



Ústup litorálních porostů na rybníku Bažina (PR Vrbenské rybníky)

Decline of the littoral vegetation on the Bažina Pond (Vrbenské rybníky NR)

Richard Svidenský⁽¹⁾ • Hana Čížková⁽¹⁾ • Andrea Kučerová⁽²⁾

Abstract: During last decades the decline of littoral vegetation was documented on the heavily eutrophic fishponds and lakes. This can be an important problem in case of reserves with numerous waterfowls which depend on well developed littoral vegetation. Since 2005 the decline of littoral vegetation dominated by *Typha angustifolia* was observed in the Domin fishpond (Vrbenské rybníky NR). A rapid littoral decline was also documented in the adjacent Bažina fishpond, therefore the monitoring of the littoral vegetation started there in 2013, including detailed littoral mapping, monitoring of water, pore water and sediment chemistry and measurement of the redox conditions. Comparing the actual littoral vegetation and historical orthophotomaps the littoral vegetation was reduced into one third of the former area during the last 10 years. Water in the fishpond is eutrophic with low transparency as a result of high fish pressure and phytoplankton expansion. There is a high amount of organic matter accumulated in the fishpond bottom. The loose organic sediments are mostly anaerobic. The decline of the littoral vegetation is caused by: 1) grazing of waterfowls on the young stems and rhizomes, especially by abundant populations of geese, 2) undermining of *Typha* tufts and breaking apical buds of the rhizomes by carp and 3) anaerobic conditions in the loose organic sediments in the bottom. The combination of these factors weakens the plants, reduces their vegetative reproduction and decreases their regeneration ability. Decaying *Typha* tufts contribute to the accumulation of organic matter on the fishpond bottom and thus enhance the trophic level of water. Restoration of the littoral vegetation is possible by the long-term lowering of the water level, which would enable aeration of the bottom sediments.

Key words: eutrophication, *Typha*, waterfowl.

Abstrakt: V posledních desetiletích byl na silně eutrofizovaných nádržích pozorován výrazný ústup emerzní litorální vegetace. V případě rezervací s početnými populacemi vodního ptactva je ústup litorální vegetace významným problémem, protože je na ni vázána řada vzácných vodních ptáků. V PR Vrbenské rybníky bylo přibližně od roku 2005 pozorováno řidnutí litorálních porostů orobince nejprve na rybníku Domin. V roce 2010 došlo k nápadnému ústupu porostu orobince také na sousedním rybníce Bažina, na kterém proto probíhal v roce 2013 monitoring litorálních porostů – jejich detailní mapování, sledování chemismu vody, chemismu pórové vody v nezpevněných sedimentech, hodnocení oxidačně-redukčních poměrů. Podle mapování litorálních porostů a porovnáním s leteckými snímky došlo během deseti let k redukci jejich

1) Zemědělská fakulta, Jihočeská univerzita, Studentská 13, CZ – 370 05 České Budějovice, e-mail: svider00@zf.jcu.cz; e-mail: hcizkova@zf.jcu.cz

2) Botanický ústav, AV ČR, v. v. i., Dukelská 135, CZ – 379 82 Třeboň, e-mail: akucerova@butbn.cas.cz

rozlohy zhruba na 1/3 původního stavu. Voda v rybníce je eutrofní, s nízkou průhledností danou masovým rozvojem fytoplanktonu a vysokým žracím tlakem rybí obsádky. Na dně rybníka je nahromaděno značné množství organického sedimentu. Organický sediment ve vzosu je anaerobní. Na současném postupném rozpadu litorálních porostů se podílejí: 1) pastva vodních ptáků, okus mladých výhonků i oddenků, zejména početnou populací husy velké, 2) podrývání jednotlivých trsů a vylamování vrcholových pupenů oddenků orobince kaprem a 3) anaerobní podmínky v nezpevněných organických sedimentech. Kombinace těchto faktorů oslabuje rostliny, znemožňuje vegetativní šíření porostů a snižuje jejich regenerační schopnost. Rozpadlé trsy orobince dále přispívají k akumulaci organického materiálu na dně rybníka a zvyšování trofie vody. Obnova litorálních porostů je reálná při dlouhodobém či opakovaném snížení hladiny tak, aby docházelo k provzdušnění sedimentů dna.

Klíčová slova: eutrofizace, orobinec, vodní ptactvo.

Úvod

Doprovodným fenoménem intenzifikace hospodaření v krajině je koncentrace migrujících volně žijících organismů na zbývajících vhodných plochách. Takové plochy bývají vyhledávány za přírodní rezervace a v následném období je vyvíjena snaha na lokalitách nadále zabezpečit příznivé podmínky pro skupiny organismů, kvůli nimž byly rezervace vyhlášeny. Velká početnost určitých skupin či druhů organismů ovšem může překročit nosnou kapacitu prostředí.

Tato úvaha je relevantní zejména pro rybníční rezervace vyhlášené pro ochranu vzácných druhů vodního ptactva. Doloženo je např. mechanické poškozování litorální vegetace okusem (Ostendorp 1989). Početně nadlimitní populace ptačích druhů dále mohou přispívat k eutrofizaci ekosystému tím, že ho dotují živinami v podobě trusu. Do rybníčních ekosystémů jsou navíc přidávány další živiny v rámci rybářského hospodaření.

Eutrofizace, definovaná jako zvýšený přísun živin do vodního či mokřadního ekosystému, negativně ovlivňuje zejména ponořené a vzplývavé vodní rostliny (Hejný 1990). V posledních desetiletích byl však na silně eutrofizovaných nádržích pozorován i významný ústup emerzní litorální vegetace, zejména porostů rákosu (Klötzli 1971, Ostendorp 1989). V případě rezervací s početnými populacemi vodního ptactva je ústup litorální vegetace významným problémem, protože je na ni vázána řada vzácných vodních ptáků, kteří litorální porosty využívají jako úkryt a jako zdroj potravy a materiálu pro stavbu hnízd. Kolaps litorální vegetace proto představuje zásadní ohrožení i pro stabilitu ptačích populací.

Zhruba od roku 2005 bylo pozorováno postupné řídnutí pobřežních porostů orobince na rybníku Domin v Přírodní rezervaci (PR) Vrbenské rybníky. V roce 2010 došlo k nápadnému ústupu porostu orobince také na sousedním rybníce Bažina (J. Pykal, ústní sdělení). Během roku 2010 proběhlo několik jednání zástupců ZF JU České Budějovice, AOPK ČR Středisko České Budějovice, ENKI Třeboň o.p.s., KÚ – Jihočeského kraje a firmy Lesy a rybníky města Českých Budějovic s. r. o. s cílem určit příčinu ústupu litorálních porostů a navrhnout kompenzační opatření. Předběžná terénní šetření (Stehlík et al. 2010) nasvědčují tomu, že jednou z příčin odumírání porostů orobince může být anaerobióza vyvolaná rozkladem organické hmoty v sedimentu. Předpokládá se, že rozklad je urychlen přísunem živin (hlavně N, P) s ptačím trusem a hnojem.

Při terénním šetření na rybnících Domin a Bažina v roce 2010 bylo zjištěno, že míra zabahnění na rybníce Domin je již vysoká (50 cm vzosného organického sedimentu) a litorální porosty již z litorálního pásma ustoupily (Stehlík et al. 2010). Byl proto vysloven názor, že spontánní obnova

litorálních porostů je málo pravděpodobná bez standardního odbahnění rybníka. Naproti tomu litorální porosty na rybníce Bažina v té době byly ještě poměrně rozsáhlé, i když prořídlé. Zvažovaly se proto alternativy odtěžení anaerobního bahna ze dna rybníka Bažina, jehož nevýhodami jsou vysoké náklady, poničení biotopu a riziko poškození hrází při transportu odtěženého sedimentu mimo lokalitu. Po dohodě zúčastněných subjektů bylo navrženo alternativní řešení založené na manipulaci s vodní hladinou, která zahrnovala zimování na přelomu let 2010 a 2011 a následné letnění s cílem provzdušnit sediment. Následovala úspěšná vegetativní i generativní obnova litorální vegetace. Krátce po částečném navýšení vodní hladiny na asi 30 cm v červenci 2011 však na rybník přiletělo početné hejno husy velké a do konce vegetační sezóny porost zdevastovalo. Po vyvedení mláďat husy vytrhávaly listy orobinců u báze trsů a ty pak sloužily jako hlavní potrava pro housata (J. Závora, ústní sdělení). Devastace částečně regenerujících zbytků porostu pokračovala i v roce 2012, kdy vodní režim i velikost populace hus byly podobné jako v roce 2011. Úspěšně zregenerované litorálních porosty se tak nepodařilo zachovat.

