

Sukcese vodní a mokřadní vegetace v pískovnách

Succession of aquatic and marsh vegetation in sandpits

Anna Müllerová

Katedra botaniky, Přírodovědecká fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Na Zlaté stoce 1, 370 05 České Budějovice; e-mail: polarni.badatel@seznam.cz

Abstract

Many studies address the succession of vegetation at post-mining sites, but there are very few studies of succession and the importance of wetland and aquatic habitats at such sites. The aim of this study was to describe the development of aquatic and marsh vegetation in sandpits. The study dealt with 60 sandpits abandoned for 1 to 65 years. Data collection was performed in 2016 and 2017 in the form of phytosociological relevés across the Czech Republic. The chronosequence approach was used for describing changes in vegetation expressed by ordination methods. Alongside the vegetation composition, several environmental characteristics (water depth, substrate type, and age) were recorded. Altogether 229 species of vascular plants were recorded in wetland and aquatic habitats. A total of 39 Red List species were found to have a higher frequency at periodically flooded sites than at permanently flooded sites. Water depth, age and substrate type had significant effects on plant species composition. Periodically flooded sites usually progress towards reed and tall sedge stands. Dominant exchange, as is known from terrestrial or semi-terrestrial successions, seems to occur also in permanently flooded sites. Sandpits in the Czech Republic are generally suitable areas to apply near-natural restoration, especially favoured spontaneous succession. They also host habitats that are continuously disappearing from the surrounding landscape and therefore act as refugia for endangered species.

Key words: aquatic vegetation, mining, sandpit, succession, vegetation, wetland

Nomenklatura: Kubát et al. (2002)

Úvod

V naší krajině v podstatě neexistuje ekosystém, který by nebyl do určité míry pozměněn lidskou aktivitou. Težebny nerostných surovin však představují speciální zásah do krajiny. Navzdory velkému narušení, kterou těžba představuje, se mohou opuštěné dobývací prostory či jejich deponie stát novým útočištěm pro druhy mizející z naší přírody. Post-industriální území jsou často dokonce bohatší chráněnými druhy než jejich okolní krajina (Cílek 2008, Řehouneková & Řehounek 2015). Obzvláště důležitým aspektem, kterým mohou území zasažená těžbou přispět k heterogenitě krajiny, její stanovištní diverzitě, jsou iniciální živinami chudá sukcesní stadia, která jsou v naší krajině obecně velmi vzácná.

Sukcese je jedním ze základních konceptů ekologie a je stále více využívána při obnově narušených ekosystémů a jejich funkcí (Walker & del Moral 2003). Sukcesí na těžbou narušených místech se již zabývala řada studií (Borgegard 1990, Prach et al. 2013, Wiegand & Felinks 2001). Sukcesní řadu zachycující zaměňování tůní a jezer popsal ve své studii už Clements (1916), který zkoumal výskyt pionýrských hydrofytních druhů rostlin během tohoto procesu. Přesto se studiu akvatické sukcese samotných litorálních a vodních porostů věnuje jen málo prací. Mezi výjimky patří studie z nově vytvořené přehrady Rozkoš u České Skalice (Krahulec et al. 1980), v níž byla kromě makrofytní vegetace sledována také úspěšnost uchycení jednotlivých druhů v iniciálních fázích sukcese (Krahulec & Lepš 1993). Zcela ojediněle se pak tato problematika řeší v těžbou narušených územích a často jen v rámci širšího popisu sukcese vegetace, např. na hnědouhelných výsypkách (Pietsch 1996). Ten popisuje sukcesi ve čtyřech fázích. První iniciální fázi těsně po těžbě jsou vodní tělesa bez jakékoli makrofytní vegetace. V další fázi se začne vytvářet hustý monodominantní porost pionýrské vegetace, která pokrývá většinu vodní plochy. Typickými zástupci této fáze jsou plovoucí koberce *Juncus bulbosus* nebo husté porosty *Phragmites australis*, *Typha latifolia* a *Typha angustifolia*. V následujícím stadiu, kdy již jsou částečně překonány nepříznivé stanovištní podmínky, jako je především velmi nízké pH, se začínají objevovat submerzní druhy rostlin. Zároveň klesá dominance jednotlivých druhů a vytváří se strukturně a druhově pestrá mozaika přírodě blízkých mokřadů. V závěrečné fázi již může docházet k formování jednotlivých mokřadních společenstev. Další práce se částečně zabývaly spontánní sukcesí na litorálních plochách v pískovných (Ořaheřová & Ořaheř 2006, Lund & McCullough 2011, Kompała-Bąba & Bąba 2013, Guenther & Mackie 2015) a kamenolomech (Guenther & Mackie 2015). Výskyt vodních a mokřadních druhů na výsypce Pokrok, Radovesické výsypce a v předpolí dolu Bílina hodnotí Hroudová & Rydlo (2018, v tomto sborníku).

Rychlost a průběh kolonizace nových stanovišť jsou jednou ze základních informací, které mohou studie sukcese poskytnout (Prach 2003). Úspěšnost kolonizace obvykle závisí na schopnosti šíření rostlinných druhů. Mokřadní a především vodní druhy se však často šíří na velké vzdálenosti díky zoochornímu přenosu vodními ptáky (Figuerola & Green 2002, Santamaría 2002), čímž může být úspěšnost obsazování nových stanovišť usnadněna. Litorální plochy dotěžených pískoven jsou v prvních několika letech kolonizovány zejména jednoletými graminoidy, které jsou postupně po 4 až 10 letech od ukončení těžby sukcesně nahrazeny vytrvalými graminoidy (Řehouneková & Řehounek 2015). Nicméně čistě vodní sukcese zatím detailněji studována nebyla.

Odpovědi na následující otázky mohou přinést nové poznatky o doposud málo studované akvatické sukcesi a přispět k ekologii obnovy a jejím praktickým výstupům v těžbou zasažených oblastech:

1. Jaká je celková druhová diverzita rostlin v trvale zaplavených a periodicky zaplavovaných plochách pískoven s ukončenou těžbou?
2. Liší se periodicky zaplavované plochy od trvale zaplavených druhovým složením?

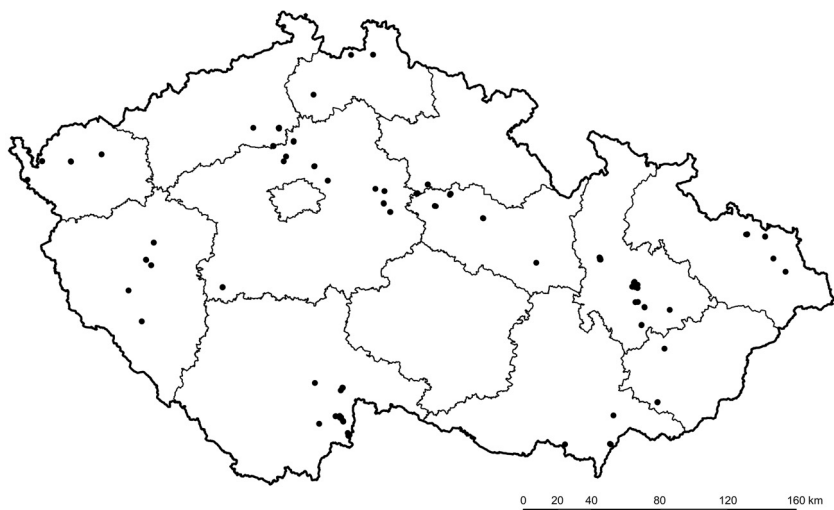
3. Jaký je výskyt vzácných a ohrožených druhů?
4. Dochází ve vodní a litorálních sukcesích ke směně dominant?

