

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Přírodovědecká fakulta



Bakalářská práce

Biomanipulace jako jeden z možných nástrojů v zotavování přehradních nádrží na příkladu nádrže Orlík

Limitace použití biomanipulačních zásahů na hluboké nádrži se silným přísunem živin z přítoků

Kateřina Zadinová

Vedoucí práce: prof. RNDr. Zdeněk Brandl, CSc.

Odborný konzultant: Mgr. Michal Šorf

České Budějovice, duben 2011

Zadinová K. (2011): Biomanipulace jako jeden z možných nástrojů v zotavování přehradních nádrží na příkladu nádrže Orlík. Limitace použití biomanipulačních zásahů na hluboké nádrži se silným přísunem živin z přítoků.[The biomanipulation as a possible tool for water reservoir restoration, the example of Orlík reservoir. The limitation of biomanipulation in the deep reservoir with high nutrient input from tributaries. Bachelor thesis in Czech] 25 pp., Faculty of Science, The University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace:

Tato práce představuje grantovou žádost na projekt zabývající se využitím biomanipulací v zotavování přehradní nádrže Orlík.

Annotation:

The bachelor thesis represents a grant application concerning the biomanipulation usage for the Orlik reservoir revitalization.

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že v souladu s §47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne 30. dubna 2011

Kateřina Zadinová

Abstrakt:

V současné době má většina vodních ekosystémů problém s přísunem velkého množství živin. Nadměrný přísun živin způsobuje eutrofizaci, jejíž důsledky se dají omezit regulací potravní sítě pomocí biomanipulačních zásahů. Ovlivňování potravní sítě řídí dva základní mechanismy: tzv. kontrola shora, která závisí zejména na predaci a tzv. kontrola zdola, která je řízena limitací zdrojů (světlo, živiny, potrava). V biomanipulačních procesech dále hrají významnou roli velikostně selektivní hypotéza a kaskádový efekt. Účinnost biomanipulací je závislá především na velikosti a trofii nádrže. U malých mělkých nádrží, které nemají velké množství živin, můžeme předpokládat úspěšné provedení biomanipulace. Cílem této práce je zhodnotit, jak by se mohly biomanipulační zásahy využít k revitalizaci silně eutrofní vodní nádrže Orlík. Jednalo by se zejména o manipulaci s rybí obsádkou, konkrétně o odlov planktivorních ryb (kapr obecný, lín obecný, cejn velký) a o podporu piscivorních ryb (candát obecný, bolen dravý). Pro další úbytek planktivorních ryb práce navrhuje manipulaci s vodní hladinou. Řešena je také otázka podpory makrofyt.

Abstract:

Nowadays the majority of water ecosystems have problems with a high nutrient supply. Eutrophication is caused by an immoderate supply. Impact of eutrophication can be reduced by the food web regulation (biomanipulation). Generally, there are two basic mechanisms regulating the food web: top-down control which mainly depends on predation, and bottom-up control which is done by resource limitation (light, nutrients, food). The size efficiency hypothesis along with the trophic cascade hypothesis represent the theoretical background of biomanipulation. The biomanipulation effectiveness depends on the reservoir size and trophic conditions. A biomanipulation will be probably successful in shallow reservoirs without high nutrient input. The aim of the proposed study is to assess the options of biomanipulation usage for the eutrophic Orlík reservoir revitalization. Results derived from the presented review suggest the manipulation with the fish stock, particularly decrease of planktivorous fish (carp, tench, bream) and support of piscivorous ones (pikeperch, asp). Water level manipulation and the macrophyte support issue are also discussed.

Poděkování:

V první řadě bych ráda poděkovala svým školitelům prof. RNDr. Zdeňku Brandlovi, CSc. a Michalu Šorfovi za odbornou pomoc, bezmeznou trpělivost a ochotu poskytovat cenné rady. Dále děkuji doc. RNDr. Jaroslavu Vrbovi, CSc. za poskytnutí užitečných materiálů a cenných rad a samozřejmě také děkuji za podporu mé rodině.

OBSAH

| | |
|---|-----------|
| 1. Současný stav poznání..... | 1 |
| 1.1 Koncept biomanipulace..... | 2 |
| 1.1.1 Kontrola zdola a shora | 3 |
| 1.1.2 Hypotéza velikostně selektivní predace..... | 4 |
| 1.1.3 Kaskádový efekt | 5 |
| 1.1.4 Faktory ovlivňující biomanipulace..... | 7 |
| 1.2 Vodní nádrž Orlík..... | 9 |
| 1.2.1 Současný stav nádrže | 10 |
| 1.2.2 Zdroje znečištění | 11 |
| 1.3 Shrnutí informací v kontextu s plánovaným projektem..... | 12 |
| 2. Cíl projektu | 12 |
| 3. Hypotéza..... | 12 |
| 4. Návrh projektu | 13 |
| 4.1 Opatření v povodích..... | 13 |
| 4.2 Opatření v nádrži..... | 13 |
| 4.3 Shrnutí projektu | 19 |
| 4.4 Časový harmonogram | 19 |
| 5. Závěr..... | 20 |
| 6. Literatura..... | 20 |

1. SOUČASNÝ STAV POZNÁNÍ

Vodní ekosystémy jsou velmi důležité, avšak většina z nich má problém s velkým přísunem živin, díky kterým se zhoršuje kvalita vody. Nadměrný přísun limitujících prvků sladkých vod, fosforu a dusíku, představuje závažný environmentální problém, eutrofizaci. Díky ztrátě břehové vegetace, mokřadů a s rozvojem zemědělství a měst není omezován zvýšený přísun fosforu do ekosystému (Carpenter a Cottingham 2002). Úbytkem makrofyt dochází ke zvýšení resuspendace sedimentu, což dále podporuje eutrofizaci vody (Jeppesen a kol. 1997). V neposlední řadě eutrofizaci podporuje intenzivní lov piscivorních predátorů, který umožní rozvoj planktivorů a bentivorů (Benndorf 1990). To vše zhoršuje podmínky pro chov ryb, rybaření, provádění vodních sportů, rekreace a v neposlední řadě při úpravě pitné vody (Pechar a kol. 2009).

Důsledky eutrofizace se dají částečně omezit regulací potravního řetězce živiny – fytoplankton – zooplankton – planktivorní ryby – dravé ryby pomocí obsádky dravých ryb s cílem dosažení čiré vody s malým množstvím fytoplanktonu (Benndorf a kol. 2002). Spodní patro potravní pyramidy představují primární producenti (fytoplankton), kteří z anorganických látek a za využití zachycené energie produkují organickou hmotu. Fytoplankton můžeme z velikostního hlediska rozdělit na nanoplankton, jenž je konzumován všemi herbivory, poživatelný fytoplankton, který je konzumován jen velkými druhy zooplanktonu, a nepoživatelný fytoplankton. Primárním konzumentem je zooplankton, do kterého můžeme zařadit vířníky, drobné korýše (např. *Bosmina*) a velké korýše (např. *Daphnia*). Pod pojmem zooplankton bude v této práci většinou rozuměna funkční skupina herbivorního zooplanktonu. Sekundárním konzumentem jsou planktivoři. Ty rozdělujeme na bezobratlé (larvy hmyzu, perloočka *Leptodora* nebo buchanky) a na obratlovce, kam patří střevele, plotice a další. Na vrcholu pyramidy stojí piscivoři (dravé ryby, např. candát obecný, bolen dravý nebo ryby lososovité) (Carpenter a kol. 1985).

