

**LIMNOLOGICKÉ ZÁKLADY MODERNÍCH PROJEKTŮ
OBNOVY FUNKCE NÁDRŽÍ**

Blahoslav Maršálek



LIMNOLOGICKÉ ZÁKLADY MODERNÍCH PROJEKTŮ OBNOVY FUNKCE NÁDRŽÍ

Blahoslav Maršálek

Pro plánování projektů obnovy nádrží je důležité, aby vlastní nádrž a povodí nad nádrží byla chápána jako jedna plánovací jednotka – moderní projekt obnovy nádrže nikdy nesmí ignorovat procesy v povodí. Pro dlouhodobě udržitelný dobrý ekologický stav nádrží a povodí je nutné vnímat nádrž i povodí v hydrologických, hydrochemických a hydrobiologických souvislostech. Opatření realizovaná v povodí nad nádrží se na kvalitě vody v nádrži většinou neprojeví bezprostředně, ale spíše až v dalších vegetačních sezonách – viz ekologická hystereze. Proto je nutno realizovat opatření v povodí nad nádrží s určitým předstihem, i když jde o opatření rozsáhlá prostorově, finančně i časově.

Ač je naprosto běžné, že projekty obnovy nádrží se z praktických důvodů (různé metody, různé zdroje financování atd.) rozdělují na část povodí a na část nádrží, je nutné, aby obě části byly plánovány po celou dobu ve vzájemné provázanosti a v souvislostech.

TERMINOLOGIE – OBNOVA (RESTORATION, REHABILITATION, RECLAMATION)

Terminologie aktivit spojených s obnovou nádrží zahrnuje pojmy, jako je restoration a reclamation, které jsou používány dle toho, jaký má projekt cíl či z jakých důvodů je projekt realizován, ale v českých textech jsou velmi často používány nahodile. Termíny restoration, rehabilitation, reclamation se obsahově úzce prolínají. Jestliže **restoration** je **obnova původního stavu**, což z hlediska evoluce vodních systémů není možné, pak „znovunastolení důležitých chybějících procesů...atd.“ (totéž jako původní stav ale zde = **rehabilitace**) je cíleno tamtéž – do obnovy původního stavu. Stejně tak **reclamation** je chápána jako „znovunavrácení do původního stavu“. Celý problém spočívá ne v samotném chápání **obnovy** systému do původního nebo původnímu blízkého stavu, ale v anglickém pojetí pojmů, kde obnova = restoration, reclamation i renovation atd. Důležitý tedy není termín, ale jeho obsah a potřebná šíře opatření k nápravě. Dohadovat se, do které formální škatulky obnovy cílené opatření směřuje, je nepodstatné. Pojem „restoration“ v souvislosti s vodními ekosystémy znamená obnovu původního stavu, ve kterém byl ekosystém původně, před zdrojem problému (Cooke a kol. 2005). To mnohdy nelze realizovat komplexně, a tak je v zahraniční literatuře v této souvislosti často zaměňován pojem „restoration“ a „rehabilitation“. Rehabilitace vodních ekosystémů je definovaná jako znovunastolení důležitých chybějících procesů, koncentrací, druhů a typů prostředí (O’Sullivan a Reynolds 2005). Z tohoto pohledu je většina ekotechnik dále zmíněných tedy spíš rehabilitací vodních ekosystémů než „restoration“. Další pojmy, které se pojí s termínem „obnova“ funkce povodí nebo nádrží, je pojem „reclamation“, který v současnosti zahrnujeme pod skupinu aktivit zvanou znovunavrácení vodních ekosystémů (většinou povodí či nádrží) do původního stavu. Důvody pro realizaci projektu obnovy jsou motivovány odstraněním příčiny problémů (zdrojů živin, organického znečištění, toxických látek, hydrologických disfunkcí apod.) Zde je velmi důležité, aby nebyly zaměňovány příčiny a důsledky. Např. anoxické podmínky v hypolimniu mohou být důsledkem množství organických látek v sedimentech, ale mohou být i příčinou zvýšeného uvolňování fosforu do vodního sloupce. Proto jsou znalosti základů limnologie a hydrobiologie nezbytné pro chápání a navrhování projektů obnovy vodních ekosystémů.

V Evropě používaný termín **revitalizace** svádí k tomu, že stačí obnovit základní složky společenstva, a tím je problém vyřešen (na přechodnou dobu to může fungovat) – je to ale zcestná filozofie. Pokud jsou nádrže dílem člověka, vždy platí, že musí být udržovány. Kvůli nedodržení této zásady zanikly celé kultury, které byly závislé na vodě. V současných civilizačních podmínkách se údržba musí týkat celého povodí nádrže.

CÍLE PROJEKTŮ OBNOVY NÁDRŽÍ

Cílem moderních projektů obnovy nádrží je realizovat takové procesy a opatření, která navrátí ekosystém do požadovaného stavu a nastolí rovnováhu vodního ekosystému a zahájí integrovaný a dlouhodobě udržitelný management nádrží a jejich povodí. Pokud jde o procesy, musí jít o rovnováhu jak procesů – např. kyslíkového režimu, tak struktury – např. omezení dominance určité skupiny (rozdrtání makrofyt, masový rozvoj vodních květů sinic apod.). Aby bylo možno realizovat takové projekty obnovy nádrží, které splní stanovený cíl, je nutno mít k dispozici data, která umožní nahlédnout do fungování celého systému (povodí – nádrž). V případě projektů omezení rozvoje sinic jde konkrétně o data, která podají přehled o pohybu, osudu a transformaci živin v povodí a v nádrži, umožní vytvořit látkové bilance za různých hydrologických podmínek (jarní průtoky, letní minima). Na základě těchto dat pak lze připravovat konkrétní scénáře pohybu a osudu živin v konkrétním povodí a v konkrétní nádrži.

Projekty obnovy vodních ekosystémů mohou mít řadu různých cílů (obnovit biodiverzitu, redukovat vnos živin z povodí, omezit rozvoj sinic, makrofyt či určitých skupin ryb, detoxifikaci povodí či nádrže, obnovení kyslíkového režimu v nádrži atd.).

ŘÍZENÍ KVALITY VODY V POVODÍ NAD NÁDRŽÍ

Koncepčně a systémově se problematice řízení kvality vody v povodích věnují mezinárodní organizace, jako např. North American Lake Management Society (NALMS), svou pracovní skupinu má IWA (International Water Association), která spolupracuje s International Lake Environment Committee (ILEC), jejichž hlavními iniciativami jsou Lake Basin Management Initiative (LBMI) a Integrated Lake Basin Management (ILBM).

Řízení kvality povrchové vody je v ČR řešeno velmi komplikovaně. Pramenné oblasti jsou ve správě několika organizací (Lesy ČR, Zemědělská vodohospodářská správa, Agentura ochrany přírody a krajiny). Toky a nádrže jsou ve správě státních podniků Povodí, ZVHS, AOPK, obcí a soukromých subjektů (např. soustavy rybochovných nádrží). Problematikou vody se zabývá také hned několik ministerstev – podniky povodí a ZVHS jsou v kompetenci Ministerstva zemědělství, problematika ochrany vod je v kompetenci Ministerstva životního prostředí, problematiku pitných vod hlídá Ministerstvo zdravotnictví, otázky splavnosti a vodních cest řídí Ministerstvo dopravy a problematiku financování čištění odpadních vod řídí společně Ministerstvo pro místní rozvoj a Ministerstvo zemědělství. Reálné řízení kvality vod je tak náročným spletením kompetencí, finančních zdrojů a odborných stanovisek jednotlivých výše jmenovaných subjektů.

