

**JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA**



**DISERTAČNÍ PRÁCE**

**Primární produkce a sukcese rostlinných společenstev  
v hydrosystémech aluvia horní Lužnice**

**Ing. Olga Suchá-Křiváčková**

**2005**

**Školitel:** **RNDr. Hana Čížková, CSc.**  
**Ústav ekologie krajiny**  
**Třeboň**

Ráda bych poděkovala vedoucí disertační práce **RNDr. Haně Čížkové, CSc.**, za velkou pomoc a cenné rady, které mi poskytovala v průběhu doktorandského studia.

Dále bych ráda poděkovala **doc. RNDr. Josefu Rajchardovi** za pomoc při práci v terénu a cenné rady, které mi poskytl při řešení této práce, **RNDr. Štěpánu Husákovi, CSc.** a **Ing. Josefu Míchalovi, CSc.** za pomoc s determinací rostlinných druhů a **Mgr. Petře Vávřové** za poskytnutí sazenic studovaných klonů rákosu obecného. Mnoha dalším svým kolegům děkuji především za pomoc při práci v terénu.

Prohlašuji, že jsem disertační práci vypracovala samostatně na základě vlastních zjištění a za pomoci uvedené literatury.

*Křivá*

V Českých Budějovicích dne 30.6. 2005

## OBSAH

Předmluva .....	1
Souhrn .....	3
Summary .....	5
1. Úvod .....	
1.1 Charakteristika CHKO a BR Třeboňsko .....	7
1.2 Obecná charakteristika vytěžených pískoven jako nových biotopů .....	8
1.3 Charakteristika Třeboňských pískoven a jednotlivých studovaných lokalit .....	9
1.4 Rákosiny a významné druhy ve světě .....	12
1.5 Rákosiny a významné druhy na Třeboňsku .....	14
1.6 Rákosiny a významné druhy vytěžených pískoven .....	15
1.7 Přehled použité literatury .....	15
2. Cíle disertační práce .....	19
3. Význam jezer po těžbě štěrkopísku v BR CHKO Třeboňsko .....	21
4. Avifauna of sandpit lakes in the Biosphere Reserve of Třeboň Basin Protected Area .....	29
5. Příspěvek ke květeně na Třeboňsku .....	45
6. Vegetation of sand-pit lakes of the Třeboň Basin Biosphere Reserve: effect of main environmental factors and activities .....	67
7. Vliv člověka na vegetaci nově vznikajících vodních ekosystémů .....	81
8. Vegetation of a new man-made lake, Halámky sand-pit (Třeboň Basin Biosphere Reserve, South Bohemia, Czech Republic) .....	89
9. Phenotypic and genotypic variation of <i>Phragmites australis</i> : I. A comparison of populations in two man-made lakes of different age and history .....	113
10. Phenotypic and genotypic variation of <i>Phragmites australis</i> : II. Growth of genotypes originating from two populations of different age .....	139
11. Diskuse a závěry .....	161
12. Publikační činnost .....	163
13. Přílohy .....	165

## ŘEDMLUVA

Tato disertace je uspořádána jako série česky a anglicky psaných článků, které buď již byly publikovány v odborných časopisech nebo jsou k publikaci určeny. Jednotlivým tématem všech článků je vegetace vytěžených štěrkopískových jezer na Třeboňsku. Disertace navazuje a má diplomovou práci na téma "Stav litorálních porostů jako hnízdního prostředí pro rákosu obecnou na nádržích po těžbě štěrkopísku v nivě Lužnice" z roku 2002 a shrnuje data z šesti vegetačních sezón (1999-2004). Započetí práce předcházela nálezu nezvykle robustního klonu rákosy obecné, který upoutal mou pozornost na těchto lokalitách a motivoval mě k následnému výzkumu.

Metodicky jsem spolupracovala s Klárou Okrouhlikovou, diplomantkou na katedře ekologie, doc. Ing. Vladislavem Čurnem, Ph.D. a Ing. Barborou Kubátovou, doktorandkou v biotechnologickém centru ZF JU a Mgr. Petrou Vávřovou, doktorandkou na katedře ekologie. Můj metodický okruh zahrnoval fytoecologii, charakteristiky růstu a morfologii mokřadní dominanty rákosy obecné a kultivaci rákosy obecné. Předpěstování sazenic rákosy obecné pro kultivaci a genetické analýzy, financované z GAJU 26/2002/P-ZF "Fenotypová a genotypová variabilita populací rákosy obecné (*Phragmites australis*) v mokřadních ekosystémech aluvia horní Lužnice", prováděla Mgr. Petra Vávřová, která mi po svém odchodu za studiem do zahraničí přenechala tato data a materiál.

## OUHRN

Vytěžené pískovny tvoří významný prvek Třeboňské pánve. Po vytěžení štěrkopísku od hladinu spodní vody vznikají zcela nové biotopy - poměrně hluboká jezera (desítky metrů). Většina pískoven je mírně průtočná, řádově kilometry za den, mají oligotrofní až mezotrofní charakter. Sukcesi rostlinných a živočišných společenstev ovlivňuje kromě jiného také různorodé využití pískoven po ukončení těžby (rekreace, rybářství a lesní hospodářství).

Do sledování v letech 2000 – 2004 bylo zařazeno 13 nádrží 4 hlavních soustav na třeboňsku (Cep, Tušť, Halámky a Veselí). Vypracováním fytoocenologických snímků torálních porostů a floristickými seznamy rostlin bylo zjištěno, že vytěžené pískovny jsou lokalitami vyhovujícími svým charakterem nejen druhům vyskytujícím se běžně na hočeských rybnících, ale i druhům chráněným dle vyhlášky 395/1992 Sb. Na řadě míst je na pískovnách po ukončení těžby písku evidován výskyt ohrožených rostlin a živočichů.

Některé lokality (Jižní jezero Halámky) jsou významné unikátním výskytem robustních morfotypů rákosu obecného. Tyto odlišné morfotypy jsou významným fenoménem Třeboňské pánve. Populace rákosu byly studovány na dvou vybraných lokalitách situovaných v Třeboňské pánvi (Jižní Čechy, Česká republika): (1) pískovna Jižní jezero Halámky a (2) rybník Opatovický. Fenotypová variabilita byla sledována na základě morfologických a růstových charakteristik stébla, měřených na vrcholu vegetační sezóny. Robustní morfotypy se od ostatních liší délkou stébla (až 5 m), bazálním průměrem stébla (až 18 mm), šířkou listů a zbarvením květů. Genotypová variabilita byla zjištěna použitím analýzy RAPD, která ukázala vysoký počet klonů na obou stanovištích.

Dalším cílem práce bylo posoudit fenotypovou rozmanitost mezi morfotypy dvou populací (Jižní jezero Halámky a rybník Opatovický) v jejich přirozených podmínkách a ověřit zjištěné skutečnosti v kultuře za stejných klimatických a živinových podmínek. Na každé lokalitě bylo vzorkováno pět čtverců. Pro stanovení genetické diverzity populací rákosu byly použity čerstvé listové segmenty. Rostliny byly namnoženy ze stébelných řízků. Na jaře byly sazenice přemístěny do 5-litrových kbelíků plněných říčním pískem, za přídavku hnojiva OSMOCOTE Plus v množství 30 g na kbelík. Rostliny byly sklizeny v období 9. - 12. září 2004. Rozdíly v růstových charakteristikách jsou dány jak genetickými vlohami, tak faktory prostředí. Pěstováním v kultuře byly ověřeny růstové rozdíly rákosu. Robustní morfotypy dorůstaly větších výšek než ostatní vzorky a stejně tak jako v terénu kvetly méně nebo vůbec.

## SUMMARY

Sand pits originating from sand extraction represent important elements of the Třeboň Basin Area. After finishing mining activities the groundwater level new biotopes are formed – quite deep lakes (tens meters). The majority of sandpit lakes are slightly through-flowing ( $\text{km y}^{-1}$ ) and have oligotrophic to mesotrophic character. The succession of plant and animal associations is affected by various types of exploitation after finishing of mining (recreation, fishing and forestry).

Thirteen lakes on 4 basic systems were observed in the Třeboň Basin Area (Cep, Tušů, Halámky and Veselí) in 2000-2004. After the elaboration of phytocenological relevés of littoral growths and floristic lists of plants the following was learned: sandpit lakes are suitable localities not only for plant species occurring in the fishponds but also for species protected by Czech law (395/1992). The occurrence of endangered species of plants and animals is recorded on a lot of sites of sandpit lakes after finishing of sand mining.

Some localities (Halámky sand pit) are important for unique occurrence of robust morphotypes of *Phragmites australis*. These distinct morphotypes of *Phragmites australis* are a conspicuous phenomenon of Třeboň Basin Biosphere Reserve. Populations of *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUD. were studied in the littoral of two chosen localities located in the Třeboň Basin (South Bohemia, the Czech Republic): (1) Halámky sand pit and (2) Opatovický fishpond. Phenotypic variability was assessed on the basis of shoot morphological and growth characteristics, measured at the time of seasonal maximum aboveground biomass. The robust morphotypes are distinguished by shoot length (up to 5 m), basal culm diameter up to 18 mm), leaf width and colour of panicles. Genotypic variability was detected by using the RAPD approach, which demonstrated a high clonal diversity both habitats.

The next aim of the work was to assess the relation between the phenotypic variation among morphotypes of the two populations (Opatovický fishpond and Halámky sand pit) in their natural habitats and in a common garden experiment under identical climatic and trophic conditions. Five quadrates were sampled in each stand. Fresh leaf samples were used to characterize the genetic diversity of *Phragmites australis* populations. The plants were propagated from stem cuttings. The offspring plants were transplanted into 5-liter plastic buckets (1 plant per bucket) filled with river sand with addition of OSMOCOTE Plus at a dose of 30 g per bucket. The plants were harvested on 9 to 12 September 2004. The differences in growth characteristics are caused by genotypic dispositions and environmental factors too. In a common garden experiment grow differences of *Phragmites australis* were

# ÚVOD

## 1 Charakteristika CHKO a BR Třeboňsko

Třeboňsko se rozkládá v jihovýchodní části jižních Čech při hranicích s Rakouskem bližně mezi 48°10'N a 48°51'N. Podstatná část oblasti leží na území okresu Jindřichův Hradec, okrajově zasahuje do okresů Tábor a České Budějovice. Průměrná nadmořská výška pánve se pohybuje okolo 410 až 470 m n. m. (Jeník *et al.* 1996). Přirozenou osou celého území Třeboňské pánve je řeka Lužnice s hlavními přítoky Nežárkou a Dračicí. Současná krajina je však výsledkem rozsáhlých vodohospodářských úprav krajiny, které byly provedeny ve 14. – 16. století (Balounová *et al.* 1997).

Třeboňská pánev patří podle klimatologické klasifikace do oblasti mírně teplé a mírně vlhké s mírnou zimou typu pahorkatinového. Průměrná roční teplota je kolem 7 °C a průměrný roční úhrn srážek je 600 až 650 mm, ve vegetačním období je to potom méně: 400 až 450 mm (Plán péče CHKO Třeboňsko 1995).

Třeboňská pánev je vyplněna usazeninami senonského až miocenního stáří. Nejmladší kvarténní sedimenty pliocenního stáří jsou namodralé šedé písčité jíly a jílovité písky. Nejmladší kvarténní usazeniny jsou nejvýznamnější a plošně nejrozsáhlejší pleistocenní písčité a hlínité usazeniny podél vodních toků Lužnice a Nežárky. Dalšími významnými kvarténními usazeninami jsou rašeliny a rašelinné zeminy. Třeboňská rašeliniště jsou klasifikována jako rašeliniště přechodového typu (Jeník *et al.* 1996).

Třeboňsko je největším souvislým areálem semihydromorfních a hydromorfních půd v Jihočechách. Organogenní půdy jsou zde nejpočetnější a vytvářejí plošně největší souvislé oblasti. Časté je zastoupení hnědých půd podzolovaných a pravých podzolů v relativně nízké nadmořské výšce. Třeboňsko bylo původně územím velkoplošně oligotrofním. Celá oblast byla dosycována živinami ze zemědělské a rybářské činnosti až v posledních desetiletích, kdy dochází k postupné eutrofizaci původně živinami chudých půd a vod.

Třeboňsko je především krajem rybníkářským. Jihočeské rybníční soustavy vznikly především v středověku a jsou dosud plně funkční. Prvotním účelem vybudování rybníků je chov ryb, v našich podmínkách především domestikovaných forem kapra obecného (*Cyprinus caprio*) (Rajchard *et al.* 2002).

Jako oblast mimořádného přírodovědného významu bylo Třeboňsko zařazeno v roce 1977 v rámci programu „Člověk a biosféra“ do sítě biosférických rezervací (BR) UNESCO.



Chráněnou krajinnou oblastí (CHKO) o rozloze 700 km<sup>2</sup> bylo vyhlášeno 15. listopadu 1979 výnosem Ministerstva kultury ČSR. Vodní a mokřadní plochy na Třeboňsku jsou od roku 1990 chráněny jako mokřad mezinárodního významu podle „Ramsarské konvence“ pod názvem „Třeboňské rybníky“. V České republice splňuje v současné době kritéria této úmluvy celkem 9 území. Od roku 1993 je mezi tzv. Ramsarské lokality zahrnuta i část rašelinišť jako „Třeboňská rašeliniště“ (Jeník *et al.* 1996).

## 1.2 Obecná charakteristika vytěžených pískoven jako nových biotopů

Antropogenní jezera: takto je možné nazývat všechny vodní plochy, které vznikly v důsledku činnosti člověka. Jedná se o vodní díla vybudovaná za účelem určitého využití či jezera vzniklá jako důsledek těžební činnosti. Jsou to jezera mnohdy neprávem opomíjená a vzhledem k vysoké kvalitě některých důlních a lomových vod by mohla být v budoucnu efektivně využita, např. k vodohospodářským účelům. Nezanedbatelný je rovněž jejich ekologický význam, kdy až na výjimky pozitivně ovlivňují své okolí a mnohdy tvoří území významných přírodních hodnot (Janský *et al.* 2003).

Vzhledem k velké variabilitě antropogenních jezer je nutné jejich další rozdělení. První velkou skupinu tvoří rybníky, druhou údolní nádrže a třetí pak vodní plochy vzniklé v souvislosti s těžební činností člověka. Zájem vzbudila především jezera vzniklá po těžbě nerostných surovin (hlavně písek a šterkopísek), protože jsou jedním z nejrozšířenějších druhů jezer v České republice. Tato jezera jsou téměř vždy lokalizována podél větších či menších vodních toků v oblastech kvartérních šterkopískových náplavů. Často se jedná o vodní plochy velkých rozměrů.

Existence vody v jezerech souvisí především s vysoko položenou hladinou podzemní vody podél vodních toků, s níž je také hladina vody v jezerech v hydraulickém spojení. Poněvadž se jedná o vodu podzemní nebo vodu říčního původu filtrovanou skrze šterkopískové náplavy, je její kvalita často velmi dobrá a propůjčuje těmto jezerům modrozelené zbarvení vody při průhlednosti až několik metrů. Živinami chudý písčité podklad a hloubka nádrží jsou dva hlavní faktory, jež určují charakter umělých jezer. Z hlediska trofie lze jezera klasifikovat jako oligotrofní (SPS Halámky 2002). Využití jezer je různorodé a závisí hlavně na velikosti, hloubce a poloze jezera, přičemž důležitou roli hraje kvalita vody. Důležitý je rovněž význam bioekologický (Janský *et al.* 2003).

V současné době probíhá těžba šterkopísku dvěma způsoby: nad hladinou spodní vody a pod hladinou spodní vody. Při způsobu těžby nad hladinou spodní vody jsou vytěžené

ochy po následné rekultivaci navráceny původnímu účelu, tj. lesní nebo zemědělské výrobě. Vytěžením pískoven pod hladinu spodní vody vznikají zcela nové biotopy: poměrně hluboká zera (i přes 20 m) s úzkými litorálními pásmy a s břehovými porosty (Hanák *et al.* 1985).

Při hloubkové těžbě zvodnělých vrstev štěrkopísků vzniká mimo jiné i nebezpečí očištění spodní vody, protože se v nich štěrkopískové usazeniny těží až pod úroveň podzemních vod, které spolu vzájemně komunikují. Zlomy v usazených horninách zůstaly stami pro výstup četných artézských vod, ale i drahami pro hlubinné průsaky vod vrchových (Dykyjová 2000).

Malá, ale povrchová těžba písku až mělce pod hranici spodní vody, která probíhala v blízkosti téměř každé obce na řadě míst, z přírodovědného hlediska téměř vždy zvyšovala ušlechtilé bohatství fauny a flóry nebo jí umožňovala v krajině přežít. Větší, rozsáhlá a chle probíhající těžba zde vedla k ohrožení, až k vymizení některých druhů rostlin. Na druhé straně probíhá na částech ploch narušených velkoplošnou těžbou sukcese, která zahrnuje často unikátní a zcela již neznámá nebo v krajině ohrožená společenstva rostlin řadou druhů chráněných a ohrožených. Jedná se zpravidla o iniciální stadia s výskytem konkurenčně méně schopných druhů, často původních, které zde přežívají. Názory, jak začleňovat devastované plochy do krajiny, se v posledních letech začínají diametrálně lišit. Zatímco dříve byl běžný zachování rovných břehových linií, nyní je upřednostňován volný průběh sukcese, nálet (Hlásek 1995).

S ukončením těžby však nepřestávají být tyto ekosystémy ovlivňovány člověkem. Následné využívání pískoven rušivě působí na začínající sukcesí rostlinných a následně i živočišných společenstev. Člověk se sem vrací především za účelem rekreace, kdy dochází k sešlapu až úplnému vyhubení vegetace na příslušných místech. Stejný vliv má i sportovní rybníkářství. Rybáři si udržují svá "místa" vysekáváním vegetace a jejím sešlapem. Některé pískovny jsou svou rozlohou tak velké, že na části nádrže se již čtyřicet let netěží, ale na opačné straně probíhá velmi intenzivní těžba. Dochází tak k stálým přejezdům sacího bagru. Podzemní i pobřežní vegetace je tak ovlivňována. A to vlastnostmi vody, jako je např. mechanický zákal a následně malá průhlednost vody, nebo vlnami vytvořenými průjezdem bagru, které narážejí na břeh.

### 3.3 Charakteristika Třeboňských pískoven a jednotlivých studovaných lokalit

Pro třeboňskou krajinu a další vývoj údolní nivy řeky Lužnice se stal málem osudným objev živců v nejstarších terasových usazeninách u Halámek (v r. 1962), který rozhodl o

velkoplošné těžbě štěrkopísků. Po zahájení těžby a průzkumu suroviny se ukázalo, že bylo objeveno nejmocnější ložisko živcových štěrkopísků v našem státě (Belej 1978).

Střety mezi těžbou nerostných surovin a zájmy ochrany přírody a krajiny patřily v posledních zhruba dvaceti letech mezi nejvážnější problémy CHKO Třeboňsko (Plán péče CHKO Třeboňsko 1995). Velkoplošnou těžbou štěrkopísku se nenávratně smazaly četné přírodní detaily unikátní třeboňské krajiny. Po těžbě zůstávají velké plochy jezer s přílehlými, desítky hektarů velkými územími ovlivněnými těžební společností. Využití jezer je značně problematické, většinou se s nimi počítá pro vodárenské účely (Hlásek 1995). Jezera vzniklá po těžbě štěrkopísků jsou zdrojem kvalitní a čisté vody, která je využívána buď pro vodárenské účely, nebo pro průmysl, závlahy v zemědělství a vodním sportům a rekreaci. Kvalita vody v jezerech se však vlivem nejrůznějších faktorů často rychle zhoršuje (Plán péče CHKO Třeboňsko 1995, Janský *et al.* 2003, Hlásek 1995).

Na území CHKO je soustředěno přibližně 6% zásob štěrkopísku v České republice (Hlásek 2000, Plán péče CHKO Třeboňsko 1995). Tyto zásoby jsou převážně vázány na staré říční terasy podél Lužnice a Nežárky, tj. na lokality mající zároveň výjimečný význam ekologický, krajinářský a vodohospodářský (Plán péče CHKO Třeboňsko 1995). Velkoplošná těžba štěrkopísků poskytuje příležitost ke zvýšení diverzity krajiny a její biologické hodnoty. Při rekultivacích je proto nutno chránit spontánně vzniklá ekologicky cenná stanoviště a řízeně vytvářet další. Zejména v případě mokřadů a mělkých vodních nádrží (po těžbě s oligotrofními až postupně mezotrofními charakteristikami vodního prostředí) je nutno chránit tato stanoviště jako náhradní biotopy, ve kterých mohou nalézt útočiště ty druhy ohrožených rostlin a živočichů, které jsou postupně vytlačovány z okolní krajiny v důsledku její plošné eutrofizace. Přednost by měla zároveň být dávana terénním úpravám, které působí co nejvíce přirozeně a nevnáší do krajiny ryze technické prvky a geometrické linie (Plán péče CHKO Třeboňsko 1995). Ve vzájemné dohodě příslušných orgánů státní správy je žádoucí stanovit pro každou ukončovanou těžebnu určité priority dalšího využití a těm přizpůsobit rekultivaci. V zásadě přichází v úvahu tyto typy využití: vodárenské využití, lesnické nebo zemědělské využití, genofondové plochy resp. biocentra – priorita ochrany přírody, rekreační využití. Před ukončením těžby a při aktualizaci plánu rekultivace je nutno provést inventarizaci všech přírodovědecky cenných míst v rámci těžebny a při rekultivaci tato místa zachovat v největší možné míře. Při úpravě svahů na březích jezer je nutno vytvořit na přechodu ze souše do vody velmi pozvolný sklon pobřeží s ponecháním lavice mírného sklonu až do vzdálenosti 5 – 10 m od břehu. Hloubka vody na této plošině by měla umožnit alespoň v pásmu 5 m od břehu vývoj litorální vegetace (Plán péče CHKO Třeboňsko 1995).

Většina nádrží se nachází v menší či větší vzdálenosti od řeky Lužnice, od níž jsou odděleny pískovými pilíři. To způsobuje, že jsou mírně průtočné, rychlostí řádově kilometry za den.

Některé nádrže jsou zaneseny do ÚSESu jako významná biocentra.

Jednotlivé studované lokality jsou situovány v rámci čtyř soustav podél řeky Lužnice.

**soustava Halámky:** zahrnuje čtyři nádrže v těsném sousedství oddělené takřka pouze pískovými pilíři: Severní, Prostřední, Jižní a Východní jezero. Nalézají se mezi obcemi Halámky a jejími hranicemi s Rakouskem cca 100 m od hlavní silnice. Zde probíhá velmi intenzivní těžba na pobřeží, kde dosud nebyla provedena lesnická rekultivace, nastupuje zajímavá sukcese orálních a mokřadních společenstev rostlin. Uprostřed této lokality se nacházely velmi vlhké a zčásti vysychající mokřady a plochy zarůstající přirozeným lesním náletem, současné době jsou zdevastovány. Exploatace ložiska je prováděna kolovým nakladačem ze strany „na sucho“ a sacím bagrem „z vody“. Oba způsoby těžby probíhají současně. Na této soustavě se jedná o vody měkké obsahující značné množství železa. U některých vzorků byla zjištěna kyselá reakce vody, což lze vysvětlit přítomností huminových kyselin (SPS Halámky 002). Na lokalitě Halámky bylo od zahájení těžební činnosti až do současnosti provedeno cca 25 ha lesnické rekultivace, cca 22 ha vodní rekultivace a cca 6 ha ponechaných přirozené sukcese pro vytvoření mokřadů (Vrána 2000).

**soustava Cep:** v roce 2000 představovala tato soustava nejrozlehlejší nádrž Cep a oddělenou její jižní část Cep I. V roce 2001 došlo k odstranění štěrkopískového pilíře mezi nádržemi a značná část vody nádrže Cep I přetekla do nádrže Cep. Pilíř byl odstraněn z důvodu další plánované těžby na této nádrži. Nádrže se nacházejí na levobřeží řeky Lužnice cca 1,5 km severně od obce Suchdol n./Luž. a 1,8 km jižně od obce Majdalena 100-800 m východně od hlavní silnice. Těžba probíhá v současné době na části Cep sacím bagrem, který nádrž prohlubuje, nikoli mění rozlohou. Území je zdrojem kvalitních podzemních vod. Plošná výměra vodní plochy pískovny Cep I je 40 ha, po ukončení těžby 44 ha (Kotrčka 2000).

**soustava Tušův:** tato soustava zahrnuje nádrže Tušův a Františkov. Nachází se na pravobřeží řeky Lužnice cca 500 m východně od obce Suchdol n./Luž. Podélná osa nádrží je rovná toku řeky. Na této lokalitě byla těžba v roce 2000 ukončena, o rok později byla oznámena ještě nepatrná aktivita těžební společnosti, ale těžba obnovena nebyla.

**Horusicko-Veselsko-Vlkovská soustava:** zahrnuje pět nádrží situovaných v nivě Lužnice cca 1 km severovýchodně od obce Vlkov n./Luž. Dvě leží na levobřeží Horusice, Horusice I. Je zde podmíněna eutrofizace především přítokem vody z blízkých rybníků a splachy ze

zemědělské půdy. Zbývající tři nádrže jsou na pravém břehu řeky Lužnice Veselí, Veselí I, Vlkov. Výměry vodních ploch: Veselí – 10 ha, Veselí I – 24 ha, Horusice – 23 ha, Horusice I – 15 ha (Kotrčka 2000).

Schematické mapy studovaných soustav viz kapitola 5. "Příspěvek ke květeně pískoven na Třeboňsku".

Tab. 1: Přehled parametrů jednotlivých pískoven (Rajchard & Procházka 2001)

Nádrž	výměra vodní plochy (ha)	průměrná hloubka (m)	těžba v letech nebo ukončena
Cep	123	7	1949-neukončena
Cep I	40	6,5	1983-neukončena
Tušť	39,5	5	1955-2000
Františkov	9	4,5	1970-1975
Halámky- Severní j.	33,47	16	1970 – 1994
- Jižní j.	18,75	4	1976 – 1985
- Prostřední j.	22,74	14	1976 – 1979
- Východní j.	stále se mění	17	1976-neukončena
Horusice I	15	2,5	1977-1986
Horusice	23	6,5	1972-1983
Veselí I	24	3,5	1981-1986
Veselí	10	3,5	1963-1986
Vlkov	46	2,8	1963-1986

#### 1.4 Rákosiny a významné rostlinné druhy ve světě

Vodní makrofyta ve sladkovodních mokřadech jsou stále více považována za nejproduktivnější rostlinná společenstva. Přestože zarůstají pouze 1% zemského povrchu, přispívají až 5% k celkové primární produkci (Muthuri 1993). Hlavními primárními producenty mokřadních ekosystémů jsou *Phragmites* a *Typha* (Květ a kol. 1973). *Phragmites australis* je jeden z obecně nejrozšířenějších rostlinných druhů na světě. Druh má vysokou fenotypickou rozmanitost v morfologii i vývoji změn základních rysů rostliny. Tato vysoká fenotypická rozmanitost může být dána růzností počtu chromozomů, klonovou rozmanitostí, plasticitou klonů nebo kombinací těchto faktorů. Znalosti týkající se množství, příčin a udržování genetické rozmanitosti *Phragmites australis* jsou však značně omezené. V Evropě dominují tetraploidní jedinci, v Asii pak oktoploidní. Na evropských lokalitách byl nalezen

řekvapivě velký počet klonů (Clevering & Lissner 1999). Genetická podstata rozdílů mezi morfotypy byla dokumentována pro případy odlišné ploidie. Nejrobustnější morfotyp značovaný jako "gigantický" rákos je znám z delty Dunaje a je oktoploidní (Clevering & Lissner 1999, Pauca-Comanescu *et al.* 1999). Další známé úrovně ploidie zahrnují 2x (Dykyjová & Pazourková 1979), 3x, 4x, 6x, 7x, 8x, 10x, 11x a 12x, při  $x=12$  (Björk 1967, Clevering & Lissner 1999). Nejběžnější z nich je tetraploid jak celosvětově, tak v rámci České republiky včetně Třebońska (Clevering & Lissner 1999, Čížková – ústní sdělení). Rozdíly pozorované ve fenotypu tetraploidních ekotypů byly dokumentovány ve vazbě na podmínky prostředí (Dykyjová & Hradecká 1973, 1976), ale vliv genotypu nebyl experimentálně odlišen od fenotypové plasticity. Práce studující genetickou variabilitu populací rákosu moderními genetickými metodami (Neuhaus *et al.* 1993, Koppitz *et al.* 1997, Koppitz 1999) a její vztah k fenotypové plasticitě (Daniels 1991, Kühl *et al.* 1999, Wolletschek *et al.* 1999) byly v zahraničí publikovány až v nedávné době a pro území České republiky zatím zcela chybějí.

Nejzastoupenějšími druhy emerzních makrofyt v litorální zóně na mnoha evropských lokalitách jsou *Phragmites australis* a *Typha angustifolia*. Studium těchto porostů je vedeno různými směry. Množství prací se zabývá vlivem živin (především N a P) a samotného sedimentu na rákosiny a to v různých částech Evropy. Například v Estonsku se touto problematikou zabývala Ksenofontova (1988), ve Švédsku Weisner (1990). Další často studovanou problematikou je genetika samotného rákosu obecného, viz kapitola "Phenotypic and genotypic variation of *Phragmites australis* populations in two man-made lakes of different age and history". O produkčních charakteristikách litorálu nebo rákosu obecného pojednávají mimo jiné práce pocházející z Polska (Kufel & Kufel 1985), ze Slovinska (Jrbanc-Bercic & Gaberscik 2000), z Maďarska (Dinka & Szeglet 1998) nebo z Íránu (Karami *et al.* 2001).

*Phragmites australis* je jedním z dominantních druhů v evropských mokřadech, avšak na počátku 50. let 20. století byl zaznamenán ústup rákosin především v centrální a východní Evropě. Zdá se, že jedním z hlavních klíčů k tomuto problému je eutrofizace (Van der Putten 1997). Z pohledu dynamiky rákosu ve střední Evropě, byl výzkum většinou veden ve spojení se studiem odumírajících rákosových porostů podél břehů jezer nebo s eutrofizací (Güsewell *et al.* 2000; Bornkamm *et al.* 1980; Van der Putten 1997; Ostendorp 1989).

## 1.5 Rákosiny a významné rostlinné druhy na Třeboňsku

Z pobřežních porostů rybníčních i jezerních jsou nejvýznamnější rákosiny. Na Třeboňsku dorůstají výšky až 4 m a tvoří pásové lemy kolem mělkých pobřeží. Nejrozšířenějšími druhy jsou *Phragmites australis*, *Typha latifolia* a *Typha angustifolia*. Lemy rákosin podél vod mají své významné ekologické funkce, především jako hnízdiště vodního ptactva a živočichů. Slouží ale také jako ochranný filtr, který zadržuje znečišťující látky, přicházející do vody z okolní zemědělské krajiny. Za pobřežím rákosinových lemů směrem k volné vodní hladině se vyvinula charakteristická vegetace mělkých jezer. Jsou to především lekníny (*Nymphaea candida*), stulíky (*Nuphar luteum*), různé druhy rdestů (*Potamogeton spp.*), bublinatky (*Utricularia spp.*), lakušníky (*Batrachium spp.*) a rdesno obojživelné (*Polygonum amphibium*) (Dykyjová 2000).

Na Třeboňsku plošně i druhovým zastoupením vážně ubylo „tvrdé“ rybníční vegetace, reprezentované rákosinami (*Phragmitetea*) a vysokými ostřicemi (*Magnocariceta*). Počaly se však šířit některé typy „měkké“ vegetace vodních rostlin, která rychle využívá nadbytek minerálních i organických živin, např. zblochan vodní (*Glyceria maxima*) (Janda *et al.* 1996). Faktory přispívajícími odumírání rákosu se zabývali Čížková *et al.* (1996) a Čížková-Končalová *et al.* (1992).

Litorály Třeboňských rybníků byly již studovány z mnohých hledisek, stejně jako v ostatní Evropě: produkční charakteristiky (Obstová 1989; Dykyjová *et al.* 1973; Dykyjová *et al.* 1970), výživa a vlastnosti sedimentu (Čížková *et al.* 2001; Dykyjová 1978) nebo např. zásahy člověka (kosení) (Dykyjová & Husák 1973). V litorálech rybníků Třeboňské pánve byla také pozorována koexistence různých morfotypů rákosu (Hradecká 1973a,b; Obstová 1989), ale tyto morfotypy jsou růstově vyrovnanější než na pískovnách a až na jedinou známou výjimku (rybník Rod v Nadějské soustavě – Pechar *et al.* 2002) nezahrnují robustní morfotypy.

V přirozeně stárnoucích jezerech dochází k postupnému snižování primární produktivity planktonu. K dramatické změně produktivity však dojde, když se hloubka jezera sníží natolik, že rašelinotvorná makrofyta jako rákos obecný (*Phragmites australis*), skřípinec (*Schoenoplectus sp.*) a orobinec (*Typha*) osídlí organogenní dno (Björk 1996).

## 1.6 Rákosiny a významné druhy vytěžených pískoven

Dlouhodobý integrovaný ekologický výzkum byl věnován biotopům rybníků, rybníčních litorálů, mokřích luk, nivě Horní Lužnice a rašeliništím. Výsledky byly publikovány v monografiích mezinárodního významu (Dykyjová & Květ 1978, Prach *et al.* 1996, Květ *et al.* 2002). Ve srovnání s výše zmíněnými biotopy zůstaly poněkud stranou pozornosti pískovny, které byly předmětem jednotlivých dílčích studií převážně v 80. letech 20. století (Krupauer *et al.* 1990).

Devastovaná území (vytěžené pískovny) se stala útočištěm významné flóry, která by jinak z krajiny již vymizela. Mezi nejcennější druhy patří: *Illecebrum verticillatum*, *Drosera rotundifolia*, *Lycopodiella inundata* (Hlásek 1995). I území vzniklá po těžbě rašeliny splňují podmínky pro osídlení vzácnými druhy, jako je *Illecebrum verticillatum* aj. (Husák & Hlásek 2000).

Díky eutrofizaci došlo k téměř totálnímu vymizení plevelové vegetace chudých písčitých půd. Dnes zbývá téměř poslední lokalita u Vlkova. Najdeme zde i několik druhů ohrožených na existenci, jako např. *Illecebrum verticillatum* (Prach 2000).

Na pískovnách se vyskytují druhy rostlin: a) druhy rostlin uvedené do záchranných kultivací, z nichž jsou posilovány populace v přírodě (*Illecebrum verticillatum*), b) C1 – kriticky ohrožené druhy rostlin, vyskytující se pouze na jednom až několika místech (*Illecebrum verticillatum*), c) C2 – silně ohrožené druhy rostlin, trvale ustupující (*Lycopodiella inundata*), d) C3 – ohrožené druhy rostlin, pomaleji, i když zřetelně ustupující (*Drosera rotundifolia*, *Lysimachia thyrsoiflora*), e) C4 – vzácnější druhy rostlin, vyžadující sledování (*Sagittaria sagittifolia*, *Schoenoplectus lacustris*, *Utricularia australis*) (Husák *et al.* 2000).

## 1.7 Přehled použité literatury

- Balounová, Z., Rajchard, J., Vysloužil, D., Macků, E., Zemek, V., 1997. Studie ekologické stability Nadějské rybníční soustavy v závislosti na rybářském využití. JU ZF České Budějovice.
- Belej, C., 1978. Těžba nerostných surovin. In: Sborník Ekologie a ekonomika Třeboňska. Třeboň. 105-111.
- Björk, S., 1967. Ecologic investigations of *Phragmites communis*. Folia Limnologica Scandinavica, 14: 1-248.
- Björk, S., 1996. Evoluce jezer a mokřadů. 6-15. In: Eiseltová, M., 1996. Obnova jezerních ekosystémů. holistický přístup. Odborná příručka. Wetlands international publ. č. 32. 190 pp.
- Bornkamm, R., Raggi-Atri, F., Koch, M. 1980. Effects of eutrophication on *Phragmites australis*. Garten+Landschaft 1/80: 15-19.
- Clevering, O. A., Lissner, J., 1999. Taxonomy, chromosome numbers, clonal diversity and population dynamics of *Phragmites australis*. Aquat. bot. vol. 64, no. 3-4. 185-208 pp.



- Čížková, H., Pechar, L., Husák, Š., Květ, J., Byuer, V., Radová, J., Edwards, K. 2001. Chemical characteristics of soil and pore waters of three wetland sites dominated by *Phragmites australis*: relation to vegetation composition and reed performance. *Aquat. Bot.* 69: 235-249.
- Čížková, H., Strand, J., A., Lukavská, J. 1996. Factors associated with reed decline in a eutrophic fishpond, Rožmberk (South Bohemia, Czech Republic). *Folia Geobot. Phytotax.* 31: 73-84.
- Čížková-Končalová, H., Květ, J., Thompson, K. 1992. Carbon starvation: a key to reed decline in eutrophic lakes. *Aquat. Bot.* 43: 105-113.
- Daniels, R.E., 1991. Variation in performance of *Phragmites australis* in experimental culture. *Aquat. Bot.* 42: 41-48.
- Dinka, M., Szeglet, P. 1998. Reed (*Phragmites australis* (CAV.) TRIN ex STEUDEL) growth and production in different habitats of Neusiedlersee (Lake Fertö). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 1830-1834.
- Dykyjová, D. 1978. Nutrient uptake by littoral communities of helophytes. In: Dykyjová, D., Květ, J. (eds.) 1978. *Pond Littoral Ecosystems. Structure and Functioning. Ecological Studies 28.* Springer Verlag, Berlin.
- Dykyjová, D., 2000. Třeboňsko. Příroda a člověk v krajině pětistě rúže. Nakladatelství Caprio. 111 pp.
- Dykyjová, D., Hejný, S., Květ, J. 1973. Proposal for international comparative investigation of production by stands of reed (*Phragmites communis*). *Folia Geobot. Phytotax.* 8: 435-442.
- Dykyjová, D., Hradecká, D., 1973. Productivity of reed-bed stands in relation to the ecotype, microclimate and trophic conditions of the habitat. *Polskie archiwum hydrobiologii* 23: 111-119.
- Dykyjová, D., Hradecká, D., 1976. Production Ecology of *Phragmites communis* 1. Relation of Two Ecotypes to the Microclimate and Nutrient Conditions of Habitat. *Folia Geobot. Phytotax.* 11: 23-61.
- Dykyjová, D., Husák, Š. 1973. The influence of summer cutting on the regeneration of reed. *Czechosl. IBP PT-PP Report 3*: 245-250.
- Dykyjová, D., Květ, J. (eds.) 1978. *Pond Littoral Ecosystems. Structure and Functioning. Ecological Studies 28.* Springer Verlag, Berlin.
- Dykyjová, D., Ondok, J., P., Příbáň, K. 1970. Seasonal changes in productivity and vertical structure of reed-stands (*Phragmites communis* TRIN.). *Photosynthetica* 4: 280-287.
- Dykyjová, D., Pazourková, Z., 1979. A diploid form of *Phragmites communis*. as a possible result of cytogenetical response to ecological stress. *Folia Geobot. Phytotax.* 14: 113-120.
- Guesewell, S., Le-Nedic, C., Buttler, A., 2000. Dynamics of common reed (*Phragmites australis* Trin.) in Swiss fens with different management. *Wetland Ecology and Management 2000.* vol. 8, no. 6. 375-389 pp.
- Hanák, P., Tůma, V., Vošta, J. (1985): Struktura, funkce a dynamika vodní a mokřadní vegetace v biotopech pod vlivem lidské činnosti. Závěrečná zpráva. VŠZ – agronomická fakulta České Budějovice, 18 p.
- Hlásek, J., 1995. Třeboňské pískovny. *Ochrana přírody.* 50, č. 9. 291-294.
- Hlásek, J., 2000. CHKO Třeboňsko v posledních deseti letech. 37-39. In: Pokorný, J., Šulcová, J., Hátle, M., Hlásek, J., 2000. *Sborník Třeboňsko 2000 – Ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech.* ENKI, o.p.s., Třeboň, Správa CHKO Třeboňska, národní komitét programu MaB (Člověk a biosféra) UNESCO. 344 pp.
- Hradecká, D. 1973a. Common reed (*Phragmites communis* Trin.) in South Bohemia, South Moravia and South Slovakia, morphology of the inflorescences and flowers wraps. In: Hejný, S. (Ed.). *Ecosystem Study on Wetland Biome in Czechoslovakia.* Czechosl. IBP/PT-PP Report No. 3., Třeboň, pp. 47-53.
- Hradecká, D., 1973b. Morphological characteristics of two types of common reed (*Phragmites communis* Trin.) from the Opatovický fishpond. In: Hejný, S. (Ed.). *Ecosystem Study on Wetland Biome in Czechoslovakia.* Czechosl. IBP/PT-PP Report No. 3., Třeboň, pp. 55-58.
- Husák, Š., Hlásek, J., 2000. Vzácné a charakteristické rostliny Třeboňské pánve. 332-335. In: Pokorný, J., Šulcová, J., Hátle, M., Hlásek, J., 2000. *Sborník Třeboňsko 2000 – Ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech.* ENKI, o.p.s., Třeboň, Správa CHKO Třeboňska, národní komitét programu MaB (Člověk a biosféra) UNESCO. 344 pp.
- Janda, J., Pechar, L., a ř. kol., 1996. Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko. *Evropský program IUCN Cambridge a Gland. Význam rybníků pro krajinu střední Evropy.* IUCN. 87-97, 189 pp.
- Janský, B., Šobr, M. a ř. kol., 2003. *Jezera České republiky, současný stav geografického výzkumu.* UK, Př. F., Praha. 216 pp.
- Jeník, J. [ed.] 1996. *Biosférické rezervace České republiky.* Nakladatelství Empora Praha. Český národní komitét programu UNESCO Člověk a biosféra – MAB, 160 p.
- Karami, M., Kasmani, M. E., Alamesh, A. A., 2001. Plants of Hashilan wetland, Kermanshah, Iran. *Journal of Sciences. Islamic Republic of Iran* 2001. vol. 12, 3.201-208 pp.
- Koppitz, H., Köhl, H., Hesse, K., Köhl, J.-G., 1997. Some aspects of the importance of genetic diversity in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel for the development of reed stands. *Bot. Acta* 110:217-223.

