & Šťastný (1999 a 2000). Systematické sledování sukcese obojživelníků na výsypkách po těžbě uhlí započal Vojar (1999), na jehož práci navázali další (Doležalová & Mach 2002, Mikešová 2004, Solský 2008, Smolová 2009 a Mildorfová 2009). V zahraničí se tématickými studiemi zabýval Galán (1997) na výsypkových plochách povrchových hnědouhelných dolů severozápadního Španělska.

Studium sukcese obojživelníků je prvním krokem pro určení potenciálu post-těžebních území. Jejich případná ochrana musí být založena na výsledcích studia závislosti distribuce obojživelníků na krajinných charakteristikách, což vyžaduje dlouhodobé výzkumy na různých prostorových úrovních. Dlouhodobých studií na krajinné úrovni je však stále nedostek a závěry odvozené z lokálních studií aplikované v širším kontextu mohou být chybné (jak upozorňují např. Laan & Verboom 1990, Petranka et al. 2004, Van Buskirk 2005, Cushman 2006, Zanini 2006, Hartel & Moga 2007, Ficetola et al. 2009). Rozpoznání průběhu sukcesních řad organismů v závislosti na vlivu různých faktorů prostředí je klíčové pro stanovení principů ochranných aktivit (Hartel & Öllerer 2009). Konkrétně mohou tyto poznatky při obnově krajiny dotčené těžbou pomoci efektivně směřovat finanční prostředky na „biologické rekultivace“. Vhodná koncepce krajiny může snížit střety zájmů ochrany přírody s dalšími funkcemi krajiny – vliv prostorových bariér lze při shodném zastoupení krajinných prvků snížit jejich vhodnou kompozicí (Eigenbrod et al. 2008).

Tato práce se detailněji zaměřuje na studium vztahu rozšíření obojživelníků na prostorových a environmentálních charakteristikách prostředí. Skokan štíhlý byl zvolen jako

modelový druh, jelikož je v oblasti dostatečně hojný a jeho početnost je poměrně přesně zjištěitelná na základě počtu nakladených shluků vajec (např. Lippuner & Rohrbach 2004, Lodé et al. 2005, Hartel et al. 2009a, Hartel & Öllerer 2009). Jedná se o dlouhodobou studii zahrnující šest let pozorování (první sezóna v roce 2005) z prostředí Hornojiřetínské výsypky, která byla od roku 2008 rozšířena na další tři výsypky: Kopistskou, Růžodolskou a Albrechtickou. Celkově je monitorováno přes 400 vodních biotopů. Sledované výsypky představují prostředí (i) s velkou nabídkou reprodukčních ploch, (ii) se zastoupením různých typů porostu (les, lesostepní prostředí), (iii) obklopené pro obojživelníky různě prostupnými typy území, (iv) na nichž byly provedené různé typy rekultivací, resp. byly ponechány přirozenému vývoji. Tyto podmínky umožňují vyhodnotit nejen biotopové preference skokana štíhlého v prostředí s širokou nabídkou reprodukčních biotopů, ale také vliv krajinné struktury a konektivity prostředí na jeho rozšíření (Laan & Verboom 1990, Hartel & Moga 2007). Konkrétní otázky řešené v rámci disertační práce jsou formulovány v kapitole 4.

Cíle této části disertační práce:

- shromáždění poznatků o biotopových preferencích, disperzních a kolonizačních možnostech a dalších faktorech prostředí ovlivňujících početnost a prostorovou distribuci skokana štíhlého
- zmapování výskytu skokana štíhlého na výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve a v jejich okolí
- formulování hlavních cílů disertační práce
- návrh metodiky disertační práce

2. LITERÁRNÍ REŠERŠE

2.1 Průběh rozmnožování skokana štíhlého

Skokan štíhlý je teplomilný druh vyskytující se v nižších a středních polohách (zhruba do 800 m n. m., v Čechách nejčastěji do 300 m n. m.) (Rehák in Baruš & Oliva 1992, Demeter & Hartel 2007). V Evropě je široce rozšířen od jižního Řecka a jižní Itálie přes Bulharsko, Rumunsko, Zakarpatskou Ukrajinu, jižní Polsko, Slovensko a ČR. V Německu má pouze ostrůvkovitý areál, zasahuje až do Dánska a nejjižnějšího Švédska. Na západě se vyskytuje v Lucembursku, Francii, severním Španělsku, na Britských ostrovech chybí (Baruš & Oliva 1992, Gibson & Freeman 1997, Duellmann 1999, Grossenbacher 1997 ex Hartel et al. 2009a, Zavadil et al. in press.).

V našich podmínkách se skokan štíhlý zpravidla začíná rozmnožovat jako první z obojživelníků, v reprodukčních nádržích se jedinci shromažďují ihned po ukončení hibernace od konce února až poloviny března (Baruš & Oliva 1992, Bousbouras & Ioannidis 1997, Bernini et al. 2004, Hartel 2005, Hartel et al. 2008). Samci přicházejí do reprodukčních nádrží zpravidla jako první a zdržují se zde také déle než samice (Lodé et al. 2005, Hartel 2005). Odlišná etologie rozmnožování brání vytváření hybridních amplexů se skokanem hnědým (*Rana temporaria*) v místech jejich syntopického výskytu (Zavadil 1986, Rehák in Baruš & Oliva 1992). Průběh rozmnožování není u skokana štíhlého tak explozivní, je rozloženo do delšího časového období (Rehák in Baruš & Oliva 1992). Jedinci se neshlukují do hustých skupení, ale vytváří odděleně se rozmnožující páry (Rehák in Baruš & Oliva 1992, Schneider 1996). Samci obhajují místa vhodná pro úspěšný vývoj snůšek a jsou proto rozmístěni v odstupech víceméně rovnoměrně v litorálních partiích jezírka (Zavadil 1986, Rehák in Baruš & Oliva 1992, Lesbarrères & Lodé 2002, Hartel et al. 2009a). Do svých teritorií lákají hlasovými projevy samice, které si volí partnera k rozmnožování podle intenzity jeho hlasu, volba samice však může být snížena, ozývá-li se samců více najednou (Lesbarrères et al. 2003, Wells 1977 ex Hartel 2005). Lze proto předpokládat, že u tohoto druhu hraje větší roli pohlavní výběr a přednostně se páří zdatnější samci, kteří až následně uvolní místo slabším přicházejícím na lokalitu přichází později (Rehák in Baruš & Oliva 1992, Lesbarrères et al. 2003). Alternativní reprodukční strategií části samců je sexuální parazitismus. Satelitní samci tiše čekají v blízkosti vokalizujícího jedince a spojí se s přichozími samicemi (Lodé & Lesbarrères 2004, Lodé et al. 2005, Hartel 2005). Ačkoliv nebyly u tohoto druhu zjištěny skupinové amplexy, byla prokázána mnohonásobná paternita. Zejména u snůšek nakladených na počátku a na konci reprodukční sezóny, kdy samci výrazně početně převažují. Jiným samcem byla oplodněna v průměru jedna čtvrtina snůšky, což vylučuje pouhý vliv diperze spermií ve vodním prostředí (Lesbarrères et al. 2003).

Kladení probíhá v amplexu při pohybu ve vodním sloupci zpravidla v blízkosti stébla či ponořené větve, k němuž pár snůšku upevňuje (Rehák in Baruš & Oliva 1992).

Po nabobtnání rosolovitých obalů se snůška protahuje či zcela stoupá k hladině. V porovnání s masivněji se rozmnožujícími druhy je delší reprodukční perioda skokana štíhlého výhodná s ohledem na velkou disperzi druhu, rozmnožování se tak mohou zúčastnit i jedinci zimující daleko od nádrže (Zavadil 1986, Baruš & Oliva 1992). Waringer-Löschenkohl (1991) udává, že větší snůšky byly kladeny na počátku období rozmnožování, což napovídá, že také větší samice se rozmnožují jako první. Samice po vykladení vodu opouští, samec své teritorium obhájí dál a může se pářit opakovaně (Zavadil 1986, Lodé et al. 2005). Konec rozmnožování připadá přibližně na polovinu dubna (Riis 1988, Hartel et al. 2009a), celkově období rozmnožování trvá přibližně jeden měsíc (Baruš & Oliva 1992, Hartel et al. 2009a). Výsledkem výše popsaného průběhu rozmnožování jsou odděleně umístěné snůšky. Jen výjimečně je několik snůšek blízko sebe v důsledku opakovaného rozmnožování téhož samce, obsazení uvolněného teritoria novým samcem či kladením samice ve více shlucích (Zavadil 1986, Baruš & Oliva 1992). Velikost teritorií se také snižuje s vyšší populační hustotou reprodukčně aktivních jedinců na lokalitě.

Po ukončení rozmnožování jedinci migrují na své letní stanoviště, samci se však mohou u břehů reprodukčních nádrží zdržovat ještě po několik týdnů, většinou však ne více než dva týdny (Baruš & Oliva 1992). Těsnější vazba na vodní biotopy je patrná při suchém počasí a u populací sušších stepních stanovišť (Lác 1959 ex Baruš & Oliva 1992).

Vývoj vajíček trvá cca 2-3 týdny, pulci poté vypadávají do vodního prostředí. Rosolovité obaly zůstávají na rozdíl od ostatních druhů žab ještě po dobu 2 až 3 týdnů kompaktní než se postupně rozpadnou (Zavadil & Leyopold 1986 ex Baruš & Oliva 1992). Larvy se živí převážně řasami a zdržují se u dna či vegetace. Dospívají během 2 až 3 měsíců, metamorfuje zpravidla během června a července a rozptylují se poté do krajiny (Baruš & Oliva 1992, Zavadil et al. in press.).

2.2 Migrační, disperzní a kolonizační možnosti skokana štíhlého

Obojživelníci patří mezi méně vagilní živočichy, jejichž pohyblivost a šíření v krajině je limitováno fyziologickou konstitucí, termoregulačními požadavky a nižší schopností zdržovat vodu v těle (např. Weyrauch & Grubb Jr. 2004, Smith & Green 2005, 2006). Žáby se díky svým lokomočním schopnostem a velikosti těla dokáží pohybovat na větší vzdálenosti než ocasatí (Beebee 1997, Ray et al. 2002, Smith & Green 2005). U obojživelníků můžeme rozeznávat dva hlavní typy pohybů v krajině: (i) pravidelné migrace mezi sezónně obývanými stanovišti v průběhu roku (např. jarní migrace ze zimovišť do reprodukčních biotopů) a (ii) náhodné disperze v krajině, které nemají konkrétní cíl (Smith & Green 2005). Dobří kolonizátoři mají zpravidla větší disperzní schopnosti, snadno se pohybují i v méně prostupném prostředí a nečíslně se vyznačují nižší filopatrií (Smith & Green 2005).

Úspěšnost reprodukce je u temperátních druhů obojživelníků do značné míry závislá na nalezení vhodného reprodukčního biotopu v relativně krátké době. To se odráží v synchronizovaném průběhu rozmnožování a tendenci využívat každoročně stejná (ověřená) stanoviště (např. Marsh & Trenham 2001, Smith & Green 2005). Míra filopatrie je však druhově specifická a liší se také u různých populací, věkových skupin a pohlaví (Perret et al. 2003). Obecně se dá říci, že jedinci populací obývajících nestabilní prostředí nejsou tolik věrni tradičním biotopům v porovnání s populacemi, které obývají krajinu s několika málo stabilními stanovišti (Petranka et al. 2004). „Hnědí“ skokani zpravidla preferují každoročně stejné reprodukční biotopy (Hachtel et al. 2005b). Vyšší míra filopatrie je charakteristická pro dospělé jedince, kteří méně riskují reprodukční neúspěch objevováním nových lokalit. Přesto i u těchto žab byly zaznamenány častější přesuny zejména mezi blízkými vodními plochami, například podle aktuálního stavu zarybnění. Samice jsou někdy během jarní migrace zláhány vokalizujícími samci k reprodukci v jiné blízké nádrži (Petranka et al. 2004, Smith & Green 2005, Petranka & Holbrook 2006). Potvrzuje to studie Hachtelové a kolektivu (2005b), podle níž byli téměř všichni samci více věrni samici než samice. Hartel a kolektiv (2009b) na základě studie mortality jedinců vlivem dopravy uvádějí, že skokan štíhlý nevyužívá (na rozdíl od ropuchy obecné) několik hlavních migračních cest, ale jedinci přecházejí mezi biotopy rozptýleně v širším pásu. Běžné vzdálenosti migrací se u skokana štíhlého pohybují v řádech několika desítek až stovek metrů (Baruš & Oliva 1992). Ponsero a Joly (1998) uvádějí nejdelší migrační vzdálenost migrace dospělých jedinců 300 m.

Extinkce lokálních populací vlivem vnějších podmínek (např. extrémním průběhem počasí, změnou biotopu) či z vnitřních příčin (demografické výkyvy) je běžnou součástí populační dynamiky obojživelníků (Sjörger-Gulve 1994, Hartel & Öllerer 2008). Tok genů mezi lokálními populacemi a (re)kolonizací neosídlených stanovišť zajišťují dispergující jedinci (Marsh & Trenham 2001). Hlavními kolonizátory jsou u řady druhů žab juvenilní jedinci, kteří se po dokončení metamorfózy rozptylují do krajiny a mohou nalézt stanoviště i mimo areál výskytu vlastní populace (Cushman 2006, Smith & Green 2006). Mladí jedinci mají vzhledem k velikosti těla menší pohybové možnosti a jsou citlivější ke ztrátám vody. Na větší vzdálenosti se šíří proto, že nejsou do druhého až třetího roku života vázáni potřebou nalezení reprodukčního biotopu. Během této doby mohou během pohybů v krajině nalézt nová stanoviště a rozšířit se na větší vzdálenosti v porovnání s dospělými jedinci (Semlitsch 2008). Největší vzdálenosti přitom pravděpodobně urazí v druhém a třetím roce, kdy je velikost jejich těla a odolnost vyšší (Semlitsch 2008). Smith & Green (2005) určili na základě studií vzdáleností pohybů v krajině 53 druhů obojživelníků, že 7 % druhů žab je schopných šířit se na více než 10 km, 44 % druhů se pohybuje na vzdálenost více než jednoho kilometru, průměr vzdáleností všech druhů žab činil takřka tři kilometry. Autoři ale také uvádějí, že řada studií udávajících maximální vzdálenosti disperze byla prováděna na

omezeném území. Při rozšíření velikosti studovaných oblastí budou zjišťované vzdálenosti pravděpodobně větší. Také Marsh a Trenham (2001) uvádějí, že maximální vzdálenosti disperze mohou být snadno podhodnoceny, jelikož jsou vzácné a těžko zaznamenané. Z hlediska metapopulační dynamiky jsou ovšem významné, a proto by také neměla být u všech populací automaticky předjímana metapopulační struktura. Smith a Green (2005) předpokládají, že metapopulační struktura se u většiny druhů žab projevuje ve vzdálenosti 2 až 10 km.

Disperzní vzdálenosti nebyly u skokana štíhlého přímo studovány, určité informace lze však získat z jiných studií u tohoto druhu. Hartel a Öllerer (2008) předpokládají, že jeho populace jsou relativně izolované ve vzdálenosti 800 až 1300 m. Stumpel (2005 ex Ficetola et al. 2009) udává nejdelší zjištěné vzdálenosti pohybů u skokana štíhlého 500 m. Hartel et al. (2005) uvažují na základě údajů z literatury běžnou vzdálenost disperze okolo 800 m. Hachtelová a kolektiv (2005b) uvádějí největší vzdálenost zaznamenaného výskytu téhož jedince 800 a 920 m. Hartel a Öllerer (2009) uvádějí, že delší vzdálenosti disperze mohou napomáhat tomuto druhu v udržování stabilních populací (vliv disperzních schopností druhu na stabilitu jeho populací byl však těsně nad hranicí průkaznosti). Lác (1959 ex Baruš & Oliva 1992) udává, že jedinci skokana štíhlého byli nalezeni ve vzdálenosti 5 až 7 km od nejbližší vodní plochy. U příbuzných druhů byly zjištěné vzdálenosti disperze vyšší. U skokana ostronosého uvádějí Smith & Green (2005) maximální vzdálenosti pohybů 3,6 až 7,6 km, skokan hnědý kolonizoval nová jezírka ve vzdálenosti 950 m (Baker & Halliday 1999).

Tendence k disperzi může být odlišná také mezi pohlavími. Palo a kolektiv (2004) zjistili u skokana hnědého větší disperzi samic oproti samcům, podobně jako Reading a kolektiv (1991 ex Almhagen 2007) u ropuch obecných. Tento rozdíl může být zapříčiněn pozdějším dospíváním samic, které proto déle vykazují disperzní tendence juvenilních jedinců (Almhagen 2007). Tuto myšlenku podporuje také zjištění, že u skokana lesního (*Rana sylvatica*) s podobnou ekologií jako skokan hnědý, dospívají obě pohlaví zároveň a rozdíl v disperzních schopnostech mezi pohlavími zjištěn nebyl (Palo et al. 2004, Almhagen 2007). Almhagen (2007) uvádí, že dalším možným důvodem mohou být i vyšší náklady samice na reprodukci, které je motivují ke hledání nových nádrží s nižší pravděpodobností inbreedingu.

Nové lokality v běžně využívané krajině skokan štíhlý kolonizuje poměrně rychle. Hartel a Öllerer (2009) uvádějí, že skokan štíhlý byl jedním z druhů, který v krátké době (do dvou let) osídlil nově vytvořená jezírka. Hachtelová s kolektivem (2005a) zjistili, že tento druh osídlil nově vybudovaná jezírka v zemědělské krajině okamžitě a celková početnost jeho populací záhy po jejich vytvoření vzrostla. Öllerer a kolektiv (2008) zaznamenali reprodukci skokana štíhlého v odvodňovacích příkopech již v roce jejich vzniku, Chovanec (1994) až po

třech letech. Fog (1997) udává, že skokan štíhlý preferoval nově vzniklé lokality před revitalizovanými. Tento druh byl nejúspěšnějším kolonizátorem ze šesti druhů obojživelníků (byl také nejběžnější). Na výsypkách po těžbě uhlí nebyl zaznamenán na lokalitách do dvaceti let od nasypání, ale až ve středních stádiích sukcese (Vojar 1999, Vojar et al. 2008). Skokan štíhlý se u nás vyskytuje na antropogenních lokalitách poměrně často, Baruš a Oliva (1992) uvádějí, že mezi často využívané lokality patří bývalé těžebny písku či kamene.

2.3 Faktory prostředí ovlivňující početnost a prostorovou distribuci skokana štíhlého v krajině

Nejjednodušším způsobem zjišťování závislosti distribuce obojživelníků v krajině je hodnocení početnosti reprodukcí se jedinců a parametrů vybraných biotopů („patchy landscape approach“) (Hartel et al. 2009a). Tento přístup vychází z teorie ostrovní geografie, chápe krajinu jako „moře“ těžko prostupné matrice s „ostrovy“ obyvatelných stanovišť. U obojživelníků byl běžně využíván „pond as a patches“ model, který klade důraz zejména na přítomnost a kvalitu vodních ploch při vysvětlování metapopulační dynamiky a prostorového rozšíření obojživelníků (Marsh & Trenham 2001, Semlitsch & Jensen 2001, Smith & Green 2005, Zanini 2006, Ficetola et al. 2009, Hartel et al. 2009a). Zejména u terestrických druhů však může hrát přítomnost a dostupnost terestrických biotopů pro jejich existenci v krajině větší roli než nabídka vodních ploch. Působení řady faktorů prostředí (vlhkost půdy, nadmořská výška apod.) nemusí mít diskrétní nýbrž spojitý charakter (např. Laan & Verboom 1990, Tilton 1995, Marsh & Trenham 2001, Semlitsch & Bodie 2003, Hartel & Öllerer 2008, Hartel et al. 2009a). Uvedený model je proto zpřesňován dalšími metodami zohledňujícími tyto skutečnosti (např. „continuum model“, „contour model“, „variegation model“ a zejména „landscape approach“) (Hartel & Öllerer 2008). Nicméně kvantifikovatelný odhad o početnosti populací obojživelníků často získáváme jen v době jejich agrece (zpravidla v době rozmnožování, případně během jarních tahů či zimování). Význam terestrických stanovišť tedy odhadujeme zpětně na základě výskytu ve vodních plochách, jejichž výběr mohl být ovlivněn řadou jiných faktorů – preferencemi druhu ke kladení v určitém typu prostředí, úspěšností reprodukce v daném biotopu předchozí generací, vlivem zdrojových populací, přítomností migračních bariér a koridorů. I v relativně pokročilejších modelech (zejména „landscape approach“) jsou stále obsažena některá omezení „pond as patches approach“, tyto modely již nicméně daleko lépe reflektují skutečné fungování obojživelníků v krajině (Hartel et al. 2007a). Modelování distribuce obojživelníků v krajině na základě různých podmínek v prostředí je významným nástrojem ochrany přírody (Ray et al. 2002). Jejich klíčovým vstupem jsou vedle informací o metapopulační dynamice a genetické struktuře místních populací také informace o vlivu různých environmentálních a prostorových faktorů prostředí (Scribner et al. 2001). Tyto proměnné mohou samy poskytovat vysvětlující předpoklady pro

stanovení přítomnosti druhu, vysvětlení rozdílů v početnosti populací a jejich genetických charakteristik (jak bylo např. prokázáno u ropuchy obecné Scribnerem a kol., 2001). Významnost jednotlivých faktorů je odlišná na různých prostorových měřítcích a liší se také druhově a na základě věku či pohlaví jedinců. Například prostupnost krajiny je jiná z pohledu dospělců a post-metamorfovaných jedinců (Ficetola et al. 2009).

Významnou roli hraje také návaznost, kompozice a rozloha jednotlivých stanovišť a celková struktura krajiny (Vos & Stümpel 1995). Pokud chceme nalézt odpověď na otázku „Které faktory ovlivňují prostorovou distribuci určitého druhu v dané oblasti?“ musíme zhodnotit (i) charakter reprodukčních biotopů, (ii) charakter okolních terestrických stanovišť, (iii) dostupnost obou typů stanovišť (prostupnost krajiny, konektivita/izolace biotopů) a (iv) v případě nově osidlované krajiny také biologický potenciál okolí (s ohledem na disperzní a kolonizační možnosti druhu).

Rozlišení vlivu komplexně působících faktorů prostředí na populace obojživelníků je velmi složité. Odpovědi různých druhů mohou být odlišné v různých oblastech, obdobích, podmínkách a v závislosti na prostorové i časové škále jejich studia (Hartel et al. 2008, Zavadil et al. in press.). Populace mohou být lokálně adaptovány na podmínky, které by v jiném regionu působily u téhož druhu jinak (Zanini 2006, Hartel et al. 2008). Z toho důvodu má smysl provádět studie v krajinách s odlišnou strukturou u jinak dobře prozkoumaných druhů (Hartel et al. 2008). Aplikace výsledků do konkrétních managementových opatření by měla vždy vycházet z porovnání řady studií, které se zaměřovaly na shodné i různé aspekty krajinné skladby (jiná prostorová měřítka, faktory, různé věkové skupiny či pohlaví i způsoby získávání a analýzy dat) (Laan & Verboom 1990, Tilton 1995, Semlitsch & Bodie 2003, Ficetola et al. 2009). Bez podložení ochranných opatření výsledky studia prostorových souvislostí a mechanismů populační dynamiky organismů nelze určit správné a efektivní opatření v jejich praktické ochraně (Zanini 2006, Hartel & Öllerer 2008).