Zásadní vliv na kvalitu vody v povodích a v nádržích má:

1. Způsob užívání krajiny (poměry ploch zalesněných, orných, zastavěných apod.).
1. Retenční kapacita krajiny (vododržná kapacita a diverzita lesů, správná zemědělská praxe, protipovodňová a protierozní opatření).
2. Úroveň vodního hospodářství v povodí (rozsah a úroveň rybářského managementu, vyspělost provozování stokových sítí, účinnost čistírenského procesu, zdroje znečištění živinami, toxickými látkami, nerozpuštěnými látkami atd.).
3. Systém hospodaření v extrémních hydrologických situacích (schopnost vyrovnávat minimální průtoky v době sucha, systémy zadržování, řízeného rozlivu a vsakování přívalových srážek tak, aby bylo možno minimalizovat hydrologické stresy ve vodních tocích a minimalizovat škody přívalových vln v nádržích).

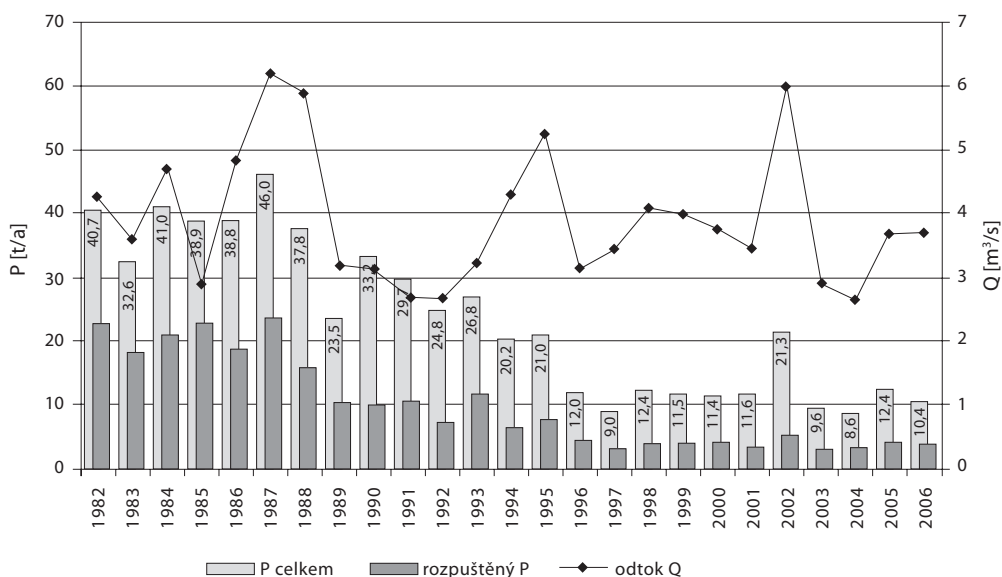
Tab. 76. Využití půdy v bavorské části povodí nádrže Skalka, která má problémy se sinicemi, i když lesy a trvalé porosty v povodí tvoří 60 % plochy povodí (upraveno dle vodohospodářského úřadu Hof 2009)

| | Ohře | Reslava | Celkem |
|---------------------------|---------------|---------------|---------------|
| Plocha povodí [ha] | 29 200 | 31 699 | 60 899 |
| lesy | 48,0 % | 41,9 % | 44,8 % |
| osídlení – zástavba | 3,7 % | 6,5 % | 5,2 % |
| doprava – komunikace | 1,6 % | 5,0 % | 3,4 % |
| pole – orná půda | 29,5 % | 31,2 % | 30,4 % |
| travní porosty | 16,0 % | 14,8 % | 15,4 % |
| vodní plochy | 1,3 % | 0,6 % | 1,0 % |

Velmi často je v projektech obnovy funkcí vodních ekosystémů kladen důraz na jednotlivé metody a ekotechniky. Rozbor úspěšných a neúspěšných projektů obnovy nádrží ukazuje, že zdrojem neúspěchu či nedosažení výsledků jsou často špatná limnologická data, ze kterých projekt vycházel. Je velmi důležité, aby systém opatření, která mají být na nádrži a v povodí realizována, vycházel z reálných faktorů, které určují jakost vody. Zohledněna musí být kvalitní data z vegetační sezony. Hodnocení v průměrných (či jiných statistických) hodnotách za rok velmi zkreslují například data o fosforu, který má v letní sezoně v nádržích jiný osud (kumulace v matricích, transformace forem apod.) a dynamiku, než ukazují celoroční průměrné výsledky. Příkladem mohou být roční bilance, které sumarizují a průměrují průtoky a množství fosforu, které se běžně v bilancích vykazují, viz Obr. 90. Data, ze kterých vychází projekt obnovy, musí:

- zkoumat trendy vývoje (chemických i biologických ukazatelů);
- vycházet z látkových bilancí.

Obr. 90. Průtoky a množství odnosu P v Ohři před soutokem s Reslavou (upraveno dle vodohospodářského úřadu Hof 2009)



Dostupnost kvalitních dat o procesech v nádrži a v povodí jsou největším problémem většiny projektů obnovy, protože systémy monitoringů byly nastaveny s jiným cílem než vyhodnocovat trendy a bilance živin. Proto je nutné nastavení systému monitoringu u problémových nádrží změnit, nebo naměřit data nová, speciálně zaměřená na podporu rozhodování o volbě metod, technik a prostředků k omezení rozvoje vodních květů sinic.

Přehled metod a technik obnovy nádrží a povodí a možností omezení masového rozvoje cyanobakterií je uveden v následujících kapitolách. Cílem tohoto úvodu bylo upozornit na fakt, že žádná dále jmenovaná metoda není všemocná, že úspěšné projekty obnovy s dlouhodobým efektem vždy kombinují opatření v povodí i v nádrži a zároveň jsou postaveny na naměřených datech a na znalosti limnologických souvislostí. Z hlediska didaktického je další text členěn na opatření v povodí nad nádrží a v nádrži.

OPATŘENÍ V POVODÍ NAD NÁDRŽÍ

Aby bylo možno efektivně snižovat znečištění vod živinami, je nutno v konkrétním povodí realizovat průzkum zdrojů především fosforu (ale také nerozpuštěných látek, plavenin, splavenin, jílových minerálů, organických látek), a to jak za tzv. standardních hydrologických situací, tak v extrémních průtocích (období sucha i přívalové deště či dlouhodobé srážky). Z takového průzkumu musí vzejít informace, za jakých okolností a kde je dominantní zdroj fosforu hospodaření v krajině (tzv. plošné zdroje), kde a za jakých okolností (např. srážkových) jsou hlavním zdrojem, tzv. bodové zdroje – obce a komunální odpadní vody, jaký význam má rekreace u nádrží, rybářský management atd. Výsledkem jsou většinou procentická vyjádření zdrojů znečištění, na základě kterých pak lze volit priority ve snižování koncentrací fosforu v povodích nad nádrží, viz Tab. 77.