Proto byl zahájen výzkum s rámcovým cílem odhalit pravděpodobné příčiny odumírání litorálních porostů. K dílčím cílům výzkumu patřilo:

1. zmapovat současnou rozlohu litorálních porostů a porovnat ji s historickým stavem,
2. analyzovat abiotické a biotické faktory prostředí určující vitalitu rostlin,
3. navrhnout vysvětlení mechanismů rozpadu porostů,
4. navrhnout opatření ke stabilizaci litorálních porostů.

Popis lokality

Rybník Bažina je součástí rybníční soustavy Vrbenské Rybníky na okraji Českých Budějovic. PR Vrbenské rybníky, sloužící k ochraně cenného komplexu vodních, mokřadních a lučních ekosystémů, byla vyhlášena 15. 3. 1990 vyhláškou ONV České Budějovice. Celková výměra tohoto území činí 245,80 ha. Rezervace se nachází na okraji sídliště Vltava, na sz. okraji města České Budějovice, nedaleko obce České Vrbné. Rezervace je tvořena soustavou čtyř rybníků (Černiš – 41 ha, Starý Vrbenský rybník – 32 ha, Nový Vrbenský rybník – 23 ha a Domin – 15 ha). Tyto rybníky byly vybudovány ve 2. polovině 15. století. Oblast leží v nadmořské výšce asi 380 m n. m. (Šiška 1999). Z rybníka Nový Vrbenský byla později oddělena novou hrází část, dnes označovaná jako rybník Bažina.

Rybníky jsou charakteristické různě diferencovanými litorálními porosty svazu *Phragmition* a fragmenty svazu *Caricion elatae*. Mezi rybníky je mozaika bažinných a lučních společenstev svazů *Calthion*, *Caricion fuscae*, *Caricion gracilis*, *Molinion*, *Arrhenatherion*. Na jižním břehu Černiše se rozkládá velkoplošný komplex bažinných olšin svazu *Alnion glutinosae*, sycených pramennými vývěry, jeden z nejcennějších a nejvýznamnějších porostů v jihočeských pánvích (Chytil et al. 1999).

Bylo zde zaznamenáno 184 ptačích druhů, z toho více než 80 druhů hnízdících. Lokalita je významná především jako hnízdiště vodních a mokřadních ptáků, z nichž k nejpočetnějším patří polák chocholačka (*Aythya fuligula*), p. velký (*A. ferina*), lyska černá (*Fulica atra*) a kopřivka obecná (*Anas strepera*). V olšině u rybníka Černiš se nachází hnízdní kolonie volavky popelavé (*Ardea cinerea*) a na rybníku Domin je početná kolonie racka chechtavého (*Larus ridibundus*). Hnízdí zde také potápka černokrká (*Podiceps nigricollis*), zrzohlávka rudozobá (*Netta rufina*), husa velká (*Anser anser*), rybák obecný (*Sterna hirundo*) a moudivláček lužní (*Remiz pendulinus*) (Albrecht 2003).

Metodika

Mapování litorálních porostů

Mapování litorálních porostů bylo provedeno v srpnu 2013. Za použití přístroje PDA (Ashtech Mobile Mapper 10) byly zmapovány veškeré porosty orobince úzkolistého a širokolistého, porosty rákosu a mokřadních vrbin zasahujících do vody. Porosty byly zakresleny do ortofotografické mapy z roku 2011 (datum pořízení 26. 9. 2011). Po vypuštění rybníka v říjnu 2013 byly na obnaženém rybničním dně podrobně zmapovány odumřelé trsy orobince a zakresleny do ortofotografické mapy z roku 2004.

Mapové výstupy byly připraveny v programu ArcGIS ESRI, verze 10. 2. Ortofotografická mapa z roku 2011 je z volně dostupných serverů VMS-ortofoto (<http://geoportal.gov.cz>). Ortofotografická mapa z roku 2004 byla poskytnuta Laboratoří aplikované ekologie při ZF JU.

Zhodnocení stavu porostů orobince

V litorálních porostech byl během vegetační sezóny 2013 orientačně hodnocen stav rostlin a pořízena fotodokumentace. Stav nadzemních částí rostlin (tj. podíl živých a odumřelých výhonů a listů a intenzita okusu) byl dokumentován fotograficky ze břehu pro přilehlé části porostu. V rozvolněném porostu orobince úzkolistého v jihovýchodním cípu rybníka jsme vybrali asi 15 izolovaných trsů. Na nich jsme pohmatem zjišťovali přítomnost oddenků, které vyrůstají z trsu směrem do okolí a zajišťují tak vegetativní šíření a opětovné zapojení porostu. V rozvolněných porostech orobince jsme vybrali 3 trsy od každého druhu k vizuálnímu zhodnocení stavu podzemních orgánů.

Sledování aktivity vodního ptactva

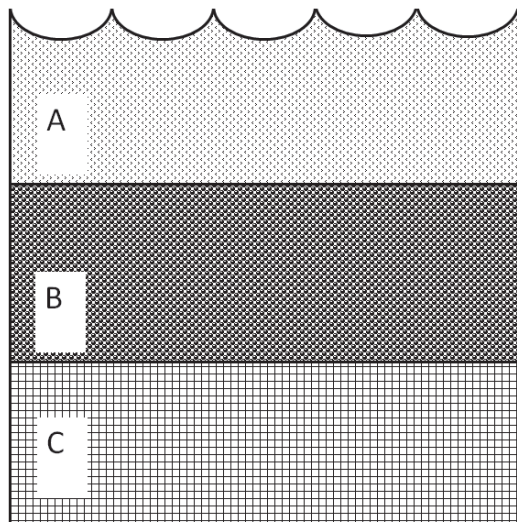
V rozpadajícím se porostu orobince úzkolistého byla umístěna infračervená fotopast SG-007 (ScoutGuard, USA) za účelem pozorování aktivity některých druhů vodního ptactva, (lokalizace viz obr. 1 v barevné příloze č. 5). Fotopast byla zaměřena na konkrétní trs orobince úzkolistého od srpna do listopadu 2013 a nastavena na režim nasnímání devíti snímků po 30 s od spuštění pohybového čidla.

Odběry vody a sedimentů

Odběry vzorků vody a sedimentů byly provedeny ve vrcholném létě (13. 8. 2013) a na konci vegetační sezóny (14. 11. 2013). Pro vlastní odběry byla vybrána dvě odběrová místa (1) v severním cípu rybníka byly vytyčeny dva transekty v porostu orobince širokolistého (TL-A1-3 a TL-B1-3), v jejich blízkosti pak byl proveden odběr ve volné vodě (VV-B1-3) (2) v jihovýchodním cípu rybníka byly obdobně vytyčeny dva transekty v rozvolněném porostu orobince úzkolistého a dále odebrány vzorky ve volné vodě (VV-A1-3). Odběrové body byly v terénu označeny tenkou sklolaminátovou tyčí tak, aby se druhý odběr mohl zopakovat na stejném místě.

U každého odběrového bodu byla změřena výška vodního sloupce a výška vznosného sedimentu (obr. 1). V polovině výšky vodního sloupce a na rozhraní vody a vznosného sedimentu byly změřeny pH a elektrická konduktivita.

Voda pro chemické rozborby byla odebírána z lodi kvůli zamezení zvržení sedimentů. Jednotlivé vzorky vody byly odebírány pomocí 1 m dlouhé plexisklové trubky se zátkou. Odběry byly prováděny tak, aby jeden vzorek obsahoval vodu celého vodního sloupce daného odběrového místa. Sedimenty pro chemické rozborby byly odebírány ve dvou krocích. V prvním kroku byl odebírán neztvrdlý organický sediment (vznos) pomocí 30 cm PVC trubky o průměru 5 cm. Objem odebíraných vzorků byl asi 1 litr. Ve druhém kroku byl odebírán ztvrdlý sediment dna pomocí 1 m dlouhé plexisklové trubky. Sediment dna byl odebírán do hloubky asi 10 cm. Odebrané vzorky vody byly uloženy do druhého dne v ledničce a poté předány do laboratoře v Botanickém ústavu v Třeboni.



Obr. 1 – Nákres rozvrstvení vody a sedimentu na dně rybníku. A – vodní sloupec, B – vznosný sediment, C – pevný sediment. Hodnoty pH a elektrické konduktivity byly měřeny v polovině vodního sloupce (H1) a na rozhraní vodního sloupce a vznosného sedimentu (H2). (kreslil R. Svidenský 2013).