Metodika

Data byla získána fytoecologickým snímkováním homogenních částí dvou typů stanovišť (periodicky zaplavovaných a trvale zaplavených, a to na padesáti pískovnách po celé České republice (obr. 1) během vegetační sezóny 2016 a 2017. Studované těžebny se nacházely v nadmořských výškách od 150 do 505 m n. m. Geografický rozsah pískoven byl dán souřadnicemi 12°22'06" – 18°28'26" východní délky a 48°47'28" – 50°37'17" severní šířky. Snímkovány byly plochy, kde bylo možné vytvořit homogenní snímek o rozloze 16 m² a u kterých bylo možné dohledat jejich historii, tedy především ukončení těžby. Tyto informace byly zjištěny ze záznamů těžebních společností, literárních zdrojů, popřípadě i z historických leteckých snímků. Fytoecologické snímky měly rozměry 4 × 4 m, u některých ploch, především litorálních, bylo třeba pozměnit rozměry snímků tak, aby celková plocha stále odpovídala 16 m². Tato úprava byla použita s cílem vyhnout se možným gradientům, především pak gradientu hloubky vody na příkrých březích některých těžeben. Na snímkových plochách byla vizuálně odhadnuta jak pokryvnost jednotlivých druhů v procentech, tak celková pokryvnost vegetace v jednotlivých vegetačních patrech (Moravec 1994). Následně byly pro každý snímek určeny či dohledány charakteristiky prostředí (věk od ukončení těžby, hloubka vody v centru snímku, převažující typ substrátu). Takto bylo celkem zaznamenáno 241 fytoecologických snímků (89 v trvale zaplavených plochách, 152 v periodicky zaplavených). Nejmladší snímkováná vegetace byla 1 rok stará, nejstarší pak 65 let od ukončení těžby. Získaná data byla analyzována pomocí mnohorozměrných metod (DCA, CCA) v programu Canoco 5 (Ter Braak & Šmilauer 2012), k vyřešení některých otázek byly použity zobecněné lineární modely v programu STATISTICA 13 (StataCorp 2013). Vzácné druhy byly hodnoceny podle Červeného seznamu cévnatých rostlin ČR (Grulich 2012) a jejich ochrana podle Vyhlášky 395/1992 Sb. Pro některé analýzy byly snímky rozčleněny do věkových kategorií od iniciálních až po pokročilá sukcesní stádia. Kategorie byly dány následovně: 1–5 let, 6–10 let, 11–20 let, 21–30 let, a starší 30 let.

Výsledky

Celkem bylo v mokřadních biotopech v pískovnách zaznamenáno 229 druhů vyšších rostlin. Dle očekávání bylo více druhů nalezeno na periodicky zaplavovaných plochách, než v trvalé vodě ($p < 0,0001$). Počty druhů v jednotlivých kategoriích (celkový počet druhů, druhy červeného seznamu a nepůvodní druhy) na sledovaných stanovištích (periodicky zaplavované plochy, trvale zaplavené plochy) shrnuje níže uvedená tabulka (tab. 1). Průměrná pokryvnost bylinného patra byla u obou typů stanovišť podobná. K nejčastěji za-



Obr. 1. – Mapa snímkovaných pískoven na území ČR.
 Fig. 1. – Map of sampled sandpits in the Czech Republic.

stoupeným původním druhům patřily sítina rozkladitá (*Juncus effusus*), rákos obecný (*Phragmites australis*), sítina cibulkatá (*Juncus bulbosus*) a žabník jitrocelový (*Alisma plantago-aquatica*), k nepůvodním dvouzubec černoplodý (*Bidens frondosus*). Nejvyšších pokryvností pak dosahovaly napříč všemi periodicky zaplavovanými snímky rákos obecný (*Phragmites australis*), sítina rozkladitá (*Juncus effusus*), zblochan vodní (*Glyceria maxima*) a ostřice štíhlá (*Carex acuta*). V plochách s trvalou vodou to pak byly zejména bublinatka jižní (*Utricularia australis*), rdest vzplývavý (*Potamogeton natans*) a řečanka přímořská (*Najas marina*).

Ve snímcích bylo celkem nalezeno 39 druhů Červeného seznamu ČR (Grulich 2012), přičemž v periodicky zaplavovaných plochách bylo druhů, vyskytujících se výlučně v daném typu plochy, čtyřikrát více než v trvalé vodě. Sledovaná stanoviště se průkazně nelišila v průměrném počtu vzácných druhů ve snímku ($p > 0,05$). Nejvyšších pokryvností dosahovaly druhy Červeného seznamu právě v plochách trvale zaplavených ($p < 0,0001$), a to především díky často masivnímu výskytu druhů bublinek (*Utricularia* spp.) a řečanky přímořské (*Najas marina*) v teplejších oblastech. Na pískovnáčích v Třeboňské pánvi byla v pískovně CEP I nalezena kriticky ohrožená (C1) plavuňka zaplavovaná (*Lycopodiella inundata*), která je také chráněná zákonem v kategorii silně ohrožených druhů (§2). V Cepské pískovně LČR pak byl v jedné snímkované ploše nalezen nehtovec přeslenitý (*Illecebrum verticillatum*) – kriticky ohrožený druh Červeného seznamu (C1) chráněný i zákonem jako kriticky ohrožený (§1). V malé lesní pískovně v Pistinském lese byl nalezen taktéž silně ohrožený druh (C2b, §2) vodňanka žabí (*Hydrocharis morsus-ranae*). Na pís-

Tab. 1. – Počty druhů vyšších rostlin a jejich průměrná pokryvnost ve všech zaznamenaných fytoocenologických snímcích v jednotlivých vybraných kategoriích na sledovaných typech mokřadních ploch. Typy ploch: všechny (V), periodicky zaplavované (PZ), trvale zaplavené (TZ). Před lomítkem jsou uvedeny počty všech zaznamenaných druhů, za lomítkem počty druhů vyskytujících se výhradně na daném typu stanoviště. Průměrný počet druhů vyšších rostlin v jednom fytoocenologickém snímku na daném typu plochy. SD – směrodatná odchylka průměru. Porovnání průměrného počtu druhů rostlin (daných kategorií) ve snímku mezi periodicky zaplavovanými a trvale zaplavenými plochami – ANOVA; hodnota p: ns ($p > 0,05$), * ($p < 0,05$), ** ($p < 0,01$), *** ($p < 0,001$).

Tab. 1. – Numbers of vascular plants and their average cover in all recorded phytosociological relevés in individual categories at observed wetland sites. Types of sites: all sites (V), periodically flooded (PZ), permanently flooded (TZ). Preceding the slash: number of all recorded species; following the slash: number of species found only at particular type of site. Average number of vascular plant species in one phytosociological relevé at particular type of site. SD – standard deviation. Comparison of average numbers of plant species in relevé between periodically flooded and permanently flooded sites – ANOVA; p value: ns ($p > 0.05$), * ($p < 0.05$), ** ($p < 0.01$), *** ($p < 0.001$).

	plochy	počet druhů	průměrný počet druhů	SD	PZ vs. TZ	průměrná pokryvnost	SD	PZ vs. TZ
Druhy celkem	V	229				45,05	33,714	
	PZ	217/159	11,25	6,397	***	43,03	33,428	ns
	TZ	71/12	3,35	2,393		48,51	34,106	
Druhy Červeného seznamu	V	39				6,71	17,454	
	PZ	33/20	0,56	0,751	ns	1,21	3,822	***
	TZ	19/5	0,64	0,742		16,1	25,772	
Nepůvodní druhy	V	23				1,03	6,665	
	PZ	22/21	0,91	1,029	***	0,77	2,730	ns
	TZ	2/1	0,04	0,208		1,46	10,395	

kovných českého a moravského termofytika byly často nalézány velké porosty ohrožené (C3) řečanky přímořské (*Najas marina*), nicméně v Bohumínské pískovně byla zaznamenána i kriticky ohrožená (C1b) řečanka menší (*Najas minor*), která je ve stejné kategorii chráněna i zákonem. Z dalších ohrožených druhů byl objeven například silně ohrožený (C2t) rdest prorostlý (*Potamogeton perfoliatus*) v pískovně u Stéblové nedaleko Pardubic a dále pak kriticky ohrožený (C1t) a také zákonem chráněný šachor žlutavý (*Cyperus flavescens*) v pískovně u Moravské Nové Vsi.