1.1 KONCEPT BIOMANIPULACE

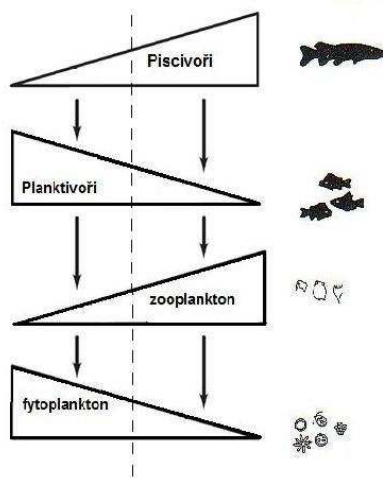
Úpravu kvality vodního prostředí manipulací s jednotlivými prvky potravní sítě popisuje koncept biomanipulace (Shapiro 1990). Pomocí správně aplikovaných biomanipulačních zásahů se může zamezit rozvoji nežádoucích rostlinných a živočišných druhů. Základním předpokladem biomanipulace (a souvisejícího kaskádového efektu – viz dále) je ovlivnění nižších úrovní potravního řetězce (fytoplanktonu) zvýšením biomasy vyšších úrovní (piscivorních ryb). Obecně jsou potravní řetězce ovlivňovány zdola (tzv. bottom-up) nebo shora (tzv. top-down). Kontrola zdola je řízena limitací zdrojů (světlo, živiny, potrava), zatímco kontrola shora závisí zejména na predaci (např. Benndorf 1990). Kontrola shora vede ke změně velikostního a druhového složení nižší potravní úrovně. V ideálním případě dojde ve sladkovodních ekosystémech k podpoření výskytu velkých druhů perlooček r. *Daphnia*, které efektivněji filtrují malé druhy řas (Matěna a kol. 1996). Úspěch biomanipulačních zásahů je někdy značný, většinou u menších mělkých nádrží a rybníků, kde je jednodušší manipulovat s jednotlivými prvky systému než u hlubokých stratifikovaných nádrží (Kalff 2002). Biomanipulační zásahy jsou šetrné k životnímu prostředí, protože se nepoužívají žádné chemické látky a nedojde k narušení přirozeného prostředí. Biomanipulace jsou také výhodné z finančního hlediska, protože na rozdíl od ostatních metod, například odstranění sedimentu, provzdušňování hypolimnia atd., jsou relativně levné.

Vodní rostliny hrají důležitou roli u mělkých nádrží, kde významně ovlivňují koloběh fosforu. Dokáží akumulovat velké množství fosforu a zejména v oligotrofních a mesotrofních vodách se tak stát silnými konkurenty fytoplanktonu, protože živiny vázané na makrofyty jsou fytoplanktonu nedostupné. Dochází tak k větší průhlednosti vody a intenzivnějšímu růstu makrofyt, což ještě více snižuje množství živin dostupných pro fytoplankton (Lellák a Kubíček 1991). U hlubokých nádrží hraje významnou roli poměr mezi množstvím živin a rozsahem litorálního pásma porostlého makrofyty (Hejzlar a kol. 2005). Makrofyty slouží jako úkryt velkým druhům zooplanktonu, ale zároveň se v nich může ukrývat plůdek ryb. Při výlovu planktivorních ryb je takřka nemožné vylovit všechny ryby. Může tak dojít k situaci, kdy se uvolní potravní nika pro další generaci planktivorních ryb, které nejsou limitovány, což může vést k navrácení nádrže do původního stavu před manipulací (Matěna a kol. 1996, Jeppesen a kol. 1997, Moss 2003, Duras a kol. 2006).

1.1.1 KONTROLA ZDOLA A SHORA

Kontrola zdola byla dlouhou dobu považována za jediný regulační faktor v ekosystému (Bergman a kol. 1999). Množství živin v jezeře určuje produkci a biomasu kontrolou zdola-nahoru. Ve vodách s vysokou koncentrací živin a velkým vegetačním zákalem, kde je systém řízený zejména kontrolou zdola, nemají dravé ryby vliv na nižší trofické úrovně. Proto je manipulace s dravými rybami proveditelná zejména u slabě eutrofních, mesotrofních a oligotrofních nádrží (Bergman a kol. 1999).

Kontrola shora silně ovlivňuje především planktivorní ryby a zooplankton (Benndorf 1990). Může mít přímý a nepřímý vliv na snižování množství fytoplanktonu. U přímého vlivu se obvykle jedná o snížení množství planktivorních ryb (malí okouni, plotice, cejn) pomocí dravých ryb (candát, štika, sumec, bolen). Každá trofická úroveň tak přímo ovlivňuje úroveň pod ní. U nepřímého vlivu dochází k tomu, že změna jedné trofické úrovně ovlivňuje všechny nižší úrovně (Benndorf a kol. 2002).



Obrázek 1: Přímý vliv kontroly shora-dolu. Obrázek znázorňuje, jak množství vrcholového predátora ovlivňuje všechny nižší potravní stupně.

Oba tyto mechanismy spolu úzce souvisí, ale zároveň každý způsobuje jiné změny. Rychlost těchto změn, např. rychlost růstu a rychlost reprodukce, jsou kontrolovány zdola.

Stavové veličiny jako biomasa, velikost a hustota populace jsou řízeny shora bez ohledu na rychlosti produkce (Gliwicz 2002).

1.1.2 HYPOTÉZA VELIKOSTNĚ SELEKTIVNÍ PREDACE

Hypotéza velikostně selektivní predace (size-efficiency hypothesis) hraje v biomanipulačních procesech důležitou roli. Organismy si vybírají svojí potravu na základě velikosti, množství a požitelnosti. Velikostně selektivní predaci můžeme rozdělit na dva typy přijímání potravy: na selektivní lov a na selekci potravních sběračů. Planktivoři a piscivoři si potravu nepřetržitě vybírají na základě velikosti. Výhodnější je pro ně lovit méně větší potravu než více menší potravu. Existuje rozdíl mezi lovem piscivorních ryb a ryb planktivorních. Planktivorní ryby nasávají potravu proudem vody, který vytvoří pomocí ústního otvoru, skřelí a žaberních oblouků. Nasávají buď cílenou kořist, kterou hledají vizuálně, nebo kořist, která je zachycena na filtračním aparátu. Velikost žaberních lupínek ovlivňuje, jakou velikostní frakci planktonu vyžerou. U piscivorních ryb se během ontogeneze mění složení potravy. Plůdek je planktivorní a velikost jím přijímané potravy limituje velikost ústního otvoru. Dospělci loví vizuálně a mohou být limitováni světelnými podmínkami a zákalem, které jim mohou zamezit v lovu (Lazzaro 1987). Velikostně selektivní predace způsobí, že v případě, kdy bude velký vyžírací tlak planktivorních ryb na velký zooplankton, nastane situace, kdy v systému budou chybět velké perloočky r. *Daphnia*, které jsou více efektivní ve filtraci fytoplanktonu, jehož biomasa tak naroste. Když odstraníme planktivorní ryby, zvýší se počet velkých perlooček r. *Daphnia* a nastane pokles množství fytoplanktonu (Brooks a Dodson 1965). Na velikostně selektivní predaci úzce navazuje kaskádový efekt.