2.3.1 Charakter stanovišť obývaných mimo období rozmnožování

Podobně jako naši ostatní „hnědí“ skokani tráví skokan štíhlý v terestrickém prostředí většinu aktivní části roku. V porovnání se skokanem hnědým se jedná o relativně stenotopní druh obývající především otevřené listnaté a smíšené lesy (Rehák in Baruš & Oliva 1992, Puky et al. 2006, Strugariu et al. 2008, Hartel 2008b, Covaciu-Marcov et al. 2009). Preferuje vlhké lesy (dubohabřiny) oproti suchým lesům (např. bučiny) (Stümpel & Grosse 2005 ex Hartel et al. 2009a). Hojně se vyskytuje také v hustě zarostlých travnatých okrajích lesů, řídkých lesích s travnatým a křovinatým podrostem, na lesních loukách a pasekách, na okrajích hájů, sadů, parků a teplých, hustě porostlých stráních (Baruš & Oliva 1992, Gibson & Freeman 1997, Sos 2007, Grossenbacher 1997 ex Hartel et al. 2009a). Hustší lesní porosty obývá vzácně, v jehličnatých lesích se prakticky nevyskytuje (Baruš & Oliva 1992).

Do otevřených, stepních biotopů ve větší vzdálenosti od lesních porostů proniká pouze v případě, že mu to umožňují mikroklimaticky příhodné podmínky (Baruš & Oliva 1992, Gibson & Freeman 1997, Bousbouras & Ioannidis 1997). Neobývá zemědělskou krajinu, pokud se vyskytuje na xerothermních stanovištích, vyžaduje přítomnost vlhčích partií a úkrytů (Gibson & Freeman 1997, Bousbouras & Ioannidis 1997). Vysloveně podmáčená stanoviště a močály však zpravidla nevyhledává (Baruš & Oliva 1992). Vyskytuje se také synantropně, poměrně běžně je zaznamenáván například na zahradách, dvorcích, hřbitovech, starých sadech (Sos 2007, Hartel et al. 2009a).

Tento druh má nejdelší období aktivity z našich obojživelníků (Baruš & Oliva 1992). Do zimovišť se vrací od konce září do poloviny října. Přezimuje v úkrytech na souši (především juvenilní a subadultní jedinci a část dospělých samic) nebo na dně a v břehové zóně rozmnožovacích nádrží (část samic a samci) (Zavadil 1986, Baruš & Oliva 1992). K hibernaci ve vodním prostředí si vybírá lokality střední velikosti, nevyužívá drobné promrzající tůň a vyhýbá se také zarybněným lokalitám, v jejichž vodách může množství rozpuštěného kyslíku během zimy výrazně klesat (Baruš & Oliva 1992, Hartel 2005). Také přezimování může probíhat v blízkosti lidských obydlí (např. ve sklepech vesnických stavení) (Hartel et al. 2009a).

2.3.2 Charakter reprodukčních biotopů

Rozloha, hloubka a stabilita reprodukčních vodních ploch

Skokan štíhlý využívá k rozmnožování širokou škálu vodních biotopů od periodických tůní po větší a stabilní vodní plochy, záplavované oblasti či mírně tekoucí toky (Morand & Joly 1995; Schneider 1996, Ponsero & Joly 1998, Vignoli et al. 2007). Hachtelová a kolektiv (1997) zaznamenali kladení tohoto druhu nejčastěji v menších vodních nádržích, dále ve vodních plochách s kolísající hladinou a rybnících. Vysloveně kaluže a disturbované lokality v jejich studii skokan štíhlý vyhledával minimálně podobně jako tekoucí vodu. Wederkinch (1988) uvádí, že z 93 jezírek využívaných skokanem štíhlým k reprodukci mělo jen 16 % z nich větší rozlohu než 500 m². Také Bartón a Rafiński (2006) zaznamenali tento druh v drobných nádržích o rozloze 5 až 30 m², Gibson a Freeman (1997) uvádějí výskyt skokana štíhlého i ve vysloveně periodických vodních plochách. Sos (1997) dokonce uvádí reprodukci tohoto druhu v kalužích po pojezdu lesní techniky. Hartel et al. (2009a) uvádějí, že dočasné vodní plochy v zaplavovaných oblastech využívala k reprodukci jen malá část populace, většina jedinců preferovala stabilní lokality. Naproti tomu velký význam zaplavovaných území udává Bernini et al. 2004. Van Buskirk (2003) vyhodnotil údaje o výskytu skokana štíhlého od 22 herpetologů, z výsledků vyplývá, že tento skokan preferuje sporadicky vysychající a trvalé vodní plochy neosídlené rybami, vyskytuje se však také v každoročně vysychajících lokalitách.

Případná preference ke stabilnějším vodním plochám může souviset s přezimováním části populace na dně reprodukčních nádrží (Baruš & Oliva 1992). Mělké vodní plochy mohou během zimování zcela zamrznout a jejich předčasné vyschnutí v průběhu jara ohrožuje úspěšnost vývoje snůšek a pulců. V drobných vodních plochách také dochází k rychlejšímu vyčerpání živin, růstu obsahu oxidu uhličitého a poklesu rozpuštěného kyslíku, je zde méně prostoru pro vývoj larev (vyšší mezidruhová i vnitrodruhová kompetice, vyšší pravděpodobnost predace) a extrémní teploty mají větší dopad na přítomné jedince (Wellborn et al. 1996, Hartel et al. 2007b). Stresující podmínky a delší doba vývoje ovlivňují prosperitu lokálních populací – způsobují větší mortalitu, metamorfovaní jedinci jsou menší a mají následně nižší plodnost a menší snůšky (Hartel et al. 2007b). Na druhé straně však periodické nádrže neumožňují trvalý výskyt rybích populací a také u některých bezobratlých predátorů vede vysychání k poklesu jejich denzity (Van Buskirk 2003, Hartel & Öllerer 2009). Skokan štíhlý navíc patří mezi časně se rozmnožující druhy a vývoj jeho mladších stádií je ukončen dříve než u některých jiných druhů obojživelníků, což mu využívání mělkých vodních lokalit umožňuje (Fog 1988, Hartel et al. 2007b). Hartel et al. (2005) sledovali úspěšnost metamorfózy larev v dočasných vodních plochách. Skokan štíhlý byl jedním z mála druhů, který se na těchto lokalitách úspěšně rozmnožoval, zatímco u jiných druhů vodní plocha vyschla ještě před ukončením larválního vývoje (autoři např. zjistili velkou mortalitu pulců ropuchy obecné či skokana hnědého). Nejvýhodnější jsou podle Hartela a kolektivu (2007b) pro skokana štíhlého sporadicky vysychající vodní plochy střední rozlohy, které limitují výskyt predátorů a zároveň nabízejí dostatečně stabilní podmínky pro jeho přezimování i úspěšný vývoj pulců.

Skokan štíhlý klade zejména v mělkých partiích jezírek v hloubce 20 až 50 cm (Strömberg 1988, Waringer-Löschenkohl 1991, Baumgartner et al. 1996, Schneider 1996, Bousbouras & Ioannidis 1997, Hartel 2005, Kecscés a Puky 1992 ex Ficetola et al. 2006, Bartón a Rafiński 2006, Hartel et al. 2009a). Hartel et al. (2009a) však nezjistili vliv zastoupení mělkých partií jezírek na početnost snůšek. Naopak v jednoleté studii míst preferovaných tímto druhem ke kladení snůšek provedené Ficetolou a kolektivem (2006a) byla hloubka průkazným faktorem, většina skokanů vyhledávala ke kladení mělčí, prohřáté partie jezírka, které umožňují rychlejší vývoj embryí. V další studii tito autoři uvádějí, že přítomnost snůšek byla negativně ovlivněna hloubkou (Ficetola et al. 2006b). Během jedenáctileté studie Pukyho a kolektivu (2006) v záplavovém území nebyl zjištěn vliv hladiny vody ani doby zaplavení nivy na množství nakladených snůšek tohoto druhu. Hartel (2004) předpokládá, že mělčí partie jezírek do 30 cm, jsou relativně chráněné před predací tlakem ryb, a proto jsou skokanem ke kladení nejvíce vyhledávány. Nicméně snůšky se v jeho studii vyskytovaly i ve větších hloubkách, pokud zde byl vytvořen litorální porost, který ochranu snůškám i pulcům poskytuje také.

Oslunění

Skokan štíhlý při rozmnožování preferuje otevřené prosvětlené lokality před lesními porosty (Baruš & Oliva 1992, Bernini et al. 2004). Nejčastěji vyhledává osluněné části vodních ploch, méně početný je v částečně osluněných a minimálně využívá zastíněné partie (Baumgartner et al. 1996, Hachtel et al. 1997). Ficetola a De Bernardi (2004) uvádějí, že zastínění lokalit negativně ovlivňovalo přítomnost obojživelníků. Zdůvodňují to nižší teplotou vody dosahovanou na zastíněných lokalitách, která snižuje rychlost vývoje potomstva i potravní nabídkou. V zastíněných nádržích způsobuje opad listů z okolních dřevin hnilobné procesy, které vedou ke snížení obsahu kyslíku (Baruš & Oliva 1992).

Litorální vegetace

Skokan štíhlý preferuje kladení v místech s litorální vegetací, ponořenými větvemi apod. (Waringer-Löschenkohl 1991, Chovanec 1994, Baumgartner et al. 1996, Bousbouras & Ioannidis 1997, Covaciu-Marcov et al. 2008, Hartel 2008a). Hartel et al. (2009a) testovali vliv parametrů vodních ploch a okolní krajiny na početnost snůšek skokana štíhlého. Přítomnost litorální vegetace měla silnější efekt než ostatní habitatové a krajinné charakteristiky. Také v předchozí studii potvrdili Hartel a kolektiv (2007b) pozitivní efekt přítomnosti břehových porostů na prezenci šesti druhů obojživelníků včetně skokana štíhlého. Přítomnost litorální vegetace, ponořených větví a rozptýleného sedimentu dna průkazně ovlivňovala výběr míst ke kladení tímto skokanem v jednom ze dvou sledovaných let studie Ficetoly a kolektivu (2006a). Hartel (2004) na základě dlouhodobého sledování jedné vodní lokality uvádí, že skokani štíhlí využívali k reprodukci nejprve břehy v blízkosti nejlépe prostupného prostředí a u břehů navazujících na zemědělsky využívané plochy se nerozmnožovali. S rozvojem vegetace v těchto místech však začali klást i zde a početnost snůšek se po několika letech u obou břehů vyrovnala. Preference skokana štíhlého ke kladení v jezírcích s přítomností rostlin je dána nejen etologií rozmnožování (upevňování snůšek na ponořenou vegetaci, Rehák in Baruš & Oliva 1992), litorální porost také poskytuje možnosti úkrytu larev před predátory a slouží jako prostor pro rozvoj řas, kterými se pulci živí (Ficetola et al. 2006a, Hartel et al. 2009a). Na druhé straně zde však lze také předpokládat vyšší přítomnost bezobratlých predátorů (Laan & Verboom 1990, Gunzberger & Travis 2004 ex Ficetola et al. 2006a). Velký zárůst vodní plochy tomuto druhu nevyhovuje. Hartel (2009a) zjistil, že množství nakladených snůšek bylo nejvyšší při 50% pokryvnosti hladiny, při vyšší pokryvnosti litorální vegetace (nad 60 %) početnost opět klesala. Větší rozvoj litorální vegetace způsobuje zastínění a zhoršení teplotních podmínek (Hartel et al. 2009a). Dlouhodobá studie populací v Rumunské nivě Târnava Mare ukázala, že samice skokana štíhlého preferují kladení v nádržích s litorálem v časných sukcesních stádiích. Proto Hartel et al. 2009a doporučují provádět v rámci managementu ochrany tohoto druhu obnovování

iniciálních stádií u hustě zarostlých lokalit. Také Fog (1997) uvádí, že tento druh podpořilo narušování reprodukčních biotopů spojených s obnovováním sukcesních stádií. Jeho přežívání bylo 100% na disturbovaných lokalitách (n=39), poloviční na nenarušovaných (n=94). Negativní vliv zárůstu lokality byl zjištěn také u jiných druhů, byla např. prokázána lokální extinkce u skokana krátkonohého (Sjögren 1991).

Kvalita vody

Citlivost obojživelníků vůči chemismu prostředí je způsobena především morfologickými adaptacemi těchto živočichů k příjmu vody a kyslíku přes permeabilní pokožku (Svobodová et al. 1987, Baruš & Oliva 1992, Gibson & Freeman 1997). Citlivost je odlišná u různých vývojových stádií, zpravidla je nejvyšší u embryí a pulců, dospělá stadia jsou odolnější (Svobodová et al. 1987, Mikátová & Vlašín 2002, Weyrauch & Grubb Jr. 2004). Kvalita vody v reprodukční nádrži je významným faktorem ovlivňujícím reprodukční úspěšnost. U pulců žab je uváděna velká tolerance vůči nedostatku kyslíku, který jsou schopni získávat i polykáním vzduchu (Svobodová et al. 1987, Baruš & Oliva 1992). Puky a kolektiv (2006) však uvádějí, že nejvíce snůšek skokana štíhlého našli v silně prokysličených vodách. Hartel (2004) zaznamenal úhyn poloviny nakladených snůšek vlivem znečištění vodní lokality přiváděnými splachy z polí, které způsobovaly eutrofizaci a anoxii vodního prostředí. Negativní efekt na početnost snůšek v následujícím roce však nepozoroval. Zdůvodňuje to mimojiné tím, že znečištění způsobilo také úhyn ryb, pokles predčního tlaku tak mohl vliv znečištění kompenzovat. Bartoň a Rafiński (2006) uvádějí, že skokan štíhlý je dle literárních údajů nejcitlivějším druhem vůči aciditě vody mezi „hnědými“ skokany. Hartel a kolektiv (2009a) nezaznamenali negativní vlivy pH na početnost skokana štíhlého ani na druhovou diverzitu obojživelníků celkově, jimi naměřené hodnoty se pohybovaly v rozmezí 6,02 až 8,94. Bartoň a Rafiński (2006) zaznamenali v jedné dystrofní nádrži degeneraci embryí skokana štíhlého při pH 4,6, přesto se zde však druh rozmnožoval po všechny 4 roky studie. Na ostatních lokalitách se hodnota pH pohybovala mezi 6,6 až 7,5 a větší mortalita snůšek zde pozorována nebyla. Experimentální studie potvrzují 100% mortalitu snůšek skokana štíhlého při pH 4, zatímco v rozmezí hodnot pH 5 až 6 úhyn embryí pozorován nebyl (Adrén et al. 1988 ex Bartoň & Rafiński 2006). Gibson a Freeman (1997) zaznamenali vysokou úmrtnost snůšek skokana štíhlého vlivem zvýšeného obsahu dusitanů ve vodách (0,161 mg/l) v kombinaci se zvýšeným pH (80% mortalita byla zaznamenána při obsahu dusitanů 0,78 mg/l, přesné hodnoty pH neuvádějí). Vliv konduktivity na reprodukci skokana štíhlého nebyl zaznamenán (Hartel et al. 2009a). Zjišťováním vlivu těžkých kovů a polyaromatických uhlovodíků na reprodukční úspěšnost a přenos znečištění přes zárodečné obaly snůšek skokana štíhlého na výsypkách Mostecka se v současné době zabývají Vojar (2004) a Šebková s kolektivem (2009).

Predační tlak

Vysoké početnosti obojživelníků během rozmnožování využívá řada predátorů (Lodé 1996). Větší druhy se živí dospělými jedinci, menší vodní druhy predují snůšky a larvy. Častá je také predace mladších vývojových stádií dospělci jiných druhů či kanibalismus (Wederkinch 1988, Riis 1991, Baruš & Oliva 1992, Beebee 1997, Heusser et al. 2002, Sos 2007). Nejvýznamnějšími predátory pulců žab jsou ryby a draví bezobratlí (např. potápníci (*Dytiscidae*), larvy vážek (*Odonata* sp.)) (Baruš & Oliva 1992, Beebee 1997, Baker & Halliday 1999, Sahlén & Ekestubbe 2001, Ficetola & De Bernardi 2004). Pro koexistenci obojživelníků s jejich predátory je zásadní přítomnost většího spektra reprodukčních biotopů (Ficetola & De Bernardi 2004, 2005b). Habitatově méně vhodné lokality (například mělčí, periodická jezírka) slouží při přemnožení predátorů na jiných stanovištích jako refugia a zajišťují přežití části populace, z nichž mohou tyto lokality následně znovu osídlit (Wellborn et al. 1996, Van Buskirk 2003, Hartel et al. 2007b). Složení predátorů ovlivňuje do značné míry stabilita vodních ploch (Wellborn et al. 1996, Teplitsky et al. 2003). V periodických nádržích převažují druhy schopné přežít vyschnutí lokality (i) v klidovém stádiu, (ii) přesunem do jiné vodní plochy nebo (iii) vývojem do pohyblivější (např. adultní) formy. V často vysychajících tůňích je z toho důvodu výskyt predátorů nižší. Občasné vysychající vodní plochy neumožňují výskyt stabilních rybích populací také díky promrzání a nižšímu obsahu kyslíku (Wellborn et al. 1996, Ficetola & De Bernardi 2005a). V takových lokalitách dominují bezobratlí predátoři, např. larvy vážek (Wellborn et al. 1996). Ve stabilních nádržích jsou často ryby hlavními predátory, bezobratlí jsou přítomni v mikrohabitatově vhodných částech lokalit. Wellborn a kolektiv (1996) uvádějí, že efekt predacího tlaku na kořist je často zanedbatelný nebo nulový a to zejména v dočasných vodních plochách. Ve větších nádržích může být znatelnější a zejména díky rybám může vést až k lokální extinkci kořisti (Wellborn et al. 1996). Záleží také na dalších vlastnostech prostředí, zejména rozsah vegetačního pokryvu a rozloha mělkých partií zvyšuje míru přežití pulců (Wellborn et al. 1996, Joly et al. 2001, Hartel 2004). Introdukce ryb je jedním z významných příčin úbytku obojživelníků (viz Hartel et al. 2007b). Umělé vysazování ryb může výrazně snížit nebo zcela eliminovat lokální populaci obojživelníků nejen v důsledku predace, ale také díky kompetici o potravní zdroje a rozšiřování chorob (Wellborn et al. 1996, Meyer et al. 1998, Petranka et al. 2007). Obojživelníci jsou citlivější vůči výskytu nepůvodních druhů, na něž nejsou koevolucí adaptováni (behaviorálně, morfologicky, chemicky) (Meyer et al. 1998, Laurila & Kujasalo 1999, Teplitsky et al. 2003, Van Buskirk & Arioli 2005). Vysazování ryb do lokalit, které by samovolně neosídlily, a introdukce nepůvodních rybích druhů jsou často spojeny se sportovním rybolovem (Ficetola & De Bernardi 2004, 2005b). Nebeská jezírka na výsypkách po těžbě uhlí jsou osidlována spontánně (např. přenosem různých vývojových stádií ryb vodními ptáky), do větších vodních ploch jsou ryby také vysazovány člověkem. Ve vodních

plochách hlubokých minimálně cca 1,5 m s částečně vyvinutým litorálním pásmem se nejčastěji vyskytují plotice obecná (*Rutilus rutilus*), perlín ostrobřichý (*Scardinius erythrophthalmus*), okoun říční (*Perca fluviatilis*), karas obecný (*Carassius carassius*), dále štika obecná (*Esox lucius*), kapr obecný (*Cyprinus carpio*), lín obecný (*Tinca tinca*), případně candát obecný (*Sander lucioperca*), cejnek malý (*Blicca bjoerkna*), amur bílý (*Ctenopharyngodon idella*), hrouzek obecný (*Gobio gobio*), cejn velký (*Abramis brama*), sumec velký (*Silurus glanis*) a ježdík obecný (*Gymnocephalus cernua*) (Gučík in litt., Bruna in litt.).

Hartel a kolektiv (2007b) řadí mezi druhy nepredující obojživelníky (vč. skokana štíhlého) karasa zlatého (*Carassius auratus*), kapra obecného, amura bílého, tolstolobika bílého (*Hypophthalmichthys molitrix*), slunka obecnou (*Leucaspis delineatus*) a perlína ostrobřichého. Za predátory obojživelníků považují štika obecnou, jelce tlouště (*Squalius cephalus*), slunečnici pestrou (*Lepomis gibbosus*), okouna říčního, střevličku východní (*Pseudorasbora parva*), sumce velkého, candáta obecného a pstruha obecného (*Salmo fario*). Experimentální studie potvrdily, že larvy skokana štíhlého disponují morfologickými a behaviorálními odpověďmi na přítomnost predátorů (konkrétně střevličky východní) (Teplitsky et al. 2003). Pulci tohoto druhu na koexistenci s rybami reagovali (narozdíl od pulců skokana skřehotavého a rosničky zelené) nižší aktivitou a vyhledáváním úkrytů, což vedlo ke snížení rychlosti vývoje podílu metamorfujících jedinců (Riis 1991, Teplitsky et al. 2003). Různé studie potvrdily, že samice si ke kladení nevybírají lokality, v nichž byla populace v předchozích letech vystavena silnému kompetičnímu či predačnímu tlaku (viz Petránka et al. 2004). Hartel a kolektiv (2007b) nezjistili vliv přítomnosti na výběr vodních ploch skokanem štíhlým, pouze na lokalitách s nižší pokryvností litorální vegetace byl patrný úbytek početnosti vlivem zarybnění. Druhovná diverzita obojživelníků však byla vyšší v jezírcích bez ryb nebo s druhy, které obojživelníky přímo nepredují. Podobně v další studii Hartela a Öllerera (2009) skokan štíhlý negativní závislost početnosti na přítomnosti rybích populací (na rozdíl od ostatních druhů obojživelníků) nevykazoval. Ponsero a Joly (1998) ve své studii zjistili, že ryby se vyskytovaly v lesních zaplavovaných porostech, směrem od lesního porostu ryby ubývaly, a naopak se zvyšovala početnost nakladených snůšek skokana štíhlého. Podle autorů však může být větší početnost snůšek mimo lesní porosty způsobena také zástínem a nedostatkem kyslíku ve vodě s rozkládající se opadankou. Výše popsané brzké ukončení vývoje larev u skokana štíhlého umožňuje tomuto druhu úspěšnou reprodukci v lokalitách s nižším predačním tlakem, v nichž jiné druhy vývoj pulců vlivem vyschnutí nedokončí (Ficetola & De Bernardi 2004, Hartel et al. 2005, 2007b).