V periodicky zaplavovaných plochách nebyl signifikantní rozdíl mezi jednotlivými věkovými kategoriemi v počtu ($p > 0,05$) ani pokryvnosti ($p > 0,05$) druhů Červeného seznamu. U trvale zaplavených ploch se jednotlivé věkové kategorie signifikantně lišily

Tab. 2. – Celkové počty druhů (n) rostlin v daných kategoriích pro jednotlivá sukcesní stádia a jejich průměrná pokryvnost (%) v rámci sledovaných typů ploch. Typy ploch: PZ – periodicky zaplavované plochy; TZ – trvale zaplavené plochy. Statistické průkaznosti rozdílů mezi jednotlivými věkovými kategoriemi pro dané skupiny (ANOVA; ns ($p > 0,05$), * ($p < 0,05$), ** ($p < 0,01$), *** ($p < 0,001$).

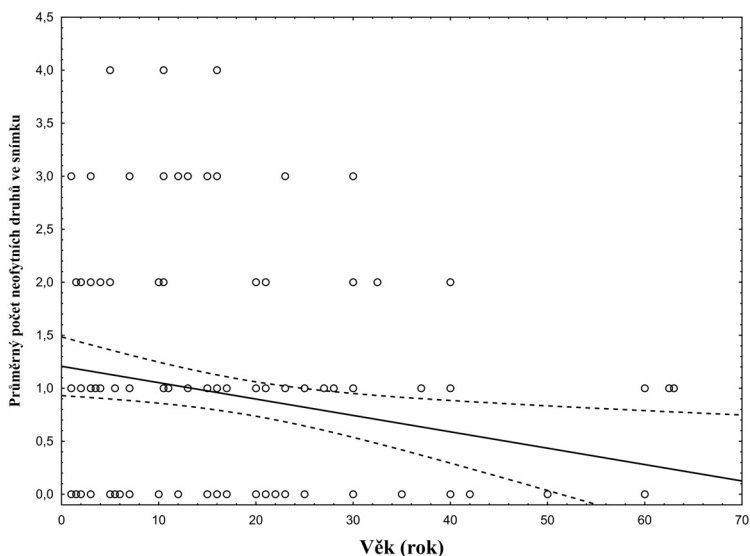
Tab. 2. – Total numbers (n) of plant species in particular categories for individual successional stages and their average cover (%). Types of sites: PZ – periodically flooded, TZ – permanently flooded. Statistically significant differences between age categories for particular groups: ANOVA; ns ($p > 0.05$), * ($p < 0.05$), ** ($p < 0.01$), *** ($p < 0.001$).

		p		1–5 let		6–10 let		11–20 let		21–30 let		>30 let	
		n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
Druhy celkem	PZ	ns	***	125	22,3	61	45,00	137	38,4	114	60,7	81	59,4
	TZ	***	ns	31	36,4	14	45,9	48	41,9	27	59,0	13	57,1
Druhy Červeného seznamu	PZ	ns	ns	7	0,4	3	0,4	23	1,2	13	1,8	6	1,7
	TZ	*	***	6	6,5	1	0,6	8	13,4	10	2,5	6	1,9
Nepůvodní druhy	PZ	ns	ns	10	0,9	4	0,6	9	0,4	7	1,2	4	1,1
	TZ	ns	ns	0	0	0	0	1	<0,01	1	6,5	0	0

($p < 0,05$). Nejvyšší průměrný počet druhů rostlin ve snímku byl v kategorii 20–30 let od ukončení těžby, nejnižší v iniciálních stádiích 1–5 let a 5–10 let. Průměrná pokryvnost ve snímku byla nejvyšší opět v kategorii 20–30 let a významně se lišila mezi věkovými kategoriemi ($p < 0,05$). Konkrétní počty druhů a jejich pokryvnosti pro jednotlivé věkové kategorie jsou shrnuty v tabulce 2.

Celkem bylo na snímkaných plochách zaznamenáno 23 nepůvodních druhů, z nichž bylo 16 neofytů a 7 archeofytů. Většina nepůvodních druhů byla nalezena výlučně v periodicky zaplavovaných plochách. Pro trvale zaplavované plochy byl jedinečný pouze výskyt vodního moru kanadského (*Elodea canadensis*) ve starší pískovně Čankov nedaleko Karlových Varů. Nicméně absolutní pokryvnost byla v případě nepůvodních druhů minimální a s výjimkou pískovny Čankov nevznikaly v žádné ze studovaných ploch monodominantní porosty těchto druhů.

V periodicky zaplavovaných ani trvale zaplavených plochách nebyl významný rozdíl v počtu ani v pokryvnosti neofytních druhů mezi jednotlivými věkovými kategoriemi. Ačkoliv výsledné rozdíly mezi věkovými kategoriemi statisticky průkazné nebyly, byl u periodicky zaplavovaných ploch patrný trend ve snižování počtu druhů s věkem. Jednoduchá regrese pak odhalila významný ($r = -0,206$; $F_{1, 150} = 6,779$; $p < 0,05$) trend v ubývání počtu neofytních druhů s věkem (obr. 2).

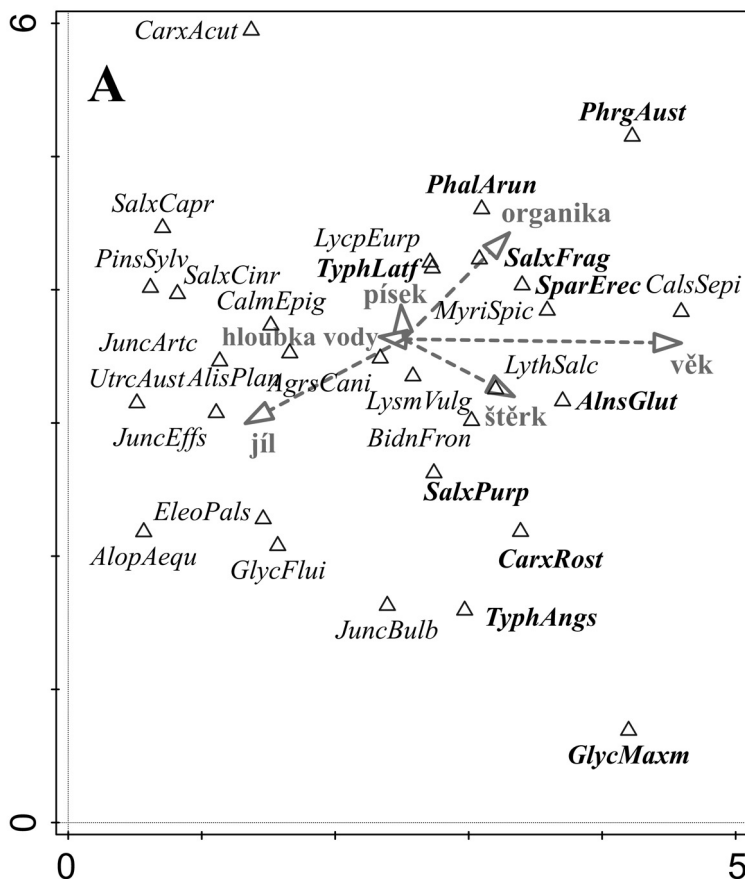


Obr. 2. – Počet neofytických druhů ve snímku v závislosti na věku od ukončení těžby ($R^2 = 0,042$); přerušovaně vyznačen 95 % konfidenční interval.