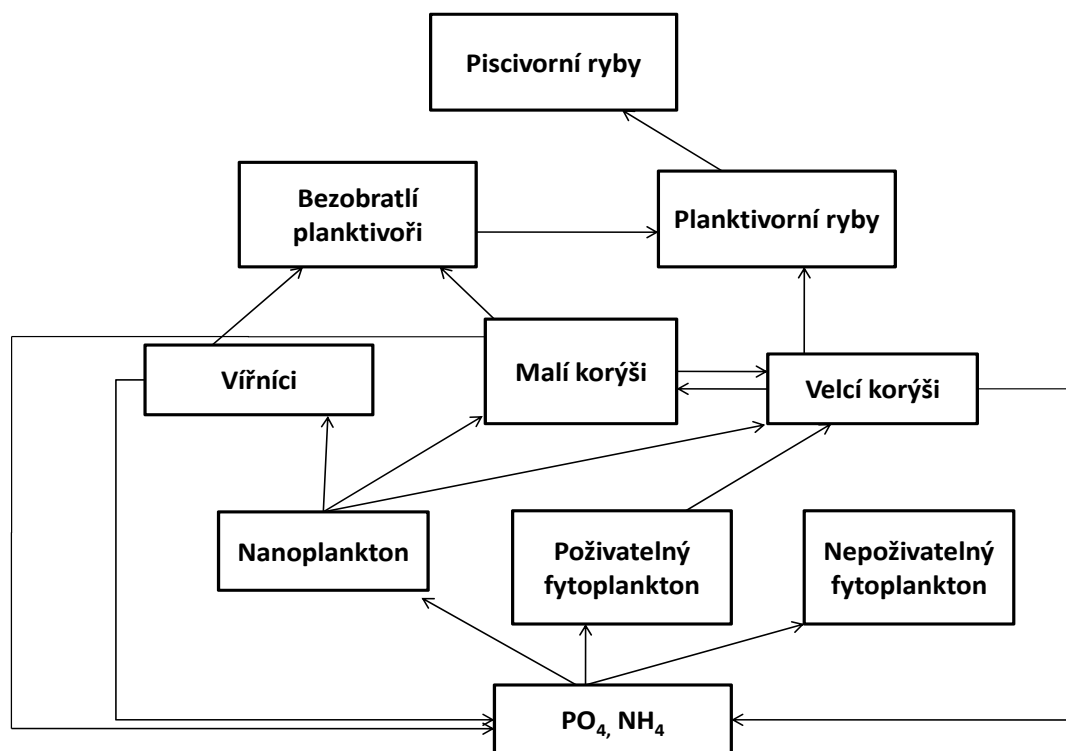
Historicky první, kdo si povšiml velikostně selektivní predace, byl Jaroslav Hrbáček ve své studii prováděné na malých a hlubokých tůních Poltruba a Procházková tůň v Polabí poblíž Čelákovic během let 1955 až 1957. Porovnával zde kvantitativní i kvalitativní vzorky zooplanktonu, fytoplanktonu a nanosestonu v sezónách s různou rybí obsádkou. V letech 1955 a 1956 byly v tůni Poltruba ryby vytráveny. Biomasa zooplanktonu (stanovená jako organický dusík) byla ve třech měření obdobná. V roce 1957 však byla v tůni Poltruba zaznamenána větší průhlednost vody s dominancí *Daphnia hyalina* (= dnes správně označovaná jako *Daphnia galeata*), která tvořila 80% společenstva zooplanktonu. V Procházkově tůni bylo jen několik individuí perloočky *Daphnia hyalina* (= *D. galeata*). V roce 1955 v obou tůních a v roce 1957 v Procházkově tůni dominovala malá perloočka *Bosmina longirostris*, vířníci a fytoplankton, zejména *Dinobryon*. V obou případech, kdy dominovala *Bosmina*, bylo

množství nanosestonu 2-3x vyšší než v případě, kdy dominovala *Daphnia*. Stejně zvýšení vykazoval i obsah organického dusíku a koncentrace chlorofylu *a* (Hrbáček 1961).

Brooks a Dodson (1965) pozorovali obdobný jev v jednom z amerických jezer jako rozdíl období před výskytem planktivorní ryby *Alosa pseudoharengus* a po něm. Byly porovnávány kvantitativní vzorky zooplanktonu a jejich velikostní struktura předtím, než se v jezeře vyskytla *Alosa pseudoharengus*, a poté, co do jezera pronikla odtékající řekou. V jezeře bez přítomnosti sledřovité ryby *Alosa* dominoval velký zooplankton tvořený např. druhy *Diaptomus* spp. a *Daphnia* spp. Po vniknutí ryby *Alosa* bylo nalezeno více menších druhů *Bosmina longirostris* nebo *Ceriodaphnia lacustris*. To dokazuje, že se *Alosa* potravně specializuje na velké druhy zooplanktonu a po odstranění této planktonožravé ryby by se v jezeře pravděpodobně zase objevily velké druhy zooplanktonu.

1.1.3 KASKÁDOVÝ EFEKT

Trofická kaskáda v jezerech má dva hlavní principy. První z nich je založen na energetické ztrátě mezi trofickými úrovněmi a na postupujícím toku energie skrze trofické úrovně. Tento princip je limitován živinami. Druhý princip je založen na nálezech J. Hrbáčka a na Brooksově a Dodsonově velikostně selektivní predaci. Ta předpokládá, že změna jedné trofické úrovně bude mít vliv na jiné úrovně (Carpenter a kol. 1985, Bergman a kol. 1999). Velký predanční tlak planktivorních ryb na zooplankton změní jeho velikostní skladbu ve prospěch malých druhů a tím sníží jeho efektivitu v eliminaci fytoplanktonu a bakterioplanktonu. Snížíme-li predanční tlak ryb, zooplankton bude zastoupen většími, v kontrole množství fyto- a bakterioplanktonu více efektivními druhy (Brooks a Dodson 1965).



Obrázek 2. Model trofické struktury jezera. Vztahy mezi jednotlivými trofickými úrovněmi od živin po piscivorní ryby. Důležitý je vztah mezi piscivorními a planktivorními rybami, který silně ovlivňuje velké koryše a požitelný fytoplankton.

Oksanen a kol. (1981) popsali, jak se počet trofických úrovní zvyšuje s rostoucí produktivitou systému. Málo produktivní jezero může uživit pouze tři trofické úrovně, přičemž nejvyšší trofickou úroveň představují planktivorní ryby. Vysoce produktivní jezera mohou uživit až čtyři trofické úrovně, nejvyšší úrovní jsou piscivorní ryby. V eutrofizovaných jezerech, kde vysoká abundance řas způsobuje zákal a špatnou viditelnost, mají piscivorní ryby problémy s lovem a nejsou funkčně důležité při regulaci početnosti planktivorních ryb. Množství zooplanktonu je regulované právě planktivorními rybami (Bergman a kol. 1999).

1.1.4 FAKTORY OVLIVŇUJÍCÍ BIOMANIPULACE

Mezi hlavní faktory, které rozhodují o úspěšnosti biomanipulačních zásahů, patří zejména hloubka nádrže (mělká a hluboká nádrž) a trofický stav (oligotrofní, mesotrofní, eutrofní a hypertrofní) (Benndorf a kol. 2002).

Mělká a hluboká jezera

Jak již bylo zmíněno výše v textu, u mělkých jezer je větší pravděpodobnost úspěšné manipulace než u hlubokých stratifikovaných jezer (Mehler a kol. 2008). Je to hlavně díky snadnější manipulaci a většímu výskytu makrofyt, která silně konkurují fytoplanktonu a váží na sebe živiny.

Slabě eutrofní a mesotrofní jezera

Na slabě eutrofních a mesotrofních jezerech je největší pravděpodobnost úspěšných biomanipulačních zásahů. Je potřeba, aby byly splněny dvě základní podmínky: A) dostatečné množství fosforu, aby nedošlo k oligotrofizaci; B) koncentrace fosforu nesmí překročit mezní hodnotu potřebnou pro úspěšnou biomanipulaci. Hrubý odhad této koncentrace je 0,6-0,8g.P.m⁻² za rok. To se povedlo na dvou jezerech Gräfenhain (Německo), kdy v jednom jezeře převažovaly planktivorní ryby a v druhém piscivorní ryby. V jezeře s převahou piscivorních ryb bylo méně chlorofylu *a*. To může být vysvětleno celkovým snížením koncentrace P v epilimniu, který byl způsoben vyšší sedimentací P. Snížení P vedlo k tomu, že nepoživatelný fytoplankton neměl dostatek živin k tomu, aby zaplnil celý prostor jezera, a poživatelný fytoplankton byl kontrolován shora velkou biomasou perlooček rodu *Daphnia* (Benndorf a kol. 2002).

Hypertrofní a eutrofní jezera

Hypertrofní a eutrofní jezera jsou jezera s nadbytkem živin, obzvláště s vysokým nadbytkem fosforu a dusíku. S množstvím fosforu roste množství fytoplanktonu. U fytoplanktonu během dne probíhá fotosyntéza spojená s produkcí kyslíku, v noci se však kyslík spotřebovává. Tím může dojít v ranních hodinách k anoxii a úhynu organismů, což vlivem rozkladných procesů dále zvyšuje spotřebu kyslíku. Po biomanipulačním zásahu se u 20 % případů zlepší průhlednost. Například u pokusu prováděného na jezeře Felberger Haussee se po manipulaci, kdy bylo sníženo množství planktivorních a bentivorních ryb, průhlednost zvýšila z 1,66 m na 2,55 m (Mehler a kol 2001). Mohou za to strukturní změny

fytoplanktonu: malé druhy fytoplanktonu jsou sežrány velkými perloočkami r. *Daphnia* a zůstanou jen velké řasy s nižším rozptylem světla. Nepřímá redukce zde nefunguje, protože je v systému příliš mnoho živin (Benndorf a kol. 2002). Ke zlepšení průhlednosti došlo i v nádrži Bautzen (Německo), kde v roce 1976 došlo k výlovu velkého množství štik, jež vedlo k rozvoji malých okounů (Schultz 1983). Kolem roku 1984 se poměr ryb ustálil. Do nádrže se začaly vysazovat vhodné věkové třídy štik a candátů. Výsledkem byl nárůst zooplanktonu o 21 %, ale biomasa perloočky *Daphnia galeata* vzrostla o 110 %, a také došlo ke zvýšení průhlednosti. Množství fytoplanktonu bylo ovlivňováno hlavně množstvím fosforu, ale díky biomanipulačním zásahům došlo k výrazné druhové změně, kdy v roce 1976 dominoval požitelný fytoplankton a od roku 1980 nepožitelný fytoplankton (Benndorf 1990, Benndorf a kol. 2002). U jezer takového typu je nutné omezit přísun živin. Jinak prováděné biomanipulační zásahy nebudou mít význam na zlepšení kvality vody.

