

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE



FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA EKOLOGIE



Vlastnosti reprodukčních biotopů a biodiverzita
ojojživelníků na výsypkách Mostecka

DISERTAČNÍ PRÁCE

Autor práce: Ing. Daniela Budská

Vedoucí práce: doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

2022

Prohlašuji, že jsem svou disertační práci vypracovala samostatně pouze s využitím pramenů uvedených v seznamu citované literatury nebo ve spolupráci s autory uvedených publikačních výstupů.

Daniela Budská

Poděkování:

Touto cestou bych chtěla poděkovat především mému školiteli Jiřímu Vojarovi za vedení mé práce, za poskytnutí materiálů, dobrých rad a také za jeho trpělivost. Ráda bych také poděkovala Miliči Solskému a Janě Doležalové za pomoc v terénu i během celého mého studia, dále Filipu Harabišovi a Petru Chajmovi za pomoc při psaní článků a statistických analýzách. Děkuji všem studentům a kamarádům, kteří se účastnili terénních prací a sběru dat. Velké díky patří především mé rodině, která mi byla po celou dobu studia cennou oporou. Děkuji také všem, kteří mi během zpracování této disertační práce jakkoli pomohli.

Abstrakt

Oblast severozápadních Čech je v posledních desetiletích výrazně zatížena povrchovou těžbou hnědého uhlí a v souvislosti s ní zde vznikají rozsáhlé post-těžební plochy. Mezi nimi i výsypky, tj. místa, kam je ukládán skrývkový materiál, který se nachází nad vrstvou těženého uhlí. Na nepropustném podloží výsypek vznikají v terénních sníženinách mokřady a tůně, vyšší partie mají naopak xerothermní charakter. Na výsypkách, pokud však nejsou v dalších krocích technicky rekultivovány, se vytváří pestrá mozaika stanovišť se značnou biologickou hodnotou. V České republice ovšem stále převažuje využívání technické rekultivace, během které dochází k zarovnání terénu a k likvidaci vyvýšených míst i většiny vodních ploch a s nimi často i jedinců či lokálních populací druhů, které je obývají. Výsledky studií na jednotlivých taxonech ukazují, že na výsypkách ponechaných spontánnímu vývoji, resp. bez rozsáhlých terénních úprav, se zpravidla vyskytuje více druhů, které v současné době považujeme za vzácné a ohrožené. Podobné srovnání ovšem doposud chybělo u obojživelníků, podobně jako porovnání konkrétních parametrů prostředí na výsypkách ponechaných svému vývoji a výsypkách technicky upravených a následně využívaných zejména pro zemědělské a lesnické účely. Předkládaná práce se věnuje sledování post-těžebních ploch ponechaných spontánní sukcesi z hlediska vlastností prostředí (Přílohy I a IV) a výskytu obojživelníků (Příloha II) i jejich biologii (Příloha III). Na sukcesních plochách bylo zaznamenáno mnohem více vodních ploch s vhodnějšími parametry pro výskyt obojživelníků než na plochách po technické rekultivaci (Příloha I), jsou zde také početnější populace skokana štíhlého i větší druhová diverzita obojživelníků (Příloha II). Množství vodních biotopů je na plochách ponechaných spontánní sukcesi mimořádné i ve srovnání s okolní, těžbou nedotčenou krajinou (Příloha IV). Studie zaměřená na sledování velikosti snůšek skokana štíhlého na Hornojiřetínské výsypce prokázala jak sezónní, tak prostorovou variabilitu ve velikosti snůšek tohoto druhu (Příloha III). Výsledky předkládané práce poukazují na mimořádný biologický význam a potenciál těžbou dotčených ploch, zejména těch nerekulitovaných. Proto je třeba prosazovat vyšší míru uplatnění spontánní sukcese v rámci obnovy post-těžební krajiny. K čemuž snad argumentačně přispěje i tato práce.

Abstract

In recent decades, regional northwestern Bohemia has been significantly affected by surface lignite mining, and large post-mining areas have been created in connection with it. Among those dumps, ie places where overburden material is stored, which is located above the layer of mined coal. Wetlands and ponds are formed in the terrain depressions on the impermeable subsoil of the dumps, while the higher parts have a xerothermic character. A diverse mosaic of habitats with considerable biological value is created on the spoil banks. In the Czech Republic, however, technical reclamation is still used, during which the terrain is levelled and elevated places and most water bodies are destroyed, including local populations and habitats of many species. The results of studies on individual taxa show that on dumps left to develop spontaneously (without intensive landscaping), there are usually more species that we consider rare and endangered. However, a similar comparison has so far been lacking in amphibians, similar to the comparison of specific environmental parameters on spoil banks left to their development and spoil banks technically reclaimed. This thesis focuses on monitoring of the post-mining areas retained by the properties of spontaneous succession in terms of the environment (Annex I and IV) and the occurrence of amphibians (Annex II) and their biology (Annex III). In succession areas, many more water areas were recorded with more suitable parameters for the occurrence of amphibians than spoil banks after technical reclamation (Annex I), there are also larger populations and greater species diversity of amphibians (Annex II). Aquatic habitats in areas left by spontaneous succession are extraordinary even in comparison with the surrounding environment (Annex IV). A study aimed at monitoring the clutch size variation in agile frog (*Rana dalmatina*) on post-mining areas showed both seasonal and spatial variability (Annex III). The results of the presented study point to the extraordinary biological value and potential of post-mining areas, especially those not reclaimed. Therefore, it is necessary to promote a higher rate of spontaneous succession in the restoration of the post-mining landscape. Perhaps this study will also contribute to this argument.

Obsah

1. Úvod.....	9
2. Přehled současného stavu problematiky	12
2.1 Stav ohrožení a příčiny ubývání obojživelníků.....	12
2.2 Vznik a rekultivace výsypkových ploch	15
2.3 Prostředí sukcesních a rekultivovaných výsypek.....	17
2.4 Biologický význam těžbou dotčených území nejen pro obojživelníky	19
2.5 Primární sukcese obojživelníků na těžbou dotčených územích.....	20
2.6 Mapování a monitoring obojživelníků na výsypkách.....	22
2.7 Ochrana těžbou dotčených území	24
3. Shrnutí nejdůležitějších výsledků a komentář k publikacím	28
3.1 Vodní plochy na sukcesních a rekultivovaných výsypkách.....	28
3.2 Diverzita a početnost obojživelníků na sukcesních a rekultivovaných výsypkách.....	32
3.3 Velikost snůšek skokana štíhlého a její variabilita	36
3.4 Vodní plochy na výsypkách a v okolní krajině.....	40
4. Závěry a doporučení	44
5. Seznam použité odborné literatury	47
6. Životopis a Publikační výstupy	64
7. Seznam příloh	68

Přehled publikační aktivity

I. Vědecké časopisy s IF

- I. a Doležalová, J., Vojar, J., **Smolová, D.**, Solský, M., Kopecný, O., 2012. Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites. *Ecological Engineering* 43, 5–12.
- I. b Vojar, J., Doležalová, J., Solský, M., **Smolová, D.**, Kopecný, O., Kadlec, T., Knapp, M., 2016. Spontaneous succession on spoil banks supports amphibian diversity and abundance. *Ecological Engineering* 90, 278–284.
- I. c Solský, M., **Smolová, D.**, Doležalová, J., Šebková, K., Vojar, J., 2014. Clutch size variation in agile frog *Rana dalmatina* on post-mining areas. *Polish Journal of Ecology* 62(4), 789–799.
- I. d **Budská, D.**, Chajma, P., Harabiš, F., Solský, M., Doležalová, J., Vojar, J., 2022. Exceptional Quantity of Water Habitats on Unreclaimed Spoil Banks. *Water* 14 (13), 2085.

II. Odborné časopisy

- II. a **Smolová, D.**, Doležalová, J., Vojar, J., Solský, M., Kopecný, O., Gučík, J., 2010. Summary of faunistic records and evaluation of amphibian occurrence on spoil banks in northern Bohemia. *Acta Musei Bohemiae Borealis, Sci. Nat.* 28, 155–163.
- II. b Solský, M., **Smolová, D.**, Vojar, J., 2013. Porovnání vlastností post-těžební krajiny s okolními typy krajín. *Voda a krajina 2013, Sborník příspěvků z konference 18.9.2013. ČVUT v Praze, Praha* pp. 291–300.

III. Sborníky abstraktů z konferencí

- III. a **Budská, D.**, Solský, M., Harabiš, F., Vojar, J., 2016. Porovnání vodních ploch na výsypkách a v „normální“ krajině, in: Harabiš, F., Solský, M. (Eds). *Kostecké inspirování 2016, Sborník abstraktů z konference konané 24.-25.11. FŽP, ČZU v Praze, Kostelec nad Černými lesy*, pp. 13.
- III. b **Smolová, D.**, Solský, M., HOLCMAN, R., Vojar, J., 2013. Porovnání nabídky a vlastností vodních ploch na nerektivovaných výsypkách s ostatními typy krajín, in: Harabiš, F., Solský, M. (Eds). *Kostecké inspirování 2013, Sborník abstraktů 5. ročníku konference konané 21.-22.11. FŽP, ČZU v Praze, Kostelec nad Černými lesy*, pp. 82.
- III. c **Smolová, D.**, 2013. Porovnání vlastností prostředí post-těžební krajiny s jejím okolím pohledem obojživelníků, in: Solský, M. (Ed). *Biodiverzita 2013, Sborník abstraktů z konference konané 2.-3.3. FŽP, ČZU v Praze, Chloumek u Mělníka*.

III. d Solský, M., Vojar, J., Doležalová, J. Kopecký, O., **Smolová, D.**, Šebková, K., 2011. Rozdíly v nabídce vodních biotopů na sukcesních a rekultivovaných výsypkách v Severočeské hnědouhelné pánvi, in: Harabiš, F., Solský, M. (Eds.). Kostecké inspirování 2011, Sborník abstraktů 3. ročníku konference konané 23.-24.11, Kostelec nad Černými lesy, pp. 43-44.

III. e Doležalová, J., Solský, M., Vojar, J., **Smolová, D.**, Šebková, K., Gučík, J., 2010. Diversity of habitats and communities of amphibians on reclaimed and unreclaimed spoil banks, in: UCOLIS 2010 (University Conference of Life Sciences, Environmental Sciences), 25th November, Praha.

III. f **Smolová, D.** – Doležalová, J. – Solský, M. – Vojar, J. – Kopecký, O. – Gučík, J., 2010. Faunistický přehled obojživelníků na severočeských výsypkách, in: Bryja, J., (Ed.). Zoologické dny Brno 2010, Sborník abstraktů z konference. Ústav biologie obratlovců AV, Brno.

IV. Ostatní materiály

IV. a Solský, M., Doležalová, J., Vojar, J., Moudrý, V., **Smolová, D.**, 2011. Výskyt vodních biotopů na výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve, ohrožené druhy obojživelníků. Specializovaná mapa s odborným obsahem, 42300-mou-0009, Soubor map, zpracováno v software ArcGIS Desktop.

Granty

IGA FŽP 20164217: [Vliv kvality meteorologických dat na odhad početnosti skokana štíhlého \(*Rana dalmatina*\) na mosteckých výsypkách](#)

IGA FŽP 2.01442e+007 [Analýza trendů početnosti skokana štíhlého \(*Rana dalmatina*\) na severočeských výsypkách](#)

IGA FŽP 20134282 [Porovnání vlastností vodního prostředí post-těžební krajiny s různými typy krajinné těžbou neovlivněných pohledem obojživelníků](#)

1. Úvod

Obojživelníci jsou ekologicky velmi zajímavou (Duellman & Trueb, 1994), ale zároveň velmi ohroženou skupinou organismů (Green et. al, 2020; Kiesecker 2011). Ohrožuje je řada faktorů, ale mezi ty nejvýznamnější patří destrukce jejich biotopů a změny v krajině (Collins & Crump, 2010; Cushman, 2006; Hartel et al., 2009; Hof et al., 2011; Scribner et al., 2001). Mezi významné zásahy do krajiny můžeme zařadit i velkoplošnou těžbu nerostných surovin (např. Kelly et al., 2012; Marcus, 1997; Miller & Zégre, 2014), u nás zejména povrchovou těžbu hnědého uhlí v severozápadních Čechách (Vráblík et al., 2020; Vráblíková et al., 2008, 2016). Vliv na úbytek obojživelníků mají ale i nedostatky v legislativní ochraně přírody. V zákoně č. 114/92 Sb., v platném znění, je zakotvena relativně přísná ochrana zvláště chráněných druhů i konkrétních jedinců, méně však ochrana jejich prostředí, které je ale pro jejich výskyt klíčové. Mimo plochy zvláště chráněných území tak často není zajištěna dostatečná ochrana některých vhodných stanovišť (i např. pro zvláště chráněné druhy), kterými mohou post-těžební plochy být (např. Mikátová & Vlašín, 2002; Řehounek et al., 2010; Vojar, 2007; Zavadil et al., 2011).

Post-těžební krajina, typicky lomy a výsypky, je pozůstatkem rozsáhlé devastace krajiny po těžbě nerostných surovin. Na druhou stranu zde vznikají úplně nová prostředí, která bývají v rámci primární sukcese osídlována řadou organismů (Bejček, 1982; Bejček & Tyrner, 1980; Bröring et al., 2005; Hendrychová et al., 2009; Mudrák & Frouz, 2018; Rathke & Bröring, 2005) včetně obojživelníků (Galán, 1997; Lannoo et al., 2009; Smolová et al., 2010; Vojar, 2006). Studie provedené u rostlin (Hodačová & Prach, 2003; Prach & Pyšek, 2001; Tropek et al., 2010; Šebelíková et al., 2020), bezobratlých (Beneš et al., 2003; Brändle et al., 2000; Bröring & Wiegleb, 2005; Hendrychová & Bogusch, 2016; Holec & Frouz, 2005) a obratlovců (Hendrychová et al., 2009; Smolová et al., 2010) z post-těžebních území dokazují, že tyto plochy bývají velmi cennými biotopy, na kterých se vyskytuje celá řada ochrannářsky významných druhů. Zároveň dokazují, že biologická hodnota těchto území je významně ovlivněna způsobem rekultivace. Při technických rekultivacích dochází k zarovnání původně členitého terénu a k likvidaci většiny vodních biotopů (Vojar, 2007), pestrá mozaika různých typů biotopů je tak nahrazována uniformním prostředím (Hodačová & Prach, 2003; Vojar, 2007; Hendrychová et al., 2009). Řada prací (např. Harabiš, 2016; Hendrychová et al., 2008, 2020; Kolář et al., 2021; Poláková et al., 2022; Prach & Hobbs, 2008; Tropek et al., 2012) zaznamenala větší druhovou diverzitu na výsypkách ponechaných svému vývoji v porovnání

s plochami po rekultivaci. Na výsypkách ponechaných spontánní sukcesi byl také zaznamenán vyšší počet druhů i početnější populace obojživelníků (Smolová et al., 2010), což je spojováno s výskytem většího počtu vodních biotopů a větší heterogenitou prostředí než na výsypkách po technické rekultivaci.

Zavadil (2007) dokonce tvrdí, že výsypky (zejména ty ponechané přirozenému vývoji) jsou z pohledu obojživelníků jedněmi z nejvýznamnějších biotopů u nás a stávají se refugii jejich výskytu. Těžbou neovlivněná krajina se díky změnám, které v ní probíhají (fragmentace, zástavba, intenzivní lesnické a zemědělské hospodaření, snižování krajinné diverzity a velikosti zrna krajinné mozaiky) (např. Vojar, 2007; Zavadil et al., 2011), stává pro obojživelníky čím dál méně vhodným prostředím. Některé studie dokládají, že diverzita ohrožených druhů je na výsypkách často vyšší než v okolní krajině (Hendrychová et al., 2008, 2012; Hodačová & Prach, 2003; Mudrák et al., 2010; Tischew et al., 2014; Tropek et al., 2010). Kromě podpory diverzity a vzácných druhů mohou nerekulitované výsypky poskytovat i další ekosystémové služby, např. mohou zvýšit retenci vody v krajině (Kołodziej et al., 2016) a usnadňovat pohyb některých druhů (Cushman, 2006; Hartel & Öllerer, 2009; Sjögren, 1991; Vojar, 2006, 2015). Množství vodních ploch nacházejících se na sukcesních výsypkách by tak mohlo kompenzovat jejich úbytek v okolní krajině.

Aby byly principy sukcese v rekultivačním procesu více zohledňovány, je třeba argumentovat biologickým významem těchto území na základě seriózního vědeckého výzkumu, zejména ve srovnání s plochami rekultivovanými tradičním způsobem, případně s okolní krajinou. Nicméně doposud chybělo detailní porovnání parametrů prostředí mezi plochami ponechanými samovolné sukcesi a plochami po rekultivaci, příp. mezi těžební a netěžební krajinou. Ve srovnání ploch sukcesních a po technické rekultivaci také donedávna byly opomíjené na vodu vázané taxony, obojživelníky nevyjímaje. Předkládaná disertační práce se proto detailněji zaměřuje na zhodnocení počtu a vlastností vodních biotopů s významem pro obojživelníky na většině výsypce v Mostecké oblasti a okolního prostředí, které těžbou nebylo ovlivněno. Dalším cílem bylo provedení systematického faunistického průzkumu obojživelníků, včetně vlivu biotopových charakteristik na jejich výskyt na výsypkách a bližší studium vybraných aspektů biologie (velikosti snůšek) modelového druhu, skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) na Horňořířetínské výsypce.

Konkrétními cíli disertační práce jsou:

- 1) Literární rešerše věnovaná obojživelníkům na post-těžebních plochách a problematice rekultivací (kap. 2).
- 2) Porovnání vlastností reprodukčních biotopů – vodních ploch – na rekultivovaných a nerekulitovaných výsypkách na Mostecku (kap. 3.1, Příloha I).
- 3) Srovnání diverzity obojživelníků na výsypkách dle způsobu jejich rekultivace (kap. 3.2, Příloha II).
- 4) Sledování variability velikosti snůšek skokana štíhlého na Hornojirětínské výsypce (kap. 3.3, Příloha III).
- 5) Porovnání vlastností reprodukčních biotopů – vodních ploch – na post-těžebních plochách s okolní krajinou, těžbou nezasazenou (kap. 3.4, Příloha IV).

Úvod do tématu a uspořádání práce

Tématu své disertační práce, resp. terénním výzkumům obojživelníků na mosteckých výsypkách, se věnuji již od roku 2008. Za tuto dobu bylo společně s širokým kolektivem spolupracovníků získáno množství dat, jež bylo částečně zpracováno a některá data publikována, u jiných stále probíhá sběr či jejich zpracování. Ve své disertací práci jsem se zaměřila na prostředí post-těžebních ploch a význam těchto ploch pro obojživelníky, včetně zkoumání biologie modelového druhu, skokana štíhlého. Předkládaná práce je tvořena krátkým úvodem ve formě tematické literární rešerše, která propojuje a tematicky zasazuje publikované texty do širšího kontextu již poznaného; poté následuje shrnutí nejdůležitějších výsledků a komentář k jednotlivým publikacím. Práce tedy nemá klasickou strukturu, neobsahuje samostatnou metodiku, výsledky atd., ale tyto části jsou součástí jednotlivých publikací.

Na vlastní publikace, jež jsou součástí předkládané práce, je dále v textu odkazováno formou klasických citací i pomocí označení Příloha I–IV. Práce jsou tak snadno identifikovatelné v celém textu předkládané disertační práce.

2. Přehled současného stavu problematiky

2.1 Stav ohrožení a příčiny ubývání obojživelníků

Obojživelníci patří celosvětově mezi nejvíce ohrožené skupiny živočichů (Green et. al, 2020; Kiesecker 2011; Pounds, 2001). Červený seznam ohrožených druhů IUCN označuje obojživelníky jako nejvíce ohroženou skupinu obratlovců. Přímo vyhubením je ohroženo 41 % všech známých druhů (IUCN, 2022). Snižování početnosti populací obojživelníků bylo zaznamenáno zejména v posledních desetiletích, a to na lokální i světové úrovni (Alford et al., 2001; Green et. al, 2020; Houlahan et al., 2000; Kiesecker 2011; Mendelson et al., 2006; Rachowicz et al., 2006; Semlitsch, 2003; Stuart et al., 2004). Globální úbytek početnosti i diverzity obojživelníků je způsoben řadou příčin spojených s rozvojem lidské činnosti a jejím vlivem na životní prostředí (Collins & Storfer, 2003; Collins & Crump, 2010; Pounds, 2001).

Důvodů, proč obojživelníků ubývá, je celá řada, často působí nepřímo či provázaně (např. Blaustein & Dobson, 2006; Blaustein & Kiesecker, 2002; Green et. al, 2020; Kiesecker et al., 2001; Pounds et al., 2006). Hodnocení velikostí populací navíc komplikují pro obojživelníky typické přirozené fluktuace početních stavů (Gendron et al., 2003; Pechmann et al., 1991; Pechmann, 2003). Výrazné úbytky obojživelníků jsou známé i z prostředí člověkem zdánlivě nedotčených (Blaustein et al., 1998; Jeřábková et al., 2017; Pounds et al., 1997). Nejvýznamnější příčiny ohrožení jsou shrnuty v řadě prací (např. Alford & Richards, 1999; Beebee & Griffiths, 2005; Green et. al, 2020; Semlitsch, 2003). Collins & Storfer (2003) klasifikují tyto příčiny do dvou základních skupin: přímé vs nepřímé. Přímé vlivy jsou např. zánik biotopů a změny v krajině či absence managementu (např. Dodd & Smith, 2003; Ficetola & de Bernardi, 2004; Zavadil et al., 2011), fragmentace, fyzická likvidace a vliv dopravy (Heigl et al., 2017; Hels & Buchwald, 2001) a invaze predátorů či kompetitorů včetně vysazování nepůvodních druhů (záměrného i nezáměrného) do volné přírody (Downie et al., 2019; Falaschi et al., 2020; Kiesecker, 2003). Působení těchto vlivů je považováno za poměrně dobře prozkoumané (Gardner et al., 2007), což je pravděpodobně i jedním z důvodů, proč je v poslední době věnováno mnohem více pozornosti studiu vlivů nepřímých a jejich synergickému působení (např. Beebee & Griffiths, 2005; Blaustein & Kiesecker, 2002; Collins & Storfer, 2003; Darling & Côté, 2008; Yu et al., 2015). Jedná se např. působení UV záření a změny klimatu (Carey & Alexander, 2003; Cummins, 2003; Moravec, 2019), kontaminace toxickými

látkami (Greulich & Pflugmacher, 2003; Horne & Dunson, 1995) či infekční choroby a patogenní houby (Blaustein et al., 1994; Carey et al., 1999; Jirků & Baláž, 2021; Vojar et al., 2021). Celosvětově rozšířené onemocnění obojživelníků způsobené patogenními houbami *Batrachochytrium dendrobatidis* (*Bd*) (rozšířená i na území ČR (Vojar et al., 2021)) a *B. salamandrivorans* (*Bsal*), zvané chytridiomykóza, je z hlediska počtu zasažených druhů považována za nejhorší infekční onemocnění (Gascon et al., 2007), které zasahuje všechny tři řády obojživelníků (Fisher et al., 2012).

Dalším příčinami úbytku obojživelníků jsou náhodné změny vnějšího prostředí – vlivy stochastické (výkyvy počasí, sucho, požár, záplavy, působení predátorů) či náhodné demografické změny uvnitř populace (změny poměru pohlaví, v natalitě a mortalitě) (Marsh & Trenham, 2001). Zjistit důvod poklesů početnosti populací je ovšem zásadní pro zvolení vhodného ochrannářského opatření (Vojar, 2007). V případě negativního působení zřetelných vnějších jevů je třeba zaměřit pozornost na management vlastních biotopů (např. zlepšit kvalitu vody, snížit zarybnění, změnit období vypouštění rybníka, podpořit rákosiny). Pokud jsou ale podmínky na lokalitě dobré a k úhynu přesto dochází, stojí za tím jiná příčina, jež musí být identifikována (např. neprostupnost krajiny, působení patogenů, aj.) (Vojar, 2007). Podobně je znalost ohrožujících příčin a jejich odstranění zásadní u reintrodukcí, repatriací i posilování populací (Allendorf & Luikart, 2007; Groom et al., 2006; Primack, 2006).

Celkově se na území ČR nachází 21 druhů obojživelníků s různým stupněm ochrany v rámci ČR i mezinárodní legislativy (viz Tab. 1)

Tab. 1: Ohrožení našich obojživelníků podle české legislativy a červeného seznamu ČR: České názvy – podle současně platného názvosloví (Moravec, 2001); vědecký název původní – dle vyhlášky č. 395/1992 Sb.; současný – dle současných změn v systematice (zejména dle Frost et al., 2006); Kategorie ochrany druhu dle Vyhlášky č. 395/1992 Sb. v platném znění: KO – kriticky ohrožený druh, SO – silně ohrožený, O – ohrožený druh; Druhy zařazené do Červeného seznamu ČR: CR – critically endangered (kriticky ohrožený druh), EN – endangered (ohrožený), NT – near threatened (téměř ohrožený), VU – vulnerable (zranitelný) (Jeřábková et al., 2017); Druhy uvedené v Příloze Směrnice 92/43/EHS ze dne 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin (Směrnice o stanovištích): II – druhy živočichů a rostlin v zájmu Společenství, které vyžadují vyhlášení chráněných území, IV – druhy živočichů a rostlin v zájmu Společenství, které vyžadují přísnou ochranu, V – druhy živočichů a rostlin v zájmu Společenství, jejichž odchyt a odebrání ve volné přírodě a využívání může být předmětem určitých opatření na jejich obhospodařování.

zařazení druhu				ochrana		
řád	čeleď	vědecký název původní současný	český název	Vyhláška MŽP ČR č. 395/1992 Sb.	Červený seznam	Směrnice č. 92/43/EHS
Caudata	Salamandridae	<i>Salamandra salamandra</i>	Mlok skvrnitý	SO	VU	-
Caudata	Salamandridae	<i>Triturus cristatus</i>	Čolek velký	SO	EN	II, IV
Caudata	Salamandridae	<i>Triturus carnifex</i>	Čolek dravý	KO	EN	II, IV
Caudata	Salamandridae	<i>Triturus dobrogicus</i>	Čolek dunajský	-	CR	II
Caudata	Salamandridae	<i>Triturus alpestris Mesotriton alpestris Ichthyosaura alpestris</i>	Čolek horský	SO	VU	-
Caudata	Salamandridae	<i>Triturus vulgaris Lissotriton vulgaris</i>	Čolek obecný	SO	VU	-
Caudata	Salamandridae	<i>Triturus montandoni Lissotriton montandoni</i>	Čolek karpatský	KO	CR	II, IV
Caudata	Salamandridae	<i>Triturus helveticus Lissotriton helveticus</i>	Čolek hranatý	KO	CR	II, IV
Anura	Bombinatoridae	<i>Bombina bombina</i>	Kuňka obecná	SO	EN	II, IV
Anura	Bombinatoridae	<i>Bombina variegata</i>	Kuňka žlutobřichá	SO	CR	II, IV
Anura	Pelobatidae	<i>Pelobates fuscus</i>	Blatnice skvrnitá	SO	NT	IV
Anura	Bufoidea	<i>Bufo bufo</i>	Ropucha obecná	O	VU	-
Anura	Bufoidea	<i>Bufo viridis Pseudepidalea viridis Bufotes viridis</i>	Ropucha zelená	SO	EN	IV
Anura	Bufoidea	<i>Bufo calamita Epidalea calamita</i>	Ropucha krátkonohá	KO	CR	IV
Anura	Hylidae	<i>Hyla arborea</i>	Rosnička zelená	SO	NT	IV
Anura	Ranidae	<i>Rana temporaria</i>	Skokan hnědý	-	VU	V
Anura	Ranidae	<i>Rana arvalis</i>	Skokan ostronosý	KO	EN	IV
Anura	Ranidae	<i>Rana dalmatina</i>	Skokan štíhlý	SO	NT	IV
Anura	Ranidae	<i>Rana ridibunda Pelophylax ridibundus</i>	Skokan skřehotavý	KO	NT	V
Anura	Ranidae	<i>Rana lessonae Pelophylax lessonae</i>	Skokan krátkonohý	SO	VU	IV
Anura	Ranidae	<i>Rana kl. esculenta Pelophylax esculentus</i>	Skokan zelený	SO	NT	V

Za příčiny ohrožení z hlediska obojživelníků jsou označovány zejména destrukce biotopů a změny ve využívání krajiny (viz výše) (Collins & Storfer, 2003; Cushman, 2006; Jeřábková et al., 2017). Jedním z významných faktorů, který přispívá k rozsáhlým změnám a destrukci krajiny, je i těžba nerostných surovin. V severozápadních Čechách došlo v posledních desetiletích k výrazným změnám v krajině v souvislosti s povrchovou těžbou hnědého uhlí (Vráblíková et al., 2008). Mnoho původních biotopů zaniklo a po ukončení těžby zde zůstaly rozsáhlé výsypky a opuštěné lomy (Hendrychová & Kabrna, 2016; Sklenička & Lhota, 2002; Štýs, 1998).

2.2 Vznik a rekultivace výsypkových ploch

Oblast Mostecké pánve je největším českým těžebním územím, kdy 90 % jejího povrchu bylo silně negativně ovlivněno lidskou činností (Vráblíková et al., 2008). V období od roku 2005 do 2019 se zde vytěžilo přes 432,7 mil. tun uhlí (Vráblík et al., 2020) a těžba stále pokračuje. Území Mostecké pánve je silně ovlivněné povrchovými lomy, výsypkami a souvisejícími antropogenními zásahy do území a jeho vegetace (Pešout et al. 2021; Vráblík et al., 2020; Vráblíková et al., 2008). Při těžbě hnědého uhlí je v současné době v Mostecké pánvi využíván povrchový způsob těžby. Tímto typem těžby (rozsáhlé povrchové lomy) bylo v celé Evropě zasaženo více než 160 oblastí, v nejméně 114 lokalitách těžba nerostného bohatství stále pokračuje (Harfst & Wirth, 2011). Při tomto způsobu těžby se při dobývání uhlí nejdříve vyzvedává skrývkový materiál, který je ukládán do prostoru dříve vytěženého lomu (vzniká tak vnitřní výsypka) nebo je sypán zakladači do okolní krajiny, čímž vzniká výsypka vnější (Prach, 1987).

Nadložní zemina skrývkového materiálu je sypána zakladači do víceméně pravidelných, avšak vertikálně značně členitých útvarů ve tvaru hřebenů. Terénní sníženiny v nejnižších místech jsou často naplněné srážkovou vodou (Cejpek et al., 2013, 2018) a na nepropustném podloží vytváří tzv. nebeská jezírka (Prach, 2010; Vojar, 2007). Další vodní plochy vznikají vytlačováním obrovského tlaku nasypané hmoty u paty výsypky nebo zavodněním příkopů, struh a prohlubní od pojezdů těžké techniky, ty pak mohou sloužit jako tzv. náslapné kameny pro obojživelníky osidlující výsypky z okolní krajiny (Zavadil et al., 2011). Nově vznikající prostředí výsypek je charakteristické členitým reliéfem s výskytem desítek až stovek jezírek rozmanitých tvarů a velikostí, od malých periodických tůní po několikahektarové hluboké vodní plochy (Doležalová et al., 2012 – Příloha I; Vojar, 2007), které se v průběhu času zapojují

do širšího hydrologického cyklu (Cejpek et al., 2013). Vyšší partie mají naopak spíše xerotermní charakter (Bejček, 1982; Peška-Gościniak, 2006; Zelený, 1999) i velmi odlišné hydrologické vlastnosti půd (Kuráž et al., 2012). Vývoj vegetace v takových podmínkách probíhá odlišně a vytváří se zde pestrá mozaika různých typů stanovišť (Cejpek et al., 2013; Moyses et al., 2022; Zelený, 1999).

Při technických rekultivacích je povrch výsypky pomocí těžké mechanizace nejdříve urovnán a odvodněn melioračními strouhami (Gremlica et al., 2011). Na rekultivované výsypce je voda často svedena do jedné či několika málo retenčních nádrží. Srážková voda je zde částečně zachycena, částečně stéká po povrchu či se vsakuje do nitra výsypky a následně vyvěrá po jejím obvodu (Příkryl et al., 1995). V rámci technických rekultivací jsou některé větší vodní plochy ponechány a jiné vodní nádrže jsou nově zakládány (hydrická rekultivace). Často jde o větší a hlubší nádrže se zpevněnými břehy (Prach, 2010; Vráblík et al., 2020; Vráblíková et al., 2008; Zelený, 1999).

Po technické rekultivaci zpravidla následuje rekultivace biologická. V případě zemědělské rekultivace je na neúrodnou zeminu výsypky navezen organický materiál, většinou ornice či snadno zúrodnitelné zeminy (sprašové hlíny, spraše). Poté následuje orba, vláčení, smykování, setí přípravných plodin, jejich zaorání a hnojení. Teprve poté je možné pěstování cílových plodin nebo zatravnění plochy (Gremlica et al., 2011; Prach, 2010). V případě lesnické rekultivace je proces zahájen mechanickou a chemickou přípravou půdy, po které je zarovnaný terén hustě osázen dřevinami. Následuje pěstební péče v podobě hnojení vysazených kultur, okopávání, ožínání, umístování ochrany proti zvěři, zavlažování, prořezávání či provádění tvarových řezů (Gremlica et al., 2011). V rámci ukončených a rozpracovaných rekultivací na Mostecku převažuje využívání lesnické rekultivace (v současné době až 46 % území) nad dalšími způsoby (zemědělská, hydrická a ostatní rekultivace) (Hendrychová et al., 2020, 2021)

Podle Pracha (2010) je v České republice zhruba 70 výsypek po těžbě uhlí o celkové rozloze cca 270 km². V Mostecké pánvi na severu Čech se nachází 21 plošně rozsáhlejších výsypek s různými podmínkami prostředí, které se liší počtem i vlastnostmi vodních biotopů a charakterem terestrického prostředí i provedenou rekultivací (Doležalová et al., 2012 – Příloha I; Smolová et al., 2010).

Povrchová těžba nerostných surovin významným způsobem ovšem ovlivňuje také okolní krajinu (Sklenička & Lhota, 2002). Původně zemědělská a mokřadní krajina byla zcela

přeměněna povrchovou těžbou na rozsáhlé lomy, jejich výsypky a s těžbou spojenou infrastrukturu a navazující průmysl (Pešout et al., 2021). Při zakládání rozsáhlých povrchových lomů a tvorbě výsypků bylo zničeno mnoho původních biotopů i populací organismů (Štýs, 1998). Jen v oblasti Mostecké pánve Pešout et al. (2021) odhadují území ovlivněné těžbou na více než 400 km² plochy. Již v průběhu těžby, a zejména pak v rámci následných rekultivací, je zde ovšem vytvářena krajina nová, která nenapodobuje předešlou krajinu, ale slouží současným potřebám. Upravený terén je využit k výstavbě městské infrastruktury, sportovních areálů, akvaparků, lesoparků, golfových hřišť nebo koupališť. Ve zbytkových jámách se plánují a realizují velké jezerní plochy (Votýpka, 2006; Vráblík et al., 2020). Další možností je ponechání části výsypků samovolné sukcesi (např. Hendrychová, 2008; Vojar, 2007). Způsob následné rekultivace pak zásadně ovlivňuje vzhled i biologickou hodnotu území a využitelnost pro obyvatele blízkých měst. Zatopené terénní sníženiny a mokřady jsou, spolu se spontánně vzniklou dřevinnou vegetací, pozitivními prvky scenérie post-těžební krajiny, které dodávají krajině zcela nový specifický ráz. Ponechání sukcesních částí výsypků svému vývoji tak může podpořit krajino-estetickou funkci území (Mojses et al., 2022). I vizuální stránku krajiny je třeba vzít v úvahu a zohlednit ji při plánování rekultivací. Výzkumy v oblastech zasažených povrchovou těžbou potvrzují, že místní obyvatelé jsou silně ovlivněni zrakovým vnímáním post-těžební krajiny. Jednotlivé krajinné prvky mohou být vnímány pozitivně, např. vodní plochy a nelesní dřevinná vegetace; naopak negativně jsou ve většině případů vnímány technické prvky související s těžbou a zástavba (Svobodová et al., 2012).

2.3 Prostředí sukcesních a rekultivovaných výsypků

Zásadní vliv na podobu výsypků má provedení rekultivačních postupů popsaných výše. Charakter rozmanitého prostředí výsypků zůstává zachován pouze v místech, kde není uplatňována technická rekultivace (Mojses et al., 2022; Moradi et al., 2018; Prach, 2003; Řehounek et al., 2010). Naprostá většina výsypků na našem území ovšem prochází touto kompletní technickou rekultivací, a tak podruhé, navíc s vynaložením nemalých finančních prostředků, je území zcela degradováno (Řehounek et al., 2010; Tropek & Řehounek, 2011; Vojar, 2007). Následují další nákladná opatření, např. revitalizace toků či zřizování nových retenčních nádrží k zachytávání vody v krajině (Vráblík et al., 2020). Ekonomický aspekt rekultivací (náklady na rekultivaci, ale přínosy z následného využití půdy) se při navrhování rekultivací stává důležitým faktorem, oproti tomu ekologická hodnota vodních ploch ani

hodnota ekosystémových služeb, které mohou výsypky ponechané sukcesi poskytovat, se většinou při plánování rekultivací v úvahu neberou (Moyses et al., 2022). Vedle cílených technických a biologických rekultivací (zarovnání terénu, výsadba lesních porostů a budování velkých vodních nádrží) však představuje uplatnění procesu spontánní sukcese daleko úspornější, a především efektivnější formu vytváření biologicky hodnotných stanovišť (např. Hendrychová, 2008; Hodačová & Prach, 2003; Holec & Frouz, 2005; Kirmer & Mahn, 2001; Pešout et al., 2021; Pižl, 2001; Wiegleb & Felinks, 2001). Před rokem 2010 stála na Mostecku technická rekultivace jednoho hektaru bez následné péče cca 1,5 mil. Kč (Prach, 2010). Rekultivované krajiny přitom bývají často nestabilní a vyžadující dlouhodobé, či dokonce trvalé náklady na údržbu (Pešout et al., 2022). Samovolná sukcese je však bez jakýchkoliv nákladů. Vodní plochy na nerekultivovaných výsypkách vznikají samovolně a zdarma, tedy bez dodatečných nákladů, ve velkém množství a v mnoha různých tvarech a velikostech. Na sukcesních plochách výsypek vzniká výrazně více vodních biotopů než na rekultivovaných výsypkách (Doležalová et al., 2012 – Příloha I). Četné vodní plochy navíc pomáhají zadržovat vodu v krajině (Kołodziej et al., 2016). Rozmanitost prostředí a množství vodních ploch na sukcesních výsypkách představuje pro některé vodní a semiakvatické druhy klíčovou roli při osídlování nově vzniklých lokalit (Ficetola & de Bernardi, 2004; Laan & Verboom, 1990; Petranka et al., 2007).

Výsledky kvalitativního porovnání prostředí vznikajícího na sukcesních a rekultivovaných plochách (Doležalová et al., 2012 – Příloha I) mohou být podkladem pro plánování následných rekultivací lomů a výsypek s ohledem na jejich vhodnost pro různé druhy organismů. Kombinací dvou různých přístupů (spontánní sukcese a rekultivace) lze vytvořit zajímavé stanovištní podmínky pro různé skupiny organismů. Výsypky s rozdílným přístupem jsou také vhodným modelovým územím pro vědecké studie, např. pro srovnání vývoje prostředí v rekultivovaných a nerekultivovaných lokalitách zasažených těžbou. Porovnáním prostředí sukcesních a rekultivovaných ploch v České republice se zabývali např. z hlediska zásoby půdní vody Cejpek et al. (2018), vegetace Mudrák et al. (2010) a Šebelíková et al. (2020) a účinků půdní bioty Frouz et al. (2006) a Helingerová et al. (2010). Problematikou porovnání prostředí na výsypkách z hlediska významnosti pro obojživelníky se zabýval Zanini (2006), v ČR pak Smolová et al. (2010) a Vojar et al. (2016 – Příloha II).

2.4 Biologický význam těžbou dotčených území nejen pro obojživelníky

Opuštěné pískovny, kamenolomy, haldy a výsyvky po těžbě uhlí dnes představují významné biotopy pro populace některých ohrožených druhů rostlin a živočichů (např. Bejček, 1982; Bejček & Tyrner, 1980; Bröring et al., 2005; Řehounek et al., 2010; Šebelíková et al. 2020; Tropek et al., 2010). Obojživelníci nejsou výjimkou (Galán, 1997; Smolová et al., 2010; Vojar, 2000; Vojar et al. 2016 – Příloha II). Pro řadu druhů obojživelníků jsou disturbované lokality jedněmi z nejvýznamnějších biotopů v naší krajině (Zavadil, 2007). Kolonizaci nově vzniklých biotopů nejvíce ovlivňuje prostupnost krajiny, přítomnost organismů v okolní krajině a charakter samotné výsyvky i biotopů na ní vznikajících (Cushman, 2006; Ficetola & de Bernardi, 2004; Marsh, 2001).

Většina prací, které se zabývaly významem výsypek pro různé skupiny organismů, hodnotí plochy bez technických, ale i biologických zásahů (spontánní sukcesní plochy) jako významnější než plochy po rekultivaci (např. Bröring & Wiegleb, 2005; Harabiš, 2016; Hendrychová et al., 2008, 2020; Kolář et al., 2021; Poláková et al., 2022; Smolová et al., 2010; Tajovský, 2001; Vojar et al., 2016 – Příloha II). Prokázána zde byla i vyšší přítomnost vzácných a ohrožených druhů (Brändle et al., 2000; Jongepierová et al., 2018; Harabiš & Dolný, 2012; Mrzljak & Wiegleb, 2000; Tropek et al., 2010). Přirozený vývoj výsyvky vede k vyšší rozmanitosti prostředí, a tím i k vyšší druhové diverzitě. Porost se pomalým vývojem přizpůsobuje místním podmínkám a jejich změnám. Více se tak přibližuje potenciální přirozené vegetaci (Hendrychová, 2008; Tichý, 2004). Na nerekulitovaných plochách je tak často druhové bohatství i početnost populací sledovaných druhů dokonce vyšší než v okolní krajině (např. Hodačová & Prach, 2003; Pižl, 2001; Tichý, 2004).

Pro studie biologického významu výsypkových ploch jsou obojživelníci velmi vhodnou modelovou skupinou. Jedná se o živočichy s komplexními nároky na prostředí a dobře reflektující kvalitu prostředí z různých hledisek (charakter a nabídka vodních i terestrických biotopů, fragmentace krajiny) (Duellman & Trueb, 1994; Wells, 2007). Obojživelníci úspěšně osídlují především nerekulitované, morfologicky členité výsyvky s řadou vodních ploch (Vojar, 2000, 2007; Vojar et al. 2016 – Příloha II; Zavadil, 2007), vysokou stanovištní rozmanitostí a s výskytem extrémních typů stanovišť (např. iniciální sukcesní stádia) (Zavadil et al., 2011). Navíc se zde nacházejí i vhodná terestrická stanoviště, která v průběhu sezóny i života obojživelníci střídavě využívají (Duellman & Trueb, 1994; Hartel et al., 2007b; Wells,

2007). Vodní plochy na výsypkách mohou sloužit také jako tzv. nášlapné kameny (stepping stones) a usnadňovat obojživelníkům kolonizaci nových území, musejí být ovšem v dostupné vzdálenosti (Cushman, 2006; Semlitsch & Bodie, 2003). Velké a hluboké vodní nádrže (často vznikající na rekultivovaných výsypkách), které jsou intenzivně rybářsky využívány, ovšem pro obojživelníky nepředstavují vhodné prostředí a mohou pro ně být v krajině dokonce migrační bariéru (Hartel et al., 2007a; Joly et al., 2001; Ray et al., 2002). Naopak příliš malé biotopy (drobné tůně, zvodnělé příkopy atd.) mohou být ohroženy vysycháním a z důvodů omezené kapacity jsou schopny pojmout pouze méně početné populace (Hartel et al., 2007b; Kopecký et al., 2010). Pro některé druhy však představují důležitá stanoviště a nacházejí-li se ve větším počtu, zvyšují prostupnost krajiny pro obojživelníky (Griffiths, 1997; Hartel & Öllerer, 2009). S počtem rozmanitých vodních ploch a prostupností prostředí, totiž roste početnost obojživelníků v krajině (Laan & Verboom, 1990; Vos & Stumpel, 1996; Marsh et al., 1999; Ficetola & De Bernardi, 2004; Vojar et al., 2016 – Příloha II; Zanini, 2006). Díky komplexním nárokům může přítomnost obojživelníků na výsypkách poukazovat na vhodné vlastnosti prostředí i pro řadu dalších skupin organismů (Vojar et al., 2012). Vhodný charakter výsypky (vysoká heterogenita vodních ploch i terestrického prostředí) tak může výrazně přispět ke zvýšení biodiverzity v dané těžební krajině (Hodačová & Prach, 2003; Pižl, 2001).