Fig. 2. – Dependency of number of neophytic plant species in relevés on age since mining abandonment ($R^2 = 0.042$); dashed line: 95 % confidential interval.

V analýze DCA litorálních ploch vysvětlila první osa 2,96 % ($\lambda_1 = 0,6723$) celkové variability dat a byla interpretována jako společný gradient věku a hloubky vody. Druhá osa vysvětlila 2,75 % ($\lambda_2 = 0,6243$) variability druhových dat a nebylo možné ji interpretovat jako některou ze sledovaných environmentálních veličin (obr. 3). Z ordinačního diagramu (obr. 3) je patrné, že s narůstajícím stářím začínají ve vegetaci litorálních ploch dominovat druhy rákosin a porosty vysokých ostřic, případně porosty dřevin jako jsou olše či různé druhy vrb (*Alnus glutinosa*, *Salix* sp.). U trvale zaplavených ploch vysvětlila první osa DCA analýzy 5,03 % ($\lambda_1 = 0,9232$) celkové variability a bylo možné ji interpretovat jako věkový gradient. Druhá osa pak vysvětlila 4,35 % ($\lambda_2 = 0,8001$).

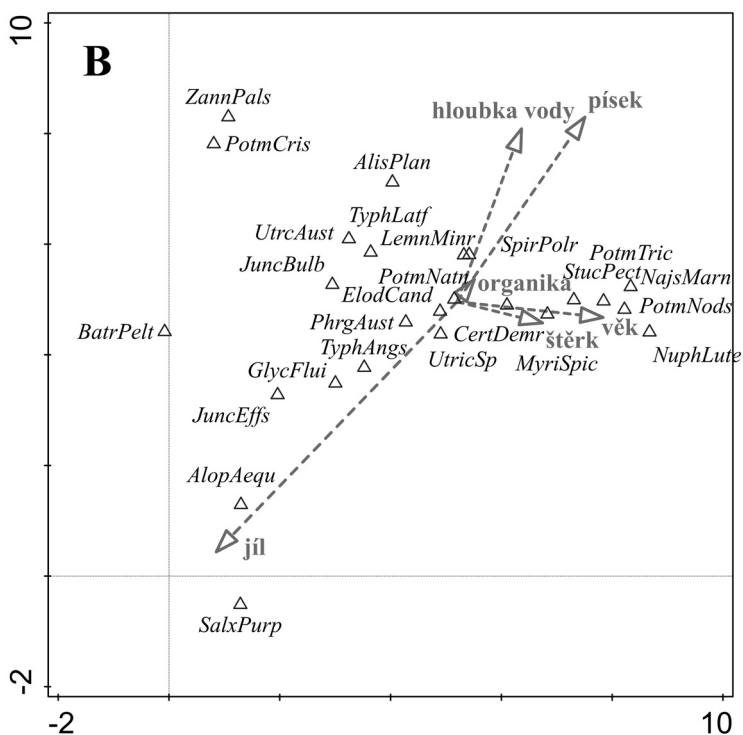
Analýza CCA ($\lambda_1 = 0,3768$) počítaná pro charakteristiky prostředí litorálních ploch ukázala, že stáří porostu, hloubka vody a typ půdy může společně prokazatelně vysvětlit 5,59 % variability ($F = 1,7$; $p < 0,001$). U trvale zaplavených ploch vysvětlil společný vliv těchto tří proměnných 9,42 % variability druhového složení ($F = 1,6$; $p < 0,001$). Samotný věk vysvětlil u periodicky zaplavovaných ploch 1,53 % variability ($F = 2,3$; $p < 0,001$), u trvale zaplavených ploch vysvětlil věk od ukončení těžby 2,44 % variability ($F = 2,1$; $p = 0,001$).



Obr. 3a. – Nepřímá ordinace (DCA) druhů litorálních ploch s pasivně vynesným věkem od ukončení těžby, hloubkou vody ve středu snímku a převažujícím typem substrátu. Tučně vyznačeny jsou druhy pozdních sukcesních stádií litorálních ploch.

Fig. 3a. – Unconstrained ordination (DCA) of species at littoral sites with passively projected successional age, water depth in the centre of the relevé, and prevailing substrate type. Species of late successional stages are in bold.

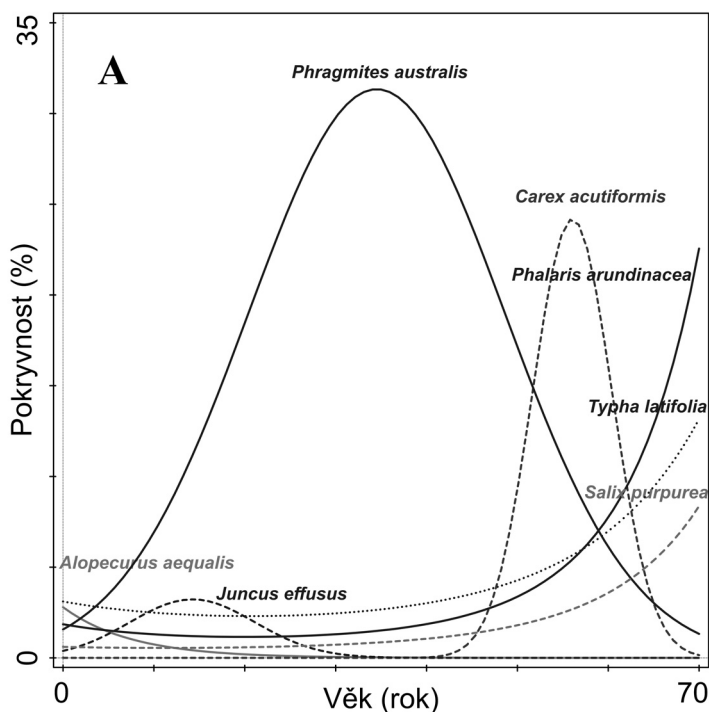
Při posouzení vývoje vegetace jednotlivých typů stanovišť v čase (obr. 4) lze říci, že u periodicky zaplavovaných ploch docházelo během vývoje v čase ke směně dominant od drobných bylin, jako jsou psárka plavá (*Alopecurus aequalis*), bahnička jehlovitá



Obr. 3b. – Nepřímá ordinace (DCA) druhů trvale zaplavených ploch s pasivně vynesným věkem od ukončení těžby, hloubkou vody ve středu snímku a převažujícím typem substrátu.

Fig. 3b. – Unconstrained ordination (DCA) of species at permanently flooded sites with passively projected successional age, water depth in the centre of the relevé, and prevailing substrate type.

(*Eleocharis acicularis*) v iničiálních stádiích, po zapojené porosty vysokých graminoidů jako jsou ostřice štíhlá (*Carex acuta*) a ostřice zobánkatá (*C. rostrata*) nebo rákos obecný (*Phragmites australis*) nebo orobince (*Typha latifolia*, *T. angustifolia*). Na plochách s nižší hloubkou vody postupně docházelo k zarůstání dřevinami, např. vrbou popelavou (*Salix cinerea*) a vývoji směrem k vrbinám a olšinám. Vývoj vegetace na tomto typu stanovišť však většinou směřoval právě k porostům rákosin a vysokých ostřic. Na trvale zaplavených stanovištích, docházelo také ke smně dominant s časem. Všechny druhy se vyskytovaly spíše náhodně během celého vývoje. Častý byl výskyt různých druhů rdestů (*Potamogeton* spp.), bublinek (*Utricularia* spp.) či řečanky (*Na-*