Benndorf (1990) vytvořil 4 kategorie, do kterých zařadil v odborné literatuře popsané biomanipulace:

- 1) Nezáměrně nebo přirozeně změněná rybí obsádka, například při vzniku nové přehrad, kdy místo původních druhů tekoucích vod se v nádrži časem začnou vyskytovat druhy stojatých vod.
- 2) Rybí obsádka je záměrně změněna kvůli vyšší produkci, ve většině případů se už nezjišťuje, co se děje se zbytkem potravní sítě. Toto je příklad většiny českých rybníků.
- 3) Rybí obsádka je změněna, aby se zlepšila kvalita vody, ale jen v určitých kritériích, např. v průhlednosti. Sleduje se odpověď celé potravní sítě.
- 4) Rybí obsádka je úmyslně změněna a sleduje se odpověď celé potravní sítě v důsledku se zlepšením kvality vody.

V každém z výše uvedených zásahů může dojít k těmto změnám:

- a) Změna nebo manipulace s rybí obsádkou nepovede ke stabilnímu stavu. Po krátkém období jednoho nebo dvou let se rybí společenstvo navrátí do původního stavu. Může to být způsobené nedostatečným vychytáním planktivorních ryb s následným přemnožením příští generace nebo obsazení uvolněné niky jiným druhem.

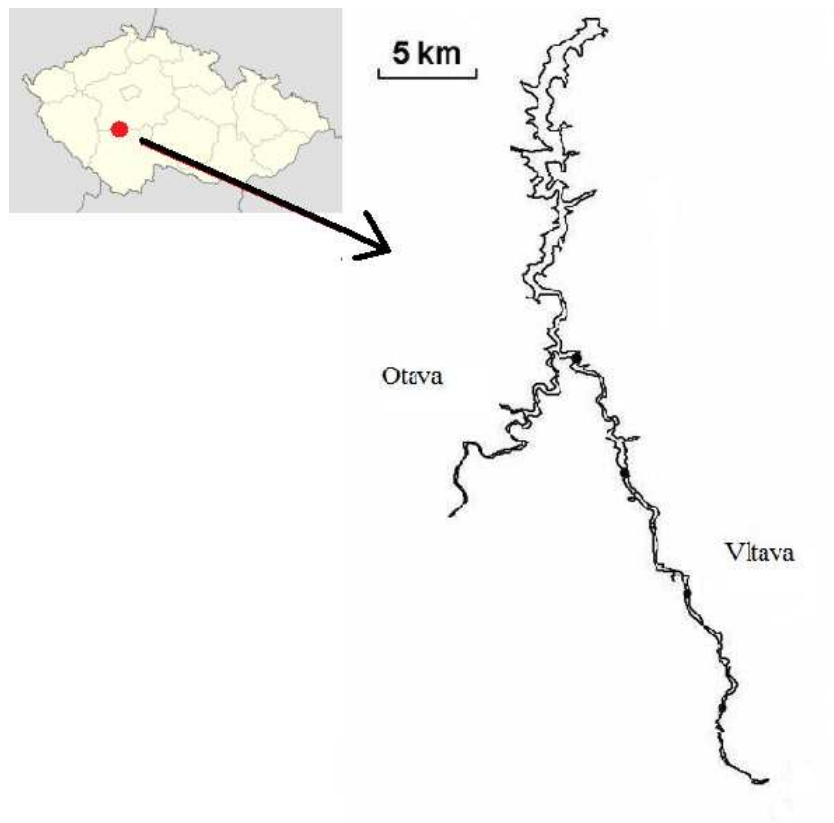
b) Změna nebo manipulace s rybí obsádkou vytvoří nový stav, který bude stabilní méně než 3 až 5 let. Zde také může hrát významnou roli nedostatečné vychytání planktivorních ryb (viz výše).

c) Změna nebo manipulace povede ke stabilnímu stavu, který bude trvat 3 až 5 let nebo déle.

Časový rozsah experimentů ukázal, že kontrola shora může být úspěšná u mělkých nádrží a u hlubokých mesotrofních a slabě eutrofních nádrží v krátkodobých pokusech. Nelze ale očekávat úspěšnost přes dlouhé periody (např. celé léto) v hlubokých eutrofních a hypertrofních nádržích, ani v oligotrofních hlubokých nádržích. Z tohoto důvodu je nutná kombinace kontroly shora a zdola.

1.2 VODNÍ NÁDRŽ ORLÍK

Vodní nádrž Orlická (dále jen VNO) byla vybudována v letech 1954-1961 přehrazením toku Vltavy na rozmezí Jihočeského a Středočeského kraje. Je to největší, nejvyšší a nejmohutnější přehrada Vltavské kaskády. Hráz dosahuje výšky 91 m a zadržuje jezero o ploše 27,32 km². Maximální hloubka přehrady je 74 m. Hlavními přítoky do přehrady jsou řeky Vltava, Otava a Lužnice. U paty betonové hráze je umístěna vodní elektrárna o celkovém výkonu 4×94,5 MW. Orlická přehrada je v neposlední řadě významným rekreačním a rybářským střediskem, hlavně v letních měsících, kdy je provozována lodní doprava po turisticky zajímavých místech.



Obrázek 3: Schematická mapka vodní nádrže Orlík. Hlavní přítoky jsou Vltava, Otava a Lužnice. Plocha nádrže je 27,32 km².

1.2.1 SOUČASNÝ STAV NÁDRŽE

Dnes je základním problémem VNO silné zatížení fosforem (dále jen P) obzvláště v letních měsících, kdy dochází k projevům silné eutrofizace přehrady. Eutrofizace má i významný vliv na rozvoj turistiky - voda není vhodná ke koupání, jsou špatné podmínky pro rybaření atd., dochází k limitaci rozvoje zdejšího regionu. Hlavním zdrojem přísunu P do nádrže jsou převážně povodí řek Skalice, Lomnice a Lužnice (Liška a kol. 2009).

Projevy eutrofizace by mohly vymizet v případě, že množství P trvale klesne pod 1/3 současného stavu (Průša 2009). V současnosti Vltavou a Otavou přitéká do VNO 11-35 g.m⁻².rok⁻¹. Toto množství je třeba snížit na 3-8 g.m⁻².rok⁻¹. Řekou Lužnicí přitéká do nádrže 4x více P než z povodí řeky Vltavy (Liška a kol. 2009). Koncentrace veškerého P v odtoku ze sledovaných povodí se pohybuje v rozmezí 32-340 µg.l⁻¹. Kritická hodnota pro eutrofizaci je 35 µg.l⁻¹ (Richtr a kol. 2009).

Přísun P a mikrobiální biomasy (fytoplankton, bakterie) je tak vysoký, že bez jeho snížení v povodích Vltavy a Lužnice nelze docílit zlepšení (Nedoma a kol. 2009). K uvolnění P ze sedimentu dochází jen vzácně v případě dlouhodobého vyčerpání dusičnanů (Borovec a kol. 2009).