Lodé (1996, 2000) zjistil jarní potravní specializaci tchoře tmavého (*Mustela putorius*) na lov obojživelníků, většinu potravy tvořili skokani štíhlí (zejména aktivnější samci). Uvádí, že intenzivní predace ze strany tchořů může ovlivnit poměr pohlaví skokanů štíhlých na

lokalitě (průkazně více samců bylo v jezírcích, v nichž tchoř nelovil). Signifikantní vliv predace na početnost populace však nebyl zjištěn (Lodé 2000). Gibson a Freeman (1997) předpokládají, že jednou z příčin vyhynutí skokana štíhlého v oblasti Jersey byla vysoká predace tchoři tmavými, divokými kočkami (*Felis*) a kachnami divokými (*Anas platyrhynchos*). Naopak Wederkinch (1988) uvádí, že vliv přítomnosti kachen divokých, karasů a koljušek (*Gasterosteus*) neměl průkazný efekt na početnost snůšek v porovnání s ostatními plochami.

Kompetice s jinými druhy obojživelníků

Nejsilnějšími konkurenty jsou druhy s obdobnou ekologickou nikou, tedy zejména příbuzné druhy „hnědých“ skokanů (Van Buskirk 2003, Ficetola & De Bernardi 2005a). V oblasti SHP se vyskytují skokan ostronosý (*Rana arvalis*) i skokan hnědý (např. Voženílek 2000, Táborský 2008). Skokan ostronosý se vyskytuje ve vyšších nadmořských výškách a vlhčích typech stanovišť, proto je společný výskyt se skokanem štíhlým vzácný (Baruš & Oliva 1992). Mnohem častěji je skokan štíhlý syntopický se skokanem hnědým (Zavadil 1986, Riis 1991, Rehák in Baruš & Oliva 1992, Hachtel 1997, Heusser et al. 2002, Weddelling et al. 2003). Oproti skokanu štíhlému je skokan hnědý eurytopní druh více vázaný na lesní porosty, který zejména ve vyšších polohách početně převažuje (Baruš & Oliva 1992). Skokan štíhlý je však konkurenčně silnější v úzkém rozpětí své ekologické niky, a na teplejších, sušších stanovištích v nížinách početně dominuje nad skokanem hnědým nebo se zde vyskytuje jako jediný z hnědých skokanů (Zavadil 1986, Riis 1991, Baruš & Oliva 1992, Hartel 2005, Bartón & Rafiński 2006). Kompetice s jinými druhy obojživelníků byla popsána zejména na larvální úrovni (Riis 1991, Heusser et al. 2002). Ačkoliv skokan hnědý zahajuje aktivitu poměrně časně (během března), v místech společného výskytu jej předstihuje skokan štíhlý o několik dní až týdnů (Riis 1988, Baruš & Oliva 1992, Baumgartner et al. 1996, Heusser et al. 2002). Tento náskok může být způsoben zimováním části populace skokana štíhlého na místě rozmnožování a etologií reprodukce, která probíhá pod hladinou a není proto tolik závislá na průběhu počasí (Rehák in Baruš & Oliva 1992). Skokan štíhlý se také začíná rozmnožovat při nižších teplotách než skokan hnědý, proto se jeho náskok zvyšuje zejména během chladného počasí. Při brzkém jarním oteplení mohou naopak dříve započít rozmnožování skokani hnědí (Baruš & Oliva 1992, Hachtel et al. 2005a, Barton & Rafinski 2006), kteří mohou na některých lokalitách početně dominovat. Včasná reprodukce umožňuje skokanu štíhlému snížit prostorovou kompetici s ostatními druhy obojživelníků (Baruš & Oliva 1992). Jeho larvy dosahují větší velikosti dříve a jsou tak favorizovány v soutěži o potravní zdroje a prostor pro zdárný vývoj (Riis 1991, Baruš & Oliva 1992). Všechny tři druhy našich „hnědých“ skokanů preferují velmi podobné typy rozmnožovacích nádrží (sporadicky vysychající či zcela stabilní vodní plochy bez přítomnosti ryb) (Van

Buskirk 2003). Nebylo u nich zjištěno rozdělení nik z pohledu typu habitatu (na rozdíl například od evropských ropuch či severoamerických skokanů rodu *Rana*). Ke snížení mezidruhové kompetice však může přispívat výše popsané rozdělení časové niky a geografického výskytu jednotlivých druhů (Riis 1991, Van Buskirk 2003, Hartel 2005). Hartel a Moga (2007) prokázali negativní vliv početnosti skokana štíhlého na početnost skokana hnědého. Hartel 2004 zjistil těsně neprůkaznou negativní korelaci početnosti skokana štíhlého a skokana hnědého. Bartoň a Rafiński (2006) uvádějí, že skokan hnědý se nerozmnožoval na lokalitách s početnou populací skokana štíhlého. Absenci skokana štíhlého v jedné ze studovaných oblastí přisuzují Demeter a Hartel (2007) mimo jiné především kompetici početného skokana hnědého a ostronosého. Riis (1991) kompetici mezi těmito dvěma skokany neprokázal.

V SHP se skokan ostronosý vyskytuje jen velmi vzácně (Táborský 2008), na výsypkových plochách Mostecka nebyl zjištěn (Smolová et al. in press). Skokan hnědý byl zaznamenán na výsypkách i v jejich okolí (Smolová et al. in press.), nejedná se však o početný druh. Nejvyšší početnosti byly zaznamenány pouze na Hornojiřetínské výsypce na několika lokalitách v bezprostřední blízkosti navazujícího lužního lesa, v němž k reprodukci skokana hnědého také ve velké míře dochází (vlastní pozorování). Lze předpokládat, že tento druh neosidluje lesostepní prostředí výsypek tak snadno jako skokan štíhlý, který zde proto početně dominuje.

2.3.3 Prostorové charakteristiky prostředí

Charakter terestrických stanovišť v okolí reprodukčních lokalit

Výsledná vzdálenost migrací je zpravidla kompromisem mezi náklady na průchod daným prostředím a výhodou reprodukce v daných podmínkách. Pro skokana štíhlého je nejlépe prostupným a celoročně obývaným prostředím vlhký opadavý les, ale k reprodukci raději využívá nezastíněné plochy v otevřené krajině (Wederkinch 1988, Ponsero & Joly 1998, Strugariu et al. 2007). Hartel (2005) uvádí, že většina jedinců skokana štíhlého migrovala do reprodukčních ploch ze 400 až 600 m vzdáleného smíšeného opadavého lesa. Wederkinch (1988) uvádí, že početnost snůšek skokana štíhlého v zemědělské krajině exponenciálně klesala se vzdáleností vodních ploch od lesa, většina jedinců kladla ve vzdálenosti 200 m od lesa (maximální vzdálenost nádrže od lesa byla 700 m). Také Ponsero a Joly (1998) zjistili závislost velikosti snůšek skokana štíhlého na vzdálenosti od lesního porostu. Nejmenší snůšky kladli v okolí 100 m od lesního porostu (nejvíce snůšek bylo nakladeno ve vzdálenosti 50 až 80 m od lesa), rozmnožovala se zde většina populace. Větší snůšky byly kladeny ve vzdálenosti 100 až 300 m od okraje lesa, jedinců se zde však rozmnožovalo méně. Lokomoční schopnosti jsou u skokanovitých úměrné velikosti jedince těla (Joly et al. 1991, Salthe & Duellman 1973 ex Ponsero & Joly 1998). Ponsero a Joly

(1998) proto zdůvodňují reprodukci větších jedinců v jezírcích vzdálenějších od lesa, mj. jako odpověď na vysokou denzitu populace (a vyšší kompetici pulců) v bližších nádržích. Připouští však, že se jedná spíše o hypotetický závěr a obdobně by mohla být zdůvodněna přednostní reprodukce velkých jedinců v bližších nádržích a vytlačení menších individuů do vzdálenějších lokalit. Také Hartel (2008a) zmiňuje, že osídlení jezírek více vzdálených od lesních porostů mohlo být vyvoláno rostoucí hustotou populace, velikosti snůšek však nezaznamenával. Hartel a kolektiv (2009a) neprokázali vliv pokryvnosti lesa na početnost snůšek skokana štíhlého ve sledovaných vodních biotopech. Tato vysvětlující proměnná však byla v jejich studii maskována přítomností migračních koridorů (pásů vegetace, drobných pramenů apod.). Puky a kolektiv (2006) nezjistili během jedenáctileté studie rozdíly v početnosti snůšek mezi lesní zaplavovanou nivou a jezírky v okolním parku. Lesbarrès a Lodé (2002) naproti tomu zaznamenali vyšší početnost snůšek v lesních jezírcích oproti jezírkům v otevřené krajině. Hartel a Öllerer (2009) zjistili rostoucí stabilitu populací s blízkostí lesních porostů. Hartel (2004) sledoval po dobu pěti let umístění snůšek uvnitř jedné vodní plochy s odlišnými typy okolního prostředí. V prvních letech studie bylo nejvíce snůšek kladeno v sousedství zalesněného biokoridoru navazujícího na les oproti částem sousedícím s ornou půdou, železnicí a řekou. Z tohoto koridoru na lokalitu přicházelo nejvíce samic.

Pozitivní efekt blízkosti opadavého lesa na početnost rozmnožujících se jedinců byl zjištěn u řady obojživelníků. Může být způsoben vyšší prostupností tohoto prostředí (vyšší vlhkost, větší potravní nabídka, více možností okrytu oproti otevřené krajině) a výskytem těchto druhů v lesním prostředí mimo období rozmnožování (Laan & Verboom 1990, Herrmann et al. 2005, Van Buskirk 2005, Macdonald et al. 2006, Eigenbrod et al. 2008). Přítomnost lesních prvků průkazně zvyšuje konektivitu stanovišť pro většinu druhů (Van Buskirk 2005). Weyrauch & Grubb Jr. (2004) uvádějí, že návaznost na lesní porosty hraje u některých druhů větší roli než habitatové charakteristiky samotného jezírka. Některé druhy obojživelníků mají ale odezvu na pokryvnost lesů opačnou a vyskytují se spíše na nelesních stanovištích (Van Buskirk 2005).

Zanini (2006) uvádí jako nejvýznamnější faktor přítomnosti skokana štíhlého ve vodních plochách pokryvnost podmáčených stanovišť v okolí do 1 km. Bartoň a Rafiński (2006) nikdy nezaznamenali reprodukci tohoto druhu ve vysloveně zemědělských oblastech.

Prostupnost krajiny, konektivita prostředí, migrační koridory a bariéry

Rozšíření obojživelníků je velmi limitováno prostupností prostředí (Cushman 2006). Při studiu ekologie obojživelníků musí být proto kromě metapopulačních procesů a interakcí jednotlivých environmentálních faktorů zohledněny také jejich prostorové vztahy na různých úrovních (jedinec, lokalita, krajina) (Petranka et al. 2004, Zanini 2006). Ani ideální vodní

plocha nemůže být biotopem silné, zdrojové populace, pokud je od obyvatelných vodních a terestrických stanovišť izolována značnou geografickou vzdáleností a/nebo neprostupným prostředím (Tilston 1995, Semlitsch 1988, Vojar 2007). Přítomnost vhodných stanovišť v dostupné vzdálenosti umožňuje osídlení neobsazených stanovišť a vyrovnání lokálních extinkcí, ke kterým u obojživelníků běžně dochází (Laan & Verboom 1990, Ficetola & De Bernardi 2004, Petranka et al. 2007). Přirozenými bariérami v krajině jsou velké vodní plochy a toky, hory, srázy apod. (Ray et al. 2002, Almhagen 2007). Naopak přítomnost migračních koridorů a plošek v dostupné vzdálenosti prostupnost krajiny pro obojživelníky zvyšují (Ray et al. 2002, Mazerolle 2005, Almhagen 2007). Pohyb obojživelníků v otevřené krajině usnadňují vlhké plošky a mikroklimaticky příznivější možnosti úkrytu a získávání potravy v dostupné vzdálenosti, které plní funkci „nášlapných kamenů“ pro další šíření v prostředí (Bousbouras & Ioannidis 1997, Semlitsch & Bodie 1998, Semlitsch & Jensen 2001, Fahring 2002, Miaud & Sanuy 2005, Hartel & Öllerer 2009, Zavadil et al. in press). Drobné, periodické plochy mají také funkci refugií pro větší lokality a naopak. Diverzita obojživelníků je zpravidla proto vyšší v krajině s periodickými vodními plochami (Semlitsch & Bodie 1998, Hartel & Öllerer 2009).

Intenzivně využívaná krajina se z pohledu obojživelníků mění na diskrétní plošky obyvatelného prostředí obklopené neprostupnou krajinou maticí zemědělských, urbanizovaných a jiných neobyvatelných ploch (Ficetola & De Bernardi 2004, Hartel et al. 2008c). Zde hraje konektivita prostředí v metapopulační dynamice klíčovou roli. Pravděpodobnost lokálních extinkcí je ve fragmentované krajině vyšší, jelikož zde dochází ke snížení množství jedinců imigrujících na danou lokalitu ze zdrojových populací a omezení genového toku mezi populacemi (Laan & Verboom 1990, Vos et al. 2001, Zanini 2006, Petranka et al. 2007).

Lze předpokládat, že přítomnost a početnost obojživelníků bude růst s hustotou vodních ploch (Vos & Stumpel 1996, Ficetola & De Bernardi 2004). Petranka a kolektiv (2004, 2007) konstatují, že pro podporu populací obojživelníků v krajině je důležité budovat širší spektrum vodních lokalit v dosažitelné vzdálenosti, tedy cca do 200 m. Význam konektivity vodních ploch a negativní vliv jejich izolace na početnost obojživelníků zdůrazňují také Laan a Verboom (1990), Marsh a kolektiv (1999). Zanini (2006) prokázal v několika zemědělských oblastech Švýcarska pozitivní závislost prezence skokana štíhlého na zastoupení mokřadů v okolí vodních ploch. V Zaniniho studii vysvětlovala konektivita vodních ploch 18 % variabilitu prezence skokana štíhlého v jezírcích. Negativní efekt izolace jezírka se projeví, pokud je jeho vzdálenost od ostatních větší než jsou běžné vzdálenosti disperze nebo se mezi lokalitami vyskytuje bariéra. Ficetola a De Bernardi (2004) uvádějí, že na zastoupení obojživelníků na studovaných lokalitách měla míra izolace podobně průkazný vliv jako jejich environmentální charakteristiky. Největší druhová bohatost obojživelníků byla

zaznamenána na nejméně izolovaných lokalitách. Hartel a kolektiv (2005) uvádějí, že skokan štíhlý se může úspěšně rozmnožovat ve vysychajících jezírcích, ale jeho přítomnost v těchto typech vodních ploch je závislá na možnosti rekolonizace z okolních trvalých subpopulací. V následující studii však pozitivní vliv rozlohy vodních stanovišť v okolí sledovaných jezírek na početnost skokana štíhlého nepotvrdili (vysvětlují to tím, že se zpravidla jednalo o tekoucí vody) (Hartel et al. 2009a). Také Vignoli s kolektivem (2007) nenalezli efekt vzájemného uspořádání vodních ploch na společenstvo obojživelníků, včetně skokana štíhlého. Hartel a kolektiv (2005) zdůrazňují, že není důležitá jen široká nabídka reprodukčních biotopů, ale také diverzita v rámci trvalých ploch (více mikrohabitatů uvnitř velkých ploch), v nichž byl skokan štíhlý nejpočetnější.

Nejlépe průchozím prostředím jsou pro skokana štíhlého vlhké listnaté lesy, Hartel (2008a) v tomto prostředí zaznamenal největší migraci jedinců tohoto druhu. Hartel a kolektiv (2009a) zjistil průkazně pozitivní vliv pásů křovinaté či rozptýlené stromové vegetace a drobných pramenů v okolí reprodukčních biotopů na početnost snůšek tohoto druhu. Vliv těchto koridorů dokonce eliminoval negativní efekt přítomnosti silnic a nízké pokrývnosti lesů v okolí jezírek. Ficetola a kolektiv (2009) zjišťovali vliv krajinné struktury v okolí reprodukčních biotopů v různých oblastech Itálie na různých prostorových měřítcích (ve vzdálenosti 50 až 1500 m). Přítomnost skokana štíhlého byla pozitivně ovlivněna pokrývností lesa na malých měřítcích od 50 do 100 m. Tento vliv byl nejsilnější na vzdálenosti 50 m (8,5krát silnější než při 100 m vzdálenosti a 25krát silnější než v okolí 200 m). Bousbouras a Ioannidis (1997) zastihli jedince tohoto druhu i daleko od nejbližších vodních ploch, ale vždy na vlhkých stanovištích.

Skokan štíhlý nevyhledává otevřenou krajinu, proto lze předpokládat, že plochy orné půdy, vyžívaných luk či pastvin mohou pro tento druh představovat prostředí omezující jeho disperzi i pravidelné migrace mezi jednotlivými typy stanovišť (nedostatek vlhkosti, úkrytů, nižší potravní nabídka, větší znečištění a extrémy teplot) (Ray et al. 2002, Hartel et al. 2009a). Hartel s kolektivem (2009a) však průkazný vliv těchto typů prostředí v okolí studovaných vodních ploch na početnost skokana štíhlého nepotvrdili. Zdůvodňují to tradičním a extenzivním charakterem zemědělství ve studované oblasti. Domnívají se, že v případě intenzifikace zemědělství by se negativní vliv projevil.

Výrazný bariérový efekt mají pro obojživelníky liniové dopravní prvky (Fahring et al. 1995, Hitchings & Beebe 1997, Vos et al. 2001, Ray et al. 2002, Lesbarrères et al. 2003, Joly et al. 2003, Van Buskirk 2005, Hartel et al. 2006), přičemž intenzita vlivu silnic je úměrná hustotě dopravy. Obojživelníci jsou na tento faktor citliví vzhledem k nízké pohyblivosti a potřebám přesunů mezi jednotlivými stanovišti. Hartel a kolektiv (2009) zaznamenali během dvou týdnů reprodukčního období 1400 usmrcených jedinců skokana štíhlého na úseku 83 km silnice. Vedle přímé mortality migrujících jedinců zvyšují silnice izolaci populací,

pravděpodobnost inbreedingu a lokálních extinkcí populací skokana štíhlého (Lesbarrères et al. 2003, 2006). Těmito autory studované populace rozmnožující se v blízkosti dálnice měli průkazně nižší polymorfismus oproti populacím vzdáleným. Autoři stanovili na základě výsledků studie, že negativní efekt dálnice se u tohoto druhu projevuje do vzdálenosti 100 m. Hartel a kolektiv (2009a) neprokázali negativní vliv přítomnosti silnic v okolí jeho reprodukčních biotopů. Další analýzou dat zjistili, že efekt tohoto faktoru byl maskován přítomností migračních koridorů (přítomnost koridorů byla s přítomností silnice silně negativně korelována). Autoři uvádějí, že pozitivní vliv migračních koridorů může být využit pro zmírnění negativních dopadů výstavby silnic. Hartel a kolektiv (2009b) zjišťovali mortalitu skokana štíhlého vlivem dopravy. Úmrtnost byla u tohoto druhu v porovnání s ropuchou obecnou vyšší (při ozáření světly aut na rozdíl od ropuchy skokani strnuli na místě). Ficetola a kolektiv (2008) ve své studii zjistili negativní efekt délky dálnic v okolí 200 až 500 m od reprodukčního biotopu na přítomnosti skokana štíhlého (nejsilnější byl tento efekt v uvažovaném okolí 300 m). Vliv silnic a dalších liniových bariér by však neměl být hodnocen pouze na základě jejich zastoupení (ne/přítomnosti či pokryvnosti) v daném území. Efekt je také ovlivněn jejich kompozicí v krajině, kterou lze zohlednit např. velikostí dostupného prostředí a vzdáleností od silnice (Eigenbrod et al. 2008).

Izolující vliv mohou mít pro obojživelníky urbanizované plochy (Mazgajski 1996, Van Buskirk 2005). Hartel a kolektiv (2009a) zjistili průkazný negativní vliv rozlohy urbanizovaných ploch na početnost snůšek skokana štíhlého (nad 40 % zastavěného okolí v okruhu 800 m). Ve studované oblasti převažuje tradiční způsob zemědělství, lidská osídlení má spíše vesnický charakter a nemusí nutně vylučovat průchodnost pro tento druh. Zřejmě z toho důvodu byl efekt zástavby negativní až s její vyšší rozlohou (Hartel et al. 2009).

Biologický potenciál okolní krajiny – výskyt skokana štíhlého v SHP

Přítomnost zdrojových populací v okolní krajině je spolu s její prostupností při kolonizaci nově vzniklých stanovišť klíčová (Marsh & Trenham 2001, Ray et al. 2002, Ficetola & De Bernardi 2004). Ve fragmentované krajině Mostecká přitom vliv obou faktorů stoupá. Pro zhodnocení možnosti šíření skokana štíhlého na výsypkové plochy byla zmapována přítomnost tohoto druhu v okolní krajině na základě údajů publikovaných v dostupných informačních zdrojích a dle výsledků vlastního pozorování (Příloha 3a,b). Výskyt v okolí všech 21 výsypek SHP byl (vzhledem k výše uvedeným disperzním a kolonizačním možnostem skokana štíhlého) uvažován do vzdálenosti 4 km od okraje výsypek. Mapování výskytu skokana štíhlého a dalších obojživelníků na samotných výsypkách prováděla Smolová a kolektiv (in press.), zejména dle výsledků Vojara a kolektivu

(2009). Ke zhodnocení výskytu druhu na výsypkách i v jejich okolí byly využity dostupné informace z těchto zdrojů:

- Datový sklad Agentury ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK ČR 2007),
- nálezy evidované na internetovém portálu Biolib.cz (Zicha 1999–2009),
- Národní program MŽP ČR „Ochrana Biodiverzity“, část „Sledování a ochrana obojživelníků“ (ČSOP 2007),
- nálezy obojživelníků na výsypkách publikované Flasarem & Flasarovou (1975), Tišerem (1977), Hromádkou et al. 1982, Bártou 1994, Voženílkem 1987, 1994, 1999, 2000, 2002, Zavadilem (2002), Doležalovou & Machem (2002), Vojarem & Doležalovou (2003),
- bakalářské a diplomové práce (Vojar 1999; Doležalová 2007; Solský 2008; Mildorfová 2009; Smolová 2009),

Údaje o výskytu skokana štíhlého na výsypkových plochách a v jejich okolí jsou uvedeny v Příloze 1. Výskyt tohoto a dalších druhů obojživelníků na výsypkových plochách SHP je dostupný v elektronické formě včetně přesných souřadnic na internetových stránkách: <http://amphibia.webnode.cz/vyskyt-obojzivelniku-na-vysypkach-mostECKA/> (Smolová et al., in press). Podkladová data neumožňují vyhodnocení, zda se v okolí sledovaných výsypek nachází zdrojové populace, nicméně vzhledem k četnosti nálezů se lze domnívat, že skokan štíhlý je v oblasti Mostecká relativně hojný a jeho šíření na výsypkové plochy nebude limitováno absencí druhu v jejich celém okolí.