Tab. 77. Příklad vnosu P do toků řek v povodí nad nádrží Skalka (upraveno dle vodohospodářského úřadu Hof 2009)

| | | t P/rok | % | t P/rok | % | t P/rok | % |
|---------------------|---|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| Bodové vnosy | komunální ČOV | 5,6 | 21,5 | 8,2 | 35,3 | 13,7 | 28,0 |
| | průmyslové ČOV | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | dešťová voda – oddělené systémy | 0,2 | 1,0 | 0,2 | 1,0 | 0,5 | 1,0 |
| | dešťový přeпад – odlehčovací komory na stokové síti | 0,8 | 3,0 | 1,6 | 6,8 | 2,4 | 4,8 |
| | ČOV do 1000 EO | 0,4 | 1,5 | 0,7 | 3,0 | 1,1 | 2,2 |
| | mezisoučet | 7,0 | 27,0 | 10,7 | 46,1 | 17,7 | 36,0 |
| Plošné vnosy | spodní voda | 9,0 | 34,9 | 2,2 | 9,7 | 11,3 | 23,0 |
| | depozice na vodních hladinách | 0,1 | 0,5 | 0,1 | 0,3 | 0,2 | 0,4 |
| | eroze | 3,3 | 12,7 | 5,9 | 25,3 | 9,2 | 18,7 |
| | odplavení | 4,2 | 16,3 | 4,0 | 17,4 | 8,3 | 16,8 |
| | drenáže | 2,2 | 8,6 | 0,3 | 1,1 | 2,5 | 5,0 |
| | Mezisoučet | 18,8 | 73,0 | 12,5 | 53,9 | 31,3 | 64,0 |
| | Celkem | 25,8 | | 23,2 | | 49,0 | |

V ČR je většinou předpokládáno, že dominantní vnosy fosforu do povrchových vod pochází z komunálních ČOV, případně z malých obcí bez ČOV, tedy z bodových zdrojů. Tab. 77 přináší příklad z Bavorska, kde jsou komunální vody čištěny kvalitně a kde naopak dominantní vnos fosforu pochází z plošných zdrojů.

Koncentrace živin v odtoku z povodí představují spolupůsobení komplexu faktorů, jako je:

- geologické podloží ($1\text{--}40 \mu\text{g l}^{-1} \text{PO}_4\text{--P}$);
- klimatické poměry;
- vegetační pokryv (poměr orné půdy, luk, lesů);
- způsob využívání krajiny (poměr porostů travních, trvalých, orné půdy, lesů k ploše zastavěné, zadlážděné, vyasfaltované);
- charakter toků a vodních útvarů v povodí a jejich retenční schopnost pro živiny
- atmosférický transport živin v globálním měřítku (atmosférický spad $5\text{--}15 \text{mg m}^{-2} \text{rok}^{-1}$ v čistých přírodních oblastech a $20\text{--}40 \text{mg m}^{-2} \text{rok}^{-1}$ v průmyslových oblastech a městských aglomeracích).

Hlavními antropogenními zdroji živin v povrchových vodách jsou komunální a průmyslové odpadní vody a splachy z urbanizovaných území, intenzivní zemědělská výroba a akvakultury. Hydrografickou sítí nejsou živiny od svých zdrojů transportovány v neměnné podobě, ale reagují s jinými složkami vody i z okolního prostředí a mohou se dočasně nebo trvale zadržet např. v příbřežní a hyporeálové (podkorytové) zóně toků nebo v sedimentech na dně vlastních nádrží.

Z hlediska úspěchu snah o obnovu eutrofizovaných nádrží je klíčová skutečnost, že nádrží a její povodí jsou celistvou jednotkou, kterou nelze při managementu rozdělovat. Bez vyřešení problému exportu živin do toků v povodí není reálné kvalitu vody v nádrži zlepšit s trvalou udržitelností. Plán obnovy musí být založen na kvantifikaci **bodových** (místa soustředěného vypouštění surových nebo čištěných odpadních vod ze sídel, průmyslových závodů a dalších provozů do recipientu) a **difúzních zdrojů** (rozptýlené zdroje znečištění, jako např. skládky, zemědělské oblasti apod.) živin v povodí. Dále je důležité zjistit, jaká je retence vody živin jednotlivých vodních útvarů v síti povrchových vod. Tato data jsou důležitá pro navrhování a výběr účinných opatření, která sníží koncentrace živin v přítoku do nádrže.

Pro snižování vstupu živin z bodových zdrojů jsou důležitá také legislativní opatření vedoucí k redukci fosfátových mycích prostředků, dominantně tedy přípravků pro myčky nádobí, a zvýšení odstraňování dusíku a fosforu v čistírnách odpadních vod. K zachytu živin může přispívat také budování umělých mokřadů, avšak pro jejich správnou funkci je důležitý nejen dobře promyšlený návrh struktury, ale také exaktní způsob provozování systému jako celku.

Význam difúzních zdrojů se vyjasňuje v okamžiku, kdy se začne řídit a výrazně se sníží znečišťování toků z bodových zdrojů. Zkušenosti ze zemí, kde jsou v tomto ohledu napřed (např. USA a západní Evropa), ukazují, že rozsah emisí z difúzních zdrojů závisí především na uvědomělosti, s jakou se v krajině hospodaří. Pro sanaci difúzního znečištění se doporučuje zavádět v celém území postupy, které často využívají „přírodní“ prvky, např. **zatravňování** orných půd, **mokřady**, **vegetační „narázníkové“ pásy**, povrchy a prvky umožňující zasakování méně znečištěné vody do půdy namísto jejího soustředěného odvádění do kanalizace a jejím prostřednictvím do vodních toků. „**Dobrá hospodářská praxe**“ z hlediska minimalizace znečištění toků živinami se týká mnoha resortů a odvětví hospodářské činnosti, zejména zemědělství, lesnictví, stavebnictví, měst a obcí.

Tab. 78. Možnosti redukce odnosu živin z krajiny a zásady dobré hospodářské praxe pro různé obory hospodaření v krajině; všechny zásady jsou založeny na uvědoměném řízení odtoku vody, erozních procesů a zatížení živinami, popř. jinými kontaminanty (upraveno podle Holdren a kol. 2001, ISPra EU, FAO, UNEP a dalších zdrojů)

| Obor, zásah | Popis a efekty |
|--|---|
| Zemědělství | |
| Promyšlené plánování osevních postupů s ohledem na danou lokalitu, protierozní osevní postup | Na každé lokalitě připravit osevní postupy, které reflektují svažitost, půdní typ, vzdálenost od vodotečí. K vodotečím plánovat plodiny s minimální orbou, hnojením a pesticidy. Zvýšení přirozené půdní úrodnosti, snížení eroze, zadrženi vláhy, snížení potřeby hnojiv, snížení nebezpečí škodlivých činitelů. |
| Pěstování krycích plodin a meziplodin | Snížení eroze a vyplavování živin, zvýšení přirozené úrodnosti, omezení ztrát vláhy, omezení větrné eroze, omezení rozvoje škodlivých činitelů. |
| Zapojení moderních agrotechnologií | Používání bezorebných technologií, aplikace hnojiv s biosorbenty, pesticidy 3. generace, dělené dávky hnojiv dle fenologických fází atd. |
| Hospodaření s organickými odpady, management posklizňových zbytků | Vhodné načasování aplikace, množství a formy organických hnojiv snižuje odnos živin a organických látek z orné půdy, luk i pastvin. |
| Technická protierozní opatření (terasy, zásakové příkopy, zásakové pásy křovin, retenční nádrže) | Snížení eroze, zadrženi vody, snížení vyplavování živin. |
| Chráněná orba | Jakýkoliv systém orby a osevu, který udržuje nejméně 30 % povrchu půdy pokrytý rostlinnými zbytky po osevu, redukuje vodní erozi; např. bezorebná sadba, orba s mulčováním. |
| Vrstevnicové hospodaření | Provádění všech polních operací (orba, osev a sadba, kultivace, sklizeň) po vrstevnici. |
| Vrstevnicový osev v pásech | Pěstování plodin v relativně úzkých pásech po vrstevnici. Obvykle se střídají pásy trávy nebo úzkořádkových ploch s širokořádkovými plodinami nebo okopaninami. |
| Ochranné travní pásy v místech erozně ohrožených (úžlabiny, místa soustředěného odtoku srážkových vod), zvýšení zastoupení víceletých pícnin a ozimých plodin, minimalizace pěstování širokořádkových kultur | Snížení eroze, snížení nebezpečí kontaminace vod živinami. |
| Zajištění úniků živin z farem | Pečlivé zajištění močůvky a hnojůvky proti dešti a vymývání do podzemních vod. |
| Integrovaný management pesticidů | Snižuje dávky pesticidů, zvyšuje účinnost aplikace, používají se odolnější kultivary. |
| Lokalizace dobytka, péče o pastviny, oplocení, zpevněné přechody, zpevněné plochy u napáječek | Omezení přístupu na snadno erodovatelné plochy a na území v blízkosti toků a nádrží snižuje erozi a odnos živin, zvýšení kvality pastevního drnu. |
| Žádné velkochovy v PHO, omezení ustájení na kejďe | Snížení nebezpečí kontaminace vod, zlepšení ovzduší, lepší péče pro chovaná zvířata, snížení nebezpečí nemocí, zlepšení ekonomiky chovu. |
| Řízená pastva | Snižuje velikost povrchového odtoku a erozi udržováním vegetačního krytu. Zabraňuje vniku výkalů do toků. |
| Ochrana a zřizování mokřadů, zalesňování, výsadba stromů, zakládání biologických koridorů a větrolamů | Zlepšování vodní bilance, součást biokoridorů a revitalizace krajiny, snížení vodní (a větrné) eroze, zachycování úniku živin a jejich využití, vliv na mikroklima, zlepšení biologické rovnováhy v oblastech, úkryt pro predátory. |
| Terasy a meze | Snižují erozi díky zkrácení délky svahu a zlepšují infiltraci. |
| Lesnictví | |
| Řízení půdního pokryvu – těžba výběrem, ne v ploše | Snižuje odtok a erozi udržováním vegetačního pokryvu půdy, aby plocha nebyla bezprostředně vystavena dešti a povrchovému odtoku. |
| Management lesních cest a svážnic | Zkracuje délku odtokových drah a snižuje erozi. Eroze na lesních cestách a svážnicích, po nichž se stahují klády k nakládacím místům, je hlavním zdrojem odnosu nerozpuštěných látek a živin z lesních povodí. |