1.2.2 ZDROJE ZNEČIŠTĚNÍ

Zdroje znečištění se dají rozdělit do několika skupin podle toho, odkud se do nádrže dostávají. Nejrozšířenější jsou zdroje ze zemědělské eroze a z atmosférických depozic, tzv. plošné zdroje. Bodové zdroje, zejména velkokomunální a průmyslové zdroje z kanalizací a ČOV, většinou způsobují největší znečištění. Třetí skupinu představují difuzní zdroje, které pocházejí ze samot, malých obcí a farem bez organizovaného odtoku odpadních vod. Posledním zdrojem znečištění může být sediment z nádrže (Fiala a Rosendorf 2009).

Jakost povrchových vod velmi ovlivňuje znečištění z bodových zdrojů (80-90 %) a plošné znečištění ze zemědělského hospodaření. Mimoerozní odnos P z orné půdy činí asi 10 % (Novák a kol. 2009, Fiala a Rosendorf 2009).

V povodí řeky Lomnice jsou hlavními zdroji P komunální odpadní vody (56 %), intenzivní chov ryb v rybnících (26 %), zemědělské plochy (14 %) a lesy (3 %) (Hejzlar a kol. 2009). Povodí řeky Lužnice negativně ovlivňuje odtok z rybníků třeboňské soustavy, proto by bylo vhodné posoudit a popřípadě změnit styl obhospodařování rybníků (Duras a Potužák 2009). Tyto rybníky jsou vysoce eutrofizovány v důsledku příslunu živin z hnojiv a krmiv aplikovaných v rámci rybářského hospodaření (Pechar a kol. 2009). Nejvýznamnějším zdrojem je rybník Rožmberk, ze kterého ročně odeče 13,5 t P. Může za to velký přísun P do rybníka z okolních obcí, řeky Lužnice, Prostřední stoky a hlavně z ČOV Třeboň a velkovýkrmny prasat RAB (Potužák a kol. 2010). Lužnice vykazuje nejvyšší podíl přínosu živin do nádrže. Zlepšení kvality vody v Lužnici je jedním ze základních předpokladů úspěšného řešení problematiky VNO (Lanhansová a Rohlík 2009).

1.3 SHRNU TÍ INFORMACÍ V KONTEXTU S PLÁNOVANÝM PROJEKTEM

Z teoretické části práce vyplývá, že VNO je silně eutrofní. Příčinou jsou hlavně živiny, které se do nádrže dostávají z povodí řek Lužnice a Lomnice. V těchto povodích je potřeba vymezit prioritní oblasti, ze kterých je velký přísun P. Po provedení podrobných analýz profilů povodí bude třeba se zaměřit na čištění komunálních vod a na rybníkářské hospodaření, odkud je největší přísun P. Nejúspěšnější zlepšení kvality vody dosáhneme spíše kombinací několika restauračních zařízení než pouze aplikací jednoho konkrétního opatření (Horppila a kol. 1998, Bergman a kol. 1999, Kasprzak a kol. 2007). Jedním z významných opatření budou biomanipulační zásahy, které jsou šetrné k životnímu prostředí a finančně nenáročné. Pro zvládnutí úspěšné biomanipulace bude zapotřebí snížit přísun fosforu do vodní nádrže Orlick. V rámci biomanipulačních procesů bude vhodné snížit obsádku planktivorních ryb, zvýšit obsádku dravých ryb a v litorálu nádrže podpořit růst makrofyt. Hlavním cílem projektu bude zvýšení průhlednosti v nádrži, snaha o trvale udržitelný málo eutrofizovaný stav nádrže a zlepšení kvality vody v nádrži.

2. CÍL PROJEKTU

1. Pomocí biomanipulačních zásahů zlepšit kvalitu vody v nádrži Orlick.
2. Dosažení dlouhodobého efektu biomanipulačních zásahů pomocí kombinace „top down“ a „bottom up“ kontroly.

3. HYPOTÉZA

Biomanipulační zásahy předpokládají snížení přísunu P do nádrže. Úprava potravní sítě manipulativní cestou, tj. snížení obsádky planktivorních ryb a zvýšení obsádky piscivorních ryb, způsobí změny ve struktuře planktonních společenstev. Uměle snížená rybí obsádka podpoří výskyt větších velikostních frakcí herbivorního zooplanktonu, který efektivně potlačí fytoplankton. Vhodná manipulace s vodní hladinou dále podpoří snížení rybí obsádky. K potlačení fytoplanktonu může dále přispět výsadba a podpora makrofyt, která mohou zadržet velké množství P a tím konkurovat fytoplanktonu.

4. NÁVRH PROJEKTU

4.1 OPATŘENÍ V POVODÍCH

Primárním problémem VNO je velký přísun živin z povodí řek Otavy, Vltavy a Lužnice (Průša 2009). Omezení přísunu živin by mělo předcházet opatřením cíleným na vlastní nádrž. V první řadě je nutné vymezit všechny prioritní oblasti přísunu P do nádrže. Podle bilanční studie, která byla založena na analýze látkových toků živin v říční síti a stochastickém modelu SIMCAT, je zřejmé, že se fosfor do všech zmíněných povodí dostává zejména z bodových zdrojů, tj. z velkokomunálních a průmyslových zdrojů napojených na čistírny odpadních vod. V povodí řeky Lužnice jsou dalším důležitým zdrojem P rybníky třeboňské soustavy (Fiala a Rosendorf 2009, Hejzlar a kol. 2010).

Přísunu živin z bodových zdrojů se dá zabránit výstavbou dalších čistíren odpadních vod. Stávající čistírny je vhodné dovybavit zařízením na odstranění fosforu (terciární čištění). Existuje mnoho technologií umožňující odstranění P: srážení fosforu, krystalizace fosforu, biologické odstraňování P, magnetické odstranění P, filtrace atd. Všechny zmíněné technologie jsou založeny na převádění P do nerozpustné pevné fáze (Maršálek a kol. 2009). Dále je třeba zabránit přímému zaústění odpadních vod do toku za pomoci rybníků, mokřadů či půdních závalů (Hejzlar a kol. 2010).

Rybníky v povodí Orlické nádrže představují další významný zdroj přísunu živin do nádrže (Duras a Potužák 2009). Hlavním cílem opatření v povodí nádrže bude zaměření se na změnu hospodaření na rybnících podpořené vhodnými revitalizačními zásahy (např. odstranění sedimentu nebo podpora litorálních porostů).

V povodí řek by bylo vhodné vytypovat úseky pro provedení protierozních opatření (zatravněné pásy kolem vodotečí, výsadba melioračních dřevin, terénní urovnávky, terasy, záchytné příkopy a průlehy).

4.2 OPATŘENÍ V NÁDRŽI

Existuje mnoho způsobů revitalizace nádrží, ale ne všechny jsou vhodné pro revitalizaci VNO. V tabulce 1 jsou vyjmenována jednotlivá opatření, bodově ohodnocena jejich proveditelnost (na základě velikosti a hloubky nádrže, finanční nákladnosti a vlivu na životní prostředí), vysvětlen cíl určitého opatření, navržena metoda provedení a popsána negativa, jaká tato metoda obnáší.

Tab. 1: Přehled opatření k revitalizaci nádrže. Bodové ohodnocení proveditelnosti (1 - nejlépe, 5 - nejhůře). Body byly přiděleny na základě ohodnocení několika faktorů (např. finance, vliv na ŽP atd.).

| Čas | Opatření | Proveditelnost | Cíl opatření | Navrhovaná metoda | Negativa/omezení |
|---------------------------|---|----------------|---|--|--|
| Krátkodobý účinek | Srážení fosforu síranem hlinitým nebo chloridem železitým | 4 | Uložení P v sedimentu | Aplikace síranu hlinitého nebo chloridu železitého do nádrže | Vzhledem k velikosti nádrže neproveditelné, nevhodné použít v rekreační oblasti, toxicita síranu hlinitého |
| | Použití algicidů | 4 | Zvýšení průhlednosti vody, snížení množství řas | Aplikace algicidů do nádrže (chlór, atrazin, diuron, síran měďnatý, simazin a další) | Vzhledem k velikosti nádrže neproveditelné, nevhodné použít v rekreační oblasti |
| | Použití cyanofágů | 4 | Zvýšení průhlednosti, snížení množství sinic | Aplikace cyanofágů do nádrže | Vzhledem k velikosti nádrže neproveditelné, nevhodné použít v rekreační oblasti, známo málo cyanofágů |
| Střednědobý účinek | Ošetření sedimentu proti zvýšené primární produkci | 5 | Zamezení uvolňování živin ze sedimentu | Mineralizace sedimentu stlačeným vzduchem, ošetření sloučeninami dusíku a železa | Vzhledem k velikosti a hloubce nádrže neproveditelné, extrémní finanční náklady |
| | Odpouštění hypolimnetické vody | 3 | Snížení množství P | Odpouštění vody z přehrady | Negativní vliv na nádrže pod Orlíkem |
| | Snížení množství planktivorních ryb | 2 | Snížení predčního tlaku na velké druhy zooplanktonu | Vylovení pomocí sítí | Nevyloví se všechny ryby |
| | Zvýšení množství piscivorních ryb | 2 | Zvýšení predčního tlaku na nežádoucí (planktivorní) druhy ryb | Vysazení candáta, bolena, štiky a sumce | Pytláctví |