2.4 Vliv průběhu počasí na fluktuace početnosti skokana štíhlého

Výrazné fluktuace početnosti populací jsou pro obojživelníky příznačné (Pechmann et al. 1991, Meyer et al. 1998, Alford & Richards 1999). Tyto změny jsou způsobeny řadou faktorů, které od sebe není snadné odlišit, jelikož často působí ve vzájemných interakcích (Pechmann et al. 1991). Jejich původ může mít vnitřní příčinu (např. hustota populace), ve větší míře jsou změny početnosti obojživelníků závislé na faktorech vnějších (např. kompetice s jinými druhy, predatorní tlak, potravní nabídka, klimatické podmínky, náhodné procesy) (Ryser 1989, Van Buskirk & Smith 1991, Scott 1994, Reading & Clarke 1995, Meyer et al. 1998, Berven 1995 ex Meyer et al. 1998, Pechmann et al. 1991, Harper & Semlitsch 2007, Hartel 2008b, Schmidt & Pellet 2005 ex Hartel & Öllerer 2009). Některé faktory nemusí na početnost populace působit pouze pozitivně či negativně. Například vyšší hustota způsobuje u larválních i adultních jedinců pokles tělesné kondice a reprodukční zdatnosti, na druhé straně je pravděpodobnost lokálních extinkcí vyšší při nízké populační denzitě (Reading & Clarke 1995, Harper & Semlitsch 2007). Aktuální početnost současné generace je navíc výsledkem spolupůsobení faktorů v předcházejících letech (Harper & Semlitsch 2007).

Vnější faktorem výrazně ovlivňujícím populace obojživelníků jsou klimatické podmínky (Harper & Semlitsch 2007, Hartel 2008b). Na extrémní průběh počasí během aktivní části roku jsou obojživelníci nuceni reagovat snížením aktivity. Pokles příjmu potravy se působí snížením tělesné kondice. Úbytek tukových zásob se odráží v nižší úspěšnosti přezimování a rozmnožování v následujícím roce, větší náchylností k onemocněním a celkově ve větší míře mortality (Ryser 1989, Reading & Clarke 1995, Rading 1998, 2007). Odpověď na otázku, jaký průběh počasí je z pohledu poikilothermních obojživelníků extrémní, není nijak snadná. Ryser (1989) uvádí, že více než mrazivý průběh zimy je pro hibernující skokany hnědé stresující teplá zima. Hormonální kontrola metabolismu je částečně ovlivňována průběhem teploty (Pasanen & Koskela 1975 ex Reading & Clarke 1995) a během teplejšího zimního počasí se urychluje metabolismus tuků a glykogenu, jejichž obsah ovlivňuje úspěšnost hibernace, jarní aktivitu a reprodukční zdatnost (Reading & Clarke 1995, Jørgensen 1986 ex Harper & Semlitsch 2007). Dle výsledků Pasanena a Koskela (1975 ex Reading & Clarke 1995) je kondice zimujících jedinců skokana hnědého nejnižší v posledním měsíci hibernace a klimatické podmínky v průběhu února tak mohou mít na reprodukci populace větší vliv, než průběh počasí v předchozích měsících (Reading & Clarke 1995).

Reading a Clark (1995) zjistili na základě dlouhodobé studie u ropuchy obecné, že kondice post-hibernujících jedinců je negativně korelována s průměrnou únorovou teplotou. Hartel (2008b) hodnotil na základě 11 let pozorování vliv průběhu počasí na početnost skokana štíhlého. Množství únorových srážek mělo spolu s vlivem hustoty populace průkazný vliv na množství nakladených snůšek. Průkazný vliv množství únorových srážek na početnost snůšek byl zjištěn také u *Rana capito* (Jensen et al. 2003). Meyer a kolektiv (1998) vliv tohoto faktoru u tří populací skokana hnědého neprokázal. Pozitivní vliv množství srážek v posledním zimním měsíci může být vysvětlen také vznikem většího množství vodních ploch, rozšířením stabilních nádrží a zlepšením vlhkostních podmínek pro migraci (Jensen et al. 2003). Meyer a kolektiv (1998) neprokázali vliv množství srážek v předchozích letech na početnost u dvou populací skokana hnědého ve Švýcarsku, u třetí však ano. Hartel a Moga (2007) uvádějí pozitivní vliv úhrnu srážek v období květen až červenec na početnost skokana hnědého. Vyšší úhrny srážek v tomto období zajišťují vyvíjejícím se larvám dostatek vody (naředění exkrementů, dostatek prostoru, kyslíku a přítok živin) a lepší mikroklimatické podmínky terestrického prostředí pro post-metamorfované jedince (stejný efekt byl zjištěn také u blatnice skvrnitá a rosničky zelené). Většina autorů dlouhodobých studií uvádí, že populace skokana štíhlého nevykazují velké fluktuace početnosti a patří mezi stabilní druhy s minimem lokálních extinkcí (Fog 1997, Strömberg 1988, Waringer-Löschenkohl 1991, Gollmann et al. 1998, Hartel & Öllerer 2009). Relativně vyšší výkyvy početnosti zaznamenali u tohoto druhu pouze Hartel (2005) a Bernini s kolektivem (2004).

3. POPIS ŘEŠENÉHO ÚZEMÍ

3.1 Severočeská hnědouhelná pánev

Severočeská hnědouhelná pánev (dále jen SHP) se nachází mezi městy Kadaň a Ústí nad Labem a zaujímá celkovou rozlohu 2500 kilometrů čtverečních (Vráblíková et al. 2008a) (Příloha 1). Studovaná mostecká část SHP má rozlohu 467 km², leží v klimaticky teplé či mírně teplé a mírně vlhké oblasti s průměrnou roční teplotou 8 °C a mírnou zimou. Průměrný roční úhrn srážek činí 550 mm (Srov. 1958, Quitt 1971 ex Vráblíková et al. 2008a). Hnědouhelná pánev vznikla asi před 45 milióny let v místech budoucího jižního úpatí tehdy ještě nevyvrásněných Krušných hor (Brouška & Dvořák 1997). Uhelná sloj, nejmnocnější v mostecké oblasti, vznikala v celopánevním jezeře, v němž se ukládal organický materiál mokřadní vegetace. Hnědouhelné humity vznikly prouhelněním třetihorní rašeliny, keřů a stromů. Uhelné zásoby byly na přelomu 19. a 20. století těženy převážně hlubinným způsobem, v místech mělkého uložení sloje také lokální lomovou těžbou. Přibližně od 40. let 20. století převažuje velkoplošné povrchové dobývání hnědého uhlí, při kterém je nejprve odtěžena nadložní skrývka o mocnosti až 300 m. Poměr těžených materiálů se u povrchové těžby hnědého uhlí zpravidla pohybuje mezi 6 až 9 tunami skrývky k jedné tuně uhlí (Vráblíková et al. 2008b).

3.2 Vývoj stanovišť na výsypkách po těžbě hnědého uhlí

Skrývkový materiál z lomů je v prvních fázích těžby shromažďován v jejich okolí. Vznikají tak až několika set hektarové výsypkové plochy, které převyšují okolní terén zpravidla o několik desítek metrů (Štýs 1981, Bejček 1982). Většina z 21 plošně rozsáhlejších výsypkových ploch v Severočeské hnědouhelné páni (Příloha 1) vznikala neselektivním odkrýváním a sypáním skrývkového materiálu. Materiál skrývky je tvořen ze 70 % šedými miocénními jíly, dále hnědými jíly, jíly s uhelnou příměsí, štěrky, písky, v menší míře také sprašemi a sprašovými hlínami (např. Štýs & Výborová 1966, Hnátková 1980). Během sypání je utvářen členitý reliéf vznikajícího tělesa výsypky, který se dále vyvíjí postupným sesedáním materiálu. V terénních depresích se na nepropustném jílovém substrátu zadržuje srážková voda a vznikají tak tzv. nebeská jezírka – periodické i trvalé vodní plochy rozmanitého charakteru (Vojar 2000, Toy & Chuse 2004). Vlivem obrovského tlaku výsypky na podloží vznikají podmáčené až zatopené lokality rovněž při jejím okraji. Tyto lokality jsou obojživelníky osídleny vůbec jako první a jsou zdrojem dalšího šíření organismů na plochu výsypky (Vojar 1999). Osidlování samotné výsypky organismy z okolí začíná ihned po jejím nasypání (např. Bejček & Šťastný 1999, 2000). Na rozdíl od ostatní xerothermní plochy výsypky jsou oblasti terénních depresí podmáčené až zatopené a dochází v nich za přispění gravitačního soustředění diaspor k většímu rozvoji vegetace (Bejček 1982, Zelený 1999). Tato místa slouží jako „nášlapné kameny“ pro šíření jedinců pionýrských

druhů živočichů do středu výsypky (Bejček 1982). Zejména pro obojživelníky hraje přítomnost vodních ploch a vlhčích stanovišť při osídlování nových stanovišť zásadní roli (např. Vojar 2000, Ray et al. 2002, Ficetola & De Bernardi 2004).

V průběhu vývoje rázu celé výsypky se mění i vlastnosti vodních ploch a okolního terestrického prostředí. V raných sukcesních stádiích od zhruba 5 let po nasypání se na výsypce vyskytují plošně nezapojené, řídké porosty. Litorální vegetace nebeských jezírek je již poměrně vyvinutá (Míchal 1992, Zelený 1999), tvoří ji zejména rákos obecný (*Phragmites australis*) a orobince (*Typha* spp.). Ve středních stádiích sukcese po zhruba patnácti letech od nasypání je vegetační porost na výsypkách zcela zapojený, fytocenóze dominuje především třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*) (Zelený 1999, Hodačová & Prach 2003). Stoupá také zastoupení náletových pionýrských dřevin. Porosty třtiny křovištní blokují po desítky let vývoj vegetace k pozdním sukcesním stádiím. V delším časovém horizontu sukcesní řada směřuje ke společenstvu listnatého lesa (Míchal 1992, Zelený 1999).

3.3 Rekultivace výsypek

Členitý reliéf výsypek je zachován zpravidla do 8 až 10 let od nasypání, kdy je ukončena fáze největšího sesedání výsypky a mohou být zahájeny rekultivační práce (Štýs 1981). Hlavním cílem rekultivací je obnova původních funkce krajiny, zejména funkcí sociálních, produkčních, ekologických, hygienických, retenčních, krajinně-estetických, rekreačních a dalších (obnova konektivity v krajině – dopravní spojení lidských sídel, propojení metapopulací organismů) (Štýs 1981, Sklenička & Lhota 2002, Vráblíková et al. 2008a,b). Nejčastěji jsou na výsypkách v SHP realizovány lesnické, zemědělské, vodohospodářské a tzv. ostatní rekultivace (rekreační plochy, infrastruktura a další) (Tab. 1) (Zelený 1999, Štýs 2001, Vráblíková et al. 2008a).

Tab. 1: Rozloha rekultivací v SHP [ha] (Vráblíková et al. 2008a)

Rekultivace	zemědělská	lesnická	hydrická	ostatní
ukončené v roce 2004	3834,2	4073,1	252,5	1336,5
rozpracované s předpokládaným ukončením v letech 2005 až 2020	1768,7	3722,2	696,9	2150,7
Celkem	5602,9	7795,3	949,4	3487,2

Před konkrétními pěstebními zásahy se zpravidla provádí technická rekultivace, během níž je zarovnan členitý terén výsypek, jsou vytvořeny odvodňovací systémy, retenční plochy a často je spojena s návozem ornice (Štýs 1981). Snížení členitosti terénu se provádí

vzhledem k navazujícím rekultivačním pěstebními zásahům. Původně heterogenní prostředí tak ustupuje morfologicky i hydrologicky uniformnímu typu krajiny (Sklenička & Lhota 2002).

Nejčastěji jsou v oblasti SHP využívány lesnické rekultivace, které jen zřídka slouží k produkci dřevní hmoty. Spíše jsou zakládány pro plnění mimoprodukčních funkcí lesa – zejména hygienické, rekreační a tzv. biologické, tedy poskytnutí nových stanovišť druhům okolní krajiny. Zalesnění plochy výsypky akceleruje vývoj společenstva směrem k lesním porostům a urychluje tak osídlení druhů s těmito biotopovými preferencemi (Bejček & Šťastný 1984). Ukazuje se, že zásadní je v tomto případě rozsah předchozích úprav terénu. Pokud nebyla výsypka technicky zarovnána, bude plnit biologickou funkci efektivněji díky vzniku řady vodních stanovišť (Sklenička 2004).

Zemědělská rekultivace je z pohledu obojživelníků nejméně příznivá. V porovnání s travním či lesním porostem je na obdělávané půdě nejméně možností k úkrytu, horší dostupnost vody, nižší potravní nabídka a zvýšená toxicita prostředí vlivem používání hnojiv a pesticidů (Gibson & Freeman 1997, Ray et al. 2002, Loman & Andersson 2007).

Hydrická rekultivace se používá především při zatápění vytěžených povrchových dolů (Štýs 1998). Vznikají tak rozsáhlé vodní stavby, jejichž břehy jsou zpravidla zpevněny a osázeny stabilizujícími dřevinami proti účinkům vodní abraze (Zelený 1999, Sklenička 2004). Tyto plochy nenabízejí většině druhů obojživelníků dostatek vhodných mikrohabitátů k jejich reprodukci, především vzhledem k absenci litorálů a přítomnosti ryb. Výhodné je z pohledu těchto živočichů, pokud alespoň část břehů přechází do mělkých, mokřadních partií, v nichž je predční tlak ryb snížen přítomností litorální vegetace. Velké vodní plochy představují pro obojživelníky spíše prostorovou bariéru (Ray et al. 2002). Pozitivním efektem tohoto typu nádrží je zvýšení hladiny podzemní vody, která umožňuje rychlejší zapojení vegetace a snižuje extrémní teplotní a vlhkostní poměry okolních stanovišť (Vráblíková et al. 2008a). Na výsypkách jsou zakládány v rámci rekultivací také menší vodní plochy s převážně retenční funkcí. Z pohledu obojživelníků je výhodné zakládání či ponechání většího počtu členitějších, mělkých vodních ploch oproti pravidelným větším nádržím s příkrými zpevněnými břehy, které brání rozvoji litorálu a zpravidla jsou zarybněny ať už spontánně či člověkem (Vojar 2007).

3.4 Technicky nerekvultivované výsypky a jejich management

V minulosti byly v krajině Mostecká běžně zastoupeny mokřadní biotopy, jejichž odvodnění či úplný zánik později částečně kompenzoval vznik mělkých pinek a nebeských jezírek na výsypkách, které představují refugia mokřadních druhů. Ačkoliv se zakládání výsypek ve velké míře podílí na zániku biotopů a populací, povrch výsypky představuje nová, neobsazená stanoviště uprostřed intenzivně využívané průmyslové a těžební krajiny. Díky značné morfologické členitosti výsypek zde po jejich nasypání vzniká prostředí s vysokou

stanovištní heterogenitou s desítkami vodních ploch, podmáčených stanovišť i výsušnými vyššími partiemi (Prach 2003). Nerekultivované výsypky dnes umožňují porovnání plnění biologické funkce technicky rekultivovaných a nerekultivovaných částí výsypek. Výsledky těchto prací porovnává Hendrychová (2008). Kvantitativním srovnáním druhové diversity společenstev obojživelníků technicky na upravovaných a neupravovaných výsypkách se podle dostupných informací nikdo dosud nevěnoval. Vojar (in Slenička 2004) sledoval výskyt obojživelníků na 14 výsypkách SHP a jako nejceněnější lokality shledal jejich technicky nerekultivané části. V oblasti SHP byla členitá morfologie terénu trvale zachována na Horňojiřetínské, Albrechtické a Kopistské výsypce, na některých částech Růžodolské výsypky, na výsypce Obránců míru a v Teplické oblasti. Ostatní plochy byly technicky rekultivovány (Slenička 2004).

Z pohledu druhové diversity obojživelníků není významná pouze přítomnost vodních ploch, ale také zastoupení různých sukcesních stádií (Zavadil et al. in press). Některé druhy iniciálních sukcesních stádií ze současné krajiny mizí, jelikož ubývají lokální disturbance, které zde historicky podmiňovaly vznik stanovišť časných stádií sukcese (např. působení velkých kopytníků, zaplavování niv, lokální těžba surovin) (Rundel et al. 1998, Walker 1999, Konvička et al. 2005, Zavadil et al. in press). Z našich druhů obojživelníků tyto typy stanovišť vyhledává např. ropucha zelená (*Pseudepidalea viridis*), ropucha krátkonohá (*Epidalea calamita*) či kuňka žlutobřichá (*Bombina variegata*). Právě tyto druhy se proto hojně vyskytují na „čerstvě“ dotěžených či jinak narušovaných lokalitách (pískovny, výsypky, vojenské prostory) (např. Vojar 2000, Van Buskirk 2003, Hartel et al. 2005, Zavadil 2007, Warren & Büttner 2008, Zavadil et al. in press.). Jiné druhy obojživelníků preferují střední či pokročilejší stadia sukcese vegetace (např. čolek obecný (*Lissotriton vulgaris*), čolek velký (*Triturus cristatus*), ropucha obecná (*Bufo bufo*), skokan štíhlý) (Vojar 1999, Scribner et al. 2001, Joly et al. 2001, Hartel et al. 2005, Van Buskirk 2005, Warren & Büttner 2008, Hartel et al. 2009a, Zavadil et al. in press.). V pozdních stádiích sukcese dochází zejména u drobných vodních ploch k úplnému zarůstu hladiny, které může vést k zazemňování vodních ploch. Takovéto podmínky již reprodukci většiny našich obojživelníků vylučují, u druhů více vázaných na vodní prostředí mohou vést k lokální extinkci (Sjögren 1991, Vojar 2007, Zasadil et al. in press.). Konkrétní odpovědi jednotlivých druhů na disturbance závisí do značné míry na charakteru, frekvenci a síle narušení, dále také na metapopulační struktuře v dané oblasti. Narušení, které negativně ovlivňuje jeden druh, může zároveň umožnit přežití druhu jiného (Warren & Büttner 2008). Z toho důvodu je důležité udržování pestré skladby biotopů v různých fázích sukcese a individuálního posuzování managementu stanovišť nejen s ohledem na cílové druhy.

Role disturbancí v ochraně přírody je nejen v České republice velmi diskutovaným tématem. Jejich aplikace naráží jak na tradiční představy o hospodaření v krajině (např.

záplavová území) i na konzervační pojetí ochrany přírody (např. management opuštěných vojenských prostorů) (Rundel et al. 1998, Walker 1999, Warren & Büttner 2008, Zavadil et al. in press.). Výsypkové plochy jsou extrémním příkladem nepůvodního biotopu, tzv. „nové divočiny“ (Sádlo & Pokorný 2004). Těžko se zde hledá návaznost na přirozený režim původní krajiny a ještě hůře konsenzus nad zakládáním a managementem území plnících biologické funkce. Z dosavadních výsledků studií vyplývá, že post-těžební lokality mohou částečně suplovat úbytek narušovaných stanovišť v okolní uniformně zemědělské, lesnické, urbanizované či industrializované krajině. S pokračující sukcesí se však i tato stanoviště mění v neprospěch řady druhů a je třeba se zamyslet nad vhodným managementem, který by (nejlépe nahodile a mozaikovitě) alespoň na části území sukcesi obnovoval. Nabízí se vypalování za mrazu, motokros, kosení rákosu do zahájení metání květenství počátkem června (Petříček et al. 1999), mechanické odstraňování litorálu, zabránění zazemňování vodní plochy opadem listí (vykácením části dřevin v okolí, vyhrnutím listí ze dna na břeh) (Vojar 2007).

Otázka využití potenciálu výsypkových ploch je velmi aktuální. Na jedné straně se vážně zabýváme globálním úbytkem obojživelníků a na ochranu přírody jsou vynakládány nemalé finanční prostředky (Konvička & Beneš 2005, Zavadil et al. in press). Na straně druhé vznikají na výsypkách po těžbě uhlí zcela zdarma cenné lokality, které však během následných technických rekultivací zanikají (a to právě za účelem vytvoření biologicky hodnotného území). Ponechání členitého charakteru „zbytkových“ částí výsypek a investování finančních prostředků do managementu stanovišť může mít zásadní význam nejen pro obojživelníky. Účinnější ochrana obojživelníků nevyžaduje omezování produkčních a rekreačních ploch zakládaných na výsypkách nebo vyšší investice, ale efektivnější provádění biologických rekultivací a využívání finančních prostředků na následný management. Sukcesní plochy však nemusí být vždy snadno přijímány obyvateli okolních obcí, dotčenými úřady i těžebními organizacemi, je proto důležitá také diskuse a osvěta. Rekultivace krajiny po těžbě nabízejí velký prostor pro zohlednění požadavků na plnění různých funkcí krajiny. Musí však vždy vycházet z výsledků objektivních studií, na jejichž základě vyhodnotí vlivy, přínosy a rizika různých koncepcí krajiny.

3.5 Popis sledovaných výsypek

Pro studii byly vybrány čtyři výsypky středních až pozdních sukcesních stádií na Mostecku (Příloha 2), všechny s velkou nabídkou rozmanitých vodních ploch. Některé části těchto výsypek byly technicky a/nebo lesnicky rekultivovány, jiné byly ponechány bez úprav. Okolí výsypek je značně heterogenní, prostupnost krajiny se mění od pro obojživelníky snadno prostupných a obyvatelných niv, lesů a křovinatých luk, přes hůře prostupná pole,

trvalé travní porosty a vedlejší silnice, po prakticky neprůchozí průmyslové areály, města a velkolomy.

Hornojiřetínská výsypka

Výsypka se nachází jihozápadně od města Litvínov a jihovýchodně od města Horní Jiřetín (50°34' N, 13°34' E) v nadmořské výšce 240 – 270 m n. m. Byla vytvořena v šedesátých letech (sypaní ukončeno v roce 1964) (Pilař 1978). Rozloha výsypky činí cca 6 km². Na severu sousedí s intravilánem města Litvínov, východní hranici tvoří dopravní koridor Most-Litvínov a železniční trať. Za touto dopravní sítí se blíže k Litvínovu nachází Růžodolská výsypka a směrem k Mostu průmyslová zóna chemických závodů. Na jihu odděluje Hornojiřetínskou výsypku od momentálně sypané a částečně již rekultivované výsypky Obránců míru silnice III. třídy spojující Horní Jiřetín s chemickými závody, podél této komunikace protéká Jiřetínský potok. Při jihozápadním okraji výsypky se nachází spodní část intravilánu města Horní Jiřetín. Západní okraj výsypky navazuje na měkký luh potoka Loupnice, který je pásmem lesů a luk spojen s bukovými porosty svahů Krušných hor. Tento pás je na dvou místech přerušen náspem bývalé železnice vysokým cca 15 m a silnicí III. třídy vedoucí z Litvínova-Janova do Horního Jiřetína. Silnice i násep jsou v několika místech přerušené.