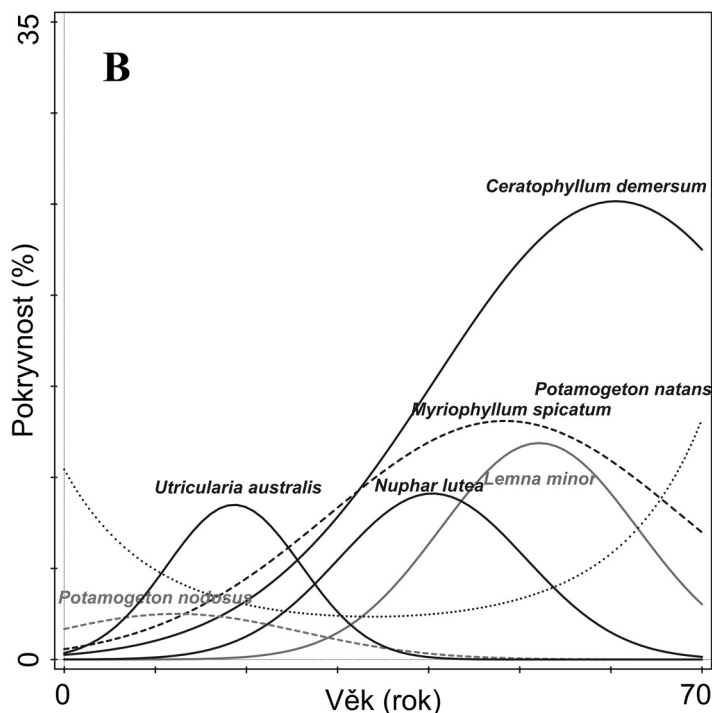
Obr. 4a. – Odezvové křivky druhů pro periodicky zaplavované plochy v závislosti na stáří porostu, odpověď druhů je dána jejich pokryvností; pro každý typ stanoviště bylo vybráno sedm druhů nejlépe vysvětlených statistickým modelem.

Fig. 4a. – Species response curves for periodically flooded sites depending on successional age of the vegetation, species response is expressed by their coverage; for every type of site seven best fitted species were used for the model.

jas marina). V pozdějších fázích sukcese se častěji objevují druhy jako okřehky (*Lemna minor*, *L. trisulca*) nebo růžkatec ostnitý (*Ceratophyllum demersum*).

Diskuse

V tomto příspěvku byla posuzována mokřadní a vodní vegetace v pískovných z hlediska druhové bohatosti, vlivu různých environmentálních faktorů a vývoje v čase. Z výsledků analýz vyplývá, že všechny zkoumané veličiny (věk od ukončení těžby, hloubka vody, převládající typ substrátu) měly signifikantní vliv na složení vegetace. Výška vodního



Obr. 4b. – Odezvové křivky druhů pro trvale zaplavené plochy v závislosti na stáří porostu, odpověď druhů je dána jejich pokryvností; pro každý typ stanoviště bylo vybráno sedm druhů nejlépe vysvětlených statistickým modelem.

Fig. 4b. – Species response curves for permanently flooded sites depending on successional age of the vegetation, species response is expressed by their coverage; for every type of site seven best fitted species were used for the model.

sloupce se ukázala jako nejdůležitější environmentální faktor ovlivňující složení vodních a mokřadních společenstev (Kompała-Bąba & Bąba 2013). Antropogenní jezera s širokým litorálním pásmem a velkou rozmanitostí stanovišť byla druhově nejbohatší (Ořaheřová & Ořaheř 2006). Také v této práci se ukázalo, že periodicky zaplavované plochy hostily průkazně více rostlinných druhů než plochy zaplavené. Stejně tak Wilcox & Simonin (1987) uvádějí, že v mělkých jezerech písčinych dun bylo nalezeno více rostlinných druhů než v jezerech hlubších.

Obecně je často druhová diverzita vodních makrofyt ovlivněna průhledností vody. Tolonen et al. (2005) uvádějí, že druhová bohatost makrofyt narůstá pozitivně s průhledností

vody, tento fenomén však v pískovných většinou nemá velký význam, neboť vzhledem k dlouhodobě přetrvávajícím oligotrofním podmínkám je voda průhledná do velké hloubky.

Provedené analýzy nenalezly signifikantní odpověď počtu druhů jakékoliv z daných druhových skupin všech druhových skupin (celkový počet druhů, nepůvodní druhy a druhy Červeného seznamu) na věk těžebny. Stáří snímkované plochy od ukončení těžby však mělo vysoce průkazný vliv na druhové složení vegetace. Na plochách periodicky zaplavovaných i trvale zaplavených bylo možné pozorovat směnu druhů podél věkového gradientu. Takto popisují vývoj mokřadní a vodní vegetace i Pietsch (1996) a Kompała-Bąba & Bąba (2013).

Kompała-Bąba & Bąba (2013) uvádějí, že vývoj vegetace na vlhkých plochách vede od terofytů k dřevinám. Tomu odpovídají i zjištění mých analýz, kdy se na nejmladších plochách uplatňovaly druhy vegetace jednoletých vlhkomilných bylin jako je sítna žabí (*Juncus bufonius*) nebo bahnička (*Eleocharis acicularis*), častá byla i psárka plavá (*Alopecurus aequalis*). Přestože Pietsch (1996) udává, že monodominantní porosty rákosu a orobince jsou jedním z iniciálních typů vegetace, z mojí práce spíše vyplývá, že rákos (*Phragmites australis*) i orobinec (*Typha latifolia*) nastupují až v pozdějších fázích vývoje vegetace v periodicky zaplavovaných plochách a tato společenstva směřují k porostům rákosin a vysokých ostřic tak, jak to uvádějí Řehounek & Řehounek (2015). Shodně s výsledky mých analýz uvádějí Dykyjová & Květ (1978), že v pozdějších fázích vývoje litorální vegetace rybníků na Třeboňsku dochází především k rozvoji vysokých graminoidů jako je zblochan (*Glyceria maxima*) a orobinec (*Typha latifolia*). Řehounek & Řehounek (2015) a Dykyjová & Květ (1978) dále uvádějí, že na periodicky zaplavovaných plochách s mělčí vodou se objevují vysoké ostřice jako *Carex vesicaria* a *C. acuta*. Stejně tak v mé práci byl na periodicky zaplavovaných plochách viditelný vývoj směrem k těmto porostům. Na vlhkých plochách s nízkou hladinou periodického přeplavení se často uplatňují dřeviny a sukcese na těchto plochách pravděpodobně směřuje k mokřadním olšinám a vrbinám tak, jak to uvádí Řehounek & Řehounek (2015). Dykyjová & Květ (1978) uvádějí, že na iniciálních zaplavených plochách se nejprve rozvíjejí především druhy rdestů (*Potamogeton*), což odpovídá některým zjištěním v mojí práci. Shodně s výsledky Ořahelové & Ořahela (2006) se zdá, že rdest (*Potamogeton nodosus*) má největší abundanci v nejmladších studovaných jezerech a je možné ho považovat za jeden z pionýrských druhů a indikátor iniciálních stádií. V analýzách odezvy druhů na gradient věku je patrné, že v pozdějších fázích sukcese spojeného s navýšením obsahu živin se častěji objevují druhy vázané na úživnější prostředí, jako jsou okřehky (*Lemna minor*, *L. trisulca*) nebo růžkatec ostnitý (*Ceratophyllum demersum*). Tyto druhy často tvoří husté porosty, které jsou kompetičně velmi úspěšné a svým zastíněním zamezují růstu dalších druhů. Krahulec et al. (1980) uvádějí, že během prvních let od nastoupení vodní hladiny na vodní nádrži Rozkoš došlo k rychlé směně dominantních druhů v litorálním pásu i zaplavených plochách. Podle výsledků jejich studie se v iniciálních fázích rychle rozvíjejí druhy *Eloдея canadensis*, *Utricularia australis* a okřehky (*Lemna* spp.). Ve studovaných

opuštěných pískovnách byl taktéž častý výskyt druhů bublinatky (*Utricularia* spp.) v mladších stádiích sukcese vodní vegetace.