2.5 Primární sukcese obojživelníků na těžbou dotčených územích

Pro organismy, které se stále ještě vyskytují v refugiích industriální krajiny, představují výsypky novou příležitost (např. Hendrychová & Bogusch, 2016; Řehounek et al., 2010; Tichánek & Tropek, 2016; Vicentiny et al., 2020). Prostředí výsypek je dynamickým prostředím, které se v čase vyvíjí. Krátce po nasypaní se na výsypkách vyskytují raně sukcesní biotopy, na které jsou vázány dnes již vzácné druhy organismů, které v posledních desítkách let mizí z evropské krajiny, zejména v důsledku intenzivního zemědělství, lesnictví, rozvoje průmyslu a lidských sídel (Konvička et al., 2005). Postupně se ale prostředí výsypky mění a s ním i druhové složení organismů, které se na výsypkách nachází. Studie sukcese taxonomických skupin na výsypkách Mostecká byly věnovány především společenstvům rostlin (Prach et al., 1999), bezobratlých (Hendrychová et al., 2008; Hendrychová & Bogusch, 2016), ptáků (Bejček & Tyrner, 1980) a savců (Bejček, 1982). Obojživelníkům se částečně věnovali Bejček & Šťastný (1999, 2000). Systematickému sledování sukcese obojživelníků na

výsypkách po těžbě uhlí pak např. Doležalová & Mach (2002); Smolová et al. (2010); Vojar (2000, 2006); Vojar et al. (2008, 2016 – Příloha II); Vojar & Doležalová (2003). V zahraničí se studiem obojživelníků na výsypkových plochách povrchových hnědouhelných dolů Španělska zabýval Galán (1997), ve státě Illionois (USA) potom Lannoo et al. (2009) a Stiles et al. (2017).

Většina našich druhů obojživelníků je vázána na pestrou krajinu s přítomností rozmnožovacích biotopů a vhodným terestrickým prostředím, navíc udržovanou disturbancemi v různých fázích sukcese (Zavadil et al., 2011). Různé druhy preferují různá sukcesní stadia. S postupem sukcese se tak na výsypkách průběžně mění i druhové zastoupení obojživelníků (Smolová et al., 2010; Vojar, 2000). Nově nasypaná výsypka se v prvních letech jeví pustě a téměř bez života. Pro řadu druhů obojživelníků jsou však tato iniciální sukcesní stadia velmi významná (Zavadil, 2007) a sukcese tak začíná téměř okamžitě po nasypání skrývkového materiálu.

Nejmladší sukcesní stadia výsypky, do tří let po nasypání, s vegetační pokryvností do 5 % a absencí litorální i ponořené vegetace, často osidluje ropucha zelená (*Bufo viridis*) (Příkryl, 1999; Smolová et al., 2010; Vojar, 2000; Vojar & Doležalová, 2003), na Sokolovsku také ropucha krátkonohá (*Epidalea calamita*) (Bejček & Šťastný, 2000; Mudrák & Frouz, 2018; Prach, 2010; Příkryl, 1999; Zavadil, 2002). V časných stádiích sukcese se vyskytují společně s ropuchou obecnou (*Bufo bufo*), případně na Sokolovsku se skokanem zeleným (*Pelophylax esculentus*) (Prach, 2010; Zavadil, 2002) a na Mostecku se skokanem skřehotavým (*P. ridibundus*). V mladších částech (do 5–7 let po nasypání) převažují mladí jedinci skokana skřehotavého. Na lokalitách starších 15 let už převažují dospělí jedinci tohoto druhu (Smolová et al., 2010; Vojar, 2000). Ropucha obecná a skokan skřehotavý však osidlují vodní plochy s různou rozlohou, hloubkou i charakterem vegetace, a proto se vyskytují i v biotopech ve starších částech výsypek (Smolová et al., 2010). Iniciální stadia se v průběhu sukcese mění, prostředí se zapojuje, vodní biotopy postupně zarůstají vegetací a pro některé druhy (např. ropucha zelená) se stávají méně vyhovujícími (Smolová et al., 2010). Vytváří se však podmínky pro nástup jiných druhů. Výsypky středního a staršího sukcesního stadia (cca 20 až 40 po nasypání) představují vhodný biotop pro skokana štíhlého (*Rana dalmatina*) (Smolová et al., 2010), který je představitelem lužních lesů a biotopů porostlých roztroušenou dřevinnou vegetací až světlých smíšených lesů (Moravec, 1994, 2019; Zavadil et al., 2011). Tyto typy stanovišť představují na výsypkách mokřadní oblasti v terénních sníženinách a rozvolněné porosty. Mezi druhy, které se na mosteckých výsypkách středních a starších sukcesních stádií

poměrně hojně vyskytují, náleží i kuňka obecná (*Bombina bombina*), ropucha obecná, čolek obecný (*Lissotriton vulgaris*) a čolek velký (*Triturus cristatus*) (Smolová et al., 2010). Střední až pozdní fáze sukcese, charakteristické lesním prostředím a vlhkým mikroklimatem, pak preferuje skokan hnědý (*Rana temporaria*) (Moravec, 1994, 2019; Reháček, 1992). Na Sokolovsku se oba zmínění čolci, ropucha obecná a skokan hnědý objevují ještě o něco dříve – v těsném sledu za ropuchou krátkonohou. U vodních ploch s pobřežní vegetací zde nalezneme i rosničku zelenou (*Hyla arborea*) (Prach, 2010; Mudrák & Frouz, 2018; Zavadil, 2002).

Celkově bylo na mosteckých výsypkách zjištěno devět, na sokolovských pak deset druhů obojživelníků (Mudrák & Frouz, 2018; Reháček, 1994; Smolová et al., 2010; Vojar, 1999; Vojar et al., 2016 – Příloha II; Voženílek, 1997, 1999, 2000; Zavadil, 2002). Jedná se o většinu druhů obojživelníků, které se v těchto oblastech vyskytují (Voženílek, 2000; Smolová et al., 2010). Výjimkou jsou druhy vázané na lesní porosty vyšších nadmořských výšek – mlok skvrnitý (*Salamandra salamandra*) a čolek horský (*Mesotriton alpestris*), případně skokan ostronosý (*Rana arvalis*), který je v dané oblasti celkově velmi vzácný (Voženílek, 2000; Táborský, 2008).

2.6 Mapování a monitoring obojživelníků na výsypkách

Znalosti o výskytu obojživelníků jsou základem praktické ochrany druhů i jejich stanovišť (Baker & Halliday, 1999; Mikátová & Vlašín, 2002; Stumpel & van der Voet, 1998). S tím je spojena potřeba efektivního hodnocení skutečného stavu populací těchto živočichů. Jednou z možností je sledování výskytu živočichů (mapování), tj. zpravidla jednorázový průzkum s cílem zjistit celkové rozšíření nebo velikost populace na určitém území. Zatímco standardizované sledování (monitoring), tj. pravidelné a dlouhodobé sledování stavu populací (Icochea et al. 2002), které může pomoci při identifikaci ohrožení populací a je základem jejich praktické a preventivní ochrany. Monitoring je využíván při řadě různých aktivit, jako jsou projekty záchrany genofondu, aktivní péče o zvláště chráněná území apod. (Mikátová & Vlašín, 2002). Některé druhy obojživelníků patří mezi živočichy s výraznou populační dynamikou, kdy velikost jejich populace prochází značnými meziročními výkyvy (Pechmann et al., 1991). Na základě pravidelného zjišťování početnosti populace je pak možno hodnotit tyto populační trendy a následně je využít pro ochranu určitého druhu.

Jelikož se jednotlivé druhy liší svou ekologií, obdobně se různí i metody užívané pro jejich mapování a monitoring. Používány jsou metody, při kterých nedochází k manipulaci se zvířaty (pozorování jedinců, odposlech hlasových projevů samců) i metody vyžadující odchyt jedinců (odchyt do ruky, podběráků, živochytné pasti, padací pasti užívané při transferech). Při zjišťování početnosti obojživelníků vizuálním pozorováním lze použít metodu sčítání larev a pulců či adultních jedinců (Jeřábková, 2011). U některých druhů obojživelníků (např. u skokana štíhlého) klade každý pár oddělené snůšky (Lesbarrères et al., 2003; Lesbarrères & Lodé, 2002; Schneider, 1996) a zároveň samice klade pouze jednu snůšku za rozmnožovací období (Lodé et al., 2005; Reháček, 1992). Díky tomu lze metodu sčítání snůšek využít pro odhad početnosti populace daného druhu (např. Hartel, 2005; Hartel et al., 2009), počet snůšek totiž odpovídá počtu rozmnožujících se samic (Lodé et al., 2005).

V ČR probíhá mapování a monitoring obojživelníků pod záštitou Agentury ochrany přírody a krajiny (AOPK ČR) (Jeřábková, 2011). V letech 2008 až 2014 AOPK ČR realizovala rozsáhlý projekt „Mapování výskytu obojživelníků a plazů v ČR“, v rámci kterého byla zmapována všechna pole síťového mapování na území ČR. Bylo získáno cca 83 500 dat o výskytu obojživelníků (AOPK ČR, 2022). V současné době jsou na území České republiky také trvale monitorovány lokality pro všechny druhy z přílohy II, IV a V Směrnice Rady č. 92/43/EEC, tzv. Směrnice o stanovištích, která zahrnuje lokality pro 16 druhů obojživelníků. Tato data jsou základem Nálezové databáze ochrany přírody (NDOP), která slouží zejména pro ukládání floristických a faunistických dat (nálezů) včetně časové a prostorové lokalizace a popisu místa nálezu. NDOP obsahuje údaje získané systematickým (inventarizační průzkumy, mapovací projekty apod.) i nesystematickým (náhodná pozorování) sběrem záznamů, z výzkumů prováděných ve zvláště chráněných územích, významných krajinných prvcích, příp. na dalších lokalitách významných z hlediska ochrany přírody a krajiny. V současné době NDOP obsahuje necelých 30 milionů údajů, z toho je 281 542 nálezů obojživelníků (AOPK ČR, 2022). V posledních letech je tato databáze propojena i s dalšími aplikacemi, které jsou zaměřeny na sběr dat o výskytu druhů širokou veřejností (odbornou i neodbornou), jedná se např. o celosvětový projekt iNaturalist (iNaturalist, 2022), který předává do NDOP pouze verifikovaná data, či další mobilní aplikace, např. Biolib (BioLib, 2022), Avif (Česká společnost ornitologická, 2022), NajdiJe.cz (Výzkumný ústav rostlinné výroby, 2022) apod.

Studium populací obojživelníků na výsypkových plochách má své opodstatnění v několika ohledech. Na post těžebních plochách, především těch bez technické rekultivace, se

nachází značné množství vodních biotopů (až několik stovek na jeden km²). Vodní plochy, které se zde nachází, mají rozmanitý charakter své velikosti, podíl litorální vegetace, sklon břehů, oslunění, typ okolního prostředí a mnoho dalších (Doležalová et al., 2012 – Příloha I; Vojar et al., 2016 – Příloha II). Zjišťování přítomnosti a početnosti obojživelníků v těchto četných biotopech umožňuje sledování mnoha faktorů potenciálně ovlivňujících výskyt a početnost obojživelníků. Přesto je jen malá část post-těžebních oblastí sledována pravidelně (např. Kopistská výsypka zařazená mezi evropsky významné lokality z důvodu výskytu čolka velkého). Prvním uceleným mapováním obojživelníků v post-těžebních oblastech Mostecké pánve byla práce Smolové et al. (2010), následovaná další od stejného kolektivu autorů (Vojar et al., 2016 – Příloha II). Dlouhodobý monitoring obojživelníků na výsypkách stále probíhá a přináší informace o skutečném rozšíření těchto živočichů v post-těžební krajině. Výsledky sledování mohou být využity pro zhodnocení úspěšnosti biologických rekultivací a určení účinných opatření, která mohou částečně kompenzovat negativní vliv povrchové těžby (Hodačová & Prach, 2003). Mohou přispět k ochraně nejvýznamnějších biotopů v této člověkem ovlivněné krajině a pomoci navrhnout takové způsoby rekultivací, které umožní rozvoj populací obojživelníků i další fauny na výsypkách.

2.7 Ochrana těžbou dotčených území

V České republice patří rekultivace a sanace lomů i výsypek mezi zákonem stanovené povinnosti a stává se neoddělitelnou součástí těžby nerostných surovin (Tichý, 2004). Konkrétně zákonem č. 44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství, v platném znění (tzv. horní zákon), je stanovena povinnost před zahájením těžby schválit tzv. Plán otírky a přípravy dobývání (POPD), jehož součástí je i plán sanace a rekultivace dotčeného území, včetně finančního nacenění. V § 31, odst. 5 je uvedeno že „Organizace je povinna zajistit sanaci, která obsahuje i rekultivace podle zvláštních zákonů a všech pozemků dotčených těžbou“. Jedná se o jakési dokončení procesu zahlazení dopadů těžby v krajině, na které je těžební organizace povinna vytvářet finanční rezervu. Její výše musí odpovídat potřebám sanace a rekultivace pozemků dotčených dobýváním. Za sanaci zákon považuje odstranění škod na krajině komplexní úpravou území a územních struktur.

Na zemědělských či lesních pozemcích je další podmínkou povolení těžby udělení souhlasu s odnětím těchto pozemků ze zemědělského půdního fondu (ZPF) a pozemků

určených k plnění funkcí lesa (PUPFL) podle zákona č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, v platném znění, resp. zákona č. 289/1995 Sb., o lesích, v platném znění. Půdu lze ze ZPF odejmout, a to buď dočasně nebo trvale. Při dočasném odnětí těžební organizace platí odvody každoročně a ve výši stanovené v rozhodnutí o odnětí ze ZPF. V tomto rozhodnutí je také stanoveno, kdy a za jakých podmínek příslušný úřad platbu dočasného odvodu ukončí. Zpravidla je tomu tak po provedení zemědělské rekultivace, resp. po navrácení pozemků do ZPF (především zemědělskou rekultivací, ale také zalesněním či vybudováním vodní plochy v rámci hydrické rekultivace) (Vojar et al., 2012). V případě trvalého vyjmutí pozemků ze ZPF se poplatek platí jednorázově. Obdobná úprava je obsažena též v lesním zákoně. Lesní zákon stanovuje, že lesní pozemky musejí být neprodleně rekultivovány a navráceny k plnění funkcí lesa. Odvody z dočasného odnětí pozemků ze ZPF či z PUPFL není možné ukončit, pokud zde podobné typy stanovišť (porosty křovin, roztroušena dřevinná vegetace i lesní porosty) vzniknou spontánně a bez nutné finanční investice, přestože tyto sukcesní plochy bývají často biologicky hodnotnější (Šebelíková et al., 2020; Vojar et al., 2012). Při trvalém odnětí lesních pozemků není nutné pozemek navracet do PUPFL, a těžební organizace za něj zaplatí jednorázový poplatek. K trvalému odnětí by mělo podle lesního zákona docházet pouze v případech, kdy u pozemků nelze obnovit jejich původní funkci (Řehounek et al., 2010).

Zákon o ochraně zemědělského půdního fondu ovšem umožňuje na výhradních ložiscích na zemědělské půdě ponechat až 10 % území přirozené sukcesi za podmínky, že toto území se stane přechodně chráněnou plochou (PCHP) nebo registrovaným významným krajinným prvkem (VKP). Ekologicky, geomorfologicky a esteticky i jinak cenné lokality opuštěných lomů a výsypek mohou být podle zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny vyhlášeny i za zvláště chráněná území (ZCHÚ). V současné době jsou nejčastěji vyhlášovány jako přírodní památky (PP) (Chuman, 2010; Smolová, 2006). Loňskou novelou zákona o ochraně přírody a krajiny byla mezi zařazena povinnost orgánů ochrany přírody prověřovat možnost rekultivace území přírodě blízkou obnovou (P. Pešout, in litt.)

Spontánní sukcese vede k vytvoření přírodě bližších ekosystémů než technická rekultivace a může přinést i nezanedbatelné finanční úspory. Mnohé těžební organizace již využití sukcesních ploch při obnově krajiny po těžbě podporují. Prvním úspěchem bylo ponechání spontánní sukcesi malé části (zhruba 60 ha z celkové rozlohy 1250 ha) Radovesické výsypky (Prach, 2010). Prosadit přirozený vývoj post-těžební lokality se podařilo také např. na písčově Cep II v jižních Čechách. Po dohodě Správy CHKO Třeboňsko s majitelem těžebního

prostoru byla ponechána část pískovny spontánní sukcesi. Na písečných a jílovitých ploškách je zde zkoumána experimentální obnova suchých trávníků (Řehounek & Řehounek, 2013). Díky posudkům Ministerstva životního prostředí ČR a díky podrobné studii Ústavu pro ekopolitiku o haldách na Kladensku byla ponechána část výsypky přirozené sukcesi také při rekultivaci odvalu Tuchlovice na Kladensku. Na několika místech se podařilo dát prostor samovolné obnově také na Sokolovsku – například na Podkrušnohorské výsypce (Stejskal, 2009). V roce 2018 začala aktivně jednat AOPK ČR o vymezení rozsáhlejších ploch ponechaných samovolnému vývoji také v lomech ČSA a Vršany na Mostecku. Důležitým krokem bylo podepsání Memoranda o spolupráci na identifikaci vhodných lokalit pro ekologickou obnovu po ukončené povrchové těžbě hnědého uhlí. Cílem je určit rozsáhlou oblast zasaženou těžbou (řádově 5–10 km²), která bude ponechána samovolnému vývoji a vyhlášena v některé z národních kategorií ZCHÚ se stanoveným předmětem ochrany: ochrana přirozených procesů (Pešout et al., 2021). Plochy ponechané vlastnímu vývoji s co nejmenším počtem antropogenních zásahů se podařilo zachovat i na území okolních států, např. oblast Schlabendorf, v Německu (Antwi et al., 2014). V Německu je totiž uzákoněna povinnost ponechat sukcesi určitý podíl rekultivovaného území, díky čemuž mohly vzniknout jedinečné lokality v Dolní Lužici (M. Hendrychová, in litt.). Dalším příkladem jsou mokřady vzniklé v důsledku hlubinné těžby uhlí v ložisku Nováky na Slovensku, které jsou z hlediska biodiverzity dle Mojsese et al. (2022) jedny z nejhodnotnějších částí vnitřních Karpat.

Řehounek et al. (2010, 2015) navrhuje ponechávat přirozené sukcesi až 20 % plochy určené k rekultivaci, podobně jako je tomu v sousedním Německu (Antwi et al., 2014). Komplexní návrh rekultivace dobývacího prostoru by měl zajistit rovnováhu mezi environmentálními a ekonomickými aspekty (Vráblíková et al., 2016). Podle Davida (2010) může být ve Slovenské republice ekonomický přínos ze zemědělské produkce na rekultivovaném území až několikanásobně nižší, než je zákonem stanovená hodnota chráněných druhů rostlin a živočichů, kteří se na území vyskytovaly před rekultivací (např. ve vodních biotopech). Jedním ze způsobů, jak problém vyřešit, je vyhlásit ekologicky cenné lokality právě jako chráněná území (Schulz & Wiegler, 2000).

Na území ČR je ke dni 31. 12. 2021 zřízeno 2 643 maloplošných zvláště chráněných území (MZCHÚ). Do roku 2010 bylo vyhlášeno na místech bývalé těžby 157 MZCHÚ z nichž naprostou většinu představovaly lomy a doly (kamenolomy, pískovny, uhelné lomy) (Chuman, 2010). Výrazné rozšíření počtu MZCHÚ na místech bývalé těžby je postupným vyhlásováním

evropsky významných lokalit. V Evropskou komisí schváleném seznamu je uvedeno dalších 35 dolů a lomů a 1 deponie po těžbě uhlí. Předmětem ochrany ve štolách a v uzavřených dolech jsou netopýři, v lomech a na výsypce pak obojživelníci. V případě deponie se konkrétně jedná o Kopistickou výsypku na Mostecku, vyhlášenou jako přírodní památka dne 17.10.2013, kde předmětem ochrany je biotop a populace čolka velkého.

3. Shrnutí nejdůležitějších výsledků a komentář k publikacím

3.1 Vodní plochy na sukcesních a rekultivovaných výsypkách

Doležalová, J., Vojar, J., **Smolová, D.**, Solský, M., Kopecký, O., 2012. Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites. *Ecological Engineering* 43, 5–12. – **Příloha I.**

Post-těžební oblasti (lomy, výsypky apod.) jsou stále více považovány za ekologicky hodnotná území. Výsypky jsou před provedením technických rekultivací charakteristické výskytem značného množství rozmanitých vodních ploch, které jsou ovšem při technických rekultivacích často ničeny (Vojar, 2007). V rámci technických rekultivací jsou ponechávány spíše jednotlivé vodní plochy větších rozměrů, případně jsou další nádrže nově zakládány (Vráblík et al., 2020; Vráblíková et al., 2008, 2016; Zelený, 1999). Otázkou proto je, do jaké míry se liší prostředí vznikající na sukcesních vs. technicky rekultivovaných plochách výsypek v počtu a charakteru vodních biotopů. Tyto atributy mají totiž zásadní vliv na kolonizaci výsypek různými druhy rostlin a živočichů (zejména pak pro semiakvatické a vodní druhy s omezenou lokomocí) (Wellborn et al., 1996). Díky komplexním nárokům na prostředí jsou obojživelníci (Duellman & Trueb, 1994; Wells, 2007) ideální modelovou skupinou, proto jsme naši studii vztahovali právě k této třídě obratlovců. Existuje sice několik prací zabývajících se vodním prostředím na výsypkách z technického, krajinářského či ekologického pohledu (např. Antwi et al., 2008; Nicolau, 2003; Schulz & Wiegler, 2000; Toy & Chuse, 2005), dosud však chyběla studie srovnávající vodní prostředí (konkrétní počty a charakteristiky vodních ploch) na výsypkách po rekultivaci a ponechaných samovolné sukcesi. Takové informace mohou pomoci uplatňovat spontánní sukcesi jako rovnocenný typ obnovy míst po těžbě (Bradshaw, 1997). Cílem tedy bylo porovnání vodního prostředí na sukcesních a rekultivovaných plochách z „pohledu obojživelníků“. Konkrétně, zda se liší v počtech, charakteristikách, typu okolí a konektivité vodních biotopů. Pro možnost zobecnění získaných výsledků bylo zmapováno více než 900 lokalit na všech větších výsypkách Mostecké pánve.

Cíle studie:

1. Zjistit, jak se liší vlastnosti prostředí technicky rekultivovaných a nerektivovaných výsypek z hlediska početnosti a celkové rozlohy vodních ploch a z nich odvozených charakteristik.
2. Porovnat vlastnosti jednotlivých vodních ploch, které se vyskytují na rekultivovaných a nerektivovaných výsypkách z hlediska významu pro obojživelníky.

Plán pokusu

Mostecká těžební oblast se nachází v severních Čechách v blízkosti města Most a Litvínov. Mapování proběhlo na 17 plošně rozsáhlých výsypkách na území mezi městy Kadaň a Ústí nad Labem (cca 2500 km²). Jednotlivé výsypky se vzájemně odlišují zejména stářím a způsobem rekultivace. Na některých z nich se nacházejí jak technicky rekultivované, tak sukcesní části, které byly vždy hodnoceny samostatně. Celkově bylo sledováno území o rozloze 84,3 km² na 14 rekultivovaných částí a 6 částí, na kterých nebyla provedena technická rekultivace. Na každé výsypce byly předem vytipovány vodní plochy dle leteckých snímků (Portal of Public Administration, 2014) a poté byly v terénu (duben 2010) ověřeny a zmapovány veškeré vodní biotopy, které se na dané výsypce nacházely. Celkově bylo na 17 výsypkách zaznamenáno 946 vodních ploch. Veškeré vodní biotopy byly popsány na všech úrovních významných pro obojživelníky (Denoël & Lehmann, 2006; Pope et al., 2000): (i) charakteristiky vodních ploch: rozloha, max. hloubka, sklon břehů, oslunění, vegetace, pH, konduktivita; (ii) a jejich bezprostřední okolí: typ okolního terestrického prostředí (do vzdálenosti 150 m od jezírka), případné provedení technické rekultivace. Charakteristika sklonu břehů byla posuzována jako sklon břehů pod vodní hladinou, který ovlivňuje výskyt litorální vegetace (Pieczynska, 1990). Intenzita oslunění byla stanovena v procentech jako poměr vodní hladiny nezastíněné dřevinami na celkovou vodní hladinu. Do litorální vegetace byla zahrnuta veškerá vegetace v ploše jezírka (traviny, rákos, větve stromů), kterou mohou obojživelníci využít ke kladení snůšek nebo jako úkryt (Ficetola et al., 2006).

S využitím geografických informačních systémů (GIS) byl následně v programu ArcGIS (ESRI, 2018) určen počet vodních ploch v okolí do 300 m každého jezírka, u větších ploch jejich přesná rozloha (zejména u vodních ploch nad 500 m² rozeznatelných na leteckém snímku). Pro každou výsypku byla dále spočtena její celková rozloha, poměr

rozlohy všech jezírek ku ploše výsypky, počet vodních ploch na hektar výsypky a průměrná rozloha vodních ploch v rámci výsypky, resp. její části (v případě, že se na výsypce nacházely jak rekultivované, tak sukcesní plochy).

Shrnutí výsledků

Z výsledků vyplývá, že poměr rozlohy vodních biotopů k rozloze výsypky byl stejně jako počet vodních biotopů na hektar výsypky výrazně vyšší na sukcesních než na výsypkách po technické rekultivaci. Vodní plochy tvořily 0,00 % až 4,66 % (medián – 1,81 %) rozlohy rekultivovaných výsypek a 0,26 % až 9,47 % (5,08 %) rozlohy sukcesních výsypek. Počet vodních biotopů na hektar se pohyboval na technicky rekultivovaných výsypkách od 0 do 0,17 (0,02) a na sukcesních výsypkách od 0,04 do 1,06 (0,53) vodních ploch. Přestože vodní biotopy, které vznikly na sukcesních částech výsypek zaujímaly celkově vyšší podíl území, měly průkazně menší rozlohu než na částech po rekultivaci. Na druhé straně počet jezírek v okolí do 300 m byl výrazně vyšší na sukcesních výsypkách než na rekultivovaných.

Analýza počtu vodních biotopů v jednotlivých hladinách kategoriálních proměnných byla vysoce průkazná u všech proměnných. Na sukcesních plochách výsypek častěji vznikají vodní biotopy částečně osluněné (5–75 %), mělké až středně hluboké (do 1,5 m), s částečně rozvinutou litorální vegetací (5–75 %) a s mírnými až středními (do 55°) sklony břehů (méně než 5 % biotopů mělo prudký sklon břehů). Oproti tomu na technicky rekultivovaných částech výsypky byl zastoupen větší podíl hlubokých nádrží (nad 1,5 m) a vodních ploch s kolmými (nad 55°) břehy (téměř čtvrtina biotopů). Rozdílný byl také typ převládajícího okolí vodních biotopů. Zatímco na sukcesních plochách převládaly zapojené porosty a otevřené plochy s rozptýlenými dřevinami (ostatní typy prostředí se téměř nevyskytovaly), na rekultivovaných výsypkách byl poměr zastoupení jednotlivých typů prostředí mnohem vyrovnanější.

Středoevropské druhy obojživelníků zpravidla preferují stabilní, středně velké vodní biotopy, s menší hloubkou, která umožňuje rozvoj litorální vegetace (Ficetola & De Bernardi, 2004; Van Buskirk, 2005). Zvláště pro druhy obojživelníků, kteří vytváří složitější populační struktury, je pak důležitá rozmanitost prostředí s výskytem vodních biotopů různých velikostí a v dostupné vzdálenosti (Ficetola & de Bernardi, 2004; Green, 2003; Marsh, 2001; Marsh & Trenham, 2001; Petranka et al., 2007). Navíc umožňuje reprodukci různým druhům s odlišnými biotopovými nároky (Baruš & Oliva, 1992). Sukcesní plochy tak představují pro obojživelníky

vhodnější prostředí z hlediska vlastností prostředí i jednotlivých biotopů než ploch po technické rekultivaci. Nejvýznamnější charakteristikou vodních ploch na sukcesních výsypkách je jejich variabilita a vysoký počet. Díky tomu je zde početnost i velikost populací obojživelníků zpravidla vyšší (Marsh & Trenham, 2001; Petranka et al., 2007; Smolová et al., 2010; Zanini, 2006;). Sukcesní výsypky proto představují značný potenciál pro ochranu obojživelníků i dalších druhů vázaných na vodní prostředí (Řehounek et al., 2010).

Současný stav rozpracovanosti a podíl autora

Rukopis byl odeslán do časopisu *Ecological Engineering* s IF (kategorie J_{imp}), kde byl začátkem roku 2012 publikován (Doležalová et al., 2012) – Příloha I.

Terénním výzkumům obojživelníků na mosteckých výsypkách se věnuji již od roku 2008. V rámci této práce jsem se podílela na přípravě terénu (vytipování vodních ploch), aktivně se účastnila sběru dat v terénu na všech výsypkách a zpracování nasbíraných dat do tabulek. Podílela jsem se na provedených prostorových analýz v programu ArcGIS (ESRI, 2018), úpravě dat pro statistickou analýzu a částečně na přípravě samotného textu včetně tvorby tabulek a map. V rámci tvorby rukopisu jsem se autorsky podílela z cca 30 %, což odpovídá pořadí autorů v této práci (třetí autor).

3.2 Diverzita a početnost obojživelníků na sukcesních a rekultivovaných výsypkách

Vojar, J., Doležalová, J., Solský, M., **Smolová, D.**, Kopecký, O., Kadlec, T., Knapp, M., 2016. Spontaneous succession on spoil banks supports amphibian diversity and abundance. *Ecological Engineering* 90, 278–284. – **Příloha II.**

Výsypky (zejména ty ponechané samovolné sukcesi) představují jemnou mozaiku stanovišť, často s vysokou druhovou diverzitou (Hendrychová et al., 2008, 2009; Hodačová & Prach, 2003; Holec & Frouz, 2005; Mudrák et al., 2010), případně s výskytem ohrožených druhů (např. Hendrychová et al., 2005, 2012; Prach & Pyšek, 2001; Šálek, 2012; Tischew et al., 2014; Tropek et al., 2010). Ovšem v případě obojživelníků se tyto studie omezují pouze na zkoumání procesu kolonizace výsypek (Galán, 1997) či sběr faunistických záznamů (Smolová et al., 2010; Vojar, 2006). Studie porovnávající počet a charakter vodních ploch na výsypkách Mostecké oblasti prokázala, že na nerekulitovaných výsypkách se nachází více vodních biotopů než na těch technicky rekultivovaných (Doležalová et al., 2012 – Příloha I). Vodní plochy s příznivými biotopovými vlastnostmi se mohou stát cennými útočišti pro řadu ohrožených vodních a semiakvatických druhů (Harabiš & Dolný, 2011), včetně obojživelníků (Doležalová et al., 2012). Logickým předpokladem proto je, že vyšší nabídka vodních biotopů na sukcesních výsypkách by měla mít vliv na vyšší druhovou diverzitu i početnost obojživelníků. Výskyt obojživelníků na výsypkách je ovšem ovlivněn řadou faktorů a jejich určení i objasnění vlivu na jednotlivé druhy je velmi důležité pro ochranu obojživelníků nejen v post-těžebních oblastech (Ficetola & de Bernardi, 2009; Hartel & Öllerer, 2009; Stumpel & van der Voet, 1998; Zanini, 2006). Taková komplexní studie ovšem dosud provedena nebyla. Cílem této studie je porovnat účinky technické rekultivace a spontánní sukcese na diverzitu i početnost obojživelníků a odhalit vliv konkrétních biotopových charakteristik na přítomnost obojživelníků. Pro účely zobecnění výsledků a možnosti jejich využití v rekultivační praxi pokrývá studijní území většinu výsypek nacházejících se v Mostecké pánvi.

Cíle práce:

1. Zhodnotit, jak se liší druhová diverzita obojživelníků, podíl obojživelníky obsazených jezírek a průměrné počty modelového druhu na nerekulitovaných nebo technicky rekultivovaných lokalitách.
2. Vyhodnotit vliv biotopových charakteristik vodních ploch a jejich okolí z hlediska přítomnosti, druhové bohatosti a početnosti obojživelníků.

Plán pokusu

Celkově bylo hodnoceno 13 výsypek v oblasti Mostecké pánve. Věk všech sledovaných výsypek se pohyboval od 10 do 50 let od nasypání či po technické rekultivaci výsypek (u rekultivovaných částí). Sledovány nebyly výsypky mladší 10 let, protože nízké sukcesní stáří území by mohlo negativně ovlivnit diverzitu obojživelníků. Většina druhů obojživelníků v mostecké oblasti je schopna osídlit výsypky až starší 10 let (Vojar, 2006).

Pro srovnání přítomnosti obojživelníků, druhové diverzity a početnosti modelového druhu skokana štíhlého mezi rekultivovanými a sukcesními částmi bylo náhodně vybráno 176 vodních biotopů, z toho 98 v 7 technicky rekultivovaných částech a 78 v 6 sukcesních částech výsypek. Celková plocha 13 vybraných výsypek byla cca 62 km². Na každém ze 176 vybraných jezírek byly provedeny dvě návštěvy, první v dubnu a druhá v červnu roku 2010. Zjišťována byla přítomnost (všech sledovaných druhů obojživelníků), početnost (pouze v případě *R. dalmatina* na základě počtu snůšek) (viz Dodd, 2010; Heyer et al., 1994) a parametry vodních biotopů. Pro detekci výskytu obojživelníků byly použity standardní mapovací techniky. Snůšky byly počítány při procházení litorální vegetace. *R. dalmatina* byl vybrán jako modelový druh pro snadnou detekci a počítání snůšek. Z důvodu teritoriálního chování klade každý pár oddělené a snadno rozpoznatelné snůšky (Lesbarrères et al., 2003; Lesbarrères & Lodé, 2002; Schneider, 1996) a samice klade pouze jednu snůšku za rozmnožovací období (Lodé et al., 2005; Reháč, 1992). Díky tomu je metoda počtu snůšek často používána pro odhad početnosti populace daného druhu (např. Hartel, 2005; Hartel et al., 2009; Solský et al., 2014 – Příloha III). Pro zjišťování vlivu environmentálních proměnných na přítomnost obojživelníků byly všechny sledované proměnné shodné s předchozí studií (kap 3.1; Doležalová et al., 2012 – Příloha I).

Shrnutí výsledků

V oblasti Mostecké pánve se vyskytuje 12 druhů obojživelníků (Smolová et al., 2010; Vojar a Doležalová, 2003), z toho 9 druhů je schopno osídlit i výsypky. Druhové složení obojživelníků se mezi sukcesními (S) a technicky rekultivovanými (TR) úseky výsypek lišilo. Zatímco vodní plochy v sukcesních částech obsadily především *R. dalmatina* (S – 60 % obsazených vodních ploch, TR – 21 %), *Lissotriton vulgaris* (S – 31 %, TR – 20 %) nebo *Bombina bombina* (S – 21 %, TR – 12 %), vodní plochy na technicky rekultivovaných částech výsypky často nebyly obsazeny žádným druhem, nebo byly obsazeny nenáročnými druhy jako např. *Bufo bufo* (S – 5 %, TR – 10 %).

Nejvíce rozšířeným druhem na výsypkách celkově byl *Pelophylax ridibundus*, eurytopní druh nižších poloh (Moravec, 1994, 2019). Byl nalezen téměř stejně v sukcesních i rekultivovaných částech (S – 62 %, TR – 49 %), stejně jako poměrně vzácnější *Triturus cristatus* (S – 10 %, TR – 8 %). Vzácný pak byl výskyt *Rana temporaria* (nalezen pouze na S) a *Bufo viridis* a *Pelobates fuscus* (nalezeny pouze na TR). Většina zaznamenaných druhů obojživelníků se vyskytovala převážně v sukcesních částech výsypek. Nejvyšší afinita k nerekultivovaným výsypkám byla zjištěna u *R. dalmatina*. Bez ohledu na provedené rekultivace většina druhů obojživelníků preferovala vodní plochy s částečně rozvinutou litorální vegetací (5–75 % vegetační pokryv), s mírně svažnými břehy (do 30°) a nižší konduktivitou vody. Vysoká vodivost na výsypkách je způsobena ionty hliníku, které se vyplavují z jílovitého podloží (Frouz et al., 2005), a tím zvyšují toxicitu vodního prostředí pro obojživelníky i jejich larvy (Beebe, 1996; Freda, 1986). Většina druhů obojživelníků proto preferuje vodní plochy s nižší konduktivitou (např. Stumpel & van der Voet, 1998).

Celková diverzita druhů byla mírně vyšší na rekultivovaných částech (8 druhů obojživelníků), než v sukcesních částech (7 druhů). Ovšem druhová bohatost v jednotlivých vodních biotopech, podíl obsazených vodních ploch alespoň jedním druhem i početnost snůšek skokana štíhlého byly výrazně vyšší na sukcesních částech výsypek než na technicky rekultivovaných. Výsledky této studie potvrdily biologický potenciál výsypek jako cenných stanovišť pro obojživelníky, ale pravděpodobně i pro mnoho dalších vodních a semiakvatických druhů (Marsh & Trenham, 2001; Petranka et al., 2007; Semlitsch & Bodie, 1998). Spolu s předchozí prací (Doležalová et al., 2012 – Příloha I) poskytují silný argument pro ochranu nerekultivovaných částí post-těžebních ploch jako vhodných lokalit pro obojživelníky.

Současný stav rozpracovanosti a podíl autora

Rukopis byl publikován opět v časopise Ecological Engineering s IF (kategorie J_{imp}) (Vojar et al., 2016 – Příloha II).

V rámci této práce jsem se aktivně podílela na sběru dat v terénu na vybraných vodních plochách, přepisovala a zpracovala jsem nasbíraná data do tabulek. Dále jsem se částečně podílela na přípravě textu rukopisu (revize textu, vyhledávání a doplnění informací z citovaných článků, příprava citací a použité literatury) a tvorbě mapových podkladů. V rámci tvorby rukopisu jsem se autorsky podílela z cca 20 %, což odpovídá pořadí autorů v této práci (čtvrtý autor).

3.3 Velikost snůšek skokana štíhlého a její variabilita

Solský, M., Smolová, D., Doležalová, J., Šebková, K., Vojar, J., 2014. Clutch size variation in agile frog *Rana dalmatina* on post-mining areas. Polish Journal of Ecology 62(4), 789–799. – Příloha III.

Reprodukční úsilí, tj. velikost snůšek (počet vajec či larev ve snůšce), může být u obojživelníků značně variabilní (Duellman & Trueb, 1994; Morrison & Hero, 2003; Wells, 2007) a je velice často sledovanou charakteristikou (např. Cadettu & Castellano, 2012; Cooper et al., 2008; Guayara & Bernal, 2012; Liao et al., 2016). V rámci populace může velikost snůšky vypovídat o velikosti a stáří samic (Duellman & Trueb, 1994). Existuje totiž předpoklad, že větší (tedy starší) samice produkují větší (tedy početnější) snůšky vajec (např. Duellman & Trueb, 1994; Elmberg, 1991; Wells, 2007).

Některé studie navíc prokázaly souvislost velikosti těla samic modelového druhu skokana štíhlého s jejich migračním potenciálem. Většina samic na jaře migruje ze zimovišť do vhodného reprodukčního biotopu (Rehák, 1992). U větších samic je předpoklad, že jsou schopny pohybu na větší vzdálenosti než ty menší (Bonner & Peters, 1985) a snůšky větších velikostí tedy budou umístěny v biotopech více vzdálených od zimoviště. Migrace větších samic do vzdálenějších reprodukčních biotopů může být motivována menším kompetičním tlakem na jejich pulce (např. nižší stres a mortalita, dostatek potravy atd. (Hartel et al., 2007b)), protože menší samice nejsou schopny vzdálenější biotopy obsadit (Ponsoero & Joly, 1998). Ovšem pokud migrují větší samice do bližších biotopů, dosáhnou jich pravděpodobně dříve než menší samice a jejich pulci tak budou konkurenčně silnější (starší a větší) (Heusser et al., 2002). Velikost snůšky může být ale ovlivněna i rozdílnými vlastnostmi samotných reprodukčních biotopů. Dosud však studie věnovaná sledování variability velikostí snůšek na post-těžebních plochách provedena nebyla. Hornojihřetínská výsypka je pro studie tohoto typu vhodným prostředím, neboť se zde vyskytuje několik desítek vodních ploch obsazených skokanem štíhlým (Vojar & Doležalová 2003; Vojar et al., 2016 – Příloha II). Předkládaná studie se zaměřila na detailní sledování velikosti snůšek, tedy počet vajec ve snůšce a její variabilitu u modelového druhu skokana štíhlého a zda je tato variabilita ovlivněna parametry vodních biotopů, okolního prostředí a vzdáleností od předpokládaného zimoviště samic skokana štíhlého – luhu potoku Loupnice při severozápadním okraji výsypky (Vojar et al. 2008).

Cíle práce:

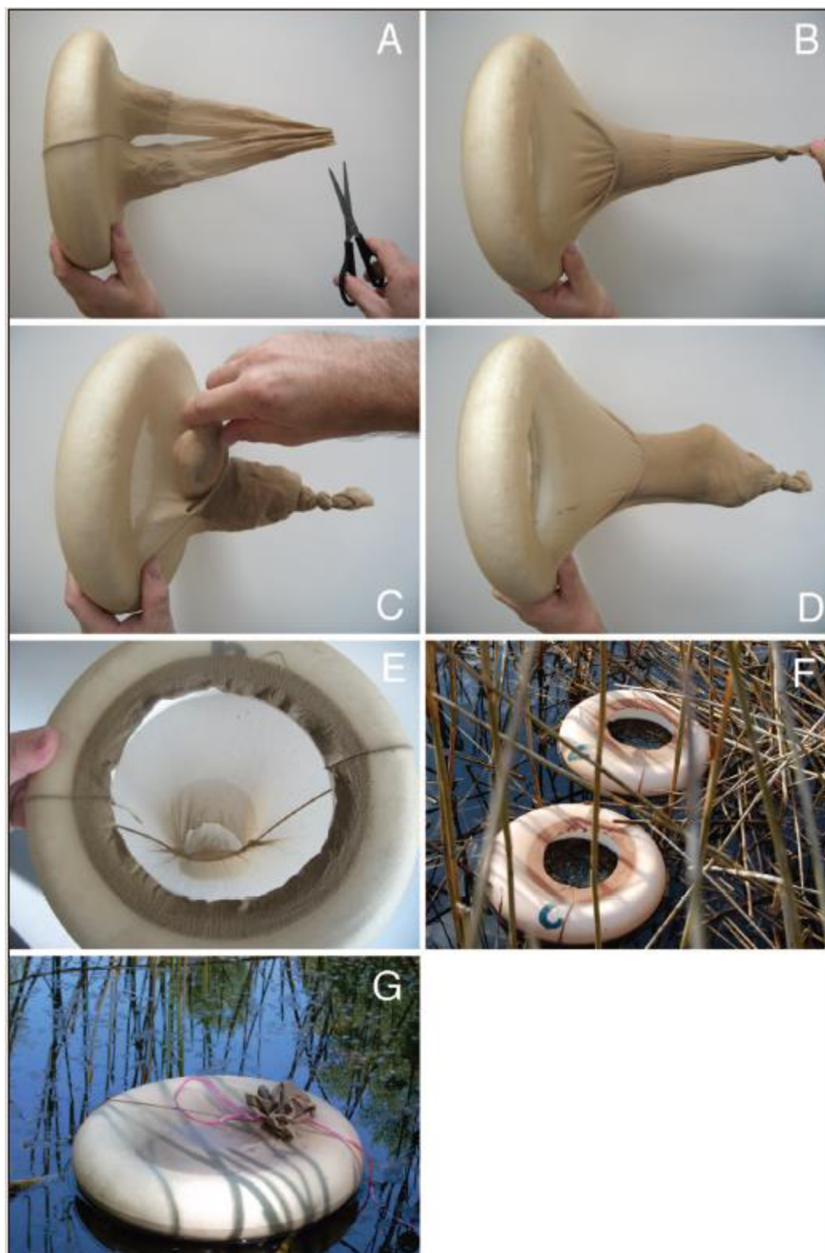
1. Posoudit časovou a prostorovou variabilitu velikosti snůšek (resp. počtu vajec v ní) ve vybraných vodních biotopech Hornojřetínské výsypky.
2. Posoudit variabilitu velikosti snůšek na základě vlastností vodních biotopů, především vzdálenosti od předpokládaného místa hibernace – měkkého luhu.