Fig. 1 – Scheme of water and sediment layers at the fishpond bottom. A – water column, B – loose sediment, C – compact sediment. Values of pH and electric conductivity were measured in the middle of the water column (H1) and at the interface of the water column and loose sediment (H2) (original drawing by R. Svidenský 2013).

Orientační stanovení oxidačně-redukčních podmínek v sedimentu

Pomocí železných tyčí se zoxidovaným povrchem vsazených do všech tří zkoumaných vrstev (vodní sloupec, vznosný sediment a pevný sediment) bylo provedeno stanovení mocnosti anaerobní vrstvy v sedimentech. Toto stanovení se zakládá na principu redukce oxidovaného trojmocného železa (Fe^{III}). Při ní se mění na dvojmocné ($\text{Fe}^{\text{III}} \rightarrow \text{Fe}^{\text{II}}$), charakteristické svým černošedým zbarvením (Mitsch & Gosselink 2007). Zoxidované tyče byly umístěny v místech odběru sedimentu v srpnu 2013 do hloubky 10 cm do pevného dna, kontrola byla provedena v listopadu 2013.

Chemické rozborby vody

Elektrická vodivost a pH rybníční vody byly měřeny přímo v terénu při odběrech přenosným přístrojem WTW 3430. Koncentrace chlorofylu ve vzorcích vody byly stanoveny bezprostředně po odběru pomocí fluorometru Aquafluor 8000-001 (Turner Designs, Canada). Stanovení celkové alkality bylo provedeno titrací vzorků vody kyselinou chlorovodíkovou do hodnoty pH 4,5.

Ve vzorcích rybníční vody a pórové vody ze vznosného sedimentu byly stanoveny obsahy hlavních minerálních živin v Analytické laboratoři v Botanickém ústavu AV ČR v Třeboni. Pórová voda byla získána centrifugací vznosného sedimentu a následnou filtrací centrifugátu.

Celkový dusík (TN) byl stanoven modifikovanou Kjeldahlovou metodou [ČSN ISO 11261 (836415)] mineralizací na amonný ion. Celkový fosfor (TP) byla stanoven podle práce Kopáček & Hejzlar (1995) po mineralizaci v kyselině chloristé na fosforečnanový ion. Ionty byly následně stanoveny kolorimetricky na průtokovém analyzátoru FIA Lachat QC 8500 (Lachat Instruments, USA). Koncentrace kationtů (Ca, Mg, K, Na, Fe a Al) byly stanoveny pomocí iontového chromatografu 881 Compact IC Pro – Cation (Metrohm AG, Switzerland).

Chemické rozbory sedimentů

Vzorky zpevněného sedimentu dna i vznosného sedimentu byly vysušeny na vzduchu a odeslány k analýzám do Laboratoře Botanického ústavu v Průhonicích. Obsah kationtů (Ca, Mg a K) byl stanoven z půdního výluhu sušiny připraveného metodou Melich III (Zbíral 1995) atomovou absorpční spektroskopií (spektrometr contraAA, Analytik Jena AG, DE). Celkový fosfor a celkový dusík byly stanoveny po mineralizaci namletých vzorků stejnou metodou jako ve vzorcích vody. Po stanovení koncentrací byly hodnoty přepočteny na sušinu získanou usušením části vzorku při 105 °C.

Obsah organické hmoty v sušině sedimentů byl stanoven ztrátou žíháním. Vzorky byly rozemlety a vypalovány při 550 °C po dobu 4 h v muflové peci. Poté byly odečteny hmotnosti vzorků po vypálení od hmotnosti vzorků před vypálením. Výsledný rozdíl hmotností vzorku byl stanoven s přesností na 4 desetinná místa. Obsah organické hmoty byl zaznamenán v procentech.

Výsledky a diskuse

Aktuální rozsah a druhové složení litorálních porostů

Rozloha litorálních porostů v roce 2013 je patrná z obr. 1 v barevné příloze č. 5. Západní břeh rybníka lemoval jen několik metrů široký pás rákosu obecného (*Phragmites australis* L.) na návodní straně hráze, který místy přecházel do hloubky asi 20–30 cm. Podobně litorální porosty podél jižní hráze byly jen malého rozsahu. Byly tvořeny převážně porosty rákosu a v jihovýchodní části pak jednotlivými keři vrby popelavé (*Salix cinerea* L.) a vrby křehké (*S. fragilis* L.). V jihovýchodním cípu rybníka na ně navazovaly rozvolněné porosty orobince úzkolistého (*Typha angustifolia* L.). Nejrozsáhlejší litorální porosty byly vytvořeny podél východní hráze rybníka. Od přepouštěcího zařízení do Nového Vrbenského rybníka na jižním konci hráze směrem k vyhlídce se táhl zapojený porost orobince úzkolistého o šířce maximálně 10 m, který směrem do hloubky přecházel v rozvolněný porost. Od vyhlídky směrem na sever se rozkládal zapojený porost rákosu v maximální šířce až 28 m. Porost byl hustý, vysoký 2–3 m, ovšem pokrýval pouze nezaplavovanou část pobřeží včetně deponie rybníčního sedimentu. V zaplaveném litorálu se vyskytovaly izolované trsy rákosu, které často nesly známky okusu. V severovýchodní části litorálu byl zapojený porost orobince úzkolistého o šířce 20–58 m. Porost se rozkládal od pobřežní linie do hloubky asi 30 cm. Ve větší hloubce se místy vyskytovaly jednotlivé trsy orobince úzkolistého nebo jeho menší rozvolněné porosty. V severním cípu rybníka byl menší zapojený porost orobince širokolistého (*Typha latifolia* L.).

Trsy orobince v rozvolněných porostech měly spon asi 1–2 m. Jeden trs tvořilo zhruba 15–20 odnoží, většina trsů byla v době sběru dat plodná. Podobně jako u rákosu i rostliny orobince

v rozvolněných porostech často nesly známky okusu (obr. 2 v barevné příloze č. 6). U žádného z trsů vyšetřovaných pohmatem jsme nezjistili plagiotropní oddenky vyrůstající mimo trs. V rozvolněných porostech v jižní části rybníka se vyskytovaly také vyvrácené, částečně plovoucí trsy s živými nadzemními výhony. Vrcholové pupeny oddenků na těchto trsech byly uhnílé či vylomené. V některých trsech byly v rozkladu i celé segmenty oddenků prorůstajících z vnitřku k povrchu trsu. Tyto trsy zapáchaly organickými kyselinami (tj. pachem vznikajícím též při silážování), jejichž tvorba doprovází rozklad pletiv bohatých na sacharidy. Kořeny prorůstající na povrch trsů byly krátké a tlusté a často měly odumřelé špičky (obr. 2, 3 v barevné příloze č. 6). V jednom případě jsme zaznamenali oddenek ukousnutý živočichem (obr. 3 v barevné příloze č. 6).

Kromě dominantních druhů se v litorálních porostech vyskytovaly také běžné druhy doprovázející společenstva rákosin jako okřehek menší (*Lemna minor* L.), kyprej vrbice (*Lythrum salicaria* L.), pomněnka bahenní (*Myosotis palustris* agg.), smldník bahenní (*Peucedanum palustre* L.) a karbinec evropský (*Lycopus europaeus* L.). V jižním cípu byl i menší porost zblochanu vodního [*Glyceria maxima* (Hartman) Holmberg]. U přepouštěcího zařízení směrem do Nového Vrbenského rybníka rostl chráněný d'áblík bahenní (*Calla palustris* L.), jedná se o několik rostlin na ploše asi 2 m². Další dvě rostliny d'áblíku byly nalezeny u vyhlídky. Podél obtokového kanálu v severním cípu rybníka byl 1–2 m široký pruh vysokých ostřic (*Carex elata* All.). Při nízkém stavu vody v srpnu 2013 jsme zaznamenali několik druhů typických pro obnažená dna jako šťovík přímořský (*Rumex maritimus* L.), ostřice šachorovitá (*Carex bohemica* Schreber) a nepůvodní druh dvouzubec černoplodý (*Bidens frondosa* L.).