- Koppitz, H., 1999. Analysis of genetic diversity among selected populations of *Phragmites australis* world-wide. *Aquat. Bot.* 64: 209-222.
- Kotrčka, S., 2000. Vývoj a záměry a.s. Pioneer stavební materiály Veselí nad Lužnicí na Třeboňsku. 203-206. In: Pokorný, J., Šulcová, J., Hátle, M., Hlásek, J., 2000. Sborník Třeboňsko 2000 – Ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech. ENKI, o.p.s., Třeboň, Správa CHKO Třeboňska, národní komitét programu MaB (Člověk a biosféra) UNESCO. 344 pp.
- Krupauer, V., Bican, J., Drbal, K. [ed.] 1990. Extracted sand pits: man-made ecosystems of Třeboň Biosphere Reserve. *Studie ČSAV. Academia Praha.* 125 pp.
- Ksenofontová, T. 1988. Morphology, production and mineral contents in *Phragmites australis* in different waterbodies of the Estonian SSR. *Folia Geobot. Phytotax.* 23: 17-43.
- Kufel, I., Kufel, L., 1985. Heavy metals and mineral nutrient budget in *Phragmites australis* and *Typha angustifolia*. In: Salanki, J., (ed.) 1985. Heavy metals in water organisms. vol. 29. 61-66 pp.
- Kühl, H., Koppitz, H., Rolletschek, H., Kohl, J.-G., 1999. Clone specific differences in a *Phragmites australis* stand. I. Morphology, genetics and site description. *Aquat. Bot.* 64: 235-246.
- Květ, J., Jeník, J., Soukupová, L. (eds.) (2002): Freshwater Wetlands and Their Sustainable Future: A Case Study of the Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic. *Man and the Biosphere Series 28, UNESCO & The Parthenon.*
- Květ J., Úlehlová B., Pelikán J. 1973. Structure of the ree.belt ecosystem of the Nesyt fishpond. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 20-1: 147-149.
- Muthuri, F., 1993. Plant products from freshwater wetlands. *Wetlands of Kenya. Gland Switzerland IUCN 1993.* 109-113 pp.
- Neuhaus, D., Kühl, H., Kohl, J.-G., Dörfel, P., Börner, T., 1993. Investigation of the genetic diversity of *Phragmites* stands using genomic fingerprinting. *Aquat. Bot.* 45: 357-364.
- Obstová, M., 1989. Rákosiny na rybníce Velký Tisý v CHKO Třeboňsko. Diplomová práce, katedra botaniky přírodovědecké fakulty UK Praha.
- Ostendorp, W. 1989. Die-back of reeds in Europe – a critical review of literature. *Aquat. Bot.* 35: 5-26.
- Pauca-Comanescu, M., Clevering, O.A., Hanganu, J., Gridin, M., 1999. Phenotypic differences among ploidy levels of *Phragmites australis* growing in Romania. *Aquat. Bot.* 64: 223-234.
- Pechar, L., Balounová, Z., Rajchard, J., 2002. Impact of eutrophication on the rod fishpond. In: Květ, J., Jeník, J., Soukupová, L. (eds.) (2002): Freshwater Wetlands and Their Sustainable Future: A Case Study of the Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic. *Man and the Biosphere Series 28, UNESCO & The Parthenon*, pp. 169-183.
- Plán péče Chráněné krajinné oblasti Třeboňsko, 1995. Správa chráněných krajinných oblastí České republiky. Správa Chráněné krajinné oblasti a Biosférické rezervace Třeboňsko.
- Prach, K., 2000. Co vypovídají geobotanické studie o změnách a současném stavu třeboňské krajiny? 203-206. In: Pokorný, J., Šulcová, J., Hátle, M., Hlásek, J., 2000. Sborník Třeboňsko 2000 – Ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech. ENKI, o.p.s., Třeboň, Správa CHKO Třeboňska, národní komitét programu MaB (Člověk a biosféra) UNESCO. 344 pp.
- Prach, K., Jeník, J., Large, A.R.G., 1996. *Floodplain Ecology and Management.* SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- Rajchard, J., Husák, Š., Suchá, O. (2002): *Struktura a funkce hlavních typů antropogenních mokřadů.* Elektronická skripta Ekologie mokřadů.
- Rajchard, J., Procházka, J., 2001. Studium biocenóz modelových mokřadů. Průběžná zpráva o výsledcích výzkumu v rámci výzkumného záměru. CEZ: J06/98: 122200002/4. JU ZF.
- Rolletschek, h., Rolleschek, A., Kühl, H., Kohl, J.-G., 1999. Clone specific differences in a *Phragmites australis* stand. II. Seasonal development of morphological and physiological characteristics at the natural site and after transplantation. *Aquat. Bot.* 64: 247-260.
- Souhrnný plán sanace a rekultivace ložiska stavebních a živcových písků Halámky, 2002. GET s.r.o.
- Urbanc-Bercic, O., Gaberscik, A., 2000. The influence of water table fluctuations on nutrient dynamics in the rhizosphere of common reed (*Phragmites australis*). *Wetland Systems for Water Pollution Control.* Elsevier Science Ltd. Pergamon vol. 44, no. 11-12, 245-250 pp.
- Van der Putten, W. H., 1997. Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European Research Programme on rees die-back and progression (1993-1994). *Aquat. Bot.* 59, 263-275.
- Vrána, V., 2000. Historie a současnost těžby na lokalitě Halámky. 207-208. In: Pokorný, J., Šulcová, J., Hátle, M., Hlásek, J., 2000. Sborník Třeboňsko 2000 – Ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech. ENKI, o.p.s., Třeboň, Správa CHKO Třeboňska, národní komitét programu MaB (Člověk a biosféra) UNESCO. 344 pp.
- Weisner, S., E., B. 1990. Emergent vegetation in eutrophic lakes: distributional patterns and ecophysiological constraints. *Dissertation Lund.* 84 pp.

## CÍLE DISERTAČNÍ PRÁCE

Vytěžené pískovny představují výrazný krajinný prvek CHKO a BR Třeboňsko. Vzhledem k jejich ekologickému významu však o nich existuje jen málo dat (Krupauer *et al.* 1990). Cílem této práce je popsat současný stav vegetace vzhledem k hlavním faktorům, které ovlivňují její dynamiku. Disertace je koncipována tak, aby získané výsledky mohly být využity jako součást dlouhodobého monitoringu. V rámci tématu jsem si stanovila následující cíle:

Popis současného stavu litorální a vodní vegetace vytěžených pískoven v aluviu horní Lužnice. Význam litorálních porostů pro faunu pískoven (obojživelníky a ptactvo).

Popis rostlinných společenstev a jejich ovlivňování činnostmi člověka.

Na vybraných stanovištích na soustavě Halámky (Jižní jezero) detailní studium růstové a produkční charakteristiky dominantního rákosu obecného (*Phragmites australis*) a vylišení jednotlivých morfortypů. Genetická analýza a ověření výsledků růstových, produkčních a genetických charakteristik v kultuře.

Zhodnocení výsledků z následujících hledisek:

Vývoj vegetace v pětiletém období (2000 – 2004), včetně zachycení změn po povodňové vlně 2002.

Srovnání s vegetací rybničních popř. jiných sladkovodních ekosystémů.

Vztah k historii a způsobu využití (délka období od ukončení těžby, způsob a intenzita současného využití – rekreace, rybářství, těžba).

## **Význam jezer po těžbě štěrkopísku v BR CHKO Třeboňsko**

Olga Suchá<sup>1</sup>, Hana Chobotská<sup>2</sup>

*ZF JU v Českých Budějovicích*

*Správa CHKO Třeboňsko*

*Životné prostredie (2005), 2*

vod

Krajina Třeboňska byla člověkem přetvářena již před mnoha staletími. Budováním rybníků, zakládáním luk a pastvin zde vznikaly rozmanité biotopy, které jsou dnes zdrojem vysoké diverzity rostlinných a živočišných druhů Třeboňska. V roce 1977 bylo toto území zařazeno do mezinárodních fondů biosféry a o dva roky později vyhlášeno Chráněnou přírodninou oblastí. Zároveň byly některé jeho části zařazeny do seznamu mokřadů mezinárodního významu (tzv. Ramsarská úmluva) (Jeník et al. 1996). Nejnověji bylo Třeboňsko v rámci projektu NATURA 2000 vládou ČR schváleno jako jedna z Ptačích oblastí a na jeho území bylo v národním seznamu schváleno 16 evropsky významných lokalit ochrany druhů a stanovišť.

Třeboňsko je známé především svými rybníky a rašeliništi, významný prvek zdejší krajiny však tvoří také vytěžené pískovny. Po vytěžení šterkopísku pod hladinu spodní vody vznikají zcela nové biotopy - poměrně hluboká jezera (i přes 20 m) s úzkými litorálními pásy a s břehovými porosty (Hanák et al. 1985). Na tato jezera se také soustředilo naše sledování. Jeho první částí byl botanický průzkum s cílem zaznamenat základní druhy rostlinných a mokřadních rostlin a celkové zhodnocení vegetace pískoven a její srovnání s rybníky. Další částí byl potom průzkum batrachologický. Jeho cílem bylo zmapování výskytu obojživelníků na pískovnách a jejich zhodnocení z hlediska významu pro tuto skupinu obratlovců.

Většina pískoven je mírně průtočná, řádově kilometry za den (i když nemají přítok ani odtok jako takový). Vzhledem k tomu, že písek funguje jako spolehlivý filtr, mají tyto nádrže oligotrofní až mezotrofní charakter.

Sukcesi rostlinných a živočišných společenstev ovlivňuje kromě jiného také různorodé využití pískoven po ukončení těžby. Některé dosahují kvality až kojenecké vody a jsou využívány jako vodárenské nádrže na pitnou vodu pro okolní obce. Další slouží k rekreačním účelům a na mnoha z nich je provozován sportovní rybolov. Některé nádrže jsou rovněž zaneseny do ÚSESu jako významná biocentra.

### Charakteristika sledovaného území

Do sledování v letech 2000 – 2002 bylo zařazeno 13 nádrží 4 hlavních soustav na Třeboňsku (viz kapitola 5 "Příspěvek ke květeně pískoven na Třeboňsku").

Soustavu **Cep** představovala v roce 2000 nejrozlehlejší nádrž Cep (123 ha) a s ní sousedící Cep I (40 ha). Nádrže se nacházejí na levobřeží řeky Lužnice mezi obcemi Suchdol

n./Luž. a Majdalena. V současné době probíhá na části Cep těžba sacím bagrem, který nádrž prohlubuje, nemění však její rozlohu. Území je zdrojem kvalitních podzemních vod.

Soustava **Tušť** zahrnuje nádrže Tušť a Františkov. Nachází se na pravobřeží řeky Lužnice východně od obce Suchdol n./Luž.

Soustava **Halámky** představuje čtyři nádrže v těsném sousedství oddělené pouze pískovými pilíři (Severní, Prostřední, Jižní a Východní jezero). Nalézají se mezi obcemi Halámky a státní hranicí s Rakouskem. Zde probíhá velmi intenzivní těžba, i když některé části pobřeží mají již konečnou podobu. Na pobřeží, kde dosud nebyla provedena lesnická rekultivace, nastupuje zajímavá sukcese litorálních a mokřadních společenstev rostlin.

Soustava **Veselí** zahrnuje pět nádrží v nivě Lužnice situovaných mezi obcemi Vlkov n./Luž. a Veselí n./Luž. Dvě nádrže leží na levobřeží (Horusice, Horusice I) a představují eutrofnější typ pískoven. Eutrofizace je zde podmíněna přítokem vody z blízkých rybníků a splachy ze zemědělské půdy. Zbývající tři nádrže jsou na pravém břehu řeky Lužnice (Veselí, Veselí I, Vlkov) a mají více oligotrofní charakter.

### **Flóra pískoven**

Botanickým průzkumem bylo zjištěno, že vytěžené pískovny jsou lokalitami vyhovujícími svým charakterem nejen druhům vyskytujícím se běžně na jihočeských rybnících, ale i druhům chráněným dle vyhlášky 395/1992 Sb. (tab. 1). Byly zde nalezeny vzácné druhy jako nehtovec přeslenitý (*Illecebrum verticillatum*), plavuňka zaplavovaná (*Lysimachia thyrsoiflora*) nebo rosnatka okrouhlostá (*Drosera rotundifolia*). Nomenklatura byla použita dle Kubáta (2002).

Vzhledem k charakteru pískoven (jejich značná hloubka a strmost břehů) je však pobřežní zóna vegetace dosti úzká (max. 8 m); husté porosty vrb (*Salix* sp.) často dosahují až k volné vodní hladině.

Na rybničním ekosystému je ve většině případů vytvořen souvislý široký pás litorálu, členěný na epilitorál, supralitorál, eulitorál, a sublitorál. Oproti tomu na pískovnách není typická zonace zcela vyvinuta a vegetace se liší i mírou zápoje. Na březích je většinou limitujícím prvkem les, ať už se jedná o nálet, rekultivovanou plochu nebo původní dřeviny (tj. taková, která tu s největší pravděpodobností byla ještě před zahájením těžby). Dalším limitujícím prvkem je nedostatek vody, který opět plyne ze strmého sklonu břehů a dna nádrží.

## **Batrachofauna**

Na vývoj vegetace navazuje osídlení živočišnými společenstvy. Během batrachologického průzkumu bylo na sledovaném území pískoven nalezeno celkem 12 druhů obojživelníků a 1 klepton (tab. 1).

Kromě hlavních nádrží byly do průzkumu obojživelníků zahrnuty také malé nádržky vzniklé úmyslným, částečným odtěžením těžební společností nebo nekontrolovanou těžbou veřejností, popř. i kaluže vzniklé pojezdem těžké techniky.

Za nejvýznamnější lze z hlediska druhové rozmanitosti batrachofauny považovat Horusicko-Veselsko-Vlkovskou soustavu, kde byla těžba ukončena již v 80. letech minulého století. Lokalita se již výrazně nemění a pro obojživelníky poskytuje stabilní prostředí. Bylo zde zaznamenáno celkem 10 druhů, z toho pouze u ropuchy zelené nebylo prokázáno rozmnožování. Naopak nejméně významná, z hlediska výskytu obojživelníků, je v současné době je lokalita Halámky, kde byla těžba ukončena buď v době nedávné nebo ještě stále pokračuje. Některá místa tak zanikají a vznikají zase nová. Tato lokalita je vhodná především pro druhy, které jsou schopny osídlit nově vzniklé nádrže – pro ropuchy nebo „vodní“ skokany. Naopak Horusicko-Veselsko-Vlkovská soustava poskytuje vhodné podmínky i pro čolky, kteří v nádržích vyžadují dostatek vegetace (Dandová, 1997, Diesener *et al.*, 1997).

Při stanovení faktorů, které výskyt obojživelníků na pískovnách ovlivňují, se podařilo prokázat vliv velikosti, hloubky a členitosti nádrže. Jako vhodnější pro výskyt obojživelníků se ukazují nádrže menší a mělčí. Důležitá je také členitost nádrže – výhodné jsou buď větší, ale členitější nádrže s množstvím mělčích zátok, které rychle zarůstají vegetací nebo skupinky menších nádrží. Vhodná byla např. jezírka u pískovny Cep, kde se vyskytovalo 7 druhů obojživelníků a která tak zajišťovala druhovou pestrost soustavy. Ostatní pískovny soustavy - hluboké, se strmými břehy a zarybněné, jsou totiž pro obojživelníky nevhodné. Na strmých březích se neuchytí litorální vegetace, obojživelníci ztrácí místo pro nakladiení snůšek a v případě výskytu ryb navíc potenciální úkryt před predátory.

Vzhledem k tomu, že s těžbou vznikají nejen rozsáhlé vodní plochy, ale v jejich blízkosti také menší jezírka o různých parametrech, poskytují vytěžené pískovny vhodné životní podmínky pro celou řadu našich obojživelníků.

## **Závěr**

Závěrem lze říci, že na jedné straně jsou vytěžené pískovny biotopem nově vytvořeným člověkem a narušujícím ráz krajiny. Na straně druhé se jedná o biotop s vysokou ekologickou hodnotou, kde je dána ta možnost sledovat sukcesní stádia od prvopočátku. Na

řadě míst je na opuštěných písčových evidován výskyt ohrožených rostlin a živočichů (Vlkov, Tušť, Branná, Cep, Nová Hlína, Spolí aj.) a tato území si zaslouží ochranu jako genofondové plochy (SCHKO ČR 1995). Pro obojživelníky mohou sloužit jako náhradní biotop v krajině s intenzivním zemědělstvím a rybníkářstvím. Intenzivní obhospodařování rybníků (vysoká obsádka, likvidace břehových porostů, vysazování polokrotkých kachen nebo nevhodné odbahňování) totiž způsobuje, že se tyto „klasické“ biotopy stávají pro obojživelníky nevhodnými. Z hlediska vodohospodářského jsou šterkopísková jezera nenahraditelným a kvalitním zdrojem podzemních vod a zásobárnou pro okolní obce. Na svém významu nabývají tyto lokality také z hlediska rekreačního a skýtají vhodné podmínky pro sportovní rybářství.

Tabulka 1: Vodní vegetace a obojživelníci vytěžených písčoven

<b>Nalezené druhy rostlin</b>
bahnička jehlovitá ( <i>Eleocharis acicularis</i> ), bahnička mokřadní ( <i>Eleocharis palustris</i> ), bazanovec kytkokvětý ( <i>Lysimachia thyrsiflora</i> )*, bublínatka jižní ( <i>Utricularia australis</i> ), chrastice rákosovitá ( <i>Phalaris arundinacea</i> ), kamyšník přímořský ( <i>Bolboschoenus maritimus</i> ), kosatec žlutý ( <i>Iris pseudacorus</i> ), lakušník vodní ( <i>Batrachium aquatile</i> ), nehtovec přeslenitý ( <i>Illecebrum verticillatum</i> )**, orobinec široolistý ( <i>Typha latifolia</i> ), orobinec úzkolistý ( <i>Typha angustifolia</i> ), ostřice ( <i>Carex</i> sp.), plavuňka zaplavovaná ( <i>Lycopodiella inundata</i> )*, puškvorec obecný ( <i>Acorus calamus</i> ), rákos obecný ( <i>Phragmites australis</i> ), rdesno obojživelné ( <i>Polygonum amphibium</i> ), rdest kadeřavý ( <i>Potamogeton crispus</i> ), rdest světlý ( <i>Potamogeton lucens</i> ), rdest vzplývavý ( <i>Potamogeton natans</i> ), rosnatka okrouhlolistá ( <i>Drosera rotundifolia</i> )*, sítina rozkladitá ( <i>Juncus effusus</i> ), skřipina lesní ( <i>Scirpus sylvatica</i> ), skřipinec jezerní ( <i>Schoenoplectus lacustris</i> ), stolístek přeslenitý ( <i>Myriophyllum spicatum</i> ), šípátka střelolistá ( <i>Sagittaria sagittifolia</i> ), vodní mor kanadský ( <i>Elodea canadensis</i> ), zblochan vodní ( <i>Glyceria maxima</i> ), zblochan vzplývavý ( <i>Glyceria fluitans</i> ), zevar vzpřímený ( <i>Sparganium erectum</i> ), žabník jitrocelový ( <i>Alisma plantago-aquatica</i> )
<b>Nalezené druhy obojživelníků</b>
blatnice skvrnitá ( <i>Pelobates fuscus</i> ), čolek obecný ( <i>Triturus vulgaris</i> ), čolek velký ( <i>Triturus cristatus</i> ), kuňka obecná ( <i>Bombina bombina</i> ), ropucha krátkonohá ( <i>Bufo calamita</i> ), ropucha obecná ( <i>Bufo bufo</i> ), ropucha zelená ( <i>Bufo viridis</i> ), rosnička zelená ( <i>Hyla arborea</i> ), skokan krátkonohý ( <i>Rana lessonae</i> ), skokan ostronosý ( <i>Rana arvalis</i> ), skokan skřehotavý ( <i>Rana ridibunda</i> ), skokan štihlý ( <i>Rana dalmatina</i> ), skokan zelený ( <i>Rana kl. esculenta</i> )

\*\*kriticky ohrožené, \*silně ohrožené

Kontakt:

Ing. Olga Suchá, katedra ekologie, Studentská 13, 370 05 České Budějovice, Česká republika, E-mail: olgasucha@email.cz, tel.: +420 389 032 762

Ing. Hana Chobotská, Správa CHKO Třeboňsko, Valy 121, 379 01 Třeboň, Česká republika, E-mail: hana.chobotska@email.cz, tel.: +420 384 721 248



## **tovaná literatura**

- ndová, R., 1997. *Triturus vulgaris* (Linnaeus, 1758). 38 – 39. In: Nečas P., Modrý D., Zavadil V.: Czech recent and Fossil Amphibians and Reptiles. An Atlas And Field Guide. – Chimaira, Frankfurt am Main.
- iesener, G., Reichholf, J., Diesener, R., 1997. Obojživelníci a plazi. Ikar. Praha. 287 s.
- ánák, P., Tůma, V., Vošta, J., 1985. Struktura, funkce a dynamika vodní a mokřadní vegetace v biotopech pod vlivem lidské činnosti. Závěrečná zpráva. VŠZ – agronomická fakulta České Budějovice, 18.
- ík, J., [ed.], 1996. Biosférické rezervace České republiky. Příroda a lidé pod záštitou UNESCO. Empora Praha. 160 pp.
- át, K., ed., 2002. Klíč ke květeně České republiky. Academia Praha. 927 p.
- n péče Chráněné krajinné oblasti Třeboňsko, 1995. Správa chráněných krajinných oblastí České republiky. Správa Chráněné krajinné oblasti a Biosférické rezervace Třeboňsko.

**Avifauna of sandpit lakes in the Třeboň Basin Biosphere Reserve (South  
Bohemia, Czech Republic)**

Josef Rajchard<sup>1</sup>, Vít Fridrichovský<sup>1</sup>, Michal Šerý<sup>2</sup>, Jan Procházka<sup>3</sup>, Olga Suchá<sup>1</sup>

*University of South Bohemia, Faculty of Agriculture, Department of Ecology*

*University of South Bohemia, Pedagogical Faculty, Dept. of Physics*

*Agency for Nature Conservation and Landscape Protection of the Czech Republic,*

etlands (2004), v recenzním řízení

## Abstract

The occurrence of waterfowl was monitored in 13 sandpit lakes in the Třeboň Basin Biosphere Reserve in 1999 - 2003. These sandpit lakes, created by sand mining, are absolutely new landscape elements in the Třeboň Basin. An important component of the Třeboň Basin is represented by several centuries old man-made shallow lakes – fishponds, but in last forty years plant and animal communities gradually colonize also the new sandpits lakes. The results confirm the beginning of colonization of qualitatively quite new wetland habitats by birds. Direct observations proved the occurrence of 35 species of waterfowl. These species belong to 10 orders of birds: *Pelecaniformes*, *Gaviiformes*, *Podicipediformes*, *Anseriformes*, *Ciconiiformes*, *Coraciiformes*, *Charadriiformes*, *Falconiformes*, *Gruiformes*, and *Passeriformes*.

**Key words:** waterbirds, sandpit lake, occurrence, nesting, factors.

## Introduction

Sandpit lakes, deep water bodies created by opencast mining, represent a new type of aquatic ecosystems in the Třeboň Basin Biosphere reserve (BR), completely different from fishponds and other wetlands typical for this region. While intensive research of fishpond avifauna has been carried out for several years, the monitoring of bird species occurrence was performed on sandpit lakes only once several years ago (Hanák *et al.* 1985). They monitored one of the sandpit lakes near Vlkov village and one on the Cep locality. Twenty-five bird species were identified on the sandpit Lake Vlkov, including the species from surrounding biotopes which were intruding into marsh places. Out of this number, 13 species of birds had a direct relation to water. On the Cep sandpit, 16 bird species were directly associated with water habitats.

Since that time substantial changes of the lake size and progressive succession by plant and animal communities have taken place. Therefore the research of the colonization of sandpit lakes by birds and other groups of animals has a fundamental importance not only for the region, but also for other places with opencast mining activities.

Sand pit lakes resemble lake ecosystems in their character, especially their morphology and trophic status. The current condition of sand pit lakes is more similar to the state of fishponds soon after their construction than to current fishponds. This holds both for fish stock, and nutrient status (trophic level), which has been raised considerably owing to intensive pond management. It is assumed that the sand-pit lakes may, to some extent, develop in a similar manner as fishponds after their construction several hundred years ago, and may thus give insight into the process of incorporation of fishponds into the wider landscape and their colonization by plant and animal communities. However, the sand pit lakes are much deeper than fishponds. Results of the natural succession by phyto- and zoocenoses are important not only as theoretical knowledge, but also for the prospective compilation of biological restoration projects. The mentioned observations were performed on sand-pit lakes of different age, therefore it is possible to make implications for the course of colonization.

Very few authors in the world have dealt with avifauna of sandpit lakes. Siddle & Kirsch (1993) mentioned the nesting of threatened species Least Tern *Sterna antillarum* and Piping Plover *Charadrius melodus* on sandpits in Nebraska, USA. In the authors' opinion both threatened species found alternative places for nesting on lakes created by sand mining after most of their natural nest places on river alluvia were destroyed. Approximately 60 – 90 % of existing populations of these species nested on sandpits.

Many authors have investigated the waterfowl in fishponds of the Třeboň Basin area. More than 160 species of birds breed here and tens of species regularly use the Třeboň Basin area during migration or as winter habitat (Zasadil 1990). Waterfowl belong to the most threatened groups of vertebrates as a consequence of large-scale drainage of wetlands, destruction of shoreline habitats as a consequence of fishpond dredging and canalisation of rivers, as well as eutrophication resulting from intensive fishpond management by the fishermen (Janda & Řepa 1986). Sandpits may play an important role as refuge for species vanishing from the Třeboň Basin region as a result of the high trophic status of fishpond ecosystems and other factors. Increased numbers of breeding populations of many waterfowl species and the colonisation of fishponds by new species had been observed until the 1970s (Hudec 1994). An evident decrease of numbers of bird populations took place in the 1980s. This trend was monitored by Bejček *et al.* (1990) and Musil (1998) on fishponds of the Třeboň Basin: the decrease of numbers was recorded for 31 species, i.e. for most species of Ducks (*Anas* spp). An increase was found for 10 bird species. A declining frequency was recorded for 26 species and a rising frequency for 14 species. The results received may indicate the destabilization of fishpond ornithocoenoses reflecting the disturbance of their internal and external feedbacks (Janda & Ševčík 1990).

### **Description of monitored area**

The monitored area is located in the Třeboň Basin, a shallow and large depression situated in the southern part of Bohemia, at the Austrian-Czech border. Typical altitude ranges from 410 – 500 m. Among soil types, primary pseudogleys, gleys and some types of cambisol and podzol prevail in the Třeboň bioregion. There are significant deposits of gravel sand and a sporadic abundance of peat bogs (Balounová *et al.* 1997). The extraordinary natural significance of this region was recognized by its inclusion in the UNESCO/MAB system of Biosphere Reserves in 1977. The Třeboň Basin BR is one of the most important places with regard to the occurrence of water birds in Central Europe. It is a place for breeding and stopping place for migrants. Since 1990 aquatic and wetland biotopes of the Třeboň Basin BR have been protected as wetlands of international importance according to the Ramsar Convention.

According to the classification of climatic zones in Central Europe, the Třeboň Basin BR mainly belongs to the moderately warm region. In the central part (Třeboň town), the mean annual temperature is 8 °C, with average January and July temperatures of –2.8 °C and 18 °C, respectively. Mean annual precipitation is 651 mm (Jeník & Květ 2002).

The Lužnice River with its most notable affluents, the Nežárka and the Dračice, forms the natural axis of the whole Třeboň Basin area. However, the current hydrologic situation results from large water management modifications of the landscape performed in 14th – 16th centuries. The area is also a source of high quality groundwater. During the last decades the water balance of the landscape on some places was disturbed by large scale area drainage. Large-scale gravel-sand mining has had a significant negative effect on the groundwater reserves. Agriculture, especially a large-scale pig farms, appears to be the most important source of pollution (Balounová *et al.* 1997). Another characteristics in tab. 1.

### Methods

In 1999 – 2002, monitoring of waterfowl occurrence on sandpit lakes was performed in the Lužnice river floodplain in the Třeboň Basin Biosphere Reserve (hereafter the Třeboň Basin BR). The field monitoring of occurrence of waterfowl included two basic methods (Janda & Řepa 1986):

- identification of bird numbers on the water level
- direct detection of nests.

The numbers of birds on the water level were counted on a regular basis approximately once every two weeks. The numbers and the species composition of bird communities on the water level were monitored by binoculars of different make with an efficiency of 10 x 50 or by an eyepiece telescope BRESSER 20 – 60. Crossings over the observed locality, trails in sand, vocal activities and other traces of birds present were registered.

The direct detection of nests consisted of searching for nests on banks and in littoral vegetation of lakes during the nesting time.

Three most numerous species (Mallard, Mute Swan and Great Crested Grebe) were chosen as a main model species for the analysis of effects of time (seasonal) factor on the number of individuals.

In order to identify possible preferences for nesting habitats of single bird species, a complete inventory of hard littoral flora was made on all of the sandpit lakes. Subsequently, the nesting frequency was compared among different species and morphotypes of the littoral vegetation. The nomenclature of plant species follows Kubát (2002).

Table 1: Characterisations of observed sandpit lakes on single localities.

Locality	Lake	Area (ha)	Average depth (m)	Sand mining	Other characterises
Cep-Františkov	Cep	123	7*	yes	sheer banks, afforested up to water, littoral zone almost doesn't exist
	Cep 1	40	6,5	yes, partly	shore is articulated, sporadically afforested, partly sandy with incipient littoral invasion; small islands raising the diversion of lake; annual rich expansion of submerged vegetation (especially <i>Myriophyllum sp.</i> ).
	Tušt'	39,5	5	yes, partly	growths of Common Reed <i>Phragmites australis</i> and Common Cattail <i>Typha latifolia</i> on some places of bank; other parts of the bank sandy or scrub stands of Willow <i>Salix sp.</i>
	Františkov	9	4,5	no	shallow shore, especially in it's southern side large growths of Spike <i>Eleocharis sp.</i> , transiting into the shallow wetland, which gets inundated during high water level; sandy beaches create northern and eastern sides of the lake; partly terrestrial growths of Common Reed in the north-western part
Halamky	Southern	33,5	4	Yes, partly	articulated bank and shallow places, reaching relatively far from the bank; these places are shaggy by dense vegetation of Common Reed, sporadically Narrow-leafed Cattail <i>Typha angustifolia</i> and Common Cattail; submerged vegetation, sheer sandy banks
	Eastern	10,4	16	yes, intensive	oblong in shape and major sandy banks with slight trace of invasion of littoral vegetation
	Middle	12,7	14	yes	sheer banks with a bushy growth, sporadic occurrence of Common Reed; sandy eastern banks
	Northern	18,8	16	no	from major part afforested, sandy eastern bank, relatively large growths of Common Reed on south-western part; partly terrestrial
Horusicko-Veselsko-Vlkov	Horusice	23	6,5	no	sporadic sandy banks, area of littoral growths minimal; rich expansion of submerged vegetation (primarily <i>Myriophyllum sp.</i> ) coming up in summer
	Horusice 1	15	2,5	no	banks mostly planted by Willows
	Vlkov	46	2,8	no	slightly articulated and sporadically sandy banks; growths of trees mostly reaching water; growth of Common Cattail only in north-eastern part
	Veselí	10	3,5	no	surrounded by higher trees including the island
	Veselí 1	24	3,5	no	articulated banks, large peninsula, a small afforested island; shallow wetlands with littoral, emerged and deep vegetation; wetlands verging into the lake's banks in northwestern and partially northeastern part.

low is mining to 22 m

## Results and discussion

### Littoral flora as a most important component of waterfowl environment

On 13 sandpit lakes investigated, 17 species of “hard littoral flora” were found (table 2). All of them were common wetland species found also in other wetland habitats, especially fishpond littorals (Hejný & Husák, 1978). Distinct morphotypes of the common reed (*Phragmites australis*) were a conspicuous feature of littoral vegetation of the Halámky system. The morphotypes differed in stem basal diameter (5 to 15 mm), stem length (2 to 4.7 m), leaf width and the colour of panicles. The coexistence of different morphotypes was observed also in fishpond littorals (Hradecká 1973 a,b, Obstová 1989), but they were more uniform in their growth characteristics and, except for Rod fishpond in the Naděje fishpond system (Pechar *et al.* 2002), did not include the robust morphotype.

Table 2: Hard littoral flora of sand-pit lakes of the Třeboň Basin Biosphere Reserve

Sandpit lake	Littoral vegetation
Cep	<i>Carex sp.</i> , <i>Phalaroides arundinacea</i> , <i>Glyceria fluitans</i> , <i>Eleocharis palustris</i> , <i>Juncus effusus</i> , <i>Acorus calamus</i> , <i>Scirpus sylvatica</i> , <i>Alisma plantago-aquatica</i> , <i>Phragmites australis</i> , <i>Typha latifolia</i> , <i>Iris pseudacorus</i>
Cep I	<i>Phragmites australis</i> , <i>Typha latifolia</i> , <i>Schoenoplectus lacustris</i> , <i>Eleocharis palustris</i> , <i>Scirpus sylvatica</i>
Tušť	<i>Phragmites australis</i> , <i>Typha latifolia</i> , <i>Phalaroides arundinacea</i> , <i>Eleocharis palustris</i> , <i>Sparganium erectum</i> , <i>Carex sp.</i> , <i>Juncus effusus</i> , <i>Scirpus sylvatica</i> , <i>Iris pseudacorus</i>
Františkov	<i>Eleocharis palustris</i> , <i>Glyceria maxima</i> , <i>Phalaroides arundinacea</i> , <i>Carex sp.</i> , <i>Typha latifolia</i> , <i>Typha angustifolia</i> , <i>Acorus calamus</i> , <i>Eleocharis acicularis</i> , <i>Phragmites australis</i>
Halámky*	<i>Phragmites australis</i> , <i>Typha latifolia</i> , <i>Typha angustifolia</i> , <i>Phalaroides arundinacea</i> , <i>Sparganium erectum</i> , <i>Carex sp.</i> , <i>Alisma plantago-aquatica</i> , <i>Scirpus sylvatica</i> , <i>Juncus effusus</i> , <i>Glyceria fluitans</i>
Horusice	<i>Phragmites australis</i> , <i>Typha latifolia</i> , <i>Typha angustifolia</i> , <i>Eleocharis palustris</i> , <i>Scirpus sylvatica</i> , <i>Alisma plantago-aquatica</i> , <i>Glyceria maxima</i> , <i>Phalaroides arundinacea</i> , <i>Sparganium erectum</i> , <i>Carex sp.</i> , <i>Iris pseudacorus</i>
Horusice I	<i>Phalaroides arundinacea</i> , <i>Eleocharis palustris</i> , <i>Glyceria maxima</i> , <i>Scirpus sylvatica</i> , <i>Typha angustifolia</i> , <i>Typha latifolia</i> , <i>Phragmites australis</i> , <i>Carex sp.</i> , <i>Bolboschoenus sp.</i> , <i>Iris pseudacorus</i>
Vlkov	<i>Phragmites australis</i> , <i>Typha latifolia</i> , <i>Typha angustifolia</i> , <i>Juncus effusus</i> , <i>Scirpus sylvatica</i> , <i>Eleocharis palustris</i> , <i>Carex sp.</i> , <i>Phalaroides arundinacea</i> , <i>Alisma plantago-aquatica</i> , <i>Glyceria maxima</i> , <i>Iris pseudacorus</i>
Veselí	<i>Typha angustifolia</i> , <i>Phragmites australis</i> , <i>Typha latifolia</i> , <i>Carex sp.</i> , <i>Phalaroides arundinacea</i> , <i>Glyceria maxima</i>
Veselí I	<i>Typha latifolia</i> , <i>Phalaroides arundinacea</i> , <i>Eleocharis palustris</i> , <i>Phragmites australis</i> , <i>Typha angustifolia</i> , <i>Glyceria maxima</i> , <i>Scirpus sylvatica</i> , <i>Sparganium erectum</i> , <i>Carex sp.</i> , <i>Iris pseudacorus</i>

\* Halámky system includes 4 lakes – South, Middle, East and North. The East lake was not observed for the intensive exploitation.



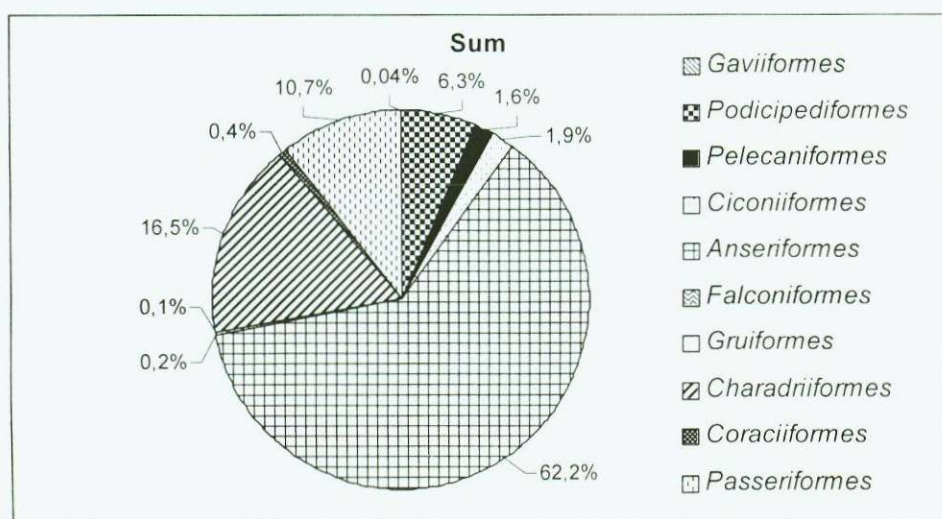
## Number of bird species

In total 35 species of birds, belonging to 10 orders, were observed (table 3). This is more than was found approximately 15 years ago. Hanák *et al.* (1985) observed 13 – 16 species of birds with a direct relation to water (i.e. less than half of the present number). The observations do not include all species reported from adjacent fishpond localities, but the proportion of the orders corresponds with the structure of the local avifauna (Zasadil 1990, Bejček *et al.* 1990, Musil 1998, Janda & Ševčík 1990). Composition of avifauna on all sandpit lakes expressed by the occurrence of separate bird orders is represented in Fig. 1. Comparison of the avifauna composition in the single lake systems is in Fig. 2.

Table 3: Number of species of waterfowl in sand-pit lakes of the Třeboň Basin Biosphere Reserve

Order	Number of species	%
Passeriformes	10	27
Charadriiformes	7	20
Ciconiiformes	4	11
Anseriformes	4	11
Falconiformes	3	9
Coraciiformes	2	6
Galliformes	2	6
Podicipediformes	1	3
Pelecaniformes	1	3
Gaviiformes	1	3
<b>total</b>	<b>35</b>	<b>100</b>

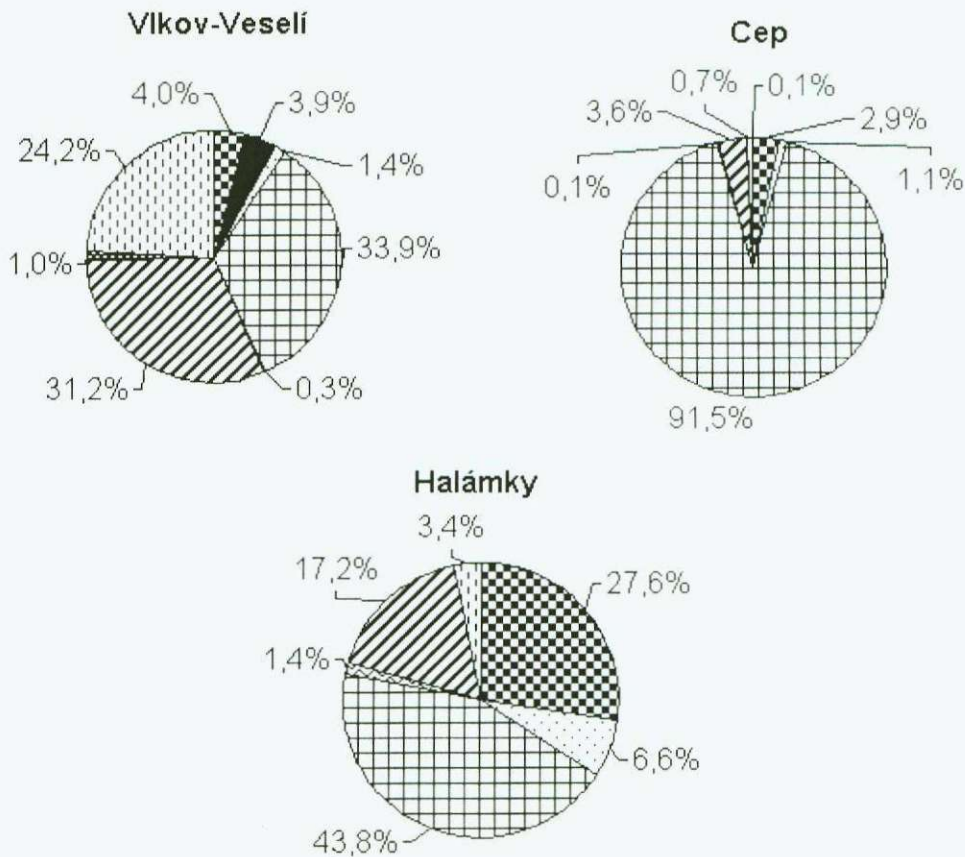
Figure 1: Composition of avifauna on sandpit lakes expressed by the occurrence of separate bird orders in all localities. [%]



### The seasonal course of birds occurrence

The seasonal course of occurrence reflects the causes of the occurrence of the individual species. The nesting species colonized the sandpit environment in the nesting time (only nesting occurrence in the less numerous species: warblers of the genus *Acrocephalus*, Little Bittern, Moorhen – see next parts). There were mostly migratory species. The peak of occurrence of the migratory species, using the sandpit lakes as a rest place during the migration, occurred in the spring and in the autumn (an example is the Red-Crested Pochard). This group included also the mallard (but small numbers of this species nested in the sandpit lakes, too) - with the a high occurrence in some lakes in the hunting time - and the Goldeneye. The occurrence of birds, attending the sandpits occasionally as a food places was more or less regular (Black-headed Gull, Grey Heron). The seasonal course of occurrence of three most abundant species (Great Crest Grebe, Mute Swan and Mallard) as an example is in Fig. 3 (Great Crest Grebe, Mute Swan) and Fig. 4 (Mallard).