Plán pokusu

Porovnáno bylo 160 snůšek ve 14 různých vodních plochách na Hornojřetínské výsypce. Spolu s velikostí snůšek byly zjišťovány i parametry prostředí – stejné jako v případě dvou předchozích studií (kap. 3.1 a 3.2). Zjišťování charakteristik jednotlivých vodních ploch probíhalo v roce 2009 a 2010. Výzkum byl prováděn na Hornojřetínské výsypce, která se rozkládá na ploše asi 7 km² a je jednou z největších výsypek v severočeské hnědouhelné pánvi. Celkem bylo sledováno 14 vodních ploch (z toho 3 byly sledovány v obou letech) v různých vzdálenostech od měkkého luhu (od 29 m do 1315 m). Snůšky byly zjišťovány a počítány v druhé polovině dubna pomalým procházením litorální vegetace, kam skokan štíhlý umisťuje své snůšky (Baruš & Oliva, 1992). Pro určování velikosti snůšek byla použita metoda jednoduchého zařízení, které umožňuje sčítání počtu vajec a pulců bez jakékoliv škodlivého vlivu na snůšky (viz popis metody níže, Obr. 1). Zařízení a metoda počítání se mezi roky nijak nelišily a terénní práce prováděli po oba roky stejní lidé.

Jako vhodný modelový druh byl vybrán skokan štíhlý. Samice tohoto druhu klade kompaktní a izolované snůšky (Baruš & Oliva, 1992; Hartel et al., 2009; Lesbarrères et al., 2003; Lesbarrères & Lodé, 2002; Zavadil, 1986). Při terénních pracích bylo využito metody, pomocí které šlo relativně snadno určit velikost snůšek. Zařízení se skládá z jemné sítě (nylonových punčoch) a polystyrenového věnce. Nylonové punčochy byly zvoleny pro jejich snadnou prostupnost vody i potravy pro pulce (řasy, organický materiál) a zároveň brání predaci snůšek (např. potápníky, larvami vážek apod). Polystyrenový věnec zabraňuje potopení zařízení pod hladinu. Zařízení (Obr. 1) se ponechá kolem snůšky až do vylihnutí pulců. Poté se obsah celé snůšky (pulci i nevylihlá vejce), umístí na bílý táč daných rozměrů a pořídí se fotografie. Počítání jednotlivých vajec i pulců probíhá následně z pořízených fotografií. Zařízení bylo úspěšně testováno na 193 snůškách skokana štíhlého v letech 2007 až 2010 (Vojar et al., 2012). V následujících letech bylo zařízení využito i v dalších vědeckých pracích např.

při studiu vlivu asortativního párování na podíl oplozených vajec ropuchy obecné (Chajma & Vojar, 2016).



Obr. 1: Zařízení z věnců a nylonových punčoch pro zjišťování velikosti snůšek (resp. počet vajíček či pulců v nich) skokana štíhlého (Vojar et al., 2012).

Shrnutí výsledků

Průměrná velikost sledovaných snůšek byla 1295 vajec. Ve srovnání s jinými publikovanými pracemi námi sledované snůšky dosahovaly větších průměrných velikostí i

největší rozptyl (od 205 do 3300 vajec ve snůšce), což mohlo být způsobeno sledováním výrazně většího počtu snůšek (160), než tomu bylo ve srovnávaných studiích (cca 20–30 snůšek).

Velikost snůšek na Hornojiřetínské výsypce se mezi roky značně lišila. V roce 2009 byla průměrná velikost i směrodatná odchylka asi poloviční (průměr = 744 ± 254 , $n_{\text{snůšek}} = 48$) v porovnání s rokem následujícím (průměr = 1531 ± 507 , $n_{\text{snůšek}} = 112$), což mohlo být způsobeno rozdílným charakterem počasí v jednotlivých letech. Velikost snůšek vykazovala také prostorovou variabilitu. Interakce mezi těmito dvěma proměnnými (sezonní i prostorová variabilita) však prokázána nebyla, což znamená, že velikosti snůšek se v průběhu obou let mezi vybranými vodními plochami lišily podobně. Meziroční rozdíly ve velikosti snůšek (tedy i počtu vajec) mohou být způsobeny i vlastnostmi prostředí jednotlivých lokalit, ovšem žádná z námi sledovaných biotopových charakteristik na velikost snůšek významný vliv neměla. To může být způsobeno např. výběrem lokalit. Vybírány byly vodní plochy s větším počtem snůšek skokana štíhlého, mohlo tedy dojít k výběru vodních biotopů s podobnými vlastnostmi, preferovaných modelovým druhem. Díky tomu, by nebylo možné odhalit významný vliv jednotlivých charakteristik vodního biotopu. Překvapivě nebyla prokázána ani závislost mezi velikostí snůšky a vzdáleností od měkkého luhu, na rozdíl od studie (Ponsero & Joly, 1998).

Současný stav rozpracovanosti a podíl autora

Rukopis byl publikován v časopise *Polish Journal of Ecology* s IF (kategorie J_{imp}) (Solský et al., 2014 – Příloha III).

V rámci této studie jsem se aktivně podílela na sběru dat v terénu na vybraných vodních plochách, instalaci zařízení pro zjišťování velikosti snůšek skokana štíhlého a následného fotografování zachycených pulců a vajec. Dále jsem z části přepisovala data z terénu a zpracovala jsem nasbíraná data do tabulek. Částečně jsem se podílela na přípravě textu rukopisu (vyhledávání a doplnění informací z citovaných článků, příprava tabulek s citovanými pracemi o velikosti snůšek jiných autorů, příprava citací a použité literatury). V rámci tvorby rukopisu jsem se autorsky podílela z cca 40 %, což odpovídá pořadí autorů v této práci (druhý autor).

3.4 Vodní plochy na výsypkách a v okolní krajině

Budská, D., Chajma, P., Harabiš, F., Solský, M., Doležalová, J., Vojar, J., 2022. Exceptional Quantity of Water Habitats on Unreclaimed Spoil Banks. *Water* 14 (13), 2085. – **Příloha IV.**

Povrchová těžba je zodpovědná za rozsáhlé ničení krajiny. Zároveň ale platí, že při a po těžbě vzniká nové jedinečné prostředí. Nejsou-li plochy následně rekultivovány, vzniká prostředí se značnou biotopovou diverzitou (Mojses et al., 2022; Moradi et al., 2018). Xerothermní stanoviště na vyšších úsecích se střídají s četnými vodními biotopy (Doležalová et al., 2012 – Příloha I), které jsou biologicky zajímavé zejména pro organismy vázané na vodní prostředí (Vojar et al., 2016 – Příloha II). Kromě podpory diverzity a vzácných druhů mohou poskytovat nerekulitované plochy i další ekosystémové služby, např. mohou zvýšit retenci vody v krajině či usnadňovat pohyb některých druhů (Cushman, 2006; Hartel & Öllerer, 2009; Kołodziej et al., 2016; Sjögren, 1991; Vojar, 2006, 2015). Otázkou tedy je, zda se tyto biotopy vzniklé v rámci těžby (ať už sukcesí či pomocí rekultivace) liší od vodních biotopů v okolní krajině, které se nachází ve stejném regionu, ale nejsou těžbou zasaženy. Ovšem studií, které se přímo zaměřují na hustotu a kvalitativní parametry sladkovodních biotopů na místech po těžbě a na lokalitách neovlivněných těžbou dosud existuje pouze minimum. Navíc se většinou se zaměřují pouze na jednotlivé charakteristiky vodních ploch (Kleeberg, 1998; Mays & Edwards, 2001; Nixdorf et al., 2001; 2003; Sistani et al., 1995; Taylor & Middleton, 2004) nebo na výskyt různých taxonomických skupin ve vodních plochách (Batty et al., 2005; Carrozzino, 2009; Carrozzino et al., 2011; Lacki et al., 1990; Polášková et al., 2017, Proctor & Grigg, 2006). Je překvapivé, že doposud nebylo provedeno žádné porovnání post-těžebních ploch s dalšími typy krajin, které byly ovlivněny jiným způsobem hospodaření než těžba (např. zemědělství, lesnictví) či oblastí chráněných pro své krajinářsko-přírodovědné hodnoty (např. chráněné krajinné oblasti) v širším kontextu. Takové srovnání jsou důležitá pro pochopení významu post-těžebních ploch a mohou pomoci zvýšit uplatnění spontánní sukcese v rekultivačním procesu. Proto bylo cílem této studie porovnat množství a vlastnosti vodní stanovišť mezi místy po těžbě a okolní krajinou. Pro účel zobecnění výsledků a možnosti jejich využití v rekultivačních postupech bylo do studie zahrnuto 649 vodních biotopů vyskytujících se na výsypkách Mostecké pánve a všech typech okolní krajiny.

Cíle práce:

1. Zjistit, jak se mezi sebou liší vlastnosti prostředí post-těžebních ploch a dalších typů krajin, které nebyly ovlivněny těžbou. Porovnat vybrané typy krajin z hlediska početnosti a celkové rozlohy vodních ploch a z nich odvozených charakteristik.
2. Porovnat zaznamenané biotopové charakteristiky jednotlivých vodních ploch a jejich okolí a zjistit, jak se liší charaktery vodních ploch na post-těžebních plochách ve srovnání s ostatními typy krajin.

Plán pokusu

Celkově bylo hodnoceno šest odlišných typů krajin, které se nachází v severozápadních Čechách. Území zahrnovalo dříve sledované sukcesní a rekultivované výsypky a další typy krajin v jejich okolí, které nebyly těžbou ovlivněny – horská krajina Krušných hor, louky a pastviny Českého středohoří, lesnatá část Českého středohoří a zemědělská krajina v nížině na Lounsku. Následně bylo z každého typu krajiny náhodně vybráno 10 čtverců o velikosti 1 km². Celkem bylo zmapováno 60 čtverců v 6 různých typech krajiny: 40 čtverců v těžbou nenarušené krajině (netěžební plochy) a 20 čtverců v post-těžebních plochách (výsypky). Celková plocha pokrytá intenzivními terénními pracemi byla 57,05 km² (40 km² v netěžebních oblastech a 17,05 km² na výsypkách). Během dubna a května roku 2013 bylo v terénu nalezeno 657 vodních, které byly popsány na všech úrovních významných pro obojživelníky (Denoël & Lehmann, 2006; Pope et al., 2000). Popisované charakteristiky vodních ploch byly shodné s předchozími studii (viz kap. 3.1; Doležalová et al., 2012 – Příloha I). Pro každý typ krajiny byl vypočten celkový podíl plochy pokryté vodními biotopy, průměrná plocha vodních útvarů a počet vodních útvarů na km².

Shrnutí výsledků

Z výsledků vyplývá, že celková plocha vodních biotopů v 1 km² se mezi výsypkami a netěžební krajinou nelišila, naopak počet vodních ploch na km² byl průkazně vyšší na výsypkových plochách. Při porovnání mezi jednotlivými typy krajin bylo prokázáno, že počet vodních biotopů na jednotku plochy byl na technicky nerektivovaných výsypkách (průměrně

53,76 vodních ploch/km²) mnohonásobně vyšší než počet vodních biotopů nalezených na rekultivovaných výsypkách (průměrně 3,39 vodních ploch/km²) i v okolních typech krajiny (průměrně ve všech těžbou nezasažených typech 5,78 vodních ploch/km²). Největší podíl rozlohy vodních biotopů na 1 km² byl v zemědělské krajině (4,03 %) a na nerektivovaných výsypkách (3,8 %). Vysoký podíl vodní plochy zjištěný v zemědělské krajině je však dán výskytem jednoho velkého rybníka, který zabíral téměř třetinu sledovaného čtverce (0,315 km²). Nejnižší celková plocha vodních biotopů v 1 km² byla zaznamenána v lesnaté části Českého středohoří oblasti (0,05 %), kde se často nacházely poměrně strmé svahy a kde mohou vznikat spíše malé vodní biotopy (např. tůně, příkopy, podmáčené příkopy) (průměrná velikost 75 m²). Menší vodní biotopy (průměrně 343 m²) byly nalezeny i v horské krajině, ale jejich hustota zde byla mnohem vyšší. Na technicky rekultivovaných výsypkách byly zaznamenány vodní plochy větších rozměrů (průměrná velikost 2031 m²), které obvykle slouží jako retenční nádrže. Tyto vodní plochy jsou svou rozlohou a dalšími parametry podobné rybníkům, které byly převládajícími vodními biotopy v luční a pastvinné a zemědělské krajině. Většinu luční a pastvinné krajiny tvořily rozsáhlé travnaté porosty, často na strmých svazích, kde se vodní plochy mohou vyskytovat jen ojediněle (průměrně 1,9 vodních ploch/km²). Hustota vodních ploch je omezena i v zemědělské krajině (průměrně 3,6 vodních ploch/km²), a to zejména v oblastech intenzivního zemědělského hospodaření (Tlapáková, 2017).

Navzdory významným rozdílům v četnostech vodních biotopů na jednotlivých úrovních parametrů, zahrnovala většina typů krajiny vodní útvary na všech úrovních jejich charakteristik. Vodní biotopy na výsypkách (rekultivované a nerektivované) měly zastoupení počtu mělkých, středních a hlubokých vodních ploch relativně vyrovnané. V ostatních typech krajiny však převažovaly mělké vodní biotopy (do 0,5 m hloubky). Ve většině hodnocených krajiny (s výjimkou luční a pastvinné a zemědělské krajiny) převládaly vodní plochy s mírně svažitými břehy (do 30°). Plně osluněny vodní plochy převažovaly na rekultivovaných výsypkách i ve oblasti luční a pastvinné. Na nerektivovaných výsypkách pak převažovaly částečně osluněné vodní plochy a většina vodních ploch nalezených v lesnaté krajině byla zcela zastíněna.

Studie prokázala, že prostředí vznikající na výsypkách bez technické rekultivace je v porovnání s okolní krajinou zcela unikátní. Jedinečnost těchto post-těžebních lokalit spočívá ve zejména výjimečném počtu (nejvyšší počet vodních biotopů/km²) i podílu vodní plochy (druhá největší celková plocha vodních biotopů na km²), které tak mohou dobře kompenzovat ztrátu vodních biotopů v okolní krajině.

Současný stav rozpracovanosti a podíl autora

Rukopis byl přijat a publikován v časopisu Water s IF (kategorie J_{SC}) (Budská et al., 2022 – Příloha IV).

V rámci této práce jsem připravovala veškeré podklady pro sběr dat (výběr čtverců, vytipování větších vodních ploch, plán mapování atd.), aktivně jsem organizovala a podílela se na sběru dat v terénu na vybraných čtvercích, přepsala a zpracovala jsem nasbíraná data do tabulek a provedla prostorové analýzy v programu ArcGIS (ESRI, 2018). Dále jsem upravovala data pro statistickou analýzu, provedla část statistických analýz a připravila základní text rukopisu, včetně tvorby tabulek a map. Následně jsem se podílela na dalších revizích textu až do finální podoby publikovaného článku. Zároveň jsem zajišťovala financování tohoto projektu pomocí grantu IGA FŽP 20134282. Studie porovnání post-těžebních lokalit a krajin těžbou neovlivněných je můj hlavní podprojekt.

4. Závěry a doporučení

Na částech výsypek, které byly ponechány spontánní sukcesi, bylo zaznamenáno výrazně více vodních biotopů, navíc s vhodnějšími parametry pro výskyt obojživelníků než na plochách po technické rekultivaci (Příloha I). Populace skokana štíhlého jsou zde početnější a byla zde prokázána také vyšší druhová diverzita obojživelníků (Příloha II). Množství vodních biotopů je na plochách ponechaných spontánní sukcesi mimořádné i ve srovnání s okolní, těžbou nedotčenou krajinou (Příloha IV). Studie zaměřená na sledování velikosti snůšek skokana štíhlého na Hornojiřetínské výsypce pak prokázala jak sezónní, tak prostorovou variabilitu ve velikosti snůšek tohoto druhu (Příloha III).

Výsledky této práce dokládají, že výsypky po těžbě hnědého uhlí představují z pohledu obojživelníků velmi významná stanoviště. Obojživelníci jsou schopni osídlit prostředí technicky rekultivovaných i sukcesních ploch. Výsypky bez technické rekultivace jim však nabízejí v řadě ohledů preferovaný typ prostředí (Doležalová et al., 2012 – Příloha I; kap 3.1) a to dokonce i v porovnání s okolní krajinou (Budská et al., 2022 – Příloha IV; kap. 3.4), která nebyla těžbou uhlí přímo ovlivněna. Diverzita obojživelníků je zde vyšší a populace početnější (Smolova et al., 2010; Vojar et al., 2016 – Příloha II; kap. 3.2). Sukcesní výsypky proto představují značný potenciál pro ochranu obojživelníků i dalších druhů vázaných na vodní prostředí (Řehounek et al., 2010) a poskytují i vhodné prostředí pro řadu studií (Solský et al., 2014 – Příloha III). Jedná se o jedinečný prostor, který díky svým vlastnostem (velký výskyt vodních ploch) i relativně velké rozloze poskytuje některým druhům provázaný systém stanovišť, které se v okolní krajině a v takovém měřítku nevyskytuje (Budská et al., 2022 – Příloha IV). Klíčovým faktorem odpovědným za mimořádné množství vodních biotopů na nerekulitovaných výsypkách je heterogenní topografie terénu, vznikající bezprostředně po navržení výsypek (Bejček, 1982; Prach, 2003; Řehounek et al., 2010). Větší vodní útvary vytvořené v rámci technické rekultivace mohou jen stěží nahradit klesající nabídku vodních biotopů v regionálním kontextu, což následně vede ke snížení diverzity vodních taxonů (viz např. Harabiš, 2016; Polášková et al., 2017; Vojar et al., 2016 – Příloha II) a snižují ochranný potenciál celé post-těžební krajiny (Harabiš & Dolný, 2012; Tropek et al., 2013).

Ovšem i rekultivační postup je v řadě případů potřebný a opodstatněný. Krajina Severních Čech byla těžbou uhlí silně ovlivněna a v místech výsypek většinou zcela změněna, obnova funkcí krajiny zde proto má své místo. Některé plochy je třeba obnovit rekultivačním postupem, a to ať zemědělskou, lesní, hydrickou rekultivací či výstavbou míst pro sport a

rekreaci. Při plánování rekultivací by ovšem měly být zohledněny i zájmy ochrany přírody a vizuální stránka nově vznikající krajiny. Jednou z možných postupů je zachování části výsypek bez technické rekultivace, zachovat jejich heterogenitu včetně podmáčených míst, vodních biotopů i xerothermních vyvýšenin. S přispěním přirozené sukcese mohou tyto systémy různých biotopů vytvářet vysoce hodnotné ekosystémy (McCullough & van Etten, 2011). Především je důležité efektivnější plánování rekultivací a využívání finančních prostředků na rekultivaci i následný management. Post těžební plochy poskytují dostatek prostoru pro vhodnou kombinaci rekultivace i sukcese, je třeba pouze vhodně koncipovat území a tím snížit střety ochrany přírody, zájmy těžebních společností i obyvatel přilehlých obcí. Četné vodní biotopy jsou spolu se spontánní dřevinnou vegetací pozitivními prvky scenérie a dodávají krajině nový specifický ráz (Mojses et al., 2022). Je ovšem důležité rekultivaci s předstihem plánovat, cestou k efektivnímu plánování může být dodržování následujících bodů: (i) plánovat vymezení sukcesní plochy s předstihem, (ii) zachovat propojení těžbou dotčené plochy s okolní krajinou, (iii) na plochách vhodných pro rekultivaci zakládat či ponechávat hodnotnější vodní plochy, (iv) zachovat různá sukcesních stádia např. vhodným managementem udržovat rozmanitost a (v) provádět zpětné vyhodnocení rekultivačních opatření (Doležalová et al., 2012 – příloha I).

Význam jednotlivých vodních biotopů pro vodní organizmy lze dále podpořit – např. více prostorově strukturovat břehy, vytvořit pozvolné sklony břehů s rozvinutou litorální vegetací (Joly et al., 2001; Ficetola & De Bernardi, 2004; Hartel et al., 2005) a bez cíleně vysazené rybí obsádky (Meyer et al., 1998; Hartel et al., 2007b). V blízkosti větší vodní plochy je vhodné také vybudovat systém menších jezírek, které umožní specifický výběr biotopů v různých fázích roku či vývoje jedinců daného druhu. Populace obojživelníků na výsypkách mohou být vázány na populace v okolní krajině a naopak, z toho důvodu je třeba dbát také na zajištění prostupnosti z okolí výsypek. K tomu lze využít vodní a mokřadní biotopy, které často v okolí výsypek vznikají a jež jsou zpravidla velmi rychle obojživelníky osídleny (Vojar, 2000).

Tento komplexní přístup ovšem v praxi zatím funguje pouze omezeně (Hodačová & Prach, 2003; Řehounek et al., 2010) a biologicky hodnotná území výsypek jsou i nadále ničena rozsáhlou technickou rekultivací, přestože se řada těžebních i rekultivačních společností nebrání ponechání ploch spontánní sukcesi a principů přírodně blízké obnovy. I díky řadě vědeckých studií, konferencí či popularizačních článků (např. Hendrychová et al., 2021; Jongepierová et al., 2018; Mudrák & Frouz, 2018; Pešout et al., 2021; Řehounek et al., 2015;

Řehouňková & Řehounek, 2013; Tropek & Řehounek, 2011) se začíná zachování sukcesních ploch jako způsob rekultivace uplatňovat čím dál častěji a na větších územích.

5. Seznam použité odborné literatury

- Alford, R.A., Dixon, P.M., Pechmann, J.H.K., 2001. Ecology. Global amphibian population declines. *Nature* 412, 499–500. <https://doi.org/10.1038/35087658>
- Alford, R.A., Richards, S., 1999. Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual review of Ecology and Systematics* 30, 133–165.
- Allendorf, F.W., Luikart, G., 2007. *Conservation and the Genetics of Populations*. John Wiley & Sons.
- Antwi, E.K., Boakye-Danquah, J., Asabere, S.B., Takeuchi, K., Wiegleb, G., 2014. Land cover transformation in two post-mining landscapes subjected to different ages of reclamation since dumping of spoils. *Springerplus* 3, 702. <https://doi.org/10.1186/2193-1801-3-702>
- Antwi, E.K., Krawczynski, R., Wiegleb, G., 2008. Detecting the effect of disturbance on habitat diversity and land cover change in a post-mining area using GIS. *Landscape and Urban Planning* 87, 22–32. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.03.009>
- AOPK ČR, 2022. Nálezová databáze ochrany přírody [WWW Document]. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. URL http://portal.nature.cz/nd/x_nd_statistiky.php
- Baker, J., Beebee, T.J.C., Buckley, J., Gent, T., Orchard, D., 2011. *Amphibian Habitat Management Handbook*. Amphibian and Reptile Conservation, Bournemouth.
- Baker, J., Halliday, T.R., 1999. Amphibian Colonization of New Ponds in an Agricultural Landscape. *Herpetological journal* 9, 55–63.
- Baruš, V., Oliva, O., 1992. *Obojživelníci – Amphibia*. Fauna ČSFR. Academia, Praha.
- Batty, L.C., Atkin, L., Manning, D.A.C., 2005. Assessment of the ecological potential of mine-water treatment wetlands using a baseline survey of macroinvertebrate communities. *Environmental Pollution* 138, 413–420. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.022>
- Beebee, T.J.C., 1996. *Ecology and Conservation of Amphibians*. Chapman & Hall, London.
- Beebee, T.J.C., Griffiths, R.A., 2005. The amphibian decline crisis: a watershed for conservation biology? *Biological Conservation* 125, 271–285.
- Bejček, V., 1982. Sukcese společenstev drobných savců v raných vývojových stádiích výsypek v mostecké kotlině. *Sborník Oblastního Muzea v Mostě, Řada Přírodovědná* 4, 61–86.
- Bejček, V., Šťastný, K., 2000. *Fauna Bílinska*. Grada Publishing spol. s r. o., Praha.
- Bejček, V., Šťastný, K., 1999. *Fauna Tušimicka*. Grada Publishing spol. s r. o., Praha.
- Bejček, V., Tyrner, P., 1980. Primary succession and species diversity of avian communities on spoil banks after surface mining of lignite in the Most Basin (North-western Bohemia). *Folia zoolgica* 29, 67–77.
- Beneš, J., Kepka, P., Konvička, M., 2003. Limestone quarries as refuges for European xerophilous butterflies. *Conservation Biology* 17, 1058–1069. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.02092.x>

- BioLib, 2022. Taxonomic tree of plants and animals with photos | BioLib.cz [WWW Document]. URL <https://www.biolib.cz/> (accessed 5.5.22).
- Blaustein, A.R., Dobson, A., 2006. Extinctions: a message from the frogs. *Nature* 439, 143–4. <https://doi.org/10.1038/439143a>
- Blaustein, A.R., Kiesecker, J.M., 2002. Complexity in conservation: Lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecology Letters* 5, 597–608. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00352.x>
- Blaustein, A.R., Kiesecker, J.M., Chivers, D., Hokit, D.G., Marco, A., Belden, L.K., Hatch, A., 1998. Effects of Ultraviolet Radiation on Amphibians: Field Experiments. *American Zoologist* 38, 799–812. <https://doi.org/10.1093/icb/38.6.799>
- Blaustein, A.R., Wake, D.B., Sousa, W.P., 1994. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology* 8, 60–71.
- Bonner, N., Peters, R.H., 1985. The Ecological Implications of Body Size. *The Journal of Applied Ecology* 22, 291. <https://doi.org/10.2307/2403351>
- Brändle, M., Durka, W., Altmöös, M., 2000. Diversity of surface dwelling beetle assemblages in open-cast lignite mines in Central Germany. *Biodiversity & Conservation* 9, 1297–1311. <https://doi.org/10.1023/A:1008904605567>
- Bröring, U., Mrzljak, J., Niedringhaus, R., Wiegleb, G., 2005. Soil zoology I: arthropod communities in open landscapes of former brown coal mining areas. *Ecological Engineering* 24, 121–133.
- Bröring, U., Wiegleb, 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. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.12.015>
- Budská, D., Chajma, P., Harabiš, F., Solský, M., Doležalová, J., Vojar, J., 2022. Exceptional Quantity of Water Habitats on Unreclaimed Spoil Banks. *Water* 14, 2085. <https://doi.org/10.3390/w14132085>
- Cadeddu, G., Castellano, S., 2012. Factors affecting variation in the reproductive investment of female treefrogs, *Hyla intermedia*. *Zoology* 115, 372–378. <https://doi.org/10.1016/j.zool.2012.04.006>
- Carey, C., Alexander, M.A., 2003. Climate change and amphibian declines: is there a link? *Diversity and Distributions* 9, 111–121. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2003.00011.x>
- Carey, C., Cohen, N., Rollins-Smith, L., 1999. Amphibian declines: an immunological perspective. *Developmental & Comparative Immunology* 23, 459–472.
- Carrozzino, A.L., 2009. Evaluating wildlife response to vegetation restoration on reclaimed mine lands in southwestern Virginia. MS Thesis, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia.
- Carrozzino, A.L., Stauffer, D.F., Haas, C.A., Zipper, C.E., 2011. Enhancing Wildlife Habitat on Reclaimed Mine Lands. *Reclamation Guidelines for Surface Mined Land*.

- Cejpek, J., Kuráž, V., Frouz, J., 2013. Hydrological properties of soils in reclaimed and unreclaimed sites after brown-coal mining. *Polish Journal of Environmental Studies* 22, 645–652.
- Cejpek, J., Kuráž, V., Vindušková, O., Frouz, J., 2018. Water regime of reclaimed and unreclaimed post-mining sites, in: *Ecohydrology*. John Wiley and Sons Ltd.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1002/eco.1911>
- Česká společnost ornitologická, 2022. Birds.cz - pozorování ptáků (faunistická databáze ČSO) Avif [WWW Document]. URL <https://birds.cz/avif/> (accessed 5.5.22).
- Chajma, P., Vojar, J., 2016. The effect of size-assortative mating on fertilization success of the common toad (*Bufo bufo*). *Amphibia-Reptilia* 37, 389–395. <https://doi.org/10.1163/15685381-00003069>
- Chuman, T., 2010. Místa bývalé těžby jako objekty ochrany přírody, in: Řehounek, J., Řehouňková, K., Prach, K. (Eds.), *Ekologická Obnova Území Narušených Těžbou Nerostných Surovin a Průmyslovými Deponiemi*. Calla, České Budějovice, pp. 155–162.
- Collins, J., Storfer, A., 2003. Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and distributions* 9, 89–98.
- Collins, J.P., Crump, M.L., 2010. Extinction in our times: global amphibian decline. *Choice Reviews Online* 47, 47-2568-47–2568. <https://doi.org/10.5860/choice.47-2568>
- Cooper, N., Bielby, J., Thomas, G.H., Purvis, A., 2008. Macroecology and extinction risk correlates of frogs. *Global Ecology and Biogeography* 17, 211–221. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00355.x>
- Cummins, C., 2003. UV-B radiation, climate change and frogs—the importance of phenology. *Annales Zoologici Fennici* 39, 1–7.
- Cushman, S.A., 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation* 128, 231–240. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.031>
- Darling, E.S., Côté, I.M., 2008. Quantifying the evidence for ecological synergies. *Ecol Lett* 11, 1278–86. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01243.x>
- David, S., 2010. Krajinnokoologické, environmentálne a sociálno-ekonomické dôsledky ťažby uhlia v katastri obce Koš. *Životné prostredie* 44, 40–44.
- Denoël, M., Lehmann, A., 2006. Multi-scale effect of landscape processes and habitat quality on newt abundance: implications for conservation. *Biological Conservation* 130, 495–504.
- Dodd, C.K., 2010. *Amphibian Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press, Oxford.
- Dodd, C.K., Smith, L., 2003. Habitat destruction and alteration: historical trends and future prospects for amphibians. In: Semlitsch R. D., [ed.]: *Amphibian Conservation*. Smithsonian Books, Washington and London: 93–112.
- Doležalová, J., Mach, V., 2002. Výskyt obojživelníků na vybraných vodních lokalitách Hornojířetinské a Kopistské výsypky. *Sborník Okresního muzea v Mostě, řada přírodovědná* 24, 75–79.

- Doležalová, J., Vojar, J., Smolová, D., Solský, M., Kopecký, O., 2012. Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites. *Ecological Engineering* 43, 5–12. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.11.017>
- Downie, J.R., Larcombe, V., Stead, J., 2019. Amphibian conservation in Scotland: A review of threats and opportunities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 29, 647–654. <https://doi.org/10.1002/AQC.3083>
- Duellman, W., Trueb, L., 1994. *Biology of amphibians*. Second Edition. The Johns Hopkins University Press, Baltimore & London.
- Elmberg, J., 1991. Factors affecting male yearly mating success in the common frog, *Rana temporaria*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 1991 28:2 28, 125–131. <https://doi.org/10.1007/BF00180989>
- ESRI, 2018. ArcGIS 10.4. Environmental Systems Research Institute. Redlands, California.
- Falaschi, M., Melotto, A., Manenti, R., Ficetola, G.F., 2020. Invasive species and amphibian conservation. *Herpetologica* 76, 216–227. <https://doi.org/10.1655/0018-0831-76.2.216>
- Ficetola, G.F., de Bernardi, F., 2009. Offspring size and survival in the frog *Rana latastei*: From among-population to within-clutch variation. *Biological Journal of the Linnean Society* 97, 845–853. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2009.01229.x>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.11.004>
- Fisher, M., Henk, D., Briggs, C., Nature, J.B., 2012. Emerging fungal threats to animal, plant and ecosystem health. *Nature* 484, 186–194.
- Freda, J., 1986. The influence of acidic pond water on amphibians: A review. *Water, Air, and Soil Pollution* 30, 439–450. <https://doi.org/10.1007/BF00305213>
- Frost, D.R., Grant, T., Faivovich, J., Bain, R.H., Haas, A., Haddad, C.F.B., de Sá, R.O., Channing, A., Wilkinson, M., Donnellan, S.C., Raxworthy, C.J., Campbell, J.A., Blotto, B.L., Moler, P., Drewes, R.C., Nussbaum, R.A., Lynch, J.D., Green, D.M., Wheeler, W.C., 2006. The Amphibian Tree of Life, *Bulletin of the American Museum of Natural History*. American Museum of Natural History. <https://doi.org/10.1206/0003-0090>
- Frouz, J., Elhottová, D., Kuráž, V., 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. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.11.001>
- Frouz, J., Křišťůfek, V., Bastl, J., Kalčík, J., Vaňková, H., 2005. Determination of toxicity of spoil substrates after brown coal mining using a laboratory reproduction test with *Enchytraeus crypticus* (Oligochaeta). *Water Air Soil Pollut* 162, 37–47.
- Galán, P., 1997. Colonization of spoil benches of an opencast lignite mine in northwest Spain by amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 79, 187–195. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(96\)00097-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(96)00097-3)

- Gardner, T.A., Barlow, J., Peres, C.A., 2007. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: The importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 138, 166–179. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.04.017>
- Gascon, C., Collins, J., Moore, R., Church, D., McKay, J., Mendelson, J., 2007. Amphibian conservation action plan: IUCN/SSC Amphibian Conservation Summit 2005. World Conservation Union (IUCN), Washington, D.C.
- 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, 469–76. <https://doi.org/10.1007/s00442-003-1210-y>
- Gómez-Rodríguez, C., Díaz-Paniagua, C., Serrano, L., Florencio, M., Porthault, A., 2009. Mediterranean temporary ponds as amphibian breeding habitats: the importance of preserving pond networks. *Aquatic Ecology* 43, 1179–1191. <https://doi.org/10.1007/s10452-009-9235-x>
- Green, D., 2003. The ecology of extinction: population fluctuation and decline in amphibians. *Biological Conservation* 111, 331–343. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00302-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00302-6)
- Green, D.M., Lannoo, M.J., Lesbarrères, D., Muths, E., 2020. Amphibian population declines: 30 years of progress in confronting a complex problem. *Herpetologica* 76, 97–100. <https://doi.org/10.1655/0018-0831-76.2.97>
- Gremlica, T., Čílek, V., Vrabc, V., Zavadil, V., Lepšová, A., 2011. Využívání přirozené a usměrňované ekologické sukcese při rekultivacích území dotčených těžbou nerostných surovin. Ústav pro ekopolitiku, o. p. s, Praha.
- Greulich, K., Pflugmacher, S., 2003. Differences in susceptibility of various life stages of amphibians to pesticide exposure. *Aquatic Toxicology* 65, 329–336. [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(03\)00153-X](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(03)00153-X)
- Griffiths, R.A., 1997. Temporary ponds as amphibian habitats. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 7, 119–126. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-0755\(199706\)7:2<119::AID-AQC223>3.0.CO;2-4](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-0755(199706)7:2<119::AID-AQC223>3.0.CO;2-4)
- Groom, M., Meffe, G., Carroll, C., 2006. *Principles of Conservation Biology*. Third Edition. Sinauer Associates, Sunderland, U.S.A.
- Guayara, M.G., Bernal, M.H., 2012. Fecundidad y fertilidad en once especies de anuros colombianos con diferentes modos reproductivos. *Caldasia* 34, 483–496.
- Hanski, I., 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford Series in Ecology and Evolution. Oxford University Press, New York.
- Harabiš, F., 2016. High diversity of odonates in post-mining areas: Meta-analysis uncovers potential pitfalls associated with the formation and management of valuable habitats. *Ecological Engineering* 90, 438–446. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.070>
- Harabiš, F., Dolný, A., 2012. Human altered ecosystems: suitable habitats as well as ecological traps for dragonflies (Odonata): the matter of scale. *Journal of Insect Conservation* 16, 121–130.

- Harfst, J., Wirth, P., 2011. Structural change in former mining regions: Problems, potentials and capacities in multi-level-governance systems, in: *Procedia - Social and Behavioral Sciences*. Elsevier Ltd, pp. 167–176. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2011.03.033>
- Harper, E.B., Semlitsch, R.D., 2007. Density dependence in the terrestrial life history stage of two anurans. *Oecologia* 153, 879–889. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0796-x>
- 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., Nemes, S., 2005. Use of temporary ponds by amphibians in a wooded pasture, Romania. *Biota* 6, 21–28.
- Hartel, T., Nemes, S., Cogălniceanu, D., Öllerer, K., Moga, C.I., Lesbarrères, D., Demeter, L., 2009. Pond and landscape determinants of *Rana dalmatina* population sizes in a Romanian rural landscape. *Acta Oecologica* 35, 53–59. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2008.08.002>
- Hartel, T., Nemes, S., Cogălniceanu, D., Öllerer, K., Schweiger, O., Moga, C.I., Demeter, L., 2007a. The effect of fish and aquatic habitat complexity on amphibians. *Hydrobiologia* 583, 173–182. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0490-8>
- 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., Öllerer, K., Nemes, S., 2007b. Critical elements for biologically based management plans for amphibians in the middle section of the Târnava Mare basin. *Biologia-Acta Scientiarum Transylvanica* 15, 109–132.
- Heigl, F., Horvath, K., Laaha, G., Zaller, J.G., 2017. Amphibian and reptile road-kills on tertiary roads in relation to landscape structure: Using a citizen science approach with open-access land cover data. *BMC Ecology* 17. <https://doi.org/10.1186/S12898-017-0134-Z>
- Helingerová, M., Frouz, J., Šantrůčková, H., 2010. Microbial activity in reclaimed and unreclaimed post-mining sites near Sokolov (Czech Republic). *Ecological Engineering* 36, 768–776. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.01.007>
- Hels, T., Buchwald, E., 2001. The effect of road kills on amphibian populations. *Biological Conservation* 99, 331–340. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00215-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00215-9)
- Hendrychová, M., 2008. Reclamation success in post-mining landscapes in the Czech Republic: a review of pedological and biological studies. *Journal of Landscape Studies* 1, 63–78.
- Hendrychová, M., Bogusch, P., 2016. Combination of reclaimed and unreclaimed sites is the best practice for protection of aculeate Hymenoptera species on brown coal spoil heaps. *Journal of Insect Conservation* 20, 807–820. <https://doi.org/10.1007/S10841-016-9912-8>
- Hendrychová, M., Kabrna, M., 2016. An analysis of 200-year-long changes in a landscape affected by large-scale surface coal mining: History, present and future. *Applied Geography* 74, 151–159. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.07.009>

- Hendrychová, M., Šálek, M., Červenková, A., 2008. Invertebrate communities in man-made and spontaneously developed forests on spoil heaps after coal mining. *Journal of Landscape Studies* 1, 169–187.
- Hendrychová, M., Šálek, M., Novák, J., Krkošová, N., 2021. Jak se žije ptákům v krajině po těžbě? *Ochrana přírody* 4, 26–31.
- Hendrychová, M., Šálek, M., Řehoř, M., 2009. Ptačí společenstva lesních stanovišť na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí. *Sylvia* 45, 177–189.
- Hendrychová, M., Šálek, M., Tajovský, K., Řehoř, M., 2012. Soil properties and species richness of invertebrates on afforested sites after brown coal mining. *Restoration Ecology* 20, 561–567. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00841.x>
- Hendrychová, M., Svobodova, K., Kabrna, M., 2020. Mine reclamation planning and management: Integrating natural habitats into post-mining land use. *Resources Policy* 69, 101882. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2020.101882>
- Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W., Hayek, L.A.C., Foster, M.S., 1994. *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington & London.
- Hodačová, D., Prach, K., 2003. Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology* 11, 385–391. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2003.00202.x>
- Hof, C., Araújo, M.B., Jetz, W., Rahbek, C., 2011. Additive threats from pathogens, climate and land-use change for global amphibian diversity. *Nature* 2011 480:7378 480, 516–519. <https://doi.org/10.1038/NATURE10650>
- Holec, M., Frouz, J., 2005. Ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in reclaimed and unreclaimed brown coal mining spoil dumps in the Czech Republic. *Pedobiologia (Jena)* 49, 345–357. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2005.03.001>
- Horne, M.T., Dunson, W.A., 1995. The interactive effects of low pH, toxic metals, and DOC on a simulated temporary pond community. *Environmental Pollution* 89, 155–161. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)00057-K](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)00057-K)
- Houlahan, J.E., Findlay, C.S., Schmidt, B.R., Meyer, A.H., Kuzmin, S.L., 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404, 752–755. <https://doi.org/10.1038/35008052>
- Icochea, J., Quispitupac, E., Portilla, A., Ponce, E., 2002. Framework for Assessment and Monitoring of Amphibians and Reptiles in the Lower Urubamba Region, Peru. *Environmental Monitoring and Assessment* 76, 55–67. <https://doi.org/10.1023/A:1015281214658>
- iNaturalist, 2022. iNaturalist.org [WWW Document]. California Academy of Sciences and the National Geographic Society. URL <https://www.inaturalist.org/> (accessed 5.5.22).