Druhy Červeného seznamu jsou v krajině České republiky ohroženy především ubýváním přirozených stanovišť (Grulich 2012) a v případě mokřadních a vodních rostlin pak především eutrofizací vod a rychlým zazenňováním vodních nádrží (Filippov et al. 2008). Těžebny a především upravené litorální pásmo a rozmanité tůň se mohou stát náhradním stanovištěm pro řadu psamofytních i mokřadních druhů (Řehounek & Řehounek 2015). Na studovaných plochách bylo celkem zaznamenáno poměrně vysoké číslo druhů Červeného seznamu. Pozitivním zjištěním je, že vzácné druhy s věkem neubývají. Vliv věku na nárůst počtu druhů Červeného seznamu byl signifikantní pouze u trvale zaplavených ploch.

Nejcennější společenstva se formují v nově vytvořených tůň během těžby nebo těsně po jejím ukončení (Řehounek & Řehounek 2015). V této studii byla na podobných stanovištích nalezena řada vzácných druhů, např. nehtovník přeslenitý (*Illecebrum verticillatum*), rdest uzlinatý (*Potamogeton nodosus*), rdest maličký (*P. pusillus*) nebo bublinatka menší (*Utricularia minor*). Je však pravděpodobné, že řada těchto druhů vymizí spolu s rozvojem dřevin, které zastíní otevřené plochy.

Na pískovnách dochází často k vysazování nebo vysévání ohrožených druhů české flóry. Tyto výsadby jsou často prováděny i v rámci plánu péče o chráněná území, jako je tomu například v případě Plánu péče o CHKO Třeboňsko (Kučerová et al. 2016). Z vysazených rostlin byly během terénní průzkumu nalezeny druhy *Ranunculus lingua* (C1t, §2) na pískovně CEP I, *Gratiola officinalis* na pískovně CEP II a *Nymphaea candida* v několika různých pískovnách. Řada druhů je však do pískoven vysazována bez oficiálních záznamů a to nejen z důvodu ochrany přírody, ale často i z tzv. okrašlovacích iniciativ. Je tedy často nemožné určit, zda se ohrožený druh na pískovně vyskytuje přirozeně, či zde byl uměle introdukován. Například voďanka žabí (*Hydrocharis morsus-ranae*), chráněná zákonem jako silně ohrožený druh (§2), bývá na území CHKO Třeboňsko často vysazována (Kučerová et al. 2016). V některých případech je možné tyto aktivity považovat za žádoucí, jde-li o záchranu místních populací druhů vyskytujících se v okolí. Nemělo by však docházet k šíření druhů mimo jejich areály přirozeného výskytu.

Závěr

Na základě získaných výsledků se zdá, že i v trvale zaplavených plochách dochází ke směně dominant tak, jako je to běžné v terestrické sukcesí. Sledované environmentální proměnné (věk od ukončení těžby, hloubka vody, převažující typ substrátu) měly signifikantní vliv jak v periodicky zaplavovaných plochách, tak v trvale zaplavených.

Při terénním průzkumu pískoven s (alespoň částečně) ukončenou těžbou bylo možné konstatovat, že ve velkých těžebnách bez dodatečné terénní úpravy břehu se vodní vegetace nemá možnost vyvinout v důsledku prudkého spádu břehu rovnou do velkých hloubek (3 m), který bývá běžně vytvářen při těžbě. V pískovnách je také často lesnická rekultivace

dotazena až k břehové linii (Řehounek & Řehounek 2015), čímž brání růstu mokřadních společenstev. Jsou tedy často žádoucí různé managementové zásahy, které vedou ke vzniku celé řady tůní a mokřadů. Ty mohou při mezioborovém přístupu vést k navýšení druhové bohatosti jak rostlin, tak řady bezobratlých a obojživelníků (Řehounek & Řehounek 2015). Je tedy zapotřebí zvážit možnosti vhodných zásahů k případnému udržení otevřených mokřadních stanovišť. A zároveň se zdá vhodné podpořit vznik nových tůní různých velikostí a hloubek po dokončení těžby, ve kterých se tyto vzácné druhy mohou rozvíjet, společně s dalšími ohroženými druhy z jiných skupin organismů (bezobratlí, obojživelníci) (Buczyński 1999, Heneberg et al. 2013, Řehounek & Řehounek 2015).

Naše znalosti o sukcesi na litorálních a zejména pak trvale zaplavených stanovištích v těžebnách byly dosud minimální a nesystematické, částečně se je povedlo doplnit touto prací a výzkum i nadále probíhá.

Poděkování

Za připomínky a pomoc s úpravou manuskriptu děkuji Karlu Prachovi. Za pomoc při přípravě metodiky děkuji K. Řehounekové za pomoc s vytypováním některých lokalit a M. Proškové za pomoc při práci v terénu. Za pomoc s determinací některých druhů děkuji M. Štechovi a P. Kouteckému.

Literatura

- Borgegard S.-O. (1990): Vegetation development in abandoned gravel pits: effects of surrounding vegetation, substrate and regionality. – *J. Veg. Sci.* 1: 675–682.
- Buczyński P. (1999): Dragonflies (Odonata) of sandpits in south-eastern Poland. – *Acta Hydrobiol.* 41: 219–230.
- Cílek V. (2008): Industriální příroda a otázky jejího začlenění do „klasických“ biotopů. – In: Petrová A. [ed.], ÚSES – Zelená páteř krajiny 2008.
- Clements F. E. (1916): Plant succession: An analysis of the development of vegetation. – Carnegie Institution, Washington.
- Dykyjová D. & Květ J. (1978): Pond littoral ecosystems. Structure and functioning. Methods and results of quantitative ecosystem research in the Czechoslovakian IBP wetland project. *Ecological Studies* 28. – Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Figuerola J. & Green A. J. (2002): Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies. – *Freshw. Biol.* 47: 483–494.
- Filippov P., Grulich V., Guth J., Hájek M., Kocourková J., Kočí M., Lustyk P., Melichar V., Navrátil J. & Navrátilová J. (2008): Příručka hodnocení biotopů. – AOPK ČR, Praha.
- Grulich V. (2012): Red List of vascular plants of the Czech Republic: 3rd edition. – *Preslia* 84: 631–645.
- Guenther L. R. & Mackie G. L. (2015): Natural development of biological communities in water-filled gravel pits and quarries in Southern Ontario.
- Heneberg P., Bogusch P. & Řehounek J. (2013): Sandpits provide critical refuge for bees and wasps (Hymenoptera: Apocrita). – *J. Insect Conserv.* 17: 473–490.
- Hroudová Z. & Rydlo J. (2018): Vodní a mokřadní rostliny v prostoru ovlivněném povrchovým hnědouhelným dolem. – *Zprávy Čes. Bot. Společ.* 53: 345–366.
- Kompała-Bąba A. & Bąba W. (2013): The spontaneous succession in a sand-pit – the role of life history traits and species habitat preferences. – *Polish J. Ecol.* 61: 13–22.