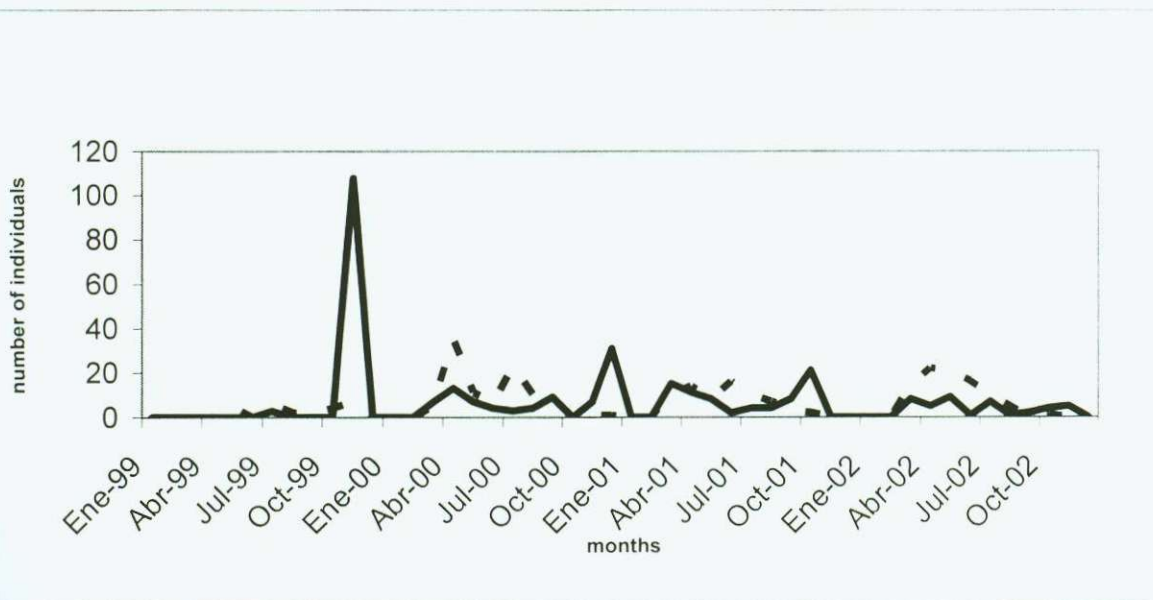
Figure 2: Composition of avifauna on single localities expressed by the occurrence of single orders (same legend as in Fig. 1).



### The relation between the waterfowl occurrence and the current mining activity.

In the localities with the mining activities the Mallard accounted for 98 % of total bird number. This is caused by the fact that the Mallard find a refuge on sandpit lakes in the time of autumnal hunts, because hunting is forbidden there. In winter time, the water does not freeze on the lakes as a consequence of mining activities. Other bird species occurred at random. The species composition on lakes after cessation of mining activities corresponds to colonization of these biotopes in relation to the succession of other communities (plants, vertebrates).

Fig. 3: The seasonal course of number of Mute Swan (*Cygnus olor*) (fully line) and Great Crest Grebe (*Podiceps cristatus*) (dashed line)



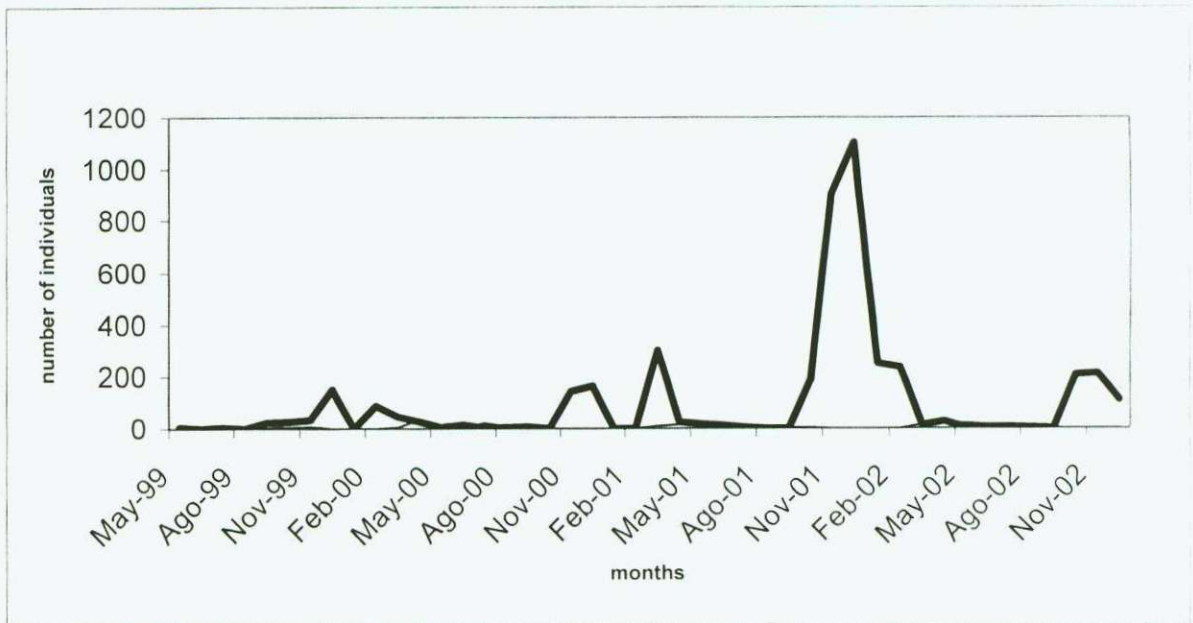
### The influence of the model species occurrence to environmental and anthropogenic factors

It was largely related to the causes of preference and seasonal course of occurrence. The markedly high numbers of the Mallard on lakes without littoral vegetation is due to the occurrence on lakes with mining activities, outside of breeding time. Similarly, a marked occurrence was found for the Mute Swan on lakes with minimum littoral vegetation. By contrast, a greater occurrence of Great Crest Grebe on lakes with well developed littoral vegetation was related to breeding.

### The refuges for endangered species

The results support the hypothesis that the sand-pit lakes represent biotopes that can serve as refuges for the endangered species. (This holds especially for the species, whose numbers markedly decreased in fishponds in consequence of the intensification of the fishery). This fact concerns two species: Little Bittern and Great Reed Warbler. The Little Bittern nested regularly in sandpit lake of Halámky – South in number of 1 – 3 pairs. The nests were found in the stands of the most robust morphotype of reed (*Phragmites australis*). The nesting of this species was not proved in other localities in Bohemia for many years. Great Reed Warbler nests in the same stands of the robust morphotype of reed (5 – 8 nests), but has recently nested very rarely in the fishpond localities. The sandpit lake of Halamky – South, having an area of 33,5 ha, is now the only nesting place of the Little Bittern and the most abundant nesting place of the Great Reed Warbler in the South Bohemia and probably in the whole of Bohemia. The situation, observed for the Little Bittern and the Great Reed Warbler in the sandpit lakes, resembles that of Piping Plover and Least Tern in sandpits in Nebraska (Siddle & Kirsch 1993).

Fig. 4: The seasonal course of number of Mallard (*Anas platyrhynchos*)



## Other potential colonizers

Some other bird species were observed on the sandpit lakes in small numbers may be regarded as species potentially able to colonize these biotopes. They may be divided in several groups according to their habitat preferences:

1. Species requiring orthogonal sand walls for the nest holes. They include the Kingfisher, which moreover exploits the lakes for fishing, and the Sand Martin. The occurrence of the Sand Martin colonies relates to occasional observations of the Hobby, as a predator of the former species. The Kingfisher and the Sand Martin find suitable nest opportunities as early as during the mining activity, but their nest holes are threatened during subsequent mining. The nest holes are often destroyed during the post-mining arrangement of terrain. Isolated nesting of the Bee-Eater, observed in a small sandpit near one of lakes studied in 2002, was absolutely unique.

2. Species living in the bare sands without vegetation include Little Ringed Plover and Common Sandpiper. Both species were sporadically observed in suitable localities. Nesting of the Little Ringed Plover was observed in the Halamky locality. Considering the high frequency of human attendance on the shore, only sporadic nesting and a small nesting success is expected.

3. The species living in reed. In addition to the Little Bittern and Great Reed Warbler, suitable localities were colonized by Reed Warbler, Reed Bunting and Moorhen. Reed Warbler inhabit (except other localities) also the Halamky – South, where it made nests in stands of more subtle morphotypes of reed than the great reed warbler.

4. The species of the lake biotopes, using the sandpits especially during migration. This group includes the Black-throated Diver and Osprey. Both species seem to prefer sand pits because they resemble lakes more than the shallow and eutrophic fishponds.

5. Species preferring steppelike biotopes. These localities represent surrounding biotopes of some of sandpit lakes until they are destroyed by sand extraction and subsequent inundation or colonization by woody vegetation. This group includes the Lapwing, Skylark and Hoopoe. The Hoopoe was repeatedly observed in the Vlkov locality. The nesting was supposed in the stump cavities in the near forest, in one case one the nest was found in the cavity in an orthogonal sand wall above water level.

## Conclusions

A total of 37 bird species were found on the sand pit lakes studied, 13 of them (35 %) were nesting. The influence of many factors is evident, whose effects frequently differ on

sand pits as compared with other biotopes and are difficult to quantify. The sandpits can be important migration stops for birds during migration, as well as quiescent zones. There may act as refuges for endangered species and have a positive influence on the biodiversity of the landscape.

### Acknowledgements

This study was supported by project Nr. IAA 6093105 of the Grant Agency of the Academy of Sciences of the Czech Republic. We thank Dr. Hana Čížková and Šárka Hodulíková for improving the English of this paper.

### References

- Balounová, Z., Rajchard, J., Vysloužil, D., Macků, E., Zemek, V., 1997. The study of ecological stability of the Naděje fishpond system in dependence to fishery use. The partial report of project ZF - 2505/96, České Budějovice [in Czech].
- Bejček, V., Exnerová, A., Fuchs, R., Musil, P., Vašák, P., Šimek, L., Šťastný, K. 1990. The changes of numbers of the individual waterbird species in selected fishponds of the Třeboň Basin – comparison of years 1981, 1982 a 1986, 1987. In: The birds in cultural landscape, Part 1. KSSPPOP, pp. 17 - 24. České Budějovice [in Czech].
- Hanák, P., Tůma, V., Vošta, J. 1985. The birds and mammals of the flooded sandpits, their parasitization, significance and use. The final report of the research project AF VŠZ České Budějovice, 16 pp. [in Czech].
- Hejný, S., Husák, Š. 1978. Higher plant communities. In: Dykyjová, D., Květ, J. (Eds.), Pond Littoral Ecosystems. Structure and Functioning. Springer, Berlin, Pp. 23-64.
- Hradecká, D., 1973a. Common reed (*Phragmites communis* Trin.) in South Bohemia, South Moravia and South Slovakia, morphology of the inflorescences and flowers wraps. In: Hejný, S. (Ed.), Ecosystem Study on Wetland Biome in Czechoslovakia. Czechosl. IBP/PT-PP Report No. 3., Třeboň, pp. 47-53.
- Hradecká, D., 1973b. Morphological characteristics of two types of common reed (*Phragmites communis* Trin.) from the Opatovický fishpond. In: Hejný, S. (Ed.), Ecosystem Study on Wetland Biome in Czechoslovakia. Czechosl. IBP/PT-PP Report No. 3., Třeboň, pp. 55-58.
- Hudec, K. 1994. The Fauna of the Czech Republic and the Slovak Republic Burda, part 1. Academia, Praha [in Czech].
- Janda, J., Řepa, P. 1986. The methods of quantitative research in ornithology. SZN, Praha.
- Janda, J., Ševčík, J. 1990. The changes of avifauna of Nature Reserve V. a M. Tisý in 1947 – 1988. In: The birds in the cultural landscape, Part 1. KSSPPOP, pp. 103 - 117. České Budějovice [in Czech].
- Jeník, J., Květ, J. 2002. Human impacts on the Třeboň Basin Biosphere Reserve. In: Květ, J., Jeník, J., Soukupová, L. (eds.) (2002): Freshwater Wetlands and Their Sustainable Future: A Case Study of the Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic. Man and the Biosphere Series 28, UNESCO & The Parthenon, pp. 3-10.
- Kubát, K., ed. 2002. A key to flora of the Czech Republic. Academia Praha. 927 p.
- Musil, P. 1998. The changes in numbers of the nesting populations of waterfowl in the Třeboň Basin fishponds in 1981 – 1997. SYLVIA, 34/1, ČSO Praha, pp. 13 - 26.
- Obstová, M., 1989. Reed stands of Velký Tisý fishpond in the Třeboň Basin Protected Landscape Area. MSc Thesis, Department of Botany, Charles University, Praha [in Czech].
- Pechar, L., Balounová, Z., Rajchard, J., 2002. Impact of eutrophication on the rod fishpond. In: Květ, J., Jeník, J., Soukupová, L. (eds.) (2002): Freshwater Wetlands and Their Sustainable Future: A Case Study of the Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic. Man and the Biosphere Series 28, UNESCO & The Parthenon, pp. 169-183.
- Siddle, J., G., Kirsch, E., M. 1993. Least Tern and Piping Plover nesting at sand pits in Nebraska. Colonial-Waterbirds, 16, 2, pp. 139 - 148.
- Zasadil P. 1990. The seasonal changes of the waterfowl numbers in selected fishponds of the Třeboň Protected Landscape Area. In: The birds in the cultural landscape, Part 2. KSSPPOP, pp. 265 - 271. České Budějovice. [in Czech].

contact address: Josef Rajchard, Studentská 13, 370 05 České Budějovice, Czech Republic  
phone: + 420/ 387772757, telfax : 420385300122, e-mail: rajchard@zff.jcu.cz

## KAPITOLA V.

**Příspěvek ke květeně pískoven na Třeboňsku**

**The contribution to flora of sandpit lakes in Třeboň basin area**

Olga Suchá<sup>1</sup>, Josef Rajchard<sup>1</sup>

*Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, katedra ekologie*

borník Jihočeského muzea, v recenzním řízení



## **ABSTRAKT**

Na území Třeboňské pánve bylo sledováno třináct pískoven na čtyřech soustavách (Cep, Halámky, Tušův, Horusicko-Veselsko-Vlkovská soustava). Na všech pískovných byla provedena kompletní inventarizace pobřežní (tzv. tvrdé litorální) a submerzní flóry.

**klíčová slova:** pobřežní vegetace; pískovny

## **ABSTRACT**

Thirteen sandpit lakes were studied in four systems (Cep, Halámky, Tušův, Horusice-Veselí-Vlkov system) in the Třeboň Basin area (South Bohemia, Czech Republic). The „hard littoral“ flora and submerged flora were mapped in detail in all sandpit lakes.

**key words:** coastal vegetation; sandpit lakes

terminologická nomenklatura: Kubát (2002)

## ÚVOD

Třeboňská pánev je místem mnoha významných mokřadních lokalit jako např. několik set let staré rybníky, rašeliniště a v neposlední řadě uměle vytvořené nádrže vzniklé těžbou šterkopísku (vytěžené pískovny). Jako oblast mimořádného přírodovědného významu bylo Třeboňsko zařazeno v roce 1977 v rámci programu „Člověk a biosféra“ do sítě biosférických rezervací (BR) UNESCO. Chráněnou krajinnou oblastí (CHKO) o rozloze 700 km<sup>2</sup> bylo vyhlášeno o dva roky později v roce 1979 výnosem Ministerstva kultury ČSR. Zároveň jsou vodní a mokřadní plochy na Třeboňsku od roku 1990 chráněny jako mokřad mezinárodního významu podle „Ramsarské konvence“ pod názvem „Třeboňské rybníky“ (Jeník *et al.* 1996). V České republice splňuje v současné době kritéria této úmluvy celkem 9 území. Průměrná nadmořská výška pánve se pohybuje okolo 410 až 470 m n. m. (Jeník *et al.* 1996). Přirozenou osou celého území Třeboňské pánve je řeka Lužnice s hlavními přítoky Nežárkou a Dračicí. Současná situace je však výsledkem rozsáhlých vodohospodářských úprav krajiny, které byly provedeny ve 14. – 16. století (Balounová *et al.* 1997).

Vytěžené pískovny tvoří velmi významný nový prvek v krajině Třeboňské pánve. Výrazně se odlišují od rybníků a dalších mokřadů a svým charakterem se blíží spíše jezerním ekosystémům. Oproti současným rybníčním lokalitám se vyznačují nižší trofíí, jakou pravděpodobně měly rybníky v době svého vzniku (2. polovina 14. století) (Jeník *et al.* 1996). Studium vývoje pískoven a jejich osídlování rostlinnými a živočišnými společenstvy proto může napomoci také porozumění začleňování rybníků do krajiny po jejich vzniku před několika sty lety.

Vzhledem k tomu, že pískovny byly dosud zcela opomíjeny z botanického hlediska, nebyl k dispozici dostatek literárních pramenů, týkajících se přímo těchto vybraných lokalit. Cílem práce bylo v letech 2000 až 2001 zpracování současného stavu poznatků a mapového materiálu 13 pískoven na 4 soustavách v oblastech Veselí nad Lužnicí, Chlum u Třeboně – Suchdol nad Lužnicí a Halámky a vyhodnocení výskytu tzv. tvrdé litorální flóry a submersních druhů rostlin.

## MATERIÁL A METODIKA

Na vrcholu vegetačních sezón (červen, červenec 2000 a 2001) byly všechny nádrže obcházeny a do schematických map poskytnutých těžebními společnostmi byly zakreslovány porosty jednotlivých vodních a mokřadních druhů rostlin, zaznamenány dle velikosti (včetně jednotlivých rostlin).

Před datem nálezu jednotlivých druhů je vždy uvedena zkratka autora nálezu: OS – Jaroslav Suchá, JR – Josef Rajchard, JM – Josef Michal. Počet vodních a mokřadních druhů byl zjištěn při terénním průzkumu na každé lokalitě, byl vztažen na stáří pískovny a na vzdálenost kilometr jejího pobřeží.

#### **Charakteristika jednotlivých soustav pískoven:**

##### **Cep (obr. 4.1)**

V roce 2000 zahrnovala tato soustava nejrozlehlejší nádrž (1)Cep (123 ha) a oddělenou jižní část (2)Cep I (40 ha). V roce 2001 došlo k odstranění štěrkopískového pilíře mezi nádržemi a značná část vody nádrže Cep I přetekla do nádrže Cep. Pilíř byl odstraněn v souvislosti s úvodem další plánované těžby na této nádrži. Nádrže se nacházejí na levobřeží řeky Lužnice cca 1,5 km severně od obce Suchdol n./Luž. a 1,8 km jižně od obce Majdalena 100-800 m vzdáleně od hlavní silnice (viz obr. 1). Těžba probíhá v současné době na části Cep sacím způsobem, který nádrž prohlubuje, nikoli mění rozlohou. Území je zdrojem kvalitních podzemních vod.

##### **Tušť (obr. 4.1)**

Tato soustava zahrnuje nádrže (3)Tušť a (4)Františkov. Nachází se na pravobřeží řeky Lužnice cca 500 m východně od obce Suchdol n./Luž. (viz obr. 2). Podélná osa nádrží je kolmá na tok řeky. Na této lokalitě byla těžba v roce 2000 ukončena, o rok později byla zastavena ještě nepatrná aktivita těžební společnosti, ale těžba obnovena nebyla.

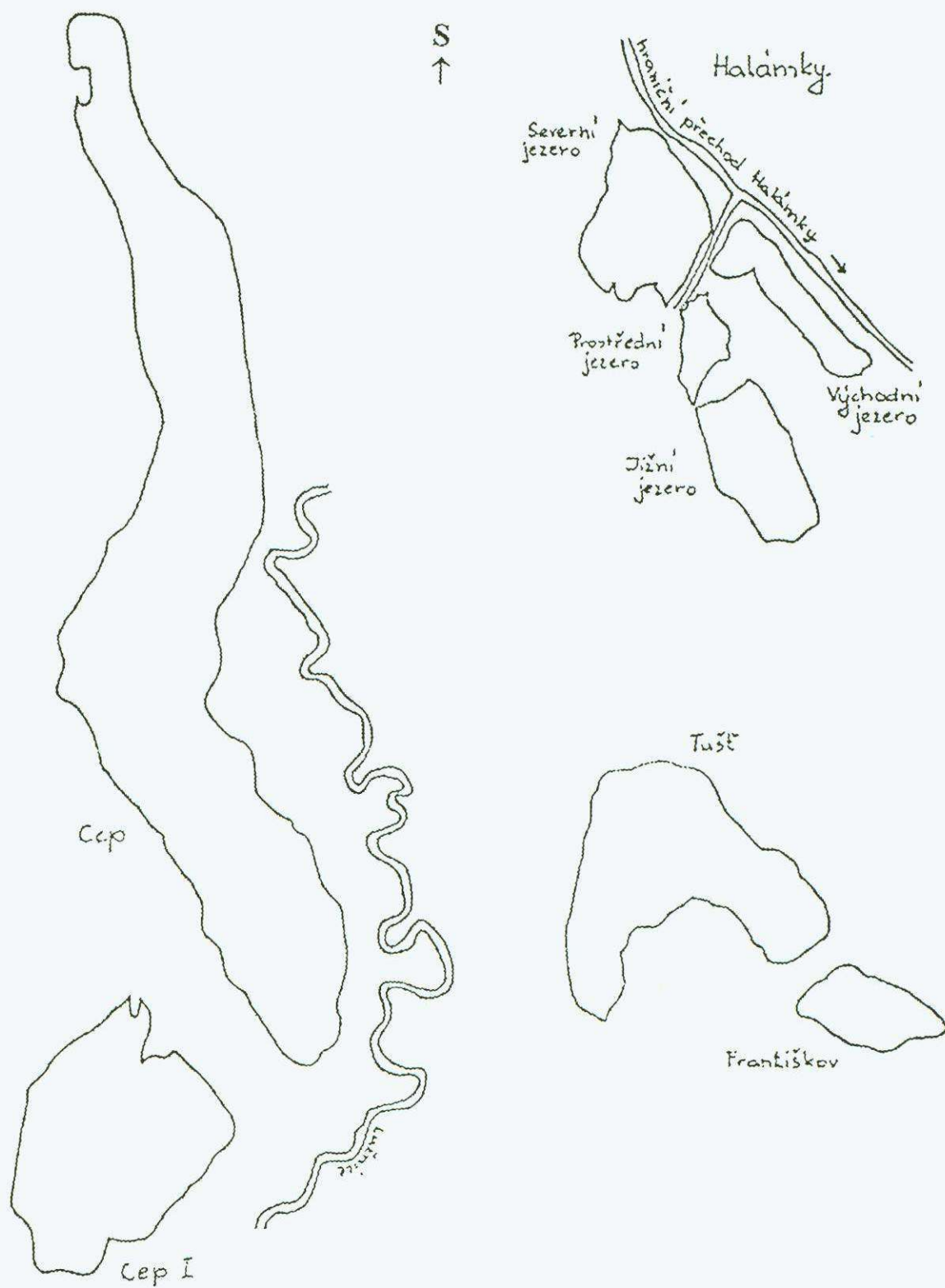
##### **Halámky (obr. 4.1)**

Soustava představuje čtyři nádrže v těsném sousedství oddělené takřka pouze pískovými nádržemi: (5)Severní, (6)Prostřední, (7)Jižní a (8)Východní jezero. Nalézají se mezi obcemi Halámky a státní hranicí s Rakouskem cca 100 m od hlavní silnice (viz obr. 3). Zde probíhá velmi intenzivní těžba. Na pobřeží, kde dosud nebyla provedena lesnická rekultivace, nastupuje zajímavá sukcese litorálních a mokřadních společenstev rostlin. Uprostřed této lokality se nacházejí velmi mělké a zčásti vysychající mokřady a plochy zarůstající přirozeným lesním porostem, v současné době jsou zdevastovány.

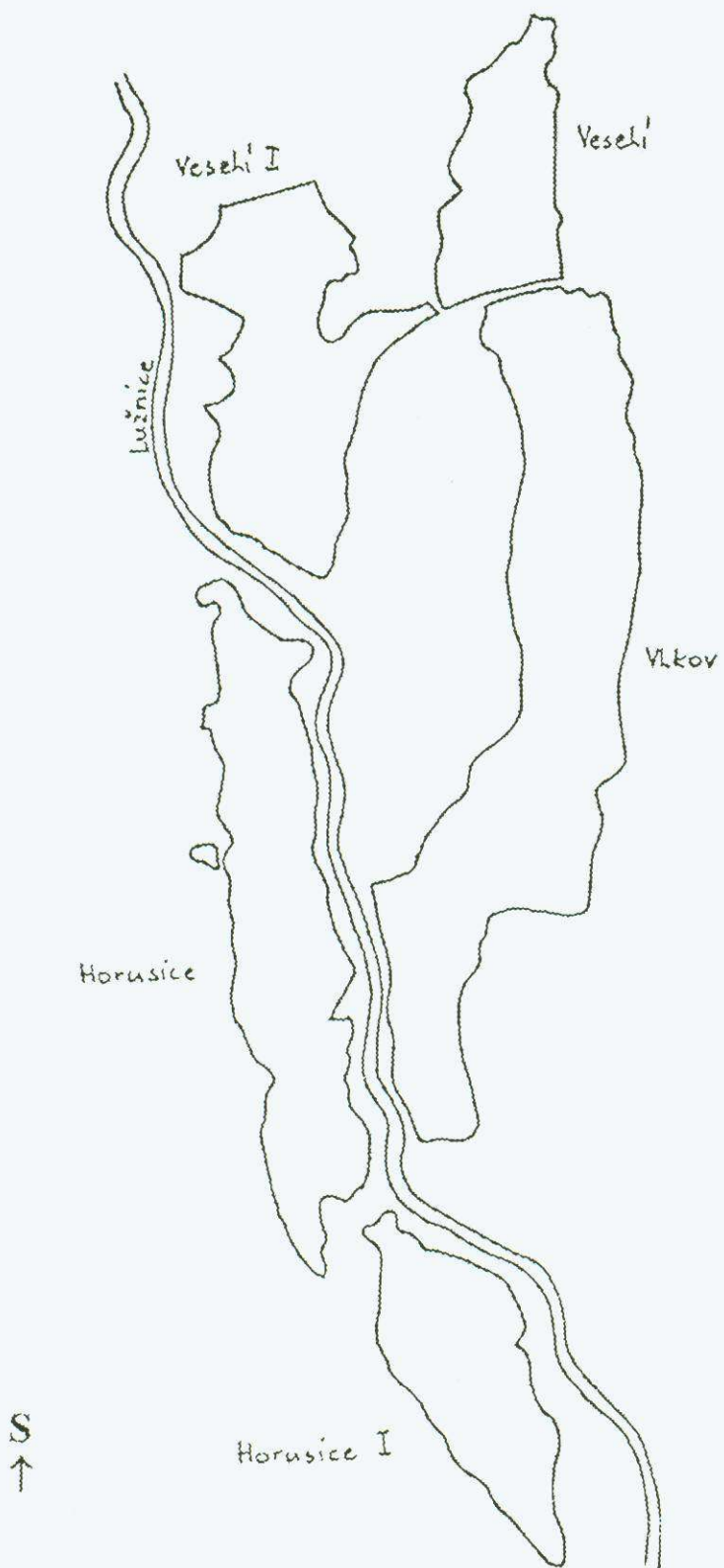
##### **Horusicko-Veselsko-Vlkovská soustava (obr. 4.2)**

Zahrnuje pět nádrží situovaných v nivě Lužnice 1 km severovýchodně od obce Vlkov n./Luž. (viz obr. 4). Dvě leží na levobřeží: (9)Horusice, (10)Horusice I. Eutrofizace těchto nádrží je podmíněna především přítokem vody z blízkých rybníků a splachy ze zemědělské půdy. Zbývající tři nádrže jsou na pravém břehu řeky Lužnice: (11)Veselí, (12)Veselí I, (13)Vlkov.

Obr. 4.1: Soustava Cep, Halámky a Tušť.



r. 4.2: Horusicko-Veselsko-Vlkovská soustava.



Tab. 1: Přehled parametrů jednotlivých pískoven/The parameters of sandpit lakes (Rajchard a Procházka 2001)

Nádrž	výměra plochy (ha)	vodní průměrná hloubka (m)	těžba v letech nebo ukončena
Cep	123	7	1949-neukončena
Cep I	40	6,5	1983-neukončena
Tušť	39,5	5	1955-2000
Františkov	9	4,5	1970-1975
Halámky – severní	33,47	16	1970 – 1994
- jižní	18,75	4	1976 – 1985
- střední	22,74	14	1976 – 1979
- východní	stále se mění	17	1976-neukončena
Horusice I	15	2,5	1977-1986
Horusice	23	6,5	1972-1983
Veselí I	24	3,5	1981-1986
Veselí	10	3,5	1963-1986
Vlkov	46	2,8	1963-1986

## VÝSLEDKY

Při pravidelných návštěvách jednotlivých lokalit bylo patrné, že pás litorálu je značně úzký (1 - max. 8 m). Tato skutečnost je dána především sklonem dna a břehů pískovny, který lze odvodit z jejich rozlohy a hloubky (tab. 1). Velká část pobřeží byla zarostlá stromy (především *Salix sp.*) až k volné vodní hladině. Litorální pás byl na mnoha místech narušen lidskou činností, především rekreací, rybařením a těžbou samotnou, a to na všech lokalitách.

Z tabulky 2 je na první pohled patrné, že na starších pískovnách se většinou vyskytovalo více druhů, což může být ovšem způsobeno různým stádiem postupující sukcese. Na pískovnách se vyskytují druhy obvyklé, jako *Phragmites australis*, *Typha latifolia* nebo *Typha angustifolia*, dále druhy méně časté, jako *Acorus calamus*, *Utricularia australis* a *Iris pseudacorus*, ale i druhy vzácné, chráněné zákonem, *Drosera rotundifolia*, *Lycopodiella inundata*, *Illecebrum verticillatum* a *Lysimachia thyrsiflora*.

Tab. 2: Počet rostlinných druhů nalezených na pískovnách (2000, 2001)/The number of plant species

Pískovna	Délka pobřeží (km)	Počet druhů celkem	Počet druhů na 1 km pobřeží	Stáří pískovny (roky)
Cep	8.3	13	1.6	neukonč.
Cep I	3.4	5	1.4	neukonč.
Tušť	3.31	11	3.3	4
Františkov	1.2	10	8.3	29
Hal. - sev.	2.55	5	1.96	10
- stř.	1.33	7	5.26	25
- vých.	2.5	nesled.	nesled.	neukonč.
- již.	2.01	5	2.5	19
Horusice	3.8	10	2.6	21
Horusice I	2	20	10	18
Veselí	1.64	11	6.7	18
Veselí I	2.7	15	5.55	18
Vlkov	4.8	15	3.1	18

Výskyt a rozšíření jednotlivých druhů litorálních porostů a submersní vegetace na jednotlivých lokalitách:

*corus calamus*

1) **Františkov**: SZ břeh, mělký mokřad, 110 m od silnice rozdělující pískovny Tušť a Františkov (OS 10. 7. 2001). – (1) **Cep**: SZ břeh, 100 m jižně od těžebny (OS 5. 7. 2001); J břeh v polovině pískovny (OS 5. 7. 2001).

*lisma plantago-aquatica*

2) **Cep**: J břeh, nejjižněji položené místo pískovny (OS 5. 7. 2001). – (6) **Prostřední jezero alámky**: mělký zčásti vysychající mokřad SV od Prostředního jezera, 300 m od příjezdové cesty k těžebně (OS 6. 7. 2001); J břeh 50 m V od nejjižnějšího bodu pískovny (OS 6. 7. 2001). – (9) **Horusice**: Z břeh, 70 m S od mostu přes řeku Lužnici (OS 30. 6. 2001); Z břeh 50 m od jezírka (OS 30. 6. 2001); JZ břeh 100 m od hlavní silnice (OS 30. 6. 2001). – (3) **Vlkov**: JZ břeh, 30 m S od mostu přes řeku Lužnici (OS 16. 6. 2001); JZ břeh, 100 m J od hodovitého výběžku pískovny (OS 16. 6. 2001). – (3) **Tušť**: V břeh Z laloku pískovny, 200 m S od bývalé těžebny (OS 6. 7. 2001).

*Batrachium aquatile*

(4)Františkov: JV břeh (OS 10. 7. 2001). – (6)Prostřední jezero Halámky: SV břeh, mělký mokřad (JM 6. 7. 2001). – (7)Jižní jezero Halámky: V břeh, vyplavené rostliny a terestrické formy podél celého pobřeží (OS 6. 7. 2001). – (13)Vlkov: JV břeh (OS 16. 6. 2001). – (3)Tušův: SZ břeh (OS 6. 7. 2001).

*Bolboschoenus* sp.

(10)Horusice I: Z břeh, 70 m od hlavní silnice v řídkém vrbovém porostu (JR 30. 6. 2001).

*Carex* sp.

(1)Cep: J břeh (OS 5. 7. 2001); JV břeh, téměř souvislý porost cca 100 m S od těžebny v délce 100 m (OS 5. 7. 2001); V břeh, nesouvislý porost v délce 350 m (OS 5. 7. 2001); V břeh, nesouvislý porost v délce 120 m (OS 5. 7. 2001); SV břeh, smíšený porost s *Phalaris arundinacea* (OS 5. 7. 2001); S břeh, 2x souvislý porost 50-70 m (OS 5. 7. 2001); Z břeh, nesouvislý porost v délce 100 m (OS 5. 7. 2001); Z břeh, smíšený porost s *Phragmites australis* o délce cca 120 m (OS 5. 7. 2001); Z břeh, souvislý porost o délce 110 m (OS 5. 7. 2001); Z břeh, v porostu vrb cca 600 m (OS 5. 7. 2001). – (3)Tušův: V břeh Z laloku pískovny, 220 m S od bývalé těžebny (OS 6. 7. 2001); JV břeh V laloku pískovny, smíšený porost s *Phalaris arundinacea* (OS 6. 7. 2001); V břeh V laloku pískovny (OS 6. 7. 2001); V břeh V laloku pískovny, 350 m jižně od stanového tábora (OS 6. 7. 2001); SV břeh, 250 m JZ od stanového tábora (OS 6. 7. 2001); S břeh, smíšený porost s *Eleocharis palustris* (OS 6. 7. 2001); S břeh, 1 trs (OS 6. 7. 2001). – (4)Františkov: SV břeh, 20 m západně od silnice (OS 10. 7. 2001); SV břeh, 20 m Z od silnice, 70 m JV od suchého porostu *Phragmites australis* (OS 10. 7. 2001). – (6)Halámky Prostřední jezero: SV břeh, 20 m Z od mokřadu, 1 trs (OS 6. 7. 2001); JZ břeh, mezi porosty *Phragmites australis* (OS 6. 7. 2001). – (7)Halámky Jižní jezero: porosty nesouvisle kolem celé nádrže především při porostech *Phragmites australis* (OS 6. 7. 2001). – (10)Horusice I: SZ břeh, v porostu vrb, 1 trs, 20 m od cesty k pískovně (OS 30. 6. 2001). – (9)Horusice: V břeh, 15 m Z od řeky Lužnice (OS 30. 6. 2001); SV břeh, 1 trs na výběžku (OS 30. 6. 2001); S břeh, smíšený porost s *Eleocharis palustris* (OS 30. 6. 2001); Z břeh, 50 m SV od tůně, smíšený porost s *Glyceria maxima* a *Iris pseudacorus* (OS 30. 6. 2001); tůň při Z břehu, 10 m od pískovny (OS 30. 6. 2001); Z břeh, 350 m Z od hlavní silnice, smíšený porost s *Eleocharis palustris* a *Alisma plantago-aquatica* (OS 30. 6. 2001). – (13)Vlkov: JZ břeh, 70 m Z od mostu přes řeku Lužnici, smíšený porost s *Calamagrostis epigejos* o délce cca 150 m (OS 16. 6. 2001); Z břeh, smíšený porost s *Juncus effusus* (OS 16. 6. 2001); Z břeh, větší trs (OS 16. 6. 2001); Z břeh, 50 m J od malé písčité pláže, 1 trs (OS 16. 6. 2001); SZ břeh, 100 m S od malé písčité pláže (OS 16. 6. 2001); SZ břeh (OS 16. 6. 2001);



S břeh, 1 trs (OS 16. 6. 2001); S břeh, 10 m Z od písčité pláže, souvislý porost o délce cca 50 m (OS 16. 6. 2001); SV břeh, mezi trsy *Iris pseudacorus* a *Glyceria maxima* (OS 16. 6. 2001); V břeh, 1 trs v porostu *Glyceria maxima* (OS 16. 6. 2001); JV břeh, 1 trs (OS 16. 6. 2001); J břeh, malý porost (OS 16. 6. 2001); J břeh, smíšený porost s *Phalaris arundinacea* (OS 16. 6. 2001). – (11) **Veselí**: JV roh nádrže (OS 16. 6. 2001); JV břeh, 1 trs (OS 16. 6. 2001); JV břeh, nesouvislý porost o délce cca 100 m (OS 16. 6. 2001); S břeh, nejsevernější místo nádrže (OS 16. 6. 2001); Z břeh, v porostu vrb (OS 16. 6. 2001); JZ břeh (OS 16. 6. 2001); J břeh, 40 m S od nádrže Vlkov (OS 16. 6. 2001). – (12) **Veselí I**: S břeh V výběžku nádrže (OS 16. 6. 2001); S břeh, 1 trs (OS 16. 6. 2001); S břeh, 1 trs, západněji od předchozího (OS 16. 6. 2001); SZ břeh, okraj mokřadu, 1 trs (OS 16. 6. 2001) Z břeh, smíšený porost s *Phalaris arundinacea* (OS 16. 6. 2001); JZ břeh (OS 16. 6. 2001); V břeh, 1 trs (OS 16. 6. 2001); V břeh, porost o délce cca 100 m (OS 16. 6. 2001); J břeh V výběžku nádrže, smíšený porost *Phalaris arundinacea* a *Sparganium erectum* (OS 16. 6. 2001).

#### *Prosera rotundifolia*

(5) **Halámky Prostřední jezero**: mělký mokřad 20 m V od Prostředního jezera (JM 6. 7. 2001).

#### *leocharis acicularis*

(1) **Františkov**: JV břeh, 1 větší trs (JR 10. 7. 2001).

#### *leocharis ovata*

(1) **Halámky Prostřední jezero**: střed mělkého mokřadu, V od Prostředního jezera (JM 6. 7. 2001).