Srovnání stavu porostů s historickým stavem

Na obr. 1 v barevné příloze č. 5 je zachycen odhadovaný stav litorálních porostů před 10 lety podle ortofota z roku 2004. Červeně jsou označeny rozpadlé trsy orobince, které byly vymapovány po vypuštění rybníka na podzim 2013. Žlutě pak litorální porosty viditelné na leteckém snímku z roku 2004. Celková odhadovaná plocha všech litorálních porostů v roce 2004 byla přibližně 29 780 m². Rozloha jednotlivých porostních skupin je v mapě uvedena uvnitř jednotlivých polygonů černě v m².

Odhadovaná původní rozloha litorálních porostů využitelných k hníždění (bez porostů vrb, zblochanu a ostřic) byla 28 721 m², tj. 48 % plochy rybníka zaujímaly litorální porosty (tab. 1). Plocha litorálních porostů využitelná k hníždění v roce 2013 činila přibližně 9 457 m², tj. v současnosti zaujímají litorální porosty jen 16 % celkové výměry rybníka. Z těchto údajů je patrné, že během deseti let došlo k redukci plochy litorálních porostů zhruba na třetinu původního stavu.

K největšímu úbytku litorálních porostů došlo zejména v jihovýchodním cípu rybníka, kde víceméně zapojené porosty pokrývaly většinu vodní hladiny. Z hlediska hnízdnicích příležitostí patří právě tato část rybníka k nejcennějším – je zde jen omezený provoz návštěvníků, porosty byly víceméně zapojené, místy s lagunami menšího rozsahu. K významnému rozpadu porostů orobince úzkolistého došlo i v severním cípu rybníka (zmenšení z asi 4 570 m² na 2 760 m²).

Škody působené živočichy

V rozvolněném porostu s častými známkami okusu (obr. 2 v barevné příloze č. 6) byly v nočních hodinách opakovaně zachyceny husy velké (*Anser anser* L.) v kontaktu s rostlinami orobince úzkolistého (obr. 5 v barevné příloze č. 7), snímaný trs byl následně nalezen poškozen okusem. Aktivita hus se zřejmě podílí nejen na redukci mladých semenáčků orobince (zejména v roce 2010

Tab. 1 – Srovnání rozlohy litorálních porostů (m²) v roce 2004 a v roce 2013. Do litorálních porostů využitelných k hnízdění nebyly zahrnuty porosty vrb, ostříc a zblochanu vodního.

Tab. 1 – Comparison of the area of the littoral vegetation (m²) in 2004 and in 2013. The littoral stands available for waterfowl breeding do not include stands of willows (*Salix spp.*), sedges (*Carex spp.*) and *Glyceria maxima*.

Celková rozloha vodní hladiny rybníka (m ²)	59537
Odhadovaná celková rozloha litorálních porostů v roce 2004 (m ²)	29780
Odhadovaná rozloha litorálních porostů využitelných k hnízdění v roce 2004 (m ²)	28721
Rozloha litorálních porostů využitelných k hnízdění v roce 2013 (m ²)	9457
Odhadovaná rozloha porostů odumřelých v roce 2004–2013 (m ²)	19264

po letnění), ale i na spásání mladých vegetativních výhonků orobince úzkolistého. Tento závěr podporuje také pozorování aktivity husy velké v roce 2011, jejíž početné hejno v polovině srpna zdevastovalo okusem porosty orobince úzkolistého, úspěšně obnovené při předchozím letnění (viz též kapitola Historie stavu porostu v úvodu).

Podzemní části rostlin může oslabovat svojí činností rybí obsádka. Vliv amura bílého můžeme s největší pravděpodobností vyloučit, protože podle informací hospodařící firmy Lesy a rybníky města Českých Budějovic, s. r. o. býložravé ryby nebyly v minulosti ani recentně do rybníka vysazovány. Při terénním šetření jsme však pozorovali činnost kaprů v rozpadajících se porostech litorálu jihovýchodního cípu rybníku. Hlavní potravou kapra je zooplankton a zoobentos. Tyto organismy v anoxických podmínkách cíleně vyhledávají kořenové systémy vodních makrofyt, které využívají nejen jako úkryt, ale také jako zdroj kyslíku. V takovémto prostředí se předmětem zájmu ryb stává povrch kořenového systému vodních makrofyt, ve kterém se vyskytuje prokazatelně více zoobentosu než na volném dně (Hargeby et al. 1994, Ságová-Marečková & Květ 2002). Poškození ze strany kaprů tedy spočívá ve vylamování vrcholových pupenů oddenků v povrchové vrstvě sedimentu, což omezuje vegetativní rozrůstání trsů (obr. 4 v barevné příloze č. 6).

Vlastnosti rybníční vody

Hodnoty měřených parametrů ve vodním sloupci byly podobné na většině odběrových míst a byly srovnatelné ve volné vodě i ve vodě odebrané v porostech orobince (tab. 2). Při srpnovém odběru byla průměrná průhlednost pouhých 7 cm. Hodnoty pH v polovině vodního sloupce se pohybovaly v rozsahu 8,45–9,34, což je typickým výsledkem intenzivní fotosyntézy fytoplanktonu v eutrofním rybníce. Také koncentrace chlorofylu *a*, která koreluje s biomasou fytoplanktonu, byla poměrně vysoká (průměrně 573 µg.l⁻¹). Hodnoty pH u dna byly nižší (6,55–7,57). Elektrická konduktivita ve vodním sloupci dosahovala 310–356 µS.cm⁻¹, hodnoty u dna byly mírně vyšší.

Při listopadovém odběru byla průhlednost vody až na dno (60 cm). Hodnoty pH v polovině vodního sloupce (v rozsahu 6,77–7,59) i koncentrace chlorofylu *a* (průměrně 165 µg.cm⁻¹) byly významně nižší než při srpnovém odběru. Hodnoty pH u dna (6,87–7,60) byly podobné jako v polovině vodního sloupce a jako u dna při srpnovém odběru. Elektrická konduktivita ve vodním sloupci (rozsah 393–323 µS.cm⁻¹) byla mírně nižší než při letním odběru.

Koncentrace minerálních živin byly v obou termínech velmi podobné. Koncentrace celkového dusíku se pohybovala v rozmezí 1,9–2,3 mg.l⁻¹, koncentrace celkového fosforu mezi 0,11–0,46 mg.l⁻¹. Koncentrace Ca byla v rozsahu 30–41 mg.l⁻¹, koncentrace K a Mg kolem 6–9 mg.l⁻¹. Koncentrace

Tab. 2 – Přehled hlavních parametrů vodního prostředí odebíraný ze srpna a listopadu 2013. TN – celkový dusík, TP – celkový fosfor, EC – elektrická vodivost. Měření hodnot pH a EC bylo prováděno v polovině výšky vodního sloupce (H1) a na rozhraní vodního sloupce a vrstvy vzosného sedimentu [H2 (srov. obr. 1)]. Číselné hodnoty představují průměr, směrodatnou odchylku(±) ze 3 nezávislých měření. Odlišné písmenné kódy (a, b) vyjadřují statisticky průkazný rozdíl mezi jednotlivými biotopy pro daný parametr a termín odběru. Symboly hvězdiček (*) vyjadřují průkazný rozdíl v daném parametru mezi termíny odběru (*... p <0,05; **... p <0,01; ***... p <0,001).

Tab. 2 – Quality of water sampled in August and in November 2013. TN – total nitrogen, TP – total phosphorus, EC – electric conductivity. The values of pH and EC were measured in the half of the water column (H1) and at the interface between the water column and loose organic sediments (H2). Mean, standard deviation (±) of 3 measurements. Different letters (a, b) indicate statistically significant differences in the parameter between particular biotopes within a sampling date. Asterisks indicate a significant difference in the parameter between the sampling dates (*... p <0,05; **... p <0,01; ***... p <0,001).