- Krahulec F. & Lepš J. (1993): The migration of vascular plants to a new water reservoir: geographic relationships. – *Preslia* 65: 147–162.
- Krahulec F., Lepš J. & Rauch O. (1980): Vegetation of the Rozkoš reservoir near Česká Skalice (East Bohemia) I. The vegetation development during the first five years after its filling. – *Folia Geobot. Phytotax.* 15: 321–362.
- Kubát K., Hrouda L., Chrtek J. jun, Kaplan Z., Kirschner J. & Štěpánek J. [eds] (2002): Klíč ke květeně České republiky. – Academia, Praha.
- Kučerová A., Adamec L., Husák Š., Koutecká E., Sosnová M. (2016): Záchranné výsadby ohrožených druhů vodních rostlin v CHKO Třeboňsko v období 1994–2012. – *Sborn. Jihočes. Muz. České Budějovice, Přír. vědy*, 56: 59–69.
- Lund M.A. & McCullough C. D. (2011): How representative are pit lakes of regional natural water bodies? A case study from silica sand mining. – In: Rüde R. T., Freund A. & Wolkersdorfer Ch. [eds], *Mine water – Managing the challenges*, p. 529–534, Aachen.
- Moravec J. (1994): *Fytocenologie: nauka o vegetaci*. – Academia, Praha.
- Ořaheľová H. & Ořaheľ J. (2006): Distribution of aquatic macrophytes in pit lakes in relation to the environment (Borská nížina lowland, Slovakia). – *Ekológia*, Bratislava, 25: 398–411.
- Pietsch W. H. O. (1996): Recolonization and development of vegetation on mine spoils following brown coal mining in Lusatia. – *Water Air Soil Pollut.* 91: 1–15.
- Prach K. (2003): Spontaneous succession in Central-European man-made habitats: What information can be used in restoration practice? – *Appl. Veg. Sci.* 6: 125–129.
- Prach K., Lencová K., Řehouňková K., Dvořáková H., Jírová A., Konvalinková P., Mudrák O., Novák J. & Trnková R. (2013): Spontaneous vegetation succession at different central European mining sites: A comparison across seres. – *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20: 7680–7685.
- Řehouňková K. & Řehounek J. (2015): Pískovny a štěrkopískovny. – In: Řehounek J., Řehouňková K., Tropek R. & Prach K. [eds], *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a rûmyslovými deponiemi*, p. 63–88, Calla, České Budějovice.
- Santamaría L. (2002): Why are most aquatic plants widely distributed? Dispersal, clonal growth and small-scale heterogeneity in a stressful environment. – *Acta Oecol.* 23: 137–154.
- StataCorp (2013): *Stata Statistical Software: Release 13*.
- ter Braak C. J. F. & Šmilauer P. (2012): *CANOCO (version 5): Software for multivariate data exploration, testing and summarization*. – Microcomput. Power, Ithaca.
- Tolonen K. T., Holopainen I. J., Hämäläinen H., Rahkola-Sorsa M., Ylöstalo P., Mikkonen K. & Karjalainen J. (2005): Littoral species diversity and biomass: Concordance among organismal groups and the effects of environmental variables. – *Biodivers. Conserv.* 14: 961–980.
- Walker L. R. & del Moral R. (2003): *Primary succession and ecosystem rehabilitation*. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Wiegleb G. & Felinks B. (2001): Primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia – Chance or necessity. – *Ecol. Eng.* 17: 199–217.
- Wilcox D. A. & Simonin H. A. (1987): A chronosequence of aquatic macrophyte communities in dune ponds. – *Aquat. Bot.* 28: 227–242.

Příloha 1 – Appendix 1

Seznam druhů ve snímkaných plochách a seznam zkratk pro tyto druhy. Druhy Červeného seznamu (Grulich 2012) jsou vyznačeny tučně, neofytní druhy (Pyšek et al. 2012) hvězdičkou, prokazatelně vysazené druhy (vyloučené z analýz) podtrženy.

List of species in all sampled plots and the list of abbreviations of these species. Species of Red list of Czech Republic (Grulich 2012) in bold, neophytic species (Pyšek et al. 2012) marked with star, verifiably planted species (excluded from the analyses) underlined.

<i>Achillea millefolium</i>	AchiMille	<i>Carex</i> sp.	CareSp
<i>Agrostis canina</i>	AgroCani	<i>Carex vesicaria</i>	CareVesi
<i>Agrostis capillaris</i>	AgroCapi	<i>Centaurium erythraea</i>	CentEryt
<i>Agrostis scabra</i> *	AgroScab	<i>Cerastium arvense</i>	CeraArve
<i>Agrostis stolonifera</i>	AgroStol	<i>Ceratophyllum demersum</i>	CeraDeme
<i>Alisma lanceolatum</i>	AlisLanc	<i>Chenopodium glaucum</i>	ChenGlau
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	AlisPlan	<i>Cirsium arvense</i>	CirsArve
<i>Alnus glutinosa</i>	AlnuGlut	<i>Cirsium oleraceum</i>	CirsOler
<i>Alopecurus aequalis</i>	AlopAequ	<i>Cirsium palustre</i>	CirsPalu
<i>Amorpha fruticosa</i> *	AmorFrut	<i>Cirsium vulgare</i>	CirsVulg
<i>Artemisia vulgaris</i>	ArteVulg	<i>Conyza canadensis</i> *	ConyCana
<i>Batrachium circinatum</i>	BatrCirc	<i>Cyperus flavescens</i>	CypeFlav
<i>Batrachium peltatum</i>	BatrPelt	<i>Cyperus fuscus</i>	CypeFusc
<i>Batrachium</i> sp.	BatrSp	<i>Daucus carota</i>	DauCaro
<i>Betula pendula</i>	BetuPend	<i>Deschampsia caespitosa</i>	DescCaes
<i>Bidens cernua</i>	BideCern	<i>Drosera rotundifolia</i>	DrosRotu
<i>Bidens frondosa</i> *	BideFron	<i>Dryopteris carthusiana</i>	DryoCart
<i>Bolboschoenus laticarpus</i>	BolbLati	<i>Echinochloa crus-gali</i>	EchiCrus
<i>Bolboschoenus planiculmis</i>	BolbPlani	<i>Elatine hexandra</i>	ElatHexa
<i>Bolboschoenus</i> sp.	BolbSp	<i>Elatine triandra</i>	ElatTria
<i>Brachypodium pinnatum</i>	BracPinn	<i>Eleocharis acicularis</i>	EleoAcic
<i>Butomus umbellatus</i>	ButoUmbe	<i>Eleocharis palustris</i>	EleoPalu
<i>Calamagrostis canescens</i>	CalaCane	<i>Elodea canadensis</i> *	ElodCana
<i>Calamagrostis epigejos</i>	CalaEpig	<i>Epilobium angustifolium</i>	EpilAngu
<i>Calamagrostis villosa</i>	CalaVill	<i>Epilobium ciliatum</i> *	EpilCili
<i>Callitriche</i> sp.	CallSp	<i>Epilobium hirsutum</i>	EpilHirs
<i>Calluna vulgaris</i>	CallVulg	<i>Epilobium obscurum</i>	EpilObsc
<i>Calystegia sepium</i>	CalySepi	<i>Epilobium parviflorum</i>	EpilParv
<i>Cardamine</i> sp.	CardSp	<i>Epilobium</i> sp.	EpilSp
<i>Carex acuta</i>	CareAcut	<i>Epilobium tetragonum</i>	EpilTetr
<i>Carex acutiformis</i>	CareAcuti	<i>Equisetum arvense</i>	EquiArve
<i>Carex canescens</i>	CareCane	<i>Equisetum fluviatile</i>	EquiFluv
<i>Carex flava</i> agg. / <i>demissa</i>	CarFlaAg	<i>Erechtites hieracifolius</i> *	ErecHier
<i>Carex hirta</i>	CareHirt	<i>Erigeron annuus</i> *	ErigAnnu
<i>Carex leporina</i>	CareLepo	<i>Eriophorum angustifolium</i>	ErioAngu
<i>Carex nigra</i>	CareNigr	<i>Eupatoria cannabinum</i>	EupaCann
<i>Carex pallescens</i>	CarePall	<i>Fallopia dumetorum</i>	FallDume
<i>Carex pseudocyperus</i>	CarePseu	<i>Festuca arundinacea</i>	FestArun
<i>Carex remota</i>	CareRemo	<i>Filago arvensis</i>	FilaArve
<i>Carex rostrata</i>	CareRost	<i>Filago minima</i>	FilaMini