- IUCN, 2022. The IUCN Red List of Threatened Species [WWW Document]. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. URL <http://www.iucnredlist.org/about/summary-statistics>
- Jeřábková, L., 2011. Metodika mapování. Obojživelníci a plazi. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Jeřábková, L., Krása, A., Zavadil, V., Mikátová, B., Rozínek, R., 2017. Červený seznam obojživelníků a plazů České republiky, in: Červený Seznam Ohrožených Druhů České Republiky. Obratlovci. Příroda. pp. 83–106.
- Jirků, M., Baláž, V., 2021. Soumrak obojživelníků. Živa 5, 259–263.
- Joly, P., Miaud, C., Lehmann, A., Grolet, O., Cnrs, U.M.R., Douces, E., Fleuves, G., Claude, U., Lyon, B., 2001. Habitat Matrix Effects on Pond Occupancy in Newts. Conservation Biology 15, 239–248. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.99200.x>
- Jongepierová, I., Pešout, P., Prach, K., 2018. Ekologická obnova v České republice II. AOPK ČR, Praha.
- Kelly, M., Allison, W., Garman, A., Symon, C., 2012. Mining and the Freshwater Environment. Springer Science & Business Media, London.
- Kiesecker, J.M., 2011. Global stressors and the global decline of amphibians: Tipping the stress immunocompetency axis. Ecological Research. <https://doi.org/10.1007/s11284-010-0702-6>
- Kiesecker, J.M., 2003. Invasive species as a global problem. Toward understanding the worldwide decline of amphibians., in: Semlitsch, R.D. (Ed.), Amphibian Conservation. Smithsonian Books, Washington and London, pp. 113–126.
- Kiesecker, J.M., Blaustein, A.R., Miller, C.L., 2001. Potential mechanisms underlying the displacement of native red-legged frogs by introduced bullfrogs. Ecology 82, 1964–1970. <https://doi.org/10.1890/0012-9658>
- Kirmer, A., Mahn, E.G., 2001. Spontaneous and initiated succession on unvegetated slopes in the abandoned lignite-mining area of Goitsche, Germany. Applied Vegetation Science 4, 19–27. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2001.tb00230.x>
- Kleeberg, A., 1998. The Quantification of Sulfate Reduction in Sulfate-Rich Freshwater Lakes – A Means for Predicting the Eutrophication Process of Acidic Mining Lakes? Water, Air, and Soil Pollution 108, 365–374. <https://doi.org/10.1023/A:1005194404417>
- Kolář, V., Tichánek, F., Tropek, R., 2021. Evidence-based restoration of freshwater biodiversity after mining: Experience from Central European spoil heaps. Journal of Applied Ecology 58, 1921–1932. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13956>
- Kołodziej, B., Bryk, M., Słowińska-Jurkiewicz, A., Otremba, K., Gilewska, M., 2016. Soil physical properties of agriculturally reclaimed area after lignite mine: A case study from central Poland. Soil and Tillage Research 163, 54–63. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.05.001>

- Konvička, M., Beneš, J., Čížek, L., 2005. Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. Sagittaria, Olomouc.
- Kopecký, O., Vojar, J., Denoěl, M., 2010. Movements of Alpine newts (*Mesotriton alpestris*) between small aquatic habitats (ruts) during the breeding season. *Amphibia-Reptilia* 31, 109–116. <https://doi.org/10.1163/156853810790457821>
- Kuráž, V., Frouz, J., Kuráž, M., Mako, A., Shustr, V., Cejpek, J., Romanov, O. v., Abakumov, E. v., 2012. Changes in some physical properties of soils in the chronosequence of self-overgrown dumps of the Sokolov quarry-dump complex, Czechia. *Eurasian Soil Science* 45, 266–272. <https://doi.org/10.1134/S1064229312030076>
- Laan, R., Verboom, B., 1990. Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biological Conservation* 54, 251–262. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(90\)90055-T](https://doi.org/10.1016/0006-3207(90)90055-T)
- Lacki, M.J., Hummer, J.W., Webster, H.J., 1990. Diversity patterns of invertebrate fauna in cattail wetlands receiving acid mine drainage. *Proceedings, 1990 mining and reclamation conference and exhibition 2*, 365–371. <https://doi.org/10.21000/JASMR90020365>
- Lannoo, M.J., Kinney, V., Heemeyer, J., 2009. Mine spoil prairies expand critical habitat for endangered and threatened amphibian and reptile species. *Diversity* 1, 118–132.
- Lesbarrères, D., Lodé, T., 2002. Variations in male calls and responses to an unfamiliar advertisement call in a 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 a Ranidae: the case of Agile frog, *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840. *Comptes Rendus Biologies* 326, 68–72. [https://doi.org/10.1016/S1631-0691\(03\)00040-4](https://doi.org/10.1016/S1631-0691(03)00040-4)
- Liao, W.B., Luo, Y., Lou, S.L., Lu, D., Jehle, R., 2016. Geographic variation in life-history traits: Growth season affects age structure, egg size and clutch size in Andrew's toad (*Bufo andrewsi*). *Frontiers in Zoology* 13, 1–9. <https://doi.org/10.1186/s12983-016-0138-0>
- Lodé, T., Holveck, M.J., Lesbarrères, D., 2005. Asynchronous arrival pattern, operational sex ratio and occurrence of multiple paternities in a territorial breeding anuran, *Rana dalmatina*. *Biological Journal of the Linnean Society* 86, 191–200. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2005.00521.x>
- Marcus, J.J., 1997. *Mining Environment Handbook: Effects of Mining on the Environment and American Environmental Control on Mining*. Imperial College Press, London.
- Marsh, D., 2001. Fluctuations in amphibian populations: a meta-analysis. *Biological Conservation* 101, 327–335.
- Marsh, D., Trenham, P., 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology* 15, 40–49.
- Marsh, D.M., Fegraus, E.C.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. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.1999.00332.x>

- Mays, P.A., Edwards, G.S., 2001. Comparison of heavy metal accumulation in a natural wetland and constructed wetlands receiving acid mine drainage. *Ecological Engineering* 16, 487–500. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00112-9](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00112-9)
- McCullough, C.D., van Etten, E.J.B., 2011. Ecological Restoration of Novel Lake Districts: New Approaches for New Landscapes. *Mine Water and the Environment* 30, 312–319. <https://doi.org/10.1007/s10230-011-0161-5>
- Mendelson, J.R., Lips, K.R., Gagliardlo, R.W., Rabb, G.B., Collins, J.P., Diffendorfer, J.E., Daszak, P., Roberto Ibáñez, D., Zippel, K.C., Lawson, D.P., Wright, K.M., Stuart, S.N., Gascon, C., da Silva, H.R., Burrowes, P.A., Joglar, R.L., la Marca, E., Lötters, S., du Preez, L.H., Weldon, C., Hyatt, A., Rodriguez-Mahecha, J.V., Hunt, S., Robertson, H., Lock, B., Raxworthy, C.J., Frost, D.R., Lacy, R.C., Alford, R.A., Campbell, J.A., Parra-Olea, G., Bolaños, F., Domingo, J.J.C., Halliday, T., Murphy, J.B., Wake, M.H., Coloma, L.A., Kuzmin, S.L., Price, M.S., Howell, K.M., Lau, M., Pethiyagoda, R., Boone, M., Lannoo, M.J., Blaustein, A.R., Dobson, A., Griffiths, R.A., Crump, M.L., Wake, D.B., Brodie, E.D., 2006. Confronting amphibian declines and extinctions. *Science* (1979). <https://doi.org/10.1126/science.1128396>
- 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 B: Biological Sciences* 265, 523–528. <https://doi.org/10.1098/rspb.1998.0326>
- Mikátová, B., Vlašín, M., 2002. *Ochrana obojživelníků*. EkoCentrum, Brno.
- Miller, A.J., Zégre, N.P., 2014. Mountaintop removal mining and catchment hydrology. *Water* 6, 472–499. <https://doi.org/10.3390/w6030472>
- Mojšes, M., Petrovič, F., Bugár, G., 2022. Evaluation of Land-Use Changes as a Result of Underground Coal Mining—A Case Study on the Upper Nitra Basin, West Slovakia. *Water* 14, 989. <https://doi.org/10.3390/w14060989>
- Moradi, J., Potocký, P., Kočárek, P., Bartuška, M., Tajovský, K., Tichánek, F., Frouz, J., Tropek, R., 2018. Influence of surface flattening on biodiversity of terrestrial arthropods during early stages of brown coal spoil heap restoration. *Journal of Environmental Management* 220, 1–7. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2018.05.006>
- Moravec, J., 2019. *Obojživelníci a plazi České republiky*. Academia, Praha.
- Moravec, J., 2001. *České názvy živočichů IV. Obojživelníci (Amphibia)*. Národní muzeum, Praha.
- Moravec, J., 1994. *Atlas rozšíření obojživelníků v České republice*. Národní muzeum, Praha.
- Morrison, C., Hero, J.-M., 2003. Geographic variation in life-history characteristics of amphibians: a review. *Journal of Animal Ecology* 72, 270–279. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2003.00696.x>
- Mrzljak, J., Wiegand, G., 2000. Spider colonization of former brown coal mining areas — time or structure dependent? *Landscape and Urban Planning* 51, 131–146. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00104-3](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00104-3)

- Mudrák, O., Frouz, J., 2018. Obnova ekosystémů na sokolovských výsypkách pomocí sukcesních procesů, in: Jongepierová, I., Pešout, P., Prach, K. (Eds.), *Ekologická Obnova v České Republice II*. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha, pp. 174–178.
- Mudrák, O., Frouz, J., Velichová, V., 2010. Understory vegetation in reclaimed and unreclaimed post-mining forest stands. *Ecological Engineering* 36, 783–790.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.02.003>
- Nicolau, J.M., 2003. Trends in relief design and construction in opencast mining reclamation. *Land Degradation and Development* 14, 215–226. <https://doi.org/10.1002/ldr.548>
- Nixdorf, B., Hemm, M., Schlundt, A., Kapfer, M., Krumbeck, H., 2001. Tagebauseen in Deutschland – ein Überblick. UBA Texte, Umweltbundesamt.
- Pechmann, J.H.K., 2003. Natural population fluctuations and human influences. Null models and interactions, in: Semlitsch, R.D. (Ed.), *Amphibian Conservation*. Smithsonian Institution Press, Washington D.C., pp. 85–93.
- Pechmann, J.H.K., Scott, D.E., Semlitsch, R., 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. <https://doi.org/10.1126/science.253.5022.892>
- Pelka-Gościniak, J., 2006. Restoring nature in mining areas of the Silesian Upland (Poland). *Earth Surface Processes and Landforms* 31, 1685–1691. <https://doi.org/10.1002/esp.1431>
- Pešout, P., Porteš, M., Černý Pixová, K., Hendrychová, M., Kříž, P., Lacina, D., 2021. Ekologická obnova hnědouhelných velkolomů. *Ochrana přírody* 2, 16–21.
- 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.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.05.002>
- Pižl, V., 2001. Earthworm succession in afforested colliery spoil heaps in the Sokolov region, Czech Republic. *Restoration Ecology* 9, 359–364.
- Poláková, M., Straka, M., Polášek, M., Němejcová, D., 2022. Unexplored freshwater communities in post-mining ponds: effect of different restoration approaches. *Restoration Ecology* e13679.
<https://doi.org/10.1111/rec.13679>
- Polášková, V., Schenková, J., Bartošová, M., Rádková, V., Horsák, M., 2017. Post-mining calcareous seepages as surrogate habitats for aquatic macroinvertebrate biota of vanishing calcareous spring fens. *Ecological Engineering* 109, 119–132. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.08.023>
- Ponsero, A., Joly, P., 1998. Clutch size, egg survival and migration distance in the agile frog (*Rana dalmatina*) in a floodplain. *Archiv Fur Hydrobiologie* 142, 343–352.
- Pope, S.E., Fahrig, L., Merriam, H.G., 2000. Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog populations. *Ecology* 81, 2498–2508.

- Portal of Public Administration, 2014. Cenia – maps [WWW Document]. Portal of Public Administration. URL <http://geoportal.gov.cz/web/guest/homemapsphere> (accessed 10.15.14).
- Pounds, J.A., 2001. Climate and amphibian declines. *Nature* 410, 639–640. <https://doi.org/10.1038/35070683>
- Pounds, J.A., Bustamante, M.R., Coloma, L.A., Consuegra, J.A., Fogden, M.P.L., Foster, P.N., la Marca, E., Masters, K.L., Merino-Viteri, A., Puschendorf, R., Ron, S.R., Sánchez-Azofeifa, G.A., Still, C.J., Young, B.E., 2006. Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature* 439, 161–7. <https://doi.org/10.1038/nature04246>
- Pounds, J.A., Fogden, M.P.L., Savage, J.M., Gorman, G.C., 1997. Tests of Null Models for Amphibian Declines on a Tropical Mountain. *Conservation Biology* 11, 1307–1322. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.95485.x>
- Prach, K., 2010. Výsypky, in: Řehounek J., Řehouňková K., Prach K. (Eds.) 2010: Ekologická Obnova Území Narušených Těžbou Nerostných Surovin a Průmyslovými Deponiemi. Calla, České Budějovice.
- Prach, K., 2003. Spontaneous succession in Central-European man-made habitats: What information can be used in restoration practice? *Applied Vegetation Science* 6, 125–129.
- Prach, K., 1987. Succession of vegetation on dumps from strip coal mining, NW Bohemia, Czechoslovakia. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 22, 339–354.
- Prach, K., Hobbs, R.J., 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology* 16, 363–366. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00412.x>
- Prach, K., Pyšek, P., 2001. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17, 55–62. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00132-4](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00132-4)
- Prach, K., Pyšek, P., Šmilauer, P., 1999. Prediction of vegetation succession in human – disturbed habitats using an expert system. *Restoration Ecology* 7, 15–23.
- Příkryl, I., 1999. Nová příležitost v krajině–výsypky hnědouhelných lomů. *Ochrana přírody* 54, 190–192.
- Příkryl, I., Lokajíček, T., Pros, Z., Drozd, K., 1995. Complex laboratory study of physical, mechanical and petrological properties of rocks. *Journal of the Czech Geological Society* 40, C-120 (abstract from TMIDSR Conference, September).
- Primack, R.B., 2006. *Essentials of Conservation Biology*, Fourth Edition. Sinauer Associates, Sunderland, U.S.A.
- Proctor, H., Grigg, A., 2006. Aquatic invertebrates in final void water bodies at an open-cut coal mine in central Queensland. *Australian Journal of Entomology* 45, 107–121. <https://doi.org/10.1111/j.1440-6055.2006.00529.x>
- Pullin, A.S., 2002. *Conservation Biology*. Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139051927>

- Rachowicz, L.J., Knapp, R.A., Morgan, J.A.T., Stice, M.J., Vredenburg, V.T., Parker, J.M., Briggs, C.J., 2006. Emerging infectious disease as a proximate cause of amphibian mass mortality. *Ecology* 87, 1671–1683. <https://doi.org/10.1890/0012-9658>
- 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. <https://doi.org/10.1023/A:1021390527698>
- Rehák, I., 1994. Batrachologická část komplexního biologického hodnocení rekultivačních možností v hnědouhelném revíru na Sokolovsku. Msc. dep in Fakulta životního prostředí; Česká zemědělská univerzita v Praze.
- Rehák, I., 1992. Skokan štíhlý – *Rana dalmatina* Bonaparte, 1839, in: Baruš, V., Oliva, O. (Eds.), Fauna ČSFR: Obojživelníci – Amphibia. Academia, Praha, pp. 257–271.
- Řehounek, J., Řehouňková, K., Prach, K., 2015. Ekologická Obnova Území Narušených Těžbou Nerostných Surovin a Průmyslovými Deponiemi. Calla, České Budějovice.
- Řehounek, J., Řehouňková, K., Prach, K., 2010. Ekologická Obnova Území Narušených Těžbou Nerostných Surovin a Průmyslovými Deponiemi. Calla, České Budějovice (in Czech).
- Řehouňková, K., Řehounek, J., 2013. Pískovna pro biodiverzitu. *Veronica* 5, 24–27.
- Ruhí, A., Sebastian, O.S., Feo, C., Franch, M., Gascón, S., Richter-Boix, À., Boix, D., Llorente, G., 2012. Man-made Mediterranean temporary ponds as a tool for amphibian conservation. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology* 48, 81–93. <https://doi.org/10.1051/limn/2011059>
- Schneider, H., 1996. der Fortpflanzungszeit (*Rana dalmatina*). *Biol* 22, 233–244.
- Schulz, F., Wiegleb, G., 2000. Development options of natural habitats in a post-mining landscape. *Land Degradation and Development* 11, 99–110. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-145X\(200003/04\)11](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-145X(200003/04)11)
- 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. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00155-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00155-5)
- Šebelíková, L., Řehouňková, K., Prach, K., 2020. Vegetation development of forestry reclaimed sand and sand-gravel pits: is it on a way towards more natural species composition? *Restoration Ecology* 28, 979–987. <https://doi.org/10.1111/rec.13085>
- Semlitsch, R., Bodie, J., 1998. Are small, isolated wetlands expendable? *Conservation biology* 12, 1129–1133.
- Semlitsch, R., Bodie, J.R., 2003. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology* 17, 1219–1228. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.02177.x>
- Semlitsch, R. (Ed.), 2003. Amphibian Conservation. Smithsonian Books, Washington & London.

- Sistani, K.R., Mays, D.A., Taylor, R.W., 1995. Biogeochemical characteristics of wetlands developed after strip mining for coal. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 26, 3221–3229. <https://doi.org/10.1080/00103629509369522>
- Sjögren, P.E.R., 1991. Extinction and isolation gradients in metapopulations: the case of the pool frog (*Rana lessonae*). *Biological Journal of the Linnean Society* 42, 135–147. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1991.tb00556.x>
- Sklenička, P., Lhota, T., 2002. Landscape heterogeneity—a quantitative criterion for landscape reconstruction. *Landscape and Urban Planning* 58, 147–156. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00217-1](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00217-1)
- Smolová, D., 2011. Vlastnosti reprodukčních biotopů a biodiverzita obojživelníků na sukcesních a technicky rekultivovaných výsypkách Mostecká. Diplomová práce, Fakulta životního prostředí ČZU v Praze (nepublikováno).
- Smolová, D., Doležalová, J., Vojar, J., Solský, M., Kopecký, O., Gučík, J., 2010. Summary of faunistic records and evaluation of amphibian occurrence on spoil banks in northern Bohemia. *Acta Musei Bohemiae Borealis, Scientiae Naturales* 28, 155–163.
- Solský, M., Smolová, D., Doležalová, J., Šebková, K., Vojar, J., 2014. Clutch size variation in agiela frog *Rana dalmatina* on post-mining areas. *Polish Journal of Ecology* 62, 789–799.
- Stejskal, J., 2009. Rekultivace aneb Jak vyhodit miliardy. *Ekolist* 1–7.
- Stiles, R.M., Swan, J.W., Klemish, J.L., Lannoo, M.J., 2017. Amphibian habitat creation on postindustrial landscapes: A case study in a reclaimed coal strip-mine area. *Canadian Journal of Zoology* 95, 67–73. <https://doi.org/10.1139/cjz-2015-0163>
- 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 extinctions worldwide. *Science* (1979) 306, 1783–1786. <https://doi.org/10.1126/science.1103538>
- Stumpel, A.H.P., van der Voet, H., 1998. Characterizing the suitability of new ponds for amphibians. *Amphibia-Reptilia* 19, 125–142. <https://doi.org/10.1163/156853898X00421>
- Štýs, S., 1998. Návraty vypůjčených krajín. Bílý slon, Praha.
- Svobodová, K., Sklenička, P., Molnarová, K., Šálek, M., 2012. Visual preferences for physical attributes of mining and post-mining landscapes with respect to the sociodemographic characteristics of respondents. *Ecological Engineering* 43, 34–44. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.08.007>
- Táborský, I., 2008. Výskyt skokana ostronosého *Rana arvalis* (Nilsson, 1842) a blatnice skvrnitá *Pelobates fuscus* (Laurenti, 1768) na Mostecku. *Sborník Oblastního Muzea v Mostě, Řada Přírodovědná* 29–30, 124–125.
- Taylor, J., Middleton, B.A., 2004. Comparison of litter decomposition in a natural versus coal-slurry pond reclaimed as a wetland. *Land Degradation & Development* 15, 439–446. <https://doi.org/10.1002/ldr.625>

- Tichanek, F., Tropek, R., 2016. The endangered damselfly *Coenagrion ornatum* in post-mining streams: population size, habitat requirements and restoration. *Journal of Insect Conservation* 20, 701–710. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9902-x>
- Tichý, L., 2004. Rekultivace vápencových lomů – Navážka brání rozmanitosti rostlin. *Vesmír* 83, 315–317.
- Tlapáková, L., 2017. Agricultural drainage systems in the Czech landscape – Identification and functionality assessment by means of remote sensing. *European Countryside* 9, 77–98. <https://doi.org/10.1515/euco-2017-0005>
- Toy, T.J., Chuse, W.R., 2005. Topographic reconstruction: A geomorphic approach, in: *Ecological Engineering*. pp. 29–35. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.12.014>
- Tropek, R., Hejda, M., Kadlec, T., Spitzer, L., 2013. Local and landscape factors affecting communities of plants and diurnal Lepidoptera in black coal spoil heaps: Implications for restoration management. *Ecological Engineering* 57, 252–260. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2013.04.024>
- Tropek, R., Kadlec, T., Hejda, M., Kočárek, P., Skuhrovec, J., Malenovský, I., Vodka, S., Spitzer, L., Baňar, P., Konvička, M., 2012. Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. *Ecological Engineering* 43, 13–18. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.10.010>
- Tropek, R., Kadlec, T., Karešová, P., Spitzer, L., Kočárek, P., Malenovský, I., Baňar, P., Tuf, I.H., Hejda, M., Konvička, M., 2010. Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology* 47, 139–147. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01746.x>
- Tropek, R., Řehounek, J., 2011. Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management. *Entomologický ústav AV ČR a Calla, České Budějovice*.
- Vicentini, F., Hendrychová, M., Tajovský, K., Pižl, V., Frouz, J., 2020. The effect of topography on long-term spontaneous development of soil and woody cover on graded and untreated overburden. *Forests* 11, 602. <https://doi.org/10.3390/F11050602>
- Vojar, J., 2015. Metodika na ochranu krajiny před fragmentací z hlediska obojživelníků, Komplexní přístup kochraně fauny terestrických ekosystémů před fragmentací krajiny v ČR (EHP-CZ02-OV-1-028-2015). Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- 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., 2006. Colonization of post-mining landscapes by amphibians: a review. *Scientia Agriculturae Bohemica* 37, 35–40.
- Vojar, J., 2000. Sukcese obojživelníků na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí. *Živa* 1, 41–43.
- Vojar, J., 1999. Sukcese obojživelníků na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí. Diplomová práce, Fakulta lesnická a environmentální ČZU v Praze (nepublikováno).

- Vojar, J., Doležalová, J., 2003. Rozšíření skokana skřehotavého (*Rana ridibunda* Pallas, 1771) na výsypkách Ústeckého kraje. *Fauna Boh. Septentr.*, Ústí nad Labem 28, 143–152.
- Vojar, J., Doležalová, J., Solský, M., 2012. Hnědouhelné výsypky – nová příležitost (nejen) pro obojživelníky. *Ochrana přírody* 67, 8–11.
- Vojar, J., Doležalová, J., Solský, M., Smolová, D., Kopecký, O., Kadlec, T., Knapp, M., 2016. Spontaneous succession on spoil banks supports amphibian diversity and abundance. *Ecological Engineering* 90, 278–284. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.028>
- Vojar, J., Solský, M., Baláž, V., Jeřábková, L., 2021. Výskyt patogenní plísně *Batrachochytrium dendrobatidis* v rámci evropsky významných lokalit našich obojživelníků. *Příroda* 42, 33–44.
- Vojar, J., Solský, M., Doležalová, J., Šálek, M., Kopecký, O., 2008. Factors influencing occupancy of breeding ponds in the agile frog (*Rana dalmatina*): A conservation perspective, in: Kočárek, P., Plášek, V., Malachová, K. (Eds.). *Environmental changes and biological assessment IV*. Univerzity of Ostrava, Faculty of Science. April 10–11, 2008, pp. 52–53.
- Vos, C., Stumpel, A.H.P., 1996. Comparison of habitat-isolation parameters in relation to fragmented distribution patterns in the tree frog (*Hyla arborea*). *Landsc Ecol*.
- Votýpka, J., 2006. Věčné proměny Podkrušnohoří, in: Kurc, L. (Ed.), *Sborník Mýty Kolem Energie a Budoucnost Energetiky*. Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova v Praze, Praha, p. 194.
- Voženilek, P., 2000. Obojživelníci a plazi bývalého Severočeského kraje za léta 1992 až 2000. Amphibians and reptiles living on the last north-bohemian region during years 1992 until. *Faun. Boh. Septentr.*, Ústí nad Labem 25, 119–163.
- Voženilek, P., 1999. Obojživelníci a plazi Mostecka. *Sborník Okresního Muzea v Mostě, Řada Přírodovědná, Most* 20–21, 55–65.
- Voženilek, P., 1997. Obojživelníci a plazi Chomutovska. *Sborník Okresního Muzea v Mostě, Řada Přírodovědná, Most* 19, 59–74.
- Vráblík, P., Vráblíková, J., Wildová, E., 2020. Hydrological Mine Reclamations in the Anthropogenically Affected Landscape of North Bohemia, in: Zelenakova, M., Fialová, J., Negm, A. (Eds.), *Springer Water*. Springer International Publishing AG, Cham, pp. 203–223. https://doi.org/10.1007/978-3-030-18363-9_9
- Vráblíková, J., Blažková, M., Farský, M., Jeřábek, M., Seják, J., Šoch, M., Dejmal, I., Jirásek, P., Neruda, M., Zahálka, J., 2008. Revitalizace antropogenně postižené krajiny v Podkrušnohoří. Vol. 1: Přírodní a sociálně ekonomické charakteristiky disparit průmyslové krajiny v Podkrušnohoří. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, Ústí nad Labem (in Czech).
- Vráblíková, J., Wildová, E., Vráblík, P., 2016. Sustainable Development and Restoring the Landscape after Coal Mining in the Northern Part of the Czech Republic. *Journal of Environmental Protection* 07, 1483–1496. <https://doi.org/10.4236/jep.2016.711125>
- Výzkumný ústav rostlinné výroby, 2022. Monitoring rozšíření invazních druhů | NAJDIJE.CZ [WWW Document]. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v. v. i. URL <https://www.najdi je.cz/> (accessed 5.5.22).

- Wells, K.D., 2007. *The Ecology and Behavior of Amphibians*. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Wiegleb, G., Felinks, B., 2001. Primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia—chance or necessity. *Ecological Engineering* 17, 199–217.
- Yu, S., Wages, M., Willming, M., Cobb, G.P., Maul, J.D., 2015. Joint effects of pesticides and ultraviolet-B radiation on amphibian larvae. *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)* 207, 248–55.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.029>
- Zanini, F., 2006. Amphibian conservation in human shaped environments: landscape dynamics, habitat modeling and metapopulation analyses. Thèse N° 3635, École Polytechnique Fédérale De Lausanne, Suisse.
- Zavadil, V., 2007. Je nutný management pro obojživelníky? in: Bryja, J., Zúkal, J. (Eds.). *Zoologické dny Brno 2007, Sborník abstraktů z konference 8.–9. února*. Ústav biologie obratlovců AV, Brno, pp. 122–123.
- 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: Cepáková, E. (Ed.), *Rozšíření a Ochrana Živočichů v České Republice*. Příroda, Praha, pp. 85–105.
- Zavadil, V., 1986. Pozorování skokana hnědého a štíhlého v době rozmnožování. *Živa* 34, 150–151.
- Zavadil, V., Sádlo, J., Vojar, J., 2011. *Biotopy našich obojživelníků a jejich management*, Metodika AOPK ČR. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Brand Brand, s.r.o., Praha.
- Zelený, V., 1999. *Rostliny Bílinska*. Grada, Praha.

6. Životopis a Publikační výstupy

Daniela Budská

Datum narození: 20.03.1987
Bydliště: Jílové 427E, 254 01 Jílové u Prahy
E-mail: budskad@fzp.czu.cz

Vzdělání

- 2011 **ČZU/ Fakulta životního prostředí**
Obor Ekologie
Disertační práce: *Vlastnosti reprodukčních biotopů a biodiverzita obojživelníků na výsypkách Mostecka*
- 2009–2011 **ČZU/ Fakulta životního prostředí**
Obor Ochrana přírody
Diplomová práce: *Vlastnosti reprodukčních biotopů a biodiverzita obojživelníků na sukcesních a technicky rekultivovaných výsypkách Mostecka.*
- 2006–2009 **ČZU/ Fakulta životního prostředí**
Obor Aplikovaná ekologie
Bakalářská práce: *Výskyt obojživelníků na severočeských výsypkách.*
- 2010–2014 **Institut celoživotního vzdělávání a poradenství**
Studium učitelství odborných předmětů
Zkouška zvláštní odborné způsobilosti: Zákon o ochraně přírody a krajiny 114/92 Sb., dle zákona č. 312/2002 Sb., v platném znění a Technická ochrana životního prostředí, dle nařízení vlády č. 1/2019 Sb.
-

Praxe

- 2020–2022 Člen pracovní skupiny projektu TAČR Ochrana biodiverzity obojživelníků v souvislosti s invazemi nových infekčních nemocí (SS01010233). ČZU/ Fakulta životního prostředí
- 2011–2021 Výuka cvičení z Obecné ekologie, Zoologie, Batrachologie a

herpetologie. ČZU/ Fakulta životního prostředí

- 2016–2022 Spoluúčast na batracho-herpetologických průzkumech (dálnice D3, Praha)
- 2015–2018 Organizátor konference Kostecké inspirování a Zoologické dny v Praze 2018. ČZU/ Fakulta životního prostředí
- 2020–2022 Spoluúčast na úpravě podkladů pro nové přírodovědné expozice Národního muzea v Praze.
-

Ostatní dovednosti a ocenění

Znalost programů: balíček Microsoft Office, ArcGis, Program R.

Cena rektora za vynikající studijní výsledky v rámci magisterského studia.

Cena rektora za vědecký přínos diplomové práce.

Publikační výstupy

I. Vědecké časopisy s IF

I. a Doležalová, J., Vojar, J., **Smolová, D.**, Solský, M., Kopecký, O., 2012. Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites. *Ecological Engineering* 43, 5–12.

I. b Vojar, J., Doležalová, J., Solský, M., **Smolová, D.**, Kopecký, O., Kadlec, T., Knapp, M., 2016. Spontaneous succession on spoil banks supports amphibian diversity and abundance. *Ecological Engineering* 90, 278–284.

I. c Solský, M., **Smolová, D.**, Doležalová, J., Šebková, K., Vojar, J., 2014. Clutch size variation in agile frog *Rana dalmatina* on post-mining areas. *Polish Journal of Ecology* 62(4), 789–799.

I. d **Budská, D.**, Chajma, P., Harabiš, F., Solský, M., Doležalová, J., Vojar, J., 2022. Exceptional Quantity of Water Habitats on Unreclaimed Spoil Banks. *Water* 14 (13), 2085.

II. Odborné časopisy

II. a **Smolová, D.**, Doležalová, J., Vojar, J., Solský, M., Kopecký, O., Gučík, J., 2010. Summary of faunistic records and evaluation of amphibian occurrence on spoil banks in northern Bohemia. *Acta Musei Bohemiae Borealis, Sci. Nat.* 28, 155–163.

II. b Solský, M., **Smolová, D.**, Vojar, J., 2013. Porovnání vlastností post-těžební krajiny s okolními typy krajin. *Voda a krajina 2013, Sborník příspěvků z konference 18.9.2013. ČVUT v Praze, Praha* pp. 291–300.

III. Sborníky abstraktů z konferencí

III. a **Budská, D.**, Solský, M., Harabiš, F., Vojar, J., 2016. Porovnání vodních ploch na výsypkách a v „normální“ krajině, in: Harabiš, F., Solský, M. (Eds). *Kostecké inspirování 2016, Sborník abstraktů z konference konané 24.–25.11. FŽP, ČZU v Praze, Kostelec nad Černými lesy*, pp. 13.

III. b **Smolová, D.**, Solský, M., HOLCMAN, R., Vojar, J., 2013. Porovnání nabídky a vlastností vodních ploch na nerektivovaných výsypkách s ostatními typy krajin, in: Harabiš, F., Solský, M. (Eds). *Kostecké inspirování 2013, Sborník abstraktů 5. ročníku konference konané 21.–22.11. FŽP, ČZU v Praze, Kostelec nad Černými lesy*, pp. 82.

III. c **Smolová, D.**, 2013. Porovnání vlastností prostředí post-těžební krajiny s jejím okolím pohledem obojživelníků, in: Solský, M. (Ed). *Biodiverzita 2013, Sborník abstraktů z konference konané 2.–3.3. FŽP, ČZU v Praze, Chloumek u Mělníka*.

III. d Solský, M., Vojar, J., Doležalová, J., Kopecký, O., **Smolová, D.**, Šebková, K., 2011. Rozdíly v nabídce vodních biotopů na sukcesních a rektivovaných výsypkách v Severočeské hnědouhelné pánvi, in: Harabiš, F., Solský, M. (Eds.). *Kostecké inspirování 2011, Sborník abstraktů 3. ročníku konference konané 23.–24.11, Kostelec nad Černými lesy*, pp. 43-44.

III. e Doležalová, J., Solský, M., Vojar, J., **Smolová, D.**, Šebková, K., Gučík, J., 2010. Diversity of habitats and communities of amphibians on reclaimed and unreclaimed spoil banks, in: *UCOLIS 2010 (University Conference of Life Sciences, Environmental Sciences)*, 25th November, Praha.

III. f **Smolová, D.**, Doležalová, J., Solský, M., Vojar, J., Kopecký, O., Gučík, J., 2010. Faunistický přehled obojživelníků na severočeských výsypkách, in: Bryja, J., (Ed.). *Zoologické dny Brno 2010, Sborník abstraktů z konference. Ústav biologie obratlovců AV, Brno*.

IV. Ostatní materiály

IV. a Solský, M., Doležalová, J., Vojar, J., Moudrý, V., **Smolová, D.**, 2011. Výskyt vodních biotopů na výsypkách Severočeské hnědouhelné pánve, ohrožené druhy obojživelníků. Specializovaná mapa s odborným obsahem, 42300-mou-0009, Soubor map, zpracováno v software ArcGIS Desktop.

Granty

IGA FŽP 20164217: [Vliv kvality meteorologických dat na odhad početnosti skokana štíhlého \(*Rana dalmatina*\) na mosteckých výsypkách](#)

IGA FŽP 2.01442e+007 [Analýza trendů početnosti skokana štíhlého \(*Rana dalmatina*\) na severočeských výsypkách](#)

IGA FŽP 20134282 [Porovnání vlastností vodního prostředí post-těžební krajiny s různými typy krajin těžbou neovlivněných pohledem obojživelníků](#)

7. Seznam příloh

Příloha I: Doležalová, J., Vojar, J., **Smolová, D.**, Solský, M., Kopecký, O., 2012. Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites. *Ecological Engineering*. 43, 5–12.

Příloha II: Vojar, J., Doležalová, J., Solský, M., **Smolová, D.**, Kopecký, O., Kadlec, T., Knapp, M., 2016. Spontaneous succession on spoil banks supports amphibian diversity and abundance. *Ecological Engineering*. 90, 278–284.

Příloha III: Solský M., **Smolová D.**, Doležalová J., Šebková K., Vojar J., 2014. Clutch size variation in agile frog *Rana dalmatina* on post-mining areas. *Polish Journal of Ecology* 62(4), 789–799.

Příloha IV: **Budská, D.**, Chajma, P., Harabiš, F., Solský, M., Doležalová, J., Vojar, J., 2022. Exceptional Quantity of Water Habitats on Unreclaimed Spoil Banks. *Water* 14 (13), 2085.



Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites

Jana Doležalová^a, Jiří Vojar^{a,*}, Daniela Smolová^a, Milič Solský^a, Oldřich Kopecký^b

^a Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Prague CZ 16521, Czech Republic

^b Department of Zoology and Fish Farming, Faculty of Agrobiology, Food and Natural Resources, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 957, Prague CZ 165 21, Czech Republic

ARTICLE INFO

Article history:

Received 2 August 2011

Received in revised form 3 November 2011

Accepted 5 November 2011

Available online 21 December 2011

Keywords:

Open-cast coal mining

Spoil bank

Amphibian

Habitat feature

Pond characteristic

Post-mining landscape restoration

ABSTRACT

Despite the ecological value of unreclaimed post-mining areas, in the Czech Republic, however, rigorous technical reclamation still prevails. Such an approach usually leads to a more uniform environment and destroys the habitat diversity of successional sites, including the variety of water bodies that are crucial habitats for many aquatic and semiaquatic species. The aim of our study was to assess the water environment on reclaimed and unreclaimed post-mining sites from an “amphibian point of view”. We compared the proportion of water habitat area, the number of ponds and their habitat features on 14 technically reclaimed and 6 unreclaimed sections of spoil banks in the North Bohemian brown coal basin in the Czech Republic. The proportion of water area, number of ponds per hectare of spoil bank, and number of ponds in a vicinity of 300 m were significantly higher on successional sections than on reclaimed sections of spoil banks. We also found on successional areas a higher proportion of smaller shallow ponds, with gentle shore slopes, partial insolation of water surface and partial vegetation cover. The ponds on technically reclaimed parts of spoil banks were larger and deeper, with steeper shore slopes, full insolation and partial vegetation cover. We conclude that primary succession leads to a more preferable environment for amphibians than does technical reclamation, and it should be considered as an equal type of post-mining site restoration.

© 2011 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

It has been increasingly recognized that post-mining areas such as sandpits, quarries, coal mines or spoil banks could have eminent ecological value. In particular, sites left to spontaneous succession have been regarded as habitats with high species diversity (Hodačová and Prach, 2003; Holec and Frouz, 2005; Hendrychová et al., 2008) and as sites that are home to many threatened species (Brändle et al., 2000; Novák and Prach, 2003; Tropek et al., 2010; Harabiš and Dolný, 2011; Dolný and Harabiš, 2011), including amphibians (Galán, 1997; Vojar, 2006; Smolová et al., 2010).

The root of the ecological importance of spontaneously developed post-mining areas should be sought in the specific environment arising there – early-successional sites, variety of oligotrophic ponds without intensive fish management, forest steppes and open forests. Such habitats have been decreasing throughout Europe over the past several decades due to intensive farming, forestry management, industry and urban development (Rundel

et al., 1998; Konvička et al., 2005). Furthermore, the heterogeneous surface of post-mining sites generates considerable habitat diversity, particularly on spoil banks formed by the dumping of overburden from lignite seams. Xerotherm habitats at higher sections of spoil banks are alternated there by waterlogged and irrigated places on the impermeable substrate in terrain depressions (Bejček, 1982). Despite the many advantages of spontaneous succession (Jochimsen, 1996; Tischew, 1998; Prach and Hobbs, 2008), rigorous technical reclamation of spoil banks still dominates in the Czech Republic (Hodačová and Prach, 2003). During such reclamation, primarily heterogeneous terrain is totally planned. Instead of many ponds inhabited by a number of threatened species (Vojar, 2007; Řehounek et al., 2010), only several large retention basins are created. Spoil banks are then drained off and usually cultivated for agriculture or forestry (Sklenička and Lhota, 2002). Such approach has an evidently negative effect on both habitat and species diversity and leads to a more uniform environment than that found on successional sites (Hodačová and Prach, 2003; Řehounek et al., 2010). It is highly plausible that the environments arising on spontaneous vs. technically reclaimed spoil banks are considerably different, in particular, with respect to the number and habitat features of water bodies. These attributes, of course,

* Corresponding author. Tel.: +420 224 383 854; fax: +420 224 383 778.
E-mail address: vojar@fzp.czu.cz (J. Vojar).

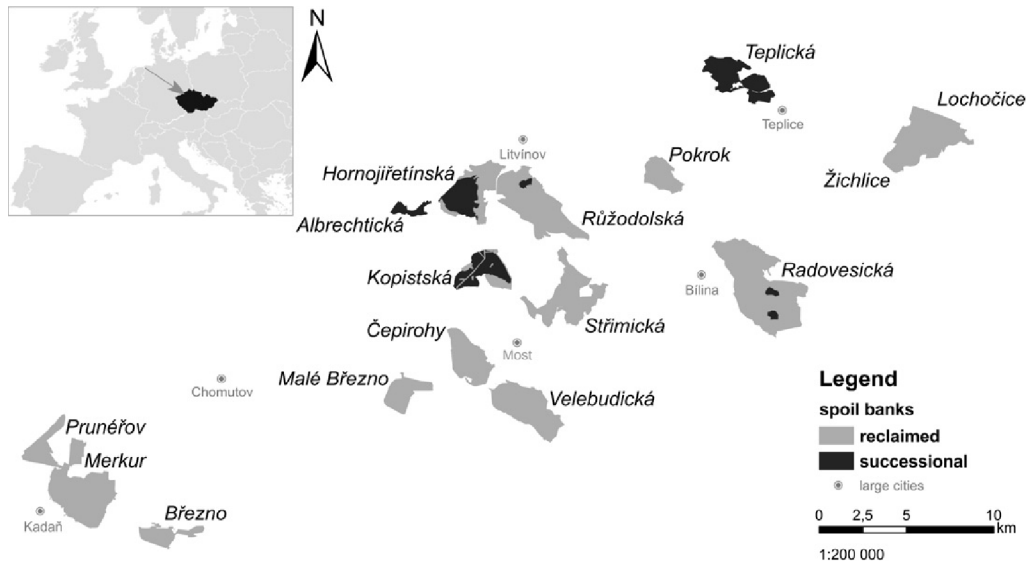


Fig. 1. Surveyed spoil banks in North Bohemian brown coal basin (Czech Republic).

could have a crucial impact on spoil bank colonization by plants and animals. This applies especially to semiaquatic and aquatic species with restricted locomotion (Wellborn et al., 1996). Amphibians use water habitats for reproduction (Duellman and Trueb, 1994) and as “stepping stones” during the colonization of new areas (Semlitsch and Bodie, 1998; Hartel and Öllerer, 2009). In this respect, amphibians represent a very good model taxa. We related the results of our study to amphibians because of their complex habitat requirements (Duellman and Trueb, 1994; Wells, 2007). In our study, we focused just on water habitats, their vicinities and pond connectivity as the crucial components of the amphibian environment (Semlitsch and Bodie, 2003; Cushman, 2006). Complex assessment of environmental conditions, including terrestrial habitats and their structures (e.g., Joly et al., 2001; Hartel et al., 2007a), is a separate subject dealt with in our subsequent research.

Despite numerous studies that have assessed water habitat features on spoil banks from technical, landscape and ecological points of view (e.g., Schulz and Wiegand, 2000; Nicolau, 2003; Toy and Chuse, 2005; Antwi et al., 2008), an essential gap still exists in quantitative comparison of water habitat features between spontaneous and technically reclaimed spoil banks. The environmental conditions found there have not yet been described in detail, nor have they been compared with those found at reclaimed sites. Such information can help to establish spontaneous succession as an equal type of post-mining site restoration (Bradshaw, 1997). Description of habitat characteristics and knowledge of their importance for particular species make it possible to select the most valuable successional sites for future development and/or to imitate such conditions within ecological restoration of post-mining sites (Ray et al., 2002; Lindenmayer and Hobbs, 2007).

The aim of this study, therefore, is to compare water habitats on technically reclaimed and successional spoil banks from an “amphibian point of view”, i.e. according to pond habitat features, type of surroundings in the pond vicinity, and pond connectivity. Furthermore, in the case of pond area and connectivity, we tried to distinguish pure effect of reclamation status (succession vs. technical reclamation) from the effect of spoil bank specificity, which could be done by assessing differences in the age of spoil banks, dumping method used, location, overburden composition, and the like. For the purpose of generalizing results and the possibility of their use in restoration practices, the study area covers all larger

spoil banks situated in the North Bohemian brown coal basin in the Czech Republic with more than 900 water bodies.

2. Material and methods

2.1. Study area and spoil bank description

The study was carried out on 17 large spoil banks in the North Bohemian brown coal basin in the Czech Republic, situated between the towns Ústí nad Labem and Kadaň on an area of about 2500 km² (Fig. 1). The study area is the largest mining site in the Czech Republic and one of the largest in all of Europe (Vráblíková et al., 2008). Several spoil banks contained both successional and technically reclaimed areas. Thus, we distinguished 14 technically reclaimed areas and 6 areas without technical reclamation with a total area of 84.3 km² (Table 1).

On the basis of orthophoto maps (Portal of Public Administration, 2011), ArcGIS 9.2 (ESRI, 2007) and field surveys, we described each spoil bank according to the reclamation status (spontaneous vs. technically reclaimed), type of reclamation (e.g. agricultural, forest), area of spoil bank, total area of water habitats, the ratio of water habitats area and spoil bank area, mean area of water habitats, total number of water habitats, and the number of water habitats per hectare of spoil bank. If reclaimed and successional sections were present at the same spoil bank, each section was described separately (see Table 1 for details).

2.2. Pond location and description

Using orthophoto maps, GPS navigations and the systematic field search in April 2010, we discovered 924 water bodies in total, 694 on successional and 230 on technically reclaimed spoil banks. Each pond was located by GPS navigation and described according to different levels of characteristics important for amphibians (Pope et al., 2000; Denoël and Lehmann, 2006): (i) pond features – area, maximum depth, shore slope, insolation of water surface, coverage by littoral vegetation; (ii) type of prevalent surrounding terrestrial environment and the status of reclamation; and (iii) connectivity with other ponds in the surrounding area. A summary of all variables is presented in Table 2.

Table 1

Description of spoil banks (SB). TR=technically reclaimed part of spoil bank, TU=technically unreclaimed part; Recl.=type of reclamation, T=technical, F=forest, A=agricultural, H=hydrological, G=grass stands, S=successional (without cultivated forest stands) – in case of multiple types of reclamation, the order indicates the proportion of reclamation types on the spoil bank; area SB=total area of spoil bank in hectares; area WH=total area of water habitats in hectares; rat. WH/SB=the ratio of total water habitat area to total spoil bank area expressed as a percentage; mean area WH=mean area of water habitats in m²; n WH=number of water habitats on spoil bank; n WH per ha SB=number of water habitats on spoil bank per hectare of spoil bank.