Termín odběru	Srpen									Listopad															
	Typha latifolia			Typha angustifolia			Volná voda			Typha latifolia			Typha angustifolia			Volná voda									
TN [mg·l ⁻¹]	2,19	±	0,08	a	2,29	±	0,07	a	2,23	±	0,07	a	2,17	±	0,12	a	2	±	0,08	ab	1,91	±	0,07	b	***
TP [μg·l ⁻¹]	358,4	±	71,32	a	285,45	±	17,65	a	365,93	±	52,36	a	267,75	±	53,17	a	182,17	±	15,94	ab	156,24	±	39,33	b	***
Na [mg·l ⁻¹]	11,12	±	0,24	a	11,72	±	0,52	ab	12,1	±	0,34	b	11,71	±	0,21	a	11,43	±	0,14	a	11,41	±	0,12	a	
K [mg·l ⁻¹]	7,16	±	0,29	a	7,45	±	0,23	a	7,79	±	0,44	a	8,71	±	0,39	a	7,88	±	0,29	b	8,26	±	0,22	ab	***
Ca [mg·l ⁻¹]	32,86	±	1,35	a	34,47	±	1,43	a	36	±	1,43	a	41,43	±	0,19	a	40,11	±	2,73	a	41,82	±	0,13	a	***
Mg [mg·l ⁻¹]	5,96	±	0,49	a	6,49	±	0,32	ab	6,69	±	0,28	b	8,18	±	0,07	a	7,89	±	0,29	a	8,03	±	0,06	a	***
pH vody H1	8,9	±	0,35	a	8,73	±	0,2	a	9,15	±	0,22	a	7,14	±	0,08	a	7,37	±	0,1	a	7,24	±	0,38	a	***
pH vody H2	7,08	±	0,37	a	6,93	±	0,26	a	7,26	±	0,21	a	7,16	±	0,08	a	7,4	±	0,08	a	7,29	±	0,35	a	
Chlorofyl a [μg·l ⁻¹]	533,98	±	26,31	a	598,9	±	14,34	a	585,65	±	29,33	a	163,84	±	60,93	a	157,33	±	34,21	a	173,36	±	63,97	a	***
alkalita [mmol·l ⁻¹]	2,11	±	0,03	a	2,19	±	0,08	a	2,14	±	0,05	a	2,45	±	0,04	a	2,43	±	0,02	a	2,36	±	0,07	a	***
EC H1 [mV]	314	±	2,31	a	322,25	±	1,89	b	314,75	±	4,99	a	298,75	±	1,5	a	294,25	±	0,5	a	296	±	2,45	a	***
EC H2 [mV]	336,25	±	13,28	a	333,75	±	9,84	a	321,5	±	8,5	a	305,5	±	11,68	a	294,5	±	0,58	a	296	±	2,94	a	***
turbidita [FTU]	76,61	±	26,72	a	66,35	±	3,21	a	64,32	±	3,94	a	10,91	±	2,85	a	9,63	±	1,81	a	7,88	±	1,1	a	***
výška vodního sloupce [cm]	13,5	±	7,85	a	17,5	±	2,08	ab	26	±	3,37	b	39,3	±	4,35	a	56	±	2,53	b	47,5	±	3,54	ab	***

celkového fosforu a dusíku byly mírně vyšší na vrcholu vegetační sezóny. Koncentrace kationtů byly naopak mírně vyšší při podzimním odběru.

Obdobné hodnoty průhlednosti, pH, obsahu chlorofylu, celkového dusíku a fosforu i kationtů udávají pro vody obhospodařovaných rybníků jihočeských pánví také Pechar & Radová (1996).

Vlastnosti organického sedimentu ve vznosu

Pevné dno v oblasti zapojeného pobřežního porostu orobince širokolistého v severním cípu rybníka bylo překryto vrstvou vznosného sedimentu o mocnosti 15–25 cm. V oblasti volné vody poblíž porostu mocnost vznosného sedimentu dosahovala 20–30 cm. V rozvolněném porostu orobince úzkolistého vrstva vznosného sedimentu o mocnosti 30–40 cm vyplňovala prostor mezi trsy a obklopovala tak trsy ze stran. Do této vrstvy vznosného sedimentu oddenky z trsů neprorůstaly.

Při orientačním stanovení oxidačně redukčních podmínek jsme zjistili redukovanou černošedou vrstvu na povrchu všech železných tyčí, a to nejen na části zasazené v pevném dně, ale i v celé vrstvě vznosného sedimentu. Toto pozorování ukazuje, že v celé vrstvě vznosného sedimentu jsou anaerobní podmínky, charakterizované přítomností sloučenin redukováného železa Fe^{II}.

Podobně jako ve vrstvě volné vody, ani v pórové vodě vznosného sedimentu se koncentrace minerálních živin příliš nelišily mezi odběrovými místy (tab. 3). Při srpnovém odběru byly v rozvolněném porostu orobince úzkolistého zjištěny průkazně vyšší koncentrace K, Ca, Mg a TN než v pobřežním porostu orobince širokolistého. Vyšší koncentrace minerálních živin byly zjištěny při letním odběru než při podzimním. Vyšší hodnoty během letních měsíců mohou být způsobeny obohacením sedimentu exkrementy vodních ptáků. Tento vliv se zmírnil na podzim, poté co se většina vodních ptáků přesunula na zimoviště. Toto vysvětlení je nutno chápat jako spekulativní, protože je založeno na údajích získaných pouze během jediné sezóny.

Koncentrace rozpuštěného železa a hliníku v pórové vodě byly poměrně nízké a nedosahovaly hodnot toxických pro kořeny vyšších rostlin. Železo i hliník jsou pravděpodobně přítomny ve formě nerozpustných komplexů vázaných na organickou hmotu a/nebo jílovité částice.

Koncentrace minerálních živin stanovených ze sušiny vznosného sedimentu dosahovaly vyšších hodnot v srpnovém odběru, než v listopadovém (tab. 4). Při srpnovém odběru nebyly zaznamenány žádné statisticky průkazné rozdíly mezi jednotlivými odběrovými stanovišti. Naopak v listopadu se od sebe průkazně lišily hodnoty mezi porosty orobince úzkolistého a širokolistého u všech živinných prvků (TN, TP, K, Ca, Mg). Obsah organických látek se pohyboval mezi 35–62 % sušiny. Vyšší hodnoty během letních měsíců mají pravděpodobně stejný původ jako vyšší hodnoty živin v pórové vodě.

Vlastnosti sedimentů pevného dna

Podobně jako u hodnot chemických parametrů volné vody a pórové vody sedimentu ve vznosu, i u chemického složení pevného sedimentu se ukázala velká podobnost jednotlivých odběrových míst (tab. 5). Ze srovnání získaných dat s výsledky podobného šetření na třeboňských lokalitách (Čížková et al. 2001) vyplývá, že živinové zatížení rybníka Bažina není extrémní až na obsah dusíku. Vysoký obsah dusíku evidentně indikuje vysoké organické zatížení. I tento závěr nasvědčuje tomu, že eliminace či alespoň omezení nárůstu organické zátěže by mohlo pomoci zachovat stav litorálních porostů v potřebné kvalitě.

Tab. 3 – Chemické složení pórové vody ze vzrovného sedimentu odebíraného v srpnu a listopadu 2013. TN – celkový dusík, TP – celkový fosfor. Číselné hodnoty představují průměr, směrodatnou odchylku (\pm) ze 3 nezávislých měření. Odlišné písmenné kódy (a, b) vyjadřují statisticky průkazný rozdíl mezi jednotlivými biotopy pro daný parametr a termín odběru.

Tab. 3 – *Quality of pore water of the loose sediments sampled in August and in November 2013. TN – total nitrogen, TP – total phosphorus. Mean, standard deviation (\pm) from 3 measurements. Different letters (a, b) indicate statistically significant differences in the parameter between particular biotopes within a sampling date.*

Měsíc	Srpen									Listopad								
	Typha latifolia			Typha angustifolia			Volná voda			Typha latifolia			Typha angustifolia			Volná voda		
TN [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	3,70	\pm 0,40	a	7,32	\pm 2,71	b	4,00	\pm 0,69	ab	4,48	\pm 1,46	a	6,87	\pm 1,71	a	5,08	\pm 1,27	a
TP [$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$]	155,9	\pm 58,0	a	587,0	\pm 468,2	a	174,0	\pm 59,9	a	135,2	\pm 47,2	a	158,6	\pm 111,2	a	365,4	\pm 532,4	a
Na [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	11,78	\pm 0,51	a	12,90	\pm 0,93	a	12,36	\pm 0,63	a	12,45	\pm 2,41	a	11,17	\pm 0,52	a	11,32	\pm 0,74	a
K [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	7,14	\pm 0,18	a	8,49	\pm 1,27	b	7,73	\pm 0,43	b	7,79	\pm 0,55	a	7,60	\pm 0,46	a	7,44	\pm 0,90	a
Ca [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	30,86	\pm 1,97	b	38,88	\pm 5,11	a	38,94	\pm 2,67	a	33,69	\pm 3,80	a	36,86	\pm 3,18	a	34,68	\pm 4,58	a
Mg [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	5,89	\pm 0,33	b	7,72	\pm 1,07	a	7,46	\pm 0,66	a	6,37	\pm 0,72	a	7,22	\pm 0,73	a	6,46	\pm 0,83	a
Fe [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	0,32	\pm 0,18	a	0,31	\pm 0,15	a	0,27	\pm 0,06	a	0,23	\pm 0,05	a	0,15	\pm 0,02	a	0,57	\pm 0,84	a

Tab. 4 – Chemické složení sušiny vzrovného sedimentu. Průměrné hodnoty a směrodatné odchylky ($n=6$) obsahu jednotlivých prvků a procenta obsahu organické hmoty v sušině. TN – celkový dusík, TP – celkový fosfor, LOI – obsah organických látek stanovený ztrátou žíháním. Odběr srpen a listopad 2013. Odlišné písmenné kódy (a, b) vyjadřují statisticky průkazný rozdíl mezi jednotlivými biotopy pro daný parametr. V srpnovém odběru nebyly zjištěny žádné statisticky průkazné rozdíly.