#### *leocharis palustris*

(1) **Františkov**: JZ břeh, hustý vysoký porost o délce cca 200 m navazující na písčitou pláž (OS 10. 7. 2001); J břeh, větší trs (OS 10. 7. 2001); JV břeh (OS 10. 7. 2001); S břeh, 50 m V od suchého porostu *Phragmites australis* (OS 10. 7. 2001); S břeh, porost o délce 120 m, snížená v *Phragmites australis* (OS 10. 7. 2001); SZ břeh (OS 10. 7. 2001). – (6) **Halámky Prostřední jezero**: J část mělkého mokřadu V od Prostředního jezera (JM 6. 7. 2001); střed mělkého mokřadu východně od Prostředního jezera (JM 6. 7. 2001). – (7) **Halámky Jižní jezero**: V břeh, výběžek do vody (JM 6. 7. 2001). – (10) **Horusice I**: Z břeh, uprostřed Z břehů, 1 trs (OS 30. 6. 2001); Z břeh, v porostu vrb, 1 trs (OS 30. 6. 2001); SZ břeh, v porostu vrb, 1 trs (OS 30. 6. 2001). – (9) **Horusice**: J výběžek (OS 30. 6. 2001); JZ břeh, cca 100 m V od hlavní silnice (OS 30. 6. 2001); Z břeh, 250 m od hlavní silnice (OS 30. 6. 2001); Z břeh, porost o délce 20 m (OS 30. 6. 2001); Z břeh, tůň při Z břehu (OS 30. 6. 2001);

Z břeh, směr S, porost o délce cca 40 m (OS 30. 6. 2001); SZ břeh, schůdek (OS 30. 6. 2001); S břeh, S roh pískovny, 1 trs (OS 30. 6. 2001); SV břeh, nesouvislý porost o délce cca 130 m (OS 30. 6. 2001); V břeh, pod výběžkem (OS 30. 6. 2001); V břeh, porost o délce 20 m (OS 30. 6. 2001); V břeh, střed nádrže, 20 m Z od řeky Lužnice (OS 30. 6. 2001). – (13)Vlkov: JV břeh (OS 16. 6. 2001); V břeh, nesouvislý porost o délce cca 100 m (OS 16. 6. 2001); V břeh, nesouvislý porost o délce cca 120 m J od písčité pláže (OS 16. 6. 2001); SZ břeh, 2 trsy (OS 16. 6. 2001); Z břeh, 1 trs (OS 16. 6. 2001). – (11)Veselí: V břeh, 1 trs (OS 16. 6. 2001). – (12)Veselí I: Z břeh, 1 trs (OS 16. 6. 2001). – (3)Tušův: nesouvislé porosty kolem celé pískovny (OS 6. 7. 2001). – (2)Cep I: S břeh, smíšený porost s *Typha latifolia* a *Scirpus sylvaticus* (OS 1. 7. 2000). – (1)Cep: Z břeh, cca 500 m J od těžebny (OS 5. 7. 2001); Z břeh, nesouvislý smíšený porost s *Carex* sp. a *Juncus effusus* o délce cca 200 m (OS 5. 7. 2001); Z břeh, souvislý porost o délce 15 m (OS 5. 7. 2001); Z břeh, výběžek, jednotlivé trsy v porostu *Phragmites australis* (OS 5. 7. 2001); JZ břeh, souvislý porost o délce 20 m, 110 m V od hlavní silnice (OS 5. 7. 2001); J břeh, roztroušené porosty (OS 5. 7. 2001); V břeh, smíšený porost s *Carex* sp. (OS 5. 7. 2001); V břeh (OS 5. 7. 2001).

#### *Elodea canadensis*

(13)Vlkov: Z břeh, schodovitý výběžek nádrže (OS 16. 6. 2001). – (11)Veselí: JZ roh nádrže (OS 16. 6. 2001); V břeh (OS 16. 6. 2001).

#### *Glyceria fluitans*

(6)Halámky Prostřední jezero: JV břeh (OS 6. 7. 2001); J břeh (OS 6. 7. 2001). – (1)Cep: Z břeh, 350 m J od těžebny (OS 5. 7. 2001); V břeh, smíšený porost s *Lysimachia thyrsiflora* (OS 5. 7. 2001); V břeh, mezi porosty *Iris pseudacorus* (OS 5. 7. 2001).

#### *Glyceria maxima*

(4)Františkov: JV břeh, 1 trs (OS 10. 7. 2001); V břeh, větší trs (OS 10. 7. 2001); V cíp nádrže, malý porost (OS 10. 7. 2001). – (10)Horusice I: JZ břeh, 1 trs (OS 30. 6. 2001); JZ břeh, okraj porostu *Phalaris arundinacea* (OS 30. 6. 2001). – (9)Horusice: J břeh, 1 trs (OS 30. 6. 2001); J břeh, nejjižnější cíp nádrže, v porostu *Phalaris arundinacea* (OS 30. 6. 2001); JV břeh, 1 trs (OS 30. 6. 2001); V břeh, 170 m severně od mostu přes řeku Lužnici, 2x 1 trs (OS 30. 6. 2001); S cíp nádrže, 1 trs (OS 30. 6. 2001); Z břeh, tůň při západním břehu nádrže (OS 30. 6. 2001); Z břeh, smíšený porost s *Alisma plantago-aquatica* (OS 30. 6. 2001); Z břeh, 1 trs v nesouvislém porostu *Eleocharis palustris* (OS 30. 6. 2001). – (13)Vlkov: Z břeh, 1 trs 50 m S od mostu přes řeku Lužnici (OS 16. 6. 2001); Z břeh, 30 m J od schodu (OS 16. 6. 2001); Z břeh, 1 trs, 50 m S od schodu (OS 30. 6. 2001); Z břeh, 5x roztroušené porosty (OS 16. 6. 2001); S břeh, malý porost na okraji porostu *Carex* sp. (OS 16. 6. 2001); SV břeh, 1 trs (OS 16. 6. 2001).

6. 6. 2001); V břeh, J písčité pláže (OS 16. 6. 2001); V břeh, porost o délce cca 50 m (OS 16. 6. 2001); JV břeh, smíšený porost s *Phalaris arundinacea* (OS 16. 6. 2001). – (11)Veselí: J břeh, 2x menší porosty (OS 16. 6. 2001); V břeh, 1 trs (OS 16. 6. 2001); S břeh, v porostu vrb *Phalaris arundinacea* (OS 16. 6. 2001); Z břeh, 1 trs (OS 16. 6. 2001). – (12)Veselí I: V břeh, zátoka, 1 vysoký trs (OS 16. 6. 2001); S břeh, 2x 1 trs (OS 16. 6. 2001); Z břeh, 3x malý porost po 20 m (OS 16. 6. 2001); JZ břeh, 2x 1 trs (OS 16. 6. 2001); J břeh, 2x 1 trs (OS 16. 6. 2001); V břeh, jednotlivé trsy v porostu *Carex* sp. (OS 16. 6. 2001).

#### *Ilecebrum verticillatum*

3)Tušův: JZ břeh, 60 m S od bývalé těžebny (JM 3. 7. 2000).

#### *Phalaris pseudocorus*

10)Horusice I: Z břeh, 1 trs (OS 30. 6. 2001). – (9)Horusice: J břeh, zátoka, malý trs (OS 30. 6. 2001); J břeh, 20 m S od zátoky, 1 trs (OS 30. 6. 2001); V břeh, 150 m S od mostu přes řeku Lužnici, 2x 1 trs (OS 30. 6. 2001); V břeh, 160 m S od mostu přes řeku Lužnici, malý porost (OS 30. 6. 2001); S cíp nádrže, 1 trs (OS 30. 6. 2001); Z břeh, 30 m SV od tůně, smíšený porost s *Carex* sp. (OS 30. 6. 2001); Z břeh, tůň (OS 30. 6. 2001); Z břeh, 30 m JV od tůně, smíšený porost s *Alisma plantago-aquatica* (OS 30. 6. 2001); Z břeh, 1 trs (OS 30. 6. 2001). – (13)Vlkov: JV břeh, 1 trs smíšený s *Phalaris arundinacea* (OS 16. 6. 2001); V břeh, porost o délce cca 20 m (OS 16. 6. 2001); V břeh, porost v J části písčité pláže (OS 16. 6. 2001); SV břeh, 1 trs (OS 16. 6. 2001); S břeh, 1 menší porost (OS 16. 6. 2001); Z břeh, 4x1 trs (OS 16. 6. 2001); Z břeh, 5x malý porost střídající se s porosty *Typha latifolia* (OS 16. 6. 2001); Z břeh, schodovitý výběžek nádrže (OS 16. 6. 2001). – (12)Veselí I: SV břeh, 2x1 trs (OS 16. 6. 2001). – (3)Tušův: JV břeh zálivu, 1 trs (OS 6. 7. 2001). – (1)Cep: jednotlivé trsy roztroušené kolem celé nádrže (OS 5. 7. 2001).

#### *Juncus articulatus*

(6)Prostřední jezero Halámky: J cíp nádrže (JM 6. 7. 2001).

#### *Juncus effusus*

(7)Jižní jezero Halámky: Z břeh, podél pobřeží smíšené porosty s *Phragmites australis* a *Phalaris arundinacea* (OS 6. 7. 2001); V břeh, výběžek do pískovny (OS 6. 7. 2001). –

(6)Prostřední jezero Halámky, mělký mokřad JV od Prostředního jezera (OS 6. 7. 2001). –

(13)Vlkov: JZ břeh, cca 100 m S od mostu přes řeku Lužnici (OS 16. 6. 2001); Z břeh, smíšený porost s *Carex* sp. (OS 16. 6. 2001); Z břeh cca 50 m S od schodovitého výběžku nádrže (OS 16. 6. 2001). – (3)Tušův: V břeh Z laloku nádrže, smíšený porost s *Carex* sp. a *Phalaris arundinacea* (OS 6. 7. 2001). – (1)Cep: V břeh, J polovina nádrže, smíšený porost s *Phragmites australis*, *Scirpus sylvaticus* a *Carex* sp. o délce cca 120 m (OS 5. 7. 2001); JV

břeh, 1 trs (OS 5. 7. 2001); JJV břeh, smíšený porost s *Carex* sp. a *Scirpus sylvaticus* o délce 100 m (OS 5. 7. 2001); J břeh, porost o délce 70 m (OS 5. 7. 2001); J břeh, 1 trs (OS 5. 7. 2001); Z břeh, S polovina nádrže, nesouvislý smíšený porost s *Carex* sp. a *Eleocharis palustris* o délce cca 200 m (OS 5. 7. 2001); Z břeh, cca 350 m jižně od těžebny, 1 trs (OS 5. 7. 2001).

#### *Lycopodiella inundata*

(6)Prostřední jezero Halámky: mělký mokřad V od Prostředního jezera (OS 6. 7. 2001).

#### *Lysimachia thyrsoflora*

(6)Prostřední jezero Halámky: J cíp nádrže (JM 6. 7. 2001). – (8)Východní jezero Halámky: Z břeh, okraj mokřadu (JM 6. 7. 2001). – (9)Horusice: Z břeh, 100 m J od koridoru (OS 30. 6. 2001). – (11)Veselí: JZ břeh, 1 trs rostlin (OS 16. 6. 2001). – (1)Cep: V břeh, J polovina nádrže, malý porost (OS 5. 7. 2001); V břeh, J polovina nádrže, 3x malý porost po 20 m (OS 5. 7. 2001); JV břeh, 2x větší shluk rostlin, vzdálené 50 m od sebe (OS 5. 7. 2001).

#### *Myriophyllum spicatum*

(7)Jižní jezero Halámky: v břeh, výběžek do nádrže (JM 6. 7. 2001). – (9)Horusice: celá J část nádrže zarůstá (OS 30. 6. 2001); J část, cca 50 m J od koridoru procházejícím nádrží (OS 30. 6. 2001). – (11)Veselí: JV roh nádrže, porost 20x20 m (OS 16. 6. 2001). – (12)Veselí I: záliv v S části nádrže (OS 16. 6. 2001).;

#### *Persicaria amphibia*

(12)Veselí I: V břeh (OS 16. 6. 2001). – (1)Cep: V břeh, J polovina nádrže (OS 5. 7. 2001).

#### *Phalaris arundinacea*

(1)Cep: jednotlivé trsy a porosty doprovází porosty *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Typha angustifolia* a *Glyceria maxima* kolem celé nádrže (OS 5. 7. 2001). – (2)Cep I: jednotlivé trsy a porosty doprovází porosty *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Typha angustifolia* a *Glyceria maxima* kolem celé nádrže (OS 1. 7. 2001). – (3)Tušův: jednotlivé trsy a porosty doprovází porosty *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Typha angustifolia* a *Glyceria maxima* kolem celé nádrže (OS 6. 7. 2001). – (4)Františkov: jednotlivé trsy a porosty doprovází porosty *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Typha angustifolia* a *Glyceria maxima* kolem celé nádrže (OS 10. 7. 2001). – (5)Severní jezero Halámky: jednotlivé trsy a porosty doprovází porosty *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Typha angustifolia* a *Glyceria maxima* kolem celé nádrže (OS 29. 6. 2001). – (6)Prostřední jezero Halámky: jednotlivé trsy a porosty doprovází porosty *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Typha angustifolia* a *Glyceria maxima* kolem celé nádrže (OS 6. 7. 2001). – (7)Jižní jezero

**Halámky:** jednotlivé trsy a porosty doprovází porosty *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Typha angustifolia* a *Glyceria maxima* kolem celé nádrže (OS 6. 7. 2001). – **(9)Horusice:** jednotlivé trsy a porosty doprovází porosty *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Typha angustifolia* a *Glyceria maxima* kolem celé nádrže (OS 30. 6. 2001). – **(10)Horusice I:** jednotlivé trsy a porosty doprovází porosty *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Typha angustifolia* a *Glyceria maxima* kolem celé nádrže (OS 30. 6. 2001). – **(11)Veselí:** jednotlivé trsy a porosty doprovází porosty *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Typha angustifolia* a *Glyceria maxima* kolem celé nádrže (OS 16. 6. 2001). – **(12)Veselí I:** jednotlivé trsy a porosty doprovází porosty *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Typha angustifolia* a *Glyceria maxima* kolem celé nádrže (OS 16. 6. 2001). – **(13)Vlkov:** jednotlivé trsy a porosty doprovází porosty *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Typha angustifolia* a *Glyceria maxima* kolem celé nádrže (OS 16. 6. 2001).

#### *Phragmites australis*

**Františkov:** S břeh, jediný porost na nádrži, suchý, ustupující (OS 10. 7. 2001). – **Severní jezero Halámky:** souvislé porosty od S přes Z po J břeh (OS 29. 6. 2001). – **Prostřední jezero Halámky:** mělký mokřad, smíšené porosty s *Typha latifolia* a *Typha angustifolia* na ploše cca 200x200 m (OS 6. 7. 2001); jednotlivé trsy a porosty se nacházejí kolem celé nádrže (OS 6. 7. 2001). – **(7)Jižní jezero Halámky:** Z břeh, jednotlivé porosty pokrývají téměř celý Z břeh, SZ – gigantická forma (4.7 m) (OS 6. 7. 2001); J břeh, souvislý porost o délce cca 150 m (OS 6. 7. 2001); JV břeh, 3 různé morfotypy v těsném sousedství, odlišný vzhled (OS 6. 7. 2001); SV břeh, smíšené porosty s *Typha latifolia* a *Typha angustifolia* vybíhající do nádrže (OS 6. 7. 2001). – **(10)Horusice I:** S břeh, 1 trs (OS 30. 6. 2001); Z břeh, 1 trs (OS 30. 6. 2001); J břeh, 1 trs na okraji porostu *Salix* sp. a *Populus tremula* (OS 30. 6. 2001). – **(9)Horusice:** J zátoka, smíšené porosty s *Typha latifolia* (OS 30. 6. 2001); jednotlivé trsy malého vzrůstu roztroušeny kolem celé nádrže (OS 30. 6. 2001). – **(13)Vlkov:** V břeh, malý porost 100 m J od písčité pláže (OS 16. 6. 2001); S břeh (OS 16. 6. 2001); Z břeh, 1 trs na J okraji písčité pláže (OS 16. 6. 2001); Z břeh, 2x porost malého vzrůstu (OS 16. 6. 2001). – **(11)Veselí:** SV břeh, 1 trs malého vzrůstu (OS 16. 6. 2001); SZ břeh, nízký porost (OS 16. 6. 2001). – **(12)Veselí I:** Z břeh, 4x1 trs (OS 16. 6. 2001); JV břeh, souvislý porost o délce cca 40 m (OS 16. 6. 2001); V břeh, 5x1x trs (OS 16. 6. 2001). – **Tušt:** nesouvislé husté porosty podél celého SV břehu (OS 6. 7. 2001); Z břeh, 2x1 porost (OS 6. 7. 2001). – **(2)Cep I:** ostrůvky uprostřed nádrže (OS 1. 7. 2000); V cíp nádrže, porost o délce cca 50 m (OS 1. 7. 2000); S břeh, nízký porost (OS 1. 7. 2000); Z břeh, 3 souvislé porosty o délce cca 20 m (OS 1. 7. 2001). – **(1)Cep:** S břeh, porost o ploše 2x5 m (OS 5. 7. 2001);

V břeh, J polovina nádrže, malý porost (OS 5. 7. 2001); V břeh, J polovina nádrže, 1 trs (OS 5. 7. 2001); V břeh, J polovina nádrže, smíšený porost s *Carex* sp. (OS 5. 7. 2001); V břeh, polovina nádrže, smíšený porost s *Scirpus sylvaticus* (OS 5. 7. 2001); V břeh, 2 porosty délce cca 30 m (OS 5. 7. 2001); Z břeh, J polovina nádrže, malý porost (OS 5. 7. 2001); Z břeh, S polovina nádrže, 1 trs (OS 5. 7. 2001); Z břeh, S polovina nádrže, 1 trs (OS 5. 7. 2001).

#### *Potamogeton crispus*

(9)Horusice: Z břeh, vyplavená rostlina (OS 30. 6. 2001). - (13)Vlkov: Z břeh, při schodovitém výběžku nádrže (OS 16. 6. 2001); Z břeh, 2x1 rostlina (OS 16. 6. 2001); Z břeh (OS 16. 6. 2001). - (12)Veselí I: J břeh (OS 16. 6. 2001).

#### *Potamogeton lucens*

(9)Horusice: J břeh, zátoka (OS 30. 6. 2001); J část nádrže, cca 100 m J od koridoru, porost o velikosti 20x20 m (OS 30. 6. 2001); střed nádrže, jižnější část, koridor (OS 30. 6. 2001).

#### *Potamogeton natans*

(4)Františkov: SZ břeh (OS 10. 7. 2001). - (7)Jižní jezero Halámky: Z břeh, tůň (OS 6. 7. 2001). - (11)Veselí: V břeh (OS 16. 6. 2001); Z břeh (OS 16. 6. 2001). - (12)Veselí I: V břeh, zátoka (OS 16. 6. 2001).

#### *Sagittaria sagittifolia*

(10)Horusice I: S břeh, 1 trs (OS 30. 6. 2001).

#### *Scirpus sylvaticus*

(5)Severní jezero Halámky: S břeh (OS 29. 6. 2001). - (10)Horusice I: Z břeh (OS 30. 6. 2001). - (9)Horusice: J břeh, zátoka (OS 30. 6. 2001). - (13)Vlkov: JV břeh, 1 trs (OS 16. 6. 2001); Z břeh, 1 trs (OS 16. 6. 2001); Z břeh, malý porost (OS 16. 6. 2001). - (12)Veselí I: Z břeh, 2x malý porost (OS 16. 6. 2001); V břeh, 1 trs (OS 16. 6. 2001). - (3)Tušův: Z břeh V laloku nádrže, 2x1 trs (OS 6. 7. 2001); SV břeh, 2x malý porost (OS 6. 7. 2001); Z břeh (OS 6. 7. 2001). - (2)Cep I: S břeh, smíšený porost s *Eleocharis palustris* (OS 1. 7. 2000). - (1)Cep: V břeh, J polovina nádrže, smíšený porost s *Carex* sp. a *Juncus effusus* o délce cca 70 m (OS 5. 7. 2001); V břeh, J polovina nádrže, smíšený porost s *Phragmites australis* o délce 40 m (OS 5. 7. 2001); JV břeh, smíšený porost s *Juncus effusus* o délce 50 m (OS 5. 7. 2001); J břeh (OS 5. 7. 2001); JZ břeh (OS 5. 7. 2001); Z břeh, S polovina nádrže, nesouvislý porost (OS 5. 7. 2001).

#### *Schoenoplectus lacustris*

(2)Cep I: ostrov (JR 1. 7. 2000).

#### *Sparganium erectum*

(6)Prostřední jezero Halámky: JV břeh (OS 6. 7. 2001). – (9)Horusice: Z břeh (OS 30. 6. 2001); Z břeh, tůň (OS 30. 6. 2001). – (12)Veselí I: V břeh (OS 16. 6. 2001). – (3)Tušův: Z břeh, 1 rostlina (OS 6. 7. 2001).

#### *Typha angustifolia*

(4)Františkov: JZ břeh, v porostu *Eleocharis palustris* (OS 10. 7. 2001); SZ břeh (OS 10. 7. 2001). – (6)Prostřední jezero Halámky, SV břeh, mělký mokřad, smíšený porost s *Typha latifolia* a *Phragmites australis* (OS 6. 7. 2001). – (7)Jižní jezero Halámky: SV část nádrže, porosty vybíhají směrem do nádrže (OS 6. 7. 2001). – (9)Horusice: J břeh, zátoka (OS 30. 6. 2001), J břeh, zátoka, smíšený porost s *Typha latifolia* (OS 30. 6. 2001), Z břeh (OS 30. 6. 2001), Z břeh, tůň (OS 30. 6. 2001), SV břeh, smíšený porost s *Typha latifolia* (OS 30. 6. 2001), V břeh (OS 30. 6. 2001). – (13)Vlkov: SV břeh, nesouvislý porost o délce 20 m (OS 16. 6. 2001). – (11)Veselí: V břeh, 3x malý porost (OS 16. 6. 2001). – (12)Veselí I: V výběžek nádrže, zátoka, smíšený porost s *Typha latifolia* (OS 16. 6. 2001); SZ břeh, mokřad (OS 16. 6. 2001). – (3)Tušův: JV břeh, písčiná pláž, smíšený porost s *Typha latifolia* (OS 6. 7. 2001).

#### *Typha latifolia* L.

4)Františkov: JZ břeh, 2x porost v *Eleocharis palustris* (OS 10. 7. 2001); SZ břeh, porost nalého vzrůstu (OS 10. 7. 2001). – (5)Severní jezero Halámky: Z břeh, 1 trs (OS 29. 6. 2001); J břeh, u těžebny (OS 29. 6. 2001). – (6)Prostřední jezero Halámky: SZ břeh (OS 6. 7. 2001); JZ břeh, na J okraji porostu *Phragmites australis* (OS 6. 7. 2001); J cíp nádrže (OS 6. 7. 2001); JV břeh, nesouvislý porost o délce 20 m (OS 6. 7. 2001); V břeh, jednotlivé trsy roztroušené podél celého pobřeží (OS 6. 7. 2001); SV břeh, mělký mokřad (OS 6. 7. 2001). – (7)Jižní jezero Halámky: J břeh (OS 6. 7. 2001); Z břeh, 3x1 trs (OS 6. 7. 2001); V břeh, 1x1 trs v porostu *Phragmites australis* (OS 6. 7. 2001). – (10)Horusice I: Z břeh, 1 trs (OS 30. 6. 2001); Z břeh, porost o délce 5 m, velký vzrůst (OS 30. 6. 2001); JZ břeh, 2x1 trs (OS 30. 6. 2001); V břeh, 1 trs (OS 30. 6. 2001). – (9)Horusice: J břeh, zátoka, smíšený porost s *Typha angustifolia* (OS 30. 6. 2001); jednotlivé trsy a porosty roztroušené kolem celého okraje nádrže (OS 30. 6. 2001). – (13)Vlkov: jednotlivé trsy a porosty roztroušené kolem celé nádrže (OS 16. 6. 2001). – (11)Veselí: vyjma západní pobřeží, jsou jednotlivé trsy a porosty roztroušeny kolem celé nádrže (OS 16. 6. 2001). – (12)Veselí I: V břeh, zátoka, smíšený porost s *Typha angustifolia* (OS 16. 6. 2001); V břeh, poloostrov, 3x malý porost (OS 16. 6. 2001); S břeh, jednotlivé porosty podél celého S pobřeží (OS 16. 6. 2001); S břeh, mokřad (OS 16. 6. 2001); S břeh, 2 ostrůvky (OS 16. 6. 2001); ostrov uprostřed S poloviny nádrže (OS 16. 6. 2001); Z břeh, 2x1 trs (OS 16. 6. 2001); JZ břeh, 1 trs (OS 16. 6. 2001); JV

břeh, 1 trs (OS 16. 6. 2001); V břeh, 2x1 trs (OS 16. 6. 2001). – (3)Tušť: jednotlivé porosty roztroušené kolem celé nádrže, větší porosty především na Z břehu (OS 6. 7. 2001). – (2)Cep I: JV břeh, 2x1 trs (OS 1. 7. 2000); SZ pobřeží zarůstá souvislými porosty o průměrné délce 15 m (OS 1. 7. 2000); Z břeh, 2 porosty o délce cca 20 m (OS 1. 7. 2000). – (1)Cep: V břeh, J polovina nádrže (OS 5. 7. 2001); V břeh, J polovina nádrže, 1 trs (OS 5. 7. 2001); V břeh, J polovina nádrže, smíšený porost s *Phragmites australis* (OS 5. 7. 2001); J břeh, 2x1 trs (OS 5. 7. 2001); Z břeh, J polovina nádrže, 3x1 trs (OS 5. 7. 2001); Z břeh, S polovina nádrže, nesouvislý porost o délce cca 50 m (OS 5. 7. 2001); Z břeh, S polovina nádrže, 1 trs (OS 5. 7. 2001); Z břeh, 1 trs cca 200 m J od těžebny (OS 5. 7. 2001).

#### *Utricularia australis*

(6)Prostřední jezero Halámky: SV břeh, mělký mokřad (OS 6. 7. 2001).

### DISKUSE

Vytěžené pískovny jsou lokalitami vyhovujícími svým charakterem některým druhům chráněným dle vyhlášky 395/1992 Sb. Konkrétně zde byly nalezeny tyto chráněné druhy:

*Illecebrum vercillatum* (kriticky ohrožený druh)

Nehtovec přeslenitý se nachází početně na málo lokalitách Třeboňské pánve, objevoval se především na periodicky obnažovaných rybníčních dnech a pobřežních písčinatech (Jeník *et al.* 1996). Vyskytoval se ale i na území po těžbě rašeliny, například v Branné, kde byla nastartována sukcese vegetace včetně nehtovce přeslenitého (Husák 2000). Prach (2000) uvádí, že v současné době došlo téměř k totálnímu vymizení vzácné plevelové vegetace chudých písčitých půd již v celé střední Evropě. Na lokalitě u Vlкова se nachází několik druhů ohrožených na existenci v celém svém areálu, mezi něž patří i nehtovec přeslenitý.

Ze studovaných lokalit byl nalezen na lokalitě Tušť na "odhaleném" písčitém břehu, strmě se svažujícím k vodní hladině. Místo je po celý den vystaveno přímému slunečnímu svitu. Ačkoli místo nálezu je pouze cca 2 m od vodní hladiny, nachází se ve svahu a je proto značně suché.

*Lysimachia thyrsoflora* (silně ohrožený druh)

Bazanovec kytkokvětý se vyskytuje početně na mnoha lokalitách Třeboňské pánve. Preferuje místa jako jsou lužní lesy a olšiny, nivy řek i břehy starých rybníků (Jeník *et al.* 1996).



Na studovaných lokalitách (Prostřední jezero Halámky, Východní jezero Halámky, Veselí, Cep a Horusice) se bazanovec kytkokvětý nachází především na stále vlhkých místech, při okraji vody nebo v malých mokřadech, které jsou součástí okolí pískoven.

*Utricularia inundata* (silně ohrožený druh)

Plavuňka zaplavovaná se vyskytuje pouze na několika lokalitách Třeboňské pánve (Jeník *et al.* 1996). Prostřední jezero Halámky je jedinou lokalitou, kde byla plavuňka zaplavovaná nalezena, a to v mělkém mokřadu nacházejícím se mezi třemi jezery (Prostřední, Jižní, Východní). V současné době místo nálezu již neexistuje, protože tato plocha byla ztěžena a nachází se zde Východní jezero.

*Rosmaria rotundifolia* (silně ohrožený druh)

Rosnatka okrouhlolistá patří mezi početně se vyskytující druhy na hodně lokalitách Třeboňské pánve. Stejně jako plavuňka zaplavovaná dává přednost ostrícovým porostům a šelinným loukám (Jeník *et al.* 1996). Jako příklad výskytu rosnatky okrouhlolisté lze uvést rybník Rožmberk, kde byla nalezena dosti hojně na jižním břehu a při malých tůních, vznikajících příchodem jarní vody (Hroudová, Hejný a Zákřavský 1988).

Jak vyplývá z uvedených nálezů, na studovaných pískovnách jsou vhodné stanovištní podmínky pro růst některých chráněných druhů mokřadních rostlin. Současně je však jejich výskyt ohrožován intenzivní lidskou činností probíhající na těchto lokalitách. Většina pískoven je značně postižena rušivými vlivy, jako jsou rekreace, těžba štěrkopísku a rybaření. Při terénním sledování byly patrné také nepřímé vlivy těžby, jako je například anorganický kal vody, její zbarvení, mechanické narušování břehů vlnami vznikajícími pohybem sacího čerpadla.

Na vytěžených pískovnách byly nalézány druhy tvrdé litorální flóry, které se běžně vyskytují také na rybnících. Pískovny se od rybníků liší především způsobem hospodaření, větším věkem, následně pak mírou zápoje pobřežní vegetace a menším množstvím organického sedimentu na dně. Organický sediment představuje zdroj živin pro pobřežní a litorální vegetaci. Nahromadění organické hmoty na dně rybníků však často vede k vyčerpání živin jak v sedimentu, tak v dolní části vodního sloupce. Vlivem nedostatku kyslíku u dna dochází k anaerobnímu rozkladu organické hmoty a celkovému zhoršení stanovištních podmínek (Čížková *et al.* 1996, Šantrůčková *et al.* 2001). Na pískovnách je dosud vrstva organického sedimentu malá a vlivem strmosti břehů se často akumuluje až ve větších prohlubních, a proto není v litorálu obvykle k dispozici. Litorální vegetace pískoven je tedy omezena na živiny dostupné ve vodě, ale na druhou stranu není vystavena toxickým vlivům anaerobního sedimentu.

Na rozdíl od rybníků, kde je ve většině případů vytvořen souvislý široký pás litorální vegetace, není typická litorální zonace na pískovnách zcela vyvinuta. Důvodem je krátká existence biotopů pískoven a dále značně strmé dno téměř na všech studovaných lokalitách, což ovlivňuje především širší litorálního pásu (max. 8 m). Rozšíření litorálního pásu na březích je většinou limitováno lesem, ať už se jedná o nálet, rekultivovanou plochu nebo původní dřeviny. Dalším limitujícím prvkem je nedostatek vody, který souvisí jak se strmostí břehů nádrží, tak s malou retencí vody v půdním profilu.

## PODĚKOVÁNÍ

Za významnou pomoc při práci v terénu a při určování některých druhů rostlin děkujeme Josefu Míchalovi. Za laskavé přečtení textu a podnětné připomínky a náměty děkujeme Haně Čížkové.

## Citovaná literatura

- Balounová, Z., Rajchard, J., Vysloužil, D., Macků, E. & Zemek, V. 1997: Studie ekologické stability Nadějské rybníční soustavy v závislosti na rybářském využití. JU ZF České Budějovice.
- Čížková, H., Strand, J.A. & Lukavská, J., 1996: Factors associated with reed decline in a eutrophic fishpond, Rožmberk (South Bohemia, Czech Republic). *Folia Geobot. Phytotax.* 31: 73-84.
- Hroudová, Z., Hejný, S. & Zákravský, P. 1988: Littoral vegetation of the Rožmberk fishpond. In Hroudová, Z. (ed.): *Littoral vegetation of the Rožmberk fishpond and its mineral nutrient economy.* Academia Praha. Nakladatelství Československé akademie věd.
- Husák, Š. 2000: Kladné a záporné změny v seznamu druhů vyšších rostlin Třeboňské pánve In Třeboňsko 2000. Ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech. ENKI, o. p. s., Třeboň, Správa CHKO Třeboňska a národní komitét programu MaB UNESCO.
- Jeník, J., et al. 1996: Biosférické rezervace České republiky. Příroda a lidé pod záštitou UNESCO. Empora Praha. 160 p.
- Kubát, K., (ed). 2002: Klíč ke květeně České republiky. Academia Praha. 927 p.
- Prach, K. 2000: Co vypovídají geobotanické studie o změnách a současném stavu třeboňské krajiny? In Třeboňsko 2000. Ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech. ENKI, o. p. s., Třeboň, Správa CHKO Třeboňska a národní komitét programu MaB UNESCO.
- Rajchard, J. & Procházka, J. 2001: Studium biocenóz modelových mokřadů. Průběžná zpráva o výsledcích výzkumu v rámci výzkumného záměru. CEZ: J06/98: 122200002/4. JU ZF, nepubl.
- Šantrůčková, H., Pícek, T., Šimek, M., Bauer, V., Kopecký, J., Pechar, L., Lukavská, J. & Čížková, H., 2001. Decomposition processes in soil of a healthy and a declining *Phragmites australis* stand. *Aquat. Bot.* 69: 217 - 234.

Kontaktní adresa: ing. Olga Suchá, Zemědělská fakulta JU, katedra ekologie, Studentská 13,  
Čtyři Dvory, České Budějovice 370 05, tel.:387772762, e-mail: [olgasucha@email.cz](mailto:olgasucha@email.cz)

**Vegetation of sand-pit lakes of the Třeboň Basin Biosphere Reserve: effect of main environmental factors and human activities**

Olga Suchá-Křiváčková<sup>1</sup>, Jana Navrátilová<sup>2</sup> and Hana Čížková<sup>3</sup>

*<sup>1</sup>Department of Ecology, Faculty of Agriculture, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic*

*<sup>2</sup>Department of Hydrobotany, Institute of Botany, Academy of Sciences of the Czech Republic, Třeboň, Czech Republic*

*<sup>3</sup>Department of Wetlands Ecology, Institute of Landscape Ecology, Academy of Sciences of the Czech Republic, Třeboň, Czech Republic*

V přípravě pro časopis Hydrobiologia

## Introduction

The extraction of gravel and sand is currently one of the greatest human impacts on the landscape of the Třeboň Basin Biosphere Reserve (Czech Republic). Situated in the Lužnice river floodplain, the sand pits are filled with water infiltrated from the Lužnice River bed. The resulting lakes that represent new types of aquatic ecosystems in the Třeboň Basin region. By their depth and fairly steep slopes they markedly differ from other wetland habitats in the region, including fishponds, i.e. shallow man-made lakes, most of which were constructed one to several hundred years ago. In spite of the eutrophication of the Lužnice river catchment, mainly from non-point sources, the sand-pit lakes have still preserved their oligotrophic to mesotrophic character. In this respect they resemble natural lake ecosystems, rather than to fishponds, which are fertilized by the fisheries in order to promote the food chain supporting fish production. Individual lakes have different age, which is in most cases precisely known. That is why they represent valuable sites on which colonisation by plant and animal communities can be studied since early succession stages.

In comparison with other wetland habitats, surprisingly little is known of their vegetation and its relation to both environmental factors and various types of human activities. The aims of this work were, therefore:

- 1) to document the present state of the vegetation of 11 sandpit lakes belonging to four systems within the Třeboň Basin Biosphere Reserve, in order to provide a basis for long-term monitoring;
- 2) to relate the vegetation composition to main environmental factors and main ongoing human activities.

## Methods

Two types of records were taken on 11 of a total of 13 sand-pit lakes, belonging to four systems (two lakes were excluded from the surveys because of ongoing intense sand extraction).

The first type of records was aimed at documenting main features of the vegetation with respect to vertical structure and dominant plant species, as related to main environmental characteristics and human impact. Records were taken in squares placed at regular distances along the shores of each sand-pit lake during summer 2004. The distances between squares were set separately for each lake in order to obtain similar numbers of records (15 to 18) per

lake. The area (5 x 5 m) and position of the squares on the elevation gradient were selected so that the squares included all types of the shore vegetation, from aquatic to terrestrial. The lakeward side of the square, most frequently coincided with the shoreline, but in some cases it extended in deeper water. Total vegetation cover, total height of the vegetation and dominant plant species and cover of single vegetation layers (E1: 0 to 0.5 m, E2a: 0.5 to 1 m, E2b: 1 to 4 m, E3: over 4 m) were recorded for each square. The height limits of vegetation layers were set according to prevailing dominant plant species. Thus, the height limit of E2b layer (4 m) corresponded to the height of reed belt species (mainly *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea*) and the height of E2a layer corresponded to the height of tall sedges (mainly *Carex acuta*). If woody plants were present in the square, their probable origin was characterised by categories "natural succession", "plantation", or "original wood". Plantation included woodland consisting of dense trees of the same species occurring in regular intervals (usually *Pinus sylvestris*). "Original wood" was assigned to woody vegetation of a similar species composition and total height as was found also further from the lake shore. In addition, the following characteristics were assessed for each square: slope exposition, the shore profile stair-like, steep: over 45°, moderate: 20 to 45°, flat: below 20°), and main types of human impact (sand extraction, path, recreation, fishing). The extent of the human impact was expressed as percentage area within the square.

The second type of records was aimed to document the species richness of the littoral vegetation. Standard phytosociological relevés were placed on species rich sites of varying slope exposition. Eight relevés were taken at each lake. The size of the relevés was determined by the width of the belt of the littoral vegetation and a distance of 5 m of the shoreline. All plant species were recorded using the seven-degree abundance-dominance scale according to Braun-Blanquet (Dierschke, 1994). The following characteristics were recorded in the same manner as in the first type of records: total vegetation height and cover of particular vegetation layers, slope exposition, the shore profile, main types and extent of human impact. In addition, thickness of organic horizon, degree of shading (using a semiquantitative scale of 0 to 3), water level and water transparency as Secchi disk depth (at two places on each lake were recorded).

Gradients in vegetation and the environment were reconstructed using the DCA and CCA algorithms of the CANOCO 4.5 package (ter Braak & Šmilauer 2002). The percent frequency of the species was used and rare species were downweighted. The vegetation data set was subjected first to Detrended Correspondence Analysis (DCA), in order to assess the overall variation patterns in species composition. Ordination site scores were correlated to

environmental factors using Pearson's correlation coefficient. All environmental variables were plotted onto DCA ordination diagrams as supplementary environmental data for better ecological interpretation of the axes.

Subsequently we used CCA to further examine the species-environmental relationships. Ten environmental variables were subjected to forward selection (ter Braak & Šmilauer 2002, Lepš & Šmilauer 2003) in order to determine the variables that best account for the species distribution. We then tested marginal and conditional effects of each of these explanatory variables on species composition. The effect of the first canonical axis was tested by permutation test (499 permutations were always used). The tests of statistical significance were performed for all four canonical axes.

## Results and discussion

The first DCA axis is the longest one (Fig. 1, 2; Table 1) and explains 6.7 % of the total species variability. The second axis explains 5.4 % of the total species variability. The first DCA axis was significantly correlated with maximum water level in the littoral belt, total height of the vegetation, cover of E3 layer, shading, depth of organic horizon and extent of human impact. The maximum water level and the type of shore profile were correlated with the second DCA axis (Table 2).

Four canonical axes of CCA with all environmental variables were significant ( $P < 0.01$ ), explaining about 9.7 % of the total variability in the species data (Table 3). Species-environmental correlation is similar to that in unconstrained ordination (Table 2). According to the forward selection, water level in the littoral belt, water transparency, shading, and relevé area were the four most important variables.

Water transparency was affected by ongoing sand extraction (causing a mechanical turbidity) or, alternatively, by the density of planktonic algae in older lakes with a higher trophic status. The relation between the trophic status, water transparency and composition of aquatic vegetation has been well documented (Pokorný *et al.* 1990). Exchange of plant species is to be expected in the newer, and therefore still less eutrophicated sand-pit lakes with proceeding eutrophication (and the associated reduction of water transparency owing to the increasing production of planktonic algae).

The vegetation development is associated with accumulation of organic material, as indicated by the significance of the organic horizon on the first DCA axis. The development of the organic soil horizon coincides with the development of the tree and the upper shrub

layer, occurring on flat or stair-like shores. The woody vegetation of such sites was dominated mainly by willows (*Salix fragilis*, *S. caprea*, *S. cinerea*). Among herbaceous species, *Lythrum salicaria*, *Lysimachia vulgaris*, *Ranunculus repens* and *Gallium palustre* were frequently found.

Shading by adjacent woody vegetation is another feature of the littoral vegetation of sand-pits. As the littoral belt is usually very narrow, the stands are frequently shaded by forest plantations occurring on the more elevated parts of the shore. In comparison, much wider unshaded littoral belts are developed around fishponds, the shores of which are usually flat (Hroudová, 1988, Hroudová and Zákřavský, 2002).

The extent of human disturbance (caused by sand extraction, movement of lorries transporting the sand, and recreation activities such as fishing and bathing) significantly affects species composition. The results of Suchá *et al.* (2005) lead to the same conclusion. The danger of habitat disturbance should therefore be taken into consideration when evaluating the sand-pit biotopes as potential refuge habitats for plant species that disappear from other wetland habitats in the region.

#### **Acknowledgement**

This study was supported by Project No. AVOZ60870520 of the Academy of Sciences of the Czech Republic and MSM6007665806 of the Ministry of Education of the Czech Republic. We thank Š. Husák for help with determination of plant species.

#### **References**

- Dierschke, H. 1994. Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart. 683 pp.
- Hroudová, Z. (Ed.), 1988. Littoral Vegetation of the Rožmberk Fishpond and its Mineral Nutrient Economy. Studie ČSAV 9/88. Academia, Praha, 108 pp.
- Hroudová, Z., Zákřavský, P., 2002. Opatovický fishpond from 1971 to 1992. In: Květ, J., Jeník, J., Soukupová, L. (Eds), Freshwater Wetlands and their Sustainable Future: A Case Study of the Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic. UNESCO & Parthenon Publishing Group, Boca Raton etc., pp. 161-168.
- Lepš J., Šmilauer, P., 2003: Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. University Press, Cambridge, UK.



Pokorný, J., Květ, J., Ondok, P., 1990. Functioning of the plant komponent in densely stocked fishponds. Bull. Ecol. 21: 44-48.