Tab. 1 pokračování

| Čas | Opatření | Proveditelnost | Cíl opatření | Navrhovaná metoda | Negativa/omezení |
|--------------------------|-----------------------------|----------------|---|--|--|
| Dlouhodobý účinek | Odstranění sedimentu | 5 | Zamezení uvolňování se P ze sedimentu | Použití sacího bagru | Vzhledem k velikosti a hloubce nádrže neproveditelné |
| | Provzdušňování hypolimnia | 3 | Zamezení anoxie, při rozkladných procesech org. hmoty | Instalace provzdušňovací jednotky | Vzhledem k velikosti a hloubce nádrže nákladné |
| | Podpora litorálních porostů | 2 | Snížení živinového zatížení | Pěstování litorálních makrofyt | Lze provést jen v určitých úsecích litorálu |
| | Manipulace s vodní hladinou | 1 | Odumření jiker planktivorních ryb na suchu | V určitém období odpuštění vody z nádrže | Závislost na vodohospodářských podmínkách, vliv na makrofyta |

Srážení fosforu síranem hlinitým nebo chloridem železitým

U síranu hlinitého se anorganický P váže přímo anebo dochází k adsorpci na hydroxid hlinitý. Podobně je tomu i u chloridu železitého. Chemikálie se do nádrže aplikují pomocí bran, které jsou taženy lodí (Wolter 1996). Tato metoda je nevhodná v rekreační oblasti, jakou je Orlík. Při použití je zakázáno koupání z důvodu toxických účinků síranu hlinitého na organismy. Navíc může docházet ke kumulaci hliníku v rybách. V neposlední řadě by aplikace síranu hlinitého nebo chloridu železitého byla velice finančně nákladná kvůli velikosti nádrže.

Ošetření sedimentu

U ošetření sedimentu je třeba podpořit mineralizační procesy, což se provádí provzdušňováním pomocí stlačeného vzduchu. Následuje ošetření sedimentu kombinací dusíku a železa. Aplikovat chemikálie do nádrže můžeme tažením bran, které vstříkují dané chemikálie do sedimentu, nebo chemikálie přidáme přímo do přítoku (Ripl 1996). Tato metoda je prakticky neuskutečnitelná vzhledem k velikosti a hloubce VNO.

Odstranění sedimentu

Odstranění sedimentu je velmi radikální řešení. Pokud by to bylo možné, je lepší používat jiné metody (Björk 1996). Hlavním cílem odstranění sedimentu je zamezení uvolnění fosforu, což u VNO není hodnoceno jako problémové. Tato metoda je spíše vhodná pro mělké nádrže.

Použití algicidů a cyanofágů

Algicidy jsou chemické látky, které potlačují řasy. Použití chemických látek není vhodné, protože VNO je rekreační oblast. Cyanofágové jsou viry, které napadají sinice. Vzhledem k velikosti VNO není vhodné jejich použití.

Provzdušňování hypolimnia

Eutrofizované nádrže produkují velké množství organické hmoty, kvůli které je spotřeba kyslíku větší, než ekosystém může poskytnout. Za těchto podmínek může dojít k vyčerpání kyslíku, což vede k uvolňování fosforu a dusíku ze sedimentu. K provzdušňování hypolimnia se používá například provzdušňovací jednotka HYPOX, která dokáže hypolimnium zásobovat kyslíkem, aniž by došlo k porušení teplotní stratifikace (Verner 1996). Použití této metody při revitalizaci Orlíka by bylo extrémně finančně náročné.

Odpouštění hypolimnetické vody

Odpouštění hypolimnetické vody z nádrže je levná a jednoduchá metoda. Její výhodou je odpuštění vody s nedostatkem kyslíku a tím také odstranění určitého množství fosforu. Byla by to velmi vhodná metoda k revitalizaci nádrže, ale vedla by k negativnímu ovlivnění nádrží nacházejících se pod VNO.

Podpora litorálních porostů

Je známo, že makrofyta jsou schopná zadržet velké množství P. Z tohoto důvodu by bylo ideální podpořit růst makrofyt v určitých částech nádrže, jako jsou přítokové části nádrže a zátočiny. Vhodným typem makrofyt jsou druhy, které zvládají přežít i období sucha, např. *Alisma plantago-aquatica*, *Glyceria fluitans*, *Sparganium emersum*, *Eleocharis acicularis*, *Persicaria amphibia* (Krolová 2010). K této situaci může dojít při manipulaci s vodní hladinou nádrže (viz níže). Výsadba litorálních porostů je omezena přístupností terénu, jež dovoluje výsadbu makrofyt jen v některých částech nádrže.

Manipulace s vodní hladinou

Manipulace s vodní hladinou může významně ovlivnit rybí obsádku. Nežádoucí planktivorní ryby jako kapr obecný, lín obecný, cejn velký a karas umisťují své jikry na rostliny. Upuštěním vody se proto jikry dostanou nad vodní hladinu, zaschnou a tím se významně zredukuje množství nežádoucích ryb v nádrži. U těchto ryb dochází ke tření v období, kdy je teplota vody od 13°C do 19°C (Hanel 1992). Tření ryb je v tomto období nutné vysledovat. Provedení je jednoduché a levné. Pokud ale ke tření dojde v období s vysokou hladinou vody, nebude možnost snížit hladinu dostatečně. Navíc dlouhodobé snížení hladiny může negativně ovlivnit litorální porost.

Snížení množství planktivorních ryb a zvýšení množství piscivorních ryb

Zvýšením obsádky piscivorních ryb docílíme zvýšení predančního tlaku na planktivorní ryby. Následkem snížení planktivorních ryb pod 70 kg.ha⁻¹ bude mít zooplankton větší šanci na snížení množství řas, což bude mít za následek zlepšení kvality vody (Seďa a kol. 2000). Platí to pouze v případě, že prahová hranice účinnosti ovlivňování potravní sítě bude okolo 0,6-0,8 g.P.m⁻² za rok (Benndorf a kol. 2002).

Z piscivorních ryb se v nádrži vyskytují štika obecná, candát obecný, sumec velký a bolen dravý (tab. 2). Tyto druhy je potřeba podporovat vysazováním. V roce 2009 bylo vysazeno v součtu 166 000 ks o váze 4 300 kg (<http://www.rybsvaz.cz>). Ze získaných dat průměrné biomasy síťovým lovem bylo spočteno, že v nádrži je 38,5 kg.ha⁻¹ (Kubečka a kol. 2006). Ke snížení planktivorních ryb je potřeba zvýšit hranici piscivorních ryb minimálně na 65 kg.ha⁻¹. Ideální je nasadit do nádrže už odrostlé ryby, které se živí planktivorními rybami, zlepšit podmínky pro tření těchto druhů ryb podporou litorálních porostů a snažit se zamezit pytláctví a omezit jejich výlov rekreačními rybáři.