Name of spoil bank (SB)	Recl.	Area SB (ha)	Area WH (ha)	Rat. WH/SB (%)	Mean area WH (m ²)	n WH	n WH per ha SB
Technically reclaimed							
Březno	T, F, A	231.36	1.61	0.70	4025	4	0.02
Čepirohy	T, A, F	496.77	9.66	1.94	2476	39	0.08
Hornojířetinská – TR	T, F, H	351.28	16.37	4.66	20,461	8	0.02
Kopistská – TR	T, A, G	119.94	4.74	3.95	23,704	2	0.02
Lochočice	T, A, F	847.81	2.13	0.25	3045	7	0.01
Malé Březno	T, F, A	306.62	1.35	0.44	2257	6	0.02
Merkur	T, F, A	100.45	3.97	3.95	2333	17	0.17
Pokrok	T, F, A, G	289.39	5.28	1.83	5285	10	0.03
Pruněřov	T, F, A	261.31	4.67	1.79	6672	7	0.03
Radovesická – TR	T, A, F	1483.00	14.34	0.97	4216	34	0.02
Růžodolská – TR	T, F, G	952.99	33.52	3.52	4410	76	0.08
Střimická	T, F, A	743.55	16.98	2.28	14,148	12	0.02
Velebudická	T, F, A	729.32	1.32	0.18	1644	8	0.01
Žichlice	T, F	103.35	0	0.00	0	0	0.00
Technically unreclaimed							
Albrechtická	F, S	89.85	0.24	0.26	91	26	0.29
Hornojířetinská – TU	F, S	352.71	33.40	9.47	1380	242	0.69
Kopistská – TU	F	359.06	14.64	4.08	438	334	0.93
Radovesická – TU	S	57.34	5.42	9.45	888	61	1.06
Růžodolská – TU	F, S	31.28	1.76	5.61	1463	12	0.38
Teplická	F	519.31	23.58	4.54	12,410	19	0.04

In the case of larger ponds recognizable from orthophoto maps, their area was determined by tracing in ArcGIS (ESRI, 2007). Smaller ponds were measured directly in the field by tape line. To avoid errors resulting from the difficulty of precise measurement of some variables (vegetation cover, insolation), from their variability during the day (insolation) or within the pond (shore slope), and from the subjectivity of such assessment as conducted by different persons, we designated these pond characteristics as variables on an ordinal scale (Table 2).

Maximum depth was measured using a ruler. For shore slope, we considered the prevalent slope of banks under the water surface directly affecting the occurrence of littoral vegetation (Pieczyńska, 1990 in Jorgensen and Hoffer). The intensity of insolation was stated as the ratio of the water surface area not shaded by trees and shrubs growing around the pond to the total water surface area. To avoid errors due to the sun's changing position during the

day, we determined this variable only in the middle of the day, i.e. between 10:00 a.m. and 3:00 p.m. We regarded as littoral vegetation any aquatic, emerged and submerged vegetation, as well as submerged grasses and branches of trees along pond edges used by amphibians for laying eggs and for shelter (Ficetola et al., 2006). The proportion of vegetation cover was estimated using the method of Oldham et al. (2000).

Prevalent surrounding terrestrial environment was described within a vicinity of 150 m and classified according to five types of environment differing mainly by vegetation type and cover (Table 2). The distance of 150 m around the pond was chosen on the basis of studies investigating the importance of surrounding terrestrial habitats for amphibians (e.g., Semlitsch and Bodie, 2003; Zanini, 2006; Ficetola et al., 2009).

For the pond connectivity variable, we selected the number of ponds within 300 m. The distance of 300 m corresponds to the common dispersion ability of Central European amphibians (e.g., Ponsero and Joly, 1998; Baker and Halliday, 1999; Kovář et al., 2009). The distance between ponds was measured as the “edge-to-edge” distance. The program ArcGIS 9.2 (ESRI, 2007) was used for creating buffer zones and for distance measurements.

Table 2

Description of assessed habitat features.

Variable (unit)	Levels	Range of levels
Maximum depth (m)	1	<0.5
	2	0.5–1.5
	3	>1.5
Shore slope (°)	1	<30
	2	30–55
	3	>55
Insolation (%)	1	<5
	2	5–75
	3	>75
Vegetation cover (%)	1	<5
	2	5–75
	3	>75
Surrounding environment	1	Initial successional stages
	2	Arable lands
	3	Grasslands
	4	Forest steppes
	5	Forests
Technical reclamation	1	Reclaimed
	0	Unreclaimed
Pond area (m ²)		
Number of ponds within 300 m		

2.3. Statistical analysis

The ratio of water habitat area to total spoil bank area, as well as the number of ponds per hectare of spoil bank between reclaimed ($n = 14$) and successional ($n = 6$) spoil bank sections, were compared by generalized linear models (GLM) using R statistical software, version 2.10.1 (R Development Core Team, 2009). A separate model was computed for each response variable. We used the status of spoil bank reclamation, i.e. spontaneous vs. technically reclaimed, as the explanatory variable.

We mainly used GLM to test the differences in habitat features of water bodies between reclaimed and successional spoil banks sections as well. A separate model was computed for each response variable. As for quantitative variables on a ratio scale (pond area and the number of ponds within 300 m), we distinguished the effect of reclamation status from the effect of spoil bank specificity by

placing the variable of spoil bank specificity as the first in the model, i.e. as a co-variable. Furthermore, we created a second model with the opposite order of main variables, i.e. with reclamation status first. Using variation partitioning (Legendre and Legendre, 1998), we then expressed the ratio of explained variability by spoil bank specificity and by status of reclamation, as well the amount of the combined explained variability. The variable of pond area was logarithmically transformed and the linear model (LM) was used. For all categorical variables and variables on an ordinal scale, we compared the number of ponds belonging to a particular level of variable and status of reclamation. To analyze the obtained frequencies, we used log-linear models with Poisson distribution of the response variable.

To test the significance of each variable in the model, we used Chi-squared deletion tests for the models with Poisson distribution of the response variable and F tests for the models with quasi-Poisson distribution (Crawley, 2007). Each minimal adequate model, except log-linear models (Pekár and Brabec, 2009), was checked in the end using standard statistical diagnostics (Crawley, 2007).

3. Results

The ratio of water habitat area to total spoil bank area, as well as the number of ponds per hectare of spoil bank, were significantly higher on successional than on reclaimed sections of spoil banks (ratio: $df=1$, $F=10.82$, $p=0.004$; pond number: $df=1$, $F=47.33$, $p<10^{-5}$). Water bodies occupied from 0.00% to 4.66% (median = 1.81%) of the area on reclaimed sections and from 0.26% to 9.47% (5.08%) of the area on successions. The number of ponds per hectare of spoil bank varied on reclaimed parts from 0.00 to 0.17 (0.02) and on successions from 0.04 to 1.06 (0.53).

Water bodies arising on unreclaimed parts of spoil banks were significantly smaller than on reclaimed parts. On the other hand, the number of ponds within 300 m was much higher on successional sites than on reclaimed sites (Fig. 2 and Table 3). Despite the spoil bank specificity as a co-variable, the effect of reclamation status was highly significant for both pond area and the number of ponds within 300 m (Table 3). Nevertheless, the spoil bank variable accounted for a considerable amount of variability as well (16.3% of variability explained by both variables combined). In the case of pond area, it was comparable with the variability explained by

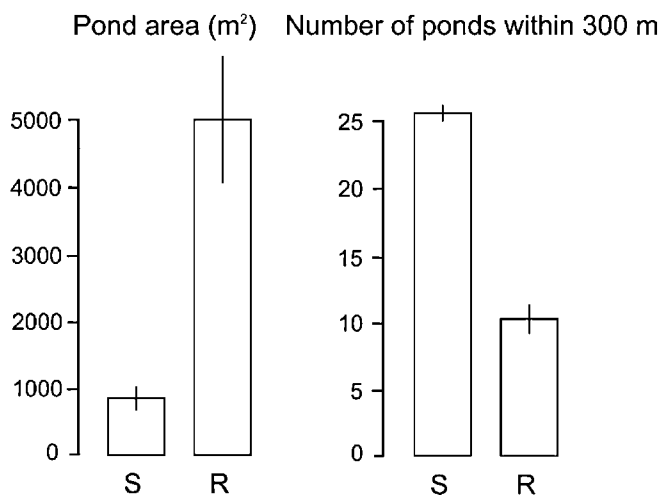


Fig. 2. Differences in pond area and number of ponds within 300 m on technically reclaimed (R) and spontaneous (S) spoil bank sites. Vertical lines represent 95% confidence intervals of the mean. See Table 3 for the results of statistical analyses.

Table 3

Results of analyses of differences in pond area and the number of ponds within 300 m on technically reclaimed (R) and successional (S) spoil bank sites. Bank = spoil bank specificity, Rec = reclamation status (successional vs. technically reclaimed), Bank:rec = interaction between main variables. In the case of pond area, LM was used; for the number of ponds, GLM with quasi-Poisson distribution was used.

Variable	df	F	p	Result
Pond area				
Bank	1	76.68	$p < 10^{-6}$	S < R
Rec	1	20.98	$p < 10^{-5}$	
Bank:rec	1	15.25	$p = 10^{-4}$	
Number of ponds				
Bank	1	306.68	$p < 10^{-6}$	S > R
Rec	1	21.99	$p < 10^{-5}$	
Bank:rec	1	56.18	$p < 10^{-6}$	

reclamation status (21.5%). For the number of ponds within 300 m, the separate effect of spoil bank was even six times stronger than the effect of reclamation status (35.3% and 5.6%, respectively). Furthermore, most of the variability (about 60% in the case of both variables) was explained by these variables combined.

Log-linear analyses of pond numbers belonging to a particular level of a given variable, and reclamation status revealed highly significant differences among observed frequencies in all variables (Fig. 3 and Table 4). We found a higher ratio of deeper ponds on technically reclaimed parts of spoil banks, whereas shallow and medium-depth ponds prevailed on succession sites. Ponds with gentle shore slopes were considerably predominate on successions, with less than just 5% of ponds there in the steepest level (in contrast with nearly one quarter in reclaimed sites). As for insolation of water surface, the majority of ponds on reclaimed sections was fully insolated, in contrast to successional sections where partially insolated ponds prevailed. Partially vegetated ponds predominated in both reclaimed and unreclaimed spoil banks. On succession sites, however, the proportion of fully vegetated ponds was significantly higher than on reclaimed sites. Ponds on successional spoil banks were mostly surrounded by forests and forest-steppe formations, while other landscape types were rare or practically absent. This contrasted to reclaimed spoil banks which had a more balanced ratio of landscape types in pond surroundings (Table 4).

4. Discussion

4.1. Pond features

On succession sites, we found a higher proportion of smaller shallow ponds with gentle shore slopes, partial insolation of water surface and partial vegetation cover. The ponds on technically reclaimed sections of spoil banks were larger and deeper, with steeper shore slopes, full insolation and partial vegetation cover (Fig. 3 and Table 4).

Central European amphibians usually prefer middle-sized (about 500 m²), stable water bodies with a depth allowing development of partial vegetation cover (Ficetola and De Bernardi, 2004; Van Buskirk, 2005; Hartel et al., 2007a). Very large and deep ponds are unsuitable for amphibians due to intensive fish management (Joly et al., 2001; Hartel et al., 2007b) and could even represent barriers for them (Ray et al., 2002). Very small and shallow ponds, on the other hand, are often threatened by desiccation (Kopecký et al., 2010), and due to restricted size and suboptimal conditions they often host small populations (Hartel et al., 2007b). For some species, however, small temporary ponds represent crucial habitats (Griffiths, 1997; Kopecký et al., 2010) and, as pond clusters, could maintain their large (meta)populations (Denoël, 2007). Tiny water bodies are also relevant as amphibian refuges (Van Buskirk,

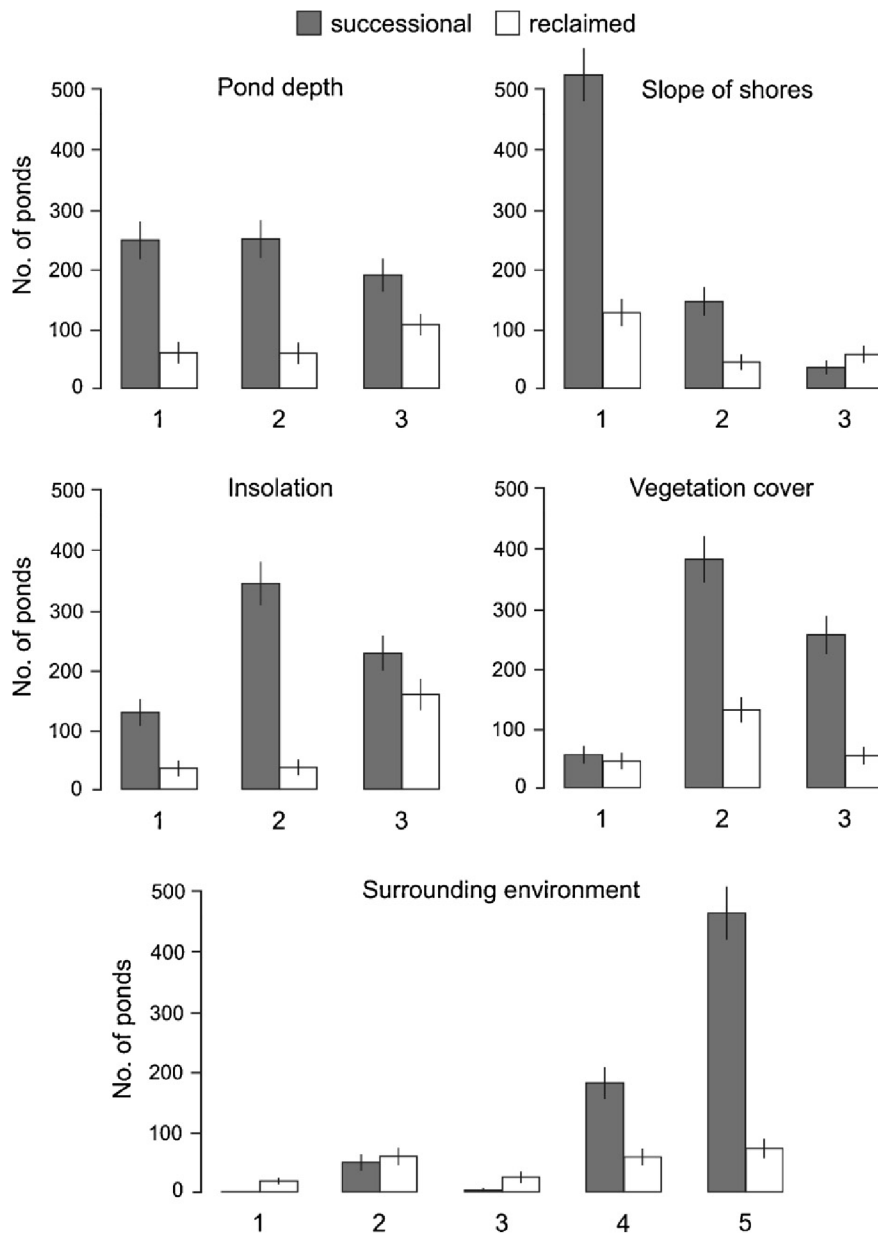


Fig. 3. Number of ponds according to the particular level of the given variable and the reclamation status (successional vs. technically reclaimed). For an explanation of the levels of variables (see Table 2).

2003), as they increase landscape permeability and support colonization of new areas (Hartel and Öllerer, 2009). As for pond size and depth, we can conclude that unreclaimed spoil banks contain a higher proportion of suitable, i.e. small and middle-sized, water bodies supporting the existence of most amphibian species living in spoil bank surroundings.

Shore slope and pond depth are features closely related to ponds' vegetation cover (Pieczynska, 1990 in Jorgensen and Hoffer), which protects amphibian eggs, larvae and adults against predators (Joly et al., 2001). Water bodies on both successional and technically reclaimed spoil banks were predominantly partially vegetated (Fig. 3 and Table 4). In the case of large and deep ponds that prevailed on reclaimed sites, however, partial vegetation represented merely a narrow ring of vegetation around the pond. Along with intensive fish predation, this does not offer suitable conditions for

amphibians (Joly et al., 2001; Hartel et al., 2007a). The gentle slopes and lower depths of small ponds prevailing on succession sites probably led to the relatively higher proportion of fully vegetated ponds there.

The intensity of water surface insolation is connected to pond size and the type of surrounding habitat (Ponsero and Joly, 1998). Thus, small ponds surrounded by forests or forest steppes, which prevailed on successional spoil banks, were relatively less insulated than larger ponds on reclaimed spoil banks (Fig. 3 and Table 4).

4.2. Surrounding environment

Forest steppes and forests considerably prevailed as the terrestrial habitats around ponds on successional spoil banks, whereas the ratios of landscape types in pond surroundings on reclaimed

Table 4

Log-linear frequency analysis of pond numbers according to reclamation status (R – reclaimed, S – successional) and the particular level of the given variable (numbers from one to five). Only the interactions between particular variables and the reclamation status are presented as the results of the analyses (see Section 2). The percentages in parentheses represent pond ratios within a particular reclamation status and the level of the given variable. For an explanation of the levels of variables (see Table 2).

Variable		Pond numbers (%)					df	p
		1	2	3	4	5		
Maximum depth	S	252(36.3)	253(36.5)	189(27.2)			2	<10 ⁻⁶
	R	63(27.4)	60(26.1)	107(46.5)				
Shore slope	S	515(74.2)	145(20.9)	34(4.9)			2	<10 ⁻⁶
	R	129(56.1)	45(19.6)	56(24.3)				
Insolation	S	127(18.3)	342(49.3)	225(34.4)			2	<10 ⁻⁶
	R	34(14.8)	37(16.1)	159(69.1)				
Vegetation cover	S	54(7.8)	381(54.9)	259(37.3)			2	<10 ⁻⁶
	R	45(19.6)	131(56.9)	54(23.5)				
Surrounding environment	S	0(0.0)	3(0.4)	48(6.9)	180(25.9)	463(66.7)	4	<10 ⁻⁶
	R	17(7.3)	25(10.9)	58(25.2)	58(25.2)	72(31.3)		

sites were more balanced (Fig. 3 and Table 4). In the case of the Kopistská and Teplická spoil banks, this was due to forest reclamation in the past (Table 1). Forest steppes prevailed on the other successional spoil banks. Most Central European amphibians prefer forest steppe or forest habitats during their terrestrial period (Denoël and Lehmann, 2006; Hartel and Öllerer, 2009). Although they usually use more insolated ponds not under the canopy for reproduction, continuity on micro-climatically suitable terrestrial habitats is important for many species (Laan and Verboom, 1990; Ponsoero and Joly, 1998). The higher proportion of arable fields and intensively managed grassland on reclaimed sites may decrease spoil bank permeability for amphibians (Marsh and Trenham, 2001; Ray et al., 2002).

4.3. Connectivity of water habitats

The main cause of the significantly higher ratio of water habitat area, higher number of ponds per hectare of spoil bank, and higher number of ponds within 300 m for successional spoil banks (Fig. 2 and Table 3) is the heterogeneous surface of unreclaimed post-mining sites (Bejček, 1982). For European amphibians, ponds are crucial not only as reproduction habitats. Clusters of suitable and accessible ponds also maintain amphibian (meta)populations (Laan and Verboom, 1990; Marsh and Trenham, 2001; Petranka et al., 2007) and support the colonization of new sites (Sjögren, 1991; Cushman, 2006; Hartel and Öllerer, 2009), including spoil banks (Vojar, 2006). Although the presence of water bodies regardless of amphibian presence is not itself decisive for persistence of amphibian (meta)populations (Denoël and Lehmann, 2006), the pure effect of pond incidence has been regarded as a significant habitat feature (Vos and Stümpel, 1996; Marsh et al., 1999; Zanini, 2006). Thus the considerably higher pond connectivity on successional parts of spoil banks should lead to more stable amphibian (meta)populations and should enhance spoil bank colonization by amphibians better than on reclaimed sites.

4.4. Reclamation status vs. spoil bank specificity

Although the effect of reclamation status (succession vs. technical reclamation) was significant in both pond area and the number of ponds within 300 m, spoil bank specificity also accounted for a considerable amount of variability, particularly in the case of pond numbers. Furthermore, most of the variability was explained by reclamation status and spoil bank specificity combined. The reasons for such results probably arise from the specificity of

reclamation of some spoil banks. For instance, only on a small part of the reclaimed Růžodolská spoil bank, and not on other reclaimed spoil banks, was a relatively high number of small ponds (39) created. Two spoil banks (Střimická, Lochočice) were established as a hillside, and only on some terraces were water bodies created. Special types of recreation reclamations on some spoil banks (e.g. creation of a hippodrome and golf course on the Velebudická spoil bank) negatively affected the number of ponds there. It is likely that spoil bank specificity could involve other factors (e.g. age and location of spoil bank, composition of overburden, dumping method) that significantly affect environmental features.

5. Conclusions

Our results showed that primary succession leads to more preferable pond features for amphibians than does technical reclamation. The most important characteristics of successional ponds, however, are their variability and high numbers, allowing the generation of functional amphibian (meta)population structures. It has been hypothesized that the abundance of amphibian populations will increase with the density of suitable habitats (Vos and Stümpel, 1996; Zanini, 2006). This is consistent with our results, where we found the most abundant amphibian populations on technically unreclaimed sections of spoil banks with a variety of ponds (Smolová et al., 2010). Thus, successional post-mining sites represent great potential for nature conservation (Tropek et al., 2010). In the Czech Republic, for instance, lignite mines and spoil banks cover about 500 km² (Řehounek et al., 2010), an area comparable to the total area of all Czech national nature reserves.

The question of how to use the ecological potential of post-mining sites is a prevailing one in the Czech Republic. On the one hand, considerable costs are allocated to nature conservation (Konvička et al., 2005), while, on the other hand, valuable habitats on post-mining sites often arise naturally, without the need of any additional costs (Prach and Hobbs, 2008). Furthermore, expensive technical reclamation has a negative effect on these sites, whereby it destroys habitat and species diversity (Hodačová and Prach, 2003; Řehounek et al., 2010). Leaving parts of spoil banks to primary succession could have a crucial positive effect not only for amphibians (Pižl, 2001; Hodačová and Prach, 2003; Holec and Frouz, 2005; Hendrychová et al., 2009).

To effectively protect the ecological value of post-mining sites, finances should be used not only for ecological restoration immediately after the end of mining, but also for subsequent habitat

management and its monitoring. Using appropriate conservation measures, e.g. partial elimination of littoral vegetation, pond silt control, grass mowing, pasture or maintenance of open forests by selective harvesting (Petříček, 1999), the variety of successional stages of both water and terrestrial habitats on post-mining sites should be maintained (Fog, 1997; Vojar, 2007).

Acknowledgments

This study was supported by the Czech University of Life Sciences Prague (grants nos. 42110/1313/3111 and 42110/1312/3148), by Technology Agency of the Czech Republic (grant no. TA01020881) and by Research Project of the Faculty of Agrobiology, Food and Natural resources, Czech University of Life Sciences Prague (grant no. 6046070901). We are grateful to K. Šebková, M. Mildorfová, J. Gučík, M. Jílková and other colleagues for their help in the field, to Gale A. Kirking and M. Knapp for useful comments to the manuscript.

References

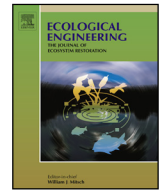
- Antwi, E.K., Krawczynski, R., Wiegble, G., 2008. Detecting the effect of disturbance on habitat diversity and land cover change in a post-mining area using GIS. *Landscape Urban Plan.* 87, 22–32.
- Baker, J.M.R., Halliday, T.R., 1999. Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. *Herpetol. J.* 9, 55–63.
- Bejček, V., 1982. Sukcese společenstev drobných savců v raných vývojových stádiích výsypek v mostecké kotlině. *Sbor. Okr. Muz. v Mostě, ř. přír.* 4, 61–86 (in Czech).
- Bradshaw, A., 1997. Restoration of mined lands – using natural processes. *Ecol. Eng.* 8, 255–269.
- Brändle, M., Durka, W., Altmoos, M., 2000. Diversity of surface dwelling beetle assemblages in open-cast lignite mines in Central Germany. *Biodivers. Conserv.* 9, 1297–1311.
- Crawley, M.J., 2007. *The R Book*. John Wiley & Sons, Chichester.
- Cushman, S.A., 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biol. Conserv.* 128, 231–240.
- Denoël, M., 2007. *Le Triton alpestre, Triturus alpestris* (Laurenti, 1786). In: *Amphibiens et Reptiles de Wallonie*. Namur, Aves-Raîne & Région wallonne, pp. 62–71 (in French).
- Denoël, M., Lehmann, A., 2006. Multi-scale effect of landscape processes and habitat quality on newt abundance: implications for conservation. *Biol. Conserv.* 130, 495–504.
- Dolný, A., Harabiš, F., 2011. Underground mining can contribute to freshwater biodiversity conservation: Allogenic succession forms suitable habitats for dragonflies. *Biol. Conserv.*, doi:10.1016/j.biocon.2011.10.020, in press.
- Duellman, W.E., Trueb, L., 1994. *Biology of Amphibians*. Johns Hopkins University Press, Baltimore and London.
- ESRI, 2007. *ArcGIS 9.2*. Environmental Systems Research Institute, Redlands (CA).
- Ficetola, G.F., De Bernardi, F., 2004. Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biol. Conserv.* 119, 219–230.
- Ficetola, G.F., Padoa-Schioppa, E., De Bernardi, F., 2009. Influence of landscape elements in riparian buffers on the conservation of semiaquatic amphibians. *Conserv. Biol.* 23, 114–123.
- Ficetola, G.F., Valota, M., De Bernardi, F., 2006. 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, Florence, pp. 113–116.
- Fog, K., 1997. A survey of the results of pond projects for rare amphibians in Denmark. *Mem. Soc. Fauna Flora Fenn.* 73, 91–100.
- Galán, P., 1997. Colonization of spoil benches of an opencast lignite mine in north-west Spain by amphibians and reptiles. *Biol. Conserv.* 79, 187–195.
- Griffiths, R.A., 1997. Temporary ponds as amphibian habitats. *Aquat. Conserv.* 7, 119–126.
- Harabiš, F., Dolný, A., 2011. Human altered ecosystems: suitable habitats as well as ecological traps for dragonflies (Odonata): the matter of scale. *J. Insect. Conserv.*, doi:10.1007/s10841-011-94000-0, in press.
- Hartel, T., Nemes, S., Cogălniceanu, D., Öllerer, K., Schweiger, O., Moga, C.I., Demeter, L., 2007a. The effect of fish and aquatic habitat complexity on amphibians. *Hydrobiologia* 583, 173–182.
- Hartel, T., Öllerer, K., Nemes, S., 2007b. Critical elements for biologically based management plans for amphibians in the middle section of the Târnava Mare basin. *Acta Sci. Transylv.* 15, 109–132.
- Hartel, T., Öllerer, K., 2009. Local turnover and factors influencing the persistence of amphibians in permanent ponds from the Saxon landscapes of Transylvania. *North-West. J. Zool.* 5, 40–52.
- Hendrychová, M., Šálek, M., Červenková, A., 2008. Invertebrate communities in man-made and spontaneously developed forests on spoil heaps after coal mining. *J. Lands. Stud.* 1, 169–187.
- Hendrychová, M., Šálek, M., Řehoř, M., 2009. Bird communities of forest stands on spoil heaps after brown coal mining. *Sylvia* 45, 177–189 (in Czech).
- Hodačová, D., Prach, K., 2003. Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restor. Ecol.* 11, 1–7.
- Holec, M., Frouz, J., 2005. Ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in reclaimed and unreclaimed brown coal mining spoil dumps in the Czech Republic. *Pedobiologia* 49, 345–357.
- Jochimsen, M.E.A., 1996. Reclamation of colliery mine spoil founded on natural succession. *Water Air Soil Pollut.* 91, 99–108.
- Joly, P., Miaud, C., Lehmann, A., Grolet, O., 2001. Habitat matrix effect on pond occupancy in newts. *Conserv. Biol.* 15, 239–248.
- Konvička, M., Beneš, J., Čížek, L., 2005. Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. *Sagittaria*, Olomouc (in Czech).
- Kopecký, O., Vojar, J., Denoël, M., 2010. Movements of Alpine newts (*Mesotriton alpestris*) between small aquatic habitats (ruts) during the breeding season. *Amphibia-Reptilia* 31, 109–116.
- Kovář, R., Brabec, M., Víta, R., Bocek, R., 2009. Spring migration distances of some Central European amphibian species. *Amphibia-Reptilia* 30, 367–378.
- Laan, R., Verboom, B., 1990. Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biol. Conserv.* 54, 251–262.
- Legendre, P., Legendre, L., 1998. *Numerical Ecology*, second English ed. Elsevier Science BV, Amsterdam.
- Lindenmayer, D.B., Hobbs, R.J. (Eds.), 2007. *Managing and Designing Landscapes for Conservation: Moving from Perspectives to Principles*. Blackwell Publishing, London.
- 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*. *J. Anim. Ecol.* 68, 804–814.
- Marsh, D.M., Trenham, P.C., 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conserv. Biol.* 15, 40–49.
- Nicolau, J.M., 2003. Trends in relief design and construction in opencast mining reclamation. *Land Degrad. Dev.* 14, 215–226.
- Novák, J., Prach, K., 2003. Vegetation succession in basalt quarries: pattern over a landscape scale. *Appl. Veg. Sci.* 6, 111–116.
- Oldham, R.S., Keeble, J., Swan, M.J.S., Jeffcote, M., 2000. Evaluating the suitability of habitat for the Great Crested Newt (*Triturus cristatus*). *Herpetol. J.* 10, 143–155.
- Pekár, S., Brabec, M., 2009. Moderní analýza biologických dat, Zobecněné lineární modely v prostředí R. Scientia, Praha (in Czech).
- Petránka, J.W., Harp, E.M., Holbrook, C.T., Hamel, J.A., 2007. Long-term persistence of amphibian populations in a restored wetland complex. *Biol. Conserv.* 138, 371–380.
- Petříček, V. (Ed.), 1999. *Péče o chráněná území. I. Nelesní společenstva*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Prague (in Czech).
- Pieczynska, E., 1990. Littoral habitats and communities. In: Jorgensen, S.E., Hoffer, H. (Eds.), *Guidelines of Lake Management*, vol. 3. ILLEC, UNEP, Otsu, Japan.
- Pižíl, V., 2001. Earthworm succession in afforested colliery spoil heaps in the Sokolov region, Czech Republic. *Restor. Ecol.* 9, 359–364.
- Ponsero, A., Joly, P., 1998. Clutch size, egg survival and migration distance in the agile frog (*Rana dalmatina*) in floodplain. *Arch. Hydrobiol.* 142, 343–352.
- Pope, S.E., Fahring, L., Merriam, H.G., 2000. Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog population. *Ecology* 81, 2498–2508.
- Portal of Public Administration, 2011. *Cenia – maps* (Online). <http://geoportal.cenia.cz/mapsphere>, cit. 5. 1. 2011.
- Prach, K., Hobbs, R.J., 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restor. Ecol.* 16, 363–366.
- R Development Core Team, 2009. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Ray, N., Lehmann, A., Joly, P., 2002. Modelling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability. *Biodivers. Conserv.* 11, 2143–2165.
- Řehounek, J., Řehounková, K., Prach, K. (Eds.), 2010. *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Calla, České Budějovice (in Czech).
- Rundel, P.W., Montenegro, G., Jaksic, F.M. (Eds.), 1998. *Landscape Disturbance and Biodiversity in Mediterranean-type Ecosystems*. Springer, Berlin.
- Schulz, F., Wiegble, G., 2000. Development options of natural habitats in a post-mining landscape. *Land Degrad. Dev.* 11, 99–110.
- Semlitsch, R.D., Bodie, J.R., 1998. Are small, isolated wetlands expendable? *Conserv. Biol.* 12, 1129–1133.
- Semlitsch, R.D., Bodie, J.R., 2003. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conserv. Biol.* 17, 1219–1228.
- Sjögren, P., 1991. Extinction and isolation gradients in metapopulations: the case of the pool frog (*Rana lessonae*). *Biol. J. Linn. Soc.* 42, 135–148.
- Sklenička, P., Lhota, T., 2002. Landscape heterogeneity – a quantitative criterion for landscape reconstruction. *Landscape Urban Plan.* 58, 147–156.
- Smolová, D., Doležalová, D., Vojar, J., Solský, M., Kopecký, O., Gučík, J., 2010. Summary of faunistic records and evaluation of amphibian occurrence on spoil banks in northern Bohemia. *Acta Musei Bohemiae Borealis, Scientiae Naturales, Liberec* 28, 155–163 (in Czech).
- Tischew, S., 1998. Sukzession als mögliche Folgenutzung in sanierten Braunkohltagebauen. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. Halle SH 1*, 42–53 (in German).
- Toy, T.J., Chuse, W.R., 2005. Topographic reconstruction: a geomorphic approach. *Ecol. Eng.* 24, 29–35.

- Tropek, R., Kadlec, T., Karešová, P., Spitzer, P., Kočárek, P., Malenovský, I., Baňář, P., Tuf, I.H., Hejda, M., Konvička, M., 2010. Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *J. Appl. Ecol.* 47, 139–147.
- Van Buskirk, J., 2003. Habitat partitioning in European and North American pond-breeding frogs and toads. *Divers. Distrib.* 9, 399–410.
- Van Buskirk, J., 2005. Local and landscape influence on amphibian occurrence and abundance. *Ecology* 86, 1936–1947.
- Vojar, J., 2006. Colonization of post-mining landscapes by amphibians: a review. *Sci. Agric. Bohem.* 37, 35–40.
- 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 (in Czech).
- 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 Ecol.* 11, 203–214.
- Vráblíková, J., Blažková, M., Farský, M., Jeřábek, M., Seják J., Šoch, M., Dejmal, I., Jirásek, P., Neruda, M., Zahálka, J., 2008. Revitalizace antropogenně postižené krajiny v Podkrušnohoří, I. část, Přírodní a sociálně ekonomické charakteristiky disparit průmyslové krajiny v Podkrušnohoří. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta Životního prostředí, Ústí nad Labem (in Czech).
- Wellborn, G.A., Skelly, D.K., Werner, E.E., 1996. Mechanism creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 27, 337–363.
- Wells, K.D., 2007. *The Ecology and Behavior of Amphibians*. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Zanini, F., 2006. Amphibian Conservation in Human Shaped Environments: Landscape Dynamics, Habitat Modelling and Metapopulation Analyses. PhD Thesis. École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Switzerland.



Contents lists available at ScienceDirect

Ecological Engineering

journal homepage: www.elsevier.com/locate/ecoleng

Spontaneous succession on spoil banks supports amphibian diversity and abundance



Jiří Vojar^{a,*}, Jana Doležalová^a, Milič Solský^a, Daniela Smolová^a, Oldřich Kopecký^b,
Tomáš Kadlec^a, Michal Knapp^a

^a Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Prague CZ 16521, Czech Republic

^b Faculty of Agrobiological Sciences, Food and Natural Resources, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Prague CZ 16521, Czech Republic

ARTICLE INFO

Article history:

Received 17 November 2014

Received in revised form 8 November 2015

Accepted 26 January 2016

Keywords:

Biodiversity conservation

Landscape restoration

Open-cast coal mining

Post-mining habitats

Rana dalmatina

Technical reclamation

ABSTRACT

The ecological value and conservation potential of post-mining areas have been increasingly recognized by scientists and conservationists during recent decades. Especially valuable are sites left to spontaneous succession, which constitute habitats with high species diversity, or habitats that serve as refuges for threatened species. In contrast to several other taxa, there is a lack of such evidence for amphibians, despite the assumption that primary succession leads to a more suitable environment for amphibians than does technical reclamation. Therefore, we compared the effects of technical reclamation and spontaneous succession on amphibian presence, species richness, and abundance of the model species *Rana dalmatina* in technically reclaimed and unreclaimed sections of spoil banks in the Czech Republic's North Bohemian brown coal basin. We found that most recorded amphibian species, and *R. dalmatina* in particular, occurred predominantly within successional spoil bank sections. Apart from reclamation status, amphibians preferred partially vegetated ponds (5–75% vegetation cover) having gently sloping shores (<30°) and lower water conductivity. Mean species richness per pond (1.95 vs. 1.20), the proportion of ponds occupied by amphibians (88.5% vs. 69.4%), and the mean numbers of *R. dalmatina* clutches per pond (9.05 vs. 1.65) were significantly higher at unreclaimed sites compared to technically reclaimed sites. This study confirms the conservation value of post-mining sites for amphibians and evidences that sites left to spontaneous succession provide more suitable habitats for amphibians compared to technically reclaimed sites. Key habitat characteristics driving amphibian assemblages within post-mining sites are identified and guidelines for effective protection of amphibians in post-mining areas are proposed.

© 2016 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

The ecological value and conservation potential of such post-mining areas as sandpits, quarries, coal mines and spoil banks have been increasingly recognized among scientists and conservationists during recent decades. This applies mainly to sites left to spontaneous succession and which represent a fine mosaic of habitats with high species diversity (Hendrychová et al., 2008, 2009, 2012; Hodačová and Prach, 2003; Holec and Frouz, 2005; Mudrák et al., 2010; Prach and Pyšek, 2001; Wiegleb and Felinks, 2001) or habitats that are refuges for threatened species of vascular plants (Tischew et al., 2014; Tropek et al., 2010; Wheeler and Cullen, 1997), terrestrial invertebrates (Hendrychová et al., 2008, 2012; Holec and Frouz, 2005; Mudrák et al., 2010; Prach and Pyšek, 2001;

Wiegleb and Felinks, 2001), and vertebrates (Šálek, 2012). In contrast to those for other taxa, studies on aquatic or semiaquatic species are rare (but see Dolný and Harabiš, 2012; Harabiš et al., 2013). To our knowledge, in the case of amphibians, those studies taking place in post-mining areas are limited to investigation of the spoil bank colonization process (Galán, 1997) or to collection of faunistic records (Smolová et al., 2010; Vojar, 2006).

Spoil banks resulting from large-scale open-cast coal mining are typical of a specific type of heterogeneous environment (Doležalová et al., 2012). Terrestrial habitats at higher sections of spoil banks are accompanied by waterlogged and moisture-retaining areas with impermeable substrate in terrain depressions (Bejček, 1982). Many oligotrophic ponds with favorable habitat features have potential to become valuable refuges for numerous threatened aquatic and semiaquatic species (Harabiš and Dolný, 2011), including amphibians (Doležalová et al., 2012). According to Doležalová et al. (2012), technically unreclaimed (successional) sections of spoil banks are typical of a relatively high proportion of water area and higher

* Corresponding author.

E-mail address: vojjar@fzp.czu.cz (J. Vojar).

number of ponds than are those sections that have been technically reclaimed. The higher proportion of ponds occurring in unreclaimed sections is also partially vegetated, smaller, shallower, and with gentle shore slopes (Doležalová et al., 2012). During technical reclamation of spoil banks, primarily heterogeneous terrain is totally leveled, and instead of many various ponds only several large retention basins are created (Doležalová et al., 2012; Řehounek et al., 2010; Vojar, 2006). Therefore, larger and deeper ponds with steeper shore slopes and less vegetation cover prevail at reclaimed sites. The presumption is that primary succession leads to a more preferable environment for amphibians than does technical reclamation (Doležalová et al., 2012).

The aim of this study is to compare the effects of technical reclamation and spontaneous succession on amphibian diversity and abundance. In particular, we asked whether (i) mean species richness per pond, (ii) the proportion of ponds occupied by amphibians, and (iii) the mean numbers of clutches per pond of a selected model species, the agile frog *Rana dalmatina*, are higher at unreclaimed or at technically reclaimed sites. Furthermore, we analyzed the possible effects of habitat features on the presence of amphibians within selected water bodies (ponds). For the purpose of generalizing results and the possibility of their use in restoration practice, the study area covers most of the larger spoil banks situated in the Czech Republic's North Bohemian brown coal basin.

2. Materials and methods

2.1. Study area and pond selection

The study was conducted at 13 of 17 large spoil banks in the North Bohemian brown coal basin (see Supplementary Geospatial Data), the largest mining site in the Czech Republic and one of the largest in Europe (Vrábliková et al., 2008). Using orthophoto maps (Portal of Public Administration, 2014), ArcGIS 9.2 (ESRI, 2007), and field surveys, each spoil bank was classified according to reclamation status (successional vs. technically reclaimed) that directly affects spoil banks terrain heterogeneity and, therefore, the number of ponds there (Doležalová et al., 2012). If both technically reclaimed and successional sections were present at the same spoil bank, each such section was classified separately. In total, we distinguished 13 technically reclaimed and 6 unreclaimed sections. For a detailed description of the monitored spoil banks, see Doležalová

et al. (2012). The age of all spoil banks varied between 10 and 50 years after heaping for unreclaimed spoil banks and after technical reclamation of spoil banks for reclaimed sections. We avoided the youngest spoil bank sections, because the newness of these sections could negatively affect amphibian diversity there. Spoil banks about 10 years of age could be colonized by most amphibian species in the region (Vojar, 2006).

During a systematic field survey of the spoil banks for water bodies in the beginning of April 2010, we found 890 water bodies and located these using GPS navigation. Of these, 196 were in 13 technically reclaimed sections and 694 were in 6 unreclaimed sections. For the comparison of amphibian presence, species richness and *R. dalmatina* abundance between reclaimed and unreclaimed sections, about 15 ponds were selected at random for each monitored spoil bank section. The reason for reducing the size of the pond sample was the impossibility to carry out precise amphibian surveys at all 890 ponds for all amphibian species. Spoil bank sections with fewer than six water bodies were excluded from the comparison because of a need to balance the numbers of ponds in particular spoil bank sections. In the end, 176 ponds in total were selected, of which 98 were within 7 technically reclaimed sections and 78 within 6 successional sections (Table 1). The total area of the 13 selected spoil bank sections was about 62 km².

2.2. Sampling of amphibian assemblages

At each of the 176 selected water bodies, two surveys were conducted by skilled researchers, the first in the middle of April 2010 and the second in the beginning of June 2010, under standard weather conditions (sunny or at most partly cloudy) during the daytime (10:00–18:00 CEST). Standard surveying techniques for the detection of amphibian occurrence (all monitored amphibian species) and abundance (only in case of *R. dalmatina*) were used (see Dodd, 2010; Heyer et al., 1994): (i) dip-netting, used particularly for larvae and adults of newts and tadpoles of all anurans; (ii) manual calling surveys, i.e. auditory monitoring for anuran males; (iii) visual encounter monitoring for adults of all anurans; and (iv) searching for clutches (egg masses). In case of *Salamandra salamandra*, we did not perform specific detection of the species (night surveillance) because of its evident absence on monitored spoil banks due to inappropriate environmental conditions there (Smolová et al., 2010; Voženílek, 2000). A summary of methods

Table 1

Presence of amphibians on surveyed spoil banks. TR=technically reclaimed sections of spoil banks, TU=technically unreclaimed sections (=successional). Recl.=type of reclamation: T=technical, F=afforestation, A=agricultural, G=grass stands, S=successional; in cases of multiple types of reclamation, the order indicates the proportion of reclamation types on the spoil bank. N_{ponds} = number of surveyed ponds; $N_{\text{ponds,pres}}$ = number of ponds with the presence of at least one amphibian species (percentage = $N_{\text{ponds,pres}}/N_{\text{ponds}}$); N_{species} = total number of amphibian species found on the spoil bank; $N_{\text{species,mean}}$ = mean number of species per pond on the spoil bank; SD = standard deviation; Species = amphibians species present on the spoil bank, Bobo – *Bombina orientalis*, Bubu – *Bufo bufo*, Buvi – *Bufo viridis*, Livu – *Lissotriton vulgaris*, Pefu – *Pelodytes punctatus*, Peri – *Pelodytes punctatus*, Rada – *Rana dalmatina*, Rate – *Rana temporaria*, Trcr – *Triturus cristatus*.