Tab. 4 – *Chemical composition of dry matter of loose sediment sampled in August and November 2013. TN – total nitrogen, TP – total phosphorus, LOI – organic matter content estimated as loss on ignition. Mean \pm standard deviation. Different letters (a, b) indicate statistically significant differences in the parameter between particular biotopes within the November sampling. No significant differences were found either among biotopes in August 2013 or between sampling dates within a biotope.*

Měsíc	Srpen									Listopad								
	Typha latifolia			Typha angustifolia			Volná voda			Typha latifolia			Typha angustifolia			Volná voda		
TN [$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$]	12,17	\pm 2,42		16,05	\pm 4,43		3,77	\pm 0,52		13,11	\pm 2,15	a	19,40	\pm 1,79	b	3,90	\pm 0,69	ab
TP [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$]	954,5	\pm 213,8		1119,5	\pm 338,7		32,1	\pm 3,6		842,2	\pm 355,1	a	1391,5	\pm 135,6	b	30,9	\pm 4,6	ab
K [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$]	315,2	\pm 67,4		385,4	\pm 74,9		19,2	\pm 2,8		264,3	\pm 44,4	a	388,5	\pm 34,1	b	17,0	\pm 2,0	ab
Ca [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$]	5733,6	\pm 1088,0		5730,1	\pm 1634,2		80,7	\pm 6,8		4924,1	\pm 1207,5	a	7121,7	\pm 47,4	b	75,8	\pm 9,6	ab
Mg [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$]	548,2	\pm 142,5		627,5	\pm 188,7		26,7	\pm 4,2		465,0	\pm 102,8	a	757,3	\pm 29,1	b	23,4	\pm 3,1	ab
LOI [%]	35,34	\pm 0,06		43,17	\pm 0,18		37,80	\pm 0,10		61,68	\pm 17,35	a	44,23	\pm 2,47	b	61,71	\pm 17,32	ab

Tab. 5 – Chemické složení pevného sedimentu. Průměrné hodnoty a směrodatné odchytky (n=3) obsahu jednotlivých prvků a procenta obsahu organické hmoty v sušině. TN – celkový dusík, TP – celkový fosfor, LOI – obsah organických látek stanovený ztrátou žíháním. Odběr srpen 2013. Mezi biotopy nebyly zjištěny žádné statisticky průkazné rozdíly.

Tab. 5 – *Chemical composition of compact sediments. TN – total nitrogen, TP – total phosphorus, LOI – organic matter content estimated as loss on ignition. Mean \pm standard deviation (n=3). Sampled in August 2013. No significant differences were found among biotopes.*

Biotop	<i>Typha latifolia</i>		<i>Typha angustifolia</i>		Volná voda	
TN [g*kg ⁻¹]	2,380	\pm 1,535	3,167	\pm 0,743	3,154	\pm 1,168
TP [mg*kg ⁻¹]	334,6	\pm 203,2	475,5	\pm 338,1	265,9	\pm 106,8
K [mg*kg ⁻¹]	135,7	\pm 79,3	134,4	\pm 33,4	124,5	\pm 57,5
Ca [mg*kg ⁻¹]	2317	\pm 1825	3436	\pm 833	3435	\pm 1189
Mg [mg*kg ⁻¹]	273,9	\pm 122,1	278,1	\pm 41,7	296,6	\pm 86,1
LOI [%]	14,93	\pm 7,55	7,74	\pm 4,73	8,54	\pm 5,14

Pravděpodobné příčiny rozpadu litorálních porostů

V této práci je popsán stav litorálních porostů na rybníce Bažina v pokročilém stadiu rozpadu. V rozpadajícím se porostu orobince jsou izolované trsy od sebe odděleny až 40 cm mocnou vrstvou anaerobního vzhledného sedimentu. Kořeny na povrchu trsů jsou krátké, tlusté a málo větvené a jejich špičky jsou často odumřelé. Tyto morfologické rysy nasvědčují toxickému působení látek vznikajících při anaerobním rozkladu organické hmoty, k nimž patří např. organické kyseliny a za silně redukčních podmínek také sulfan (sirovodík) (Lynch 1978, 1982, Armstrong et al. 1996, Čížková et al. 1999, Armstrong & Armstrong 2001). Ve vzhledném sedimentu jsme nenalezli živé oddenky, což ukazuje, že do něj oddenky orobince z trsů neprorůstají. Vrcholové pupeny oddenků nalezené na povrchu detailně vyšetřovaných trsů byly vylámané, což vysvětlujeme aktivitou kapra při hledání potravy. Souhrou těchto faktorů je znemožněno vegetativní šíření rostlin z izolovaných trsů a opětovné zapojení porostu.

Srovnání současné rozlohy litorálních porostů s historickým stavem dokumentuje rozsah jejich rozpadu, ovšem neurčuje prvotní příčinu tohoto procesu. Za nejčastější spouštěcí faktory rozpadu litorálních porostů se považuje výrazné zvýšení vodní hladiny např. při povodni nebo intenzivní disturbance (Ostendorp 1989). Podle dostupných informací lze vliv povodní v případě rybníka Bažina vyloučit. Vrbenské rybníky totiž odvodňují jen malé povodí a případná přebytečná voda je ze soustavy odváděna přepadem do Dehtářského potoka. Další možnou příčinou by mohlo být výrazné mechanické poškození. Mozaikovitý rozpad by mohlo způsobit např. intenzivní napadení hmyzími škůdci, jejichž larvy vyžírají chodbičky v nejmladších listech. K takovým škůdcům patří například larvy můry *Arzama obliqua* Walker, 1985 (Classen 1921). Napadené výhony odumírají od středu. Po odumření nadzemního výhonu odumře i příslušná část podzemního systému. Odumřelé části rostlin se částečně rozloží a utvoří tak vzhledný anaerobní sediment. Po odumřelém výhonu či trsu vznikne v porostu mezera, která se vyplní vzhledným anaerobním sedimentem. Mezery v porostu se postupně spojují a rozvolněné porosty se tak zpřístupňují vodnímu ptactvu a kaprům. Jejich činnost pak definitivně zamezí vegetativní regeneraci.

Při rozpadu litorálního porostu odumírá v krátkém období obrovské množství nadzemní i podzemní biomasy, která se za nedostatku kyslíku rozkládá anaerobně. Fytotoxické produkty anaerobního rozkladu poškozují mladé podzemní části dosud živých rostlin. Poškozené soustavy kořenů a oddenků postupně odumírají a dotují dekompozici další organickou hmotou. Roztáčí se

tak začarovaný kruh odumírání a anaerobní dekompozice, který může pokračovat ještě dlouho po samotném prvotním impulsu (Armstrong et al. 1996).

Při hledání obecného mechanismu odumírání litorálních porostů rákosu na evropských lokalitách v 90. letech 20. století byla navržena hypotéza vysvětlující synergické působení i vícečetných nepříznivých faktorů (Čížková-Končalová et al. 1992). Odolnost porostu ke stresu se snižuje, pokud je vystaven vlivu tzv. podmiňujících faktorů, jakými je např. přítomnost anaerobně se rozkládající organické hmoty nebo stabilizovaná vysoká vodní hladina. Jejich působení probíhá většinou skrytě a obtížně se kvantifikuje. Ke kolapsu porostu následně dochází působením jednoho či více spouštěcích faktorů, mezi něž patří např. náhlé výrazné zvýšení vodní hladiny při povodni či intenzivní mechanické poškození. Díky svým nápadným důsledkům jsou spouštěcí faktory snadno detekovatelné. Synergie podmiňujících a spouštěcích faktorů vysvětluje situace, kdy porost, který není oslaben vlivem podmiňujících faktorů, odolá vlivu samotného spouštěcího faktoru.