Technická rekultivace byla realizována především na východní části a při jižním okraji výsypky. Větší část byla ponechána bez technické úpravy terénu. Výsypka byla v různých enklávách zalesněna, velká část povrchu byla ponechána bez osázení a probíhá na ní primární sukcese vegetace. Hlavními dřevinami na zalesněných částech výsypky jsou olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), bříza pýřitá (*Betula pubescens*), dále pak javor jasanolistý (*Acer negundo*), topol osika (*Populus tremula*) a trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*), místy byly vysázeny skupiny modřínů opadavých (*Larix decidua*) a dubu letního (*Quercus robur*). Na sukcesních plochách vzniklo prostředí lesostepního charakteru, které determinuje především třtina křovištní a nálety dřevin, zejména břízy pýřité, bezu černého (*Sambucus nigra*) a ostružiníku obecného (*Rubus fruticosus*). Díky poměrně členitému reliéfu vzniklo na výsypce přes 200 nebeských jezírek, několik velkých vodních ploch bylo založeno v rámci rekultivací. Nebeská jezírka jsou velká od několika málo do několika tisíc metrů čtverečních, v závislosti na velikosti a hloubce mají periodický či stálý charakter. Většinou je při jejich březích bohatě vyvinutý litorální porost rákosu obecného, ale nejsou výjimkou ani jezírka zcela bez vegetace. Hloubka jezírek se pohybuje od desítek centimetrů po cca 3 metry. Oslunění jezírek je intenzivnější v rozvolněných, nezalesněných částech výsypky, sklon břehů je ve většině případů mírný. Jezírka spontánně vznikala spíše ve středních a západních partiích výsypky, kde nebyl povrch významněji technicky zarovnan. Díky členitému reliéfu zde vznikly desítky herpetologicky cenných lokalit (Vojar in Sklenička 2004).

Kopistská výsypka

Výsypka se nachází mezi městy Most a Litvínov (50°30' N, 13°36' E), v nadmořské výšce 230 – 280 m n.m. Sypána byla v šedesátých letech minulého století, její celková rozloha činí 196,2 ha. Na severu sousedí výsypka s průmyslovým areálem chemických závodů v Záluží u Litvínova. Podél jejího severovýchodního okraje protéká řeka Bílina, souběžně s ní prochází dopravní koridor Most-Litvínov, za nímž se nachází vlakové nádraží chemických závodů, dále technický areál v místě bývalé obce Kopisty, nevyužívané plochy ruderního charakteru a okraj bývalého lomu Ležáky. Severozápadní okraj sousedí s částečně rekultivovanou výsypkou Obránců míru, na jihozápadě s technickým areálem Dolů a úpraven Komořany. Podél jižního okraje výsypky prochází dopravní koridor Chomutov-Most, vedle nějž se nachází vodní nádrž Vrbenský. Severozápadní cíp výsypky odděluje od jihovýchodního okraje Hornojířetínské výsypky silnice III. třídy.

Kopistská výsypka byla ponechána na většině území bez technických úprav. Provedena byla pouze lesnická rekultivace, výsadba porostu proběhla od konce šedesátých let do počátku let osmdesátých. Hlavními druhy použitých dřevin jsou javor klen (*Acer pseudoplatanus*), javor mléč (*Acer platanoides*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), různé druhy vrb (*Salix* sp.), trnovník akát, dub červený (*Quercus rubra*), z keřů byly použity brslen evropský (*Euonymus europaeus*), ptačí zob obecný (*Ligustrum vulgare*), škumpa ocetná (*Rhus typhina*) a rakytník (*Hippophae rhamnoides*). Před biologickou rekultivací byl na této výsypce proveden čtyřletý zúrodnovací proces, který zlepšil půdní podmínky před lesnickou a zemědělskou rekultivací. Na severovýchodě výsypky byla provedena zemědělská rekultivace o rozloze 5,9 ha, která má dnes charakter ruderního travnatého porostu. Na výsypce bylo vybudováno několik větších vodních nádrží a spontánně zde vzniklo v terénních sníženinách více než 200 vodních lokalit s charakterem od mělkých periodických tůní až po jezírka o ploše několik set metrů čtverečních, které zaujímají asi 3 % území výsypky (Lipský 2006). Z herpetologického hlediska lze jako nejcennější vymezit morfologicky členitá území s řadou vodních ploch a mokřadů, kde se vyskytuje velmi pestré společenstvo obojživelníků i plazů (Vojar in Sklenička 2004). Celkově se jedná o jednu z nejhodnotnějších výsypkových ploch SHP (Vojar in Sklenička 2004). Tato výsypka byla z důvodu výskytu čolka velkého navržena na vyhlášení Evropsky významnou lokalitou.

Růžodolská výsypka

Plošně rozsáhlá výsypka o rozloze cca 8 km² se nachází jihovýchodně od města Litvínov, jihozápadně od obcí Louka u Litvínova a Mariánské Radčice a východně od průmyslového areálu chemických závodů (50°35' N, 13°36' E – 50°33' N, 13°40' E) ve výšce 250 – 320 m n. m. Výsypka byla sypána počátkem 80. let minulého století. Její povrch byl většinou terénně upraven a zarovnan, v některých částech byl však zachován velmi členitý

reliéf. V terénních sníženinách vznikla nebeská jezírka různých velikostí. Několik vodních ploch bylo založeno i na technicky rekultivovaných částech výsypky. Většina výsypky je zarostlá třtinou křovištní a vysokobylinnou vegetací. Některé části výsypky byly rekultivovány na trvalý travní porost nebo zde byly vysázeny enklávy porostu modřínu evropského, které dnes mají zapojený charakter. V roce 2000 proběhla i na členitých, neupravovaných částech lesnická rekultivace. Vysázeny zde byly především olše lepkavé, modříny evropské a javory mléče, které zatím dorůstají výšky 0,5 – 2 m. Větší část této výsypky po technických úpravách, zemědělské a částečně lesnické rekultivaci nepředstavuje pro obojživelníky perspektivní území (Vojar in Sklenička 2004). Výjimku tvoří plošně rozsáhlejší komplex v severozápadní části výsypky, kde se nachází řada drobných až středně velkých vodních ploch s bohatým výskytem obojživelníků. Celkově lze tuto část výsypky zařadit k těm nejhodnotnějším ekosystémům výsypkových ploch a jako ukázkou vhodné rekultivace s využitím nerovností terénu a absence rozsáhlých úprav (Vojar in Sklenička 2004).

Albrechtická výsypka

Výsypka menší rozlohy se nachází jižně od Černic a jihozápadně od Horního Jiřetína (50°33' N, 13°31' E - 50°33' N, 13°32' E) v nadmořské výšce 250 – 280 m n.m. Výsypka byla dosypána v roce 1953 (Pilař 1978). Na jihu sousedí s velkolomem ČSA, od jehož předpolí je oddělena cca 40 m vysokým srázem. Na východě sousedí s výsypkou Obránců míru, jejíž sypání je v současné době dokončováno. Při severním okraji výsypky se nachází Černický rybník. Výsypka byla částečně technicky rekultivována, lesnická výsadba proběhla v pásu procházejícím střední částí území, velká část území byla ponechána spontánní sukcesi. Z dřevin byly pro rekultivaci použity především olše lepkavá, dub letní, jasan ztepilý, javor mléč a bříza pýřitá. Porosty dřevin na okrajové jižní až západní části výsypky jsou vzrostlé, ve středních partiích jsou nově vysázené dřeviny výšky cca 3 m. Mezi skupinami dřevin se nachází rozsáhlé plochy porostlé třtinou křovištní s nálety břízy pýřité a růže šípkové (*Rosa canina*). Při patě výsypky se nachází mokřad protékáný Černickým potokem, který ústí do Černického rybníka. Na ploše výsypky vznikly přibližně tři desítky nebeských jezírek a podmáčených ploch, z nichž většina se nachází v nerektivovaných částech výsypky. Jedná se o herpetologicky významné území (Vojar in Sklenička 2004).

4. TEZE DISERTAČNÍ PRÁCE

Výsledky disertační práce mají odpovědět především na tyto otázky:

1. Jaké faktory prostředí ovlivňují početnost a prostorové rozšíření skokana štíhlého na výsypkách po těžbě uhlí?
2. Jak se měnila v průběhu studie početnost skokana štíhlého?
3. Které biotopové či prostorové charakteristiky reprodukčních ploch měly na změny početnosti největší vliv?
4. Ovlivňuje průběh počasí významným způsobem početnost populace?

Zhodnocení faktorů ovlivňujících početnost a rozšíření modelového druhu v podmínkách výsypkových ploch přináší informace o ekologii skokana štíhlého v prostředí s vysokou fragmentací krajiny na straně jedné a velkou nabídkou reprodukčních ploch na straně druhé. Z výsledků je možné usuzovat, jaké faktory prostředí (habitatové, prostorové) ovlivňují početnost a rozšíření skokana štíhlého nejvíce. Srovnáním s obdobnými studiemi tohoto druhu v jiných oblastech lze sledovat, zda se skokan štíhlý chová více oportunisticky při velké nabídce vodních ploch nebo výběr reprodukčních stanovišť ovlivňují více jiné charakteristiky (např. umístění vzhledem k ostatním plochám, osídlení sousedních lokalit).

Zajímavé je zhodnocení efektu jednotlivých faktorů během fluktuací početnosti. Případné velké rozdíly v biotopových preferencích druhu mohou poukázat na rizika zevšeobecňování výsledků krátkodobých studií. Je možné posoudit prediktabilitu druhu na základě pozorování z předchozích let. Výsledky prostorových analýz přinášejí poznatky o migračních a disperzních možnostech tohoto druhu. Uvedená zjištění mohou být důležitá mimo jiné z pohledu praktické ochrany obojživelníků, vyhodnocování výsledků monitoringu výskytu či zpětného monitoringu ochrannářských opatření. Posuzován je také vliv provedených rekultivací na početnost skokana štíhlého. Na základě výsledků této studie je možné formulovat hlavní principy ochrany skokana štíhlého v prostředí výsypkových ploch.

Hodnocení vlivu klimatických podmínek na změny početnosti je poměrně komplikovanou otázkou (viz kapitola 2.4). Při jejímž řešení je nezbytné vycházet z dlouhodobých výzkumů. Tato studie si neklade ambice obsáhnout všechny výše uvedené faktory. Z dat získaných v této studii lze nicméně posoudit změny početnosti, vliv klimatických podmínek na fluktuace početnosti a změny biotopových preferencí skokana štíhlého na základě šesti let pozorování. Ačkoliv se nejedná o komplexní zhodnocení všech faktorů, které se ve fluktuacích početnosti odrážejí, lze tak získat alespoň dílčí informace o průběhu počasí v různých částech roku na početnost reprodukčně aktivních samic v této oblasti.

5. METODIKA DISERTAČNÍ PRÁCE

5.1 Získávání dat

Početnost skokana štíhlého byla zjišťována ve všech nalezených vodních plochách čtyř výsypce středních až starších sukcesních stádií. Na Hornojiřetínské výsypce je stabilně monitorováno přibližně 150 vodních ploch v sezónách 2005 až 2010. Na výsypce Kopistské, Růžodolské a Albrechtické bude studie probíhat v letech 2008 až 2010 na přibližně 200, 40, resp. 25 vodních plochách. Terénní výzkum probíhá v době po ukončení hlavního období kladení (zpravidla v první polovině dubna). Početnost druhu je určována sčítáním nakladených snůšek procházením litorálů a mělkých partií jezírek do hloubky 1,5 m. U každého jezírka jsou kromě počtu nalezených shluků zaznamenány biotopové charakteristiky vodních ploch, jejich okolí (Tab. 2) a přesná poloha lokality pomocí GPS přístroje. Přítomnost ryb a bezobratlých predátorů (larvy vážek, potápníci) byla určována na základě pozorování, nálezu uhynulých jedinců a přítomnosti rybářských míst. V sezóně 2010 bude pro spolehlivější determinaci přítomnosti bezobratlých predátorů prováděn standardní způsob zjišťování těchto živočichů ve vodách – prolovávání vegetace a dna sítkou o velikosti ok 1,5 mm (Sahlén & Ekestubbe 2001). Konduktivita a pH vody jsou měřeny pomocí terénních přístrojů ve vzorku z volné hladiny vody (zpravidla v místě kladení snůšek).

S využitím geografických informačních systémů (GIS) byla následně v programu ArcGIS 9.1 (ESRI 2007) určena vzdálenost jezírek od okraje výsypky, vzdálenost jezírek od lužního lesa, počet vodních biotopů v okolí do 100, resp. 300 m a rozloha větších vodních ploch (rozloha menších ploch do 500 m² byla stanovena na místě). U jezírek do vzdálenosti 500 m od okraje výsypky byla hodnocena prostupnost nejbližšího okolí výsypky, u centrálních jezírek byla prostupnost prostředí vztahována k samotné výsypce. Zjišťované proměnné prostředí jsou uvedeny v Tab. 2.

Údaje o vývoji klimatických podmínek (průměrné denní teploty vzduchu a měsíční úhrn srážek) v letech 2004 až 2010 jsou získávány meteorologickou stanicí Kopisty Českého hydrometeorologického ústavu v Ústí nad Labem. Stanice Kopisty (240 m n. m.) se nachází 2,7 km od Hornojiřetínské, 0,3 km od Kopistské, 2,4 km od Růžodolské a 6 km od Albrechtické výsypky (Příloha 2).

Tab. 2: Vysvětlující proměnné prostředí

proměnná	hladiny kategoriálních proměnných	hodnota proměnných
a) charakteristiky vodní plochy		
rozloha	1	do 300 m ²
	2	nad 300 m ²
maximální hloubka	1	do 0,5 m
	2	0,5 - 1,5 m
	3	nad 1,5 m
zastoupení ponořené a litorální vegetace	1	bez vegetace (do 5% pokryvnosti)
	2	částečně zarostlé (5 až 75%)
	3	zcela zarostlé (nad 75%)
sklon břehů	1	do 1:2
	2	nad 1:2
oslunění	1	zcela (0-25% zastínění litorální vegetací, stromy)
	2	částečně (25 – 75%)
	3	zastíněné (nad 75%)
pH		hodnota
konduktivita		hodnota [mS/cm]
přítomnost bezobratlých predátorů a ryb	1	prezence
	2	absence
b) charakteristiky prostředí v okolí vodní plochy		
druh porostu převažující v okolí do 50 m	1	nad 50 % les
	2	nad 50 % traviny s roztroušenými dřevinami
rekultivace převažující v okolí 50 m	1	žádná
	2	technická
	3	lesnická
	4	technická a lesnická
c) prostorové charakteristiky vodní plochy		
vzdálenost od okraje výsypky		vzdálenost [m]
prostupnost nejbližšího okolí, resp. prostupnost prostředí výsypky u jezírek nad 500 m od jejího okraje	1	měkký luh
	2	lesy, křovinaté louky
	3	silnice III. třídy, zahrady
	4	hlavní dopravní koridory, průmyslové komplexy, intravilány měst
počet vodních ploch v okolí 100, resp. 300 m		počet
počet obsazených vodních ploch v okolí 100, resp. 300 m		počet

5.2 Zpracování dat

Počty jezírek a snůšek

Počet skokanem obsazených a neobsazených vodních ploch mezi jednotlivými roky sledování bude odděleně pro každou výsypku porovnán testem dobré shody. Podobně budou porovnány celkové počty snůšek mezi sezónami v rámci jednotlivých výsypek (při konstatním výběru jezírek). Rozdíly v počtu snůšek na identických jezírcích během jednotlivých let sledování bude zjišťován pomocí Friedmanovy ANOVY, neparametrické obdoby párového testu pro více jak dva závislé výběry.

Vliv prostředí na prezenci / početnost snůšek

Vliv prostředí na prezenci / početnost snůšek bude testován samostatně pro permanentně sledované vodní plochy na Hornojiřetínské výsypce (pět let sledování na cca 150 lokalitách) a pro všechny lokality sledované alespoň ve třech posledních sezónách (cca 400 lokalit). V obou případech bude vysvětlovanou proměnnou přítomnost, resp. početnost snůšek na jednotlivých lokalitách. U permanentně sledovaných ploch bude vysvětlovanou proměnnou průměrný počet snůšek za pět sezón (pro snížení efektu fluktuace početností v čase).

Efekt jednotlivých environmentálních a prostorových charakteristik (Tab. 2) na vysvětlovanou proměnnou bude hodnocen pomocí zobecněných lineárních modelů (GLM, Type III test). Pomocí AIC (Akaike Information Criterion) bude vybrán model nejlépe vysvětlující početnost snůšek. Veškeré statistické analýzy budou provedeny v programu R (R Development Core Team 2007). Přítomnost autokorelace mezi pozorováními bude testována pomocí Moranova I kritéria (příp. Mantelovým testem při porušení předpokladů parametrického testu) pro vzdálenosti 100, 200, 300, ..., 1000 m od každého jezírka. Pro další analýzu dat bude zvolena vzdálenost s nejvíce průkazným kritériem. V případě prokázání závislosti mezi pozorováními bude vliv jednotlivých faktorů (Tab. 2) hodnocen pomocí prostorových modelů (Spatial Lag Model, Spatial Error Model, resp. Spatial Durbin Model). Do model nebudou zahrnuty proměnné vyjadřující vztahy mezi sousedními lokalitami (počet vodních ploch ve vzdálenosti do 100 m, resp. 300 m a jejich obsazení).

Změny početnosti snůšek

Změna početnosti snůšek v jednotlivých letech na konkrétním jezírku bude vyjádřena indexem změny $\Delta N = \log(N+1)_t - \log(N+1)_{t-1}$, (N ... počet snůšek na dané lokalitě, t ... rok pozorování) (Houlahan et al. 2000, Hartel 2008b). Získané změny početnosti snůšek budou vysvětlovány proměnnými. Pomocí GLM (viz výše) bude zjišťován efekt proměnných uvedených v Tab. 2 na indexy změn.

Vzhledem k tomu, že indexy změn mohou být ovlivněny i průběhem počasí, bude efekt níže uvedených parametrů rovněž testován. Vliv průběhu počasí na změny početnosti vyjádřené výše uvedeným indexem změn početnosti ΔN bude testován pomocí mnohonásobné regrese, vysvětlujícími proměnnými jsou:

- rok,
- úhrn srážek během období reprodukce (březen, duben)
- průměr teplot vzduchu během období reprodukce (březen, duben)
- úhrn srážek v posledním měsíci hibernace před reprodukční sezónou (únor)
- průměr teplot vzduchu v posledním měsíci únor před reprodukční sezónou (únor)
- úhrn srážek v předchozích měsících hibernace před reprodukční sezónou (říjen až leden)
- průměr teplot v předchozích měsících hibernace před reprodukční sezónou (říjen až leden)
- úhrn srážek v úhrn srážek v období aktivity před reprodukční sezónou (květen až září)
- průměr měsíčních teplot v období aktivity před reprodukční sezónou (květen až září)

6. LITERATURA

- Alford, R. A., Richards, S. J. 1999: Global amphibian Declines: A problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 113-165.
- Almhagen, J. 2007: Anuran colonization of newly constructed ponds: The importance of time and distance to source populations. University of Halmstad, School of Business and Engineering, Master thesis (unpublished), Höskolan.
- AOPK ČR 2007: Biomonitoring - Oficiální webové stránky AOPK ČR věnované monitoringu v České republice. [Online]: <http://www.biomonitoring.cz>, cit. 20. 2. 2009.
- 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.
- Bárta, Z. 1994: K výskytu skokana štíhlého, *Rana dalmatina* BONAPARTE 1839, v okolí Litvínova. okr. Most. Sborník okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná 15-16: 61-63.
- Bartoń, K., Rafiński, J. 2006: Co-occurrence of agile frog (*Rana dalmatina* Fitz. in Bonaparte) with common frog (*Rana temporaria* L.) in breeding sites in southern Poland. *Polish Journal of Ecology* 54(1): 151-157.
- Baruš, V., Oliva, O. (Eds.) 1992: Obojživelníci – *Amphibia*. Fauna ČSFR. Academia, Praha.
- Baumgartner, Ch. , Bitschi, N., Ellinger, N., Gollmann, B., Gollmann, G., Köck, M., Lebeth, E., Waringer-Löschenkohl, A. 1996: Laichablage und Embryonalentwicklung von Springfrosch (*Rana dalmatina* BONAPARTE, 1840) und Grasfrosch (*Rana temporaria* LINNAEUS, 1758) in einem syntopen Vorkommen (*Anura: Ranidae*). *Herpetozoa* 9: 133-150.
- Beebee, T. J. C. 1997: Changes in dewpond numbers and amphibian diversity over 20 years on Chalk downland in Sussex, England. *Biological conservation* 81: 215-219.
- Bejček, V., Tyrner, P., 1980: Primary succession and species diversity of avian communities on spoil banks after surface mining of lignite in Most basin (north-western Bohemia). *Folia Zoologica*, 29: 67-77
- Bejček, V. 1982: Sukcese společenstev drobných savců v raných vývojových stádiích výsypek v mostecké kotlině. Sborník Okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná 4: 61-86.
- Bejček, V., Jirouš, J. 1983: O savcích mosteckých výsypek a jejich endoparazitech. *Živa* 31: 74-76.
- Bejček, V., Šťastný, K. 1984: The succession of bird communities in spoil banks after surface brown coal mining. *Ekologia Polska*, 32: 245-259.
- Bejček V., Šťastný K. 1999: Fauna Tušimicka. Grada Publishing, spol. s r. o., Praha.
- Bejček V., Šťastný K. 2000: Fauna Bílinska. Grada Publishing, spol. s r. o., Praha.

- Bernini, F., Gentili, A., Merli, E. Razzetti, E. 2004: *Rana dalmatina* and *R. latastei*: Habitat selection, fluctuation in egg clutch deposition and response to exceptional floods in northern Italy. Italian Journal of Zoology 71: 147-149.
- Bousbouras, D., Ioannidis, Y. 1997: The distribution and habitat preferences of the amphibians of Prespa National Park. Hydrobiologia 351: 127-133.
- Brouška, V., Dvořák, Z. 1997: Nerosty Severočeské hnědouhelné pánve. Nakladatelství Dick, Praha.
- Bröring, U., Mrzljak, J., Niedringhaus, R., Wiegler, G. 2005: Soil zoology I: arthropod communities in open landscapes of former brown coal mining areas. Ecological Engineering 24: 121-133.
- Bröring, U., Wiegler, 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.
- Collins, J. P., Storer, A. 2003: Global amphibian declines: sorting the hypotheses. Diversity and Distributions 9: 89-98.
- Covaci-Marcov, S. D., Bogdan, H. V., Cristiana, P., Toader, S., Condure, N. 2008: The herpetofauna of the north-western region of Bihor County, Romania. Bihorean Biologist, 2: 5-13.
- Covaci-Marcov, S. D., Sas, I., Cicort-Lucaciu, A. Ș., Kovacs, E. H., Pintea, C. 2009: Herpetofauna of the natural reserves from Carei plain: zoogeographical significance, Ecology, statute and conservation. Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences 4(1): 69-80.
- Cushman, S. A. 2006: Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. Biological Conservation 128: 231-240.
- ČSOP 2005: Národní program ochrana biodiverzity. Ochrana obojživelníků a plazů. [Online]: <http://biodiverzita.csop.cz> , cit. 20. 2. 2009.
- Demeter, L., Hartel, T. 2007: On the absence of *Rana dalmatina* from the Ciuc basin, Romania. North-Western Journal of Zoology 3: 9-23.
- Dodd, C. K., Smith, L. L. 2003: Habitat destruction and alteration. 94-112, In: Semlitsch, R. D. (Ed.): Amphibian Conservation. Smithsonian Inst. Press, Washington D. C.
- Doležalová, J., Mach, V. 2002: Výskyt obojživelníků na vybraných vodních lokalitách Hornojířetínské a Kopistské výsypky. Sborník Okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná 24: 75-79.
- Duellman, W. E. (Ed.) 1999: Patterns of distribution of amphibians: a global perspective. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Eigenbrod, F., Hecnar, S. J., Fahring, L. 2008: Accessible habitat: an improved measure of the effects of habitat loss and roads on wildlife populations. Landscape Ecology 23: 159-168.
- 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: 117-182.