Tab. 2: Druhy ryb, které se nacházejí ve VNO. V tabulce je množství ryb v kusech a kilogramech, které byly uloveny a vysazeny za rok 2009 (<http://www.rybsvaz.cz>).

| druh ryby | úlovky ks | úlovky kg | zarybnění ks | zarybnění kg |
|----------------------|------------------|------------------|---------------------|---------------------|
| kapr obecný | 33 138 | 86 274,90 | 54 494 | 75 040 |
| lín obecný | 881 | 462,9 | 16 100 | 4 150 |
| cejn velký | 17 616 | 10 953,6 | | |
| jelec jesen | | | 10 000 | 100 |
| jelec tloušť | 124 | 87,3 | | |
| okoun říční | 7 343 | 2 326,5 | | |
| parma obecná | 2 | 3 | | |
| podoustev říční | 33 | 12,8 | | |
| štika obecná | 2 355 | 4 787 | 36 984 | 3 191 |
| candát obecný | 4 039 | 7 715 | 98 906 | 738 |
| sumec velký | 518 | 4351,7 | 25 650 | 590 |
| pstruh obecný | 9 | 5,6 | | |
| pstruh duhový | 13 | 6,3 | | |
| siven americký | 2 | 0,7 | | |
| bolen dravý | 280 | 566,8 | 5 000 | 150 |
| úhoř říční | 1 313 | | 5 350 | 107 |
| ostroretka stěhovavá | 1 | 0,4 | | |
| amur bílý | 1 221 | 4 588,1 | 3 000 | 5 330 |
| tolstolobik bílý | 21 | 345,9 | 133 | 800 |
| karas | 334 | 226,2 | | |
| Mník jednovousý | 1 | 0,5 | 3 000 | 300 |
| „bílá ryba“ | | | 700 | 110 |

Z planktivorních ryb se ve vodní nádrži Orlík vyskytují hlavně kapr obecný, kterého bylo v roce 2009 vysazeno 75 040 kg, lín obecný (4 150 kg), cejn velký a karas (<http://www.rybsvaz.cz>). Průměrná biomasa planktivorních ryb je 264,5 kg.ha⁻¹. Jak již bylo zmíněno výše v textu, je třeba zredukovat jejich množství. Existuje řada metod, některé již v textu byly zmíněny (manipulace s vodní hladinou, vysazení piscivorních ryb). Manipulace s vodní hladinou je pravděpodobně nejefektivnější (Matěna a Vyhnálek 1996). Velice účinné je použití vězence (Kubečka 1992). Nejjednodušší a nejlevnější je lov velkých ryb zátahovou sítí v noci, během dne je tato metoda neúčinná (Kubečka 1993). Výlov ryb by se měl provést v příbřežních částech a měla by se omezit výsadba planktivorních ryb do nádrže.

4.3 SHRNU TÍ PROJEKTU

Nejdůležitějším požadavkem je omezit přísun P do nádrže pocházející zejména z výpustí komunálních odpadních vod a rybářství (Hejzlar a kol. 2010). Bez tohoto opatření nemá smysl cokoli dalšího provádět v nádrži. Pro úspěšnost následných biomanipulačních zásahů je ideální snížit hranici na 0,6-0,8 g.P.m⁻² za rok (Benndorf a kol. 2002). Po dosažení této hranice můžeme začít s biomanipulacemi. Důležité bude získání aktuálních dat o složení zooplanktonu a složení rybí populace v nádrži, které by se provedlo kombinací několika metod (průzkum záťahovými sítěmi, akustický průzkum aj.). Po zpracování dat se provede lov záťahovými sítěmi, který by měl za účel snížení obsádky planktivorních ryb. Po výlovu bude následovat vysazení piscivorních ryb, zejména candáta. Během jara se vyberou vhodné lokality u přítokových částí na výsadbu makrofyt a zároveň proběhne i jejich výsadba. Dále bude nutné zaměstnat vždy ve vhodném období sezónního pracovníka, který bude několik let hlídat období, kdy se vytřou planktivorní ryby, aby bylo možné začít se snižování vodní hladiny. V průběhu dalších tří let by se jednou ročně provedl kontrolní odlov pro zjištění stavu rybí obsádky, kvality vody a složení společenstva zooplanktonu. V případě nutnosti bude v této fázi možné další ryby odlovit nebo vysadit. Po prvních třech letech by se kontrola prováděla jednou za 3 roky.

4.4 ČASOVÝ HARMONOGRAM

Tab. 3: Časový plán pro navrhovaný experiment

| | březen-duben | duben-květen | květen-červenec |
|-------------------------------|--------------|--------------|-----------------|
| Zjištění složení rybí obsádky | | | |
| Odlov planktivorních ryb | | | |
| Výsadba piscivorních ryb | | | |
| Výsadba makrofyt | | | |
| Snížení vodní hladiny | | | |

5. ZÁVĚR

Vhodně aplikované biomanipulační zásahy se mohou stát dobrým prostředkem ke zlepšení kvality vody, obzvláště u eutrofních a slabě eutrofních jezer a nádrží, jakých je v ČR mnoho. Úspěšnost biomanipulačních zásahů je úzce spjata zejména s přísunem živin do nádrže. Krátkodobě lze však pomocí biomanipulací dosáhnout změny složení společenstva fytoplanktonu a docílit vyšší průhlednosti vody i při vyšším přísunu živin. V navrhovaném projektu budou biomanipulace sloužit spíše jako následný a doprovodný prostředek, protože hlavním problémem VNO je právě vysoký přísun živin. Jeho omezení pod únosnou mez je nezbytnou podmínkou dalšího zlepšení kvality vody. Díky biomanipulačním zásahům bychom měli být v relativně krátké době schopni zlepšit kvalitu vody tak, aby byla vhodná k rekreačním účelům. Předložený projekt navíc počítá se sledováním odpovědi rybí obsádky a planktonních společenstev na konkrétní zásahy do potravní sítě, což by mohlo vést ke zdokonalení metody biomanipulací u velkých hlubokých nádrží.

6. LITERATURA

Benndorf J., Böing W., Koop J. & Neubauer I. (2002) Top-down control of phytoplankton: the role of time scale, lake depth and trophic state. *Freshwater Biology* 47, 2282-2295

Benndorf J. (1990) Conditions for effective biomanipulation; conclusion derived from whole-lake experiments in Europe. *Hydrobiologia*, 200/201, 187-203

Bergman E., Hansson L. A., Persson A., Strand J., Romare P., Enell M., Graneli W., Svensson J. M., Hamrin S. F., Cronberg G., Andersson G. & Bergstrand E. (1999) Synthesis of theoretical and empirical experiences from nutrient and cyprinid reductions in Lake Ringsjön. *Hydrobiologia*, 404, 145–156

Bergman E., Hansson L-A. & Gunnae, A. (1999) Biomanipulation in theoretical and historical perspective. *Hydrobiologia*, 404, 53-58

Björk S. (1996) Odstranění sedimentu. In Eiseletová M., Obnova jezerních ekosystémů-holistický přístup. *Wetlands International publ.* 32, 82-88

- Borovec J., Hejzlar J., Jan J. & Mošnerová P. (2009) Sedimenty údolní nádrže Orlík. In Revitalizace Orlické nádrže 2009, sborník příspěvků, 37-43
- Brooks J. L. & Dodson S. I. (1965) Predation, body size and composition of plankton. *Science* 150, 28-35
- Carpenter S. R. & Cottingham K. L. (2002) Resilience and restoration of lakes In: Gunderson L. H., Pritchard L. Jr., Resilience and the behavior of large scale ecosystems. Island Press, Washington, DC, 51–70
- Carpenter S. R., Kitchell J. F. & Hodgson J. R. (1985) Cascading trophic interaction and lake productivity. *Bioscience* 35, 634-639
- Duras J. & Potužák J. (2009) Výsledky sledování „velkých“ rybníků v povodí VN Orlík. In Revitalizace Orlické nádrže 2009, sborník příspěvků, 106-117
- Duras J., Hejzlar J., Chocholoušková Z., & Kučera T. (2006) Vodní nádrže – nové příležitosti pro uplatnění vodních makrofyt (a botaniků). *Zprávy České Botanické Společnosti*, 21, 167-171
- Fiala D. & Rosendorf P. (2009) Plošné zdroje fosforu v povodí VN Orlík. In Revitalizace Orlické nádrže 2009, sborník příspěvků, 75-86
- Gliwicz Z. M. (2002) On the different nature of top-down and bottom-up effects in pelagic food webs. *Freshwater Biology* 12, 2296-2312
- Hanel L. (1992) *Poznáváme naše ryby*. Zemědělské nakladatelství Brázda, Praha
- Hejzlar J., Borovec J., Mošnerová P., Polívka J., Turek J., Volková A. & Žaloudík J. (2010) Bilanční studie zdrojů živin v povodí nádrže Orlík: 1. Principy, metodika, výsledky. In Borovec J. & Očásková I., Revitalizace Orlické nádrže 2010, sborník příspěvků, 53-65
- Hejzlar J., Borovec J., Polívka J., Turek J. & Volková A. (2010) Bilanční studie zdrojů živin v povodí nádrže Orlík: 2.Scénářová analýza pro návrh strategie snižování obsahu fosforu. In Borovec J. & Očásková I., Revitalizace Orlické nádrže 2010, sborník příspěvků, 67-80
- Hejzlar J., Polívka. & Žaloudík J. (2009) Analýza hierarchie významu bodových a difúzních zdrojů fosforu v povodí řeky Lomnice pro eutrofizaci nádrže Orlík. In Revitalizace Orlické nádrže 2009, sborník příspěvků, 87-96