Generativní regenerace

I když jsou litorální porosty tvořeny druhy schopnými vegetativního šíření, generativní regenerace je pro jejich stabilitu podstatná (Rea 1996). Generativní obnova rákosu potřebuje zaklesnutí vodní hladiny alespoň k povrchu sedimentu tak, aby semenáče mohly vyrůst (Weisner et al. 1993). U orobince širokolistého klíčení semen podporuje dostatek světla a střídání denních a nočních teplot typických pro obnažená dna (Lombardi et al. 1997). Zkušenost z letnění v roce 2011 ukazuje, že ve dně je přítomna dostatečná semenná banka a při zaklesnuté vodní hladině jsou příznivé podmínky pro bohatou generativní obnovu porostu orobince.

Možná opatření ke stabilizaci litorálních porostů

Existuje několik možností, jak litorální porosty obnovit, resp. obnovovat. Šetrnou variantou by bylo pravidelné provzdušnění dna v oblasti litorálu letněním přibližně 1× za 5 let. Tímto postupem by se navodila částečná mineralizace anaerobních organických sedimentů. Během letnění by se sediment nejen zoxidoval a přestal působit na podzemní části rostlin toxicky, ale také by se umožnila generativní obnova porostu, která je považována za potřebnou pro zachování genetické diverzity a díky tomu i adaptability rostlin na změnu podmínek prostředí. Letnění v současné době není možné, protože rybník Bažina je používán jako zdroj vody pro rybníční hospodaření v níže položeném rybníku Nový Vrbenský. Pokud by měl být rybník Bažina letněn, musel by se obnovit dříve existující obtokový kanál, jímž by se voda přepouštěla kolem rybníka Bažina z rybníka položeného výše do rybníka položeného níže.

Zkušenosti z roku 2011 ukazují, že při částečném napuštění rybníka Bažina může úspěšně obnovené litorální porosty ještě v průběhu téže vegetační sezóny zlikvidovat početná populace husy velké.

Klasický postup – odbahnění rybníka by vedl k odstranění nahromaděných organických sedimentů, ale má mnoho negativních stránek. Kromě finanční náročnosti je nutno zvažovat riziko poškození hrází při pojezdu těžké techniky, nutnost hledat úložiště sedimentu při respektování všech omezení zákona o odpadech (185/2001 Sb.). Při tomto zásahu by také byla zničena semenná banka, což by mohlo zpomalit či ohrozit obnovu litorálních porostů.

Z hlediska obnovení litorálních porostů by tedy bylo vhodné: (1) obnovit obtokový kanál tak, aby rybník Bažina nemusel sloužit jako přepouštěcí nádrž, a zároveň (2) pravidelně letnit rybník v intervalu asi 5 let. Nouzovým řešením by pak mohlo být snížení hladiny rybníka tak, aby byl po část vegetační sezóny letněn alespoň jihovýchodní cíp rybníka s litorálními porosty.

Závěr

Na současném postupném rozpadu litorálních porostů se podílejí: (1) anaerobní podmínky v nezpevněných organických sedimentech, které zabraňují zdravému vývoji kořenů a zřejmě i šíření oddenků mimo trs, (2) podrývání jednotlivých trsů orobince a vylamování vrcholových pupenů oddenků kaprem, (3) okus mladých nadzemních výhonků zejména početnou populací husy velké.

Kombinace těchto faktorů oslabuje rostliny a znemožňuje vegetativní šíření porostů orobinců. Porosty orobince by bylo možné obnovit generativně po snížení vodní hladiny. Při následné péči by bylo třeba umožnit opakovanou regeneraci porostu pravidelným letněním, při němž se sedimenty dna provzdušní a tím se eliminuje jejich toxicita.

Poděkování

Publikace vznikla s podporou projektu GAJU č. 063/2013/Z a podporou na dlouhodobý koncepční rozvoj výzkumné organizace – RVO 67985939. Chemické analýzy byly financovány Krajským úřadem Jihočeského kraje. Za cenné podněty děkujeme RNDr. J. Pykalovi (AOPK České Budějovice), Bc. P. Stehlíkovi (OŽP KÚ), Ing. J. Staňkovi (Rybníky a lesy města České Budějovice, s. r. o) a kolegům RNDr. I. Šetlíkové, Ph.D. a RNDr. L. Šimkovi.