- 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.
- Ficetola, G. F., De Bernardi, F. 2005a: Interspecific social interactions and breeding success of the frog *Rana latastei*: A field study. *Ethology* 111: 764-774.
- Ficetola, G. F., De Bernardi, F. 2005b: Influence of hydroperiod, sun exposure and fish presence on amphibian communities in a human dominated landscape. In: Ananjeva, N., Tsinenko, O. (Eds.): *Herpetologia Petropolitana*. 140-142.
- Ficetola, G. F., Valota, M., de Bernardi, F. 2006a: Within-pond spawning site selection in *Rana dalmatina*. In: Zuffi, M. A. L. (Ed.): *Atti del V Congresso Nazionale Societas Herpetologica Italica*. Firenze University Press, Firenze. 113-116.
- Ficetola, G. F., Valota, M., de Bernardi, F. 2006b: Temporal variability of spawning site selection in the frog *Rana dalmatina*: consequences for habitat management. *Animal Biodiversity and Conservation* 29: 157–163.
- Ficetola, G. F., Padoa-Schioppa, E., De Bernardi, F. 2009: Influence of landscape elements in riparian buffers on the conservation of semiaquatic amphibians. *Conservation Biology* 23(1): 114-123.
- Flasar I., Flasarová M. 1975: Die Wirbeltierfauna Nordwestböhmens (severozápadní Čechy). Die bisherigen Ergebnisse ihrer Forschung. *Zool. Abh. Mus. Tierk. Dresden*, Dresden, 33: 1-150.
- Fog, K. 1997: A survey of the results of pond projects for a rare amphibians in Denmark. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 73: 91-100.
- Frouz, J., Elhottová, D., Kuráž, V. and Šourková, M. 2006. Effects of soil macrofauna on other soil biota and soil formation in reclaimed and unreclaimed post mining sites: Results of a field microcosm experiment. *Applied Soil Ecology* 33: 308 – 320.
- Galán, P. 1997: Colonization of spoil benches of an opencast lignite mine in northwest Spain by amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 79: 187-195.
- 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. *Jersey Wildlife Preservation Trusts* 33: 91-104.
- Gollmann, G., Baumgartner, C., Gollmann, B., Waringer-Löschenkohl, A. 1999: Breeding phenology of syntopic frog populations, *Rana dalmatina* and *R. temporaria* in suburban Vienna. *Verhandlungen der Gesellschaft Ökologie* 29: 357–361.
- Hachtel, M., Dalbeck, L., Heyd, A., Weddeling, K. 1997: Der Springfrosch (*Rana dalmatina*) im Großraum Bonn: Verbreitung, Laichgewässerwahl und Vergesellschaftung insbesondere im Vergleich zum Grasfrosch (*Rana temporaria*). In: Krone, A., K."D. Kühnel & H. Berger (Eds.): *Der Springfrosch (Rana dalmatina); Ökologie und Bestandssituation*. *Rana* 2: 221-230.

- Hachtel, M., Schmidt, P., Sander, U., Tarkhnishvili, D., Weddelling, K., Böhme, W. 2005a: Eleven years of monitoring: amphibian populations in an agricultural landscape near Bonn (Germany). *Herpetologia Petropolitana*, Ananjeva N. and Tsinenko O. (eds.), pp. 150 – 152.
- Hachtel, M., Ortmann, D., Kupfer, A., Sander, U., Schmidt, P., Weddelling, K. 2005b: Return rates and long-term capture history of amphibians in an agricultural landscape near Bonn (Germany). In: Ananjeva N. and Tsinenko O. (eds.): *Herpetologia Petropolitana*. Proc. of the 12th Ord. Gen. Meeting Soc. Eur. Herpetol., August 12–16, 2003, St. Petersburg, Russ. J. Herpetol. V. 12 (Suppl.). 146–149
- Harper, E. B., Semlitsch, R. D. 2007: Density dependence in the terrestrial life history stage of two anurans. *Oecologia* 153: 879-889.
- Hartel, T. 2004: The long term trend and the distribution of amphibian populations in a semi-natural pond in the middle section of the Târnava-Mare Valley (Romania). *Biota* 5 (1-2): 25-36.
- 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.
- Hartel, T., Moga, C. I., Nemes, S. 2005: Use of temporary ponds by amphibians in wooded pasture, Romania. *Biota*, 6: 21-28.
- Hartel, T. Moga, C. I. 2007: Population fluctuations and the spatial habitat use by amphibians in a human modified landscape. *Studia Universitatis Babes – Bolyai, Biologia* 2: 19-32.
- Hartel, T., Öllerer, K., Nemes, S. 2007a: Critical elements for biologically based management plans for amphibians in the middle section of the Târnava Mare basin. *Acta Scientiarum Transylvanica* 15: 109-132.
- Hartel, T., Nemes, S., Cogălniceanu, D., Öllerer, K., Schweiger, O., Moga, C. I., Demeter, L. 2007b: The effect of fish and aquatic habitat complexity on amphibians. *Hydrobiologia* 583: 173-182.
- Hartel, T. 2008a: Long-term within pond variation of egg deposition sites in the agile frog, *Rana dalmatina*. *Biologia* 63(3): 439—443.
- Hartel, T. 2008b: Weather conditions, breeding date and population fluctuation in *Rana dalmatina* from central Romania. *Herpetological Journal* 18: 40-44.
- Hartel, T., Moga, C. I., Öllerer, K., Demeter, L., Sas, I., Ruști, D. M., Balog, A. 2008: A proposal towards the incorporation of spatial heterogeneity into animal distribution studies in Romanian landscapes. *North-Western Journal of Zoology* 4 (1): 173-188.
- Hartel, T., Öllerer, K. 2008: How many populations are there? On the need for delimiting amphibian populations. *Acta Siculica*: 99-114.
- Hartel, T., Öllerer, K. 2009: Local turnover and factors influencing the persistence of amphibians in permanent ponds from the Saxon landscapes of Transylvania. *North-Western Journal of Zoology* 5: 40-52.

- Hartel, T., Nemes, S., Cogălniceanu, D., Köllerer, K., Moga, C., I., Lesbarrères, D., Demeter, L. 2009a: Pond and landscape determinants of *Rana dalmatina* population sizes in a Romanian rural landscape. *Acta oecologica* 35: 53-59.
- Hartel, T. Moga, C. I., Öllerer, K., Puky, M. 2009b: Spatial and temporal distribution of amphibian road mortality with a *Rana dalmatina* and *Bufo bufo* predominance along the middle section of the Târnava Mare basin, Romania. *North-Western Journal of Zoology* 5(1): 130-141.
- Hendrychová, M. 2008: Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: A review of pedological and biological studies. *Journal of Landscapes Studies* 1: 63-78.
- Herrmann, H. L., Babbitt, K. J., Barber, M. J., Congalton, R. G. 2005: Effects of landscape characteristics on amphibian distribution in forest-dominated landscape. *Biological Conservation* 123: 139-149.
- Heusser, H., Lippuner, M. Schmidt, B. R. 2002: Laichfressen durch Kaulquappen des Springfroschs (*Rana dalmatina*) und syntopes Vorkommen mit andern Anuren-Arten. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 9: 75-87.
- Hitchings, S. P. & Beebee, T. J. C. 1997: Genetic substructuring as a result of barriers to gene flow in urban *Rana temporaria* (common frog) populations: implications for biodiversity conservation. *Heredity* 79: 117-127.
- Hnátková, E. 1980: Vliv těžby hnědého uhlí na přírodní prostředí v okolí města Bíliny. Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova v Praze, Katedra fyzické geografie a geoekologie. Diplomová práce (nepublikováno).
- Hodačová, D., Prach, K. 2003: Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology* 11: 1-7.
- Houlahan, J. E., Findlay, C. S., Schmidt, B. R., Meyer, A. H., Kuzmin, S. L. 2000: Quantitative evidence for global amphibian declines. *Nature* 404: 752-755.
- Hromádka, J., Pešková, A., Voženílek, P. 1982: Rozšíření obojživelníků a plazů na území Severočeského kraje. *Fauna Bohemiae Septentrionalis* 7: 65-21.
- Chovanec, A. 1994: Man-made wetlands in urban recreation areas – a habitat for endangered species? *Landscape and Urban Planning* 29: 43-54.
- Jensen, J. B., Bailey, M. A., Blankenship, E. L., Camp, C. D. 2003: The relationship between breeding by the gopher frog *Rana capito* (*Amphibia: Ranidae*) and rainfall. *The American Midland Naturalist* 150: 185-190.
- Joly, P., Miaud, C., Lehmann, A., Grolet, O. 2001: Habitat matrix effect on pond occupancy in newts. *Conservation Biology* 15: 239-248.
- Joly, P., Morand, C., Cohas, A. 2003: Habitat fragmentation and amphibian conservation: building a tool for assessing landscape matrix connectivity. *Comptes Rendus Biologies* 326: 132-139.

- Keisecker J. M., Blaustein A. R. & Belden L. K. 2001: Complex causes of amphibian population declines. *Nature* 410: 681-684.
- Konvička, M., Beneš, J., Čížek, L. 2005: Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. Sagittaria, Olomouc.
- Laan, R., Verboom, B. 1990: Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biological Conservation* 54: 251-262.
- Laurila, A., Kujasalo, J. 1999: Habitat duration, predation risk and phenotypic plasticity in common frog (*Rana temporaria*) tadpoles. *Journal of Animal Ecology* 68: 1123-1132.
- Lesbarrères, D., Lodé, T. 2002: Variations in male calls and responses to an unfamiliar advertisement call in territorial breeding anuran, *Rana dalmatina*: evidence for a „dear enemy“ effect. *Ethology Ecology & Evolution* 14: 287-295.
- Lesbarrères, D., Pagano, A., Lodé, T. 2003: Inbreeding and road effect zone in *Ranidae*: the case study of agile frog *Rana dalmatina* Bonaparte 1840. *Comptes Rendus Biologies* 326: 68-72.
- Lesbarrères, D., Primmer, C. R., Lodé, T., Merilä, J. 2006: The effects of 20 years of highway presence on the genetic structure of *Rana dalmatina* populations. *Ecoscience* 13(4):531-538.
- Lippuner, M., Rohrbach, T. 2004: Artenhilfsprogramm Springfrosch – Monitoring und Lebensraumwertung im Nordostschweizerisch-Baden/Württembergischen Areal. [Online]: http://www.karch.ch/karch/d/org/regio/pdf/ArtenschutzprogrammSpringfrosch_2004.pdf Cit. 20.1.2010
- Lipský, Z. 2006: Proměna Kopistské výsypky na regionální biocentrum. *Životné prostredie* 40 (4): 200-205.
- Lodé, T. 1996: Polecat predation on frogs and toads at breeding sites in western France. *Ethology Ecology & Evolution* 8: 115-124.
- Lodé, T. 2000: Functional response and area-restricted search in a predator: seasonal exploitation of anurans by the European polecat, *Mustela putorius*. *Austral Ecology* 25: 223-231.
- Lodé, T., Lesbarrères D. 2004: Multiple paternity in *Rana dalmatina*, a monogamous territorial breeding anuran. *Naturwissenschaften* 91: 44-47.
- Lodé, T., Holveck, M., Lesbarrères, D. 2005: Asynchronous arrival pattern, operation sex ratio and occurrence of multiple paternities in a territorial breeding anuran, *Rana dalmatina*. *Biological Journal of the Linnean Society* 86: 191-200.
- Loman, J., Anderson, G. 2007: Monitoring brown frogs *Rana arvalis* and *Rana temporaria* in 120 south Swedish ponds 1989-2005. Mixed trends in different habitats. *Biological Conservation* 135: 46-56.
- Macdonald, S. E., Eaton, B., Machtans, C. S., Paszkowski, C., Hannon, S., Boutin, S. 2006: Is forest close to laeks ecologically unique? Analysis of vegetation, small mammals, amphibians, and songbirds. *Forest Ecology and Management* 223: 1-17.

- 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.
- Marsh, D. M., Trenham, P. C. 2001: Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology* 15: 40-49.
- Mazerolle, M. J. 2005: Drainage ditches facilitate frog movements in a hostile landscape. *Landscape Ecology* 20 (5): 579-590.
- Mazgajska, J. 1996: Distribution of amphibians in urban water bodies (Warsaw agglomeration, Poland). *Ekologia Polska* 44(3-4): 245-257.
- Meyer, A. H., Schmidt, B. R., Grossenbacher, K. 1998: Analysis of three amphibian populations with quarter century long time series. *Proceedings of the Royal Society of London* 265: 523-528.
- Miaud, C., Sanuy, D. 2005: Terrestrial habitat preferences of the natterjack toad during and after the breeding season in a landscape of intensive agricultural activity. *Amphibia-Reptilia* 26: 359-366.
- Míchal, I. 1992: *Ekologická stabilita*. Veronika, MŽP ČR, Praha, 243 pp.
- Mikátová, B., Vlašín, M. 2002: *Ochrana obojživelníků*. EkoCentrum, Brno.
- Mikešová, E. 2004: Společenstva obojživelníků na výsypkových plochách Sokolovska. Fakulta lesnická a environmentální, ČZU v Praze. Diplomová práce (nepublikováno).
- Mildorfová, M. 2009: Fluktuace početnosti skokana štihlého (*Rana dalmatina*) na Hornojiřetínském výsypce. Fakulta životního prostředí, ČZU v Praze. Diplomová práce (nepublikováno).
- Morand A., Joly, P. (1995): Habitat variability and space utilization by the amphibian communities of the French Upper-Rhône floodplain. *Hydrobiologia* 300/301: 249-257.
- 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.
- Öllerer, K., Hartel, T., Moga, C. I., Csergo, A. M. 2008: Conservation management activities in the Breite wood pasture natural reserve (Sighișoara, Romania). In: 6th European Conference on Ecological Restoration, Ghent, Belgium.
- Palo, J. U., Lesbarrères, D., Schmeller, D. S., Primmer, C. R., Merilä, J. 2004: Microsatellite marker data suggest sex-biased dispersal in the common frog *Rana temporaria*. *Molecular ecology* 13: 2865-2869.
- Pechmann, J. H., Schott, 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.
- 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.

- Petranka, J. W., Smith, Ch., K., Scott, A. F. 2004: Identifying the minimal demographic unit for monitoring pond-breeding amphibians. *Ecological Applications* 14 (4): 1065-1078.
- Petranka, J. W., Holbrook, C. T. 2006: Wetland restoration for amphibians: Should local sites be designed to support metapopulations or patchy populations? *Restoration Ecology* 14: 404-411.
- Petranka, J. W., Harp, E. M., Holbrook, C. T., Hamel, J. A. 2007: Long-term persistence of amphibian populations in a restored wetland complex. *Biological Conservation* 138: 371-380.
- Petříček, V. (Ed.) 1999: Péče o chráněná území. I. Nelesní společenstva. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Pilař, J. 1978: Závislost rostlinného pokryvu na stáří výsypky. *Živa* 26: 158.
- Pižl, V. 2001: Earthworm Succession in Afforested Colliery Spoil Heaps in the Sokolov Region, Czech Republic. *Restoration Ecology* 9: 359 – 364.
- Ponsero, A., Joly, P. 1998: Clutch size, egg survival and migration distance in the agile frog (*Rana dalmatina*) in floodplain. *Archiv für Hydrobiologie* 142: 343-352.
- Pounds, J. A. 2001: Climate and amphibian declines. *Nature* 410: 639-640.
- Prach, K. 1987: Succession of Vegetation on Dumps from Strip Coal Mining, N. W. Bohemia, Czechoslovakia. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 22: 339 – 358.
- 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.
- Puky, M., Nosek, J., Tóth, B. 2006: Long-term changes in the clutch number of a *Rana dalmatina* population at the Danubian floodplain at Göd, north of Budapest, Hungary, In: Proceedings 36th International Conference of IAD. Austrian Committee DanubeResearch/IAD, Vienna: 307-311.
- R Development Core Team 2007: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical computing, Vienna. URL: <http://www.R-project.org>.
- 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., Clarke, R. T. 1995: The effects of density, rainfall and environmental temperature on body condition and fecundity in the common toad, *Bufo bufo*. *Oecologia* 102: 53-459.
- Reading, C. J. 1998: The effect of winter temperatures on the timing of breeding activity in the common toad *Bufo bufo*. *Oecologia* 117: 469-475.
- Reading, C. J. 2007: Linking global warming to amphibian declines through its effects on female body condition and survivorship. *Oecologia* 151: 125-131.

- Riis, N 1988: The present distribution of *Rana dalmatina* and *Rana temporaria* in southern Scandinavia explained by a theory of competitive exclusion. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 64: 104-106.
- Rundel, P. W., Montenegro, G., Jaksic, F. M. (Eds.) 1998: Landscape disturbance and biodiversity in Mediterranean-type ecosystems. Springer, Berlin, Germany.
- Ryser, J. 1989: Weight loss, reproductive output, and the cost of reproduction in the common frog, *Rana temporaria*. *Oecologia* 78: 264-268.
- Sádlo, J. Pokorný, P. 2004: Neolit skončil, zapomeňte! *Vesmír* 83: 398-403.
- Sahlén, G., Ekestubbe, K. 2001: Identification of dragonflies (*Odonata*) as indicators of general species richness in boreal forest lakes. *Biodiversity and Conservation* 10: 673-690.
- Scribner, K. T., Arntzen, J. W., Cruddace, N., Oldham, R. S., Burke, T. 2001: Environmental correlates of toad abundance and population genetic diversity. *Biological Conservation* 98: 201-210.
- Scott, D. E. 1994: The effect of larval density on adult demographic traits in *Ambystoma opacum*. *Ecology* 75(5): 1383-1396.
- Semlitsch, R. D. 1988: Biological delineation of terrestrial buffer zones for pond-breeding salamanders. *Conservation Biology* 12: 1113-1119.
- Semlitsch, R. D., Bodie, J. R. 1998: Are small, isolated wetlands expendable? *Conservation Biology* 12(5): 1129-1133.
- Semlitsch, R. D., Jensen, B. 2001: Core habitat, not buffer zone. *National Wetlands Newslette* 23(4): 5-11.
- Semlitsch, R. D., Bodie, J. R. 2003: Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology* 17(5): 1219-1228.
- Semlitsch, R. D. 2008: Differentiating migration and dispersal processes for pond-breeding amphibians. *The Journal of Wildlife Management* 72(1): 260-267.
- Schneider, H. 1996: Verhalten des Springfrosches während der Fortpflanzungszeit (*Rana dalmatina*). *Biol* 22: 233-244.
- Sjörger, P. 1991: Extinction and isolation gradients in metapopulations: the case of the pool frog (*Rana lessonae*). *Biological Journal of the Linnean Society* 42(1-2): 135 – 147.
- Sjögren-Gulve, P. 1994: Distribution and extinction patterns within a northern metapopulation of the Pool frog, *Rana lessonae*. *Ecology* 75: 1357-1367.
- Sklenička, P., Lhota, T. 2002: Landscape heterogeneity – a quantitative criterion or landscape reconstruction. *Landscape and Urban Planning* 58: 147-156.
- Sklenička, P. (ed.) 2004: Identifikace, zpřístupnění a ochrana specifických ekosystémů hnědouhelných výsypek v SZ Čechách. Projekt MŽP ČR VaV/640/2/02 [CD-ROM]. MŽP ČR, Praha.

- Smith, A. M., Green, D. M. 2005: Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography*, 28: 110-128.
- Smith, A. M., Green, D. M. 2006: Sex, isolation and fidelity: unbiased long-distance dispersal in a terrestrial amphibian. *Ecography* 29: 649-658.
- Smolová D. 2009: Výskyt obojživelníků na severočeských výsypkách. Bakalářská práce, Fakulta životního prostředí, ČZU v Praze (nepublikováno).
- Smolová, D., Doležalová, J., Vojar, J., Solský, M., Kopecký, O., Gučík, J. in press: Faunistický přehled a zhodnocení výskytů obojživelníků na severočeských výsypkách.
- Solský M. 2008: Populační dynamika a biotopové preference skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na Hornojířetínské výsypce. Fakulta životního prostředí, ČZU v Praze, Praha. Diplomová práce (nepublikováno).
- Sos, T. 2007: Notes on distribution and current status of herpetofauna in the northern area of Braşov County (Romania). *North-Western Journal of Zoology* 3(1): 34-52.
- Storfer, A. 2003: Amphibian declines: future directions. *Diversity and Distribution* 9: 151-163.
- Strömberg, G. 1988: A study of the jumping frog (*Rana dalmatina*) in Blekinge, Sweden, 1982-1988. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 64: 107-109.
- Strugariu, A., Gherchel, I., Huţuleac-Volosciuc, M. V., Puşcaşu, C. M. 2007: Preliminary aspects concerning the herpetofauna from urban peri-urban environments from Northern-Eastern Romania: a case study in the city of Suceava. *Herpetologica Romanica* 1: 53-61.
- Strugariu, A., Gherchel, I., Zamfirescu, Ş. R., Tiberiu, C. S. 2008: Spatial distribution of the herpetofauna from the upper and middle Moldova river basin (Romania). *Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle Grigore Antipa, LI*: 231-241.
- Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E., Rodrigues, A. S. L., Fischman, D. L., Waller, R. W. 2004: Status and trends of amphibian declines and extinction worldwide. *Science* 306: 1783-1786.
- Svobodová, Z., a kol. 1987: Toxikologie vodních živočichů. MZVŽ ČSR, ČRS, Praha.
- Syrový 1958: Atlas podnebí Československé republiky. Ústřední správa geodézie a kartografie, Praha.
- Šebková, K., Vojar, J., Kotíková, Z., Miholová, D. 2009: Movement of heavy metals among environment, mucoid egg capsules and tadpoles of the Agile frog (*Rana dalmatina*). In: 2nd European Congress of Conservation Biology, Book of abstracts. Prague, Czech Republic, 01 - 05 September 2009, Czech University of Life Sciences, Faculty of Environmental Sciences, Prague: 144.
- Štýs, S. 1981: Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin. SNTL, Praha.
- Štýs, S. 1998: Návraty vypůjčených krajín. Bílý slon, Praha.
- Štýs, S. 2001: Rozpracované rekultivace k 1.1.2001. Ecoconsult Pons, Most.