Hejzlar J., Hohausová E., Komárková J., Kopáček J., Peterka J. & Duras J. (2005) Vodárenská nádrž Nýrsko – vliv makrofyt na jakost vody. In: Sborník konference Vodárenská biologie 2005, Vodní zdroje Ekomonitor, s.r.o., Praha, 173-179

Horppila J., Peltonen H., Malinen T., Luokkanen E. & Kairesalo T. (1998) Top-down or bottom-up effects by fish: Issues of concern in biomanipulation of lakes. *Restoration Ecology*, 6, 20-28

Hrbáček J., Dvořáková M., Kořínek V. & Procházková, L. (1961) Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie.*, 14, 192-195

Jeppesen E., Søndergaard M., Søndergaard M. & Christoffersen K. (1997) The structuring role of submerged macrophytes in lakes. New York: Springer

Kalff J. (2002) *Limnology: inland water ecosystems*. Prentice-Hall, New Jersey

Kasprzak P., Koschel R., Krienitz L., Gonsiorczyk T., Mehner T., Benndorf J., Hülsmann S., Schultz H. & Wagner A. (2007) Reduction of nutrient loading and biomanipulation as tools in water quality management: long-term observations on Bautzen Reservoir and Feldberger Haussee (Germany). *Lake Restoration Management*, 23, 410-427

Krolová M., Čížková H. & Hejzlar J. (2010) Faktory ovlivňující výskyt vodních makrofyt v nádrži Lipno [Factors affecting the occurrence of aquatic macrophytes in the Lipno reservoir]. *Silva Gabreta*, 16, 61-92

Kubečka J., Čech., Říha M., Jůza., Frouzová., Draštík J., Hladík V., Kratochvílová M., Prchalová M., Tušer M. & Vašek M. (2006) Rybí obsádka nádrže Orlík po prvních letech provozu jaderné elektrárny Temelín. [Fish stock of the Orlik Reservoir after first years of operation of Temelin Nuclear power plant]. Česká vědecká vodohospodářská společnost, Praha, 85-96

Kubečka J. (1993) Night inshore migration and capture of adult fish by shore seining. *Aquaculture and Fisheries Management* 24, 29-48

Kubečka J. (1992) Fluctuations in fyke-net catches during the spawning period of Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) in the Římov Reservoir, Czechoslovakia. *Fisheries Research*, 15, 157-167

Langhansová M. & Rohlík V. (2009) Kvalita vody řeky Lužnice a transport živin do nádrže Orlík. In *Revitalizace Orlické nádrže 2009, sborník příspěvků*, 97-105

Lazzaro X. (1987) A review of planktivorous fishes: Their evolution, feeding behaviours, selectivities, and impacts. *Hydrobiologia* 146, 97-167

Lellák, J. & Kubíček, F. (1991) *Hydrobiologie*. Univerzita Karlova, Praha

Liška M., Duras J. & Potužák J. (2009) Vývoj kvality vody nádrže Orlík. In *Revitalizace Orlické nádrže 2009, sborník příspěvků*, 12-30

Maršálek B., Holba M. & Maršálková E. (2009) Separace fosforu z malých sídel a prevence znečištění vod živinami. In *Revitalizace Orlické nádrže 2009, sborník příspěvků*, 136-147

Matěna J., & Vyhnálek V. (1996) Ovlivňování potravních sítí ve vodních nádržích. In Eiseltovej M., *Obnova jezerních ekosystémů-holistický přístup*. Wetlands International publ. 32, 169-173

Matěna J., Vyhnálek V. & Šimek K. (1996) Ovlivňování potravních sítí v nádržích. In Eiseltovej M., *Obnova jezerních ekosystémů-holistický přístup*. Wetlands International publ. 32, 97-102

Mehler T., Kasprzak P., Wysujack K., Laude U. & Kschel R. (2001) Restoration of a stratified lake (Feldberger Haussee, Germany) by a combination of nutrient load reduction and long-term biomanipulation. *International Review of Hydrobiology*, 86, 253-265

Mehner T., Diekmann M., Gonsorczyk T., Kasprzak P., Koschel R., Krienitz L., Rumpf M., Schulz M. & Wauer G. (2008) Rapid recovery from eutrophication of a stratified lake by disruption of internal nutrient load. *Ecosystems*, 11, 1142-1156

Moss B. (2003) Cinderella goes to the ball – a story of shallow lakes. *LakeLine* 23, 11-16

Nedoma J., Šimek K. & Hejzlar J. (2009) Přísun a transformace znečištění v podélném profilu vltavského ramene nádrže Orlick. In *Revitalizace Orlické nádrže 2009, sborník příspěvků*, 31-36

Novák P., Fučík P., Kvítek T. & Novotný I. (2009) Integrovaný přístup k řešení problematiky plošného zemědělského znečištění – identifikace kritických zdrojových lokalit v povodí vodní nádrže Orlick. In *Revitalizace Orlické nádrže 2009, sborník příspěvků*, 44-64

Oksanen L., Fretwell S. D., Arruda J. & Niemelä P., (1981) Exploitation ecosystems in gradients of primary productivity. *American Naturalist*, 118, 240-261

Pechar L., Chmelová I., Potužák J. & Šulcová J. (2009) Dynamika dusíku a fosforu v eutrofních rybnících. In *Revitalizace Orlické nádrže 2009, sborník příspěvků*, 118-125

Potužák J., Duras J., Borovec J., Rohlík V., Langhansové M. & Kubelka A. (2010) První výsledky živinové bilance rybníku Rožmberk s posouzením vlivu na řeku Lužnici. In *Borovec J. & Očásková I., Revitalizace Orlické nádrže 2010, sborník příspěvků*, 99-117

Průša L. (2009) Strategie vyčištění Orlické přehradní nádrže. In *Revitalizace Orlické nádrže 2009, sborník příspěvků*, 5-11

Richtr J., Hejzlar J. & Semančíková E. (2009) Koncentrace a formy fosforu v odtoku z malých zemědělských povodí v povodí nádrže Orlick. In *Revitalizace Orlické nádrže 2009, sborník příspěvků*, 65-74

Ripl W. (1996) Ošetření sedimentu. In *Eiseltová M., Obnova jezerních ekosystémů-holistický přístup. Wetlands International publ. 32*, 75-81

Sed'a J., Hezlar J. & Kubečka J. (2000) Trophic structure of nine Czech reservoirs regularly stocked with piscivorous fish. *Hydrobiologia* 429, 141-149

Schultz H. (1983) Untersuchungen über die Größe und Struktur des Fischbestandes sowie den Nahrungskonsum ausgewählter Fischarten in zwei Stauseen unterschiedlichen Trophiegrades. Doctoral thesis, Dresden Univ. Technol., 141

Shapiro J. (1990) Biomanipulation: the next phase - making it stable. *Hydrobiologia*, 200-201, 13-27

Verner B. (1996) Provzdušňování hypolimnia jako prostředek obnovy eutrofních jezer. In Eiseltoová M., Obnova jezerních ekosystémů-holistický přístup. *Wetlands International publ.* 32, 119-129

Wolter K. D. (1996) Srážení fosforu. In Eiseltoová M., Obnova jezerních ekosystémů-holistický přístup. *Wetlands International publ.* 32, 63-68

Internetové odkazy

Český rybářský svaz [online], citace ze dne 2.2. 2011 dostupné z <http://www.rybsvaz.cz>