| Obor, zásah | Popis a efekty |
|---|---|
| Města a obce | |
| Decentralizované čištění odpadních vod | Moderní trend, který říká, že vody se mají čistit a vracet do oběhu v krajině co nejbližší místu vzniku, nikoliv čerpat daleko do centralizovaných provozů. |
| Retenční nádrže na dešťové kanalizaci, dělená dešťová a splašková stoková síť | Zadržování přívalových odtoků zmenšuje kulminační odtoky v tocích, sedimentací se snižuje koncentraci nerozpuštěných látek, živin a jiných škodlivin. |
| Porézní dláždění | Snižuje odtok, omezuje erozi a odnos živin i jiných škodlivin v důsledku zvýšené infiltrace do půdy. |
| Čištění ulic | Zametání a odklizení prachu a nečistot z ulic snižuje odnos znečištění a živin dešťovou kanalizací při srážkách. |
| Minimalizace plochy skvrývek | Snižuje erozi minimalizací ploch, na kterých je skrývána půda a odstraňuje se vegetační kryt. |
| Nevegetační stabilizace půdy | Využití protierozních rohoží, pokrývání půdy mulčem nebo jiné způsoby snižující erozní účinky deště. |
| Řízení drsnosti povrchu | Zkracování délky drah soustředěného odtoku a zpomalování odtoku vody vytvářením depresí, vsakovacích příkopů apod., aby došlo ke snížení energie vody využitelné pro odnos částic. |
| Retenční/sedimentační nádrže, obnova mokřadů | Snižují kulminační průtoky a odnos nerozpuštěných částic, živin a škodlivin dočasným zadržením odtoku vody z povodí a v důsledku usazování, zvyšují biodiverzitu oblasti. |
| Řízení příbřežních zón toků | Snižuje odtok vody, erozi a odnos živin důsledným udržováním vegetace v dostatečně širokém pásu podél břehů. |
| Realizace protipovodňových opatření v citlivých oblastech | Zasakovací pásy, kategorizace oblastí, pozemkové úpravy, zvýšení vodní retence krajiny. |
| Zatravnění odtokových drah | Snižuje erozi i odnos nerozpuštěných látek, živin a škodlivin tím, že povrchový odtok cestou k vodoteči není v bezprostředním kontaktu s povrchem půdy. Půda je chráněna a travní porost zachycuje živiny a částice. |
| Udržování přirozeného stavu vodotečí | Přírodní stav linie toku, zahloubení, břehů, příbřežních zón a mokřadů podporuje zachycování nerozpuštěných látek a živin a omezuje erozi v korytě toku. |
| Kamenný pohoz | Vrstva kameniva, šterku, oblázků a balvanů o dostatečné a různorodé velikosti a tloušťce odolává erozním účinkům proudící vody a vlnění; používá se k ochraně kanálů s relativně vysokou rychlostí proudu, strmého pobřeží, hrází a výtokových objektů. |
| Management příbřežních zón | Snižuje odtok, erozi a odnos živin a znečištění udržováním vegetačního krytu podél břehů toku. Tlumicí břehové zóny jsou široké nejméně 10 až 30 m. |
| Stabilizace břehů | Snižuje erozi a kontaminaci vody živinami a dalším znečištěním takovou údržbou břehů, při které nedochází k jejich podemílání a sesuvům do koryta. |
| Vegetativní stabilizace v povodí | Snižuje odtok, erozi a odnos živin a znečištění udržováním dostatečného vegetačního krytu v povodí, zejména v kritických místech vysoké erodovatelnosti a kolem vodotečí. |
| Ochranné zóny | Právní opatření regulující způsoby využití území za účelem minimalizace vlivů na kvalitu odtoku. |

Základy změn hospodaření v krajině obsahují desítky opatření, které vedou ke snížení odtoku vody a živin z krajiny. Některé z nich jsou shrnuty ve výše uvedených zásadách v Tab. 78, další vycházejí ze zásad „správné hospodářské praxe“ (často uváděných pod zkratkou BMP – „Best Management Practices“). Všechny tyto zásady vycházejí z principů dlouhodobě udržitelného hospodaření s vodou v krajině. Základní myšlenka zní – zadržíme-li vodu v krajině, zadržíme v krajině také živiny. Živiny zadržené v krajině nezvyšují trofii nádrží a působí tedy jako prevence eutrofizačních pochodů.