Suchá, O., Vávřová, P., Čížková, H., Čurn, V., Kubátová, B. 2005. Phenotypic and genotypic variation of *Phragmites australis*: II. Growth of genotypes originating from two populations of different age. V přípravě pro Aquatic Botany.

ter Braak C. J. F. & Šmilauer P. (2002): CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination Version 4.5. – Microcomputer Power, Ithaca.

Table 1. Summary of detrended correspondence analysis (DCA) of 88 relevés of sand-pit littoral vegetation (Třeboň Basin, Czech Republic).

Axis	Eigenvalue	Length of gradient	Species environment correlation	Cumulative percent variance	
				Species data	Species-environment relation
1	0.613	4.050	0.700	6.7	10.1
2	0.491	3.332	0.602	12.1	16.7
3	0.417	3.210	0.698	16.7	0.0
4	0.320	3.333	0.660	20.2	0.0
Total inertia	9.127				

Table 2. Correlation coefficients between environmental variables and DCA ordination axes (see Fig. 1).  $P < 0.05$ , n.s – not significant.

	AX1	AX2	AX3	AX4
Area (m <sup>2</sup> )	n.s.	n.s.	0.48	n.s.
Water level (cm)	-0.24	-0.21	n.s.	n.s.
HeightE	0.22	n.s.	-0.34	-0.38
Shore P	n.s.	-0.27	0.22	n.s.
10 %	n.s.	n.s.	n.s.	0.27
2 %	n.s.	n.s.	n.s.	-0.36
3 %	0.34	n.s.	-0.31	n.s.
Shadow	0.43	n.s.	-0.30	n.s.
Depth of organic horizon (cm)	0.27	n.s.	n.s.	n.s.
Percent area with human impact	-0.26	n.s.	n.s.	n.s.
Diversity	n.s.	n.s.	n.s.	0.28

Table 3. Summary of canonical detrended correspondence analysis (CCA) of 88 relevés of sand-pit littoral vegetation (Třeboň Basin, Czech Republic).

Axis	Eigenvalue	Species environment correlation	Cumulative percent variance	
			Species data	Species- environment relation
1	0.328	0.808	3.6	37.1
2	0.230	0.755	6.1	63.1
3	0.200	0.737	8.3	85.8
4	0.126	0.673	9.7	100.0
Total inertia	9.127			

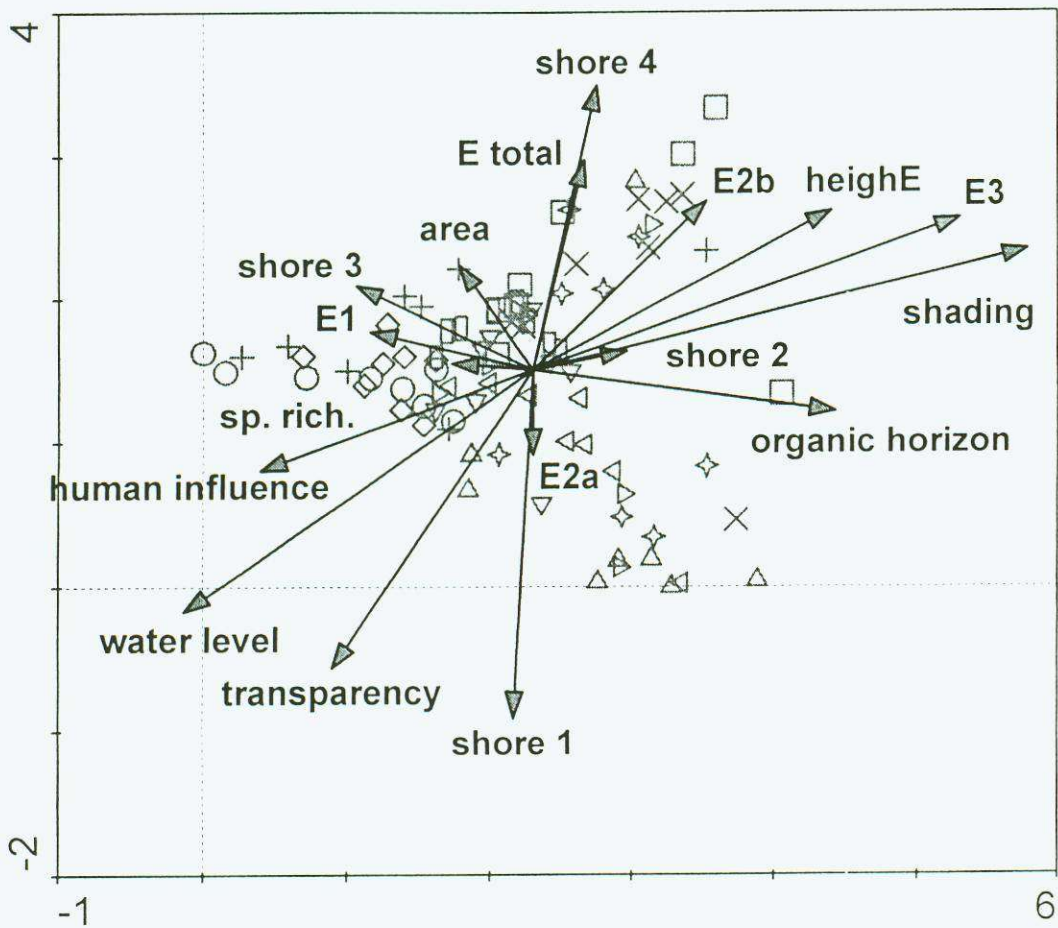


Fig. 1. DCA ordination diagram of vegetation samples with passive environmental variables.

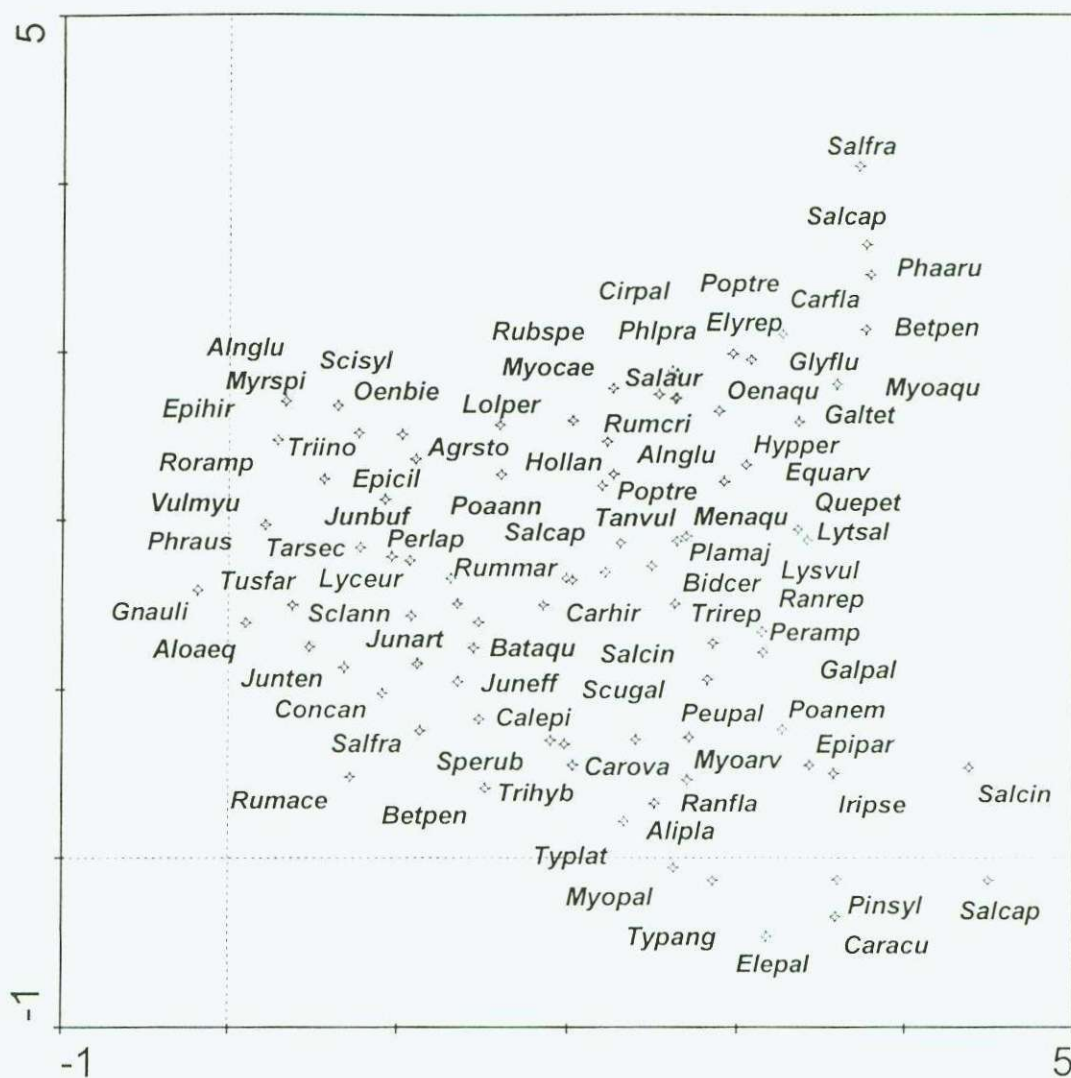


Fig. 2. DCA ordination diagram of species with passive environmental variables.

Agrsto - *Agrostis stolonifera*, Alipla - *Alisma plantago-aquatica*, Alnglu - *Alnus glutinosa*, Aloaeq - *Alopecurus aequalis*, Bataqu - *Batrachium aquatile*, Betpen - *Betula pendula*, Bidcer - *Bidens cernuus*, Calepi - *Calamagrostis epigejos*, Caracu - *Carex acuta*, Carfla - *Carex flava*, Carhir - *Carex hirta*, Carova - *Carex ovata*, Cirpal - *Cirsium palustre*, Concan - *Conyza canadensis*, Elepal - *Eleocharis palustris*, Elyrep - *Elytrigia repens*, Epicil - *Epilobium ciliatum*, Epihir - *Epilobium hirsutum*, Epipar - *Epilobium parviflorum*, Equarv - *Equisetum arvense*, Galpal - *Galium palustre*, Galtet - *Galeopsis tetrahit*, Glyflu - *Glyceria fluitans*.

Gnauli - *Gnaphalium uliginosum*, Hollan - *Holcus lanatus*, Hypper - *Hypericum perforatum*, Iripse - *Iris pseudacorus*, Junart - *Juncus articulatus*, Junbuf - *Juncus buffonius*, Juneff - *Juncus effusus*, Junten - *Juncus tenuis*, Lolper - *Lolium perenne*, Lyceur - *Lycopus europaeus*, Lysvul - *Lysimachia vulgaris*, Lytsal - *Lythrum salicaria*, Menaqu - *Mentha aquatica*, Myoaqu - *Myosoton aquaticum*, Myoarv - *Myosotis arvensis*, Myocae - *Myosotis caespitosa*, Myopal - *Myosotis palustris*, Myrspi - *Myriophyllum spicatum*, Oenaqu - *Oenathe aquatica*, Oenbie - *Oenothera biennis*, Peramp - *Persicaria amphibia*, Perlap - *Persicaria lapatifolia*, Peupal - *Peucedanum palustre*, Phaaru - *Phalaris arundinacea*, Phlpra - *Phleum pratense*, Phraus - *Phragmites australis*, Pinsyl - *Pinus sylvestris*, Plamaj - *Plantago major*, Poaann - *Poa annua*, Poanem - *Poa nemoralis*, Poptre - *Populus tremula*, Quepet - *Quercus petraea*, Ranfla - *Ranunculus flamula*, Ranrep - *Ranunculus repens*, Roramp - *Rorippa amphibia*, Rubspe - *Rubus specie*, Rumace - *Rumex acetosella*, Rumcri - *Rumex crispus*, Rummar - *Rumex maritimus*, Salaur - *Salix aurita*, Salcap - *Salix caprea*, Salcin - *Salix cinerea*, Salfra - *Salix fragilis*, Scisyl - *Scirpus sylvatica*, Sclann - *Sclearnthus annus*, Scugal - *Scutellaria galericulata*, Sperub - *Spergularia rubra*, Tanvul - *Tanacetum vulgare*, Tarsec - *Taraxacum sect. ruderalia*, Trihyb - *Trifolium hybridum*, Triino - *Tripleurospermum inodorum*, Trirep - *Trifolium repens*, Tusfar - *Tussilago farfara*, Typang - *Typha angustifolia*, Typlat - *Typha latifolia*, Vulmyu - *Vulpia myuros*.

## KAPITOLA VII.

### Vliv člověka na vegetaci nově vznikajících vodních ekosystémů

Olga Suchá

*Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, katedra ekologie*

Sborník příspěvků z mezinárodní vědecké konference studentů DSP (2005), ZF JU České Budějovice



## Abstract

The exploitation of gravel sand in Třeboň Basin Area has started in 1950'. After finishing exploitation human activities further affect the lakes originated by this way. The aim of this work was to record the human impact (fishing, recreation and exploitation) on the vegetation of these new water ecosystems. Eleven lakes were observed on four water systems in Třeboň Basin Area in 2004. Almost all lakes are affected by recreation (not the eutrophic ones). The most man-damaged stands are reed belts with species *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Typha angustifolia*, *Glyceria maxima* i.e.

**Key words:** vegetation, sandpit lake, human impact

## Abstrakt

Těžba štěrkopísku probíhá na Třeboňsku od 50. let a i po jejím ukončení nepřestává člověk takto vzniklá jezera ovlivňovat. Cílem práce bylo zaznamenat vliv člověka (rybaření, rekreace, těžba) na vegetaci těchto nových ekosystémů. V roce 2004 bylo sledováno 11 nádrží 4 hlavních soustav na Třeboňsku. Téměř všechny nádrže jsou ovlivněny rekreací (až na eutrofnější typ). Nejvíce poškozeny jsou rákosiny s druhy *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Typha angustifolia*, *Glyceria maxima* a další.

**Klíčová slova:** vegetace, pískovna, vliv člověka

## Úvod

Třeboňská pánev je místem mnoha zajímavých a vzácných ekosystémů: počínaje staletými rybníky, následováno bohatými rašeliníšti a vytěženými šterkopískovými jezery konče. Těžba šterkopísku na Třeboňsku probíhá již od 50. let minulého století a ačkoli na většině nádrží byla již těžba ukončena, nepřestává je člověk ovlivňovat nadále. Těžba šterkopísku je prováděna dvěma způsoby - nad hladinou spodní vody a pod hladinou spodní vody. Při způsobu těžby nad hladinou spodní vody jsou vytěžené plochy po následné rekultivaci (přirozený nálet nebo plánovaná výsadba) navraceny původnímu účelu, tj. lesní nebo zemědělské výrobě (Hanák *et al.* 1985). Malá, ale povrchová těžba písku, která probíhala v blízkosti téměř každé obce na řadě míst, z přírodovědného hlediska téměř vždy zvyšovala druhové bohatství fauny a flóry. Větší, rozsáhlá a rychle probíhající těžba zde vedla k ohrožení, až k vymizení některých druhů rostlin. Na druhé straně probíhají na částech velkoplošnou těžbou narušených ploch sukcesní stádia a vyskytují se zde ohrožená či už zcela neznámá společenstva rostlin. Jedná se zpravidla o iniciální stádia konkurenčně méně schopných druhů, často původních, které zde přežívají na mizejících stanovištích (Hlásek 1995). Většina pískoven se nachází v menší či větší vzdálenosti od řeky Lužnice, oddělena pískovými pilíři. To způsobuje, že jsou mírně průtočné, řádově kilometry za den (i když nemají přítok ani odtok jako takový). Vzhledem k tomu, že písek funguje jako spolehlivý filtr, mají tyto nádrže oligotrofní až mezotrofní charakter. Avšak s postupem času, tak jako selže každé „zařízení“, pískový filtr zátěž nevydrží a ve starších pískovnách dochází k postupné eutrofizaci. U některých dochází navíc k přímému znečištění splachy z okolní zemědělské půdy.

Cílem práce bylo zaznamenat vliv člověka na vegetaci těchto nových, jedinečných vodních ekosystémů a zhodnotit význam tohoto vlivu.

## Materiál a metodika

V průběhu vegetační sezóny (červen, červenec, srpen) byla jednotlivá jezera obcházena. Po obvodu každého jezera (po určitých vzdálenostech, které byly u každé nádrže stanovené tak, aby každá byla charakterizována osmi čtverci) byly vytyčeny kontrolní čtverce o velikosti 5 x 5 m. Na každém čtverci bylo zhodnoceno narušení vegetace člověkem – rybaření, koupání, těžba, sešlap, cesta, reliéf. V souvislosti především s těžbou, ale i ostatními lidskými aktivitami, byly změřeny průhlednosti vody, na každé z nádrží na dvou vybraných místech – s vysokou a s nízkou frekvencí aktivit člověka.

Do sledování v roce 2004 bylo zařazeno 11 nádrží 4 hlavních soustav na Třeboňsku.

Soustavu **Cep** představovala v roce 2000 nejrozlehlejší nádrž Cep (123 ha) a s ní sousedící Cep I (40 ha). V roce 2001 došlo z důvodu další plánované těžby k odstranění štěrkopískového pilíře mezi nádržemi a značná část vody z nádrže Cep I přetekla do nádrže Cep. Nádrže se nacházejí na levobřeží řeky Lužnice mezi obcemi Suchdol n./Luž. a Majdalena. V současné době probíhá na části Cep těžba sacím bagrem, který nádrž prohlubuje, nemění však její rozlohu. Území je zdrojem kvalitních podzemních vod.

Soustava **Tušť** zahrnuje nádrže Tušť a Františkov. Nachází se na pravobřeží řeky Lužnice východně od obce Suchdol n./Luž. Podélná osa nádrží je kolmá na tok řeky. Na této soustavě byla těžba ukončena 80. letech minulého století. V roce 2001 byla částečně obnovena na nádrži Tušť.

Soustava **Halámky** představuje čtyři nádrže v těsném sousedství oddělené pouze pískovými pilíři (Severní, Prostřední, Jižní a Východní jezero). Nalézají se mezi obcemi Halámky a státní hranicí s Rakouskem. Zde probíhá velmi intenzivní těžba, i když některé části pobřeží mají již konečnou podobu. Na pobřeží, kde dosud nebyla provedena lesnická rekultivace, nastupuje zajímavá sukcese litorálních a mokřadních společenstev rostlin. Uprostřed této lokality se nachází velmi mělké a zčásti vysychající mokřady a plochy zarůstající přirozeným lesním náletem.

**Horusicko-Veselsko-Vlkovská** soustava zahrnuje pět nádrží v nivě Lužnice situovaných mezi obcemi Vlkov n./Luž. a Veselí n./Luž. Dvě nádrže leží na levobřeží (Horusice, Horusice I) a představují eutrofnější typ pískoven. Eutrofizace je zde podmíněna přítokem vody z blízkých rybníků a splachy ze zemědělské půdy. Zbývající tři nádrže jsou na pravém břehu řeky Lužnice (Veselí, Veselí I, Vlkov) a mají více oligotrofní charakter.

## Výsledky

Jezera, na kterých stále probíhá těžba, jsou více či méně postižena mechanickým zákalem právě z práce se štěrkopískovou masou. Neustálý pohyb ve vodě zabraňuje nárůstu fytoplanktonu, tím jsou tato jezera spíše mezotrofního charakteru s vyšší průhledností vody (i přes mechanický zákal viz tab. 2) a tím více jsou navštěvována v letních měsících za účelem rekreace. Rekreatanti sešlapávají vegetaci a postupem času tak mění její druhové složení. Intenzivní těžba probíhá na soustavě Halámky a Cep. Ostatní nádrže již podléhají přirozené sukcesí rostlinné i živočišné stále za přítomnosti člověka. Téměř bez výjimky všechny nádrže jsou navštěvovány rybáři, kteří si "ošetřují" svá rybářská místa např. sešlapáváním či kosením vegetace v jejich okolí. Každý jednotlivý vliv člověka byl procentuelně zaznamenán (viz tab.

1). Porosty, které jsou nejvíce zasaženy jsou především rákosiny s druhy jako *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Typha angustifolia*, *Glyceria maxima* a další.

Nádrže Františkov a Tušť jsou nejvíce ovlivněny rekreací, především koupáním, jelikož v jejich blízkosti se nachází kemp a hotel. Tímto způsobem je zde na některých místech ovlivněno či zničeno až 70% vegetace. Na nádržích Cep a Cep I probíhá intenzivní těžba, proto je zde vegetace ovlivněna především těžbou samotnou a reliéfem terénu (90%). Rekreace zde má také svůj podíl (20-30%). Nádrže Horusice a Horusice I jsou zástupci spíše eutrofnějšího typu pískoven, z čehož plyne, že nejsou tak intenzivně navštěvovány rekreanty. Spíše je zde hojnost rybářů nebo jsou vybraná místa zcela neporušena. Nádrž Vlkov je v letních měsících rekreanty často vyhledávanou lokalitou (75%), stejně tak nádrž Veselí. Nádrž Veselí I vzhledem ke zhoršené přístupnosti k vodní hladině již tolik rekreatantů ani rybářů nehostí (50%). Na soustavě Halámky probíhá intenzivní těžba a vegetace je zde ovlivněna především reliéfem terénu. Severní jezero je hojně navštěvováno rekreanty (50%) i přes přísný zákaz vstupu, Jižní jezero ne v takové míře (20%).

### Diskuse a závěr

Jednotlivá jezera jsou více či méně neustále ovlivňována člověkem i po ukončení těžby. Už samotný vznik těchto jezer těžbou štěrkopísku byl obrovským zásahem do krajiny Třeboňské přírody. Na jedné straně jsou vytěžené pískovny biotopem nově vytvořeným člověkem a narušujícím ráz krajiny. Na straně druhé se jedná o biotop s vysokou ekologickou hodnotou. Z hlediska vodohospodářského jsou štěrkopísková jezera nenahraditelným a kvalitním zdrojem podzemních vod a zásobárnou pro okolní obce. Na svém významu nabývají tyto lokality také z hlediska rekreačního a skýtají vhodné podmínky pro sportovní rybářství. Právě těmito aktivitami jsou ovlivňována rostlinná společenstva každé jednotlivé nádrže. Týká se to především přibřežních porostů jako jsou rákosiny (*Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Typha angustifolia*, *Glyceria maxima* a další).

### Citovaná literatura

- Hanák, P., Tůma, V., Vošta, J.: Struktura, funkce a dynamika vodní a mokřadní vegetace v biotopech pod vlivem lidské činnosti. Závěrečná zpráva. VŠZ – agronomická fakulta České Budějovice. 1985: 18 s.  
Hlásek, J.: Třeboňské pískovny. Ochrana přírody, 50, č. 9, 1995: 291-294 s.

**Kontaktní adresa:** Ing. Olga Suchá, katedra ekologie ZF JU, Studentská 13, 370 05 České Budějovice, tel.: 389 032 762, mob.: 605 144 349, E-mail: olgasucha@email.cz, OlgaSucha@seznam.cz.

Tabulka 1: Vliv člověka [%]

čtverec	Pískovna										
	Františkov	Tušť	Cep	Cep I	Horusice	Horusice I	Vlkov	Veselí	Veselí I	Halámky SJ	Halámky JJ
1	K, R 20	K 5	K, R 20	T 90	K, R 50	K 50	K 75	K, C 5	-	K, R 50	RT 20
2	K 10	K, R 10	C, R 5	K, RT 30	-	S 5	-	-	S 5	K, C 20	RT 60
3	K 5	K 5	C 5	K 10	K 10	T 5	K, C 20	-	-	C 5	RT 5
4	-	C 5	C, R 30	K 5	K 20	-	-	R 20	-	K, C, RT 20	-
5	K, C, R 20	K, R 50	R 40	-	RT 50	-	-	K, R 60	K 50	T 100	C, RT 5
6	S 5	K 70	RT 50	C 5	-	-	-	-	S 5	T, C 5	-
7	-	-	C 5	C, T, RT 5	K, C 15	-	K 20	K, R 90	-	K, C 25	-
8	K 5	K, R 20	R 20	C 5	K 30	K 50	C, R 10	S 25	K 25	K 40	K 20

Vysvětlivky: SJ – Severní jezero, JJ – Jižní jezero, K – koupání, R – rybaření, C – cesta, S – sešlap, RT – reliéf terénu, T – těžba

Tabulka 2: Průhlednost vody jednotlivých pískoven

průhlednos t [cm]	Pískovna										
	Františkov	Tušť	Cep	Cep I	Horusice	Horusice I	Vlkov	Veselí	Veselí I	Halámky SJ	Halámky JJ
1	93	108	167	208	184	36	104	134	105	70	107
2	93	120	126	209	161	37	87	126	110	78	100

Vysvětlivky: SJ – Severní jezero, JJ – Jižní jezero

**Vegetation of a new man-made lake, Halámky sand-pit (Třeboň Basin  
Biosphere Reserve, South Bohemia, Czech Republic)**

Olga Suchá<sup>1</sup>, Jana Navrátilová<sup>2</sup>, Josef Rajchard<sup>1</sup> and Hana Čížková<sup>3</sup>

*<sup>1</sup>Department of Ecology, Faculty of Agriculture, University of South Bohemia, České  
Budějovice, Czech Republic*

*<sup>2</sup>Department of Hydrobotany, Institute of Botany, Academy of Sciences of the Czech  
Republic, Třeboň, Czech Republic*

*<sup>3</sup>Dept. Wetlands Ecology, Institute of Landscape Ecology, Academy of Sciences of the Czech  
Republic, Třeboň, Czech Republic*

V přípravě pro časopis Flora

## Introduction

The lakes formed in sand pits following sand extraction represent important new elements in the landscape of the Třeboň Basin Biosphere Reserve. They differ remarkably from other wetland habitats in the region, including fishponds, i.e. older man-made lakes, most of which were constructed one to several hundred years ago. Situated in the Lužnice river floodplain, the sand-pit lakes are fed by water infiltrated from the river bed. In spite of eutrophication of the Lužnice River, mainly from non-point sources, the sand-pit lakes still preserve their mesotrophic character. Therefore, they resemble natural lake ecosystems in their trophic status, rather than to fishponds, which are fertilized by the fisheries in order to promote the food chain supporting fish production.

The complex of sand-pit lakes, situated near the township of Halámky on the Czech – Austrian border, is of especial interest as it provides a variety of microhabitats, ranging from deep water to dry land and, accordingly, hosting diverse vegetation. A conspicuous feature is occurrence of robust morphotypes of *Phragmites australis*, which have a genetic basis (Čurn et al., in prep.). As the topsoil has been completely removed from the shores, the sand-pit represent valuable sites on which colonisation by plant and animal associations can be studied since very early succession stages.

Only scarce information exists on the vegetation of sand pit lakes both in the area and world wide. The aims of this study, therefore, were:

- (1) to document the present state of the vegetation on the sand pit as a basis for the long term monitoring;
- (2) to relate the vegetation composition to main environmental factors, namely, water availability, chemical composition of the soil, shore slope, and geographical orientation;
- (3) to document the development of the robust morphotypes of *Phragmites australis* in their natural habitats.

## Site description

Halámky sand pit is a new lake formed by sand extraction, proceeding in 1970-1994. The area of the lake is 22.89 hectares. The maximum length and width of the shoreline is 0.79 and 0.41 km, respectively, and its shoreline length is 2.01 km. The sand-pit is situated in the Lužnice river floodplain and is fed with its water, filtered through a sand barrier. Halámky

sand-pit represents a mesotrophic habitat, hosting young and expanding reed stands. All the reed vegetation there is certainly younger than 35 years, but much of it is probably younger than 20 years. It is likely that it established itself from seeds, as the lake does not direct connection with any watercourse in the catchment.

## **Methods**

### *Environmental characteristics*

Soil samples were taken in July 2003 from plots selected for phytosociological relevés (see further). A 1- to 10-mm thick organic surface horizon was developed on some plots while it was still absent on others. One sample (0.5 to 0.8 kg fresh mass) was taken from each soil horizon and each plot. The samples were air-dried and ground to pass a 2-mm sieve. The analyses were performed by an agricultural laboratory AGRO-LA (Jindřichův Hradec), using the standard methodology for soils (Javorský 1982). The  $pH_{H_2O}$  and  $pH_{CaCl_2}$  values were determined after extraction with distilled water and solution of  $CaCl_2$ , respectively. The content of total nitrogen was determined coulometrically, after mineralization with sulphuric acid and hydrogen peroxide. Total phosphorus was determined colorimetrically. Available nutrients were determined according to Mehlich after extraction in a solution of ammonium fluoride, ammonium nitrate, acetic acid and nitric acid and EDTA. Available phosphorus was then determined spectrophotometrically. Cations were determined by atomic emission spectrometry (K) or by atomic absorption spectrometry (Ca, Mg), using an AAS spectrometer 9200X (Unicam), with the flame of acetylene-air (Moore and Chapman, 1986).

### *Flora and vegetation*

Plant species were recorded on nine plots around the lake, selected in order to document the diversity of both microhabitats and their flora. Different types of microhabitats were selected in order to cover a broad range of water availability and related environmental parameters from flooded to arid conditions. The borders of the plots copied the fringes of the vegetation.

The shore vegetation was studied in more detail along eight transects that differed in their geographical orientation (N, NE, E, SE, S, SW, W, NW). All transects were laid in a perpendicular direction to the shore. Each transect was divided in three segments: littoral,



shoreline and terrestrial. Within each segment, the vegetation was characterised on a 2x2 m plot by phytosociological relevés using the 7-degree semiquantitative scale (Dierschke, 1994). The records were taken in July 2003. The slope of the shore was also measured. The nomenclature of plant species follows Kubát 2002.

#### *Growth characteristics of Phragmites australis*

At the time of investigation, *P. australis* formed mostly isolated stands reaching a length, or diameter, of up to 20 m. Some stands formed isolated islands, whose borders copied elevated parts in the bottom relief. Samples of aboveground biomass of *P. australis* were taken from 0,5 x 0,5 m squares located along transects in periodical distances (5 m). Shoreline reed was sampled on transects laid perpendicular to the shore. In the island reed, the transects were laid along the greatest dimension of the stand. Care was taken to include both stand types in the sampling (Table 1). Samples of plants were harvested at the time of maximum seasonal above-ground biomass (in mid-August) in 2000, 2001, 2003 and 2004. In 2002 the growth of reed could not be documented because of a heavy flood in August, during which the water level raised over 2 m above usual. A total of 21, 34, 49, and 44 plots situated along 7, 10, 14 and 13 transects, respectively, was sampled in the successive years. Reed stands that were mechanically damaged by waterfowl were omitted.

The water depth, the numbers of live shoots, flowering shoots and death shoots were measured in each sample. On five randomly selected shoots, the following morphological characteristics were measured: the shoot length (to the apex of the uppermost leaf or to the apex of the inflorescence), basal culm diameter, total number of nodes and the length of the inflorescence. Except for 2000, the fresh mass was determined for all samples on site. A subset of samples was taken to the laboratory in order to determine the fresh mass to dry mass ratio. Their dry matter content was determined after drying in an electrical oven to constant weight at 80° C.

#### *Data analysis*

In order to assess the variation patterns in plant species composition, the floristic lists and phytosociological relevés were subjected to Detrended Correspondence Analysis (DCA) using the CANOCO 4.5 package (ter Braak & Šmilauer 2002). In the floristic lists, the presence-absence data of the species were used and rare species were downweighted. In the

phytosociological relevés, the species were weighted in accordance with their abundance-dominance value on the Barun-Blanquet scale. Mean Ellenberg indicator values for relevés were calculated by averaging the available indicator values for the species present in the relevé using the JUICE programme (Tichý 2002). Ordination site scores were correlated to Ellenberg indicator values, total cover of vegetation, the size of the relevé, and species richness using Pearson's correlation coefficient. All environmental variables were plotted onto DCA ordination diagrams as supplementary environmental data for better ecological interpretation of the axes. Mean and standard error of environmental variables were calculated by one way ANOVA. Differences between types were tested by Tukey post hoc test for a significance level  $P < 0.05$ .

The soil characteristics and growth characteristics of *P. australis* were subjected to statistical analysis (correlation analysis, ANOVA, Kruskal-Wallis non-parametric test) using the package STATISTICA 6.0 (Statsoft).

## Results

### *Flora of different microhabitats*

A total of 135 plant species, including 45 ruderal species (according to Kopecký and Hejný 1992) and 3 protected species (*Drosera rotundifolia*, *Lycopodiella inundata* and *Lysimachia thyrsoiflora*) were found on the nine microhabitats. None of the plots had a 100% cover. The total number of species ranged from 25 to 79 in particular microhabitats. Ruderal species accounted for 20 to 35% of the respective total numbers. Five plots hosted at least one protected species (Table 1).

The first and second DCA axes explained 21.8% and 12.2% of total species variability, respectively (Table 2, Fig. 1). The first axis was significantly correlated with mean Ellenberg's index for moisture ( $r=0.93$ ). Plots 2, 5, 7 and 6 represented wet sites with typical wetland plant species, such as *Juncus articulatus*, *J. tenuis*, *Lysimachia thyrsoiflora*, *Persicaria hydropiper*, *Phragmites australis* and *Typha latifolia* (Fig. 2). The driest habitat was represented by plot 1, which hosted plant species adapted to dry conditions (including *Calamagrostis epigejos*, *Calluna vulgaris*, *Cirsium arvense*, *Holcus mollis*, *Pinus sylvestris*, and *Senecio viscosus*). The second DCA axis was significantly correlated with mean Ellenberg's indices for pH ( $r=-0.67$ ) and nutrients ( $r=-0.85$ ). Nutrient-poor and acidic microhabitats were represented by plots 3 and 4. Their drier parts were dominated by *Pinus*

*sylvestris*, with *Avenella flexuosa*, *Vaccinium myrtillus* in the understorey, while their wetter parts hosted (among others) several *Salix* species.

#### *Phytosociological relevés*

The slope of the shores ranged from 8 to 37°. A steeper slope or a step was frequently found between the limosal and littoral ecophase. As is indicated by the soil analyses (Table 3), all plots studied were very poor in organic carbon. A visible surface organic horizon was formed only on 6 of 24 plots investigated. Also the concentrations of mineral nutrients were very low. The mean values, within a particular ecophase, of available P and K ranged from 40 to 50 mg.kg<sup>-1</sup> and from 45 to 90 mg kg<sup>-1</sup>, respectively. Magnesium concentrations were below 10 mg kg<sup>-1</sup> in 17 out of 30 samples analysed. Similarly, calcium concentrations were below 20 mg kg<sup>-1</sup> in 25 out of 30 samples.

The first and second DCA axes explained 12.6 and 7.8% of the total plant species variability (Table 4). The relevés belonging to the terrestrial, limosal and littoral ecophase formed three partly overlapping groups on the DCA plot (Fig. 3). The correlations of first three DCA axes with environmental data are given in Table 5. The first axis is significantly correlated with the Ellenberg's indices for light, continentality, moisture, pH and nutrients, while the second axis is significantly correlated only with Ellenberg's index for light. Values of Ellenberg's indices for soil moisture, pH and nutrient availability were mutually correlated (Fig. 3).

Similarly as in the microhabitats, the dryland plots frequently hosted *Caluna vulgaris*, *Pinus sylvestris* and *Vaccinium myrtillus* (Fig. 4). The greatest species richness was found in limosal plots, which included *Carex acuta*, *Carex hirta*, *Juncus tenuis*, *Juncus bulbosus*, *Juncus buffonius*, and *Lysimachia thyrsiflora*. In comparison with the limosal ecophase, the littoral ecophase was poorer in plant species. *Phragmites australis* and *Typha latifolia* were the most common dominants there.

#### *The growth of Phragmites australis*

A significant correlation was found between shoot length and basal shoot diameter, yielding a determination coefficient of 0.673 (n=840). An even closer correlation (yielding a determination coefficient of 0.722, n=168) was found between the shoot length and basal diameter for the tallest shoots within sampled quadrats. The panicle length was not

significantly correlated with any of the morphological parameters measured. The density of all live shoots was correlated only with the density of flowering shoots, yielding a determination coefficient of 0.38. The aboveground biomass was correlated with both the shoot length and the basal culm diameter. The determination coefficients for its correlation with mean shoot length and mean basal culm diameter were 0.57 and 0.47, respectively. The aboveground biomass was, however, not significantly correlated with the shoot density.

Both the shoot length and the basal culm diameter were positively correlated with the water depth (Fig. 3). However, these correlations explained only a minor part of their variability, with both determination coefficients reaching 0.12. For this reason, the data were pooled within each year in order to graph the inter-annual variation (Fig. 4). The maximum shoot length reached 3 to 4 m and for most stands, with the highest value of 5.13 m measured in 2004. The maximum basal culm diameter was above 10 mm for 50% of all samples in all years. The highest value of 17.9 mm was measured in 2001. The panicle length varied from 13 to 43 cm. It did not show a clear relation to any of the parameters measured.

The most frequent densities of green shoots were 50 to 100 shoots per  $m^2$  (Fig. 4). A maximum value of 224 shoots per  $m^2$  was recorded in 2001. Up to 50% flowered. In many stands, the densities of dead old culms, remaining on the spot from previous years were also considerable. A maximum value of 320 shoots per  $m^2$  was found in 2000. The aboveground biomass commonly reached one to two kg (dry mass)  $m^{-2}$  in 2001 and 2003. Shoots numbers, as well as the aboveground biomass were reduced in 2003 as compared with other years of investigation (Fig. 4). A similar pattern was observed for the shoot length and basal culm diameter (data not shown).

## Discussion

### *DCA of plant species lists and phytosociological relevés*

As is indicated by the DCA ordination, the high species richness found in the nine microhabitats studied is mainly due to marked changes in water availability over short distances. Similarly, the positions of particular relevés on the DCA plot correspond with their position on the elevation gradient, from the terrestrial through the limosal to the littoral ecophase.

Many of the plots in the terrestrial ecophase did not have a 100% cover. The organic surface horizon was frequently not formed, either. The fairly high species richness in the

wetland microhabitats as well as in the relevés in the terrestrial ecophase is, therefore, probably due to the high incidence of R species in terms of the Grime strategies (Grime 1979). Such development is expected in early successional stages such as occur on the shores of the sand-pit.

The occurrence of protected species that are disappearing from other wetland habitats in the area with generally high trophic status might suggest that the sand-pit represent suitable habitats in which oligotrophic wetland species may find a refuge. Nevertheless, these habitats are endangered by frequent disturbance associated with continuing human activities such as sand extraction, movement of lorries transporting the sand, and subsequent recreation activities as fishing and bathing. If the sand-pits are to serve as refuges of rare species, a suitable protection status would help prevent the excessive degree of disturbance.

#### *In situ growth of Phragmites australis*

Common reed (*Phragmites australis*) is an example of an almost cosmopolitan species with great ecological variability. In some stands, presumably genetically different clones or morphotypes live next to each other under the same edaphic conditions. Even given the close contact, each ecotype keeps its own area and differing characteristics (Dykyjová 1978; Clevering 1999; Clevering *et al.* 2001). Remarkably different morphotypes of reed were previously recorded in some fishponds: e.g. Opatovický (Dykyjová 1978) and Rod (Pechar *et al.* 2001). However, the effects of edaphic conditions were not separated from the effect of ecotype in these earlier studies. This work is the first to document the large phenotypic variability of reed stands soon after colonization of a new habitat. At the same time, the genetic variability has been assessed and related to the phenotypic variability (Čurn *et al.* 2005, Suchá *et al.* 2005).

Different morphotypes have different possibilities for spreading in different water depths. The Halámky lake was distinguished by extreme values of water depths, to which reed penetrated. Some morphotypes were found in water depth of 250 cm. This is a unique finding both in the Třeboň Basin area and, to our knowledge, in the whole of Central Europe. It does not agree with any values found by Clevering (1999), Pauca-Comanescu *et al.* (1999), Brádecká (1973), Čížková *et al.* (1996a), Weisner (1987), Weisner (1988), Čížková *et al.* (2001a), Čížková *et al.* (2001b), Pechar *et al.* (2001) or Weisner (1990). These authors report reed penetration to water depths of 0.30 to 1.50 m.

The densities of live shoots differ among sites investigated. While some stands have lower densities - about 100 shoots per m<sup>2</sup> (Bornkamm & Raghi-Atri 1986; Hradecká & Květ 1973; Kloubec 1996; Šetlík 1996; Čížková *et al.* 1996b; Čížková *et al.* 2001b), some others reach densities of up to 150-400 stébel na m<sup>2</sup> (Dykyjová 1971; Van der Putten 1997; Koppitz *et al.* 2000; Kloubec 1995; Obstová 1989; Dinka & Szeglet 1998).

The shoot lengths are as exceptional as the water depth penetration. The highest stem found there measured 5,13 m, while values from 2.70 to 3.60 m have usually been found (Bornkamm & Raghi-Atri 1986; Dykyjová 1971; Šetlík 1996; Kloubec 1996; Kloubec 1995; Obstová 1989; Čížková *et al.* 1996b; Čížková *et al.* 2001b).

The aboveground biomass is a characteristic which integrates effects of both shoot morphology and shoot density. While close correlations were found with both the shoot length and basal clum diameter, no significant correlation was found with shoot density in this study. This indicates that the aboveground biomass was largely determined by the morphometric characteristics of the plants, but it was probably not limited by shoot density. This is probably associated with the early succession stage of the vegetation, where no spatial limitation occurred yet.

## Acknowledgement

This study was supported by Project No. AVOZ60870520 of the Academy of Sciences of the Czech Republic and MSM6007665806 of the Ministry of Education of the Czech Republic. We thank I. Míchal for help with determination of plant species.