Name of spoil bank	Recl.	N_{ponds}	$N_{\text{ponds,pres}}$ (%)	N_{species}	$N_{\text{species,mean}}$ (\pm SD)	Species
Technically reclaimed sections of spoil banks						
Žepirohy	T, A, F	14	9 (64.3)	6	1.1 \pm 1.2	Bobo, Livu, Pefu, Peri, Rada, Trcr
Merkur	T, F, A	17	15 (88.2)	5	1.2 \pm 0.6	Bobo, Buvi, Livu, Peri, Trcr
Pokrok	T, F, A, G	10	8 (80.0)	5	1.4 \pm 1.1	Bobo, Livu, Peri, Rada, Trcr
Radovesická – TR	T, A, F	16	15 (93.8)	5	2.1 \pm 1.3	Bubu, Livu, Peri, Rada, Trcr
Růžodolská – TR	T, F, G	22	11 (50.0)	4	0.7 \pm 0.9	Bobo, Livu, Peri, Rada
Střimická	T, F, A	11	8 (72.7)	4	1.1 \pm 1.1	Bobo, Livu, Peri, Trcr
Velebudická	T, F, A	8	2 (25.0)	4	0.6 \pm 1.2	Bobo, Livu, Peri, Trcr
Overall in TR		98	68 (69.4)	8	1.2 \pm 1.1	
Technically unreclaimed sections of spoil banks						
Albrechtická	F, S	11	10 (90.9)	5	1.7 \pm 1.0	Bobo, Bubu, Livu, Peri, Rada
Hornojřetínská	F, S	16	15 (93.8)	7	2.6 \pm 1.5	Bobo, Bubu, Livu, Peri, Rada, Rate, Trcr
Kopistská	F	15	13 (86.7)	5	2.2 \pm 1.2	Bobo, Livu, Peri, Rada, Trcr
Radovesická – TU	S	13	12 (92.3)	5	1.6 \pm 0.9	Bubu, Livu, Peri, Rada, Trcr
Růžodolská – TU	F, S	6	5 (83.3)	5	2.0 \pm 1.5	Bobo, Livu, Peri, Rada, Trcr
Teplická	F	17	14 (82.4)	6	1.6 \pm 1.4	Bobo, Bubu, Livu, Peri, Rada, Trcr
Overall in TU		78	69 (88.5)	7	2.0 \pm 1.3	

Table 2

Description of methods used for amphibian detection. *Bobo* – *Bombina bombina*, *Bubu* – *Bufo bufo*, *Buvi* – *Bufo viridis*, *Livu* – *Lissotriton vulgaris*, *Peri* – *Pelophylax ridibundus*, *Pefu* – *Pelobates fuscus*, *Rada* – *Rana dalmatina*, *Trcr* – *Triturus cristatus*.

Detection method	Method description	Detected species
Manual calling surveys	Listening for male voices at a distance of 20–30 m from a pond during 20 min prior to beginning other methods.	<i>Bobo</i> , <i>Bubu</i> , <i>Buvi</i> , <i>Pefu</i> , <i>Peri</i>
Dip-netting	Capturing by dip-net using 7 mm mesh diameter in all available parts of a pond during 15 min.	<i>Bobo</i> , <i>Livu</i> , <i>Peri</i> , <i>Trcr</i> , all tadpoles
Counting of egg masses	Searching all littoral parts of a pond while walking at a constant, slow pace.	<i>Bobo</i> , <i>Bubu</i> , <i>Buvi</i> , <i>Pefu</i> , <i>Peri</i> , <i>Rada</i>
Visual encounter monitoring	Visual detection of individuals while walking at a constant, slow pace around a pond and through all littoral parts of the pond.	<i>Bobo</i> , <i>Bubu</i> , <i>Buvi</i> , <i>Peri</i>

employed, their description, and the list of species surveyed by particular methods are shown in Table 2.

The abundances of *R. dalmatina* were assessed by counting that species' clutches (Dodd, 2010). Clutches were detected and counted by walking at constant speed through littoral vegetation in pond areas with maximum depth of nearly 1.3 m, as these parts are well-suited for clutch laying by *R. dalmatina* (Rehák, 1992). Counting was carried out after the main phase of clutch laying (mid-April). We chose *R. dalmatina* as a convenient model species because the species is quite easily detectable and quantifiable by counting its clutches. Furthermore, each pair lays a well-separated and easily distinguishable egg clutch because of the male breeding territoriality (Lesbarrères and Lodé, 2002; Lesbarrères et al., 2003; Schneider, 1996), and females of *R. dalmatina* lay only a single clutch per breeding season (Lodé et al., 2005; Rehák, 1992). Therefore, the number of clutches frequently has been used in estimating population abundance for the species (e.g., Hartel, 2005; Hartel et al., 2009; Solský et al., 2014).

2.3. Environmental variables description

To analyze the effect of environmental variables on amphibian presence, the following environmental characteristics were specified using ArcGIS 9.2 (ESRI, 2007) and field survey (Table 3): (i) pond features (local environmental characteristics) – pond area, maximum depth, shore slope, insolation of water surface, coverage by aquatic vegetation, water pH, and water conductivity; and (ii) surrounding landscape features – type of prevalent surrounding terrestrial environment and total number of ponds within 300 m radius.

In the case of larger ponds recognizable from orthophoto maps, their area was determined by tracing in ArcGIS (ESRI, 2007). Smaller ponds were measured directly in the field by tape line. Maximum depth was measured only in shallow ponds (up to 1.5 m) using a ruler. Deeper ponds were automatically included in the third, i.e. the deepest, level of this variable. For shore slope, we considered the prevalent slope of banks under the water surface. The intensity of insolation was stated as the ratio of the water surface area not shaded by trees and shrubs growing around the pond to the total water surface area. We regarded as aquatic vegetation any aquatic, emerged and submerged vegetation, as well as submerged grasses and branches of trees along pond edges used by amphibians for laying eggs and for shelter (Ficetola et al., 2006). The proportion of vegetation cover was estimated as percent using the method of Oldham et al. (2000). Water conductivity and pH were measured directly in the field during the first visit in April. The water was sampled several centimeters below the water surface in a bottle and immediately analyzed using a pH meter (Greisinger GMH 3530) and conductivity meter (Greisinger GMH 3430), both with automatic temperature compensation. For detailed description of methods used to assess particular values of all environmental variables employed, see Doležalová et al. (2012). All environmental variables are summarized in Table 3.

2.4. Statistical analysis

Generalized linear models (GLM) were employed to compare amphibian species richness (number of species per pond) and *R. dalmatina* abundance between ponds situated within reclaimed spoil bank sections vs. those situated within unreclaimed sections. A model with Poisson distribution of errors was used in species richness analyses and a model with quasi-Poisson distribution of errors was employed for analyses of *R. dalmatina* abundance (due to the substantial overdispersion existing; Crawley, 2007). The status of spoil bank reclamation (technically reclaimed vs. unreclaimed) stood as the explanatory variable in both models. Pearson's chi-squared test was used to test for differences in proportions of ponds unoccupied by any amphibian species between reclaimed and successional spoil bank sections. All of the statistical analyses described above were performed in R, version 3.0.1 (R Development Core Team, 2013).

To analyze the effects of environmental characteristics on amphibian presence in selected ponds, a direct canonical correspondence analysis (CCA) was run in Canoco for Windows 4.5 (ter Braak and Smilauer, 2002). As response variables ("species" data), the presence or absence of each investigated species per each selected pond were used. When no species was observed at a pond, a "none" variable was added to retain this information in the analysis. The predictors ("environmental" data) used were all sampled environmental characteristics of ponds (Table 3). First, single models (species data ~one predictor) were run to express the significance of these relationships. Next, due to possible correlation effects of predictors, a manual forward selection procedure for all significant ($p < 0.05$) predictors from single tests was performed. Finally, a CCA model with all significant predictors chosen by forward selection was fitted. To test for the significance of particular models, Monte Carlo permutation tests (999 runs) were applied.

3. Results

3.1. Amphibian distribution on spoil banks

Within the selected spoil bank sections, we found altogether nine amphibian species. Species composition of the amphibians in ponds differed between successional (S) and technically reclaimed (TR) spoil bank sections (Fig. 1). While ponds in successional sections were occupied mainly by *R. dalmatina* (S – 60% of occupied ponds, TR – 21%), *Lissotriton vulgaris* (S – 31%, TR – 20%) or *Bombina bombina* (S – 21%, TR – 12%), ponds in technically reclaimed sections were often not occupied by any amphibian or were occupied by such nonselective species as *Bufo bufo* (S – 5%, TR – 10%). The amphibian occurring most frequently, *Pelophylax ridibundus*, was found nearly equally in successional and reclaimed sections (S – 62%, TR – 49%), as was the quite rarer *Triturus cristatus* (S – 10%, TR – 8%). All six of the mentioned species were detected in sections characterized by both types of reclamation status. *Rana temporaria*, however, was found only in one succession pond even as *Bufo*

Table 3
Description of assessed environmental characteristics. Abbr. = abbreviation of the variable.

Variable [unit]	Abbr.	Levels	Range of levels
Pond variables			
Maximum depth [m]	depth	depth1 depth2 depth3	<0.5 0.5–1.5 >1.5
Slope of shores [°]	slope	slope1 slope2 slope3	<30 30–55 >55
Insolation [%]	insol	insol1 insol2 insol3	<5 5–75 >75
Vegetation cover [%]	veg	veg1 veg2 veg3	<5 5–75 >75
Pond area [m ²], log pond area pH Conductivity [mS/cm]	area conduct		
Landscape surrounding variables			
Surrounding environment	SE	IS AL GR FS FO	initial successional stages arable lands grasslands forest – steppe forest
Technical reclamation	TR	reclaim unreclaim	reclaimed unreclaimed
Total number of ponds within 300 m	N ponds ₃₀₀		

viridis and *Pelobates fuscus* were discovered only in reclaimed sections (in one and two ponds, respectively).

CCA ordination pointed to the differences in environmental conditions preferred by particular amphibian species (Fig. 1).

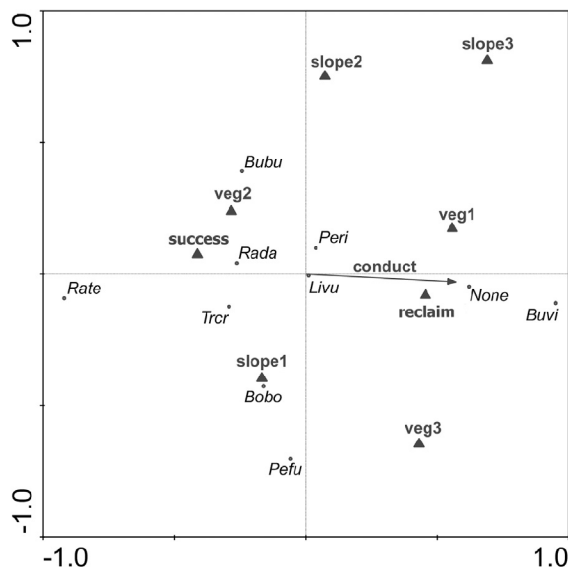


Fig. 1. Ordination diagram of amphibian habitat preference in post-mining sites. Shown are results of canonical correspondence analysis based on 176 investigated ponds from 13 spoil heaps situated in the northwestern Czech Republic. First and second axes are displayed. Monte Carlo test (999 permutations): test for significance of all canonical axes: trace=0.271, $F=2.316$, $p=0.001$. Species shown: *Bobo* – *Bombina bombina*, *Bubu* – *Bufo bufo*, *Buvi* – *Bufo viridis*, *Livu* – *Lissotriton vulgaris*, *Pefu* – *Pelobates fuscus*, *Peri* – *Pelophylax ridibundus*, *Rada* – *Rana dalmatina*, *Rate* – *Rana temporaria*, *Trcr* – *Triturus cristatus*, none – ponds without presence of any amphibian. Predictors employed: conduct – conductivity, depth – maximum depth, slope – slope of shores, veg – vegetation cover, success – technically unreclaimed parts of spoil banks, reclaim – technically reclaimed parts of spoil banks. For definitions of predictor levels, see Table 3.

Among all predictors tested in single tests, only four environmental variables were significant: coverage by littoral vegetation (veg), shore slope (slope), water conductivity (conduct), and type of reclamation (i.e. technically reclaimed [TR] or unreclaimed [S] sections) (Table 4). All of these predictors were selected in further forward selection. The final CCA model fitted by these predictors was statistically significant (all canonical axes: trace=0.271, $F=2.898$, $p=0.001$), and explained 9.32% of variability in the species data.

The model focused on differences in habitat selection by amphibians revealed that most species occur mainly within successional spoil bank sections. The highest affinity to unreclaimed sections was found in the case of *R. dalmatina*. Within both technically reclaimed and unreclaimed spoil bank sections, most amphibians tended to inhabit partially vegetated ponds (5–75% vegetation cover) having gently sloping shores (<30°) and lower water conductivity. On the other hand, ponds with the absence of any amphibian species were often situated in technically reclaimed sections, which are typical of ponds with minimal (<5%) or high (>75%) vegetation cover, steeply sloping shores (>55°), and high water conductivity (Fig. 1).

3.2. Comparison of species richness and abundance between successional and reclaimed spoil bank sections

In total, seven amphibian species were recorded within successional and eight within technically reclaimed sections (Table 1). Despite the slightly higher overall species diversity observed in reclaimed sections, the average number of species per pond, as well as the proportion of ponds occupied by at least one amphibian species and the mean numbers of *R. dalmatina* clutches per pond were significantly higher in successional (S) than in technically reclaimed (TR) spoil bank sections (mean species numbers: $S=1.95$, $TR=1.20$, $df=1$, $p<10^{-4}$; proportion of occupied ponds: $S=88.5\%$, $TR=69.4\%$, $df=1$, $\chi=8.09$, $p=0.004$; mean clutch abundance: $S=9.05$, $TR=1.65$, $df=1$, $F=8.99$, $p=0.003$).

Table 4

Canonical correspondence analysis results of single models testing the effects of environmental predictors on presence of amphibian species in ponds at spoil heaps. Significances of first and all canonical axes were tested by Monte Carlo test with 999 permutations. Significant variables are marked in **bold**. %Var – percentage of explained variability of species data by fitted model.

Predictor	1st axes			All axes			%Var
	Eigenvalue	F	p	trace	F	p	
<i>Pond variables</i>							
Maximum depth	0.031	1.847	0.258	0.050	1.526	0.124	1.72
Slope of shores	0.067	4.076	0.008	0.087	2.677	0.004	2.99
Insolation	0.032	1.926	0.249	0.046	1.384	0.181	1.58
Vegetation cover	0.069	4.202	0.005	0.076	2.331	0.008	2.61
Pond area	0.020	1.222	0.280				0.69
pH	0.029	1.736	0.118				1.00
Conductivity	0.068	4.133	0.001				2.33
<i>Surrounding landscape variables</i>							
Type of surrounding environment	0.040	2.383	0.380	0.068	1.019	0.419	2.33
Technical reclamation	0.075	4.626	0.001				2.57
Total number of ponds within 300 m	0.015	0.905	0.457				0.51

4. Discussion

4.1. Amphibian distribution, diversity and abundances on successional and reclaimed spoil banks

At 13 monitored spoil banks within the North Bohemian brown coal basin, we found 9 amphibian species. These represent 75% of the 12 amphibian species recorded at surrounding spoil banks (within about 10 km; Smolová et al., 2010; Vojar and Doležalová, 2003) and 43% of the Czech Republic's 21 amphibian species (Moravec, 1994). Each of the three species not present on these spoil banks but present in the region (*Salamandra salamandra*, *Ichthyosaura alpestris* and *Rana arvalis*) typically lives in mature forests at middle and higher altitudes (400–1100 m a.s.l.) of the region (Voženílek, 2000). Such environmental preferences account for their absence on the evaluated spoil banks due to the young age of those spoil banks. Furthermore, all spoil banks in the region are situated in lowlands, up to a maximum of 300 m a.s.l.

The proportion of amphibian species which had been able to colonize monitored spoil banks (75%) was comparable with the findings of Galán (1997) on spoil banks within the region of Galicia in northwest Spain (9 of 13 species [69%] present in the region). The number of amphibian species found in our study area was quite similar to the species richness recorded in the Sokolov region, the second-largest mining area in the Czech Republic and which is situated ca 80 km west of our study site. There, 10 amphibians had been recorded at post-mining sites (Příkryl, 1999; Zavadil, 2002).

We found that most of the recorded amphibian species occurred predominantly within successional spoil bank sections. Regardless of reclamation status, most amphibian species preferred partially vegetated ponds having gently sloping shores and lower water conductivity. High levels of conductivity on spoil banks are caused by aluminum ions that wash out from clay subsoil (Frouz et al., 2005), thereby increasing the toxicity of the water environment, and especially for the younger developmental stages of amphibians (Beebe, 1996; Freda, 1986). Most amphibian species, therefore, prefer water areas with lower conductivity (e.g., Stumpel and van der Voet, 1998).

The presence of partial vegetation cover appeared to be an important parameter influencing amphibian presence. Such species as *R. dalmatina*, *Bombina bombina*, *Lissotriton vulgaris* and *Triturus cristatus* prefer to reproduce in water areas with plants because they attach their egg clutches to the vegetation. This provides their larvae with cover from predators and thereby increases their reproductive success rates (Ficetola et al., 2006; Hartel et al., 2007; Stumpel and van der Voet, 1998). Deeper water areas with steep slopes, which are frequent in reclaimed spoil banks

(Doležalová et al., 2012), on the other hand, are characterized by an absence or only narrow band of dense littoral zone along the water area's edge. Successful amphibian reproduction can also be limited in water areas entirely overgrown with vegetation. In the case of *R. dalmatina*, for example, the abundance of this species' clutches has been reported to increase with water vegetation coverage of up to 50% and then to decrease with increasing littoral vegetation cover (Fog, 1997; Hartel, 2008; Hartel et al., 2009).

Species richness per pond, proportion of occupied ponds, and *R. dalmatina* abundance per pond were significantly higher in successional than in technically reclaimed spoil bank sections. Variety of ponds arising on unreclaimed spoil banks represents crucial habitats not only for amphibians, a taxa that is dwindling from the "common" landscapes, but it also maintains the viability of populations from many other aquatic and semiaquatic taxa (Marsh and Trenham, 2001; Petranka et al., 2007; Semlitsch and Bodie, 1998).

4.2. Management of spoil banks

To maintain the ecological value of post-mining sites for amphibians, we further propose practical measures for restoration management of spoil banks. Because the key environmental determinant of amphibian diversity and abundance on spoil banks is a high number of various water habitats, these ponds should be protected to the greatest possible extent in spoil bank sections left to primary succession, and especially so also in technically reclaimed sections. It is necessary, therefore, to form rugged terrain already when creating spoil banks. About 15–20% of spoil banks area should be left to primary succession without any terrain levelling (Řehounek et al., 2010). It is also recommended not to use forest reclamation in these sections, as this leads to more uniform and unnatural terrestrial habitats (Hendrychová et al., 2008, 2009). Trees also shade the water's surface and cause leaf litter and pond silting. Furthermore, applying topsoil additions before forest reclamation contributes to eutrophication within the environment.

Post-mining sites should be monitored during the succession process and appropriate habitat management applied for the protection of target species and habitats. The main aim of such management is to maintain the fine mosaic of diverse habitats at different successional stages and support habitat heterogeneity to increase species diversity (Tews et al., 2004). In the case of water bodies, we should create, protect and maintain ponds with gently sloping shores that support vegetation cover there. To maintain vegetation cover at a level suitable for most amphibian species (5–75% of water surface) during pond succession, the appropriate management may consist of traditional conservation measures periodically to disturb these sites, such as partial elimination of

littoral vegetation or pond silt control. In managing terrestrial habitats, grass mowing, pasturing, and maintenance of open forests by selective harvesting could be employed (Petříček, 1999). However, even unusual types of conservation measures, such as controlled recreational use (motocross, paintball, horseback riding), could also be permitted in order to maintain habitat diversity at these post-mining sites.

5. Conclusions

Our results confirmed spoil banks' conservation potential as valuable habitats for amphibians. This study logically follows on from our previous study comparing features of water habitats between technically unreclaimed and reclaimed sites (Doležalová et al., 2012). Taken together, these studies provide a robust argument for utilizing the conservation potential of unreclaimed post-mining sites for amphibians, which constitute one of the most threatened vertebrate taxa in the world (IUCN, 2014).

Acknowledgments

This study was supported by the Research Project of the Faculty of Environmental Science, Czech University of Life Sciences Prague, No. 20144247 and by a Research Project of the Faculty of Agrobiology, Food and Natural Resources, Czech University of Life Sciences Prague (grant no. 6046070901). We are grateful to M. Jílková, K. Šebková, B. Havlíková, M. Mildorfová, J. Gučík, P. Caltová, M. Kašpárková and other colleagues for their help in the field, and to G. A. Kirking for useful comments on the manuscript.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.028>.

References

- Beebe, T.J.C., 1996. *Ecology and Conservation of Amphibians*. Chapman & Hall, London.
- Bejček, V., 1982. Sukcese společenstev drobných savců v raných vývojových stádiích výsypky v mostecké kotlině. Sbor. Okr. Muz. v Most. ř. příř. 4, 61–86 (in Czech).
- Crawley, M.J., 2007. *The R Book*. John Wiley & Sons, Chichester.
- Dodd, C.K., 2010. *Amphibian Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press, Oxford.
- Doležalová, J., Vojar, J., Smolová, D., Solský, M., Kopecký, O., 2012. Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: a case study from Czech post-mining sites. *Ecol. Eng.* 43, 5–12, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.11.017>.
- Dolný, A., Harabiš, F., 2012. Underground mining can contribute to freshwater biodiversity conservation: allogenic succession forms suitable habitats for dragonflies. *Biol. Conserv.* 145, 109–117, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.10.020>.
- ESRI, 2007. *ArcGIS 9.2*. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.
- Ficetola, G.F., Valota, M., De Bernardi, F., 2006. Temporal variability of spawning site selection in the frog *Rana dalmatina*: consequences for habitat management. *Anim. Biodivers. Conserv.* 29, 157–163.
- Fog, K., 1997. A survey of the results of pond projects for rare amphibians in Denmark. *Memo. Soc. Pro Fauna Flora Fenn.* 73, 91–100.
- Freda, J., 1986. The influence of acidic pond water on amphibians: a review. *Water Air Soil Pollut.* 30, 439–450, <http://dx.doi.org/10.1007/BF00305213>.
- Frouz, J., Křišťůfek, V., Bastl, J., Kalčík, J., Vaňková, H., 2005. Determination of toxicity of spoil substrates after brown coal mining using a laboratory reproduction test with *Enchytraeus crypticus* (Oligochaeta). *Water Air Soil Pollut.* 162, 37–47, <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-005-5991-y>.
- Galán, P., 1997. Colonization of spoil benches of an opencast lignite mine in north-west Spain by amphibians and reptiles. *Biol. Conserv.* 79, 187–195, [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(96\)00097-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(96)00097-3).
- Harabiš, F., Dolný, A., 2011. Human altered ecosystems: suitable habitats as well as ecological traps for dragonflies (Odonata): the matter of scale. *J. Insect Conserv.* 16, 121–130, <http://dx.doi.org/10.1007/s10841-011-9400-0>.
- Harabiš, F., Tichánek, F., Tropek, R., 2013. Dragonflies of freshwater pools in lignite spoil heaps: restoration management, habitat structure and conservation value. *Ecol. Eng.* 55, 51–61, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.02.007>.
- Hartel, T., 2005. Aspects of breeding activity of *Rana dalmatina* and *Rana temporaria* reproducing in a seminatural pond. *North-West. J. Zool.* 1, 5–13.
- Hartel, T., 2008. Long-term within pond variation of egg deposition sites in the agile frog, *Rana dalmatina*. *Biologia (Bratislava)* 63, 439–443, <http://dx.doi.org/10.2478/s11756-008-0060-9>.
- Hartel, T., Nemes, S., Cogălniceanu, D., Öllerer, K., 2009. Pond and landscape determinants of *Rana dalmatina* population sizes in a Romanian rural landscape. *Acta Oecol.* 35, 53–59, <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2008.08.002>.
- Hartel, T., Nemes, S., Cogălniceanu, D., Öllerer, K., Schweiger, O., Moga, C.I., Demeiter, L., 2007. The effect of fish and aquatic habitat complexity on amphibians. *Hydrobiologia* 583, 173–182, <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-006-0490-8>.
- Hendrychová, M., Šálek, M., Červenková, A., 2008. Invertebrate communities in man-made and spontaneously developed forests on spoil heaps after coal mining. *J. Landsc. Stud.* 1, 169–187.
- Hendrychová, M., Šálek, M., Řehoř, M., 2009. Bird communities of forest stands on spoil heaps after brown coal mining. *Sylvia* 45, 177–189 (in Czech).
- Hendrychová, M., Šálek, M., Tajovský, K., Řehoř, M., 2012. Soil properties and species richness of invertebrates on afforested sites after brown coal mining. *Restor. Ecol.* 20, 561–567, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00841.x>.
- Heyer, W.R., Donnelly, M.A., McDiarmid, R.W., Hayek, L.A.C., Foster, M.S., 1994. *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington/London.
- Hodačová, D., Prach, K., 2003. Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restor. Ecol.* 11, 385–391, <http://dx.doi.org/10.1046/j.1526-100X.2003.02020.x>.
- Holec, M., Frouz, J., 2005. Ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in reclaimed and unreclaimed brown coal mining spoil dumps in the Czech Republic. *Pedobiology* 49, 345–357, <http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2005.03.001>.
- IUCN, 2014. The IUCN Red List of Threatened Species, Version 2014.2. <http://www.iucnredlist.org/> (accessed 11.10.14).
- Lesbarrères, D., Lodé, T., 2002. Variations in male calls and responses to an unfamiliar advertisement call in a territorial breeding anuran, *Rana dalmatina*: evidence for a “dear enemy” effect. *Ethol. Ecol. Evol.* 14, 287–295, <http://dx.doi.org/10.1080/08927014.2002.9522731>.
- Lesbarrères, D., Pagano, A., Lodé, T., 2003. Inbreeding and road effect zone in a Ranidae: the case of Agile frog, *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840. *C. R. Biol.* 326, 68–72, [http://dx.doi.org/10.1016/S1631-0691\(03\)00040-4](http://dx.doi.org/10.1016/S1631-0691(03)00040-4).
- Lodé, T., Holveck, M.-J., Lesbarrères, D., 2005. Asynchronous arrival pattern, operational sex ratio and occurrence of multiple paternities in a territorial breeding anuran, *Rana dalmatina*. *Biol. J. Linn. Soc.* 86, 191–200, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8312.2005.00521.x>.
- Marsh, D., Trenham, P., 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conserv. Biol.* 15, 40–49.
- Moravec, J. (Ed.), 1994. *Atlas rozšíření obojživelníků v České republice. Atlas of Czech Amphibians*. Národní muzeum & Český ústav ochrany přírody, Prague.
- Mudrák, O., Frouz, J., Velichová, V., 2010. Understorey vegetation in reclaimed and unreclaimed post-mining forest stands. *Ecol. Eng.* 36, 783–790, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.02.003>.
- Oldham, R.S., Keeble, J., Swan, M.J.S., Jeffcott, M., 2000. Evaluating the suitability of habitat for the Great Crested Newt (*Triturus cristatus*). *Herpetol. J.* 10, 143–155.
- Petránek, J.W., Harp, E.M., Holbrook, C.T., Hamel, J.A., 2007. Long-term persistence of amphibian populations in a restored wetland complex. *Biol. Conserv.* 138, 371–380, <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2007.05.002>.
- Petříček, V. (Ed.), 1999. *Pěče o Chráněná Území. Vol. 1: Nelesní společenstva. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR*. Prague (in Czech).
- Portal of Public Administration, 2014. *Cenia – Maps*. <http://geoportal.gov.cz/web/guest/homemapsphere> (accessed 15.10.14).
- Prach, K., Pyšek, P., 2001. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: experience from Central Europe. *Ecol. Eng.* 17, 55–62, [http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00132-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00132-4).
- Příkryl, I., 1999. *Nová příležitost v krajině – výsypky hnědouhelných lomů. Ochr. přírody* 54, 190–192 (in Czech).
- R Development Core Team, 2013. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Rehák, I., 1992. Skokan štíhlý – *Rana dalmatina* Bonaparte, 1839. In: Baruš, V., Oliva, O. (Eds.), *Fauna ČSFR: Obojživelníci – Amphibia*. Academia, Prague, pp. 257–271.
- Řehounek, J., Řehounek, K., Prach, K. (Eds.), 2010. *Ekologická Obnova Území Narušených Těžbou Nerostných Surovin a Průmyslovými Deponiemi*. Calla, České Budějovice (in Czech).
- Šálek, M., 2012. Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. *J. Appl. Ecol.* 49, 1417–1425, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02215.x>.
- Semlitsch, R., Bodie, J., 1998. Are small, isolated wetlands expendable? *Conserv. Biol.* 12, 1129–1133, <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.1998.98166.x>.
- Schneider, H., 1996. *Verhalten des Springfrosches während der Fortpflanzungszeit (Rana dalmatina)*. Publ. Wiss. Film Biol. 22, 233–244.
- Smolová, D., Doležalová, J., Vojar, J., Solský, M., Kopecký, O., Gučík, J., 2010. Summary of faunistic records and evaluation of amphibian occurrence on spoil banks in northern Bohemia. *Acta Musei Bohemiae Borealis Sci. Nat.* 28, 155–163 (in Czech).
- Solský, M., Smolová, D., Doležalová, J., Šebková, K., Vojar, J., 2014. Clutch size variation in agile frog *Rana dalmatina* on post-mining areas. *Pol. J. Ecol.* 62, 679–689.
- Stumpel, A., van der Voet, H., 1998. Characterizing the suitability of new ponds for amphibians. *Amphibia-Reptilia* 19, 125–142, <http://dx.doi.org/10.1163/156853898X00421>.

- ter Braak, C.J.F., Smlauer, P., 2002. *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M., Jeltsch, F., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J. Biogeogr.* 31, 79–92, <http://dx.doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x>.
- Tischew, S., Baasch, A., Grunert, H., Kirmer, A., 2014. How to develop native plant communities in heavily altered ecosystems: examples from large-scale surface mining in Germany. *Appl. Veg. Sci.* 17, 288–301, <http://dx.doi.org/10.1111/avsc.12078>.
- Tropek, R., Kadlec, T., Karešová, P., Spitzer, L., Kočárek, P., Malenovský, I., Baňář, P., Tuf, I.H., Hejda, M., Konvička, M., 2010. Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *J. Appl. Ecol.* 47, 139–147, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01746.x>.
- Vojar, J., 2006. Colonization of post-mining landscapes by amphibians: a review. *Sci. Agric. Bohem.* 37, 35–40.
- Vojar, J., Doležalová, J., 2003. Rozšíření skokana skřehotavého (*Rana ridibunda* Pallas, 1771) na výsypkách Ústeckého kraje. *Fauna Bohemiae Septentrionalis, Ústí nad Labem* 28, 143–152 (in Czech).
- Voženílek, P., 2000. Obojživelníci a plazi bývalého Severočeského kraje za léta 1992 až 2000. Amphibians and reptiles living on the last north-bohemian region during years 1992 until 2000. *Fauna Bohemiae Septentrionalis, Ústí nad Labem* 25, 119–163 (in Czech).
- Vrábílková, J., Blažková, M., Farský, M., Jeřábek, M., Seják, J., Šoch, M., Dejmal, I., Jirásek, P., Neruda, M., Zahálka, J., 2008. *Revitalizace antropogenně postižené krajiny v Podkrušnohoří. Vol. 1: Přírodní a sociálněekonomické charakteristiky disparit průmyslové krajiny v Podkrušnohoří*. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem. Fakulta životního prostředí, Ústí nad Labem (in Czech).
- Wheater, C.P., Cullen, W.R., 1997. The flora and invertebrate fauna of abandoned limestone quarries in Derbyshire, United Kingdom. *Restor. Ecol.* 5, 77–84, <http://dx.doi.org/10.1046/j.1526-100X.1997.09708.x>.
- Wiegand, G., Felinks, B., 2001. Primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia – chance or necessity. *Ecol. Eng.* 17, 199–217, [http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00159-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00159-2).
- Zavadil, V., 2002. Historic and recent occurrence of amphibians and reptiles in the Sokolov region (western Bohemia), with respect to their ability to occupy newly established habitats of spoil grounds and their repatriation or introduction. In: Cepáková, E. (Ed.), *Rozšíření a ochrana živočichů v České republice*. Příroda, Prague, pp. 85–105 (in Czech).

CLUTCH SIZE VARIATION IN AGILE FROG *RANA DALMATINA* ON POST-MINING AREAS

Milič SOLSKÝ*, Daniela SMOLOVÁ, Jana DOLEŽALOVÁ,
Kamila ŠEBKOVÁ, Jiří VOJAR

Department of Ecology, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences
Kamýcká 129, Prague, Czech Republic

* e-mail: solsky@fzp.czu.cz (corresponding author)

ABSTRACT: Clutch size is an important life history trait in amphibians, and it varies among and within species, populations and individuals. Within a population, its variation has been attributed to a positive relationship between females' age or size and their fecundity as well as to spatio-temporal differences in environmental conditions. Therefore, clutch size has been shown to be both spatially and seasonally variable. We examined spatial and seasonal clutch size variation based upon two years of study involving 160 clutches of the Agile Frog *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840 in 14 ponds within one spoil bank in the Czech Republic's North Bohemian brown coal basin. The overall mean clutch size was 1295 (SD 596), which is one of the largest that has been reported. However, both clutch size and its variance differed considerably between the years. Clutch size also varied among the ponds. We found no relationship between clutch size and the distance of a breeding pond from alluvial forest, a typical wintering habitat. Despite existence at the site of many suitable reproduction habitats, the spoil bank does not offer the complex of all habitats needed for persistence of the *R. dalmatina* population. To protect that population, it is necessary to preserve not only breeding ponds on the spoil bank but also alluvial forest and, most importantly, the connectivity between these two crucial habitats.

KEY WORDS: body size, colonization, fecundity, spatial variation, habitat connectivity, spoil bank

1. INTRODUCTION

Clutch size (*i.e.* number of eggs), or fecundity, is an important life history trait in amphibians which varies among taxonomic groups, among populations, among individual females within the same population, and even among clutches produced by individual females (*e.g.*, Kaplan and Salthe 1979, Cadeddu and Castellano 2012). Adaptive explanations for both inter- and intraspecific variations in clutch size (together with egg size) have been examined in many ecological studies on amphibians (summarized in Salthe and Duellman 1973, Kaplan and Salthe 1979, Wells 2007).

Variation in clutch and egg size among populations of a given species has been attributed to differences in such environmental conditions as temperature, altitude and latitude (Morrison and Hero 2003). Within a given population, many studies have reported positive age- or size-fecundity relationships, with older or larger females producing larger clutches (Salthe and Duellman 1973,

Elmberg 1991, Duellman and Trueb 1994, Wells 2007). Furthermore, in ectothermic species, including northern temperate anurans and with the Agile Frog *Rana dalmatina* as the model species for the study, body size of individuals was also shown to be related to the animals' potential for movement. Larger individuals are expected to overcome longer distances than do smaller ones (Peters 1983). *Rana dalmatina* females generally migrate for breeding from wintering sites that are usually situated in alluvial forests to breeding ponds often located outside the forest in open landscape (with some exceptions, see Kuzmin 1999), whereas males hibernate mainly in breeding ponds (Baruš and Oliva 1992). Therefore, larger clutches might be found in ponds more distant from wintering sites, as shown by the study of Ponsero and Joly (1998).

The latter mentioned authors underscore some implications for conservation of *R. dalmatina*, a species which has been listed as endangered in Appendix II of the Bern Convention. It is necessary to preserve both forest and natural habitats for breeding while including connectivity between them. Moreover, these rules are applicable, too, for ecological restoration of human-affected areas. It has been increasingly recognized that such post-mining sites as quarries, sandpits or spoil banks have considerable ecological value and could be home to numerous threatened species (e.g., Hendrychová *et al.* 2008, Tropek *et al.* 2010, Harabiš and Dolný 2012, Šálek 2012, Kompała-Bąba and Bąba 2013), including amphibians (Galán 1997, Vojar 2006), that mainly have colonized areas left to spontaneous succession (Smolová *et al.* 2010, Doležalová *et al.* 2012).

The main aim of our study was to examine spatial clutch size variation of *R. dalmatina* on a post-mining area, the Hornojiřetínská spoil bank in the North Bohemian brown coal basin in the Czech Republic. We compared clutch sizes among the 14 monitored ponds and according to their habitat features. To our knowledge, this is the first such study from a post-mining site. Notwithstanding that post-mining areas represent peculiar habitats, their large expanse and eminent ecological value create a basis for attracting interest in them among scientists and conservationists. We

therefore suggest some implications for conservation of the species in post-mining areas. Furthermore, because year-to-year variation in clutch size within populations has been detected also in amphibians (Cummins 1986, Kaplan and King 1997), we extended our study to examine possible seasonal effects and, accordingly, conducted our study during two years.

2. METHODS

2.1. Study area and species

Covering an area of about 7 km², the Hornojiřetínská spoil bank (50°35'N, 13°35'E) is one of the largest spoil banks in the North Bohemian brown coal basin. Approximately one-half of the spoil bank (351.28 ha) was technically reclaimed. For that portion, primarily heterogeneous terrain was planned, and instead of leaving hundreds of ponds in terrain depressions, only eight larger water bodies were left or newly created. In the second, unreclaimed half of the spoil bank, on the other hand, 242 water bodies have been identified on an area of 352.71 ha (Doležalová *et al.* 2012). The vegetation cover is diverse, usually consisting of herb vegetation with scattered shrubs and trees but also forests (Prach 1987, Prach *et al.* 1999). The successional portion is situated mainly in the western part of the spoil bank, close to an alluvial forest (Fig. 1).

Eight species of amphibians, including a large population of *R. dalmatina*, have been recorded on the spoil bank (Smolová *et al.* 2010). The opportunity for colonization by amphibians from the surroundings is limited, due to the prevailing disturbed landscape there (consisting particularly of mining and industrial areas). The only way for amphibians to colonize this spoil bank is from alluvial forest that is situated close to the north-western edge of the bank (Fig. 1) (Vojar *et al.* 2008). Therefore, our study area constitutes a unique environment for investigating spatial variation in clutch size within a population of *R. dalmatina*, including in relation to the distance from alluvial forest.

The studied species, *R. dalmatina*, is representative of European ranid frogs and is among the northern temperate anurans. The

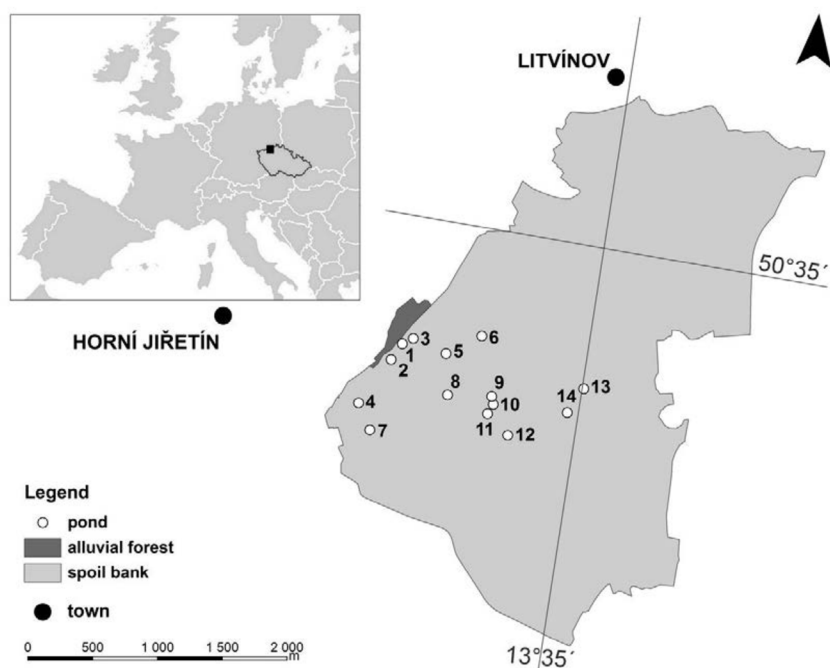


Fig. 1. Map of study area, with alluvial forest and ponds where clutch sizes were examined on Hornojřetínská spoil bank in the Czech Republic's North Bohemian brown coal basin.

species has rather frequently been the subject of studies on clutch size variation, because these frogs are typically iteroparous, continue to grow beyond sexual maturity, and show considerable variation in the numbers and sizes of their eggs at both the individual and population levels (McAlister 1962, Jorgensen 1981, Berven 1982). It is the case, too, that *R. dalmatina* is a convenient species for study because it spawns early in the season, when low temperature inhibits eggs development. This allows sufficient time for counting clutches and to examine clutch sizes before they hatch (Bernini *et al.* 2004). Furthermore, females of *R. dalmatina* lay only one clutch of eggs annually. This is clearly separated from other such clutches and contains the entire number of eggs produced in the given breeding season (Zavadil 1986, Baruš and Oliva 1992, Lesbarrères and Lodé 2002, Lesbarrères *et al.* 2003, Hartel *et al.* 2009).

2.2. Sampling design

Pond features, clutch numbers and clutch sizes were examined during two successive seasons in 2009 (48 clutches at 5 ponds) and

2010 (112 clutches at 12 ponds). Three of the ponds were examined during both years. Thus, clutch sizes were investigated at 14 different ponds. To select these ponds, we first determined clutch numbers in all of the ponds within the studied spoil bank (*ca* 250 ponds in all). Clutches were detected and counted by walking at constant speed in littoral vegetation and in parts of a pond with maximum depth of 1.3 m, as these are well-suited to clutch laying by *R. dalmatina* (Baruš and Oliva 1992). Counting was carried out after the main phase of clutch laying (during the second half of April). Clutches were found in 118 of 244 ponds (48%) observed in 2009 and in 131 of 247 ponds (53%) observed in 2010.

From ponds with clutches present, we then selected 5 (in 2009) or 12 (in 2010) ponds at varying distances from the alluvial forest situated close to the north-western edge of the bank. The distances of selected ponds from the forest varied from 29 to 1315 m, and constituted four distinct groups of ponds: (i) the proximate ponds, up to 100 m from alluvial forest (three ponds 29 to 82 m distant); (ii) the ponds up to *ca* 500 m (five ponds from 300 to 512 m), (iii) the ponds up to *ca* 1000 m (three ponds from 807

Table 1. Number of clutches, clutch sizes and environmental characteristics of monitored ponds. 'Dist.' – shortest distance (in m) to the colonization source; 'pH' – pH of water in pond; 'C' – conductivity (in mS) of water in pond; 'Area' – area of the pond; 'D' – maximum depth, expressed in categories 1 (<0.5 m), 2 (0.5–1.5 m), 3 (>1.5 m); 'V' – vegetation cover on water surface, in categories 1 (<5%), 2 (5–75%), 3 (>75%); 'Sl' – shore slope, in categories 1 (<30°), 2 (30–55°), 3 (>75°); 'Sun' – proportion of insolated water surface, in categories 1 (<5%), 2 (5–75%), 3 (>75%); 'Sur.' – type of surrounding environment, in categories 1 (herb vegetation with scattered shrubs and trees), 2 (forest) (see Doležalová *et al.*, 2012 for detailed description of habitat features); 'TnC' – total number of clutches in pond; 'EnC' – examined number of clutches in pond; 'CS(SD)' – mean clutch size and standard deviation for examined clutches in pond.