Přírodní a umělé mokřady pro zvýšení retence fosforu a dočištění povrchových vod

Nivy řek, funkční porostní vegetace a zdravé přírodní mokřady mají neopomenutelnou roli v retenci a dynamice živin v povodí. Dobrá schopnost zlepšování kvality vody protékající mokřady je v popředí zájmu jak ekologů, tak technologů především v posledních 20–25 letech, kdy vzniklo několik klíčových aplikovatelných hydrobiologických poznatků. Jedním z klíčových poznatků je fakt, že mokřady, především díky široké škále oxidačně redukčních podmínek, mohou účinně transformovat a případně zadržovat nebo uvolňovat celou řadu prvků a sloučenin. Zatímco u suchozemských systémů se oxidačně redukční potenciál půdy pohybuje jen v aerobním rozmezí od +400 do +700 mV, v mokřadních systémech je rozpětí podstatně větší, od +700 do -400 mV. Zatímco v suchozemských systémech probíhají především aerobní procesy, v mokřadních systémech se kombinují aerobní, anoxické a anaerobní procesy. Jedním z prvků, jehož transformace, zadržování a uvolňování jsou v mokřadech podrobně studovány, je i fosfor, především z hlediska jeho eliminace, kumulace a transformace (Tab. 79). První studie tohoto druhu byly velmi optimistické, avšak zároveň se jasně ukázalo, že zadržování fosforu v přirozených i umělých mokřadech silně kolísá od téměř úplné eliminace po téměř nulový záchyt. Zároveň většina studií byla pouze krátkodobá a procesy, které ovlivňují transformace fosforu, nebyly příliš detailně studovány. Jen několik studií se navíc věnovalo faktu, že množství fosforu zachyceného v nadzemních částech rostlin je limitováno produktivitou jednotlivých druhů a tvoří pouze velmi malou část celkově zachyceného fosforu. Hydrochemické analýzy ukázaly, že oxidačně-redukční podmínky v mokřadech nepřímo, ale silně ovlivňují chemismus fosforu. V anaerobních podmínkách dochází k redukci nerozpustného fosforečnanu železitého na rozpustný fosforečnan železnatý, čímž dochází k uvolňování fosforu. Fosfor, který se dostává do mokřadu, je v počáteční fázi velmi rychle absorbován bakteriemi, řasami a rostlinami. Další procesy transformace a zadržování P v mokřadech jsou ovlivňovány především interakcemi mezi redoxním potenciálem, pH, Fe, Al a Ca minerály, organokovovými komplexy, jílovitými minerály a množstvím fosforu v sedimentech. Nejvíce fosforu je ukládáno v sedimentech mokřadů. Jednotlivé údaje o retenční kapacitě se liší dle složení sedimentů a obsahu jílových částic, orientačně se průměrné hodnoty ukládání fosforu pohybují od 0,005 až 0,024 g P·m⁻²·rok⁻¹ pro písčité mokřady a po cca 1 g P m⁻²·rok⁻¹ pro mokřady s jílovými sedimenty. Příjem fosforu mikrobiálními a řasovými společenstvy je velmi rychlý, ale celkové množství takto využitého P je velmi malé. Fosfor takto odstraněný z prostředí se velmi rychle vrací zpět do prostředí po odumření mikroorganismů, a proto je důležitá biomasa mikroorganismů a dynamika jejich populací. Mikroorganismy se také podílejí na uvolňování fosforu ze sedimentů. Mezi bakterie, které se podílejí na uvolňování P z půd a sedimentů, patří především bakterie rodů *Pseudomonas* a *Bacillus*. Aplikací biopreparátů lze zvýšit retenci fosforu v mokřadních systémech, které jsou uměle konstruovány pro dočištění vod (viz bioaugmentace).

“Standing stock” je množství fosforu (nebo jakéhokoliv jiného prvku), které je kumulováno v biomase na dané ploše. Z této definice vyplývá, že velikost kumulovaných živin ovlivňuje jak koncentrace daného prvku v biomase, tak vlastní biomasa rostliny. V našich klimatických podmínkách je koncentrace fosforu v biomase nejvyšší na začátku vegetačního období, zatímco maximální nadzemní biomasy dosahuje většina mokřadních rostlin v období květu nebo krátce před ním. Vzhledem k tomu, že biomasa je určujícím faktorem pro množství kumulovaného fosforu, maximální „standing stock“ je u většiny rostlin dosahován právě při maximální biomase. Pro různé rostliny se však toto období liší. Například, v našich podmínkách dosahuje puškvorec obecný (*Acorus calamus*) svého maxima již v červnu, chraslice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) dosahuje maxima začátkem července, zblochan vodní (*Glyceria maxima*) na přelomu července a srpna a maximum pro rákos obecný (*Phragmites australis*) je až v období konce srpna – začátku září. Dykyjová (1992) uvádí, že při podrobném měření kumulace živin v pobřežních porostech Opatovického rybníka v Třeboni bylo zjištěno na ploše 21,4 ha litorálu v celkové nadzemní biomase (sušině) 205 tun rákosinných porostů 420 kg fosforu. Při přepočtu na 1 m² pak

toto množství činí $1,96 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2} \text{ P}$. Hlavní druhy rostlin v tomto litorálu byly rákos obecný, zblochan vodní, orobinec úzkolistý (*Typha angustifolia*), orobinec širokolistý (*Typha latifolia*), kamyšník přímořský (*Bolboschoenus maritimus*), skřípínek jezerní (*Schoenoplectus lacustris*) a zevar vzpřímený (*Sparganium erectum*).

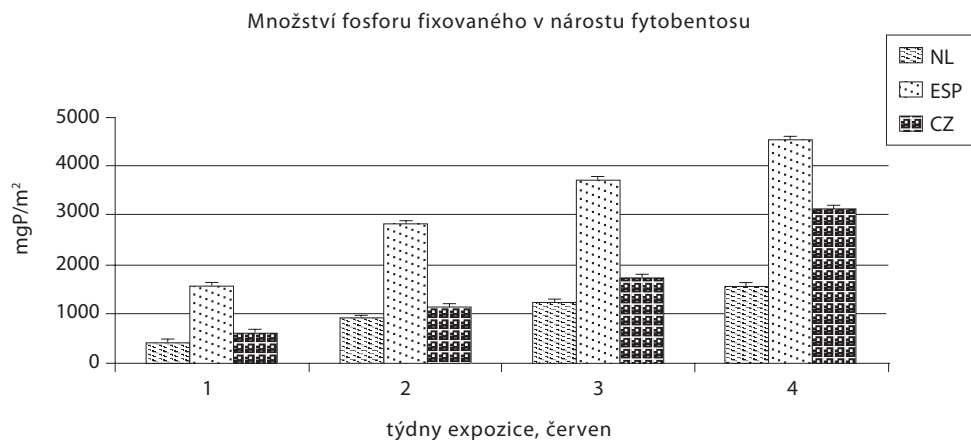
Tab. 79. Procesy, které kontrolují dlouhodobé (D) a krátkodobé (K) zadržování fosforu v mokřadech (upraveno dle různých zdrojů)

| Mechanismus | Účinnost | Rychlost |
|---------------------------------|---------------|--------------|
| ukládání v půdě/sedimentech (D) | vysoká | velmi pomalá |
| adsorpce v půdě (D) | nízká/střední | střední |
| srážení (D) | střední | rychlá |
| rostlinný příjem (K*) | nízká/střední | pomalá |
| sorpce detritu (K) | nízká | rychlá |
| mikrobiální příjem (K) | velmi nízká | velmi rychlá |

*V případě pravidelné sklizně lze rostlinný příjem zařadit mezi dlouhodobé procesy

Při porovnání hodnot kumulovaného fosforu v nadzemní biomase rostlin a množství fosforu, který se kumuluje do nově vznikající zeminy z tlející biomasy (do $1 \text{ g m}^{-2} \text{ rok}^{-1} \text{ P}$), je patrné, že sklizením rostlin lze odstranit větší množství fosforu. Opakovaným sklizením během vegetačního období lze mírně navýšit množství odstraněného fosforu, a to až o 30 %. U nesklizených přirozených mokřadů rychlost ukládání fosforu většinou nepřesahuje hodnotu $1 \text{ g m}^{-2} \text{ rok}^{-1} \text{ P}$ a typicky se pohybuje kolem hodnoty $0,5 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1} \text{ P}$. V tomto případě je většina zadržovaného fosforu vázána v nově vznikající půdě z tlejícího materiálu. Sklizením nadzemní biomasy v době maximální kumulace lze odstranit větší množství fosforu, většinou v rozmezí $2\text{--}6 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1} \text{ P}$ podle druhu rostliny. V silně zatížených mokřadech určených pro čištění odpadních vod lze krátkodobě očekávat výrazné zadržování fosforu způsobené sorpcí – sorpční kapacita je však dříve nebo později vyčerpána a další zadržování je na úrovni přirozených mokřadů. Technologicky jsou také využívány systémy založené na okřešku (*Lemna* sp.) a tokozcelce vodním hyacintu *Eichhornia crassipes*, které z vody odstraňují nejen živiny, ale také kovy, čímž vzniká problém s dalším využitím narostlé biomasy.