## References

- Bornkamm, R., Raghi-Atri, F. 1986. On the effects of different nitrogen and phosphorus concentrations on the development of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart I. 423-441 p.
- Clevering, O., A. 1999. Between- and within-population differences in *Phragmites australis*. 1. The effects of nutrients on seedling growth. *Oecologia* 121: 447-457 p.
- Clevering, O., A., Brix, H., Lukavská, J. 2001. Geographic variation in growth responses in *Phragmites australis*. *Aquat. Bot.* 69: 89-108 p.

- Čížková, H., Istvánovics, V., Bauer, V., Balázs, L. 2001b. Low levels of reserve carbohydrates in reed (*Phragmites australis*) stands of Kis-Balaton, Hungary. *Aquat. Bot.* 69: 209-216 p.
- Čížková, H., Lukavská, J., Příbáň, K., Kopecký, J., Brabcová, H. 1996b. Carbohydrate levels in rhizomes of *Phragmites australis* at an oligotrophic and a eutrophic site: a preliminary study. *Folia Geobot. Phytotax.* 31: 111-118 p.
- Čížková, H., Pechar, L., Husák, Š., Květ, J., Bauer, V., Radová, J., Edwards, K. 2001a. Chemical characteristics of soil and pore water of three wetland sites dominated by *Phragmites australis*: relation to vegetation composition and reed performance. *Aquat. Bot.* 69: 235-249 p.
- Čížková, H., Strand, J., A., Lukavská, J. 1996a. Factors associated with reed decline in a eutrophic fishpond, Rožmberk (South Bohemia, Czech Republic). *Folia Geobot. Phytotax.* 31: 73-84 p.
- Čurn, V., Kubátová, B., Vávřová, P., Suchá, O., Čížková, H. 2005. Phenotypic and genotypic variation of *Phragmites australis*: I. Comparison of populations in two man-made lakes of different age and history. In prep.
- Dierschke, H. 1994. Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart. 683 pp.
- Dinka, M., Szeglet, P. 1998. Carbohydrate and nutrient content in rhizomes of *Phragmites australis* from different habitats of lake Fertő/Neusiedlersee. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26. 1830-1834 p.
- Dykyjová, D. 1971. Ekomorfózy a ekotypy rákosu obecného *Phragmites communis* Trin. *Preslia Praha* 43: 120-138 p.
- Grime, J., P. 1979. Plant strategies and vegetation processes. John Wiley, Chichester.
- Dykyjová, D. 1978. Intraspecific and clonal variability and its importance for production estimates. 159-163 p. In: Dykyjová, D., Květ, J. 1978. Pond littoral ecosystems. Structure and functioning. *Ecological Studies* 28. Springer Verlag, Berlin.
- Hradecká D. 1973. Inflorescence morphology in twelve types of reed (*Phragmites communis* Trin.) from the Nesyt fishpond. In: Květ, J. [ed.] 1973. Littoral of the Nesyt fishpond. *Studie ČSAV* 15, Praha. 93-95 pp.
- Hradecká D., Květ J. 1973. Morphological and production characteristics of three clones of *Phragmites communis* Trin. from the Nesyt fishpond. In: Květ, J. [ed.] 1973. Littoral of the Nesyt fishpond. *Studie ČSAV* 15, Praha. 97-101 pp.
- Kloubec, B. 1995. Ověření regenerace rákosových porostů v CHKO a BR Třeboňsko. Závěrečná zpráva. 41 p.
- Kloubec, B. 1996. Ověření regenerace rákosových porostů v CHKO a BR Třeboňsko. Závěrečná zpráva. 39 p.
- Kopecký, K., Hejný, S., 1992. Ruderální společenstva bylin České republiky. ČSAV. Academia Praha. 128 pp.
- Koppitz, H., Kühn, H., Kohl, J., G. 2000. Differences in morphology and C/N-balance between clones of *Phragmites australis* within a plantation at a degraded fen. *Fol. Geobot.* 35:389-402 p.
- Kubát, K. [ed.] 2002. Klíč ke květeně České republiky. Academia Praha. 927 pp.
- Obstová, M. 1989. Rákosiny na rybníce Velký Tisý v CHKO Třeboňsko. Dipl. práce. UK v Praze. 114 p.
- Moore, P.D., Chapman, S.B. 1986. *Methods in Plant Ecology*. Blackwell Scientific Publ., Oxford. 589 pp.
- Paucă-Comănescu, M., P., Clevering, O., A., Hanganu, J., Gridin, M. 1999. Phenotypic differences among ploidy levels of *Phragmites australis* growing in Romania. *Aquat. Bot.* 64: 223-234 p.
- Pechar, L., Balounová, Z., Rajchard, J. 2001. Impact of eutrophication on the Rod fishpond. In: Květ, J., Jeník, J., Soukupová, L. [eds.] 2001. *Freshwater wetlands and their sustainable future: A case study of Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic*. UNESCO. 169-183: 495 p.
- Suchá, O., Vávřová, P., Čížková, H., Čurn, V., Kubátová, B. 2005. Phenotypic and genotypic variation of *Phragmites australis*: II: Growth of genotypes originating from two populations of different age. In prep.
- Šetlík, J. 1996. Vliv zimní seče na stav rákosu (*Phragmites australis*), BP BF JU v Českých Budějovicích. 39 p.
- ter Braak C. J. F. & Šmilauer P. (2002): CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination Version 4.5. – Microcomputer Power, Ithaca.
- Tichý, L. 2002. JUICE, software for vegetation classification. *J. Veg.Sci.* 13: 451-453.
- Van der Putten, W., H. 1997. Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European research programme on reed die-back and progression (1993-1994). *Aquat. Bot.* 59: 263-275 p.
- Weisner, S., E., B. 1987. The relation between wave exposure and distribution of emergent vegetation in a eutrophic lake. *Freshwater Biology* 18: 537-544 p.
- Weisner, S., E., B. 1988. Factors affecting the internal oxygen supply of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel in situ. *Aquat. Bot.* 31: 329-335 p.
- Weisner, S., E., B. 1990. Emergent vegetation in eutrophic lakes: distributional patterns and ecophysiological constraints. Dissertation. Lund University, Sweden. 84 p.

Table 1. Basic characteristics of selected microhabitats around Halámky lake (Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic).

Plot No.	Area (m <sup>2</sup> )	Total cover (%)	Total number of species	Number of ruderal species	Number of protected species
1	770	30	31	9	0
2	15	60	29	10	1
3	350	65	27	7	0
4	400	40	25	7	1
5	400	40	30	6	1
6	400	60	51	16	1
7	625	75	57	20	2
8	225	80	64	24	0
9	225	90	78	28	0



Table 2. Summary of detrended correspondence analysis (DCA) 9 microhabitats of Halámky sand pit

Axis	Eigenvalue DCA	Length of gradient DCA	Cumulative percentage variance	
			Species data DCA	Species- environment relation
				DCA
1	0.412	3.257	21.8	21.5
2	0.229	2.133	34.0	35.9
3	0.089	1.799	38.7	0.0
4	0.024	1.146	40.0	0.0
Total inertia	1.887			

Table 3. Chemical characteristics of the soil on the shore of Halámky sand-pit lake (South Bohemia, Czech Republic). T – terrestrial ecophase, Lim. – limosal ecophase, Lit. – littoral ecophase.

Ecophase	pH <sub>H2O</sub>	pH <sub>CaCl2</sub>	organic carbon (Cox)	total nitrogen (Ntot)
T	4.45	5.28	0.40	0.09
Lim.	4.89	5.94	0.30	0.08
Lit.	4.74	5.80	0.28	0.08

Ecophase	total phosphorus (Ptot)	available phosphorus	potassium	magnesium
T	0.02	50.43	68.20	46.00
Lim.	0.02	43.57	89.00	29.00
Lit.	0.02	39.71	44.88	15.00

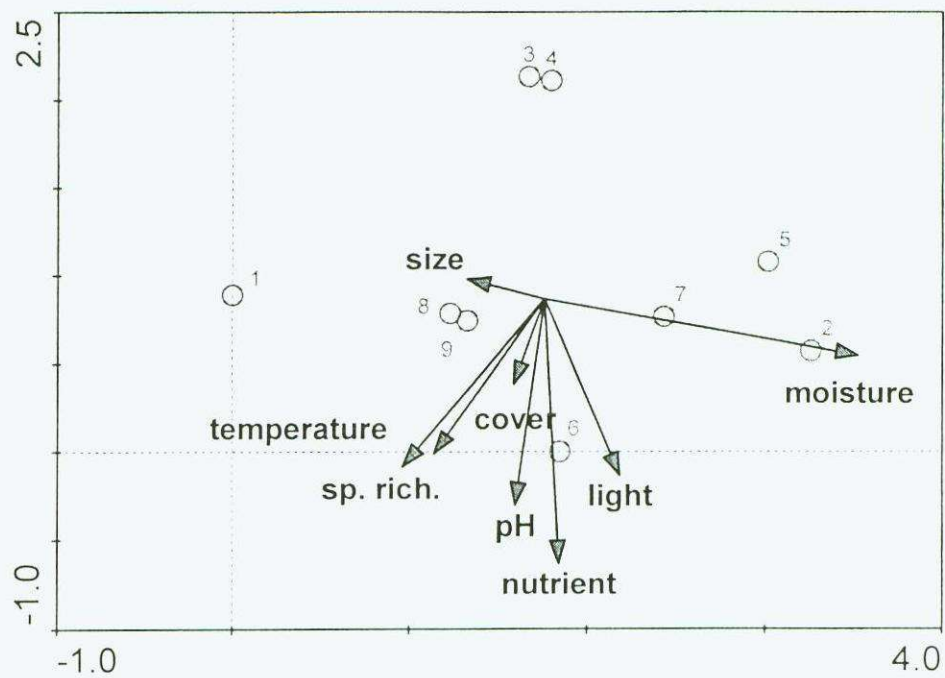


Fig. 1. Detrended correspondence analysis (DCA) ordination of diverse microhabitats occurring on the shores of Halámky lake (Třeboň Basin, Czech Republic).

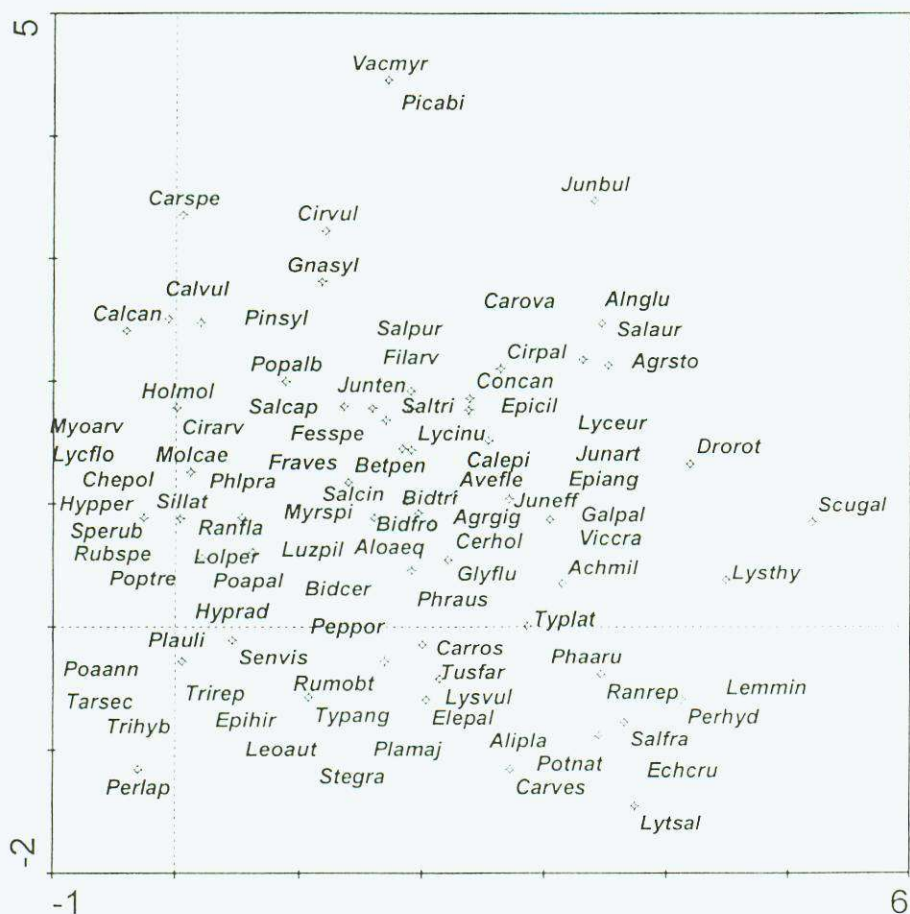


Fig. 2. Detrended correspondence analysis ordination of plant species found in various microhabitats on the shores of Halámky lake (Třeboň Basin, Czech Republic). Agrgig – *Agrostis gigantea*, Agrsto – *Agrostis stolonifera*, Achmil – *Achillea millefolium*, Alipla – *Alisma plantago-aquatica*, Alnglu – *Alnus glutinosa*, Aloaeq – *Alopecurus aequalis*, Avefle – *Avenella flexuosa*, Betpen – *Betula pendula*, Bidcer – *Bidens cernuus*, Bidfro – *Bidens frondosus*, Bidtri – *Bidens tripartitus*, Calcan – *Calamagrostis canescenc*, Calepi – *Calamagrostis epigejos*, Calvul – *Calluna vulgaris*, Carova – *Carex ovata*, Carros – *Carex rostrata*, Carspe – *Carex specie*, Carves – *Carex vesicaria*, Cerhol – *Cerastium holosteoides*, Cirarv – *Cirsium arvense*, Cirpal – *Cirsium palustre*, Cirvul – *Cirsium vulgare*, Concan – *Conyza canadensis*, Drorot – *Drosera rotundifolia*, Echcru – *Echinochloa crus-galli*, Elepal – *Eleocharis palustris*, Epiang- *Epilobium angustifolium*, Epicil – *Epilobium ciliatum*, Epihir –

Epilobium hirsutum, Fesspe – Festuca specie, Filarv – Filago arvensis, Fraves – Fragaria vesca, Galpal – Galium palustre, Glyflu – Glyceria fluitans, Gnasyt – Gnaphalium sylvaticum, Holmol – Holcus mollis, Hypper – Hypericum perforatum, Hyprad – Hypochaeris radicata, Chepol – Chenopodium polyspermum, Junart – Juncus articulatus, Junbul – Juncus bulbosus, Juneff – Juncus effusus, Junten – Juncus tenuis, Lemmin – Lemna minor, Leoaut – Leontodon autumnalis, Lolper – Lolium perenne, Luzpil – Luzula pilosa, Lyceur – Lycopodium europaeus, Lycflo – Lychnis flos-cuculi, Lycinu – Lycopodiella inundata, Lysthy – Lysimachia thyrsoflora, Lysvul – Lysimachia vulgaris, Lytsal – Lythrum salicaria, Molcae – Molinia caerulea, Myoarv – Myosotis arvensis, Myrspi – Myriophyllum spicatum, Peppor – Peplis potula, Perhyd – Persicaria hydropiper, Perlap – Persicaria lapatifolia, Phaaru – Phalaris arundinacea, Phlpra – Phleum pratense, Phraus – Phragmites australis, Picabi – Picea abies, Pinsyl – Pinus sylvestris, Plamaj – Plantago major, Plauli – Plantago uliginosa, Poaann – Poa annua, Poapal – Poa palustris, Popalb – Populus alba, Poptre – Populus tremula, Potnat – Potamogeton natans, Ranfla – Ranunculus flamula, Ranrep – Ranunculus repens, Rubspe – Rubus specie, Rumobt – Rumex obtusifolius, Salaur – Salix aurita, Salcap – Salix caprea, Salcin – Salix cinerea, Salfra – Salix fragilis, Salpur – Salix purpurea, Saltri – Salix triandra, Scugal – Scutellaria galericulata, Senvis – Senecio viscosus, Sillat – Silene latifolia ssp. alba, Sperub – Spergularia rubra, Stegra – Stellaria graminea, Tarsec – Taraxacum sect. ruderalia, Trihyb – Trifolium hybridum, Trirep – Trifolium repens, Tusfar – Tussilago farfara, Typang – Typha angustifolia, Typlat – Typha latifolia, Vacmyr – Vaccinium myrtillus, Viccra – Vicia cracca.

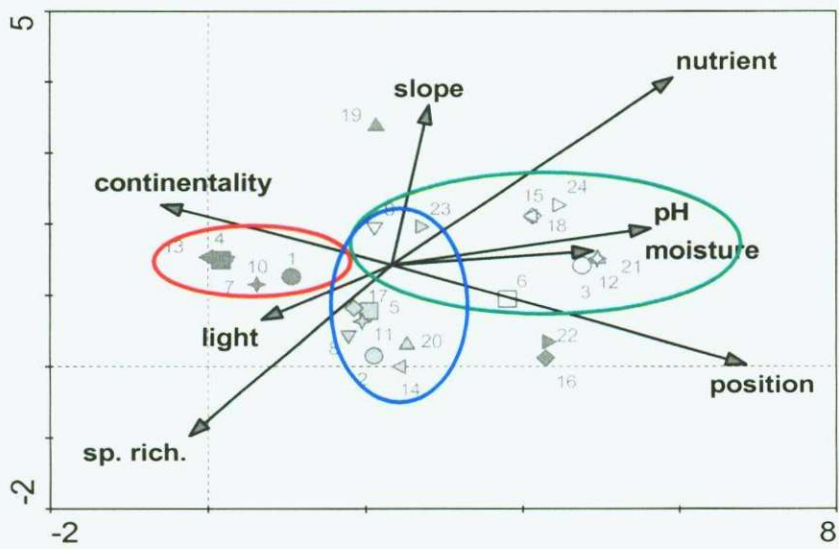


Fig. 3. Detrended correspondence analysis (DCA) ordination of phytosociological relevés taken on elevation gradients on the shore of Halámky lake (Třeboň Basin, Czech Republic). Dark grey symbols – terrestrial ecophase, light grey symbols – limosal ecophase, open symbols – littoral ecophase.

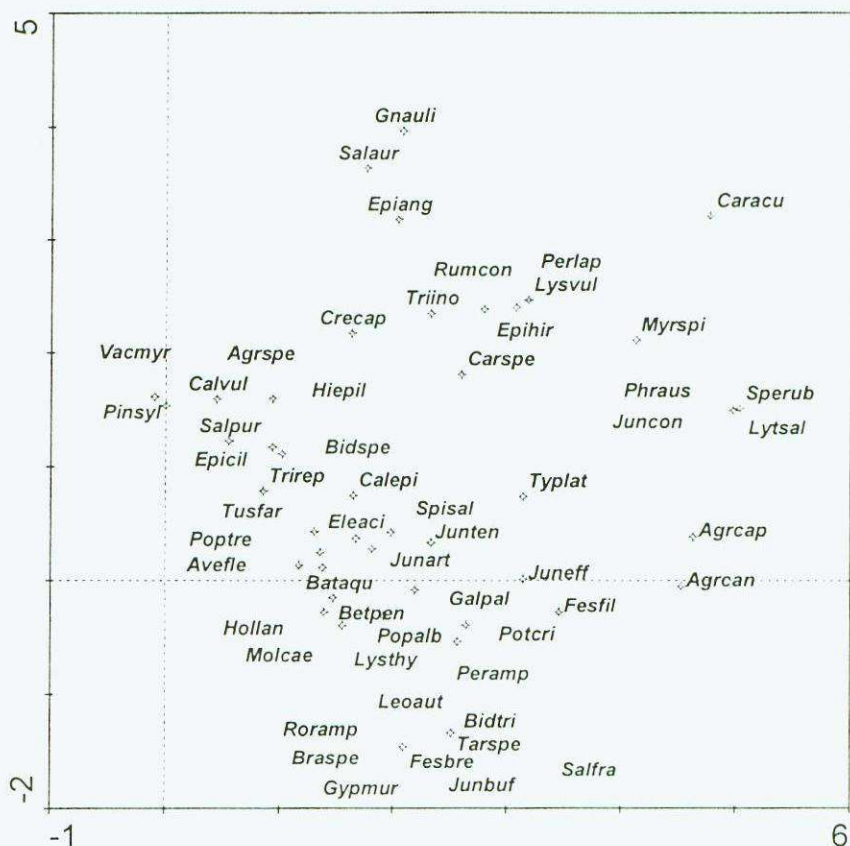


Fig. 4. Detrended correspondence analysis ordination of plant species found in phytosociological relevés taken across the elevation gradient on the shores of Halámky lake (Třeboň Basin, Czech Republic). Agrcan – *Agrostis canina*, Agrcap – *Agrostis capillaris*, Agrspe – *Agrostis* specie, Avefle – *Avenella flexuosa*, Bataqu – *Batrachium aquatile*, Betpen – *Betula pendula*, Bidspe – *Bidens* specie, Bidtri – *Bidens tripartitus*, Braspe – *Brassica* specie, Calepi – *Calamagrostis epigejos*, Calvul – *Calluna vulgaris*, Caracu – *Carex acuta*, Carspe – *Carex* specie, Crecap – *Crepis capillaris*, Eleaci – *Eleocharis acicularis*, Epiang – *Epilobium angustifolium*, Epicil – *Epilobium ciliatum*, Epihir – *Epilobium hirsutum*, Fesfil – *Festuca filiformis*, Galpal – *Galium palustre*, Gnauli – *Gnaphalium uliginosum*, Gypmur – *Gypsophila muralis*, Hiepil – *Hieracium pilosella*, Hollan – *Holeus lanatus*, Junart – *Juncus articulatus*, Junbuf – *Juncus buffonius*, Juncon – *Juncus conglomeratus*, Juneff – *Juncus effusus*, Junten – *Juncus tenuis*, Leoaut – *Leontodon autumnalis*, Lysthy – *Lysimachia thyrsoiflora*, Lysvul – *Lysimachia vulgaris*, Lytsal – *Lythrum salicaria*, Molcae – *Mollinia*

caerulea, Myrspi – Myriophyllum spicatum, Peramp – Persicaria amphibia, Perlap – Persicaria lapatifolia, Phraus – Phragmites australis, Pinsyl – Pinus sylvestris, Popalb – Populus alba, Poptre – Populus tremula, Potcri – Potamogeton crispus, Roramp – Rorippa amphibia, Rumcon – Rumex conglomeratus, Salaur – Salix aurita, Salfra – Salix fragilis, Salpur – Salix purpurea, Sperub – Spargularia rubra, Spisal – Spiraea salicifolia, Tarspe – Taraxacum specie, Triino – Tripleurospermum inodorum, Trirep – Trifolium repens, Tusfar – Tussilago farfara, Typlat – Typha latifolia, Vacmyr – Vaccinium myrtillus.



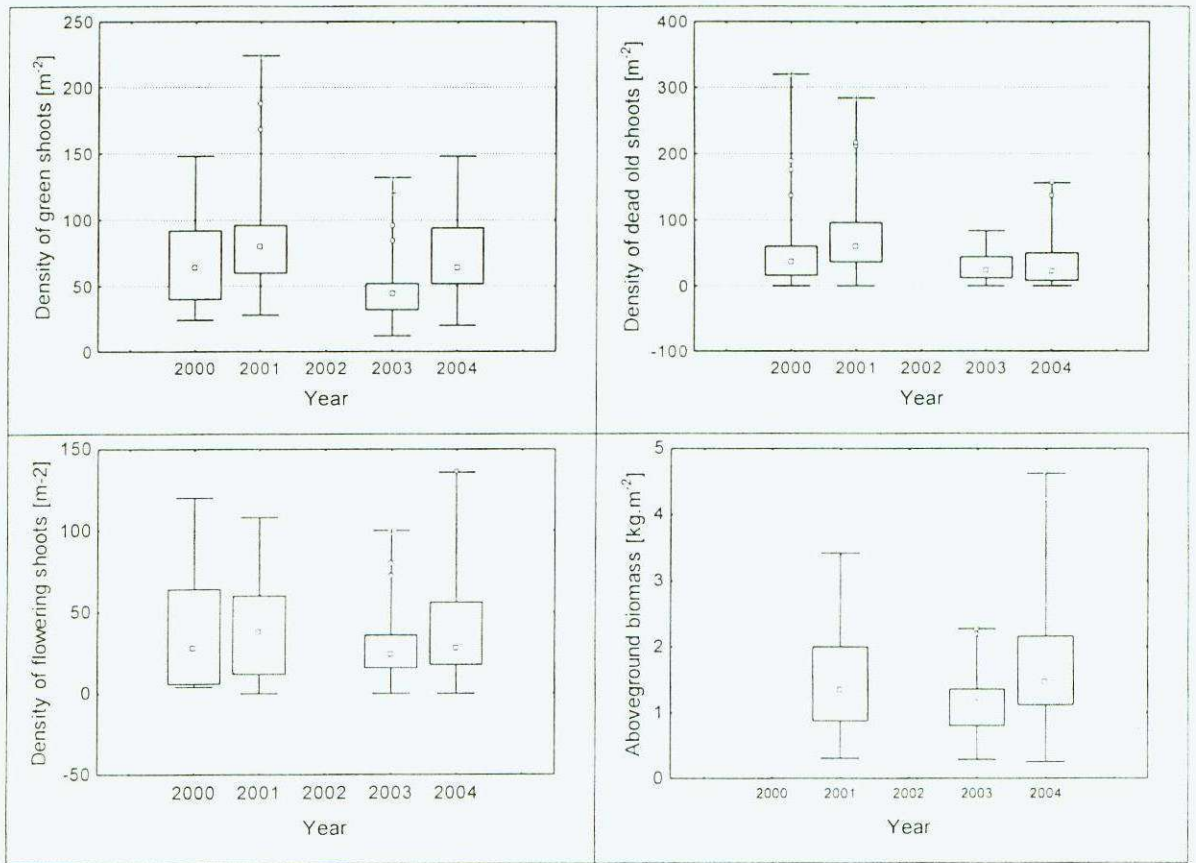


Fig. 5. Inter-annual variation of reed (*Phragmites australis*) growth characteristics at Halámky lake at the time of seasonal maximum aboveground biomass. (□ Median values, □ 25% - 75%, ± minimum - maximum values, ○ Distant values, ○ Extreme values).

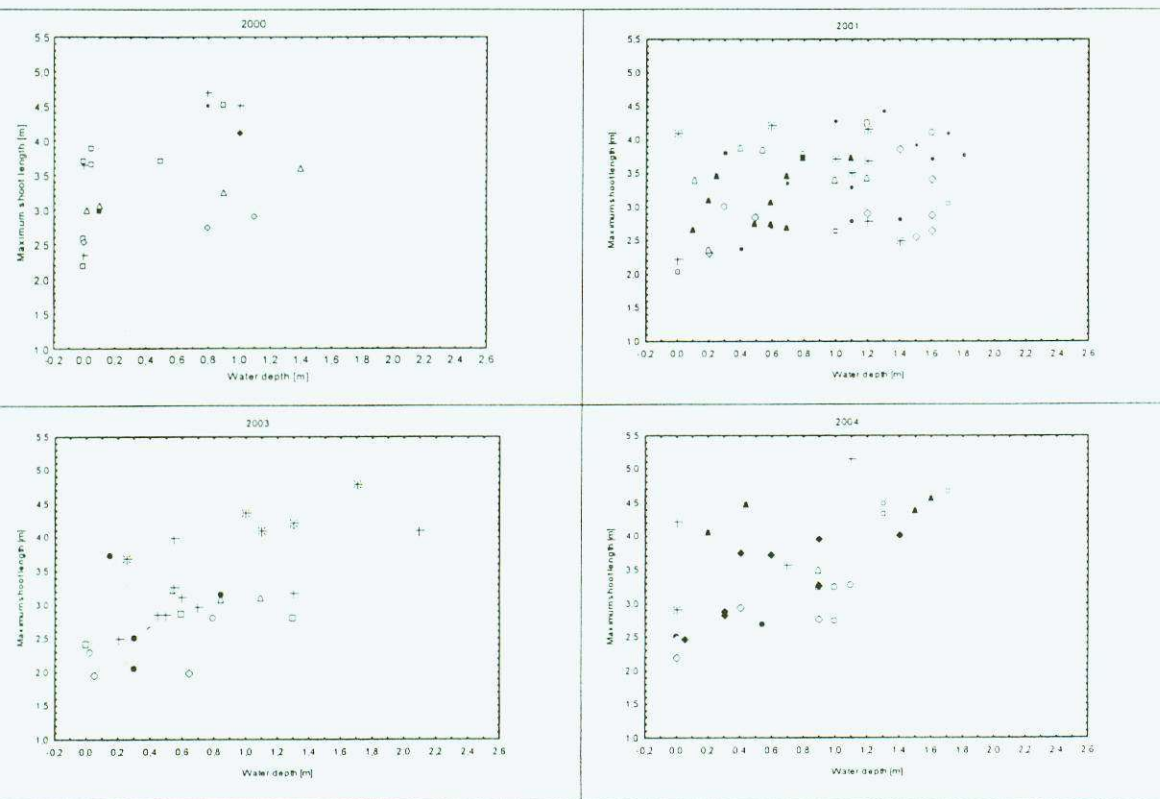


Fig. 6. Relation of the maximum stand height of *Phragmites australis* to water depth at Halámky sand-pit lake (South Bohemia, Czech Republic).

dan. 10. 11. 2004

**Phenotypic and genotypic variation of *Phragmites australis*: I. Comparison of populations in two man-made lakes of different age and history**

Vladislav Čurn<sup>1</sup>, Barbora Kubátová<sup>1</sup>, Petra Vávřová<sup>1</sup>, Olga Suchá<sup>2</sup>, Hana Čížková<sup>3</sup>

<sup>1</sup>*Biotechnological Centre, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic*

<sup>2</sup>*Department of Ecology, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic*

<sup>3</sup>*Institute of Landscape Ecology, Dept. Wetlands Ecology, Třeboň, Czech Republic*

V přípravě pro časopis *Aquatic Botany*

## Abstract

Populations of *Phragmites australis* (CAV.) TRIN. ex STEUD. were studied in the littoral of two man-made lakes located in the Třeboň Basin (South Bohemia, the Czech Republic): (1) Opatovický fishpond, a shallow artificial lake constructed in 1510-1514 by damming a shallow valley and used since for carp production, and (2) Halámky sand pit, a new lake formed by sand extraction, proceeding in 1970-1994. Phenotypic variability was assessed on the basis of shoot morphological and growth characteristics, measured at the time of seasonal maximum aboveground biomass. Genotypic variability was detected by using RAPD approach, which demonstrated a high clonal diversity both habitats. The clonal diversity would be strongly underestimated when based on morphological differences only. A higher genotypic variability has been found in the fishpond reed, non-corresponding with a low variability in its phenotype performance. Based on analysis of 160 samples, four patterns of genotypic variation were detected: (1) In both populations studied, some stands were genetically uniform and, therefore, were considered monoclonal. (2) At Halámky sand pit, some stands consisted of several clones. However, these clones were more similar within the particular stand than to clones of adjacent stands. (3) In the population of Opatovický fishpond, multiclonal stands consisted of clones with a low degree of similarity. (4) In the population of Opatovický fishpond, identical clones were detected in several neighbouring stands separated by gaps. The findings appear to support a model of colonization postulating that populations initiated by seeds are initially genetically diverse and over time become dominated by a few clones due to the competition and selection. These processes then decrease both genetic and morphological variability.

## 1. Introduction

Stands of common reed (*Phragmites australis*) occur in various wetland types worldwide. The differences between the structure and production of reed stands have been related to the trophic state of their sites (Rodewald-Rudescu, 1974; Dykyjová and Hradecká, 1976; Köhl and Kohl, 1992; Kohl *et al.*, 1998), differences in climatic and meteorological conditions (Haslam, 1971, 1973; Dykyjová and Hradecká, 1976; Zemlin *et al.*, 2000) or the genetic differences between reed clones (Daniels, 1991; Koppitz, 1999; Köhl *et al.* 1997; Köhl *et al.*, 1999; Lippert *et al.*, 1999; Rolletschek *et al.*, 1999).

Several authors have shown that many aquatic reed stands have a low genetic diversity. Zeidler *et al.*, 1994; Koppitz *et al.*, 1997). This has been ascribed to the mainly vegetative propagation of reed, since a whole stand can develop from one or a few seeds. According to an alternative hypothesis, the genotypic diversity of some stands might originally be higher and subsequently decrease because of competition and selection (Neuhaus *et al.*, 1993). Kühl and Zemplin (2000) suggested that the different sensitivity of reed clones to stress factors is based on genetically determined ecophysiological differences. Low genetic diversity might therefore reflect a different sensitivity of reed clones to stress factors and their consequent selective die-back (Eriksson, 1993, Koppitz *et al.*, 1997).

Kühl and Neuhaus (1993), and Koppitz and Kühl (2000) suggested that the assessment of clonal diversity might indicate the potential vulnerability of reed stands to environmental change – polyclonal stands are thought more likely to include genotypes that are adapted to new environmental conditions or that are sufficiently plastic to tolerate them. Nevertheless, few field data yet exist to test the validity of this hypothesis. This may partly be due to difficulties in finding populations of different known age, within the same climatic conditions. In this study, we have chosen two man-made lakes whose age is known and differs by an order in magnitude. Although the age of the littoral reed populations is not known precisely, it can be inferred from the age of the lakes and type of management, which has not changed markedly during the existence of the water bodies. The general aim of this study was to describe patterns of both morphological and genetic variability of these two reed populations in order to provide further information on the relation between phenotypic and genotypic diversity of populations of different age. Within this aim, we set the following partial hypotheses:

- (1) The number of clones per unit of population area is lower in the older population than in the younger population.
- (2) The maximum area covered by a single clone is greater in the older than in the younger population.
- (3) Morphologically homogenous stands are monoclonal.
- (4) In multiclonal stands and populations, the morphological variability is a good indication of the genetic variability.

## **2. Material and methods**

### *2.1. Site description*

Two localities were selected in the Třeboň Biosphere Reserve (Třeboň: 90° 05' N., 14° 06' E., altitude 430 m), South Bohemia, Czech Republic:

- (1) Opatovický fishpond is a shallow water body constructed in 1510-1514 by damming a shallow valley and used since for carp production. The maximum flooded area is 160 hectares. Its maximum length and width of the shoreline is 2.6 and 1.1 km, respectively, and the shoreline length is 9.40 km. The fishpond is filled with naturally dystrophic water originating from large peatbogs occurring in the whole Třeboň basin. This water, however, has turned highly eutrophic through the fertilization and manuring of the whole fishpond system as well as of the surrounding agricultural land. Well developed reed stands, fringing over a half of the shore length, have been subject of a series of scientific studies since the 1960s (Dykyjová and Květ, 1978, Hroudová and Zákřavský, 2002), but are probably much older.
- (2) Halámky sand pit is a new lake formed by sand extraction, proceeding in 1970-1994. The area of the lake is 22.89 hectares. The maximum length and width of the shoreline is 0.79 and 0.41 km, respectively, and its shoreline length is 2.01 km. The sand-pit is situated in the Lužnice river floodplain and is fed with its water, filtered through a sand barrier. Halámky sand-pit represents a mesotrophic habitat, hosting young and expanding reed stands. All the reed vegetation there is certainly younger than 35 years, but much of it is probably younger than 20 years. It is likely that it established itself from seeds, as the lake does not direct connection with any watercourse in the catchment.

## 2.2. Sampling

Well developed, healthy looking and visually homogenous stands of *P. australis* were chosen in the littoral zone of both lakes. The visual homogeneity was judged by uniformity of shoot heights, angle, width and colour of leaves and colour of panicles. The selected stands were mostly bordered by stands of other helophyte species or open water. In one case, adjacent segments of reed belt distinctly differed in morphological features (stand height, stem thickness, leaf angle and colour) and were, therefore, considered different stands. Seven and nine stands were selected at the Halámky and Opatovický lakes, respectively. In June 2003, five shoots were sampled from all stands along transects laid parallel to the shore at a

Two localities were selected in the Třeboň Biosphere Reserve (Třeboň: 90° 05' N., 14° 46' E., altitude 430 m), South Bohemia, Czech Republic:

- (1) Opatovický fishpond is a shallow water body constructed in 1510-1514 by damming a shallow valley and used since for carp production. The maximum flooded area is 160 hectares. Its maximum length and width of the shoreline is 2.6 and 1.1 km, respectively, and the shoreline length is 9.40 km. The fishpond is filled with naturally dystrophic water originating from large peatbogs occurring in the whole Třeboň basin. This water, however, has turned highly eutrophic through the fertilization and manuring of the whole fishpond system as well as of the surrounding agricultural land. Well developed reed stands, fringing over a half of the shore length, have been subject of a series of scientific studies since the 1960s (Dykyjová and Květ, 1978, Hroudová and Zákavský, 2002), but are probably much older.
- (2) Halámky sand pit is a new lake formed by sand extraction, proceeding in 1970-1994. The area of the lake is 22.89 hectares. The maximum length and width of the shoreline is 0.79 and 0.41 km, respectively, and its shoreline length is 2.01 km. The sand-pit is situated in the Lužnice river floodplain and is fed with its water, filtered through a sand barrier. Halámky sand-pit represents a mesotrophic habitat, hosting young and expanding reed stands. All the reed vegetation there is certainly younger than 35 years, but much of it is probably younger than 20 years. It is likely that it established itself from seeds, as the lake does not have direct connection with any watercourse in the catchment.

## 2.2. Sampling

Well developed, healthy looking and visually homogenous stands of *P. australis* were chosen in the littoral zone of both lakes. The visual homogeneity was judged by uniformity of shoot heights, angle, width and colour of leaves and colour of panicles. The selected stands were mostly bordered by stands of other helophyte species or open water. In one case, adjacent segments of reed belt distinctly differed in morphological features (stand height, stem thickness, leaf angle and colour) and were, therefore, considered different stands. Seven and nine stands were selected at the Halámky and Opatovický lakes, respectively. In June 2003, five shoots were sampled from all stands along transects laid parallel to the shore at a

depth of 0.4 to 0.5 m. These shoots were used for preliminary genetic analyses. The sampling distance reflected the total length of the stands and was 2.5 and 10m at Halámky and Opatovický lakes, respectively. In August 2003, the total aboveground biomass was harvested from 0.5 x 0.5 m quadrats along the same transects and at the same distances as in the previous sampling. Five quadrats were sampled at each stand. In September 2003, two parallel transects were laid along fringes of the reed belts adjacent to open water and to the land, respectively. At Halámky, the transects were situated in water depths of 0.5 and 2 m, respectively. At Opatovický lake, the water level was 0.2 to 0.3 m below the soil surface at the terrestrial edge of the reed belt. The water depth was about 0.5 m along the open water edge. Five shoots were collected along each transect and subjected to both morphological measurement and the genetic analyses.

### *2.3. Analysis of molecular markers*

*Sampling and DNA extraction:* Fresh leaf samples were collected as described above. DNA from the leaf samples was isolated by using Invisorb Spin Plant Mini Kit (INVITEK, Germany) according to standard protocol. DNA samples were stored at -20°C prior to their use. DNA samples used for primer screening were isolated using the same procedure. leaf samples were collected in end of June from the same stands as above.

*RAPD analysis:* Random primers (OPERON Technologies, CA) were selected for the RAPD analysis. The volume of the final PCR reaction (25 µl) composed of 1× buffer (10 mM Tris-HCl, pH 8.3, 50 mM KCl, 1.5 mM MgCl<sub>2</sub>), 200 µM dNTP, 10 pM of primer, 1 U Taq DNA polymerase (TAKARA) and 25 ng of template DNA. Amplifications were carried out in an MJ Research Thermocycler PTC 100 according to a program that included an initial denaturing step of 3 min at 94°C, then 45 cycles of 1 min at 94°C, 2 min at 35°C and 3 min at 72°C followed by final elongation for 10 min at 72°C. Final step was followed by a holding temperature of 4°C. PCR products were separated on 1.5% agarose gels in TBE buffer which included lanes of 100 bp DNA ladder (NEB) and DNA bands were visualized after ethidium bromide staining under UV light. RAPD patterns were photographed using Epson Ultra Cam.

*Data analysis:* RAPD data files were analysed by the BioProfil 1D++ software (Vilber Lourmat, France) with manual correction. Fingerprint patterns were transformed into a binary character matrix with 1 for presence or 0 for absence of a band at a particular position in a lane. After removing monomorphic bands, genetic distance matrices were generated using Nei & Li similarity metrics and Cluster analysis (UPGMA – unweighted pair group method



averages) and PCA, PCO and Correspondence analysis were performed. These statistical analyses were calculated using MVSP (Kovach Comp.Serv.) and STATISTICA 6.0 software package (Statsoft).

#### 2.4. Shoot growth and morphology

Characteristics of reed production (density of live, flowering and dead shoots, total above-ground biomass) and morphology (shoot length to the tip of uppermost leaf, number of internodes per plant, basal diameter, panicle length) were recorded in the time of seasonal maximum aboveground biomass, using recommendations by Dykyjová *et al.* (1973). In order to facilitate comparisons, special attention was paid to the tallest shoot within each sample, which had presumably originated from the most vigorous rhizome buds (Hradecká, 1973). Therefore, they were presumably of similar age and were probably least affected by intraspecific competition. The samples of aboveground biomass were collected in late August 2003, as described in a previous section. After determination of the morphological characteristics of a single sample, its fresh weight was immediately determined on a mechanical balance. The samples were then transported to the laboratory, dried to constant weight in an electrical oven at 80° C, and weighed.

Statistical analyses were carried out using the software package STATISTICA 6.0 (Statsoft). The morphological differences between stands were tested using the Kruskal-Wallis nonparametrical test. The contribution of measured morphological and growth characteristics to the overall differences among stands and populations was explored with PCA analysis.