<i>Galeopsis bifida</i>	GaleBifi	<i>Lycopodiella inundata</i>	LycolInun
<i>Galeopsis tetrahit</i> / <i>bifida</i>	GaleTet/Bif	<i>Lycopus europaeus</i>	LycolEuro
<i>Galium aparine</i>	GaliApar	<i>Lysimachia nummularia</i>	LysoNumm
<i>Galium palustre</i>	GaliPalu	<i>Lysimachia vulgaris</i>	LysiVulg
<i>Galium uliginosum</i>	GaliUlig	<i>Lythrum salicaria</i>	LythSali
<i>Geum urbanum</i>	GeumUrba	<i>Medicago lupulina</i>	MediLupu
<i>Glechoma hederacea</i>	GlecHede	<i>Melampyrum sylvaticum</i>	MelaSylv
<i>Glyceria declinata</i>	GlycDecl	<i>Mentha aquatica</i>	MentAqua
<i>Glyceria fluitans</i>	GlycFlui	<i>Mentha longifolia</i>	MentLong
<i>Glyceria maxima</i>	GlycMaxi	<i>Molinia caerulea</i>	MoliCaer
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	GnapUlig	<i>Myosotis palustris</i> agg.	MysoPalu
<i>Gratiola officinalis</i>	GratOffi	<i>Myriophyllum spicatum</i>	MyriSpic
<i>Hippuris vulgaris</i>	HippVulg	<i>Myriophyllum verticillatum</i>	MyriVert
<i>Holcus lanatus</i>	HolcLana	<i>Najas marina</i>	NajaMari
<i>Hottonia palustris</i>	HottPalu	<i>Najas minor</i>	NajaMini
<i>Humulus lupulus</i>	HumuLupu	<i>Nuphar lutea</i>	NuphLute
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	HydrMors	<i>Nymphaea candida</i>	NympCand
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	HydrVulg	<i>Oenanthe aquatica</i>	OenaAqua
<i>Hypericum humifusum</i>	HypeHumi	<i>Oenothera biennis</i> *	OenoBien
<i>Hypericum perforatum</i>	HypePerf	<i>Peplis portula</i>	PepiPort
<i>Hypochaeris radicata</i>	HypoRadi	<i>Persicaria amphibia</i>	PersAmph
<i>Illecebrum verticillatum</i>	IlleVert	<i>Persicaria hydropiper</i>	PersHydr
<i>Impatiens glandulifera</i> *	ImpaGlan	<i>Persicaria lapathifolia</i>	PersLapa
<i>Impatiens parviflora</i> *	ImpaParv	<i>Persicaria maculosa</i>	PersMacu
<i>Iris pseudoacorus</i>	IrisPseu	<i>Peucedanum palustre</i>	PeucPalu
<i>Juncus articulatus</i>	JuncArti	<i>Phalaris arundinacea</i>	PhalArun
<i>Juncus bufonius</i>	JuncBufo	<i>Phragmites australis</i>	PhragAust
<i>Juncus bulbosus</i>	JuncBulb	<i>Picris hieracioides</i>	PicrHier
<i>Juncus effusus</i>	JuncEffu	<i>Pinus sylvestris</i>	PinuSylv
<i>Juncus filiformis</i>	JuncFili	<i>Plantago major</i>	PlanMajo
<i>Juncus inflexus</i>	JuncInfl	<i>Plantago uliginosa</i>	PlanUlig
<i>Juncus squarossus</i>	JuncSqua	<i>Poa annua</i>	PoaAnnu
<i>Juncus tenuis</i> *	JuncTenu	<i>Poa palustris</i>	PoaPalu
<i>Lactuca serriola</i>	LactSerr	<i>Poa supina</i>	PoaSupi
<i>Lemna minor</i>	LemnMino	<i>Poa trivialis</i>	PoaTriv
<i>Lemna trisulca</i>	LemnTris	<i>Populus alba</i>	PopuAlba
<i>Leontodon autumnalis</i>	LeonAutu	<i>Populus tremula</i>	PopuTrem
<i>Lonicera nigra</i>	LoniNigr	<i>Potamogeton crispus</i>	PotaCris
<i>Lotus corniculatus</i>	LotuCorn	<i>Potamogeton lucens</i>	PotaLuce
<i>Lotus uliginosus</i>	LotuUlig	<i>Potamogeton natans</i>	PotaNata

<i>Potamogeton nodosus</i>	PotaNodo	<i>Sonchus palustris</i>	SoncPalu
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	PotaPerf	<i>Sparganium emersum</i>	SparEmer
<i>Potamogeton pusillus</i>	PotaPusi	<i>Sparganium erectum</i>	SparErec
<i>Potamogeton trichoides</i>	PotaTric	<i>Spergularia rubra</i>	SperRubr
<i>Potentilla anserina</i>	PoteAnse	<i>Spirodela polyrhiza</i>	SpirPoly
<i>Potentilla norvegica</i>	PoteNorv	<i>Stachys palustris</i>	StacPalu
<i>Prunus padus</i>	PrunPadu	<i>Stuckenia pectinata</i>	StucPect
<i>Quercus robur</i>	QuerRobu	<i>Symphytum officinale</i>	SympOffi
<i>Ranunculus flammula</i>	RanuFlam	<i>Tanacetum vulgare</i>	TanaVulg
<i>Ranunculus lingua</i>	RanuLing	<i>Taraxacum officinale</i>	TaraOffi
<i>Ranunculus repens</i>	RanuRepe	<i>Trifolium dubium</i>	TrifDubi
<i>Ranunculus sceleratus</i>	RanuScel	<i>Trifolium hybridum*</i>	TrifHybr
<i>Rorippa amphibia</i>	RoriAmph	<i>Trifolium repens</i>	TrifRepe
<i>Rorippa palustris</i>	RoriPalu	<i>Tripleurospermum inodorum</i>	TripInod
<i>Rorippa sylvestris</i>	RoriSylv	<i>Tussilago farfara</i>	TussFarf
<i>Rosa canina</i>	RosaCani	<i>Typha angustifolia</i>	TyphAngu
<i>Rubus</i> sp.	RubuSp	<i>Typha latifolia</i>	TyphLati
<i>Rumex acetosa</i>	RumeAcet	<i>Typha laxmanii*</i>	TyphLaxm
<i>Rumex acetosella</i>	RumeAcetosel	<i>Urtica dioica</i>	UrtiDioi
<i>Rumex conglomeratus</i>	RumeCong	<i>Utricularia australis</i>	UtriAust
<i>Rumex crispus</i>	RumeCris	<i>Utricularia minor</i>	UtriMino
<i>Rumex hydrolapathum</i>	RumeHydr	<i>Utricularia</i> sp.	UtriSp
<i>Rumex maritimus</i>	RumeMari	<i>Vaccinium myrtillus</i>	VacciMyrt
<i>Rumex obtusifolius</i>	RumeObtu	<i>Veronica beccabunga</i>	VeroBecc
<i>Sagina procumbens</i>	SagiProc	<i>Veronica scutellata</i>	VeroScut
<i>Salix alba</i>	SaliAlba	<i>Vicia angustifolia</i>	ViciAngu
<i>Salix aurita</i>	SaliAuri	<i>Vicia villosa</i>	ViciVill
<i>Salix caprea</i>	SaliCapr	<i>Vulpia myuros</i>	VulpMyur
<i>Salix cinerea</i>	SaliCine	<i>Zannichellia palustris</i>	ZannPalu
<i>Salix fragilis</i>	SaliFrag		
<i>Salix purpurea</i>	SaliPur		
<i>Salix</i> sp.	SaliSp		
<i>Scirpus sylvaticus</i>	ScirSylv		
<i>Scutellaria galericulata</i>	ScutGale		
<i>Senecio aquaticus</i>	SeneAqua		
<i>Senecio sylvaticus</i>	SeneSylv		
<i>Solanum dulcamara</i>	SolaDulc		
<i>Solidago canadensis*</i>	SoliCana		
<i>Solidago gigantea*</i>	SoliGiga		
<i>Sonchus arvensis</i>	SoncArve		