Novou kvalitou v oblasti mokřadů jsou tzv. CEW – „Constructed and Engineered Wetlands“, které zapojují do procesu odstraňování fosforu dimenzi recyklace fosforu pomocí biotechnologií a nanotechnologií. Praktické zkušenosti v této oblasti jsou především v Austrálii a Číně. Jde o novou kvalitu technologií, které musí umožnit recyklaci zadržovaného fosforu (pro zemědělství) a využití energie (sklizeň a využití biomasy pro pyrolýzu, bioplynové stanice atd.). Tyto technologie jsou velmi aktivně zkoumané a srovnávané a ukazují, že tzv. „low-tech“ systémy mohou být energeticky nenáročná a přitom účinná pro odstranění a recyklaci fosforu. Příkladem mohou být technologie založené na nárostových substrátech pro rozvoj fyto-bentosu, jejichž účinnost byla srovnávána v podmínkách Moravy, Holandska a Španělska, viz Obr. 91.



Obr. 91. Srovnání účinnosti poutání fosforu v nárůstových sítích s nárůsty fyto­bentosu v podmínkách ČR, Holandska a Španělska

Čistírny komunálních odpadních vod, nakládání s dešťovými vodami v obcích

Problematika čištění odpadních vod je podrobně probána v kapitole 6. Z hlediska aktuálních trendů projektů snížení znečištění povrchových vod živinami a hlavně fosforem (Tab. 80) jsou důležité technologie zaměřené na:

- decentralizaci čištění odpadních vod;
- separace jednotlivých typů vod;
- hospodaření s dešťovými vodami v obcích a na zastavěném území.

Ad a)

Decentralizované systémy čištění odpadních vod jsou opakem klasických systémů, kde jsou odpadní vody čerpány desítky kilometrů na centrální ČOV. Typickým příkladem je systém DESAR (z anglického DEcentralised SANitation and Reuse). Tyto systémy se v moderních projektech nakládání s komunálními odpadními vodami vyskytují stále častěji, protože jsou-li správně provozovány, mají hned několik výhod:

- Umožňují čistit vody v místě vzniku, a tím umožňují opětovné použití vody například pro splachování toalet, závlahu zahrad a parků atd.
- Umožňují flexibilitu využívání moderních technologií, jejich levnější a ovladatelnější experimentální nasazení, než je tomu ve velkých provozech.
- Tím, že jsou často provázány se zasakováním a závlahou, přispívají k udržení mikroklimatických podmínek a omezují např. přehřívání městské zástavky v době suchého léta.

Tab. 80. Typické podíly dusíku a fosforu, které se ze splaškových vod z různě vybavených domácností v ČR dostávají do toků (upraveno dle zdrojů MŽE 2009)

| | P _{celkr} % | N _{celkr} % |
|---|----------------------|----------------------|
| bez veřejného vodovodu, bez koupelny, se suchým záchodem | 0–10 | 0–10 |
| veřejný vodovod, koupelna, splachovací záchod, bez kanalizace | 50 | 50 |
| totéž se septikem s odtokem do vodoteče | 80 | – |
| veřejný vodovod, koupelna, splachovací záchod, kanalizace bez ČOV | 100 | 100 |

| | P _{celk} , % | N _{celk} , % |
|--|-----------------------|-----------------------|
| totéž s ČOV (mechanický stupeň) | 80–90 | 80–90 |
| totéž s ČOV (biologický stupeň) | 50–80 | 60–80 |
| totéž s ČOV (se zvýšeným biologickým odstraňováním P anebo chemickým spolusrážením, nitrifikací a denitrifikací) | 10–20 | 20–30 |
| totéž s decentralizovaným systémem, biologický terciál | < 10 | < 15 |
| totéž s ČOV (chemické srážení v terciárním stupni) | < 10 | – |

Ad b)

Na rozdíl od komunální sféry probíhá například v průmyslu proces čištění odpadních vod smysluplněji, a to jak z pohledu ekonomického, tak ekologického. Základem postupů v průmyslu je totiž vyhnutí se ředění, separování, a naopak prosazování individuálního čištění odpadních vod různých parametrů, a to obvykle těch, které nelze zpracovávat v městských čistírnách. a od této úvahy je již jen krok k myšlence, že by se dalo využít tohoto principu děleného přístupu i pro komunální vody. V současnosti je vžitý systém separace komunálních odpadních vod dle původu na několik skupin:

- žluté (moč),
- hnědé (fekálie),
- černé (směs žlutých a hnědých),
- šedé (vody z koupelen, sprch, umyvadel, praček, myček, prádelen a kuchyňských umyvadel),
- srážkové.

Z hlediska procesu znečištění vod živinami je nejzajímavější nakládání s vodami žlutými, protože moč obsahuje většinu nutrientů z komunálních odpadních vod (kromě myček nádobí), ačkoliv z nich tvoří objemově méně než jedno procento. Člověk za den vyloučí v průměru 1,5 litru moči o koncentraci 800 mg.l⁻¹ P. Ačkoliv moč představuje objemově 1 % denní specifické produkce odpadní vody ekvivalentního obyvatele, látkově tvoří velice koncentrovaný zdroj – 80 % veškerého dusíku obsaženého v odpadní vodě a 55 % fosforu (při používání myčky nádobí a pračky s fosfátovými detergenty – bez těchto zdrojů tvoří moč až 70 % fosforu odpadních vod).

Systém dělení odpadních vod dle zdroje je zaváděn v současnosti hlavně v místech, kde je dostatečný zdroj surovin, jako např. moči (dálniční odpočívadla, restaurace, veřejné záchody, veřejné budovy), ale stává se trendem také v moderní výstavbě, kde je kromě energeticky pasivních standardů zaváděn ekologicky šetrný způsob hospodaření s vodou (recyklace, separace dle zdrojů a využívání srážkových vod). V takových domech je pak dvojitý rozvod vody (pitná a užitková) a separace odpadních vod (viz výše). Ve starší zástavbě není nutno zavádět nová potrubí a řešení spočívá v tom, že jsou v domě použity toalety, které umožňují separaci moči a stolice, moč je skladována přes den v barelech odpovídající kapacity a do stávající kanalizace je čerpána moč v noci mezi 2.–3. hodinou a na ČOV je pak využita jako zdroj pro recyklaci fosforu pro využití v průmyslu a zemědělství. V Evropě zatím nejsou tyto systémy zcela běžné, z hlediska hydrobiologie je však nutno mít na paměti, že fosfor nepatří do vody, ale jako hnojivo do půdy.

Ad c)

Tak jak je důležitý pro odnos z difúzních zdrojů živin při přívalových deštích způsob užívání krajiny (poměry lesů, luk, orné půdy, mokřadů atd.), je při větších srážkách důležitý také způsob hospodaření se srážkovými vodami v obcích, městech a na zastavěném území. Typicky nevhodným příkladem nakládání se srážkovými vodami jsou budované hypermarkety. Uvedme si jako příklad areál nákupních center na jihu Brna – areál Olympia (13,6 ha zastavěné plochy a 12 ha parkovišť) a areál Avion (celkově 35,5 ha zastavěné a parkovací plochy). Letní srážka o hodnotě 20 mm během 1 h, tedy ne nijak intenzivní přívalový déšť, přinese na tuto plochu 12 220 m³ vody, která je ihned odvedena do řeky Svatky.

Taková dávka představuje téměř polovinu průtoku vody řeky za hodinu pouze z těchto prostor. Města byla většinou stavěna tak, aby byla srážková voda odvedena do kanalizace, nebo přímo do vodotečí.