### 3. Results

#### 3.1. RAPD analysis

A total of 5 random primers (OPA-03, OPA-04, OPA-11, OPB-04 and OPB-08) were surveyed across all samples on 16 stands. All these primers exhibited a sufficient level of polymorphism. These five primers amplified altogether 88 bands and 75 (85%) of these bands were polymorphic. 13 bands exhibited a low level of polymorphism (polymorphic bands had a weak staining intensity or polymorphism was detected in only 1-3 plants), so 62 (70%)

amplified bands were highly polymorphic. This gave on average 12.4 polymorphic products per one polymorphic primer. The highest polymorphism was detected using primers OPA-04 and OPB-08 and these primers were used for analyses of all 160 reed samples.

Primers OPA-04 and OPB-08 amplified 19 and 16 bands and only two bands generated by OPB-08 were non-polymorphic. Five additional bands exhibited a low level of polymorphism (3 and 2 using primers OPA-04 and OPB-08, respectively). 28 highly polymorphic bands represent 80% of all amplified bands and this high level of polymorphism allowed to characterise individual clones and to distinguish them.

The size of amplified band ranged from 100 to 1500 basepairs. RAPD fingerprints were amplified repeatably and the clear and distinct banding patterns indicate that this method is suitable for genetic studies of *P. australis*.

### 3.2. Genetic diversity of analysed populations

The genetic similarity was estimated for all comparisons of samples according to Nei and Li metrics and was calculated from the total number of polymorphic bands. This matrix of genetic distances was utilised to cluster samples, based on their degree of genetic similarity using different methods. Cluster analysis (UPGMA method with 5% confidence interval) resulted in the dendrogram (Fig. 1) that grouped populations "geographically". This dendrogram presents results where only plants representing distinct clones are analysed (for example, the sample O-2 on the dendrogram represents the clone that includes plants O-1 to O-5, O-8, O-23, and O-24).

Clones from all stands of Opatovický lake were clustered in one group. The level of genetic similarity between individual clones was higher than 83% except for two clones located in the most east-northern part of the pond. The similarity of these two clones with the others was only 70%, but still all clones formed one group highly distinct from clones of Halámky lake. In comparison with Opatovický lake, the level of genetic polymorphism was markedly higher between clones of Halámky lake. All clones from this habitat formed again one group but the diversity was higher than in Opatovický lake, the dissimilarity of groups of clones ranging between 15-33%. An extreme polymorphism was found for stand B. The group of seven clones found in this stand exhibited a conspicuously high distinctness and also the polymorphism within this cluster was exceptionally high.

PCA, PCO and CA analyses gave very similar results and clones formed two independent and distinguishable clusters (Fig. 2). Similarly as in the cluster analysis, clones

from Opatovický lake were aggregated in a relatively compact group. In contrast, clones from Halámky sand pit created an expanded group, whose polymorphism was twice as high as in the group of Opatovický clones.

### *3.3. Clone distribution and genetic variation of stands*

In some investigated stands, all reed samples exhibited an identical RAPD pattern suggesting that all analysed plants belong to one clone and, therefore, that this particular stand is settled by only one clone. Such monoclonal stands were present both in Opatovický and Halámky lakes (stands E, F\*, I and J, N, O, P). A more frequent situation was that stands were occupied by higher numbers clones of different similarity. Considering multiclonal stands only, the numbers of clones were significantly smaller in Opatovický than in Halámky lake (t-test,  $p=0.04$ ). The largest area, within both populations, was covered by clone O-41 at Opatovický lake, which was identified with a frequency of 28 % among samples of Opatovický lake. In contrast, each of the three largest clones of Halámky lake had a frequency of 14 % among samples of Halámky lake.

It was possible to detect basic patterns of genotypic variation (Fig. 3). (1) In both populations studied, some stands were genetically uniform and, therefore, were considered monoclonal. (2) At Halámky lake, some stands consisted of several genotypes. However, these genotypes were more similar within the particular stand than to genotypes of adjacent stands. (3) In the population of Opatovický lake, identical clones were detected in several neighbouring stands separated by gaps. The most conspicuous example of this pattern was represented by clone O-41, which occurred in five stands along the eastern shore. (4) In the population of Opatovický lake, multiclonal stands consisted of genotypes with a low degree of similarity.

### *3.4. Morphological and growth characteristics of reed stands*

The PCA analysis showed a close correlation between morphological characteristics describing single shoots, i.e. maximum and mean shoot length and maximum and mean basal culm diameter (Fig. 4a). In addition, the density of live shoots was closely correlated with the density of flowering shoots. The first PCA axis accounted for 49 % of total variation, which was associated with characteristics of single shoots in one direction and partly with shoot densities in the other. The second PCA axis accounted for 23 % of variation. It was associated mainly with the panicle size and, to some extent, with shoot densities and the related effect of

shoot densities on aboveground biomass. The plot of case scores separated the two populations with almost no overlap (Fig. 4b). In comparison with Opatovický, the Halámky population showed more variation along the first axis, which corresponded to a greater variation in shoot size among single stands. Its left extremes along the first axis corresponded to stands with robust shoot sizes, which were recorded in some Halámky stands but in none of Opatovický lake. The position of Halámky population along the second axis corresponded to generally smaller panicles and, to some extent, also to the lower shoot densities as compared with Opatovický lake.

Morphological differences were detected between some stands within either population (Table 3, Fig. 5). Conspicuous differences were found in shoot length, both between stands within the populations and between ranges covered by whole populations. The maximum shoot heights of single stands ranged from 2.9 to 4.6 in the studied stands of Halámky lake, but only from 1.80 m to 3.30 m at Opatovický lake. Maximum basal diameters ranged from 6 to 16 mm at Halámky, but only from 6 to 10 mm at Opatovický. The basal diameters were significantly ( $p < 0.0001$ ) correlated with stem lengths. The determination coefficients  $R^2$  were 0.861 and 0.818 for the tallest stems of Halámky and Opatovický lakes, respectively, and 0.681 and 0.611 for all measured stems of Halámky and Opatovický lake, respectively. Unlike the stem lengths, the panicle length values were fairly uniform within either population.

Differences between stands were found also in shoot densities in both lakes. Live shoot densities varied from 20 to 120 shoots per  $m^{-2}$  at Halámky. At Opatovický lake, values above 100 shoots per  $m^{-2}$  were found in all stands and the maximum density of live shoots was over 500 shoots per  $m^{-2}$ . On both sites, the densities of flowering shoots were significantly ( $p < 0.0001$ ) correlated with the densities of all live shoots. The determination coefficients  $R^2$  for these correlations were 0.678 and 0.510 for Halámky and Opatovický lake, respectively.

## 4. Discussion

### 4.1. Genetic variation

As reed has not been considered an economically important plant, the knowledge about its molecular biology, especially about its genome, is limited in comparison with cultured plant species *such as wheat, barley, alfalfa*. Much information on the genetic

structure and diversity of reed populations has been gained using the RAPD technique. RAPD is an effective method to detect intra- and inter- population variation and is widely and still used for these purposes in many plants. Keller (2000), Koppitz (1997, 1999) and Köhl *et al.* (1999) also studied genetic relationships among and within reed populations using the RAPD technique. In addition to the use of RAPD markers, the genetic structure of reed populations was studied also using other molecular methods, like SSR analysis, ITS and cpDNA sequencing. Saltonstall (2002, 2003) applied these two approaches to evaluate the genetic variation in the North American population of reed and to detect alien invasive genotypes occurring in North America.

#### 4.2. Clone distribution and genetic variation of stands

The results of genetic analyses indicate that both populations were multiclonal and a high clonal variability existed within either of them (Fig. 3). Both monoclonal and multiclonal stands were found at either site. A higher number of clones, within a single multiclonal stand, were found at Halámky lake than at Opatovický lake (Table 1, Fig. 3). The numbers of clones found in both in single multiclonal stands (Section 3.3., Table 1) and in the whole populations (Table 2) support our hypothesis 1, stating that the number of clones per unit of population area is lower in the older, as compared with the younger population. The disclosed general pattern of clonal diversity (Section 3.3., Fig. 3) also supports our hypothesis 2, stating that the maximum area covered by a single clone is greater in the older than in the younger population. Some additional support to both hypotheses is provided by the fact that the transect, along which the sampling was performed, represents a 4 times longer segment of a reed stand at Opatovický than in Halámky lake. However, it should also be born in mind that as a result of a greater sampling distance at Opatovický lake, it is more probable that some clones were not detected.

Like in other European populations, studied by Koppitz (1999), we found different forms of clonal diversity: monoclonal or polyclonal stands, stands with neighbouring or intermingling clones. Monoclonal stands (E, I, J, N, O, P) were inhabited by only one clone, which presumably spread over the area by vegetative propagation. This could be the result of colonization by several clones followed by natural viability selection as suggested Koppitz (1999). This model can explain the situation in old well established populations like in Opatovický lake. A rather different model should be applied to the development of monoclonal stands in Halámky lake. With respect to the relatively short period of the

development of the reed population on this site we can suppose that these stands were established from one plant and selection was probably on the level of suitable conditions for seed germination and/or on the level of young/juvenile plants establishment.

In polyclonal stands different clones were found to coexist next to each other without penetration into one another (stands D and F at Opatovický lake). Also a mixed growth of different clones was observed – this is supposed to be caused either by spreading of reed by vegetative propagation and intermingling of rhizomes or a dispersal of pieces of rhizomes or shoots (stands A, G, H). Extremely high values of clonal diversity were found in three stands in Halámky (K, L, M). This can be ascribed to the presumable establishment from several diaspores, which spread vegetatively into the current, fairly small patches. Again this can be explained by the relatively short age of this population. Further development of this stands can bring new and exact data for modelling of reed populations development. It seems reasonable to assume that in such patchy populations, the clones may compete between one another for space, which might result in a successive shift of their borders.

The presence of the same clone in several stands, like clone O-41 in 5 stands situated along several hundreds of meters of the shoreline (Fig. 3), might have one more explanation. These currently separate stands may represent remnants of a formerly continuous stand dominated by one clone, which spread vegetatively in a period of favourable conditions and was fragmented in later times. The relatively low degree of genetic similarity between this widely spread clone and its geographic neighbours may indicate that the diaspores came from less related sources, which could happen if their establishment took place over a longer time span. Field observations would also support this explanation. During our investigation, we observed scarce, fairly small areas of mud flats saturated with water, which might provide suitable conditions for seed establishment. Judging by their appearance, these openings in the reed belt might have been created on sites where reed was formerly damaged by swans.

#### *4.3. Morphological variation as related to the clonal diversity*

As follows from the sampling scheme, each of the stands sampled for genetic and morphological analyses was selected as visually homogenous. The fact that some of them were found monoclonal while some others were polyclonal (Table 1, Fig. 3) contradicts our hypothesis 3, stating that morphologically homogenous stands are monoclonal. The fairly high genotypic variability (as indicated by distances between clones on the UPGMA dendrogram, Fig. 1), which was found in the Opatovický lake reed, did not correspond with

the low variability in its phenotype performance (as displayed by fairly the close positions of samples within particular stands in the plot of PCA case scores, Fig. 4b). These results contradict our hypothesis 4, stating that in multiclonal stands and populations, morphological variability is a good indication of genetic variability.

Both these conclusions increase insight into information on visually uniform stands, which were previously assumed monoclonal on the basis of morphological analysis (Hradecká and Květ, 1973; Hradecká, 1973; Dykyjová and Hradecká, 1976). It is possible that the stands investigated could really be monoclonal, as indicated by a very detailed morphological analysis (Hradecká, 1973). However, it cannot be excluded, either, that these stands might have consisted of groups of clones, which could not be distinguished using the morphometric approach only.

Our findings are in contrast with results of Kühl (1999), who showed that RAPD clearly identified plants belonging to a distinctive morphotype. Also Neuhaus *et al.* (1993), Kühl and Neuhaus (1993) and Keller (2000) reported low levels of genetic variation on particular sites (lakes) and presence of one or limited numbers of clones forming homogeneous stands, a single stand covering an area of more than 3000 m<sup>2</sup>. Our results, based on more detailed sampling of two populations of different age, showed a high level of polymorphism detected by RAPD markers and the genetic similarity between particular clones was found to range from 70 to 100%. This range of genetic variation within polyclonal stands is in correspondence with results of Koppitz (1997, 1999), who investigated reed stands in Europe. Our results, based on the use of the RAPD technique, support the conclusion that the genetic variation in reed populations of will probably be higher than is usually reported and than is estimated on the basis of phenotype. Also more precise sampling and employment of further suitable methods of genetic analysis could disclose the possibly existing higher level of genetic variation.

#### *4.4. Implications for a long-term stability of reed stands*

A hypothesis was put forward in the 1990s (Kühl and Kohl, 1992; Kühl and Neuhaus, 1993; Neuhaus *et al.*, 1993) that in originally diverse populations only those clones that able to survive persisted, which was reflected by a reducing genetic variability of the population. The resulting populations, consisting of only few large monoclonal stands, were supposed to be more vulnerable to rapid changes in environmental conditions such as eutrophication because the low genetic diversity does not confer the stands sufficient phenotypic plasticity

for successful adaptation. This was considered a possible explanation for the low variability of reed populations and its decline. Evidence of this hypothesis is, however, complicated by the fact that it is difficult to ascertain the age of reed stands for most lakes. Our examples of reed populations inhabiting water bodies of contrasting age have shown that both monoclonal and multiclonal populations can exist in both newly formed and rather old populations; however, their typical patterns can differ.

Within a pattern found in the older population, one clone formed a basis of the whole stand and other clones were scattered within the stand, forming only small patches. In such a stand, a collapse of the largest, and probably also the oldest, clone would bring about the collapse of the whole stand because of toxic effects of decomposing dead parts both above and below the ground (Armstrong *et al.*, 1996a,b; Van der Putten *et al.*, 1997; Čížková *et al.*, 1999). Within an alternative pattern found in the younger population, patches of different clones of similar size occurred next to each other within the same stand. In such a pattern, a collapse of a single clone may lead to the formation of a gap inside the stand. The toxic effects of decomposing plant matter may affect edges of adjacent reed clones, but it does not seem likely that the whole stand would be affected as in the former case.

These inferences about the possible relation between the population age, clonal structure and consequences of collapse of one clone for the whole stand, would be in accordance with the hypothesis of Kühl and Neuhaus (1993) and Koppitz and Kühl (2000), suggesting that older populations are more vulnerable to environmental change as a result of a loss of clonal diversity in the process of preceding selection. However, as these inferences are based only on two sites, care is needed in extrapolating these conclusions, until further rigorous data are available.

### **Acknowledgement**

This study was supported by Project No. AVOZ60870520 of the Academy of Sciences of the Czech Republic and MSM6007665806 of the Ministry of Education of the Czech Republic. We thank J. Rajchard for inspiring this research and J. Klimešová for helpfully advising on the sampling scheme.

### **References**



- Armstrong, J., Armstrong, W., Zenbin, W., Afreen-Zobayed, F., 1996a. A role of phytotoxins in the *Phragmites* die-back syndrome? *Folia Geobot. Phytotax.* **31**: 127-142.
- Armstrong, J., Afreen-Zobayed, F., Armstrong, W., 1996b. *Phragmites* die-back: sulphide- and acetic acid-induced bud and root death, lignifications, and blockages within aeration and vascular systems. *New Phytol.* **134**: 601-614.
- Čížková, H., Brix, H., Kopecký, J., Lukavská, J., 1999. Organic acids in the sediments of wetlands dominated by *Phragmites australis*: evidence of phytotoxic concentrations. *Aquat. Bot.* **64**: 303-315.
- Daniels, R.E. 1991. Variation in performance of *Phragmites australis* in experimental culture. *Aquat. Bot.* **42**: 41-48.
- Dykyjová, D., Hejný, S., Květ, J., 1973. Proposal for international comparative investigation of production by stands of reed (*Phragmites communis*). *Folia Geobot. Phytotax.* **8**: 435-442.
- Dykyjová, D., Hradecká, D., 1976. Production ecology of *Phragmites communis*. I. Relations of two ecotypes to the microclimate and nutrient conditions of habitat. *Folia Geobot. Phytotax.* **11**: 23-61.
- Dykyjová, D., Květ, J., (Eds.), 1978. Pond Littoral Ecosystems. Structure and Functioning. *Ecological Studies* 28. Springer, Berlin, 464 pp.
- Eriksson, O. 1993. Dynamics of genets in clonal plants. *TREE* **8**: 313-316.
- Haslam, S. M. 1971. Shoot height and density in *Phragmites* stands. *Hidrobiologia (Bucarest)* **12**: 113-119.
- Haslam, S. M. 1973. Some aspects of the life history and autecology of *Phragmites communis* Trin. A review. *Pol. Arch. Hydrobiol.* **20**: 79-100.
- Hradecká, D., 1973. Inflorescence morphology in twelve types of reed (*Phragmites communis* Trin.) from the Nesyt Fishpond. In: Květ, J. [ed.] 1973. Littoral of the Nesyt fishpond. *Studie ČSAV* 15. Praha. pp. 93-95.
- Hradecká, D., Květ, J., 1973. Morphological and production characteristics of three clones of *Phragmites communis* Trin. from the Nesyt area. In: Květ, J. [ed.] 1973. Littoral of the Nesyt fishpond. *Studie ČSAV* 15, Praha. 97-101 pp.
- Hroudová, Z., Zákavský, P., 2002. Opatovický fishpond from 1971 to 1992. In: Květ, J., Jeník, J., Soukupová, L. (Eds.), *Freshwater Wetlands and Their Sustainable Future – Evidence from UNESCO's Třeboň Basin Biosphere Reserve*. MaB UNESCO, Paris, and Parthenon Publisher Carnforth, UK, pp. 161-168.
- Keller, B.E.M., 2000. Plant diversity in *Lythrum*, *Phragmites* and *Typha* marshes, Massachusetts, U.S.A. *Wetlands* **8**: 391-401.
- Kohl, J-G., Woitke, P., Köhl, H., Dewender, M., König, G. 1998. Seasonal changes in dissolved amino acids and sugars in basal culm internodes as physiological indicators of the C/N-balance of *Phragmites australis* at littoral sites of different trophic status. *Aquat. Bot.* **60**: 221-240.
- Koppitz, H., 1999. Analysis of genetic diversity among selected populations of *Phragmites australis* world-wide. *Aquat. Bot.* **64**: 209-222.
- Koppitz, H., Köhl, H., 2000. To the importance of genetic diversity of *Phragmites australis* in the development of reed stands. *Wetl. Ecol. Manag.* **8**: 403-414.
- Koppitz, H., Köhl, H., Hesse, K., Kohl, J.-G., 1997. Some aspects of the importance of genetic diversity in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel) for the development of reed stands. *Bot. Acta* **110**: 217-223.
- Köhl, H., Kohl, J-G. 1992. Nitrogen accumulation, productivity and stability of reed stands (*Phragmites australis*(Cav.) Trin. ex Steudel) at different lakes and sites of the lake districts of Uckermark and Mark Brandenburg (Germany). *Int. Revue ges. Hydrobiol.* **77**: 85-107.
- Köhl, H., Neuhaus, D., 1993. The genetic variability of *Phragmites australis* investigated by random amplified polymorphic DNA. In: Ostendorp, W., Krumscheid-Plankert, P. (Eds.), *Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung in Mitteleuropa*. Gustav Fischer, Stuttgart, pp. 9-18.
- Köhl, H., Zemlin, R., 2000. Increasing the efficiency of reed plantations on stressed lake and river shores by using special clones of *Phragmites australis*. *Wetl. Ecol. Manag.* **8**: 415-426.
- Köhl, H., Koppitz, H., Rolletschek, H., Kohl, J-G., 1999a. Clone specific differences in a *Phragmites australis* stand. I. Morphology, genetics and site description. *Aquat. Bot.* **64**: 235-246.
- Köhl, H., Woitke, P., Kohl, J-G., 1997. Strategies of nitrogen cycling of *Phragmites australis* at two sites differing in nutrient availability. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* **82**: 57-66.
- Lippert, I., Rolletschek, H., Köhl, H., Kohl, J-G., 1999. Internal and external nutrient cycles in stands of *Phragmites australis* – a model for two ecotypes. *Hidrobiologia* **408/409**: 343-348.
- Neuhaus, D., Köhl, H., Kohl, J-G., Dörfel, P., Börner, T., 1993. Investigation of the genetic diversity of *Phragmites* stands using genomic fingerprinting. *Aquat. Bot.* **45**: 357-364.
- Rodewald-Rudescu, L. 1974. *Das Schilfrohr (Phragmites communis Trinus)*. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 302 pp.

- Rollecschek, h., Rolleschek, A., Kühl H., Kohl, J.-G. 1999. Clone specific differences in a *Phragmites australis* stand. II. Seasonal development of morphological and physiological characteristics at the natural site and after transplantation. *Aquat. Bot.* **64**: 247-260.
- Saltonstall, K., 2002. Cryptic invasion by a non-native genotype of *Phragmites australis* into North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* **99**: 2445-2449.
- Saltonstall, K., 2003. Microsatellite variation within and among North American lineages of *Phragmites australis*. *Molecular Ecology* **12**: 1689-1702.
- Van der Putten, W.H., Peters, B.A.M., Van den Berg, M.S., 1997. Effects of litter on substrate conditions and growth of emergent macrophytes. *New Phytol.* **135**: 527-537.
- Zemlin, R., Kühl, H., Kohl, J.-G., 2000. Effects of seasonal temperature on shoot growth dynamics and shoot morphology of common reed (*Phragmites australis*). *Wetl. Ecol. Manag.* **8**: 451-461.
- Ziedler, A., Schneider, S., Jung, C., Melchinger, A. E., Dittrich, P., 1994. The use of DNA fingerprinting in ecological studies of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. *Bot. Acta* **107**: 237-242.

Table 1. Numbers of individual distinct clones in stands of *P. australis* along shores of Opatovický fishpond (old lake) and Halámky sand pit (new lake), South Bohemia, Czech Republic.

Site	Opatovický								
Stand	A	B	C	D	E	F	G	H	I
Number of clones along the open water edge	1	3	3	2	1	1	2	1	1
Number of clones along the terrestrial edge	3	1	1	2	1	2	3	2	1
Total number of clones	3	3	3	3	1	2*	3	2	1
Clones present only in one stand	-	2	1	2	-	1*	1	1	1

Site	Halámky							
Stand	J	K	L	M	N	O	P	
Number of clones along the open water edge	1	3	2	3	1	1	1	
Number of clones along the terrestrial edge	1	4	2	3	1	1	1	
Total number of clones	1	7	3	5	1	1	1	
Clones present only in one stand	1	7	2	4	1	1	1	

\* these two clones are very similar, distinctness is less than 0.1%

Table 2. Clonal diversity of populations of *P. australis* growing along shores of Opatovický fishpond (old lake) and Halámky sand pit (new lake), South Bohemia, Czech Republic.

	Opatovický	Halámky
Total number of clones	14	18
Number of monoclonal stands	2 (3*)	4
Number of clones present only in 1 stand	9	17
Number of clones occurring in 2 neighbouring stands	2	1
Number of clones occurring in 2 non-neighbouring stands	2	0
Number of clones occurring in more than 3 stands	1 (in 5 neighbouring stands)	0

Table 3. Differences in shoot characteristics in the time of seasonal maximum aboveground biomass among stands of *P. australis* growing along the shores of Opatovický and Halámky lakes (South Bohemia, Czech Republic), tested by Kruskal-Wallis non-parametrical test.

Variable	df	N	H	p	Significantly different stands
Opatovický					
Maximum shoot length	8	45	29.31	<0.001	C-E; C-F; E-G
Maximum basal diameter	8	45	25.23	0.001	C-F; C-I
Maximum panicle length	8	44	4.30	0.401	
Number of live shoots	8	45	28.71	<0.001	C-F; D-F
Number of flowering shoots	8	45	16.86	0.032	
Live shoot biomass	8	45	21.92	0.005	B-H
Halámky					
Maximum shoot length	6	35	28.69	0.001	K-N; N-P; O-P
Maximum basal diameter	6	35	19.77	0.003	K-N; P-N
Maximum panicle length	6	34	8.05	0.235	
Number of live shoots	6	34	20.75	0.002	J-K; J-P
Number of flowering shoots	6	34	19.875	0.004	J-P
Live shoot biomass	6	35	8.13	0.229	



Fig. 2. PCA case scores of *P. australis* stands of Opatovický (circles) and Halámky (triangles) lakes calculated from RAPD data.

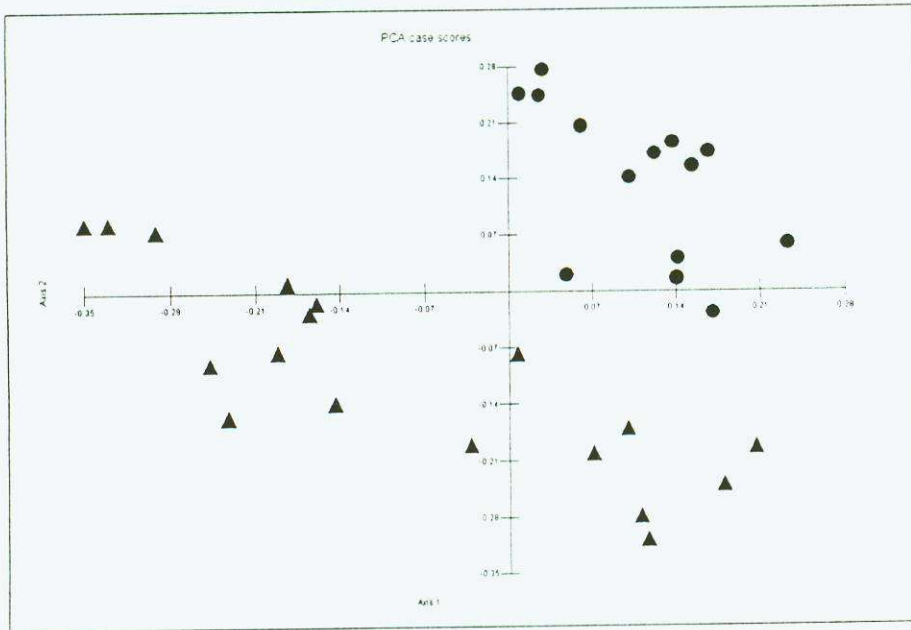


Fig. 3. Spatial distribution of distinct clones in stands of *P. australis* growing along shores of Opatovický fish pond (old lake) and Halámky sand pit (new lake), South Bohemia, Czech Republic, as indicated by RAPD analyses performed in 2004.

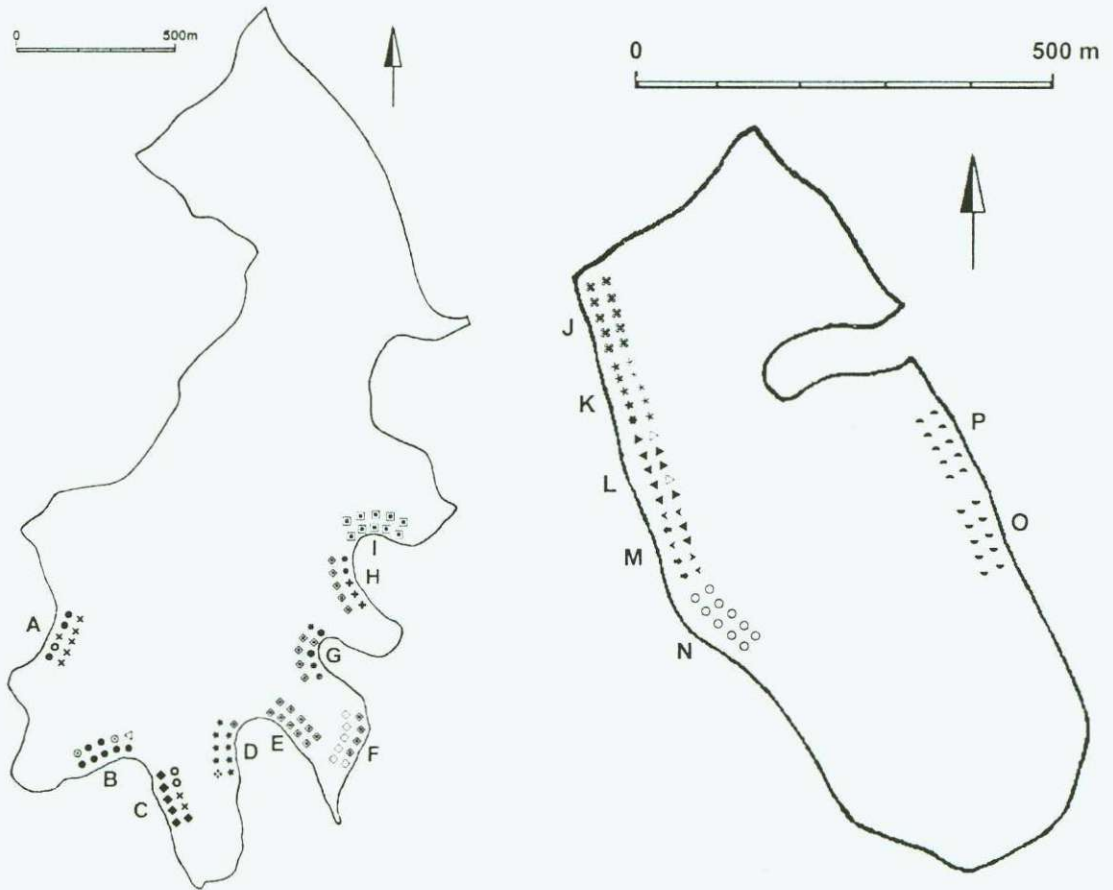




Fig. 4a PCA biplot of morphological and growth characteristics of stands of *P. australis* growing along shores of Opatovický fish pond (old lake) and Halámky sand pit (new lake). Ngreen – number of green shoots ( $m^{-2}$ ), Nflower – number of flowering shoots ( $m^{-2}$ ), Maxpan – Maximum panicle length, Meanpan – mean panicle length, DW – seasonal maximum aboveground biomass ( $g.m^{-2}$ ), Maxint – maximum number of internodes detected on a culm, Meanint – mean number of internodes, Maxbase – maximum diameter of culm base, Meanbase – mean diameter of a culm base, Maxhght – maximum shoot length, Meanhght – mean shoot length.

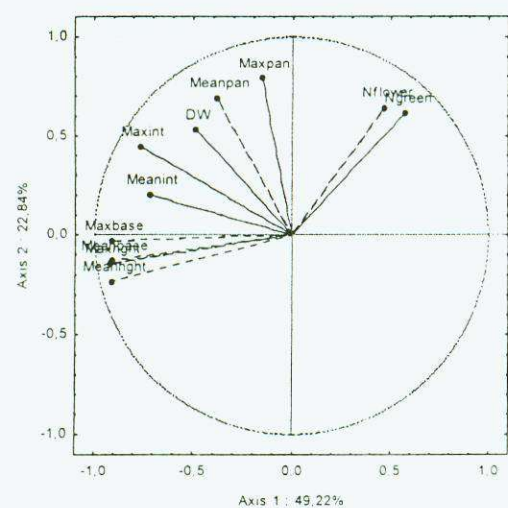
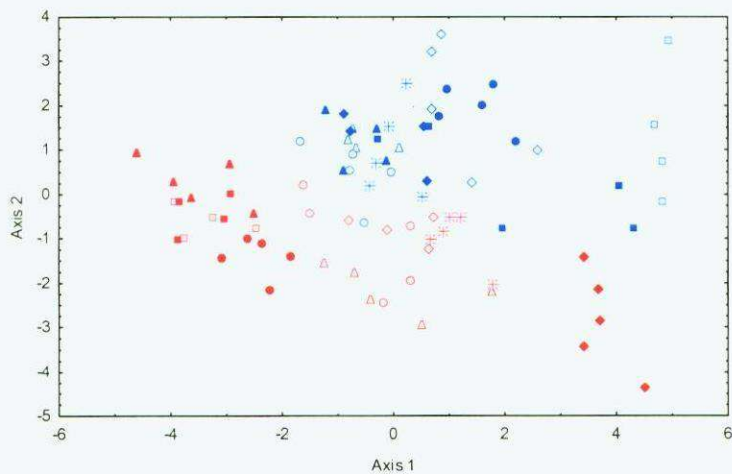


Fig. 4b. PCA case scores of *P. australis* stands of Opatovický (blue symbols) and Halámky (red symbols) lakes. Different symbols denote different stands.

PCA faktorové souřadnice porostů rákosu z Halámk (červené symboly) a Opatovického rybníka (modré symboly) v r. 2003.



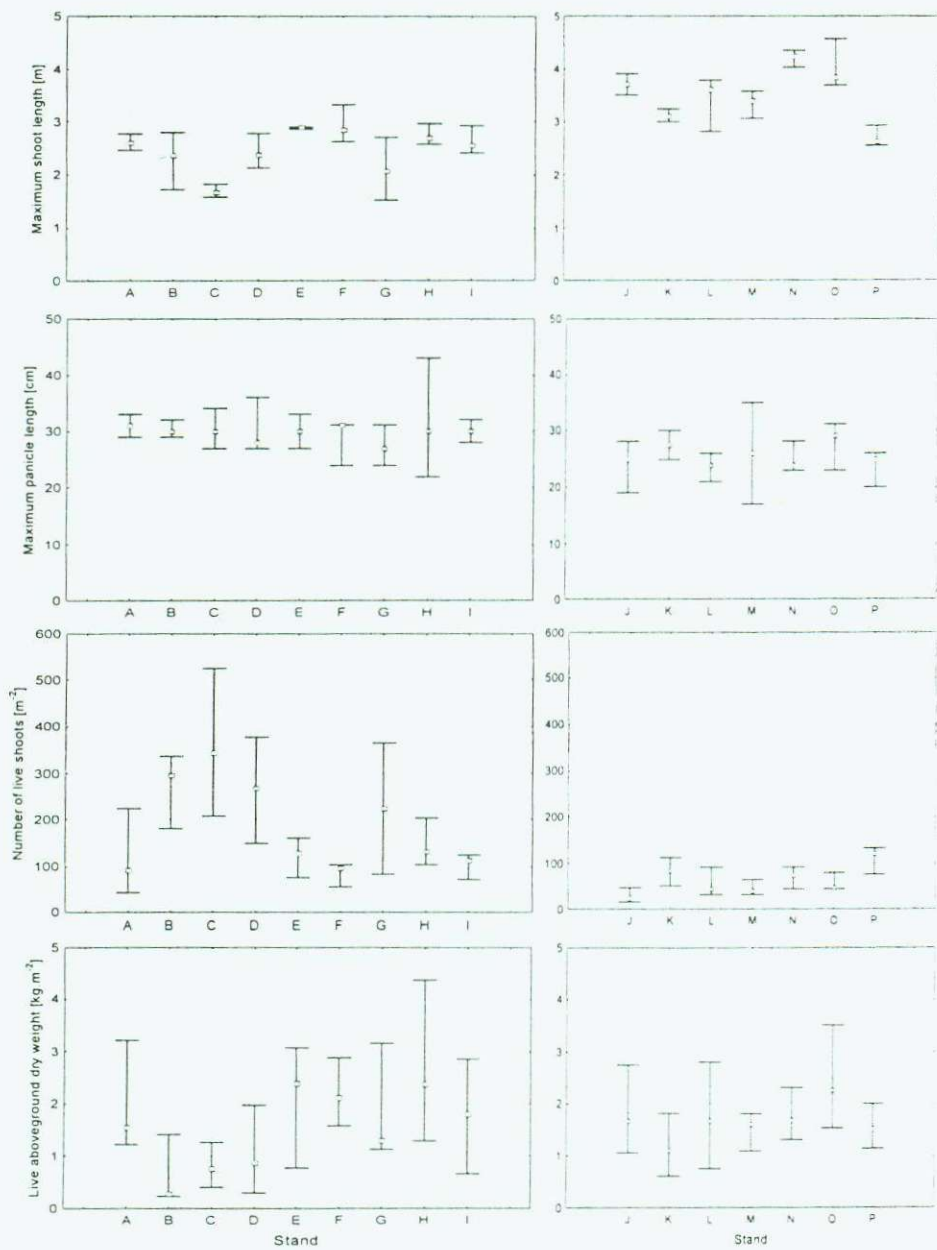


Fig. 5. Morphological and growth characteristics of *P. australis* stands in Opatovický fishpond (A - I) and Halámky sand pit (J - P).

**Phenotypic and genotypic variation of *Phragmites australis*: II. A comparative study of clones originating from two populations of different age**

Olga Suchá<sup>1</sup>, Petra Vávřová<sup>2</sup>, Hana Čížková<sup>3</sup>, Vladislav Čurn<sup>2</sup>, and Barbora Kubátová<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Department of Ecology, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic*

<sup>2</sup>*Biotechnological Centre, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic*

<sup>3</sup>*Department of Wetlands Ecology, Institute of Landscape Ecology, Třeboň, Czech Republic*

V přípravě pro časopis Aquatic Botany

## 1. Introduction

Distinct morphotypes of *Phragmites australis* are a conspicuous phenomenon found in a recent man-made lake, sand pit resulting from sand extraction, in the floodplain of the upper Lužnice River in the Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic (Suchá *et al.* 2005). The morphotypes differ from each other by shoot length (2 to 5 m), basal culm diameter (5 to 18 mm), leaf width and colour of panicles. The different morphotypes host different waterfowl species, although they occur in close vicinity. Coexistence of reed morphotypes was also observed in the littoral of older man-made lakes, constructed one to several hundred years ago: fish ponds in the Třeboň Basin (Hradecká 1973a, b, Obstová 1989). However, their morphological and growth characteristics are more uniform. Except for one population (Pechar *et al.* 2002), the fishpond reed stands do not include robust morphotypes.

The coexistence of morphotypes, often having distinct borders, may indicate that the morphotypes represent different clones, which have spread vegetatively from seedlings that had established themselves in favourable conditions. In addition to earlier research into ploidy levels, the genotypic variation has recently been studied using the RAPD method (Neuhaus *et al.* 1993, Koppitz *et al.* 1997, Koppitz 1999). Its results support the view that the morphological differences have a genetic basis (Čurn *et al.* 2005). However, scanty information exists as yet about the relation between genotypic and phenotypic variation.

The presence of the robust morphotypes in the sand pit and absence in most fish ponds raises a question: whether the robust morphotypes are absent from fishponds or whether they are present, but their growth is suboptimal owing to unfavourable habitat conditions. Such limiting factors may include accumulation of organic matter resulting from intense eutrophication (Čížková *et al.* 1996) and toxic products of its anaerobic decomposition (Čížková *et al.* 1999, Pícek *et al.* 2000, Čížková *et al.* 2001, Šantrůčková *et al.* 2001).

This study is focused on the growth and morphometric characteristics of morphotypes originating from two populations, inhabiting a sand pit and a fishpond littoral, as related to their genetic variation. The aim is to test the following hypotheses:

- (1) The morphological and growth characteristics of the robust morphotypes have a genetic basis.
- (2) The robust morphotypes inhabiting the sand pit are genetically different from morphotypes occurring in the fish pond littoral.

The following steps were taken:

- (1) Assessment of the genotypic variation of the populations using the RAPD technique;

(2) Assessment of the relation between the phenotypic variation among morphotypes of the two populations in their natural habitats and in a common garden experiment under identical climatic and trophic conditions.

## 2. Material and methods

### 2.1. Site description

Two localities were selected in the Třeboň Biosphere Reserve (Třeboň: 90° 05' N., 14° 46' E., altitude 430 m), South Bohemia, Czech Republic:

(3) Opatovický fishpond is a shallow water body constructed in 1510-1514 by damming a shallow valley and used since for carp production. The maximum flooded area is 160 hectares. Its maximum length and width of the shoreline is 2.6 and 1.1 km, respectively. The shoreline length is 9.40 km. The fishpond is filled with naturally dystrophic water originating from large peat bogs occurring in the whole Třeboň basin. This water, however, has turned highly eutrophic through the fertilization and manuring of the whole fishpond system as well as of the surrounding agricultural land. Well developed reed stands, fringing over a half of the shore length, have been subject of a series of scientific studies since the 1960s (Dykyjová and Květ, 1978, Hroudová and Zákavský, 2002), but are probably much older.

(4) Halámky sand pit is a new lake formed by sand extraction, proceeding in 1970-1994. The area of the lake is 22.89 hectares. The maximum length and width of the shoreline is 0.79 and 0.41 km, respectively, and its shoreline length is 2.01 km. The sand-pit is situated in the Lužnice river floodplain and is fed with its water, filtered through a sand barrier. Halámky sand-pit represents a mesotrophic habitat, hosting young and expanding reed stands. All the reed vegetation there is certainly younger than 35 years, but much of it is probably younger than 20 years. It is likely that it established itself from seeds, as the lake does not direct connection with any watercourse in the catchment

### 2.2. Sampling

Homogenous and healthy looking stands of *P. australis* have been chosen in the littoral zone of both lakes. The selected stands were mostly bordered by stands of other helophyte species or open water. In one case, adjacent segments of reed belt distinctly differed in morphological features (stand height, stem thickness, leaf angle and colour) and were, therefore, considered different stands. Nine and seven stands were selected at the Opatovický and Halámky, respectively. In June 2003, four shoots were sampled from all

stands along transects laid parallel to the shore at a depth of 0.4 to 0.5 m. These shoots were used for RAPD analysis and were subsequently propagated vegetatively as described below. The sampling distance was set at 10 and 2.5 m at Opatovický and Halámky lake, respectively, in order to account for the different size of the reed stands. In August 2003, the total aboveground biomass was harvested from 0.5 x 0.5 m quadrates along the same transects and at the same distances as in the previous sampling. Five quadrats were sampled at each stand.