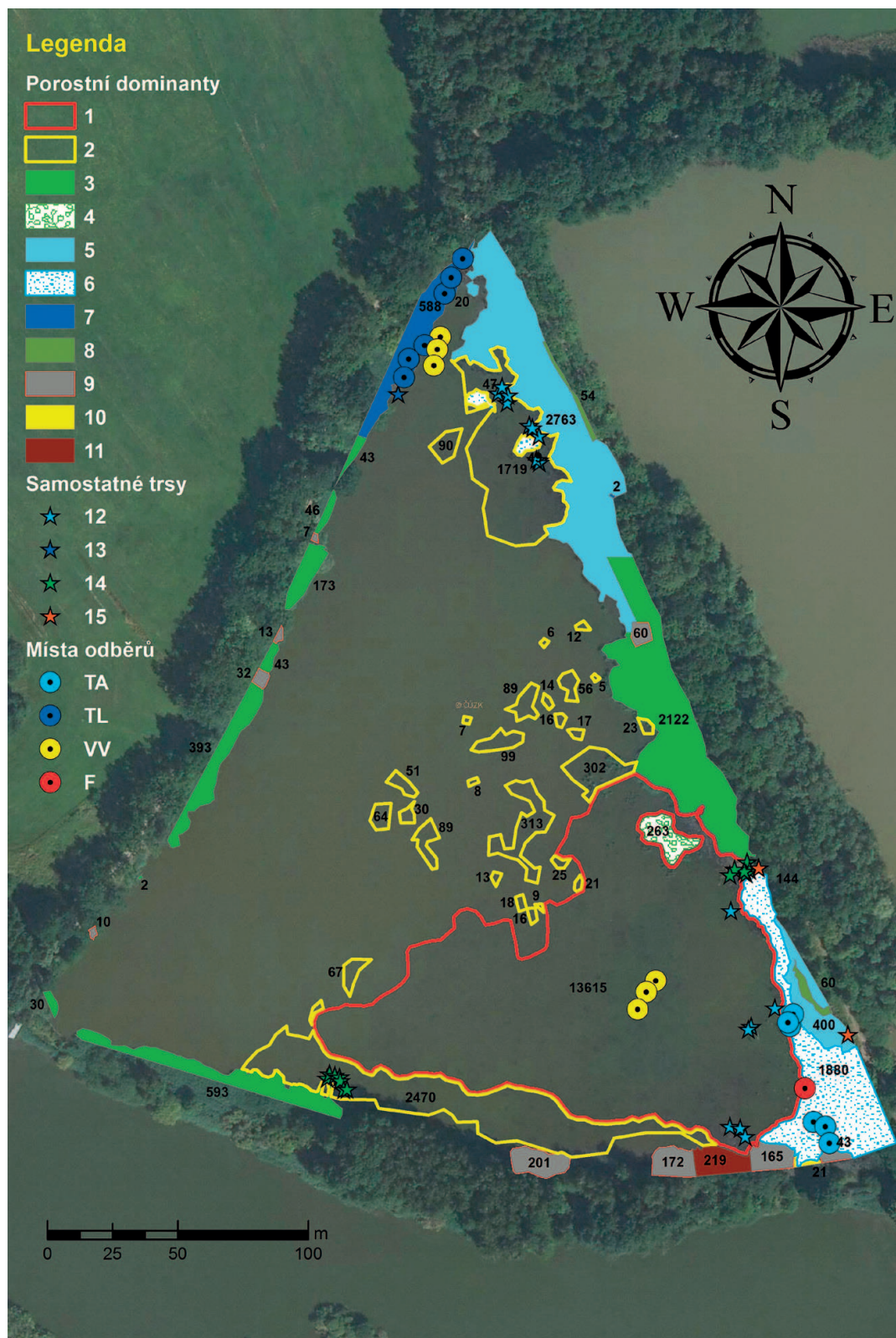
Literatura

- Albrecht J. (ed.) (2003): Českobudějovicko. – In: Mackovčín P. & Sedláček M. (eds), Chráněná území ČR, svazek VIII. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha.
- Armstrong J. & Armstrong W. (2001): An overview of the effects of phytotoxins on *Phragmites australis* in relation to die-back. – Aquatic Botany 69: 251–268.
- Armstrong J., Armstrong W., Zenbin W. & Afreen-Zobayed F. (1996): A role of phytotoxins in the *Phragmites* die-back syndrome? – Folia Geobot. et Phytotax. 31: 127–142.
- Classen P. W. (1921): *Typha* insects: Their ecological relationships. – Memoir Cornell University, Agricultural Experiment Station, 47: 459–531.
- Čížková H., Brix H., Kopecký J. & Lukavská J. (1999): Organic acids in the sediments of wetlands dominated by *Phragmites australis*: evidence of phytotoxic concentrations. – Aquatic Botany 64: 303–315.
- Čížková H., Pechar L., Husák Š., Květ J., Bauer V., Radová J. & Edwards K. (2001): Chemical characteristics of soils and pore waters of three wetland sites dominated by *Phragmites australis*: relation to vegetation composition and reed performance. – Aquatic Botany 69: 235–251.
- Čížková-Končalová H., Květ J. & Thompson K. (1992): Carbon starvation: a key to reed decline in eutrophic lakes. – Aquatic Botany 43: 105–113.
- Hargeby A., Andersson G., Blindow I. & Johansson S. (1994): Trophic web structure in a shallow eutrophic lake during a dominance shift from phytoplankton to submerged macrophytes. – Hydrobiologia 279: 83–90.
- Hejný S. (1990): Dynamic changes in the macrophyte vegetation of South Bohemian fishponds after 35 years. – Folia Geobot. et Phytotax. 25: 245–255.
- Chytil J. a kol. (1999): Mokřady České republiky. Přehled vodních a mokřadních lokalit ČR. – Český ram-sarský výbor, Mikulov, 327 p.
- Klötzli F. (1971): Biogenous influence on aquatic macrophytes, especially *Phragmites communis*. – Hydrobiologia (București) 12: 107–111.

- Kopáček J. & Hejzlar J. (1995): Semi-micro determination of total phosphorus in soils, sediments, and organic materials: A simplified perchloric acid digestion procedure. – *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 26(11–12): 1935–1946.
- Lombardi T., Fochetti T., Bertacchi A. & Onnis A. (1997): Germination requirements in a population of *Typha latifolia*. – *Aquatic Botany* 56: 1–10.
- Lynch J. M. (1978): Production and phytotoxicity of acetic acid in anaerobic soils containing plant residues. – *Soil Biology and Biochemistry* 10: 131–135.
- Lynch J. M. (1982): The role of water-soluble components in phytotoxicity from decomposing straw. – *Plant and Soil* 65: 11–17.
- Ostendorp W. (1989): 'Die-back' of reeds – a critical review of literature. – *Aquatic Botany* 35: 5–26.
- Mitsch W. J. & Gosselink J. G. (2007): Wetland biogeochemistry. – In: Mitsch W. J. & Gosselink J. G., *Wetlands*, Fourth Edition, p. 163–206., John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey.
- Pechar L. & Radová J. (1996): Hydrobiologické zhodnocení vývoje třeboňských rybníků od konce 19. století. – In: Janda J., Pechar L. a kol. (eds), *Význam rybníků pro krajinu střední Evropy. Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko*, p. 57–82, IUCN, Praha.
- Rea N. (1996): Water levels and Phragmites: decline from lack of regeneration or dieback from shoot death. – *Folia Geobot. et Phytotax.* 31: 85–90.
- Ságová-Marečková M. & Květ J. (2002): Impact of oxygen released by the roots of aquatic macrophytes on composition and distribution of benthic macroinvertebrates in a mesocosm experiment. – *Archiv für Hydrobiologie* 155(4): 567–584.
- Stehlík P., Čížková H., Pykal J., Pokorný J., Klimeš Z. & Staněk J. (2010): Odumírání porostů orobince na Vrbenských rybnících. – Ms. [Zápis z pracovního jednání, depon. in: Krajské středisko České Budějovice AOPK ČR].
- Šiška P. (1999): Dílčí plán péče pro PR Vrbenské rybníky na období od 1. 1. 2001 do 31. 12. 2010. – Ms. [Depon. in: Krajské středisko České Budějovice AOPK ČR].
- Weisner S. E. B., Granéli W. & Ekstam B. (1993): Influence of submergence on growth of seedlings of *Scirpus lacustris* and *Phragmites australis*. – *Freshwater Biology* 29: 371–375.
- Zbírál J. (1995): Analýza půd I. Jednotné pracovní postupy. – SKZÚZ Brno.

Došlo: 3. 3. 2014

Přijato: 2. 9. 2014



Obr. 1 – Mapa litorálních porostů na rybníce Bažina v letech 2004 a 2013. 1 – hranice odumřelého porostu viditelné po zaklesnutí vodní hladiny, 2 – hranice celkové plochy odumřelého porostu. Živé porosty: 3 – zapojený porost *Phragmites australis*; 4 – rozvolněný porost *Phragmites australis*; 5 – zapojený porost *Typha angustifolia*; 6 – rozvolněný porost *Typha angustifolia*; 7 – *Typha latifolia*, 8 – *Carex elata*, 9 – *Salix cinerea*, 10 – *Glyceria maxima*, 11 – *Salix fragilis*. Samostatné trsy: 12 – *Typha angustifolia*, 13 – *Typha latifolia*, 14 – *Phragmites australis*, 15 – *Calla palustris*. Čísla na mapě znázorňují rozlohu polygonů v m² (© 2010 ČÚZK).
Fig. 1 – Map of littoral stands of Bažina fishpond in 2004 and 2013. 1 – boundary of retreated stands whose remnants are still visible after water level draw-down, 2 – boundary of total area of dead stands based on comparison with the situation in 2004. Live stands: 3 – closed stands of *Phragmites australis*; 4 – sparse stands of *Phragmites australis*; 5 – closed stands of *Typha angustifolia*; 6 – sparse stands of *Typha angustifolia*; 7 – *Typha latifolia*, 8 – *Carex elata*, 9 – *Salix cinerea*, 10 – *Glyceria maxima*, 11 – *Salix fragilis*. Isolated tufts: 12 – *Typha angustifolia*, 13 – *Typha latifolia*, 14 – *Phragmites australis*, 15 – *Calla palustris*. Numbers in polygons indicate their area in m² (© 2010 ČÚZK).



Obr. 2 – Orobinec úzkolistý (*Typha angustifolia*) je v rozvolněných porostech často poškozován okusem (foto R. Svidenský 14. 8. 2013).

Fig. 2 – In sparse stands, *Typha angustifolia* is frequently damaged by grazing (photo by R. Svidenský 14. 8. 2013).



Obr. 3 – Segment oddenku orobince širokolistého (*Typha latifolia*) uhnívající po ukousnutí jeho apikální části živočichem (foto R. Svidenský 14. 8. 2013).

Fig. 3 – Rhizome segment of *Typha latifolia* rotting as a result of grazing by an animal. Anatomical characteristics of roots indicate toxic environment (photo by R. Svidenský 14. 8. 2013).



Obr. 4 – Kořenový systém vyvráceného trsu orobince širokolistého (*Typha latifolia*). Některé oddenky měly odlomené vrcholové pupeny. Anatomické znaky kořenů indikující toxické prostředí – laterální kořeny jsou krátké, tlusté, nevětvené a mnohdy mají odumřelé špičky (foto R. Svidenský 14. 8. 2013).

Fig. 4 – Root system of an uprooted clump of *Typha latifolia*. Some rhizomes had broken apical buds. Anatomical characteristics of roots indicate toxic environment: lateral roots are short, thick and unbranched and frequently have dead tips (photo by R. Svidenský 14. 8. 2013).



Obr. 5 – Záznam z fotopasti (SG-007 infrared wildlife trail camera) nainstalované v jihovýchodním cípu rybníka v rozvolněném porostu orobince úzkolistého. Husy velké navštěvují porosty v noci a spásají výhonky (© R. Svidenský, 13. 9. 2013).

Fig. 5 – Record from a SG-007 infrared wildlife trail camera installed in a sparse stand of *Typha angustifolia* at the south-eastern corner of the fishpond. Greylag geese (*Anser anser*) visit the stand at night and feed on the shoots (© R. Svidenský, 13. 9. 2013).



Obr. 1 – *Montia arvensis*, Třeboňská pánev, Řípec, podél plotu na písčité půdě u tělesa dálnice (foto J. Blahovec 2013).

Fig. 1 – *Montia arvensis*, Třeboňská pánev basin, Řípec, on sandy soil nearby D3 highway (photo by J. Blahovec 2013).