Moderní trend je budovat parkovací prostory se zasakovacími zónami (a to jak do prostor stínící vegetace, trávníků, tak pomocí zasakovacích dlaždic a propustných materiálů s travivody, které zachovají vodu v místě spadu). V případě budov a zastřešených objektů je trend jímat srážkovou vodu do nádrží pro další využití (splachování toalet, závlahu interiérů i exteriérů, evaporační klimatizační systémy, které nespotřebují elektrickou energii, ale jsou založeny na chlazení pomocí evaporace atd.). Ve městech jsou budovány tzv. vodní parky, kde je dešťová voda vedena ne do kanalizace, ale do suchých poldrů, které jsou v parcích naplněny při příválových deštích a zasakovány v průběhu několika dnů. Všechna tato opatření mají společný cíl – lépe hospodařit s vodou a omezit hydraulický stres v kanalizační síti a ve vodotečích. Tím, že je zadržena voda v místě spadu se sníží kinetická energie vody, a tím se sníží znečištění povrchových vod živinami a dalšími nečistotami, které příválové srážky do vody přináší.

Další zdroje živin v povodí nad nádrží

Jistě by bylo možno jmenovat další zdroje znečištění vody živinami. V projektech obnovy je nutno postupovat vždy s ohledem na specifické zdroje v zájmovém území. Pro dokreslení přehledu jmenujme ještě alespoň 3 zdroje živin – stájový odchov hospodářských zvířat, rybochovné objekty a sportovní rybolov a golfová hřiště.

Dle údajů MZe byly v roce 2009 stavy hospodářských zvířat v ČR na 50letém minimu. V případě skotu, prasat a drůbeže velmi záleží na způsobu odchovu – srovnání přináší Tab. 81.

Tab. 81. Normativní produkce a chemické složení organických hnojiv vztažené na velkou dobytčí jednotku (VDJ = 500 kg živé hmotnosti: 1 ks skotu, 5 prasat, 250 slepic) (upraveno dle zdrojů Mze a ČSÚ)

| Organické hnojivo | Produkce živin (kg VDJ ⁻¹ rok ⁻¹) | |
|-------------------|--|----|
| | N | P |
| stájový hnůj | 43 | 12 |
| močůvka | 13 | 14 |
| hnůj a močůvka | 56 | 13 |
| kejda skotu | 65 | 14 |
| kejda prasat | 107 | 29 |
| kejda drůbeže | 337 | 99 |

Stájový odchov hospodářských zvířat může být tedy lokálně významným zdrojem živin, jsou-li však dodržována platná legislativní opatření, neměl by únik fosforu ze stájí představovat velké riziko.

Bilančně daleko větším zdrojem fosforu v povodí mohou být rybochovné objekty. Tato problematika je podrobně a v souvislostech probrána v kapitole 9 Hydrobiologie v rybářství.

Zcela novým zdrojem znečištění vod živinami představují golfová hřiště. Český svaz greenkeeperů (tedy těch, kteří udržují trávník zelený) uvádí, že během vegetační sezony je doporučeno aplikovat (kromě jiných podpůrných přípravků) 250–380 kg čistých živin NPK na jeden hektar golfového hřiště. Vzhledem k drenážním systémům v těchto lokalitách a způsobu údržby (pravidelná závlaha) jde o zdroje, které je dobré neopomíjet v bilanci zdrojů živin v povrchových vodách.

Bioaugmentace – využití bakteriálních kultur pro retenci a transformaci forem fosforu v povodí

Bioaugmentace je termín pro cílené vnášení mikrobiálních kultur, v tomto případě do vodních ekosystémů. Obecně jde o veškeré biotechnologie, které používají kultur mikroorganismů s cílem dosáhnout konkrétních technologických výsledků (od sýrů, přes víno, pivo, ale také akcelerované biodegradace při likvidaci toxických látek v podzemní vodě či na skládkách). Tyto termíny jsou používány v pokročilých technikách aplikované hydrobiologie pro akcelerované mineralizace sedimentů v eutrofizovaných nádržích, při biotechnologickém ošetření nádrží s masovým rozvojem sinic nebo pro ošetření a dočištění splaškových vod v povodích nad nádrží. Další možnost využití biopreparátů s kulturami mikroorganismů je pro septiky, kde mohou být kombinovány bakteriální kultury s enzymy (celulolytickými, lipolytickými). Experimentálně jsou biopřípravky s bakteriálními kulturami (případně i s enzymy a sorbenty na bázi Al a Fe) ověřovány pro aplikaci do:

- malých vodních toků jako tzv. retenční a transformační pásy (úseky cca 50–100 m), kde probíhá zachycení fosforu a jeho transformace na formy, které nejsou biodostupné;
- septiků a přeпадů do kanalizací bez čištění odpadních vod nebo bez terciárního čištění (odstranění živin z odtékající vody do recipientu).

Přednádrže

Vodní nádrže (především jejich sedimenty) mohou mít vysokou schopnost retence živin. Proto se za účelem snížení přísunu živin těsně před velkými nádržemi budují tzv. přednádrže.

Přednádrže byly původně stavěny jakožto sedimentační nádrže, u kterých byla později zjištěna i dobrá schopnost snižovat obsah fosforu ve vodě. Jedná se většinou o malé nádrže zařazené bezprostředně před hlavní nádrží se zdržením vody jen několik dní. Dochází k tomu cestou biochemické konverze rozpuštěného fosforu na partikulární a následným vysedimentováním. Maximalizace eliminace fosforu závisí na adekvátním designu, konstrukci, době zdržení a udržovacích procesech přednádrže. Dále závisí na vstupu světla, koncentraci ortofosfátů a teplotě vody. Nejdůležitější roli zde hraje aktivita fytoplanktonu (Cooke a kol. 2005). Přednádrže jsou obvykle situovány těsně nad hlavní nádrží. Dusík a fosfor jsou zde zachycovány díky sedimentaci pevných částic a biochemickou přeměnou. První stadiu procesu odstraňování živin spočívá v biochemické konverzi rozpuštěné formy živin na partikulární formu – především na buňky fytoplanktonu. Ve druhém stádiu dochází k sedimentaci fytoplanktonu a jiných pevných částic, které jsou urychleny přítomností přirozených koagulantů a flokulantů. Chemické vázání fosforu se více uplatňuje v přítoku a také v případě, že jsou překročeny hranice rozmezí pH 6–8 uvnitř přednádrže, kde je důležitější vázání fosforu biochemicky (řasami) (Jorgensen a kol. 2005).

Proces sedimentace může být urychlen nejen flokulanty a koagulanty, ale také vhodným složením planktonu. Nejvhodnější je přítomnost řas s vysokou sedimentační rychlostí (nejvíce rozsivek) a nevhodná je přítomnost sinic. Masová přítomnost konzumentů těchto řas – především perlooček rodu *Daphnia* musí být omezena, neboť by docházelo ke zpětné remineralizaci živin. Obou těchto požadavků může být dosaženo optimální dobou zdržení vody, které umožní růst rychleji rostoucím řasám a rozsivkám a odplavení pomaleji rostoucích sinic a zooplanktonu. V létě je kritická doba zdržení 2 dny, na jaře 4–8 dní a v zimě víc jak 20 dní. Dále je nepřítomnost spásáčů/predátorů podpořena vhodnou strukturou rybí obsádky, ve které by neměly být přítomny dravé ryby. Tak by měla být zvýšena přítomnost malých ryb konzumujících zooplankton. Manipulační řád přednádrže musí být podřízen účelu – tedy zachycování plavenin, splavenin a živin. Sedimenty by měly být odstraňovány každých 5–10 let.