- Štýs, S., Výborová, A. 1966: Vegetace výsypek SHR. Ochrana přírody 9: 133-136.
- Táborský I. 2008: Výskyt skokana ostronosého *Rana arvalis* Nilsson, 1842 a blatnice skvrnitě *Pelobates fuscus* (Laurenti, 1768) na Mostecku (Bohemia bor. occ.). Sborník Oblastního Muzea v Mostě, řada přírodovědná, Most 29/30: 124-125.
- Tajovský, K. 2001: Colonization of colliery spoil heaps by millipedes (*Diplopoda*) and terrestrial isopodes (*Oniscidea*) in the Sokolov region, Czech republic. Restoration Ecology 9: 365-369.
- Tilton, D. L. 1995: Integrating wetlands into planned landscapes. Landscape and Urban Planning, 32: 205-209.
- Tišer, J. 1977: Batrachofauna a herpetofauna Duchcova a okolí. Fauna Bohemiae Septentrionalis 2: 69-72 (in Czech).
- Toy, T. J., Chuse, W. R. 2005: Topographic reconstruction: a geomorphic approach. Ecological Engineering 24: 29-35.
- Van Buskirk, J., Smith, D. C. 1991: Density-dependent population regulation in salamander. Ecology 72: 1747-1756.
- Van Buskirk, J. 2003: Habitat partitioning in European and North American pond-breeding frogs and toads. Diversity and Distributions 9: 399-410.
- Van Buskirk, Arioli, M. 2005: Habitat specialization and adaptive phenotypic divergence of anuran populations. Journal of Evolutionary Biology 18: 596-608.
- Van Buskirk, J. 2005: Local and landscape influence on amphibian occurrence and abundance. Ecology 86(7): 1936-1947.
- Vignoli, L., Bologna, M. A., Luiselli, L. 2007: Seasonal patterns of activity and community structure in an amphibian assemblage at a pond network with variable hydrology. Acta Oecologica 31: 185-192.
- Vojar J. 1999: Sukcese obojživelníků na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí. Fakulta lesnická a environmentální, ČZU v Praze, Praha. Diplomová práce (nepublikováno).
- Vojar, J. 2000: Sukcese obojživelníků na výsypkách. Živa 48: 41-43.
- Vojar, J., Doležalová, J. 2003: Rozšíření skokana skřehotavého (*Rana ridibunda* Pallas, 1771) na výsypkách Ústeckého kraje. Fauna Bohemiae Septentrionalis 28: 143-152.
- Vojar, J. 2004: Analýza těžkých kovů a jejich přenos mezi abiotickým prostředím a vývojovými stádii skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na výsypkách Mostecka. Závěrečná zpráva z interního grantu LF ČZU v Praze č. 41110/1312/413164 7 pp. (nepublikováno).
- Vojar, J. 2006: Colonization of post-mining landscapes by amphibians: A review. Scientia Agriculturae Bohemica 37: 35-40.

- Vojar, J., Solský, M., Doležalová, J., Šálek, M., Kopecký, O. 2008: Metapopulation concept, population dynamics and habitat preference of amphibians. In: Kočárek, P., Plášek, V., Malachová, K. (eds): Environmental changes and biological assessment IV. Univerzity of Ostrava, Faculty of Science. April 10-11, 2008: 52-53.
- 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.
- Vojar J., Doležalová J., Solský M., Gučík J., Šebková K., Rejžková K., Smolová D., Mildorfová M. 2009: Sledování rozšíření obojživelníků na Hornojířetínské, Kopistské, Albrechtické a Růždolské výsypce v letech 2005 až 2009.
- Vos, C. C., Stümpel, A. H. P. (1996): Comparison of habitat isolation parameters in relation to fragmented distribution patterns in the tree frog (*Hyla arborea*). Landscape Ecology 11: 203-214.
- Vos, C. C., Antonisse-De Jong, A. G., Goedhart, P. W., Smulders, M. J. M. 2001: Genetic similarity as a measure for connectivity between fragmented populations of the Moor frog (*Rana arvalis*). Heredity 86: 598-608.
- Voženílek, P. 1987: Poznámky ke změnám batracho a herpetofauny Ústecka. Fauna Bohemiae Septentrionalis 12: 49-71.
- Voženílek, P. 1994: Změny v rozšíření obojživelníků a plazů na území bývalého Severočeského kraje po deseti letech. Fauna Bohemiae Septentrionalis, 19, Supplementum 1: 1-112.
- Voženílek, P. 1999: Obojživelníci a plazi Mostecka. Sborník Okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná, 20/21: 55-65.
- Voženílek, P. 2000: Obojživelníci a plazi bývalého sveročeského kraje za léta 1992 až 2000. Fauna Bohemiae Septentrionalis 25: 119-163.
- Voženílek, P. 2002: Obojživelníci a plazi Teplicka. Sborník Okresního Muzea v Mostě, řada přírodovědná, 24: 49-59.
- Vráblíková, J., Blažková, M., Farský, M., Jeřábek, M., Seják J., Šoch, M., Dejmal, I., Jirásek, P., Neruda, M., Zahálka, J. 2008a: Revitalizace antropogenně postižené krajiny v Podkrušnohoří, I. část, Přírodní a sociálně ekonomické charakteristiky dispartit průmyslové krajiny v Pokrušnohoří. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, Ústí nad Labem.
- Vráblíková, J., Blažková, M., Farský, M., Jeřábek, M., Seják J., Šoch, M., Beránek, K., Jirásek, P., Neruda, M., Vráblík, P., Zahálka, J. 2008b: Revitalizace antropogenně postižené krajiny v Podkrušnohoří, II. část, Teoretická východiska pro možnost revitalizace území modelové oblasti. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, Ústí nad Labem.

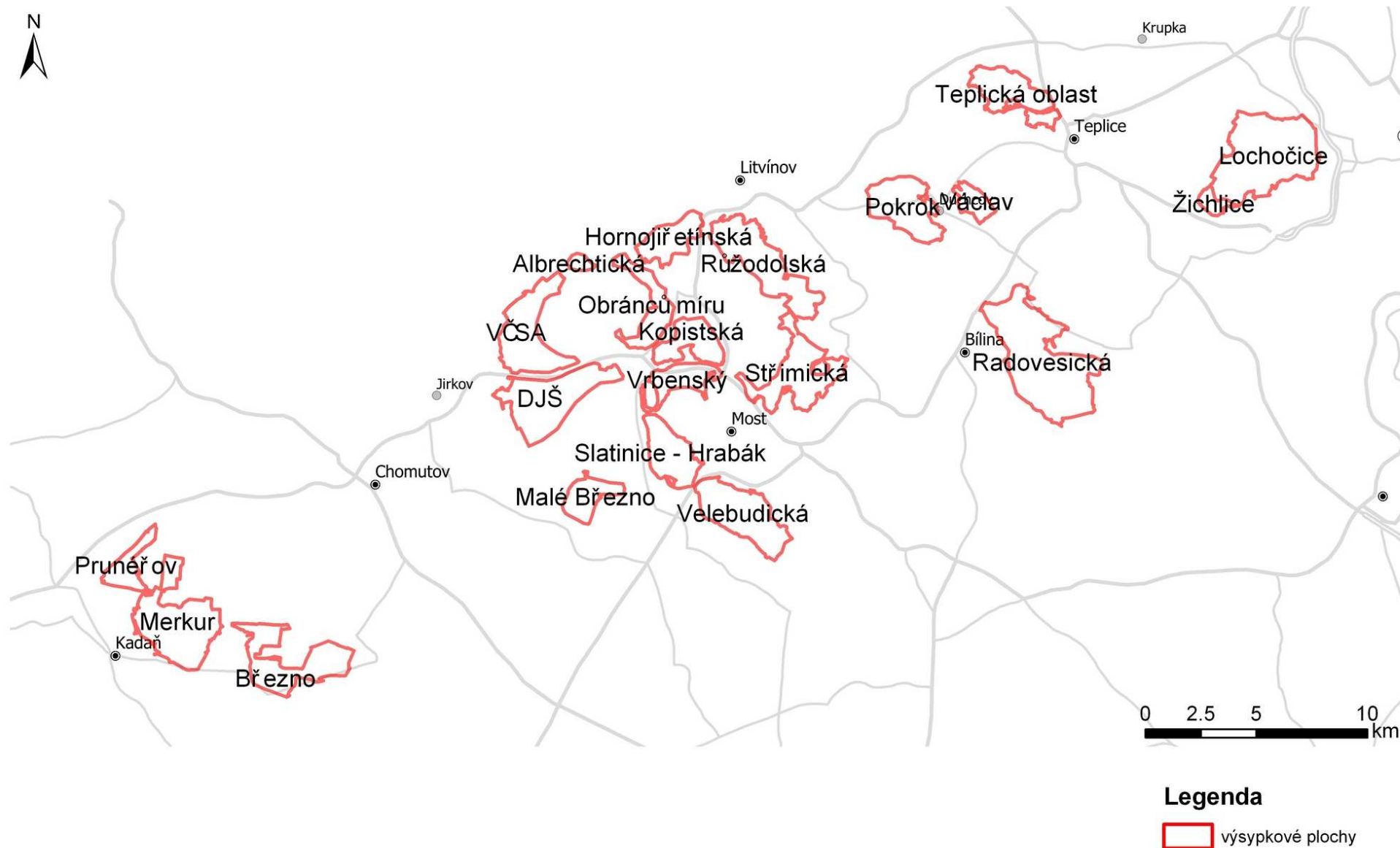
- Walker, L. R. (Ed.) 1999: Ecosystems of disturbed ground. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Waringer-Löschenkohl, A. 1991: Breeding ecology of *Rana dalmatina* in lower Austria: a 7-years study. *Alytes* 9 (4): 121-134.
- Warren, S. D., Büttner, R. 2008: Relationship of endangered amphibians to landscape disturbance. *Journal Of Wildlife Manangement* 72 (3): 738-744.
- Weddeling K, Bosbach G, Hatchel M, Sander U, Schmidt P, Tarkhnishvili D. 2005. Egg size versus clutch size: variation and trade-offs in reproductive output of *Rana dalmatina* and *R. temporaria* in a pond near Bonn (Germany). In: Ananjeva N, Tsinenko O, eds. *Herpetologia Petropolitana. Proc. of the 12th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*, August 12–16, St. Petersburg: Societas Europaea Herpetologica 238–240.
- Wederkinch, E. 1988: Population size, migration barriers and other features of *Rana dalmatina* populations near Koge, Zealand, Denmark. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica*, 64: 101-103.
- Wellborn, G. A., Skelly, D. K., Werner, E. E. 1996: Mechanism creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27: 337-363.
- Weyrauch, S. L., Grubb Jr., T. C. 2004: Patch and lanscape characteristics associated with the distribution of woodland amphibians in an agricultural fragmented landscape: an information-theoretic approach. *Biological Conservation* 115: 443-450.
- Zanini, F. 2006: Amphibian conservation in human shaped environments: landscape dynamics, habitat modeling and metapopulation analyses. Thèse N° 3635, École Plytechnique Fédérale De Lausanne, Siusse.
- Zavadil, V. 1986: Pozorování skokana hnědého a štíhlého v době rozmnožování. *Živa* 4: 150-151.
- Zavadil, V. 1997: Rana - Sonderheft 2: Zur Verbreitung, Biologie und zum Status des *Rana dalmatina* in der Tschechischen Republik mit Anmerkungen zur Bionomie aus der Slowakei. Rangsdorf, 1997.
- Zavadil V. 2002: Historický a současný výskyt obojživelníků a plazů v okolí Sokolova s přihlédnutím k jejich možnostem spontánního osídlení nově vzniklých biotopů na výsypkách a k introdukci na výsypky. In: Kolektiv: *Příroda 13 – Sborník prací z ochrany přírody*, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha: 85-105.
- Zavadil, V. 2007: Je nutný management pro obojživelníky? In: Bryja, J., Zuka, J. (eds): *Zoologické dny Brno 2007, Sborník abstraktů z konference 8.-9. února. Ústav biologie obratlovců AV, Brno: 122-123.*
- Zavadil, V., Sádlo, J., Vojar, J. in press: Život v nestabilitě. Biotopy našich obojživelníků a jejich management při současných změnách dlouhodobého vývoje krajiny.
- Zelený, V. 1999: *Rostliny Bílinska*. Grada Publishing, Praha.
- Zicha, O. 1999-2009: Biolib. [Online]: <http://www.biolib.cz>, cit. 2.6.2009.

7. PŘÍLOHA

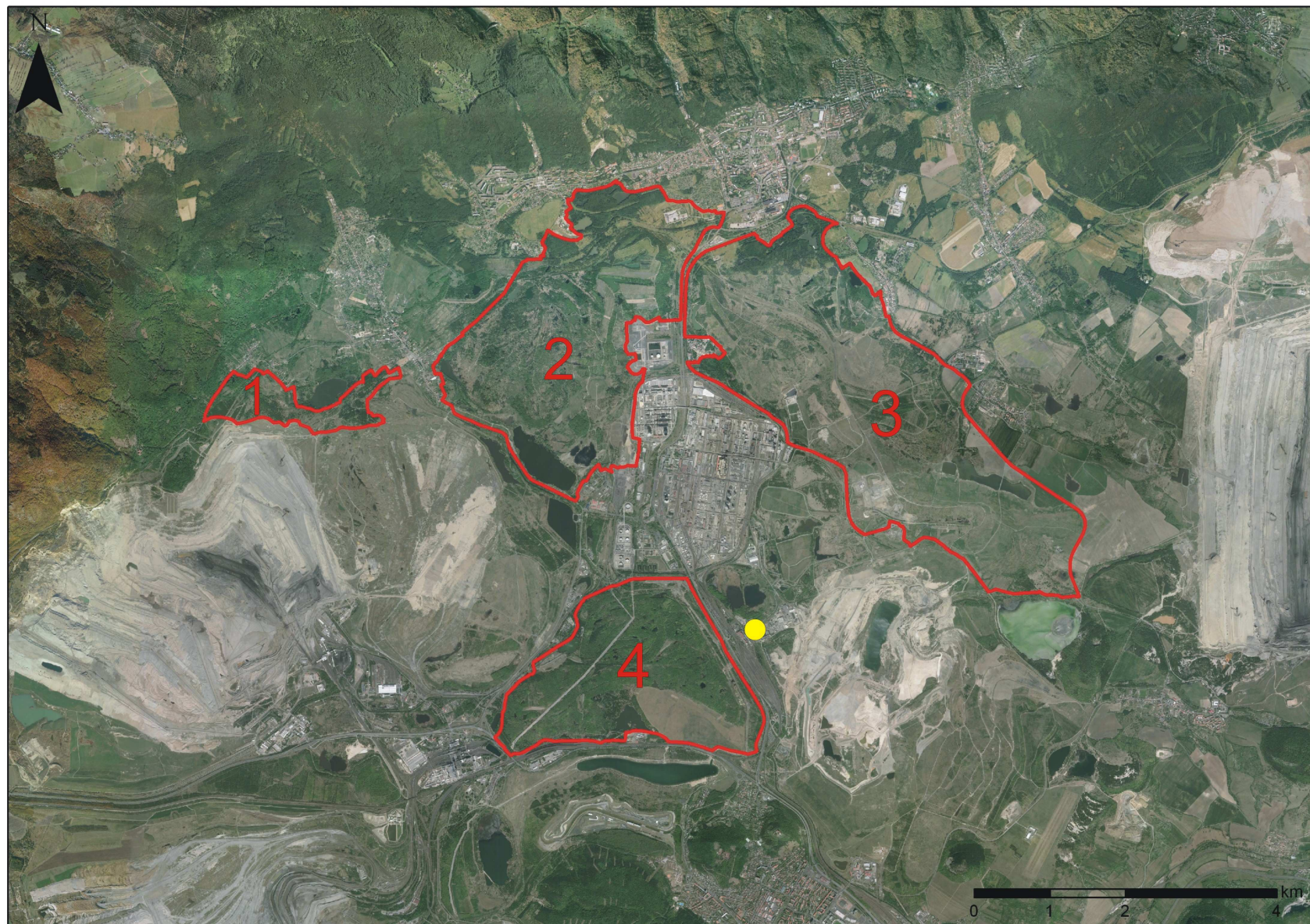
Obsah přílohy:

- 1 Výsypky Severočeské hnědouhelné pánve**
- 2 Hornojřetínská, Kopistská, Růžodolská a Albrechtická výsypka**
- 3a Výskyt skokana štíhlého na výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve a v jejich okolí do 4 km**
- 3b Databáze výskytu skokana štíhlého na výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve a v jejich okolí do 4 km**

Příloha 1: Výsypky Severočeské hnědouhelné pánve

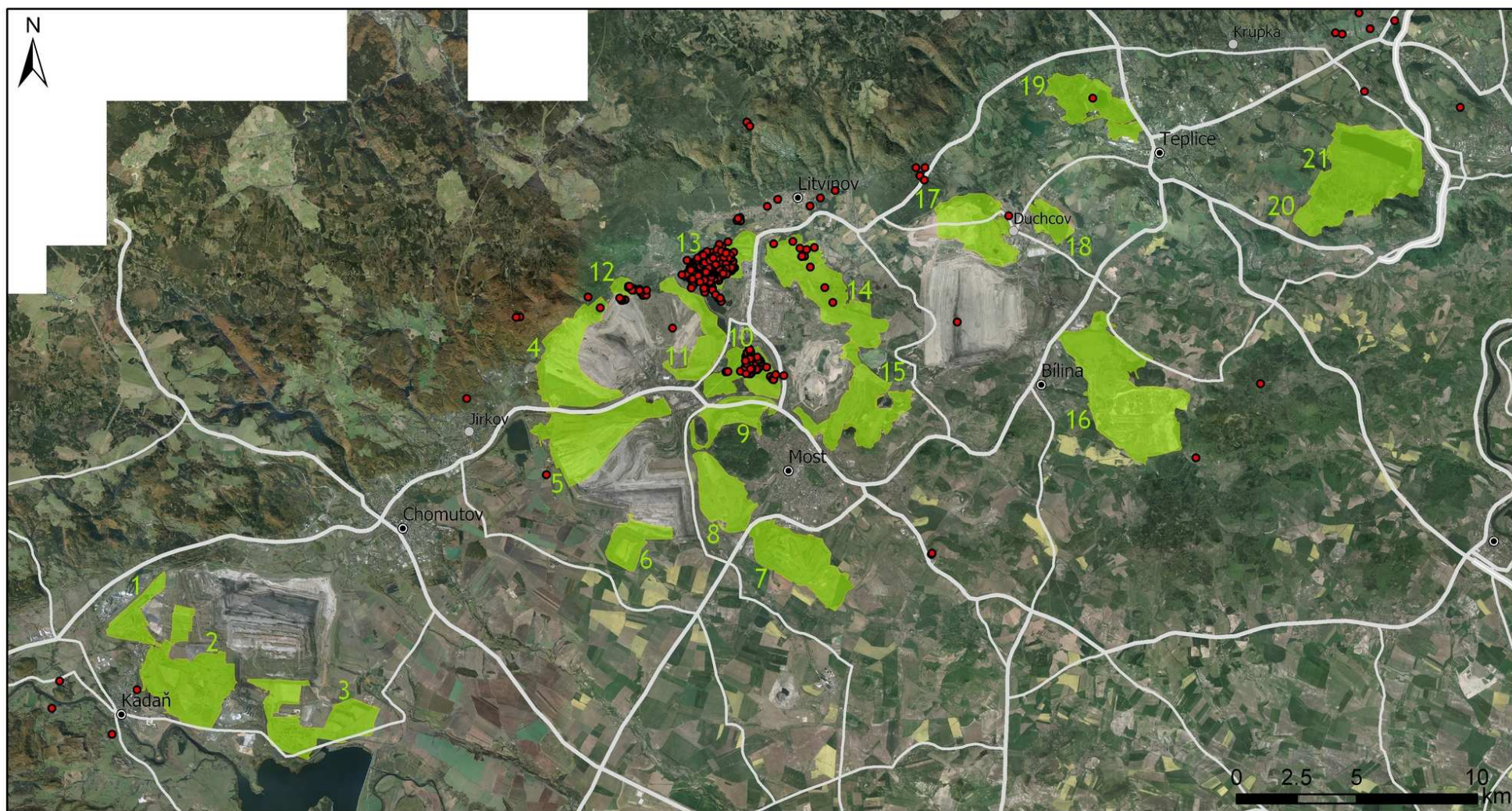


Příloha 2: Hornojiřetínská, Kopistská, Růžodolská a Albrechtická výsypka



sledované výsypky: 1 – Albrechtická, 2 – Hornojiřetínská, 3 – Růžodolská, 4 - Kopistská
umístění meteorologické stanice Kopisty je označeno žlutým bodem

Příloha 3a: Výskyt skokana štíhlého na výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve a v jejich okolí do 4 km



Výsypkové plochy:

1 – Pruněřov, 2 – Merkur, 3 – Březno, 4 – vnitřní výsypka Velkolomu ČSA, 5 – vnitřní výsypka Dolu Jan Šverma, 6 – Malé Březno, 7 – Velebudická, 8 – Slatinice-Hrabák, 9 – Vrbenský, 10 – Kopisty, 11 – Obránců Míru, 12 – Albrechtická, 13 – Hornojiřetínská, 14 – Růžodolská, 15 – Střimická, 16 – Radovesická, 17 – Pokrok, 18 – Václav, 19 – Teplická oblast, 20 – Žichlice, 21 – Lochočice

Legenda

- výskyt skokana štíhlého
- výsypkové plochy

**Příloha 3b: Databáze výskytu skokana štíhlého na výsypkách Severočeské
hnědouhelné pánve a v jejich okolí do 4 km**

Výskyt skokana štíhlého v okolí výsypkových ploch do 4 km

LOKALITA	POZOROVATEL	DATUM OD	DATUM DO	POCET	TYP	ZDROJ
Dubina u Oseka	Bárta	9.7.1983	9.7.1983	P	P	Bárta 1994
Dubina u Oseka	Bárta, Wajgl	22.7.1985	22.7.1985	1	jedinci	Bárta 1994
Radčický důl u Litvínova	Bárta	25.8.1988	25.8.1988	1	jedinci	Bárta 1994
zahrádkářská kolonie "Pod Koldomem"	Bárta, Drle	1.7.1993	30.8.1993	4	jedinci	Bárta 1994
zahrádkářská kolonie "U Pavla II"	Bárta	1.3.1991	1.3.1991	1	jednici	Bárta 1994
ul. Podkrušnohorská, v 18.20	Bárta	14.9.1986	14.9.1986	1	jedinci	Bárta 1994
Šumný důl, asi 10 km dlouhé údolí	Bárta, Tyrner	1.1.1966	31.12.1969	P	P	Bárta 1994
hlubší, prohřátá louže na zarostlé cestě u lesa	Bárta, Bureš, Sládek	16.5.1993	16.5.1993	1	jedinci	Bárta 1994
arboretum zámku Jezeří	Bárta, Bažant	29.5.1989	29.5.1989	3	jedinci	Bárta 1994
Korozluky, chráněné naleziště Jánský vrch, porost trnovníků akátů	Bárta, Trčka, Švankmajer	20.10.1984	20.10.1984	1	jedinci	Bárta 1994
Chabařovice	Hejduk	1.1.1994	31.12.1994	P	P	Voženílek 2000
Chlumec	Hejduk	1.1.1994	31.12.1995	P	P	Voženílek 2000
Strádov	Vondráček	11.5.1988	11.5.1988	P	P	Voženílek 2000
Litvínov	Trčka	1.1.1986	31.12.1986	P	P	Voženílek 2000
Osek, Dubina	Bárta, Wajgner	1.1.1983	31.12.1985	P	P	Voženílek 2000
Horní Jiřetín	Bárta	1.1.1993	31.12.1993	P	P	Voženílek 2000
Jezeří	Bárta	1.1.1989	31.12.1989	P	P	Voženílek 2000
Korozluky	Bárta	1.1.1984	31.12.1984	P	P	Voženílek 2000
Strádov, louky v okolí lesa	Hejduk	1.4.2000	30.5.2000	P	P	Voženílek 2000
Červený Hrádek, rybník	Špinka	1.4.1996	30.5.1996	P	P	Voženílek 2000
Šumný důl	Sedláček	1.1.1993	31.12.1993	P	P	Sedláček 1992 ex: Voženílek 2000
Vrskmaň	Špinka	1.1.1995	31.12.1995	P	P	Voženílek 2000
Kadaň, lesopark	Šapovaliv	29.7.1998	29.7.1998	15	jedinci	Voženílek 2000
Kadaňská Jeseň, potok u hrušňové aleje	Šapovaliv	25.7.1998	25.7.1998	1	jedinci	Voženílek 2000
Mikulovice, Mikulovský potok Z od Špičáku	Šapovaliv	24.7.1998	24.7.1998	11	jedinci	Voženílek 2000
Zásada u Rašovic	Šapovaliv	25.7.1998	25.7.1998	P	P	Voženílek 2000
Duchcov	Tišer (1977)	1.1.1977	31.12.1977	P	P	Hromádka et al. 1982
Osek	Flasar, Flasarová (1975)	1.1.1975	31.12.1975	P	P	Hromádka et al. 1982
PR Francká hora	Vlček (1975)	1.1.1975	31.12.1975	P	P	Hromádka et al. 1982
Jenišov újezd	Wildumetz	1.1.1983	31.12.1983	P	P	Voženílek 1994