### 2.3. Analysis of molecular markers

Fresh leaf samples were used to characterize the genetic diversity of *Phragmites australis* populations. Leaves were taken in August from 160 plants (10 plants per each of 16 stands) analysed for morphological and production characteristics. DNA from the leaf samples was isolated by using Invisorb Spin Plant Mini Kit (INVITEK, Germany) according to standard protocol. DNA samples were stored at -20°C prior to their use. DNA samples used for primer screening were isolated using the same procedure, leaf samples were collected in end of June from the same stands as above.

Random primers (OPERON Technologies, CA) were selected for the RAPD analysis. The protocol for RAPD analysis was adapted from that of Williams et al. (1990). The volume of the final PCR reaction (25 µl) composed of 1× buffer (10 mM Tris-HCl, pH 8.3, 50 mM KCl, 1.5 mM MgCl<sub>2</sub>), 200 µM dNTP, 10 pM of primer, 1 U Taq DNA polymerase (TAKARA) and 25 ng of template DNA. Amplifications were carried out in an MJ Research Thermocycler PTC 100 according to a program that included an initial denaturing step of 3 min at 94°C, then 45 cycles of 1 min at 94°C, 2 min at 35°C and 3 min at 72°C followed by final elongation for 10 min at 72°C. Final step was followed by a holding temperature of 4°C. PCR products were separated on 1.5% agarose gels in TBE buffer which included lanes of 100 bp DNA ladder (NEB) and DNA bands were visualized after ethidium bromide staining under UV light. RAPD patterns were photographed using Epson Ultra Cam.

RAPD data files were analysed by the BioProfil 1D+ software (Vilber Lourmat, France) with manual correction. Fingerprint patterns were transformed into a binary character matrix with 1 for presence or 0 for absence of a band at a particular position in a lane. After removing monomorphic bands, genetic distance matrices were generated using Nei & Li similarity metrics and Cluster analysis (UPGMA – unweighted pair group method averages) and PCA, PCO and Correspondence analysis were performed. These statistical analyses were



calculated using MVSP (Kovach Comp. Serv.) and STATISTICA 6.0 software package (Statsoft).

#### 2.4. Cultivation

The plants were propagated from stem cuttings. After collecting leaf tissue for genetical analyses, all leaves including leaf sheaths (except for the top ones) were removed from the culms. The culms were laid in a shallow layer of water in a 1x2 m tank and shaded. Within 2 to 3 weeks, new shoots and roots were formed from internodes of all shoots. The resulting stem cuttings were matched in size and planted into 1-liter plastic pots filled with river sand. Mineral nutrients were added as 6 g OSMOCOTE Plus, mixed with the sand at the time of planting. The cuttings were allowed to establish themselves and form well developed root systems by autumn. On 15 May 2004, the shoot number and the height of the tallest shoot were measured for all plants and the plants were then selected for uniformity. Two mother plants of the same genotype, each giving a series of four offspring plants, were used for further cultivation. The offspring plants were transplanted into 5-liter plastic buckets (1 plant per bucket) filled with river sand. The nutrient dose was adjusted by addition of OSMOCOTE Plus, mixed with the sand at the time of transplantation, at a dose of 6 g.l<sup>-1</sup>, i.e. 30 g per bucket. Each bucket was placed in a separate bowl, in which the water level was kept at a level of 0.1 m from the bottom throughout the cultivation. The plants were situated in a randomized design in an outdoor cultivation area.

A solution of FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O was used to treat an initiating leaf chlorosis twice during the cultivation (21 May and 13 June). A dose of 28 mg, diluted in 100 ml, was applied per bucket. Twice during the cultivation, the plants were treated by PIRIMOR 25 WG at a concentration of 1 g.l<sup>-1</sup> in order to reduce aphid infestation.

The plants were harvested on 9 to 12 September 2004. The numbers of green and flowering shoots were counted for each plant. Shoot length to the tip of uppermost leaf, number of internodes per plant, basal diameter, and panicle length were recorded for the longest culm and for five randomly chosen culms. After cutting the above-ground parts, the belowground parts were removed from buckets and cut into two halves. One half was cleaned from sand with tap water and used for determination of below-ground biomass. Samples of both above-ground and belowground biomass were dried in an electrical oven at 80 °C to constant weight and weighed.

Statistical analyses of growth characteristics were carried out using the software package STATISTICA 6.0 (Statsoft). The differences between clones in the morphological characteristics were first tested using one-way ANOVA. As variances of some stands were not homogenous, the morphological differences between clones were finally tested using the Kruskal-Wallis nonparametrical test. The contribution of measured morphological and growth characteristics to the overall differences among clones and populations was explored with PCA analysis.

#### *2.4. Shoot morphology and growth of field populations*

Characteristics of reed production (density of live, flowering and dead shoots, total above-ground biomass) and morphology (shoot length to the tip of uppermost leaf, number of internodes per plant, basal diameter, panicle length) were recorded in samples of aboveground biomass collected in late August. Total above-ground biomass included stems, live part of leaves and panicles. Their dry weight was determined after drying to constant weight at 80° C. The data were assessed statistically in the same manner as described above for the cultured plants.

### **3. Results**

#### *3.1. The genetic diversity of analysed populations*

The genetic similarity was estimated for all comparisons of samples according to Nei and Li metrics and was calculated from the total number of polymorphic bands. This matrix of genetic distances was utilised to cluster samples, based on their degree of genetic similarity using different methods. Cluster analysis (UPGMA method with 5% confidence interval) resulted in the dendrogram (Fig. 1) that grouped populations "geographically". This dendrogram presents results where only plants representing distinct clones are analysed. Clones from all stands of Opatovický lake were clustered in one group while clones from Halámky lake formed another. Similarly, PCA analysis yielded two independent and clearly distinguishable groups for the two populations (Fig. 2).

In Opatovický lake, reed samples exhibited identical patterns within eight of the nine stands investigated, suggesting that within each of those stands, the samples belonged to the same clones. In contrast, only four of seven stands had identical patterns in Halámky lake

Table 1). The total number of identified clones was smaller at Opatovický lake in spite of the greater number of stands investigated (Table 2).

### 3.2. Shoot growth and morphology of cultivated plants

The maximum shoot length was fairly uniform in plants of all clones of Opatovický lake but greatly varied among clones of Halámky lake (Fig. 3). In addition, the Halámky lake included both the tallest and the shortest shoots of both populations. The panicle length did not differ among plants either within or between populations. However, only one plant of 16 belonging to the two tall clones of Halámky lake flowered. The shoot numbers were more varied in Opatovický lake compared to Halámky, whose shoot densities were similar to intermediate densities of Opatovický lake (Fig. 4). The densities of flowering shoots were generally lower at Halámky as compared to Opatovický lake. Plants of both populations formed similar aboveground biomass, but the Halámky had a lower belowground biomass than Opatovický (Fig. 5). This resulted also in lower R:S values for Halámky, as compared to Opatovický plants.

In both lakes, the first and second PCA axis explained over 45% and over 20% of total variation, respectively (Fig. 6). In both lakes, the shoot length was correlated with the culm basal diameter, and the number of live shoots was correlated with the number of flowering shoots. The aboveground biomass was correlated with belowground biomass in Opatovický, but not in Halámky lake (Fig. 6). In the case plot of both populations together, plants of both two populations occurred in the same cluster (Fig. 6).

The similarity between the growth characteristics of cultivated plants and field reed stands was evaluated using correlation analysis (Table 3). When plants of both populations were pooled together, significant correlations between cultivated and field plants were found for the maximum heights, maximum basal diameter, and density of flowering plants. Within Halámky population, the maximum height yielded a significant correlation. None of the characteristics studied was significantly correlated within the Opatovický population, when evaluated separately.

## 4. Discussion

As indicated by the genetic analyses, both populations were multiclonal and include both monoclonal and multiclonal stands. In addition, the populations were separated on

distinct clusters, indicating that they are genetically different. This is in accordance with our more detailed analysis, carried out on the same populations (Čurn *et al.* 2005). The latter study has shown a greater number of clones within either population and also within some stands. This may partly be due to the greater amount of samples analysed. In addition, the time of sampling may account of differences in phenology, which may be more important during the period of fast growth in spring. Consequently, it might have been more important in this study, in which samples were taken in spring, as compared to the other, in which samples were taken in late summer, when all clones have presumably reached final heights and seasonal maximum aboveground biomass.

The genetic basis of differences among morphotypes has been documented for different ploidy levels. The most robust morphotypes, which are found in the Danube delta, are octoploid (Pauca-Comanescu *et al.*, 1999). The most common ploidy level, both in the Czech Republic and worldwide, is tetraploid (Clevering and Lissner, 1999). Preliminary investigation (Čížková *et al.*, unpublished results) carried out on 20 stands of Halámky population has shown only tetraploid genotypes. This indicates that the robust growth, found in some morphotypes of the Halámky population, is not due to increased ploidy level.

Within the tetraploid reeds, the phenotypic differences were examined with respect to the geographical provenience of reed plants within Europe. Clevering *et al.* (2001) found significant differences in morphological characteristics of reed seedlings between north-western as compared south-eastern reed populations. Both seedlings and one-year old plants originating from south-eastern part of Europe formed fewer but taller shoots as compared with plants coming from North-East. A similar difference was found between two-year-old plants originating from different sites across the European latitudinal gradient (Bastlová *et al.*, 2004).

Phenotypic differences among morphotypes were also studied in relation to habitat conditions (Dykyjová and Hradecká 1973, 1976), but the role of genotype was not assessed. Clevering *et al.* (1999) studied the relative effect of genotype and main environmental factors in young cultivated reed plants originating from different populations across Europe. She found that the plants responded to differences in nutrient supply in a similar manner. Bastlová *et al.* (2004) came to the same conclusion for two-year old reed plants. This may indicate that the nutrition was not among the key selection factors for the reed populations studied.

Both genetic and environmental factors affect the plant phenotype. Yet, few studies have considered both influences in reeds at the same time. The main aim of this study was to

examine to what degree the differences observed in the field are preserved in controlled conditions with respect to climate and nutrition. According to our results the morphological characteristics of single shoots were preserved in reed plants originating from Halámky, but not from Opatovický population. This may indicate that the genotype was manifested to a greater extent in the plants of the young expanding population, while environmental factors were of greater importance in the old population.

### **Acknowledgement**

This study was supported by Project No. AVOZ60870520 of the Academy of Sciences of the Czech Republic.

JIHOČESKÁ UNIVERZITA  
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA  
KNIHOVNA  
Studentská 13  
370 05 České Budějovice

## References

- Bastlová, D., Čížková, H., Bastl, M., and Květ, J., 2004. Growth of *Lythrum salicaria* and *Phragmites australis* plants originating from a wide geographical area: response to nutrient and water supply. *Global Ecology and Biogeography* 13 (2004) 259-271.
- Clevering, O.A., 1999. Between- and within-population differences in *Phragmites australis*. I. The effects of nutrients on seedling growth. *Oecologia* 121: 447-457.
- Clevering, O., Brix, H., Lukavská, J., 2001. Geographic variation in growth response in *Phragmites australis*. *Aquat. Bot.*, 69: 89-108.
- Clevering, O.A., Lissner, J., 1999. Taxonomy, chromosome numbers and population dynamics of *Phragmites australis*. *Aquat. Bot.*, 64: 185-208.
- Čížková, H., Strand, J.A., and Lukavská, J., 1996. Factors associated with reed decline in a eutrophic fishpond, Rožmberk (South Bohemia, Czech Republic). *Folia Geobot. Phytotax.* 31: 73-84.
- Čížková, H., Brix, H., Kopecký, J., Lukavská, J., 1999. Organic acids in the sediments of wetlands dominated by *Phragmites australis*: evidence of phytotoxic concentrations. *Aquat. Bot.* 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. *Aquat. Bot.* 69: 235-249.
- Čurn, V., Kubátová, B., Vávřová, P., Suchá, O., Čížková, H. 2005. Phenotypic and genotypic variation of *Phragmites australis*: I. Comparison of populations in two man-made lakes of different age and history. In prep.
- Dykyjová, D., Hradecká, D., 1973. Productivity of reed-bed stands in relation to the ecotype, microclimate and trophic conditions of the habitat. *Polskie archiwum hydrobiologii* 23: 111-119.
- Dykyjová, D., Hradecká, D., 1976. Production ecology of *Phragmites communis*. I. Relations of two ecotypes to the microclimate and nutrient conditions of habitat. *Folia Geobot. Phytotax.* 11: 23-61.
- Dykyjová, D., Květ, J. (Eds.) 1978. Pond Littoral Ecosystems. Structure and Functioning. *Ecological Studies* 28. Springer Verlag, Berlin, 464 pp.
- Hradecká, D., 1973a. Common reed (*Phragmites communis* Trin.) in South Bohemia, South Moravia and South Slovakia, morphology of the inflorescences and flowers wraps. In: Hejný, S. (Ed.), *Ecosystem Study on Wetland Biome in Czechoslovakia*. Czechosl. IBP/PT-PP Report No. 3., Třeboň, pp. 47-53.
- Hradecká, D., 1973b. Morphological characteristics of two types of common reed (*Phragmites communis* Trin.) from the Opatovický fishpond. In: Hejný, S. (Ed.), *Ecosystem Study on Wetland Biome in Czechoslovakia*. Czechosl. IBP/PT-PP Report No. 3., Třeboň, pp. 55-58.
- Hroudová, Z., Zákravský, P., 2002. Opatovický fishpond from 1971 to 1992. In: Květ, J., Jeník, J., Soukupová, L. (Eds.), *Freshwater Wetlands and Their Sustainable Future – Evidence from UNESCO's Třeboň Basin Biosphere Reserve*. MaB UNESCO, Paris, and Parthenon Publisher Carnforth, UK, pp. 161-168.
- Koppitz, H., Kühl, H., Hesse, K., Kohl, J.-G., 1997. Some aspects of the importance of genetic diversity in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel) for the development of reed stands. *Bot. Acta* 110:217-223.

- Poplitz, H., 1999. Analysis of genetic diversity among selected populations of *Phragmites australis* world-wide. *Aquat. Bot.* 64: 209-222.
- Teuhaus, D., Kühn, H., Kohl, J.-G., Dörfel, P., Börner, T., 1993. Investigation of the genetic diversity of *Phragmites* stands using genomic fingerprinting. *Aquat. Bot.* 45: 357-364.
- Obstová, M., 1989. Rákosiny na rybníce Velký Tisý v CHKO Třeboňsko. Diplomová práce, katedra botaniky přírodovědecké fakulty UK Praha.
- Pauca-Comanescu, M., Clevering, O.A., Hanganu, J., Gridin, M., 1999. Phenotypic differences among ploidy levels of *Phragmites australis* growing in Romania. *Aquat. Bot.* 64: 223-234.
- Pechar, L., Balounová, Z., Rajchard, J., 2002. Impact of eutrophication on the rod fishpond. In: Květ, J., Jeník, J., Soukupová, L. (eds.) (2002): *Freshwater Wetlands and Their Sustainable Future: A Case Study of the Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic*. Man and the Biosphere Series 28, UNESCO & The Parthenon, pp. 169-183.
- Pícek, T., Lusby, F., Čížková, H., Šantrůčková, H., Šimek, M., Květ, J., Pechar, L., 2000: Microbial activities in soils of a healthy and declining reed stand. *Hydrobiologia*, 418: 45-55.
- Suchá, O., Vávřová, P., Čížková, H., Čurn, V., Kubátová, B. 2005. Phenotypic and genotypic variation of *Phragmites australis*: II: Growth of genotypes originating from two populations of different age. In prep.
- Šantrůčková, H., Pícek, T., Šimek, M., Bauer, V., Kopecký, J., Pechar, L., Lukavská, J., Čížková, H., 2001. Decomposition processes in soil of a healthy and a declining *Phragmites australis* stand. *Aquat. Bot.* 69: 217-234.

Table 1. Numbers of individual distinct clones in stands of *P. australis* along shores of Opatovický fishpond (old lake) and Halámky sand pit (new lake), Třeboň Basin, Czech Republic.

Site	Opatovický								
Stand	A	B	C	D	E	F	G	H	I
Total number of clones	1	1	1	1	1	1	2	1	1
Clones present only in one stand	-	-	1	1	1	1	2	1	1

Site	Halámky						
Stand	J	K	K1	N	N1	O	P
Total number of clones	3	1	2	1	3	1	1
Clones present only in one stand	2	-	2	1	3	1	1



Table 2. Clonal diversity of populations of *P. australis* growing along shores of Opatovický fishpond (old lake) and Halámky sandpit (new lake), Třeboň Basin, Czech Republic.

	Site	
	Opatovický	Halámky
Total number of clones	9	12
Number of monoclonal stands	8	4
Number of clones present only in 1 stand	8	10
Number of clones occurring in 2 neighbouring stands	1	1
Number of clones occurring in 2 non-neighbouring stands	0	0
Number of clones occurring in more than 3 stands	0	0

Table 3. Determination coefficients resulting from correlation analysis of morphological and growth characteristics of *P. australis* clones in the cultivation experiment as compared with the original field stands in Opatovický fishpond (old lake) and Halámky sand pit (new lake), Třeboň Basin, Czech Republic. Significant correlations at  $P < 0.05$  are in bold characters.

	Origin of clones		
	Opatovický	Halámky	All clones
Maximum shoot length	<0.01	<b>0.82</b>	<b>0.50</b>
Maximum basal diameter	0.03	0.58	<b>0.38</b>
Maximum panicle length	0.29	0.43	0.25
Density of live shoots	0.26	0.54	0.24
Density of flowering shoots	0.05	0.12	<b>0.41</b>
Aboveground biomass	0.13	0.73	0.26

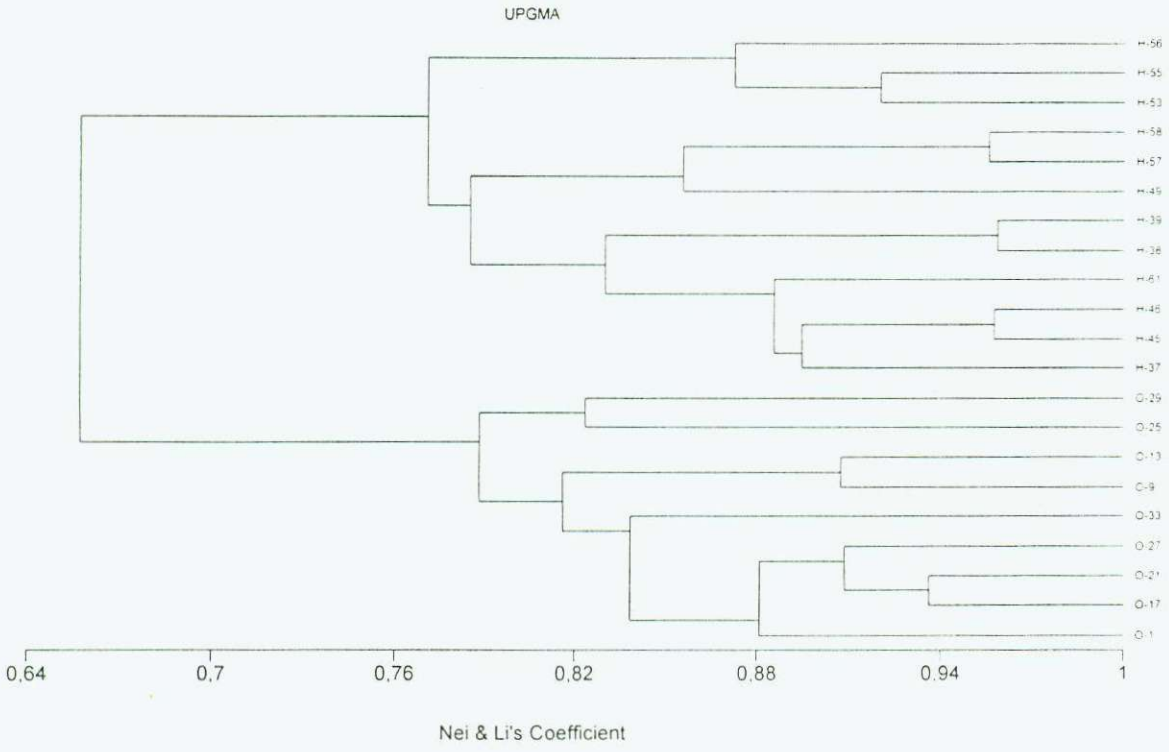


Fig. 1. Dendrogram of individual clones of *P. australis* constructed on the basis of RAPD data, by UPGMA Method, resulting from distance matrix calculated with the metric of Nei and Li.

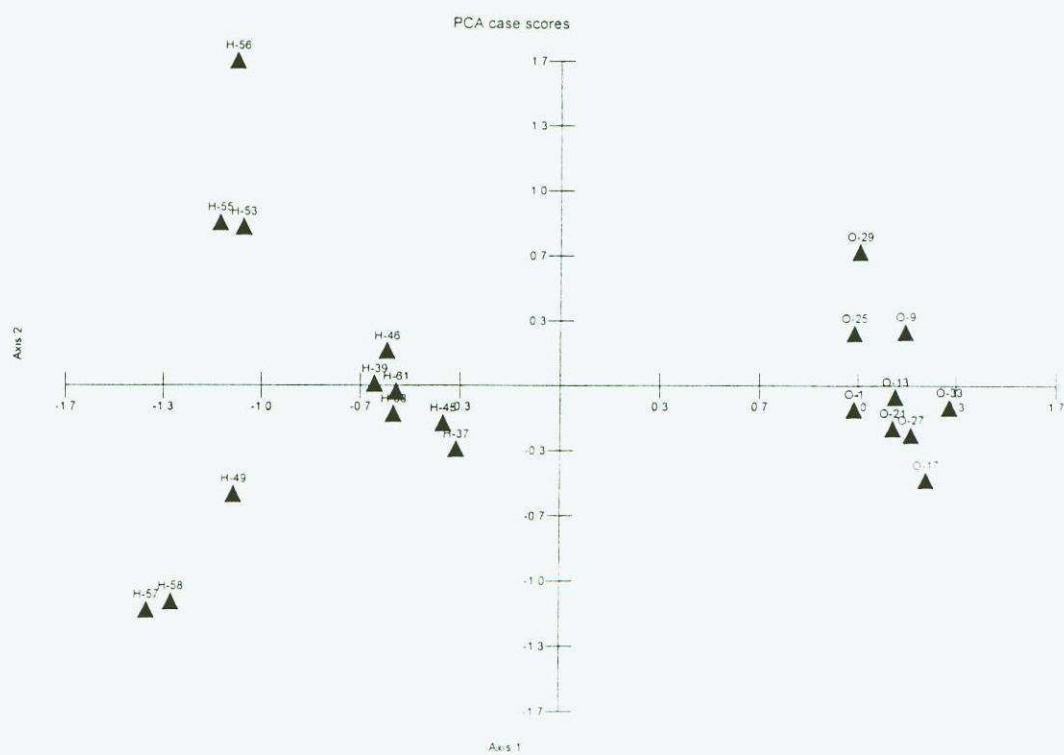


Fig. 2. PCA ordination of *Phragmites australis* clones originating from Opatovický and Halámky lakes calculated from RAPD data. The descriptions of clones correspond to those in Fig. 1.

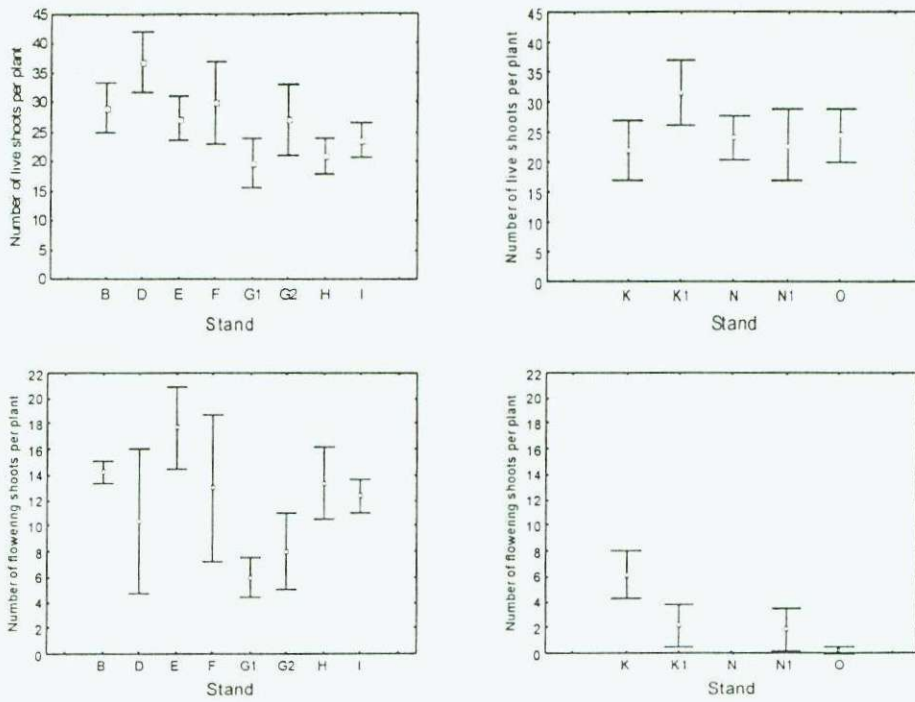


Fig. 4. Densities of live and flowering shoots of *Phragmites australis* plants originating from two populations of different age. Letters denote the clone. B-I: clones of Opatovický lake, K-O: clones of Halámky lake.

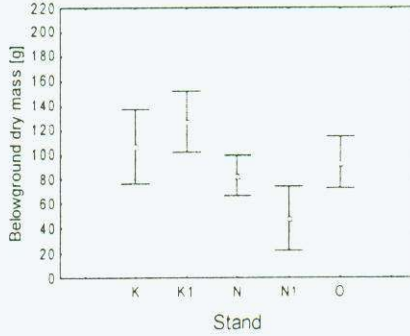
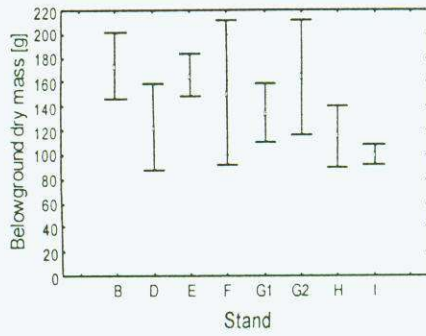
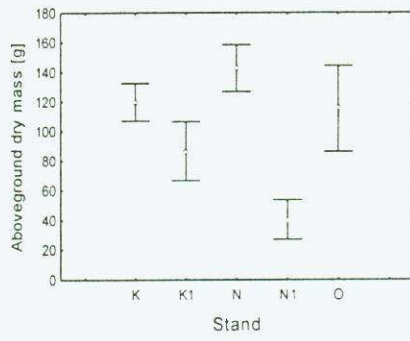
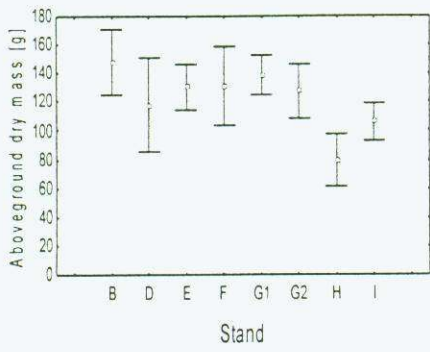


Fig. 5. Above-ground and below-ground biomass of *Phragmites australis* plants originating from two populations of different age. Letters denote the clone. B-I: clones of Opatovický lake, K-O: clones of Halámky lake.

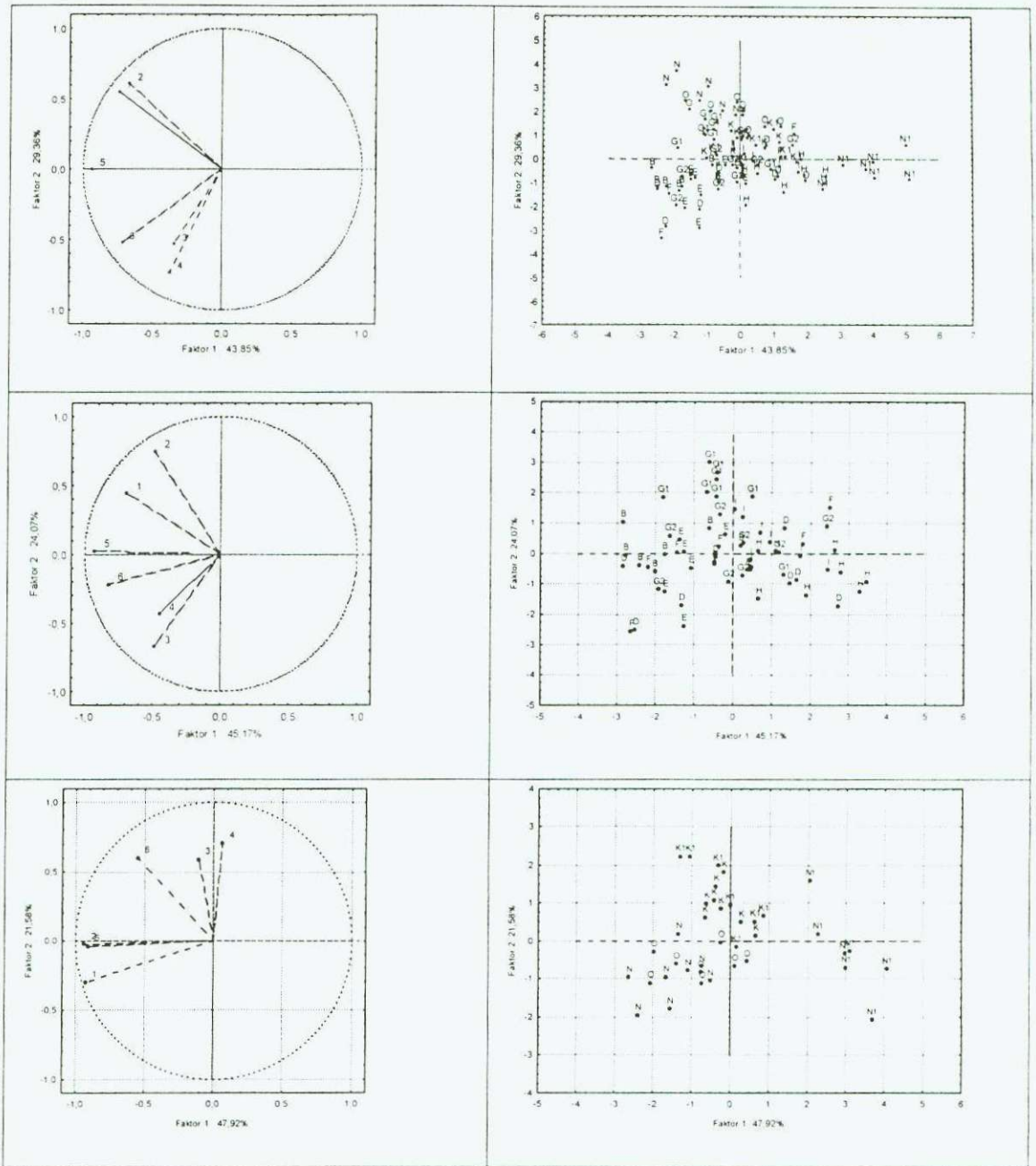


Fig. 6. Results of PCA analysis of morphological and growth characteristics of clones originating from Opatovický fishpond (old lake) and Halámky sand-pit (new lake). Left: Plots of characteristics analysed for all clones (a), Opatovický clones (c) and Halámky clones (e). 1 - maximum shoot length, 2 - maximum basal culm diameter, 3 - density of live shoots, 4 - density of flowering shoots, 5 - aboveground dry weight, 6 - belowground dry weight. Base. Right: PCA ordination diagrams of single plants of all clones (b), Opatovický clones (d) and Halámky clones (f). The different letters denote different clones.

## 11. DISKUSE A ZÁVĚRY

Vytěžené pískovny se staly útočištěm významné flóry, která by jinak z krajiny již vymizela. Většina jezer má nízkou trofii, jsou oligo- až mezotrofní. Některá starší jezera vlivem splachů z okolní zemědělské půdy jsou již eutrofní. Mezi nejcennější rostlinné druhy nalezené na pískovnách patří: *Illecebrum verticillatum*, *Drosera rotundifolia*, *Lycopodiella inundata* (Hlásek 1995). Na pískovnách byl potvrzen výskyt: a) druhů rostlin uvedených do záchranných kultivací, z nichž jsou posilovány populace v přírodě (*Illecebrum verticillatum*), b) C1 – kriticky ohrožených druhů rostlin, vyskytujících se pouze na jednom až několika místech (*Illecebrum verticillatum*), c) C2 – silně ohrožených druhů rostlin, trvale ustupujících (*Lycopodiella inundata*), d) C3 – ohrožených druhů rostlin, pomaleji, i když zřetelně ustupujících (*Drosera rotundifolia*, *Lysimachia thyrsoflora*), e) C4 – vzácnějších druhů rostlin, vyžadujících sledování (*Sagittaria sagittifolia*, *Schoenoplectus lacustris*, *Utricularia australis*) (Husák & Hlásek. 2000).

Litorály Třeboňských rybníků byly již studovány z mnohých hledisek, stejně jako v ostatní Evropě: produkční charakteristiky (Obstová 1989; Dykyjová *et al.* 1973; Dykyjová *et al.* 1970), výživa a vlastnosti sedimentu (Čížková *et al.* 2001; Dykyjová 1978) nebo např. zásahy člověka (kosení) (Dykyjová & Husák 1973). V litorálech rybníků Třeboňské pánve byla také pozorována koexistence různých morfotypů rákosu (Hradecká 1973a,b; Obstová 1989), ale tyto morfotypy jsou růstově vyrovnanější než na pískovnách a až na jedinou známou výjimku (rybník Rod v Nadějské soustavě – Pechar *et al.* 2002) nezahrnují robustní morfotypy. Vytěžené pískovny poskytují prostor pro nové populace vodních a mokřadních rostlin, především pro dominantu nejen Třeboňských rybníků - rákos. Jižní jezero Halámky je unikátní právě pro výskyt robustního morfotypu rákosu obecného, který se ze 13 studovaných nádrží vyskytuje pouze zde.

S ukončením těžby však nepřestávají být tyto ekosystémy ovlivňovány člověkem. Následné využívání pískoven rušivě působí na začínající sukcesi rostlinných a následně i živočišných společenstev. Člověk se sem vrací především za účelem rekreace, kdy dochází k sešlapu až úplnému vyhubení vegetace na příslušných místech. Stejný vliv má i sportovní rybářství. Rybáři si udržují svá "místa" vysekáváním vegetace a jejím sešlapem. Následkem nešetrného chování člověka mizí zajímavé a vzácné lokality a s nimi i rostlinné druhy. Některé pískovny jsou svou rozlohou tak velké, že na částí nádrže se již čtyřicet let netěží, ale na opačném konci probíhá velmi intenzivní těžba. Dochází tak k stálým přejezdům sacího bagru. Vodní i pobřežní vegetace je tak ovlivňována. A to vlastnostmi vody, jako je např.



mechanický zákal a následně malá průhlednost vody, nebo vlnami vytvořenými průjezdem bagru, které narážejí na břeh.

**Použitá literatura** viz kapitola 1.7

## 12. PUBLIKAČNÍ ČINNOST

### Publikovány:

- Suchá, O., Rajchard J. 2003. Stav litorálních porostů na vytěžených písčinných v nivě Lužnice. Sborník příspěvků studentů DSP z konference s mezinárodní účastí. JU v Č. Budějovicích Zemědělská fakulta, 2003: 25-29 p.
- Suchá, O., Rajchard J. 2004. Mokřadní vegetace vytěžených písčinných na Třeboňsku. Sborník příspěvků studentů DSP z konference s mezinárodní účastí. JU v Č. Budějovicích. Zemědělská fakulta, 2004: 89-92 p.
- Suchá, O. 2005. Vliv člověka na vegetaci nově vznikajících vodních ekosystémů. Sborník příspěvků studentů DSP z konference s mezinárodní účastí. JU v Č. Budějovicích. Zemědělská fakulta, 2005: 30-33 p.
- Rajchard, J., Husák, Š., Suchá, O. 2004. Struktura a funkce hlavních typů antropogenních mokřadů v elektronických skriptech Ekologie mokřadů.
- Suchá, O., Chobotská, H. 2005. Význam jezer po těžbě šterkopísku v BR CHKO Třeboňsko. Životné prostredie (2).

### V recenzním řízení:

- Rajchard, J., Fridrichovský, V., Šerý, M., Procházka, J., Suchá, O. 2004. Avifauna of sandpit lakes in the Biosphere Reserve of Třeboň Basin Protected Area (Wetlands)
- Suchá, O., Rajchard J. 2005. Příspěvek k flóře vytěžených písčinných (Sborník Jihočeského muzea)
- Suchá, O., Chobotská, H., Pešata, M. 2005. Ekologie, ochrana přírody – znalosti žáků základních škol. Životné prostredie.

### V přípravě pro publikaci:

- Čurn, V., Kubátová, B., Vávřová, P., Suchá, O., Čížková, H., 2005. Phenotypic and genotypic variation of *Phragmites australis*: I. A comparison of populations in two man-made lakes of different age and history. V přípravě pro Aquatic Botany
- Suchá, O., Vávřová, P., Čížková, H., Čurn, V., Kubátová, B. 2005. Phenotypic and genotypic variation of *Phragmites australis*: II. Growth of genotypes originating from two populations of different age. V přípravě pro Aquatic Botany

- Suchá-Křiváčková, O., Navrátilová, J., Čížková, H. 2005. Vegetation of sand-pit lakes of the Třeboň Basin Biosphere Reserve: effect of main environmental factors and activities. V přípravě pro Hydrobiologii
- Suchá, O., Navrátilová, J., Rajchard, J., Čížková, H. 2005. Vegetation of a new man-made lake, Halámky sand-pit (Třeboň Basin Biosphere Reserve, South Bohemia, Czech Republic). V přípravě pro Floru

JIHOČESKÁ UNIVERZITA  
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA  
KNIHOVNA  
Studentská 13  
370 05 České Budějovice

### 13. PŘÍLOHY

**Foto 1:** Porosty rákosu obecného a orobince úzkolistého při východním břehu Jižního jezera Halámky.

**Foto 2:** Pohled z dálky na stupňovité uspořádání porostů rákosu obecného na východním břehu Jižního jezera Halámky.

**Foto 3:** Různé morfotypy rákosu obecného na Jižním jezeře Halámky.

**Foto 4:** Práce v terénu: ilustrace různých morfotypů rákosu obecného na odebraných vzorcích.

**Foto 5:** Jeden z ostrovů na nádrži Veselí. Tyto ostrovy jsou vhodným útočištěm pro vodní ptactvo.

**Foto 6:** Nádrž Horusice, ukázka eutrofnějšího typu pískoven.

**Foto 7:** Šípatka střelolistá na nádrži Horusice I.

**Foto 8:** Rosnatka okrouhlostá na lokalitě Halámky.

Foto 2

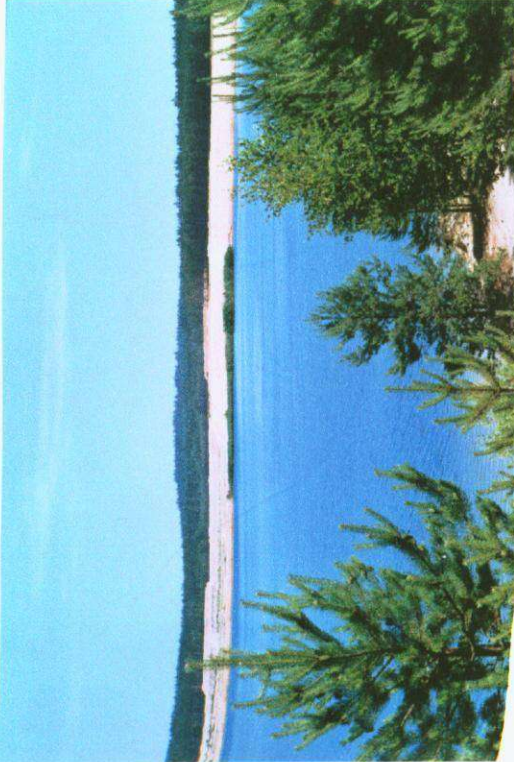


Foto 4

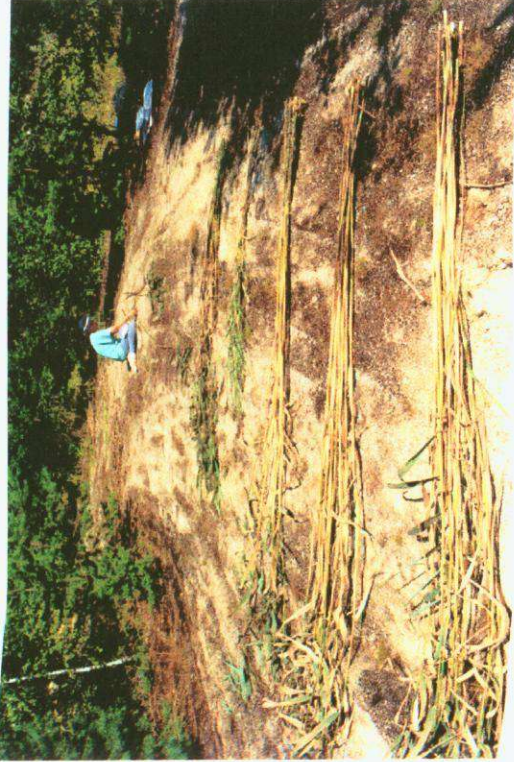


Foto 3



Foto 6



Foto 5



Foto 8



Foto 7