Pond (year)	Dist.	pH	C	Area [m ²]	D	V	Sl	Sun	Sur.	TnC	EnC	CS(SD)
1 (2009)	29	7.78	1.29	702	2	2	1	3	1	476	10	731(223)
1 (2010)	29	7.92	1.28	702	2	2	1	3	1	321	9	1435(461)
2 (2010)	71	8.01	0.98	322	2	2	1	2	1	54	10	1206(219)
3 (2009)	82	7.93	1.49	1057	2	2	1	3	1	84	10	899 (256)
3 (2010)	82	8.02	1.08	1057	2	2	1	3	1	47	10	1675(731)
4 (2009)	300	7.57	1.31	1000	2	3	1	3	1	80	20	574(196)
5 (2010)	325	7.92	1.24	1000	3	2	2	3	2	33	10	1478(484)
6 (2010)	441	7.80	1.45	2242	3	2	1	3	2	13	10	1497(420)
7 (2009)	490	7.78	1.34	1201	2	2	1	3	1	84	4	861(81)
8 (2010)	512	7.85	1.38	250	3	2	1	3	1	98	7	1832(299)
9 (2010)	807	7.96	1.55	2000	3	2	1	3	1	10	10	1422(411)
10 (2010)	875	7.81	2.20	2500	3	3	1	2	1	32	10	1454(458)
11 (2010)	891	7.94	1.36	500	2	3	1	2	2	49	10	1371(374)
12 (2010)	1124	7.82	1.39	250	2	3	1	2	2	7	7	1793(634)
13 (2010)	1310	7.83	1.63	200	2	2	1	3	2	19	10	1096(269)
14 (2009)	1315	7.75	1.91	4500	3	2	2	3	2	26	4	874(210)
14 (2010)	1315	7.76	1.74	4500	3	2	2	3	2	84	9	1592(505)

to 891 m), and (iv) the ponds distant more than 1 km (three ponds from 1124 to 1315 m). Distances were taken as the shortest distance of the nearest edge of each pond to the alluvial forest, as determined by tracing in ArcGIS (ESRI 2007). Each pond was located by GPS navigation and its terrain features described (*i.e.* the pond's area, depth, slope of shores, vegetation cover (in %), and water surface insolation). Also, pH and conductivity of water in each pond were measured using Greisinger instruments (GMH3530 and GMH3430). The manner of describing the examined features is thoroughly explained in the study of Doležalová *et al.* (2012). The specific distances and environmental features for all ponds are presented in Table 1.

To examine clutch size we selected randomly about ten clutches within each pond. We excluded clutches that were apparently broken up by the wind, by animals, or if they were damaged in any manner whatsoever. Due to the low numbers of clutches in 2009, we were able to assess clutch sizes in only five ponds, and the selected numbers of clutches varied greatly there (from 4 to 18). In the second year, however, it was no problem at all to find 12 ponds with at least 7 undamaged clutches in each pond.

To determine clutch size, we used a simple device that allows counting the eggs in the field without harmful effect upon the clutches. The device was positioned around a clutch and consists of a floating polystyrene

ring placed inside fine elastic netting. For a detailed description of the device, see Vojar *et al.* (2012). After the larvae hatch, the entire contents of each ring (*i.e.* larvae, undeveloped eggs and egg jelly) were transferred to a basin with a small amount of water and examined there. We counted all live larvae, and also all dead embryos and undeveloped eggs (*i.e.* we determined overall clutch size). Immediately after their being counted, the larvae together with the original egg jelly were carefully returned to the same place in the water. The device and counting method did not differ in any way between the years, and field work was performed by the same people during both years.

2.3. Statistical analysis

We used generalized linear models (GLM) to analyse clutch size in relation to seasonal and spatial explanatory variables. Because clutch size (the response variable) was characterized by overdispersion (as the variance exceeded the mean), we used a quasi-Poisson distribution of the variable (Crawley 2007). As explanatory variables, we examined seasonal effect (year as the nominal variable), distance between the pond and alluvial forest, and selected habitat conditions (including pH, conductivity, pond area, depth, slope of shores, amount of vegetation cover, water surface insolation, and type of vegetation in the vicinity). Because other environmental characteristics of a pond could also affect breeding of amphibians, and as each pond constitutes a unique combination of environ-

mental features, we used the identity of the pond as a co-variable, and thus we controlled the significance of each variable against this factor.

Because clutch size was examined only in three ponds in common during the two years, we created another data set consisting of data solely from these three ponds, and then we repeated all the aforementioned analyses within that subset. Furthermore, to compare variance in clutch size between the two years and among ponds, as these variables had been the only significant ones within the GLM analyses in the larger data set, we performed two separate non-parametric Fligner-Killeen tests (due to the absence of normality in our data) in the restricted data set. By means of this test, we could assess not only whether clutch size (analysed by GLM) differed among the ponds and between the years but also whether its variance differed.

The significance of each explanatory variable in GLM was tested using deletion tests. Each final model was checked in the end using standard statistical diagnostics (Crawley 2007). All analyses were computed using R statistical software, version 2.15.0 (R Development Core Team 2009).

3. RESULTS

3.1. Descriptive characteristics for clutch size

In total, we examined 160 clutches of *R. dalmatina*. The overall mean clutch size was 1295 (SD = 596), and the median was 1224. The smallest clutch size was 205, the

Table 2. Results of generalized linear models (GLM) with effect of seasonal and spatial variables on clutch sizes of *Rana dalmatina*. Variables are explained in Table 1. Variable Pond:year is the interaction between these two variables. Results are presented separately for all 14 examined ponds and for those ponds examined during both years. Symbol ‘-’ indicates that GLM gave ‘null results’ in the given analysis, because all potential variability of the variable was explained by the identity of the pond, which is a co-variable in the first position within the model.

Variable	All ponds (n = 14)			Ponds examined during both years (n = 3)		
	Df	F	P	df	F	P
Year	1	59.58	<10 ⁻⁶	1	49.59	<10 ⁻⁶
Pond	13	3.03	<10 ⁻³	2	1.17	0.32
Area	1	0.33	0.57	-	-	-
pH	1	0.31	0.58	1	0.25	0.62
Distance	1	0.05	0.82	-	-	-
Conductivity	1	0.02	0.90	1	0.01	0.91
Pond:year	2	0.16	0.85	2	0.13	0.88

largest 3300. Out of 160 clutches, 56 (35%) had fewer than 1000 eggs, 89 (56%) had between 1000 and 2000 eggs, 13 (8%) clutches had more than 2000 eggs, and in only 2 cases did the clutch size exceed 3000 eggs. Clutch sizes varied greatly between years (see below). In 2009, the mean was only about half (mean = 744, SD = 254, $n_{\text{clutches}} = 48$) that of the following year (1531, 507, $n = 112$). We obtained similar results if we compared just the three ponds observed during both years (2009: mean = 849, SD = 247, $n = 24$; 2010: 1707, 596, $n = 28$). The mean clutch sizes and their SDs for each pond are listed in Table 1.

3.2. Spatial and seasonal variability in clutch size

The clutch sizes showed both seasonal and spatial variability (see Table 2). In case of the larger data set, consisting of all 14 ponds, clutch size varied significantly between the years and also among the ponds. The interaction between these two variables was not significant, however, which is to say that clutch sizes differed similarly among ponds during both years. We also found no relationship between clutch size and distance from the alluvial forest.

In the data set limited to the three ponds examined in both years, we found significant differences in clutch sizes only between the

years but not among the ponds. That probably was due to the lower power of the test (Crawley 2007). While we conclude that there does exist spatial clutch size variability in the *R. dalmatina* population, in the smaller subset of three ponds we had insufficient sample sizes to detect differences in clutch sizes among the ponds. The variance of clutch size in the restricted data set, meanwhile, did not differ among the three ponds ($\chi^2 = 1.01$, $df = 2$, $P = 0.60$) but it did differ between the years ($\chi^2 = 7.23$, $df = 1$, $P = 0.007$).

We furthermore analysed the influence of environmental characteristics on clutch size. In both data sets, there was no effect on clutch size of those habitat features evaluated (Table 2). Moreover, the variable pond identity, being placed in the first position of each model as a co-variable and which consists of a unique combination of pond features (both measured and unmeasured), did not allow for analysing the effects of some examined pond characteristics (Table 2). Probably, this was due to sharing of the variance.

4. DISCUSSION

4.1. Descriptive characteristics for clutch size

The overall mean clutch size in our study was higher in comparison with the results from other studies of *R. dalmatina* (Table 3). Examining the available data shows there to

Table 3. Summary of studies which examined clutch size in *Rana dalmatina*. 'Mean(SD)' – mean of clutch size and standard deviation; 'Range' – range of clutch size; ' n_{clutch} ' – number of examined clutches. Ponsero and Joly (1998), examined clutches at three habitat types separately: 21 clutches in alluvium (A), 15 in peat (P), and 28 in peat + open field (PO). Empty cells indicate missing data. Studies are presented in ascending order according to mean clutch size.

Mean(SD)	Range	Country	n_{clutch}	Reference
211	0–2500	Romania		Hartel <i>et al.</i> (2009)
823(59)			21 (A)	
842(58)	526–2086	France	15 (P)	Ponsero and Joly (1998)
1066(97)			28 (PO)	
950(246)		Germany	29	Weddeling <i>et al.</i> (2005)
996	548–1755	Romania	22	Hartel (2003)
1068(38)	706–1529	Hungary	33	Hettyey <i>et al.</i> (2005)
1002(254)	564–1588	France	33	Lesbarreres <i>et al.</i> (2008)
1295(596)	205–3300	Czech Republic	160	This study
1002(254)	600–1400	Ukraine		Kuzmin (1999)
1295(596)	445–1761	Greece		Sofianidou and Kyriakopoulou-Sklavounou (1983)

be no obvious geographical pattern in clutch sizes across the examined populations. We only are able to conclude that mean clutch size of *R. dalmatina* is about 1000 eggs per clutch (exact weighted mean was 1142). We also found that our clutch sizes exhibit one of the widest reported ranges (from 205 to 3300 eggs, Table 3), which probably is due to the relatively higher number of examined clutches ($n = 160$) versus other studies (typically from 20 to 30 clutches). Therefore, our extensive study augments current knowledge by adding data from the northern boundary of the species' presence in Central Europe.

4.2. Spatial and seasonal variability in clutch size

In examining the distance from alluvial forest, which is the wintering site for at least part of the population, our results did not confirm the findings of Ponsero and Joly (1998), who had found larger clutches (produced by larger females) in ponds more distant from fluvial forest. According to their explanation, larger females are able to migrate over longer distances, and distant ponds are, therefore, available only to them. Such behaviour should reduce competition among tadpoles in a pond, which is important because high abundance of larvae increases tadpoles' stress and mortality, and the metamorphosed individuals from more stressed tadpoles are smaller and have lower reproductive success as adults (Hartel *et al.* 2007).

However, the proposition of Ponsero and Joly (1998) may not be so straightforward. For example, larger females often arrive to reproduction habitats earlier than do smaller ones (Waringer-Löschenkohl 1991). Their tadpoles are older and larger and, therefore, more successful in the competition among larvae than are tadpoles that develop later (Riis 1991, Heusser *et al.* 2002). Furthermore, larger *R. dalmatina* females have higher fecundity (Sofianidou and Kyriakopoulou-Sklavounou 1983, Hettemey *et al.* 2005) and they are usually preferred by males (Krupa 1995, but see also Hettemey *et al.* 2005). Regarding female choice, larger (*i.e.* older and more experienced) females are generally better at choosing larger males (Howard 1978), or they have a better chance

to choose an equal sexual partner by his voice (Lesbarrères *et al.* 2008). Thus, large females should be less stressed to find a breeding pond with lower density and invest energy into a longer migration while the smaller females could be forced into the less favourable or more distant sites.

Finally, the absence of a relationship between clutch size and the distance from alluvial forest could also be affected in part by the fact that probably not all females come into the spoil bank from alluvial forest and a portion of them probably hibernate directly in the spoil bank. We did not examine the proportion of such females exactly, because it is nearly impossible to control so closely *ca* 250 ponds over an area of about 7 km². By using barriers and pitfall traps situated between the forest and the spoil bank, however, we found that dozens of males and females do move to the spoil bank during spring migration (unpublished data). Furthermore, by far the highest densities of clutches were each year determined in pond no. 1, which was situated closest to the alluvial forest (Fig. 1, Table 1), and most of the clutches (82% in 2009 and 79% in 2010) were found within 100 m of the alluvial forest. These findings are nearly the same as in the study of Ponsero and Joly (1998, 75% of clutches within 100 m of forest border) from a natural marsh in France. Because those authors did not consider the hibernation of females outside the forest in the open environment, we conclude that a considerable proportion of females migrate each year from the alluvial forest in order to breed in the spoil bank.

We found differences in clutch size among the ponds only in the larger data set containing all 14 ponds but not within the 3 ponds examined during both years. We attribute this fact to the low power of the test in the smaller data set. The effect of pond identity could be caused by specific habitat features and their combinations for each pond. Environmental variables have been cited to explain year-to-year variation in clutch size and egg size, and these may have been indicative of growing conditions during the given periods (Berven 1988, Cadeddu and Castellano 2012). In any case, none of our observed environmental variables showed significant effect on *R. dalmatina* clutch size in either the larger or

reduced data set. To address the possible effect of distance from the alluvial forest, we had to choose ponds with a sufficient number of clutches to allow random selection of clutches at each pond. We thus selected ponds preferred by *R. dalmatina* for breeding, and these inevitably had similar habitat features. The similarity of the ponds, therefore, did not allow for analysing the effect of most environmental variables (Table 2). The reproduction habitat preferences may also change during the seasons (Vojar *et al.* 2008), and this may support the effect of year in contrast to those of explanatory habitat characteristics.

The effect of pond identity could be produced by other, unexamined causes. It is possible, for example, that some individuals of certain size or age hibernate in a pond (Baruš and Oliva 1992, Kuzmin 1999). Clutch size is then determined by the size of wintering animals. Alternatively, the presence of larger females in the same pond could be affected by the interpopulation structure and dynamic (*e.g.*, Trenham and Schaffer 2005).

Since body size is closely and positively correlated with age in female frogs, it is probable that clutch size varies among years (Berven 1988). Nevertheless, some studies on frogs have led to different conclusions. In a study by Cummins (1986), the number of eggs of *Rana temporaria* was observed to be constant from year to year within populations, notwithstanding that body size distributions of breeding females varied between years at a given site. Moreover, Cadeddu and Castellano (2012) observed no significant differences in clutch size among breeding seasons in *Hyla intermedia*.

In our study, mean clutch size varied significantly between the years, as clutch sizes in 2010 were circa twice larger than in the previous year, and the seasonal effect was much more significant than the spatial. The cause of such variation could be attributed to year-to-year variation in weather conditions, changes in habitat conditions, and/or changes in population structure as affected by the environmental conditions and internal demographic causes from previous seasons (*e.g.* Ryser 1989, Reading and Clarke 1995, Harper and Semlitsch 2007).

4.3. Implications for conservation

Despite the fact that *R. dalmatina* is categorized as Severely Endangered (SE) according to Czech law and is listed as Near Threatened (NT) on the Czech Red List of Amphibians (Zavadil and Moravec 2003), the species has in recent years been a relatively common amphibian in the Czech Republic. This reflects its ability successfully to colonize new sites, including those that are affected by the mining. If they are not destroyed for such possibilities by technical reclamation, these areas could become suitable new habitats not only for *R. dalmatina* but also for other species.

As we had assumed, a substantial portion of *R. dalmatina* females probably do hibernate in the alluvial forest situated on the western border of the spoil bank. Such forests constitute one of the important habitats for *R. dalmatina*, as has been proven in many other studies (*e.g.*, Wederkinch 1988, Ponsero and Joly 1998, Hartel 2005, Strugariu *et al.* 2007). On the other hand, reproduction – as well as hibernation for a part of the population (Baruš and Oliva 1992, Kuzmin, 1999) – often occurs in ponds outside of the forests in open environments due to the more favourable conditions there for tadpole development (Ponsero and Joly 1998). Despite the relative late succession stage of the spoil bank and the existence of many suitable reproduction habitats there, the bank does not itself offer a complex of all habitats needed to support persistence of the *R. dalmatina* population. To protect this population, it is necessary to preserve not only breeding ponds on the spoil bank but also alluvial forest and, very importantly, the connectivity between these two crucial habitats.

ACKNOWLEDGMENTS: This study was supported by Research Project of the Faculty of Environmental Science, Czech University of Life Sciences Prague, No. 42110/1313/3111 and Research Project of the Technology Agency of the Czech Republic No. TA01020881. Thanks to Magdalena Jílková, Jindřich Gučík and others for help in the field. The study was carried out under permit number 00285/LP/2009/AOPK from the Agency for Nature Conservation and Landscape Protection of the Czech Republic.

5. REFERENCES

- Baruš V., Oliva O. 1992 – Obojživelníci – *Amphibia* [Amphibians]. Fauna ČSFR – Academia, Prague, 338 pp. (in Czech, English summary).
- 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 J. Zool. 71: 147–149.
- Berven K.A. 1982 – The genetic basis of altitudinal variation in the Wood Frog *Rana sylvatica*. I. An experimental analysis of life history traits – Evolution, 36: 962–983.
- Berven K.A. 1988 – Factors affecting variation in reproductive traits within a population of wood frogs (*Rana sylvatica*) – Copeia, 1988: 605–615.
- Cadeddu G., Castellano S. 2012 – Factors affecting variation in the reproductive investment of female treefrogs (*Hyla intermedia*) – Zoology Pages, 6: 372–378.
- Crawley M.J. 2007 – The R Book – John Wiley & Sons, Chichester, UK, 1076 pp.
- Cummins C.P. 1986 – Temporal and spatial variation in egg size and fecundity in *Rana temporaria* – J. Anim. Ecol. 55: 303–316.
- Doležalová J., Vojar J., Smolová D., Solský M., Kopecký O. 2012 – Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: A case study from Czech post-mining sites – Ecol. Eng. 43: 5–12.
- Duellman W.E., Trueb L. 1994 – Biology of Amphibians (Second Edition) – John Hopkins University Press, Baltimore, London, 670 pp.
- Elmberg J. 1991 – Factors affecting male yearly mating success in the common frog, *Rana temporaria* – Behav. Ecol. Sociobiol. 28: 125–131.
- ESRI 2007 – ArcGIS 9.2. – Environmental Systems Research Institute, Redlands CA, USA.
- Galán P. 1997 – Colonization of spoil benches of an opencast lignite mine in northwest Spain by amphibians and reptiles – Biol. Conserv. 79: 187–195.
- Harabiš F., Dolný A. 2012 – Human altered ecosystems: suitable habitats as well as ecological traps for dragonflies (*Odonata*): the matter of scale – J. Insect Conserv. 16: 121–130.
- Harper E.B., Semlitsch R.D. 2007 – Density dependence in the terrestrial life history stage of two anurans – Oecologia, 153: 879–889.
- Hartel T. 2003 – The breeding biology of the frog *Rana dalmatina* in Târnava Mare Valley, Romania – Russian J. Herpetol. 10: 169–174.
- Hartel T. 2005 – Aspects of breeding activity of *Rana dalmatina* and *Rana temporaria* reproducing in a seminatural pond – North-Western J. Zool. 1: 5–13.
- Hartel T., Öllerer K., Nemes S. 2007 – Critical elements for biologically based management plans for amphibians in the middle section of the Târnava Mare basin – Acta Sci. Transylvanica, 15: 109–132.
- Hartel T., Nemes Sz., Cogălniceanu D., Öllerer K., Moga C.I., Lesbarrères D., Demeter L. 2009 – Pond and landscape determinants of *Rana dalmatina* population sizes in a Romanian rural landscape – Acta Oecol. 35: 53–59.
- Hendrychová M., Šálek M., Červenková A. 2008 – Invertebrate communities in man-made and spontaneously developed forests on spoil heaps after coal mining – J. Landscape Stud. 1: 916–187.
- Hettyey A., Töroök J., Hévízi G. 2005 – Male mate choice lacking in the Agile Frog, *Rana dalmatina* – Copeia, 2005: 403–408.
- 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 (in German, English summary).
- Howard R.D. 1978 – The evolution of mating strategies in bullfrogs, *Rana catesbeiana* – Evolution, 32: 850–871.
- Jorgensen C.B. 1981 – Ovarian cycle in a temperate zone frog, *Rana temporaria*, with special reference to factors determining number and size of eggs – J. Zool. 195: 449–458.
- Kaplan R.H., King E.G. 1997 – Egg size is a developmentally plastic trait: evidence from long term studies in the frog *Bombina orientalis* – Herpetologica, 53: 149–165.
- Kaplan R.H., Salthe S.N. 1979 – The allometry of reproduction: an empirical view in salamanders – The American Naturalist, 113: 671–689.
- Kompała-Bąba A., Bąba W. 2013 – The spontaneous succession in a sand-pit – the role of life history traits and species habitat preferences – Pol. J. Ecol. 61: 13–22.
- Krupa J.J. 1995 – How likely is male mate choice among anurans? – Behaviour, 132: 643–664.
- Kuzmin S.L. 1999 – The Amphibians of the Former Soviet Union – Pensoft, Sofia, Moscow, 538 pp.
- 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 – Ethol. Ecol. Evol. 14: 287–295.
- Lesbarrères D., Pagano A., Lodé T. 2003 – Inbreeding and road effect zone in a Ranidae: the case of Agile frog, *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840 – CR Biol. 326: 68–72.

- Lesbarrères D., Merilä J., Lodé T. 2008 – Male breeding success is predicted by call frequency in a territorial species, the agile frog (*Rana dalmatina*) – *Can. J. Zool.* 86: 1273–1279.
- McAlister W.H. 1962 – Variation in *Rana pipiens* Schreber in Texas – *Am. Midl. Nat.* 67: 334–363.
- Morrison C., Hero J.M. 2003 – Geographic variation in life-history characteristics of amphibians: a review – *J. Animal Ecol.* 72: 270–279.
- Peters R.H. 1983 – The Ecological Implications of Body Size – Cambridge University Press, Cambridge, 344 pp.
- Ponsero A., Joly P. 1998 – Clutch size, egg survival and migration distance in the agile frog (*Rana dalmatina*) in a floodplain – *Archiv für Hydrobiologie*, 142: 343–352.
- Prach K. 1987 – Succession of vegetation on dumps from strip coal mining, N. W. Bohemia, Czechoslovakia – *Folia Geobot. Phytotx.* 22: 339–354.
- Prach K., Pyšek P., Šmilauer P. 1999 – Prediction of vegetation succession in human-disturbed habitats using an expert system – *Restor. Ecol.* 7: 15–23.
- R Development Core Team 2007 – R: A Language and Environment for Statistical Computing – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, URL: <http://www.r-project.org/>.
- 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: 453–459.
- Riis N. 1991 – A field study of survival, growth, biomass and temperature dependence of *Rana dalmatina* and *Rana temporaria* larvae – *Amphibia-Reptilia*, 12: 229–243.
- Ryser J. 1989 – Weight loss, reproductive output, and the cost of reproduction in the common frog, *Rana temporaria* – *Oecologia*, 78: 264–268.
- Šálek M. 2012 – Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity – *J. Appl. Ecol.* 49: 1417–1425.
- Salthe S.N., Duellman W.E. 1973 – Quantitative constraints associated with reproductive modes in anurans (In: *Evolutionary Biology of the Anurans*, Ed: J.L. Vial) – University of Missouri Press, Columbia, MO, USA, pp. 229–249.
- Smolová D., Doležalová D., Vojar J., Solský M., Kopecký O., Gučík J. 2010 – [Summary of faunistic records and evaluation of amphibian occurrence on spoil banks in northern Bohemia] – *Acta Musei Bohemiae Borealis, Scientiae Naturales, Liberec*, 28: 155–163 (in Czech, English summary).
- Sofianidou Th.S., Kyriakopoulou-Sklavounou P. 1983 – Studies on the biology of the frog *Rana dalmatina* Bonaparte during the breeding season in Greece (Amphibia: Anura: Ranidae) – *Amphibia-Reptilia*, 4: 125–136.
- Strugariu A., Gherghel I., Huțuleac-Volosciuc M.V., Pușcașu C.M. 2007 – Preliminary aspects concerning the herpetofauna from urban and peri-urban environments from North-Eastern Romania: a case study in the city of Suceava – *Herpetologica Romanica*, 1: 53–61.
- Trenham P.C., Schaffer H.B. 2005 – Amphibian upland habitat use and its consequences for population viability – *Ecol. Appl.* 15: 1158–1168.
- Tropek R., Kadlec T., Karešová P., Spitzer P., Kočárek P., Malenovský I., Baňář P., Tuf I.H., Hejda M., Konvička M. 2010 – Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants – *J. Appl. Ecol.* 47: 139–147.
- Vojar J. 2006 – Colonization of post-mining landscapes by amphibians: a review – *Sci. Agr. Bohemica*, 37: 35–40.
- Vojar J., Doležalová J., Solský M. 2012 – A new, harmless mesocosm design for field rearing ranid embryos and determining clutch sizes – *Herpetol. Rev.* 43: 588–590.
- Vojar J., Solský M., Doležalová J., Šálek M., Kopecký O. 2008 – Factors influencing occupancy of breeding ponds in the agile frog (*Rana dalmatina*): a conservation perspective – *Scripta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Ostraviensis*: 186: 386–390.
- Waringer-Löschenkohl A. 1991 – Breeding ecology of *Rana dalmatina* in lower Austria: a 7-years study – *Alytes*, 9: 121–134.
- Weddeling K., Bosbach G., Hatchel M., Sander U., Schmidt P., Tarkhishvili 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: *Proceedings of the 12th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*, Eds: N. Ananjeva, O. Tsinenko) – *Societas Europaea Herpetol. St. Petersburg*, pp. 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.

-
- Wells K.D. 2007 – The Ecology and Behavior of Amphibians – University of Chicago Press, Chicago, 1400 pp.
- Zavadil V. 1986 – Pozorování skokana hnědého a štíhlého v době rozmnožování [Observation of common and agile frogs during breeding season] – Živa, 4: 150–151 (in Czech, English summary).
- Zavadil V., Moravec J. 2003 – Red List of Amphibians and Reptiles of the Czech Republic (In: Red List of Threatened Species in the Czech Republic Vertebrates, Eds: J. Plesník, V. Hanzal, L. Brejšková) – AOPK ČR Prague, Příroda, pp. 83–93 (in Czech, English summary).

Received after revision April 2014

Article

Exceptional Quantity of Water Habitats on Unreclaimed Spoil Banks

Daniela Budská¹, Petr Chajma¹ , Filip Harabiš¹, Milič Solský¹, Jana Doležalová² and Jiří Vojar^{1,*} 

¹ Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Suchbátka, 165 00 Prague, Czech Republic; smolovad@gmail.com (D.B.); chajmap@fzp.czu.cz (P.C.); harabis@fzp.czu.cz (F.H.); milicsolsky@gmail.com (M.S.)

² Nature Conservation Agency of the Czech Republic, Administration of České Středohoří PLA, Bělehradská 1308/17, 400 01 Ústí nad Labem, Czech Republic; janadolezalova@gmail.com

* Correspondence: vojarp@fzp.czu.cz; Tel.: +420-777-118-845

Abstract: Surface mining is responsible for the large-scale destruction of affected landscapes. Simultaneously, the dumping of overburden soil on spoil banks during mining generates new landscapes, usually with heterogeneous topography. If spoil banks are not subsequently reclaimed technically (i.e., if the terrain is not leveled), considerable habitat diversity can thereby be established, consisting of numerous types of both terrestrial and water habitats. We compared the area and number of freshwater habitats between spoil banks (both technically unreclaimed and reclaimed) and the surrounding landscapes undisturbed by mining. The area of water habitats and especially their numbers per km² were by far the greatest on unreclaimed spoil banks. Meanwhile, the quantity of water bodies on reclaimed spoil banks was about half that on non-mining landscapes. Great variety among the numerous water habitats, as indicated by their areas, depths, and proportions of aquatic vegetation on unreclaimed spoil banks, can contribute to regional landscape heterogeneity and water environment stability while providing conditions suitable for diverse taxa. The exceptional number of these water bodies can compensate for their loss in the surrounding landscape. We conclude that leaving some parts of spoil banks to spontaneous succession plays an irreplaceable role in the restoration of post-mining landscapes.

Keywords: coal mining; ecological restoration; habitat heterogeneity; landscape restoration; pond characteristics; post-mining areas; water bodies



Citation: Budská, D.; Chajma, P.; Harabiš, F.; Solský, M.; Doležalová, J.; Vojar, J. Exceptional Quantity of Water Habitats on Unreclaimed Spoil Banks. *Water* **2022**, *14*, 2085. <https://doi.org/10.3390/w14132085>

Academic Editors: Reinaldo Luiz Bozelli and José Maria Santos

Received: 6 May 2022
Accepted: 27 June 2022
Published: 29 June 2022

Publisher's Note: MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



Copyright: © 2022 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

The constantly intensifying impacts of anthropogenic activities that lead to habitat fragmentation and the overall degradation of natural aquatic environments have resulted in very limited availability of habitats suitable for many freshwater species [1–6]. One of the most destructive human activities is large-scale open-surface coal mining [7–9]. On the other hand, dumping of overburden soil on spoil banks during this process generates new and unique landscapes. If the spoil banks are not subsequently leveled by technical reclamation, considerable habitat diversity can be established [10–13]. For instance, xerothermic habitats at the higher sections of spoil banks alternate with aquatic habitats established in terrain depressions on impermeable substrates [14–16]. It is not surprising, therefore, that the density of water bodies present on unreclaimed spoil banks is much greater than those on sites that were technically reclaimed. Furthermore, despite the presence of several large retention reservoirs intentionally constructed on technically reclaimed spoil banks, the overall area of water habitats on unreclaimed spoil banks is also greater than on reclaimed sites [17].

In addition to supporting biodiversity (see, for example, [18–24]), unreclaimed spoil banks can provide other ecosystem services, including increasing water retention in the landscape [25] and serving as stepping stones for migrating species [26–29]. A number

of costly measures are currently being undertaken, such as stream revitalizations and establishment of new retention basins and dams, to retain water in such landscapes, prevent the loss of freshwater habitats, and reduce the effects of drought [30]. On unreclaimed spoil banks, however, water bodies arise spontaneously in large numbers and in many different shapes and sizes without any additional costs. Unfortunately, the potential of unreclaimed spoil banks as valuable habitats and water reservoirs is often reduced substantially by the consistent application of technical reclamation [17].

Numerous studies have highlighted the importance of unreclaimed post-mining sites as habitats for endangered species, whose diversity is frequently greater at such sites than in the surrounding, often intensively managed landscape [31–36]. Because species diversity is affected by habitat heterogeneity [37–39], it is surprising how few studies exist that focus directly on the density and qualitative parameters of freshwater habitats occurring on post-mining sites and the sites unaffected by mining. Such studies as these tend to focus on the individual characteristics of the ponds [40–45] or on the occurrence of different taxonomic groups within water bodies [46–51], but the comparative quantity of water bodies within the wider context of the surrounding landscape has not yet been examined. Such a comparison is essential for understanding the complex importance of these post-mining sites and may help to increase the application of spontaneous succession in the reclamation process for areas affected by mining activities.

Therefore, the aim of this study was to compare the quantity and characteristics of water habitats between post-mining sites (both technically reclaimed and unreclaimed spoil banks after brown coal mining) and the surrounding landscapes. Furthermore, we wanted to determine whether the water habitats on mining sites were similar to those present in surrounding areas or if they were unique in terms of their parameters. For the purpose of generalizing the results and the possibility for their use in restoration practices, the study area covers all large spoil banks in the North Bohemian brown coal basin and all types of surrounding landscapes. Included in our study were 649 water bodies.

2. Materials and Methods

2.1. Study Area

The study was carried out within the North Bohemian brown coal basin in the Czech Republic. The study sites represent the six major landscape types present in the study region: (1) technically reclaimed spoil banks, (2) technically unreclaimed spoil banks, (3) mountain range of the Ore Mountains, (4) meadows and pastures of the Central Bohemian Highlands, (5) forests of the Central Bohemian Highlands, and (6) agricultural landscape of the North Bohemian lowlands (Figure 1). The studied landscape types represent typical seminatural lands of the Czech Republic and differ in vegetation cover, land use, and altitude. The selected landscape types are described in Table 1.

Table 1. Description of selected landscape types in the study area. Abbreviations of landscape types are explained within their descriptions.

Landscape Type	Description	Altitude [m a.s.l.]	Precipitation [mm/year]
AG	Agricultural landscape—an open, flat, intensively farmed landscape consisting mainly of fields.	160–350	400–525
FR	Forest landscape—a landscape covered mainly by coniferous or mixed forests, usually on steep terrain.	340–700	525–625
MN	Mountain landscape—area on the ridge of the Ore Mountains. It is partly formed by forests and partly by grasslands. Most of the area is located on steep slopes.	600–910	825–950
MP	Meadows and pastures—mostly an open landscape with isolated hills of volcanic origin with pastures and grasslands on steep slopes.	190–330	400–525

Table 1. Cont.

Landscape Type	Description	Altitude [m a.s.l.]	Precipitation [mm/year]
TR	Technically reclaimed spoil banks—an area heavily affected by brown coal surface mining. The terrain of spoil banks was leveled during technical reclamation. As the next step, forestry, agricultural, or hydrological reclamation has been carried out.	240–410	400–600
TU	Technically unreclaimed spoil banks—an area heavily affected by brown coal surface mining but without terrain leveling after the spoil bank heaping. Due to heterogeneous terrain, a mosaic of various habitats has been established there.	230–310	400–650

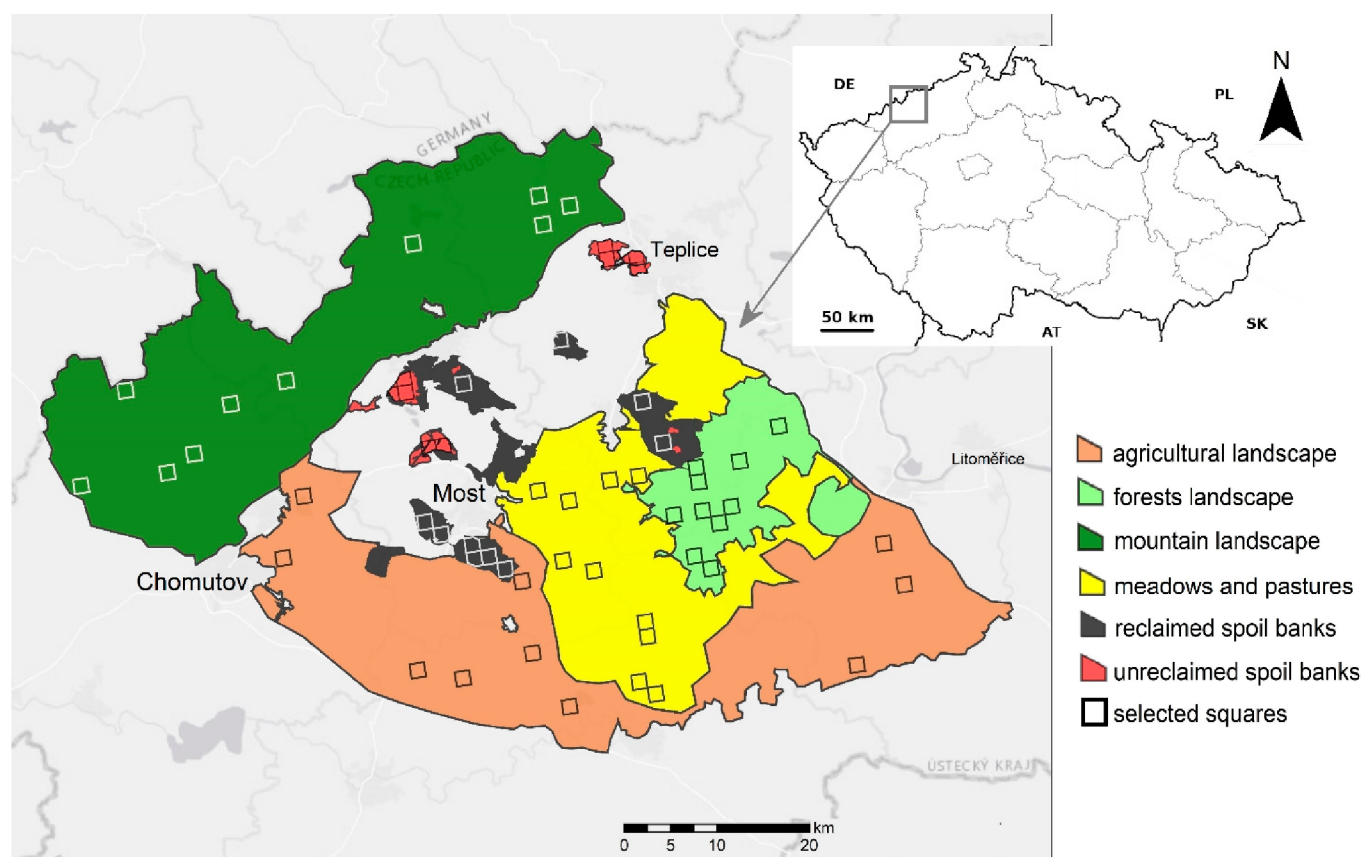


Figure 1. Study area—delimitation of the assessed landscape types.

2.2. Squares' Selection and Description

Using ArcGIS 10.4 software (Esri company, Czech Republic), the area of each landscape type was divided into 1 km² squares [52]. Squares consisting of major urban areas and squares with indeterminate landscape types (e.g., in the case of two landscape types overlapping) were excluded. Next, 10 squares per landscape were randomly selected using a random number generator in ArcGIS 10.4 [52]. Because some spoil banks, and especially those parts that were not reclaimed, are more or less restricted to an area of only a few km², some squares were left incomplete (i.e., <1 km²). The total area of selected squares was thus reduced to 7.31 km² for unreclaimed and 9.74 km² for technically reclaimed spoil banks. Based upon meteorological maps and hydrological data, we interpolated average yearly precipitation for each square in ArcGIS 10.4 [52].

2.3. Water Habitat Detection and Description

We personally visited the selected squares during April and May in 2013 and determined the positions of all water habitats using Garmin eTrex 30 GPS (Product of Garmin, Czech Republic). Water habitat monitoring was conducted by a pair of experienced fieldworkers who were taking part in a similar project focused on the comparison of water habitats between reclaimed and unreclaimed spoil banks [17]. The parameters of each water body that were possibly relevant to freshwater taxa [53,54] were recorded: area, maximum depth, slope of the embankments, insolation of the water surface, and coverage of littoral vegetation. The area of larger water habitats was determined by vectorizing orthophoto maps using ArcGIS 10.4 [52]. Smaller water bodies (up to ca. 1000 m²) were measured directly in situ with a tape measure. Insolation of the water body was determined as the proportion of the water surface unshaded by the canopy of surrounding trees. The shade was measured only between 10 am and 3 pm to avoid mistakes caused by the sun's different positions during the day [17]. Emerged and submerged vegetation (reeds, floating water plants, and flooded grasses) and other structures (e.g., flooded branches of trees) that can be used as oviposition substrates or as shelter for freshwater animals were treated as aquatic vegetation. The proportion of aquatic vegetation within each water body was estimated according to the method of Oldham et al. [55].

2.4. Statistical Analyses

Summary statistics of the visited water bodies were calculated for each type of landscape: total area of all water bodies, proportion of area covered by water bodies, mean area of water bodies, total number of water bodies, and number of water bodies per km² (Table 2). In total, 60 squares in 6 different landscape types were analyzed: 40 squares in the landscape undisturbed by mining (non-mining areas) and 20 squares in the spoil banks. The total area covered by intensive fieldwork was 57.05 km² (40 km² in non-mining areas and 17.05 km² in spoil banks).

Table 2. Quantities (i.e., numbers and proportions) of water habitats (WH) area in assessed landscape types (LT). AG = agricultural landscape; FR = forest landscape; MN = mountain landscape; MP = meadows and pastures; TR = technically reclaimed spoil banks; TU = technically unreclaimed spoil banks. N_{sqr} = number of assessed squares per LT; TA_{sqr} = total area of selected squares in km²; TA_{WH} = total area of WH per LT in km²; P_{WH} = proportion of WH area per LT in percent; MA_{WH} = mean area of WH per LT in m²; TN_{WH} = total number of WH per LT; N_{WH} = number of WH per LT per km²; $MEAN_{NML}$ = mean values for non-mining landscapes (counting from the TA_{sqr} , TA_{WH} , and TN_{WH} of all non-mining landscapes); $MEAN_{SB}$ = mean values for spoil banks (counting from the TA_{sqr} , TA_{WH} , and TN_{WH} of all spoil banks).

Landscape Type	N_{sqr}	TA_{sqr} [km ²]	TA_{WH} [km ²]	P_{WH} [%]	MA_{WH} [m ²]	TN_{WH}	N_{WH}
Non-mining landscapes							
AG	10	10.00	0.4	4.03	11,190	36	3.60
FR	10	10.00	0.01	0.05	75	61	6.10
MN	10	10.00	0.04	0.39	343	115	11.50
MP	10	10.00	0.14	1.35	7124	19	1.90
$MEAN_{NML}$	10	10.00	0.15	1.46	4683	57.75	5.78
Spoil banks							
TR	10	9.74	0.07	0.69	2031	33	3.39
TU	10	7.31	0.28	3.80	707	393	53.76
$MEAN_{SB}$	10	8.53	0.17	2.25	1369	213	28.58

To compare the quantity of water bodies among the six landscape types, we used generalized linear models (GLMs) with the number and total area of the water bodies in each square as responses and precipitation and landscape type as predictors. As not all squares were of the same size (see Section 2.2), square sizes measured in km² were used as weights in the model. Due to overdispersion, the negative binomial distribution was chosen over the Poisson distribution in both cases. The total area of water bodies was strongly correlated with the number of water bodies found ($r_s = 0.73$). Nevertheless, both are reported, as each carries a different type of information (i.e., amount of water vs. number of potential water habitats).

We used a linear mixed-effects model to compare the sizes of individual water bodies (response, log-transformed to meet the model assumptions) between the different landscape types (fixed effect). Local precipitation was used as a fixed covariate, and square identity was used as a random intercept. Furthermore, we used chi-square tests to compare the number of water bodies belonging to each level of assessed pond characteristics between the landscape types.

The interaction between landscape type and precipitation was not included in any model, as the small differences in precipitation were not expected to have varying effects on individual landscape types (as was confirmed by the preliminary data). Thus, all models were evaluated using Type II tests. To test the differences in the number and area of water bodies per km² between the landscape types affected by mining and those that were free of mining activities, we evaluated the existing GLMs using user-defined contrasts. The p -values for the chi-square tests for all characteristics of the water bodies were corrected for multiple testing using the Holm–Bonferroni method. The analyses were conducted in R software version 4.1.2 [56] using the packages “MASS” [57], “car” [58], “lme4” [59], “lmerTest” [60], and “multcomp” [61]. The interval estimates of the coefficients from the fitted models as well as the model predictions were calculated as Bayesian 95% credible intervals (95% CrI) using the 2.5 and 97.5 percentiles of the posterior distribution of 5000 simulated values of each model parameter. The Bayesian simulations were calculated using noninformative prior distribution [62,63] through the “sim” function from the “arm” package.

3. Results

3.1. Comparison of Water Habitat Quantity among Landscape Types

The total area occupied by water habitats in all of the assessed squares was 0.93 km², representing 1.63% of the studied area. The area of the water bodies per km² did not differ between mining and non-mining landscapes ($z = -1.42$, $p = 0.157$), but the number of water bodies per km² was significantly higher in the mining landscapes ($z = -2.45$, $p = 0.014$).

Furthermore, both the number of water bodies ($\chi^2_5 = 49.37$, $p < 0.001$) and their areas ($\chi^2_5 = 16.87$, $p = 0.005$) differed significantly among the landscapes, with precipitation affecting only the area of water bodies ($\chi^2_1 = 175.216$, $p < 0.001$) (Figure 2). The highest number of water bodies per km² was found at unreclaimed spoil banks (95% CrI: 20.78–88.10), followed by mountains (95% CrI: 2.30–59.54), while forests (95% CrI: 3.16–11.88), agricultural landscapes (95% CrI: 1.52–8.49), reclaimed spoil banks (95% CrI: 1.33–7.91), and meadows and pastures (95% CrI: 0.77–4.65) had much fewer (Table 2). The total area of water bodies per km² was highest in the agricultural landscapes (95% CrI: 8591.89–257,335.71 m²), followed by unreclaimed spoil banks (95% CrI: 7306.68–106,251.11 m²) and meadows and pastures (95% CrI: 3282.49–89,422.99 m²). By a large margin, the forests had the smallest area of water bodies (95% CrI: 120.05–1765.40 m², see Table 2).