LOKALITA	POZOROVATEL	DATUM OD	DATUM DO	POCET	TYP	ZDROJ
Šumný Důl	Wildumetz	1.1.1972	31.12.1972	P	P	Voženílek 1994
Chlumec, louka u vlakového nádraží	Hejduk Jiří	1.1.1996	31.12.1996	P	P	Voženílek 2000
Varvažov	Hejduk Jiří	1.1.1995	31.12.1995	P	P	Voženílek 2000
Střížovický vrch	Voženílek Petr	1.1.1981	31.12.1981	P	P	Voženílek 1987
NPR Jezerka	Vlček	1.1.1975	31.12.1975	P	P	Hromádka et al. 1982
NPR Jezerka	Bárta Zdeněk	1.1.1974	31.12.1977	P	P	Voženílek 1999
Hradiští niva Hradištského potoka	Tejrovský Vít	25.05.08	25.05.08	P	P	AOPK ČR 2007
Sesuvné jezírko v PR Březina	Beran Luboš	04.07.09	04.07.09	P	P	AOPK ČR 2007
Chabařovice, mokřad v olšiní u náspu silnice SSV od Chabařovic	Beran Luboš	04.04.09	04.04.09	P	P	AOPK ČR 2007
Terénní deprese mezi menší nádrží a panelkou u Libkovic	Doležalová Jana	28.03.09	28.03.09	P	P	AOPK ČR 2007
Vodní plocha u paty vřsypky Pokrok	Doležalová Jana	29.03.09	29.03.09	P	P	AOPK ČR 2007
Újezdeček, mokřady u žel. trati S od Újezdečku	Beran Luboš	05.04.09	05.04.09	P	P	AOPK ČR 2007
Nové Modlany, rozsáhlejší mokřad protékánř Zaluřanským potokem před éstím do ryb, Kateřina	Beran Luboš	18.04.09	18.04.09	P	P	AOPK ČR 2007
Nové Modlany, drobná tůňka u Zaluřanského potoka před jeho ústím do ryb. Kateřina	Beran Luboš	18.04.09	18.04.09	P	P	AOPK ČR 2007
Růřodolská výsypka, jezírko C	Doležalová Jana	06.05.06	06.05.06	P	P	AOPK ČR 2007
Lom - sever	Vlček Roman	13.06.08	13.06.08	P	P	AOPK ČR 2007
Mstišov	Habrdová Ingrid	22.04.08	22.04.08	P	P	AOPK ČR 2007
Mikulov	Habrdová Ingrid	22.04.08	22.04.08	P	P	AOPK ČR 2007
Lahošť - Vápenky	Habrdová Ingrid	22.10.08	22.10.08	P	P	AOPK ČR 2007
Háj u Duchcova	Habrdová Ingrid	10.06.08	10.06.08	P	P	AOPK ČR 2007
Korozluky - Jánskř vrch	Bárta Zdeněk	01.01.84	31.12.84	P	P	Zavadil 1997
Jeníkov, SZ okraj vítřší vodní plochy 900 m Z od kostela v Jeníkoví	Beran Luboš	03.05.08	03.05.08	P	P	AOPK ČR 2007
Újezdeček, malá tůň asi 100 m JV od žel. st. Teplice, lesní brána	Beran Luboš	05.04.09	05.04.09	P	P	AOPK ČR 2007
Řetenice, mokřad V od břv. koupaliřtí Pudlák	Beran Luboš	05.04.09	05.04.09	P	P	AOPK ČR 2007
Krupka, mokřad v topolovém lese u žel. trati	Beran Luboš	22.03.09	22.03.09	P	P	AOPK ČR 2007
Menřší nádrř u panelky u Libkovic	Doležalová Jana	28.03.09	28.03.09	P	P	AOPK ČR 2007
Mokřad u Dřevců	Pokornř Richard	05.04.08	05.04.08	P	P	AOPK ČR 2007
Chabařovice	Hejduk	01.01.87	31.12.87	P	P	AOPK ČR 2007
Ústí nad Labem - Střířovickř vrch	Culek	01.01.79	31.12.79	P	P	AOPK ČR 2007
SPR Jezerka	Vlček	01.01.75	31.12.75	P	P	AOPK ČR 2007
Mořnov	Vlček Roman	15.04.08	15.04.08	P	P	AOPK ČR 2007
Březina - PR	Vlček Roman	17.06.08	17.06.08	P	P	AOPK ČR 2007
Hradiřtí - Hradiřtskř potok	Tejrovský Vít	25.05.08	25.05.08	P	P	AOPK ČR 2007
Duchcov, tůň v lese na opačné straní cesty než je rybník V od žel. stanice Osek	Beran Luboš	25.04.09	25.04.09	P	P	AOPK ČR 2007
Oldřichov u Duchcova, rozsáhle mokřady v olšiní na okraji golfového hřiřtí.	Beran Luboš	25.04.09	25.04.09	P	P	AOPK ČR 2007

LOKALITA	POZOROVATEL	DATUM OD	DATUM DO	POCET	TYP	ZDROJ
Mariánské Radčice	Habrdová Ingrid	02.05.09	02.05.09	P	P	AOPK ČR 2007
Ledvice - odkaliště	Habrdová Ingrid	02.05.09	02.05.09	P	P	AOPK ČR 2007
Černice	Habrdová Ingrid	01.05.09	01.05.09	P	P	AOPK ČR 2007
Kopisty	Habrdová Ingrid	01.05.09	01.05.09	P	P	AOPK ČR 2007
Razice	Habrdová Ingrid	03.05.09	03.05.09	P	P	AOPK ČR 2007
Jenišův Újezd	Habrdová Ingrid	28.03.09	28.03.09	P	P	AOPK ČR 2007
Vrbenský rybník	Habrdová Ingrid	27.06.09	27.06.09	P	P	AOPK ČR 2007
Pražské Předměstí	Habrdová Ingrid	27.06.09	27.06.09	P	P	AOPK ČR 2007

Vysvětlivky: P – přítomen na lokalitě

Výskyt skokana štíhlého na výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve

LOKALITA	POZOROVATEL	DATUM OD	DATUM DO	POCET	TYP	ZDROJ
Hornojiřet. výsypka	Sedláček	1.1.1994	31.12.1994	5	jedinci	Sedláček 1994 ex: Voženílek 2000
Hornojiřet. výsypka	Doležalová Jana, Mach Václav	1.3.2001	30.4.2001	3	jedinci	Doležalová & Mach 2002
Hornojiřet. výsypka	Doležalová Jana	1.3.2001	30.4.2001	1	samci	Doležalová 2007
Hornojiřet. výsypka	Doležalová Jana	1.1.2002	31.12.2002	1	samci	Doležalová 2007
Hornojiřet. výsypka	Doležalová Jana	1.1.2002	31.12.2002	1	samice	Doležalová 2007
Hornojiřet. výsypka	Doležalová Jana	1.1.2002	31.12.2002	1	samci	Doležalová 2007
Výsypka Obránců míru	Doležalová Jana	1.1.2002	31.12.2002	21	samci	Doležalová 2007
Hornojiřet. výsypka	Doležalová Jana	1.1.2003	31.12.2003	5	samice	Doležalová 2007
Hornojiřet. výsypka	Doležalová Jana	1.1.2003	31.12.2003	13	samci	Doležalová 2007
Růžodolská výsypka	Doležalová Jana	1.1.2003	31.12.2003	1	jedinci	Doležalová 2007
Výsypka Obránců míru	Doležalová Jana	1.1.2003	31.12.2003	9	samice	Doležalová 2007
Kopistská výsypka	Vojar Jiří	1.1.2004	1.1.2004	hojný	jedinci	Vojar in: Sklenička 2004
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	1.1.2004	1.1.2004	hojný	jedinci	Vojar in: Sklenička 2004
Růžodolská výsypka	Vojar Jiří	1.1.2004	1.1.2004	hojný	jedinci	Vojar in: Sklenička 2004
Teplická oblast	Vojar Jiří	1.1.2004	1.1.2004	hojný	jedinci	Vojar in: Sklenička 2004
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	28.3.2005	28.3.2005	10-100	samci	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	4.4.2005	4.4.2005	10	samci	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	8.4.2005	8.4.2005	5	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	8.4.2005	8.4.2005	13	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	8.4.2005	8.4.2005	39	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	8.4.2005	8.4.2005	20	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	8.4.2005	8.4.2005	79	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	8.4.2005	8.4.2005	3	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	8.4.2005	8.4.2005	10	snůšky	ČSOP 2005
Růžodolská výsypka	Vojar Jiří	8.4.2005	8.4.2005	10-100	samci	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	9.4.2005	9.4.2005	6	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	9.4.2005	9.4.2005	1	samci	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	9.4.2005	9.4.2005	5	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	9.4.2005	9.4.2005	10-100	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	9.4.2005	9.4.2005	10-100	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	9.4.2005	9.4.2005	8	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	9.4.2005	9.4.2005	1	jedinci	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	9.4.2005	9.4.2005	100-1000	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	9.4.2005	9.4.2005	10-100	samci	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	9.4.2005	9.4.2005	1	samci	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	9.4.2005	9.4.2005	10-100	samci	ČSOP 2005

LOKALITA	POZOROVATEL	DATUM OD	DATUM DO	POCET	TYP	ZDROJ
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	9.4.2005	9.4.2005	10	samci	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	9.4.2005	9.4.2005	10	samci	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	9.4.2005	9.4.2005	10	samci	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	10.4.2005	10.4.2005	3	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	10.4.2005	10.4.2005	37	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	10.4.2005	10.4.2005	18	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	10.4.2005	10.4.2005	10-100	jedinci	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	10.4.2005	10.4.2005	5	samci	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	10.4.2005	10.4.2005	10	samci	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	15.4.2005	15.4.2005	2	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	15.4.2005	15.4.2005	2	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	15.4.2005	15.4.2005	1	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	15.4.2005	15.4.2005	19	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	15.4.2005	15.4.2005	4	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	15.4.2005	15.4.2005	1	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	15.4.2005	15.4.2005	142	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	15.4.2005	15.4.2005	7	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	15.4.2005	15.4.2005	1	samci	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	15.4.2005	15.4.2005	4	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	15.4.2005	15.4.2005	1	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	15.4.2005	15.4.2005	9	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	15.4.2005	15.4.2005	9	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	15.4.2005	15.4.2005	10	samci	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	15.4.2005	15.4.2005	1	samci	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	16.4.2005	16.4.2005	8	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	16.4.2005	16.4.2005	1	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	16.4.2005	16.4.2005	4	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	16.4.2005	16.4.2005	10-100	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	16.4.2005	16.4.2005	4	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	16.4.2005	16.4.2005	1	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	16.4.2005	16.4.2005	1	samci	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	16.4.2005	16.4.2005	10-100	samci	ČSOP 2005
Výsypka Obránců míru	Vojar Jiří	19.4.2005	19.4.2005	3	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	19.4.2005	19.4.2005	8	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	19.4.2005	19.4.2005	22	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	19.4.2005	19.4.2005	10	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	19.4.2005	19.4.2005	3	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	19.4.2005	19.4.2005	3	snůšky	ČSOP 2005

LOKALITA	POZOROVATEL	DATUM OD	DATUM DO	POCET	TYP	ZDROJ
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	19.4.2005	19.4.2005	7	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	19.4.2005	19.4.2005	14	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	19.4.2005	19.4.2005	22	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	19.4.2005	19.4.2005	101	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	19.4.2005	19.4.2005	13	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	19.4.2005	19.4.2005	167	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	19.4.2005	19.4.2005	17	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	19.4.2005	19.4.2005	7	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	19.4.2005	19.4.2005	6	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	19.4.2005	19.4.2005	8	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	19.4.2005	19.4.2005	10	samci	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	19.4.2005	19.4.2005	1	samci	ČSOP 2005
Kopistská výsypka	Vojar Jiří	19.4.2005	19.4.2005	10	samci	ČSOP 2005
Kopistská výsypka	Vojar Jiří	19.4.2005	19.4.2005	10	samci	ČSOP 2005
Výsypka Obránců míru	Vojar Jiří	19.4.2005	19.4.2005	10	samci	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	24.4.2005	24.4.2005	7	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	24.4.2005	24.4.2005	2	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	24.4.2005	24.4.2005	2	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	24.4.2005	24.4.2005	4	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	24.4.2005	24.4.2005	2	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	24.4.2005	24.4.2005	6	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	24.4.2005	24.4.2005	10	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	24.4.2005	24.4.2005	4	snůšky	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	24.4.2005	24.4.2005	10	samci	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	24.4.2005	24.4.2005	10	jedinci	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	24.4.2005	24.4.2005	10-100	jedinci	ČSOP 2005
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	9.4.2006	9.4.2006	2	jedinci	AOPK 2007
Výsypka Obránců míru	Vojar Jiří	15.4.2006	15.4.2006	9	jedinci	AOPK 2007
Hornojiřet. výsypka	Doležalová Jana	20.4.2006	20.4.2006	113	snůšky	AOPK 2007
Hornojiřet. výsypka	Doležalová Jana	20.4.2006	20.4.2006	127	snůšky	AOPK 2007
Výsypka Obránců míru	Doležalová Jana	20.4.2006	20.4.2006	1	snůšky	AOPK 2007
Výsypka Obránců míru	Doležalová Jana	20.4.2006	20.4.2006	1	snůšky	AOPK 2007
Výsypka Obránců míru	Vojar Jiří	21.4.2006	21.4.2006	9	jedinci	AOPK 2007
Výsypka Obránců míru	Doležalová Jana	23.4.2006	23.4.2006	8	jedinci	AOPK 2007
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	25.4.2006	25.4.2006	2	jedinci	AOPK 2007
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	25.4.2006	25.4.2006	70	jedinci	AOPK 2007
Hornojiřet. výsypka	Vojar Jiří	25.4.2006	25.4.2006	2	jedinci	AOPK 2007
Hornojiřet. výsypka	Doležalová Jana	6.5.2006	6.5.2006	167	snůšky	AOPK 2007

LOKALITA	POZOROVATEL	DATUM OD	DATUM DO	POCET	TYP	ZDROJ
Hornojiřet. výsypka	Doležalová Jana	6.5.2006	6.5.2006	142	snůšky	AOPK 2007
Výsypka Obránců míru	Doležalová Jana	6.5.2006	6.5.2006	9	jedinci	AOPK 2007
Výsypka Obránců míru	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Výsypka Obránců míru	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	11	snůšky	Vojar et al. 2009
Výsypka Obránců míru	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	10	snůšky	Vojar et al. 2009
Výsypka Obránců míru	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Výsypka Obránců míru	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	8	snůšky	Vojar et al. 2009
Výsypka Obránců míru	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	8	snůšky	Vojar et al. 2009
Výsypka Obránců míru	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	9	snůšky	Vojar et al. 2009
Výsypka Obránců míru	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Výsypka Obránců míru	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Výsypka Obránců míru	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Výsypka Obránců míru	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	13	snůšky	Vojar et al. 2009
Výsypka Obránců míru	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Růžodolská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	10	snůšky	Vojar et al. 2009
Růžodolská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	13	snůšky	Vojar et al. 2009
Růžodolská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	11	snůšky	Vojar et al. 2009
Růžodolská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Růžodolská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Růžodolská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Výsypka Obránců míru	Vojar et al.	7.4.2009	7.4.2009	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Výsypka Obránců míru	Vojar et al.	7.4.2009	7.4.2009	28	snůšky	Vojar et al. 2009
Výsypka Obránců míru	Vojar et al.	7.4.2009	7.4.2009	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Výsypka Obránců míru	Vojar et al.	7.4.2009	7.4.2009	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Výsypka Obránců míru	Vojar et al.	7.4.2009	7.4.2009	9	snůšky	Vojar et al. 2009
Výsypka Obránců míru	Vojar et al.	7.4.2009	7.4.2009	36	snůšky	Vojar et al. 2009
Výsypka Obránců míru	Vojar et al.	7.4.2009	7.4.2009	11	snůšky	Vojar et al. 2009
Růžodolská výsypka	Vojar et al.	9.4.2009	9.4.2009	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Růžodolská výsypka	Vojar et al.	9.4.2009	9.4.2009	63	snůšky	Vojar et al. 2009
Růžodolská výsypka	Vojar et al.	9.4.2009	9.4.2009	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	10.4.2009	10.4.2009	16	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	10.4.2009	10.4.2009	4	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	10.4.2009	10.4.2009	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	10.4.2009	10.4.2009	15	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	10.4.2009	10.4.2009	10	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	10.4.2009	10.4.2009	8	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	10.4.2009	10.4.2009	14	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	10.4.2009	10.4.2009	18	snůšky	Vojar et al. 2009

LOKALITA	POZOROVATEL	DATUM OD	DATUM DO	POCET	TYP	ZDROJ
Kopistská výsypka	Vojar et al.	10.4.2009	10.4.2009	13	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	10.4.2009	10.4.2009	12	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	10.4.2009	10.4.2009	31	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	10.4.2009	10.4.2009	15	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	10.4.2009	10.4.2009	18	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	12.4.2009	12.4.2009	11	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	12.4.2009	12.4.2009	13	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	12.4.2009	12.4.2009	9	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	12.4.2009	12.4.2009	14	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	12.4.2009	12.4.2009	12	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	14.4.2009	14.4.2009	17	snůšky	Vojar et al. 2009
Albechtická výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Albechtická výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Albechtická výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Albechtická výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Albechtická výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	28	snůšky	Vojar et al. 2009
Albechtická výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Albechtická výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	36	snůšky	Vojar et al. 2009
Albechtická výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Albechtická výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Albechtická výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	9	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	4	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	80	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	84	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	5	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	18.3.2009	18.3.2009	5	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	10	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	18.3.2009	18.3.2009	6	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	18.3.2009	18.3.2009	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	13	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	64	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	47	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	16	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	5	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	84	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	476	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	2	snůšky	Vojar et al. 2009

[illegible]

LOKALITA	POZOROVATEL	DATUM OD	DATUM DO	POCET	TYP	ZDROJ
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	67	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	63	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	34	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	12	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	9	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	20	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	4	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	18	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	14	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	8	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	4	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	4	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	18	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	4	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	4	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2009	31.12.2009	34	jedinci	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	18.3.2009	18.3.2009	29	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	6	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	10	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	18.3.2009	18.3.2009	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	2.4.2009	2.4.2009	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	18.3.2009	18.3.2009	12	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	68	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	6	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	5	snůšky	Vojar et al. 2009

LOKALITA	POZOROVATEL	DATUM OD	DATUM DO	POCET	TYP	ZDROJ
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	4	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	28.4.2009	28.4.2009	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	13.4.2009	13.4.2009	23	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	4.4.2009	4.4.2009	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	8.4.2009	8.4.2009	13	snůšky	Vojar et al. 2009
Albechtická výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Albechtická výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Albechtická výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Albechtická výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Albechtická výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Albechtická výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	8	snůšky	Vojar et al. 2009
Albechtická výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	8	snůšky	Vojar et al. 2009
Albechtická výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	9	snůšky	Vojar et al. 2009
Albechtická výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	10	snůšky	Vojar et al. 2009
Albechtická výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	11	snůšky	Vojar et al. 2009
Albechtická výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	13	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	37	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	37	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	67	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	50	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	19	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	23	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	131	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	22	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	8	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	10	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	15	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	54	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	25	snůšky	Vojar et al. 2009

LOKALITA	POZOROVATEL	DATUM OD	DATUM DO	POCET	TYP	ZDROJ
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	5	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	16	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	11	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	37	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	11	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	25	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	101	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	56	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	16	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	39	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	17	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	16	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	8	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	142	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	70	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	86	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	167	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	115	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	247	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	5	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	6	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	9	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	6	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	4	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	8	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	109	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	51	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	26	snůšky	Vojar et al. 2009

[illegible]

[illegible]

[illegible]

LOKALITA	POZOROVATEL	DATUM OD	DATUM DO	POCET	TYP	ZDROJ
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	17	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	66	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	148	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	14	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	12	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	9	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	5	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	32	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	6	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	4	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	5	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	11	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	6	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	9	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	13	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	8	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	40	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	80	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	8	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	5	snůšky	Vojar et al. 2009

LOKALITA	POZOROVATEL	DATUM OD	DATUM DO	POCET	TYP	ZDROJ
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	14	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	6	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	20	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	12	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	15	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	5	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	79	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	24	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	4	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	44	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	34	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	24	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	13	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	8	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	4	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	4	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	10	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	22	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	12	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	13	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	5	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	6	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	18	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	1	snůšky	Vojar et al. 2009

LOKALITA	POZOROVATEL	DATUM OD	DATUM DO	POCET	TYP	ZDROJ
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	8	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	5	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	79	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	10	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	11	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	55	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	17	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	9	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	17	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	10	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	4	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	12	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	8	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	18	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	20	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	10	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	5	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	9	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	22	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	5	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	19	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	5	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	12	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	5	snůšky	Vojar et al. 2009

LOKALITA	POZOROVATEL	DATUM OD	DATUM DO	POCET	TYP	ZDROJ
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	10	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	13	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	19	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	17	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2005	31.12.2005	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	5	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	5	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	19	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2006	31.12.2006	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	11	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	22	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	8	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	4	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2007	31.12.2007	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	15	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	3	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Hornojiřet. výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Růžodolská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	13	snůšky	Vojar et al. 2009
Růžodolská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Růžodolská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Růžodolská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	10	snůšky	Vojar et al. 2009
Růžodolská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Růžodolská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	17	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	8	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	1	snůšky	Vojar et al. 2009

LOKALITA	POZOROVATEL	DATUM OD	DATUM DO	POCET	TYP	ZDROJ
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	4	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	14	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	5	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	4	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	14	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	11	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	9	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	7	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	5	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	2	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	6	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	4	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	6	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	1	snůšky	Vojar et al. 2009
Kopistská výsypka	Vojar et al.	1.1.2008	31.12.2008	5	snůšky	Vojar et al. 2009