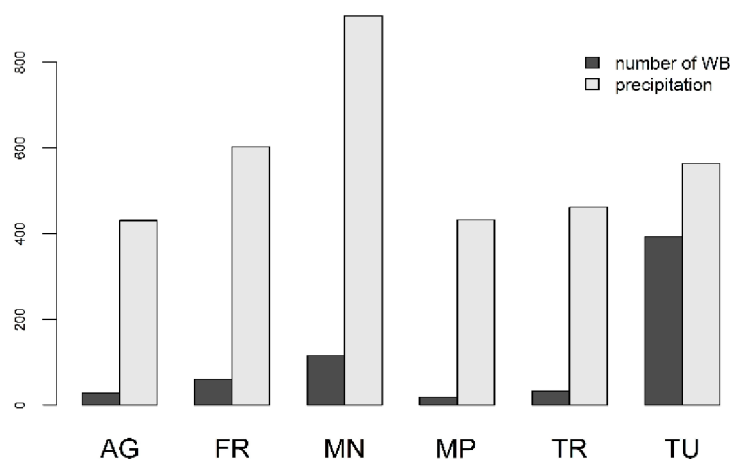


Figure 2. Number of water bodies (WB) and amount of yearly precipitation in assessed landscape types. AG = agricultural landscape; FR = forest landscape; MN = mountain landscape; MP = meadows and pastures; TR = technically reclaimed spoil banks; TU = technically unreclaimed spoil banks.

3.2. Comparison of Environmental Characteristics of Water Habitats among Landscape Types

The areas of individual water bodies did not depend upon precipitation ($F1 = 0.09$, $p = 0.77$), but they did differ among landscapes ($F5 = 7.70$, $p < 0.001$). The largest mean area of the water bodies was found at reclaimed spoil banks (95% CrI: 298.60–3221.62 m²), followed by unreclaimed spoil banks (95% CrI: 114.36–488.66 m²), meadows and pastures (95% CrI: 49.50–813.03 m²) and agricultural landscapes (95% CrI: 30.40–513.67 m²). The smallest water bodies were found in forests (95% CrI: 7.71–41.89 m²) and mountains (95% CrI: 4.51–152.67 m²) (Table 3, Figure 3a).

Table 3. Comparison of water body characteristics between landscape types. AG = agricultural landscape; FR = forest landscape; MN = mountain landscape; MP = meadows and pastures; TR = technically reclaimed spoil banks; TU = technically unreclaimed spoil banks. [%]—Proportion of water bodies with certain characteristics belonging to each landscape type (column); *df* = degrees of freedom of the chi-square tests; *p* = *p*-values of the chi-square tests corrected for multiple testing using the Holm–Bonferroni method.

Environmental Characteristics	Levels	Number (and Proportion [%]) of Water Bodies Within Landscape Types						<i>df</i>	<i>p</i>
		AG	FR	MN	MP	TR	TU		
Pond area [m ²]	<20 m	9 (32%)	44 (72%)	38 (33%)	6 (32%)	0 (0%)	51 (13%)	18	0.001
	21–300	7 (25%)	11 (18%)	62 (54%)	5 (26%)	10 (30%)	205 (52%)		
	301–3000	10 (36%)	6 (10%)	11 (10%)	5 (26%)	14 (42%)	114 (29%)		
	>3000	2 (7%)	0 (0%)	4 (3%)	3 (16%)	9 (27%)	23 (6%)		
Maximum depth [m]	<0.5	21 (78%)	55 (93%)	105 (91%)	11 (58%)	9 (31%)	144 (38%)	12	0.001
	0.5–1.5	2 (7%)	3 (5%)	7 (6%)	2 (10%)	8 (28%)	95 (25%)		
	>1.5	4 (15%)	1 (2%)	3 (3%)	6 (32%)	12 (41%)	139 (37%)		
Slope of embankments [°]	<30	10 (36%)	45 (76%)	65 (58%)	7 (37%)	24 (80%)	262 (70%)	12	0.001
	30–55	9 (32%)	10 (17%)	16 (14%)	3 (16%)	4 (13%)	85 (23%)		
	>55	9 (32%)	4 (7%)	32 (28%)	9 (47%)	2 (7%)	27 (7%)		
Insolation of water surface [%]	<5	7 (25%)	32 (53%)	37 (32%)	3 (17%)	0 (0%)	88 (23%)	12	0.001
	5–75	10 (36%)	18 (30%)	38 (33%)	6 (33%)	0 (0%)	216 (56%)		
	>75	11 (39%)	10 (17%)	39 (34%)	9 (50%)	30 (100%)	83 (21%)		
Vegetation cover [%]	<5	6 (21%)	28 (47%)	18 (16%)	8 (42%)	2 (7%)	41 (11%)	12	0.001
	5–75	12 (43%)	24 (41%)	41 (36%)	8 (42%)	22 (73%)	285 (74%)		
	>75	10 (36%)	7 (12%)	56 (49%)	3 (16%)	6 (20%)	59 (15%)		

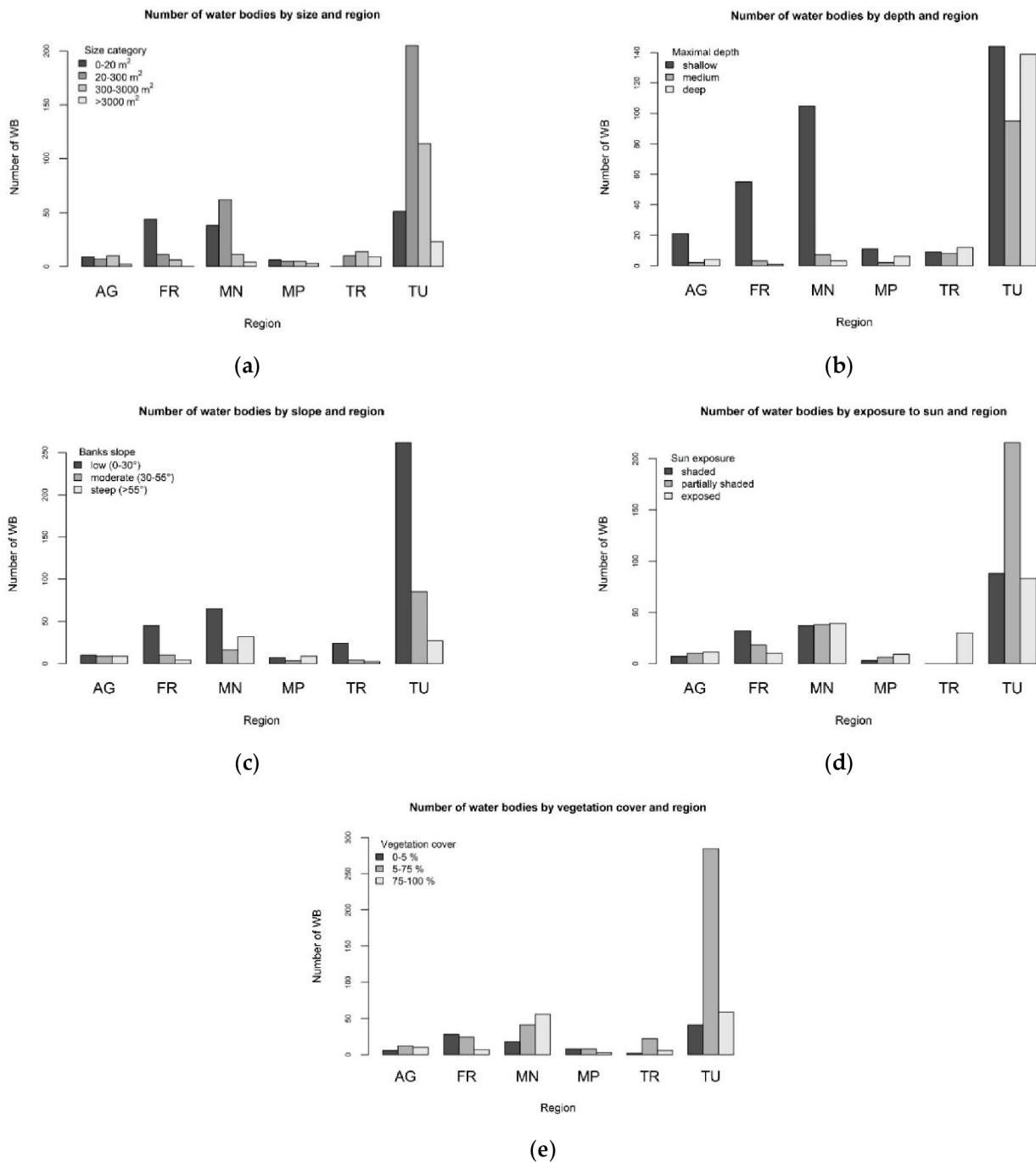


Figure 3. Comparison of environmental characteristics of water habitats among landscape types: number of water bodies by (a) size; (b) dept; (c) slope; (d) insolation of water surface; (e) vegetation cover. AG = agricultural landscape; FR = forest landscape; MN = mountain landscape; MP = meadows and pastures; TR = technically reclaimed spoil banks; TU = technically unreclaimed spoil banks.

The analysis of water body characteristics revealed significant differences in observed frequencies for all categorical variables (all *p*-values < 0.001, see Table 3). Water bodies occurring on spoil banks (reclaimed and unreclaimed) did not show a major difference in the numbers of shallow, medium, and deep (maximum) depths. In other landscape types, however, there was a prevalence of shallow-water habitats of maximum depth < 0.5 m (Figure 3b). Water bodies with gently sloping embankments (<30°) prevailed in most of the assessed landscapes, with the exception of meadows and pastures and agricultural landscapes (Figure 3c). The frequencies of water bodies with different levels of insolation

varied greatly among the studied landscapes. At the reclaimed spoil banks, all water bodies were fully insolated. Such water bodies were also abundant in meadows and pastures. Mountain and agricultural landscapes showed a similar frequency of all types of insolation, while partially insolated water bodies prevailed on unreclaimed spoil banks. The majority of water bodies found in forests were completely shaded (Figure 3d). As for aquatic vegetation, partially covered ponds (5–75% of water surface covered by any type of aquatic vegetation) predominated in the majority of landscape types (and especially at the spoil banks), with the exception of mountains and forests (Table 3, Figure 3e).

4. Discussion

4.1. Comparison of Water Habitat Quantity among Landscape Types

Based upon our results, it is undeniable that the density of water bodies in technically unreclaimed spoil banks is many times greater than the density of aquatic habitats found in reclaimed spoil banks and in the surrounding landscape types. Moreover, the proportion of water area in unreclaimed spoil banks was the second highest among the compared landscape types. The key factor responsible for the exceptional quantity of water habitats on unreclaimed spoil banks is heterogeneous terrain topography, arising immediately after heaping of the spoil banks [11,12,14]. The originally rugged terrain surface is leveled right at the beginning of the technical reclamation. As a result, there are far fewer terrain depressions that could be filled by precipitation and, as a result, smaller numbers of water bodies in technically reclaimed spoil banks. Water bodies—usually in the form of larger retention basins—are then intentionally added to technically reclaimed spoil banks [17].

The larger and less heterogeneous water bodies created by technical reclamation can scarcely substitute for the declining supply of freshwater habitats in a regional context, consequently leading to decreased diversity of aquatic taxa (see, for example, [18,24,50]) and a reduced conservation potential of the post-mining landscapes [64,65]. Although the mere presence of aquatic habitats in large numbers does not guarantee the long-term survival of populations [53], the large supply of aquatic habitats does in and of itself increase the likelihood of there being conditions suitable for different groups of freshwater organisms [66–68]. Equally important is the presence of early succession stages in post-mining sites, which are noticeably lacking in the surrounding landscape [31]. With the contribution of natural succession, these systems of small wetlands can create highly valuable ecosystems [69].

In terms of the comparison of the aquatic habitat quantity among individual landscape types, the highest number of water bodies per km² was found in unreclaimed spoil banks and mountains, while other landscape types had much fewer water habitats. Unreclaimed spoil banks and agricultural landscapes also had the highest proportions of area consisting of water habitats per km². However, the high proportion of water area found in agricultural landscapes in our study is due to the occurrence of a single large pond, which was recorded in one square of this area and occupied almost one-third of the observed square (0.315 km²).

Few but mainly large artificial water bodies have been recorded in technically reclaimed spoil banks, with these usually serving as retention basins. These water bodies are similar in their areas and other parameters to fishponds, which were prevalent water habitats in meadows and pastures and agricultural landscapes. Most of the meadows and pastures are often located on steep slopes, where water bodies may occur only sporadically. The density of water areas is also limited in the agricultural landscape, especially in those areas of intensive agricultural management [70]. In the Czech Republic, water habitats occupy less than 1% of the agricultural landscape [71]. Kändler et al. [72] pointed out that even lower proportions of water areas exist in grasslands (0.8%) and arable land (0.3%) in the borderlands of the Czech Republic, Germany, and Poland. The overall low proportion and number of water habitats reflect the historical development of the Czech Republic's landscape, as the majority of wetlands were drained and transformed into arable land [71]. Moreover, the occurrence of one large or a few smaller aquatic habitats per km² is far from sufficient for most aquatic organisms [73–75]. Basically, these comprise isolated popula-

tions several kilometers distant from other populations, and such distance is beyond the dispersal capability of many aquatic organisms. As a result, the long-term survival of such populations is substantially limited [76–78].

The lowest total area of the water habitat, as measured in km², was recorded in the forested area, but for the density of water bodies, there were close to average values among the assessed landscapes. The forests were often located on relatively steep slopes. It can be assumed that, in these conditions, there can arise only small aquatic habitats (pools, ditches, waterlogged trenches, etc.) that are flooded after snow melts but dry up later in the season, perhaps even completely. Similar small pools were also found in the mountain landscape, but their density was much higher there. As in the case of the forested landscape, however, the total area of aquatic habitat was proportionately small (about 0.2%), which is consistent with the findings of Kändler et al. [72]. On the other hand, it is undeniable that small, periodically occurring pools constitute irreplaceable habitats for many organisms and can play an important role in their persistence [79–82]. At the same time, these habitats can serve as stepping stones for dispersing individuals, thus increasing the permeability of the landscape and supporting the effective colonization of organisms into new areas [27].

Regarding the effects of precipitation, somewhat surprising is the fact that the differences in annual rainfall did not contribute to differences in the numbers of water bodies among the landscape types. The vast majority of spoil banks, and similarly the surrounding agricultural, meadow and pasture, and forest landscapes, occur in the rain shadow of the Ore Mountains, one of the driest regions of the Czech Republic [83]. It is obvious that the differences are caused much more by the topography of the individual landscape types and/or by the manner of land use.

4.2. Comparison of Environmental Characteristics of Water Habitats among Landscape Types

Despite significant differences among the observed numbers of water habitats at particular levels of pond parameters, the majority of landscape types involved water bodies across all levels of their characteristics. For most aquatic organisms, the quality of the water body determines a number of factors, namely, morphological parameters, hydrological regime, water quality and quantity, structure and composition of aquatic vegetation, presence of predators and food competitors, and many other characteristics [84]. Within this study, we focused on the area, depth, and slope of embankments, insolation of the water surface, and vegetation cover of water bodies.

The majority of freshwater invertebrates and amphibians occurring in Central Europe typically prefer smaller water habitats (ca. 500 m²) with depths to 1.5 m that allow at least partial establishment of littoral vegetation [85–87]. However, too-shallow water habitats are greatly influenced by fluctuations in the water level and seasonal drying [88,89], which affect the survival of eggs and aquatic larvae [90]. On the other hand, seasonal drying limits the occurrence of competitive species and fish predators [91,92]. We found that the proportions of shallow and deeper ponds were similar in both technically reclaimed and unreclaimed spoil banks, while shallow water bodies prevailed in the rest of those landscape types assessed, especially in forest and mountain landscapes. Offering a diversity of water bodies of varying depths can thus significantly enhance the biodiversity of aquatic taxa on spoil banks.

Regarding embankment slopes, steep banks can limit the development of littoral vegetation [93]. Aquatic vegetation plays a crucial role for the majority of freshwater invertebrates and amphibians, as it is their preferred oviposition substrate. Sufficient structurally heterogeneous vegetation may also significantly increase shelter possibilities for larvae and adults of those taxa [94]. Water bodies with gently sloping embankments and partially developed aquatic vegetation prevailed in most of the assessed landscapes, excluding meadow and pasture and agriculture landscapes, and thus potentially provided suitable conditions for many freshwater taxa. It is important to mention that for different groups of aquatic taxa, the optimal structure and density of macrophytic vegetation are very different [95]. For example, extensive reedbeds are very attractive to many birds, but

they represent a barrier for many amphibians and do not provide enough shelter for many invertebrate species. Conversely, many species associated with early succession habitats may prefer habitats with sparse submerged vegetation.

Thus, the key factor for maintaining high biodiversity may be not only the parameters of the reservoirs but also the heterogeneity of the succession stages [20,96].

The final assessed parameter, insolation of the water surface, may have a positive effect on aquatic invertebrates and amphibians [92]. Extensive shading of the water surface reduces the water temperature and may significantly slow the development of larvae and the development of periphyton, thereby reducing food resources [97]. Fully insolated water habitats prevailed in most of the examined landscapes, with the exception of technically unreclaimed spoil banks, where there was a prevalence of partially insolated water bodies, and of forests, where the majority of water habitats were shaded.

5. Conclusions

Among all of the landscape types assessed, we found the highest number of water bodies and the second highest proportion of water area per km² in technically unreclaimed spoil banks. Water bodies arising on technically unreclaimed spoil banks are similar with regard to their parameters to those present in the surrounding landscapes unaffected by the mining, and they do not represent unique types of freshwater habitats. The singularity of these post-mining sites lies in the exceptional numbers and variability of water bodies at different stages of succession, and these can compensate for their loss in the surrounding landscape. The potential of unreclaimed spoil banks as valuable habitats and water reservoirs is still limited, however, due to the major use of technical reclamation in the Czech Republic, directly imposed by legal measures. From this point of view, it seems far more advantageous from both an ecological and an economic point of view to give more space to spontaneous succession. On the other hand, technical reclamation as a process has an irreplaceable role in areas where “rewilding” is not entirely desirable, and therefore, the final outcome should be planned with a view to the historical past of the area concerned [98], which means the existence of extensive wetlands in our study area [9,99], and in light of ongoing environmental changes. Post-mining areas are often referred to as local biodiversity hotspots. Our study provides a very important context by comparing the density of freshwater habitats on a regional scale. However, it is true that the ecological value of a high number of aquatic habitats is to some extent directly related to mining activities. With the gradual dampening of mining activities, together with extensive drought, the impact of some invasive species or climate changes can cause many land restoration objectives to be rather untenable in the coming decades [98]. Therefore, providing space for spontaneous succession within the ecological restoration of post-mining sites and regaining at least part of the lost landscape heterogeneity seem to be more and more urgent. However, further studies should not look for the advantages and disadvantages of both approaches (spontaneous succession and technical reclamation) but should seek solutions to link the advantages of both approaches.

Author Contributions: Conceptualization, D.B., M.S., J.D. and J.V.; methodology, D.B., J.V., P.C. and F.H.; software, P.C. and D.B. and J.V.; validation, D.B., J.V. and F.H.; formal analysis, D.B.; investigation, J.V.; resources, D.B. and J.V.; data curation, D.B.; writing—original draft preparation, J.V. and D.B.; writing—review and editing, P.C., F.H., J.D. and M.S.; visualization, D.B. and P.C.; supervision, J.V.; funding acquisition, J.V., D.B. and M.S. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This research was funded by the Internal Grant Agency of the Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, grant numbers 20134282, 20144247, and 20154250, and by the Ministry of Education, Youth and Sports of the Czech Republic, grant number CZ.02.1.01/0.0/0.0/16_026/0008403.

Institutional Review Board Statement: Not applicable.

Informed Consent Statement: Not applicable.

Data Availability Statement: Data are available in a publicly accessible repository that does not issue DOIs. Publicly available datasets were analyzed in this study. This data can be found here.

Acknowledgments: We would like to thank Kamila Šimůnková, Petra Caltová, Barbora Havlíková, Magdalena Jílková, Lada Jakubíková, Vlad'ka Jurasová, and Tomáš Kunca for their help in fieldwork.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

- Craig, L.S.; Olden, J.D.; Arthington, A.H.; Entekin, S.; Hawkins, C.P.; Kelly, J.J.; Kennedy, T.A.; Maitland, B.M.; Rosi, E.J.; Roy, A.H.; et al. Meeting the Challenge of Interacting Threats in Freshwater Ecosystems: A Call to Scientists and Managers. *Elementa* **2017**, *5*, 72. [[CrossRef](#)]
- Davidson, N.C. How Much Wetland Has the World Lost? Long-Term and Recent Trends in Global Wetland Area. *Mar. Freshw. Res.* **2014**, *65*, 934–941. [[CrossRef](#)]
- Dudgeon, D. Multiple Threats Imperil Freshwater Biodiversity in the Anthropocene. *Curr. Biol.* **2019**, *29*, R960–R967. [[CrossRef](#)]
- Dudgeon, D.; Arthington, A.H.; Gessner, M.O.; Kawabata, Z.I.; Knowler, D.J.; Lévêque, C.; Naiman, R.J.; Prieur-Richard, A.H.; Soto, D.; Stiassny, M.L.J.; et al. Freshwater Biodiversity: Importance, Threats, Status and Conservation Challenges. *Biol. Rev. Biol. Proc. Camb. Philos. Soc.* **2006**, *81*, 163–182. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
- Reid, A.J.; Carlson, A.K.; Creed, I.F.; Eliason, E.J.; Gell, P.A.; Johnson, P.T.J.; Kidd, K.A.; MacCormack, T.J.; Olden, J.D.; Ormerod, S.J.; et al. Emerging Threats and Persistent Conservation Challenges for Freshwater Biodiversity. *Biol. Rev.* **2019**, *94*, 849–873. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
- Sala, O.E.; Chapin, F.S.; Armesto, J.J.; Berlow, E.; Bloomfield, J.; Dirzo, R.; Huber-Sanwald, E.; Huenneke, L.F.; Jackson, R.B.; Kinzig, A.; et al. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* **2000**, *287*, 1770–1774. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
- Kelly, M.; Allison, W.; Garman, A.; Symon, C. *Mining and the Freshwater Environment*; Springer Science & Business Media: Berlin/Heidelberg, Germany, 2012.
- Marcus, J.J. *Mining Environment Handbook: Effects of Mining on the Environment and American Environmental Control on Mining*; Imperial College Press: London, UK, 1997; ISBN 1860940293.
- Vráblíková, J.; Blažková, M.; Farský, M.; Jeřábek, M.; Seják, J.; Šoch, M.; Dejmal, I.; Jirásek, P.; Neruda, M.; Zahálka, J. *Revitalizace Antropogenně Postižené Krajiny v Podkrušnohoří. Vol. 1: Přírodní a Sociálně Ekonomické Charakteristiky Disparit Průmyslové Krajiny v Podkrušnohoří*; Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta Životního Prostředí: Ústí nad Labem, Czech Republic, 2008. (In Czech)
- Moradi, J.; Potocký, P.; Kočárek, P.; Bartuška, M.; Tajovský, K.; Tichánek, F.; Frouz, J.; Tropek, R. Influence of Surface Flattening on Biodiversity of Terrestrial Arthropods during Early Stages of Brown Coal Spoil Heap Restoration. *J. Environ. Manag.* **2018**, *220*, 1–7. [[CrossRef](#)]
- Prach, K. Spontaneous Succession in Central-European Man-Made Habitats: What Information Can Be Used in Restoration Practice? *Appl. Veg. Sci.* **2003**, *6*, 125–129. [[CrossRef](#)]
- Řehounek, J.; Řehounek, K.; Prach, K. *Ekologická Obnova Území Narušených Těžbou Nerostných Surovin a Průmyslovými Deponiemi*; Calla: České Budějovice, Czech Republic, 2010. (In Czech)
- Mojses, M.; Petrovič, F.; Bugár, G. Evaluation of Land-Use Changes as a Result of Underground Coal Mining—A Case Study on the Upper Nitra Basin, West Slovakia. *Water* **2022**, *14*, 989. [[CrossRef](#)]
- Bejček, V. Sukcese Společentev Drobných Savců v Raných Vývojových Stádiích Výsypek v Mostecké Kotlině. *Sborník Oblastního Muzea v Mostě Řada Přírodovědná* **1982**, *4*, 61–86.
- Zelený, V. *Rostliny Bílinska*; Grada: Prague, Czech Republic, 1999; ISBN 80-7169-120-8. (In Czech)
- Peřka-Gościniak, J. Restoring Nature in Mining Areas of the Silesian Upland (Poland). *Earth Surf. Process. Landf.* **2006**, *31*, 1685–1691. [[CrossRef](#)]
- Doležalová, J.; Vojar, J.; Smolová, D.; Solský, M.; Kopecký, O. Technical Reclamation and Spontaneous Succession Produce Different Water Habitats: A Case Study from Czech Post-Mining Sites. *Ecol. Eng.* **2012**, *43*, 5–12. [[CrossRef](#)]
- Harabiš, F. High Diversity of Odonates in Post-Mining Areas: Meta-Analysis Uncovers Potential Pitfalls Associated with the Formation and Management of Valuable Habitats. *Ecol. Eng.* **2016**, *90*, 438–446. [[CrossRef](#)]
- Hendrychová, M.; Svobodova, K.; Kabrna, M. Mine Reclamation Planning and Management: Integrating Natural Habitats into Post-Mining Land Use. *Resour. Policy* **2020**, *69*, 101882. [[CrossRef](#)]
- Kolář, V.; Tichánek, F.; Tropek, R. Evidence-Based Restoration of Freshwater Biodiversity after Mining: Experience from Central European Spoil Heaps. *J. Appl. Ecol.* **2021**, *58*, 1921–1932. [[CrossRef](#)]
- Poláková, M.; Straka, M.; Polášek, M.; Němejcová, D. Unexplored Freshwater Communities in Post-mining Ponds: Effect of Different Restoration Approaches. *Restor. Ecol.* **2022**, e13679. [[CrossRef](#)]
- Prach, K.; Hobbs, R.J. Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restor. Ecol.* **2008**, *16*, 363–366. [[CrossRef](#)]
- Tropek, R.; Kadlec, T.; Hejda, M.; Kočárek, P.; Skuhrovec, J.; Malenovský, I.; Vodka, S.; Spitzer, L.; Baňář, P.; Konvička, M. Technical Reclamations Are Wasting the Conservation Potential of Post-Mining Sites. A Case Study of Black Coal Spoil Dumps. *Ecol. Eng.* **2012**, *43*, 13–18. [[CrossRef](#)]

24. Vojar, J.; Doležalová, J.; Solský, M.; Smolová, D.; Kopecký, O.; Kadlec, T.; Knapp, M. Spontaneous Succession on Spoil Banks Supports Amphibian Diversity and Abundance. *Ecol. Eng.* **2016**, *90*, 278–284. [[CrossRef](#)]
25. Kołodziej, B.; Bryk, M.; Słowińska-Jurkiewicz, A.; Otremba, K.; Gilewska, M. Soil Physical Properties of Agriculturally Reclaimed Area after Lignite Mine: A Case Study from Central Poland. *Soil Tillage Res.* **2016**, *163*, 54–63. [[CrossRef](#)]
26. Cushman, S.A. Effects of Habitat Loss and Fragmentation on Amphibians: A Review and Prospectus. *Biol. Conserv.* **2006**, *128*, 231–240. [[CrossRef](#)]
27. Hartel, T.; Öllerer, K. Local Turnover and Factors Influencing the Persistence of Amphibians in Permanent Ponds from the Saxon Landscapes of Transylvania. *North-West. J. Zool.* **2009**, *5*, 40–52.
28. Sjögren, P.E.R. Extinction and Isolation Gradients in Metapopulations: The Case of the Pool Frog (*Rana Lessonae*). *Biol. J. Linn. Soc.* **1991**, *42*, 135–147. [[CrossRef](#)]
29. Vojar, J. Colonization of Post-Mining Landscapes by Amphibians: A Review. *Sci. Agric. Bohem.* **2006**, *37*, 35–40.
30. Vráblík, P.; Vráblíková, J.; Wildová, E. Hydrological mine reclamations in the anthropogenically affected landscape of North Bohemia. In *Springer Water*; Zelenakova, M., Fialová, J., Negm, A., Eds.; Springer International Publishing AG: Cham, Switzerland, 2020; pp. 203–223. ISBN 978-3-030-18362-2.
31. Tropek, R.; Kadlec, T.; Karešová, P.; Spitzer, L.; Kočárek, P.; Malenovský, I.; Baňář, P.; Tuf, I.H.; Hejda, M.; Konvička, M. Spontaneous Succession in Limestone Quarries as an Effective Restoration Tool for Endangered Arthropods and Plants. *J. Appl. Ecol.* **2010**, *47*, 139–147. [[CrossRef](#)]
32. Hendrychová, M.; Šálek, M.; Červenková, A. Invertebrate Communities in Man-Made and Spontaneously Developed Forests on Spoil Heaps after Coal Mining. *J. Landsc. Stud.* **2008**, *1*, 169–187.
33. Hendrychová, M.; Šálek, M.; Tajovský, K.; Řehoř, M. Soil Properties and Species Richness of Invertebrates on Afforested Sites after Brown Coal Mining. *Restor. Ecol.* **2012**, *20*, 561–567. [[CrossRef](#)]
34. Tischew, S.; Baasch, A.; Grunert, H.; Kirmer, A. How to Develop Native Plant Communities in Heavily Altered Ecosystems: Examples from Large-Scale Surface Mining in Germany. *Appl. Veg. Sci.* **2014**, *17*, 288–301. [[CrossRef](#)]
35. Mudrák, O.; Frouz, J.; Velichová, V. Understory Vegetation in Reclaimed and Unreclaimed Post-Mining Forest Stands. *Ecol. Eng.* **2010**, *36*, 783–790. [[CrossRef](#)]
36. Hodačová, D.; Prach, K. Spoil Heaps from Brown Coal Mining: Technical Reclamation versus Spontaneous Revegetation. *Restor. Ecol.* **2003**, *11*, 385–391. [[CrossRef](#)]
37. Simpson, E.H. Measurement of Diversity. *Nature* **1949**, *163*, 688. [[CrossRef](#)]
38. Stein, A.; Gerstner, K.; Kreft, H. Environmental Heterogeneity as a Universal Driver of Species Richness across Taxa, Biomes and Spatial Scales. *Ecol. Lett.* **2014**, *17*, 866–880. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
39. Tews, J.; Brose, U.; Grimm, V.; Tielbörger, K.; Wichmann, M.C.; Schwager, M.; Jeltsch, F. Animal Species Diversity Driven by Habitat Heterogeneity/Diversity: The Importance of Keystone Structures. *J. Biogeogr.* **2004**, *31*, 79–92. [[CrossRef](#)]
40. Kleeberg, A. The Quantification of Sulfate Reduction in Sulfate-Rich Freshwater Lakes—A Means for Predicting the Eutrophication Process of Acidic Mining Lakes? *Water Air Soil Pollut.* **1998**, *108*, 365–374. [[CrossRef](#)]
41. Mays, P.A.; Edwards, G.S. Comparison of Heavy Metal Accumulation in a Natural Wetland and Constructed Wetlands Receiving Acid Mine Drainage. *Ecol. Eng.* **2001**, *16*, 487–500. [[CrossRef](#)]
42. Nixdorf, B.; Hemm, M.; Schlundt, A.; Kapfer, M.; Krumbek, H. Tagebaue in Deutschland—Ein Überblick. 2001. Available online: <https://www.baufachinformation.de/mobil/literatur/tagebaueen-in-deutschland-ein-ueberblick/2010069037823> (accessed on 4 May 2022).
43. Nixdorf, B.; Krumbek, H.; Jander, J.; Beulker, C. Comparison of Bacterial and Phytoplankton Productivity in Extremely Acidic Mining Lakes and Eutrophic Hard Water Lakes. *Acta Oecol.* **2003**, *24*, S281–S288. [[CrossRef](#)]
44. Sistani, K.R.; Mays, D.A.; Taylor, R.W. Biogeochemical Characteristics of Wetlands Developed after Strip Mining for Coal. *Commun. Soil Sci. Plan.* **1995**, *26*, 3221–3229. [[CrossRef](#)]
45. Taylor, J.; Middleton, B.A. Comparison of Litter Decomposition in a Natural versus Coal-Slurry Pond Reclaimed as a Wetland. *Land Degrad. Dev.* **2004**, *15*, 439–446. [[CrossRef](#)]
46. Batty, L.C.; Atkin, L.; Manning, D.A.C. Assessment of the Ecological Potential of Mine-Water Treatment Wetlands Using a Baseline Survey of Macroinvertebrate Communities. *Environ. Pollut.* **2005**, *138*, 413–420. [[CrossRef](#)]
47. Carrozzino, A.L. Evaluating Wildlife Response to Vegetation Restoration on Reclaimed Mine Lands in Southwestern Virginia. Master’s Thesis, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia, 22 April 2009.
48. Carrozzino, A.L.; Stauffer, D.F.; Haas, C.A.; Zipper, C.E. Reclamation guidelines for surface mined land. In *Powell River Project Research and Education Reports*; Powell River Project; Virginia Tech.: Blacksburg, VA, USA, 2011; pp. 51–61.
49. Lacki, M.J.; Hummer, J.W.; Webster, H.J. Diversity patterns of invertebrate fauna in cattail wetlands receiving acid mine drainage. In *Proceedings of the 1990 Mining and Reclamation Conference and Exhibition, Charleston, WV, USA, 23–26 April 1990*; Volume 2, pp. 365–371. [[CrossRef](#)]
50. Polášková, V.; Schenková, J.; Bartošová, M.; Rádková, V.; Horsák, M. Post-Mining Calcareous Seepages as Surrogate Habitats for Aquatic Macroinvertebrate Biota of Vanishing Calcareous Spring Fens. *Ecol. Eng.* **2017**, *109*, 119–132. [[CrossRef](#)]
51. Proctor, H.; Grigg, A. Aquatic Invertebrates in Final Void Water Bodies at an Open-Cut Coal Mine in Central Queensland. *Aust. J. Entomol.* **2006**, *45*, 107–121. [[CrossRef](#)]
52. *ESRI ArcGIS 10.4*; Environmental Systems Research Institute: Redlands, CA, USA, 2018.

53. Denoël, M.; Lehmann, A. Multi-Scale Effect of Landscape Processes and Habitat Quality on Newt Abundance: Implications for Conservation. *Biol. Conserv.* **2006**, *130*, 495–504. [CrossRef]
54. Pope, S.E.; Fahrig, L.; Merriam, H.G. Landscape Complementarity and Metapopulation Effects on Leopard Frog Populations. *Ecology* **2000**, *81*, 2498–2508. [CrossRef]
55. Oldham, R.S.; Keeble, J.; Swan, M.; Jeffcote, M. Evaluating the Suitability of Habitat for the Great Crested Newt (*Triturus cristatus*). *Herpetol. J.* **2000**, *10*, 143–156.
56. R Development Core Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*; Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria, 2021.
57. Venables, W.N.; Ripley, B.D. *Modern Applied Statistics with S*; Statistics and Computing; Springer: New York, NY, USA, 2002; ISBN 978-1-4419-3008-8.
58. Fox, J.; Weisberg, S.; Price, B.; Adler, D.; Bates, D.; Baud-Bovy, G.; Bolker, B. *Car: Companion to Applied Regression*; R package Version 3.0-3; Sage: Thousand Oaks, CA, USA, 2019. Available online: <https://CRAN.R-project.org/package=car> (accessed on 1 May 2022).
59. Bates, D.; Mächler, M.; Bolker, B.M.; Walker, S.C. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using Lme4. *J. Stat. Softw.* **2015**, *67*, 1–48. [CrossRef]
60. Kuznetsova, A.; Brockhoff, P.B.; Christensen, R.H.B. LmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. *J. Stat. Softw.* **2017**, *82*, 1–26. [CrossRef]
61. Hothorn, T.; Bretz, F.; Westfall, P. Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biom. J.* **2008**, *50*, 346–363. [CrossRef]
62. Gelman, A.; Hill, J. *Data Analysis Using Regression and Multilevel/Hierarchical Models*; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2006.
63. Gelman, A.; Su, Y.-S. *Arm: Data Analysis Using Regression and Multilevel/Hierarchical Models*; R Package Version 1.12-2; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2021.
64. Harabiš, F.; Dolný, A. Human Altered Ecosystems: Suitable Habitats as Well as Ecological Traps for Dragonflies (*Odonata*): The Matter of Scale. *J. Insect Conserv.* **2012**, *16*, 121–130. [CrossRef]
65. Tropek, R.; Hejda, M.; Kadlec, T.; Spitzer, L. Local and Landscape Factors Affecting Communities of Plants and Diurnal Lepidoptera in Black Coal Spoil Heaps: Implications for Restoration Management. *Ecol. Eng.* **2013**, *57*, 252–260. [CrossRef]
66. Marsh, D.M.; Fegraus, E.H.; Harrison, S. Effects of Breeding Pond Isolation on the Spatial and Temporal Dynamics of Pond Use by the Tungara Frog, *Physalaemus pustulosus*. *J. Anim. Ecol.* **1999**, *68*, 804–814. [CrossRef]
67. Vos, C.; Stumpel, A.H.P. Comparison of Habitat-Isolation Parameters in Relation to Fragmented Distribution Patterns in the Tree Frog (*Hyla arborea*). *Landsc. Ecol.* **1996**, *11*, 203–214. [CrossRef]
68. Zanini, F. Amphibian Conservation in Human Shaped Environments: Landscape Dynamics, Habitat Modeling and Metapopulation Analyses. Ph.D. Thesis, École Polytechnique Fédérale De Lausanne, Lausanne, Switzerland, 29 September 2006.
69. McCullough, C.D.; van Etten, E.J.B. Ecological Restoration of Novel Lake Districts: New Approaches for New Landscapes. *Mine Water Environ.* **2011**, *30*, 312–319. [CrossRef]
70. Tlapáková, L. Agricultural Drainage Systems in the Czech Landscape-Identification and Functionality Assessment by Means of Remote Sensing. *Europ. Countrys.* **2017**, *9*, 77–98. [CrossRef]
71. Skaloš, J.; Weber, M.; Lipský, Z.; Trpáková, I.; Šantrůčková, M.; Uhlířová, L.; Kukla, P. Using Old Military Survey Maps and Orthophotograph Maps to Analyse Long-Term Land Cover Changes-Case Study (Czech Republic). *Appl. Geogr.* **2011**, *31*, 426–438. [CrossRef]
72. Kändler, M.; Blechinger, K.; Seidler, C.; Pavlů, V.; Šanda, M.; Dostál, T.; Krása, J.; Vitvar, T.; Štich, M. Impact of Land Use on Water Quality in the Upper Nisa Catchment in the Czech Republic and in Germany. *Sci. Total Environ.* **2017**, *586*, 1316–1325. [CrossRef]
73. Baker, J.; Beebee, T.J.C.; Buckley, J.; Gent, T.; Orchard, D. *Amphibian Habitat Management Handbook*; Amphibian and Reptile Conservation: Bournemouth, UK, 2011; ISBN 9780956671714.
74. Marsh, D.; Trenham, P. Metapopulation Dynamics and Amphibian Conservation. *Conserv. Biol.* **2001**, *15*, 40–49. [CrossRef]
75. Wells, K.D. *The Ecology and Behavior of Amphibians*; The University of Chicago Press: Chicago, IL, USA; London, UK, 2007.
76. Groom, M.; Meffe, G.; Carroll, C. *Principles of Conservation Biology*, 3rd ed.; Sinauer Associates: Sunderland, MA, USA, 2006.
77. Hanski, I. *Metapopulation Ecology*; Oxford Series in Ecology and Evolution; Oxford University Press: New York, NY, USA, 1999.
78. Pullin, A. *Conservation Biology*; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2002.
79. Gómez-Rodríguez, C.; Díaz-Paniagua, C.; Serrano, L.; Florencio, M.; Portheault, A. Mediterranean Temporary Ponds as Amphibian Breeding Habitats: The Importance of Preserving Pond Networks. *Aquat. Ecol.* **2009**, *43*, 1179–1191. [CrossRef]
80. Griffiths, R.A. Temporary Ponds as Amphibian Habitats. *Aquat. Conserv.* **1997**, *7*, 119–126. [CrossRef]
81. Kopecký, O.; Vojar, J.; Denoël, M. Movements of Alpine Newts (*Mesotriton alpestris*) between Small Aquatic Habitats (Ruts) during the Breeding Season. *Amphib. Reptil.* **2010**, *31*, 109–116. [CrossRef]
82. Ruhí, A.; Sebastian, O.S.; Feo, C.; Franch, M.; Gascón, S.; Richter-Boix, À.; Boix, D.; Llorente, G. Man-Made Mediterranean Temporary Ponds as a Tool for Amphibian Conservation. *Ann. Limnol. Int. J. Lim.* **2012**, *48*, 81–93. [CrossRef]
83. Quitt, E. *Klimatické Oblasti Československa*; Academia: Prague, Czech Republic, 1971. (In Czech)
84. Lampert, W.; Sommer, U. *Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams*; Oxford University Press: Oxford, UK, 2007; ISBN 978-0199213931.

85. Ficetola, G.F.; de Bernardi, F. Amphibians in a Human-Dominated Landscape: The Community Structure Is Related to Habitat Features and Isolation. *Biol. Conserv.* **2004**, *119*, 219–230. [[CrossRef](#)]
86. Hartel, T.; Öllerer, K.; Nemes, S. Critical Elements for Biologically Based Management Plans for Amphibians in the Middle Section of the Târnava Mare Basin. *Biol.-Acta Sci.* **2007**, *15*, 109–132.
87. Van Buskirk, J. Local and Landscape Influence on Amphibian Occurrence and Abundance. *Ecology* **2005**, *86*, 1936–1947. [[CrossRef](#)]
88. Hlaváč, V.; Jermlová, B. Tůně a Umělé Drobné Vodní Plochy v Regionu Vysočina. *Ochr. Přírody* **2005**, *60*, 276–278.
89. Semlitsch, R.; Scott, D.; Pechmann, J.H.K.; Gibbons, J.W. Structure and dynamics of an amphibian community: Evidence from a 16-year study of a natural pond. In *Long-Term Studies of Vertebrate Communities*; Academic Press: San Diego, CA, USA, 1996; pp. 217–248, ISBN 9780121780753.
90. Ehrenfeld, J. Evaluating Wetlands within an Urban Context. *Ecol. Eng.* **2000**, *15*, 253–265. [[CrossRef](#)]
91. Alford, R.A.; Richards, S. Global Amphibian Declines: A Problem in Applied Ecology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **1999**, *30*, 133–165. [[CrossRef](#)]
92. Baruš, V.; Oliva, O. *Obojživelníci—Amphibia: Fauna ČSFR*; Academia: Prague, Czech Republic, 1992.
93. Pieczynska, E. Littoral habitats and communities. In *Proceedings of the Guidelines of Lake Management*; Lake Shore Management; Jorgensen, S., Hoffer, H., Eds.; International Lake Environment Committee Foundation, UNEP: Otsu, Japan, 1990; Volume 3, pp. 39–72.
94. Egan, R.; Paton, P. Within-Pond Parameters Affecting Oviposition by Wood Frogs and Spotted Salamanders. *Wetlands* **2004**, *24*, 1–13. [[CrossRef](#)]
95. Harabiš, F.; Tichánek, F.; Tropek, R. Dragonflies of Freshwater Pools in Lignite Spoil Heaps: Restoration Management, Habitat Structure and Conservation Value. *Ecol. Eng.* **2013**, *55*, 51–61. [[CrossRef](#)]
96. Teurlincx, S.; Verhofstad, M.J.J.M.; Bakker, E.S.; Declerck, S.A.J. Managing Successional Stage Heterogeneity to Maximize Landscape-Wide Biodiversity of Aquatic Vegetation in Ditch Networks. *Front. Plant Sci.* **2018**, *9*, 1013. [[CrossRef](#)]
97. Skelly, D.K.; Freidenburg, L.; Kiesecker, J.M. Forest Canopy and the Performance of Larval Amphibians. *Ecology* **2002**, *83*, 983–992. [[CrossRef](#)]
98. Jackson, S.T.; Hobbs, R.J. Ecological Restoration in the Light of Ecological History. *Science* **2009**, *325*, 567–569. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
99. Hendrychová, M.; Kabrna, M. An Analysis of 200-Year-Long Changes in a Landscape Affected by Large-Scale Surface Coal Mining: History, Present and Future. *Appl. Geogr.* **2016**, *74*, 151–159. [[CrossRef](#)]