Obnova poříční vegetace

Morfologické struktury v tekoucích vodách (např. systém peřejí a tůň, rostlinné povrchy) maximálně prodlužují dobu zdržení transportovaného materiálu pohybem vody. Tyto struktury pomáhají snižovat ztráty látek z krajiny – proces tlumení kinetické energie vody. Tyto principy jsou klíčové pro revitalizaci vodních toků a s tím související protipovodňové a retenční funkce poříční vegetace a okolní krajiny. Nízká schopnost současné člověkem utvářené krajiny zadržovat vodu je příčinou výrazně proměnlivých, nepravidelných proudů odtékající vody z krajiny po každých srážkách. Nedostatečné zadržování vody uměle napřímenými řekami s chybějícími říčními nivami neumožňuje v obdobích záplav nezbytné snižování kinetické energie vody a často je příčinou rozsáhlé eroze. Ponořená makrofyta pomáhají zpomalit vodní proud a podporují sedimentaci jemného materiálu.

Obnova břehové vegetace je velmi důležitou součástí stabilizace říčních ekosystémů. V současné době navrhované úpravy vodních toků a potoků nepostrádají, nebo by alespoň neměly postrádat, návrh řádného začlenění provedené úpravy do okolního prostředí, včetně návrhů dosadby a případných úprav vegetačního doprovodu toku. Velmi důležitá je také revitalizace břehové vegetace, cílená obnova břehových a doprovodných porostů tam, kde došlo k nevhodným antropogenním zásahům do toku a jeho nejbližšího okolí. Poříční vegetace má několik základních funkcí:

- **Funkce protierozní a protiabrazní** (před účinky proudící vody, před ledochodem, vlnobitím, aj.) – stabilizací břehů pomocí travního porostu v kombinaci s dřevinami můžeme zabránit rozrušování břehů koryta erozními rýhami, jež mohou mít velmi nepříznivý vliv na stabilitu svahů koryta.
- **Funkce protideflační** – ochrana před zanášením říčního koryta či nádrže větrem transportovaným materiálem z okolních pozemků má svůj velký význam především v zemědělsky intenzivně obdělávaných rovinných oblastech. Spolu s jemnými prachovými částicemi jsou zde transportovány také organické zbytky, semena rostlin, přebytky hnojiv, ochranných prostředků aj.
- **Funkce ochranná** – před zarůstáním submerzními makrofyty či zanášením říčního koryta. Přímý dopad slunečních paprsků na vodní hladinu má za následek intenzivní prohřívání vody v říčních korytech. Nárůst množství vodních rostlin v říčním korytě vede ke zvyšování drsnosti dna a zmenšování průtočného profilu, proto je vhodné udržovat optimální rozvoj makrofyty, která zadržují nečistoty, ale nebrání svým rozvojem průtoku vody. Vhodný vegetační doprovod, zvláště u menších toků, zabraňuje nadměrnému přístupu přímého světla, zastíňuje částečně hladinu a velmi účinně brání vzniku podmínek vhodných pro rozvoj nežádoucích vodních rostlin.
- **Funkce kvality vody** – vliv na samočisticí schopnost vodního toku. Předpokladem rozvoje samočisticí schopnosti toku je dostatečně prokysličený vodní proud a přítomnost organismů ve vodě. Na odstraňování organického znečištění v toku (jeho přirozené přeměně na anorganické látky) se maximální měrou podílejí organizmy osidlující nerovnosti ve dně, kořeny zasahující do toku, části rostlin aj. Právě břehová vegetace a její povrchové i podzemní části se výrazně podílí na zvyšování samočisticí schopnosti toku. Nutno však podotknout, že úplné zastínění hladiny je nežádoucí. S růstem zastínění toku, klesá jeho samočisticí schopnost, protože fyto-bentos je důležitou součástí reakčního systému.
- **Funkce tvorby přirozeného biokoridoru** – vegetační doprovod vodního toku působí jako přirozený biokoridor (spojnice, migrační cesta) mezi lesními celky. Břehové a doprovodné porosty jsou domovem mnoha živočichů. Tím se stávají významnou součástí systémů ekologické stability. Jako úkryt predátorů se význačnou měrou mohou podílet i na výnosech zemědělských plodin na okolních pozemcích (snižování počtu hlodavců), na udržování dobrého

zdravotního stavu porostů v celé oblasti (likvidace hmyzích škůdců) aj. Tuto funkci mohou nejlépe plnit přirozené porosty, případně nově založené porosty odpovídající svou druhovou skladbou a prostorovým uspořádáním přirozené struktury vegetačního doprovodu toku.

- **Funkce hygienická** – vzrostlý porost je schopen zachycovat prachové částice, je schopen působit jako částečná protihluková bariéra. S tím souvisí i funkce rekreační, která je provázaná s biokoridory.

Z hydrobiologického hlediska rozeznáváme následující zóny pobřežní vegetace:

- **Profundální pásmo:** trvale zatopená část břehů, osídlená vodními rostlinami volně plovoucími, ponořenými, zakořeněnými i nezakořeněnými – okřehek, rdest, aj.
- **Sublitorální pásmo:** rozhraní toku a břehu, bývá nazýváno zónou rákosin – zde se vyskytují rákos, puškovec, šmel okoličnatý a další.
- **Eulitorální pásmo:** příležitostně zatopené pásmo. Široké rozpětí, v nižší části rdesno, rákos, orobinec, blíže k toku jsou měkké dřeviny – vrby, olše, topol, dále od toku pak tvrdé dřeviny – dub, jasan.
- **Supralitorální pásmo:** zatápěno výjimečně, je většinou nad úrovní návrhové hladiny, oblast doprovodných porostů – dub letní, jasan, javor, lípa...

Osídlení koryta (= dno s úžlabnicí + břehy) makrovegetací se řídí dynamikou fyzikálních podmínek daného úseku. Říční vegetace je nejvíce ovlivněna typem podloží, morfologií koryta, prouděním, průtokovým režimem a antropickou činností. Signifikantně významnou hladinovou úroveň (tzv. „active channel“) je spodní hranice trvalého výskytu terestrické stromové a keřové vegetace, která určuje morfologický přechod dna na břehy koryta. Další pozicí vegetační formace je tzv. „bankfull“, tj. horní hranice průtoků před vybřežením. Další členění se týká již jednotlivých druhů říční vegetace a jejich funkce v podélném i příčném profilu.

Návrhy nových břehových porostů a doprovodné příční vegetace jsou týmová aktivita, kterou by měl hydrobiolog konzultovat s ekotechniky, vodohospodáři, dendrology, botaniky i orgány ochrany přírody. Druhově a prostorově kvalitní, vitální vegetační doprovod vodního toku (pokud možno se zasačovacími pásy trvalých travních porostů) je jedním z prostředků napomáhajícím k obnově říční bioty, zlepšení jakosti vody v toku a následně stabilizaci kvality vody přitékající do nádrže.

OPATŘENÍ V NÁDRŽI

Limnologické teorie a jejich aplikace pro systémová opatření v projektech obnovy nádrží

Z rozboru projektů obnovy realizovaných v USA (NALMS – North American Lake Management Society) je vidět, že důraz projektantů je většinou kladen na jednotlivé metody (algicidy, těžba sedimentů apod.), ale minimální pozornost bývá věnována hydrobiologickým a limnologickým základům, na kterých by měl moderní projekt obnovy vodních ekosystémů stát.

Jak je zmíněno výše, cílem moderních projektů obnovy nádrží je realizovat takové procesy a opatření, která navrátí ekosystém do požadovaného stavu a nastolí rovnováhu vodního ekosystému. Zde je nutno zdůraznit, že nádrž, kde dochází k pravidelnému rozvoji vodních květů sinic za posledních cca 8–10 let, je již v rovnovážném stavu.

Mezi platné teze teorie ekosystémů, které mají souvislost s projekty obnovy nádrží, patří fakt, že vodní nádrže jsou:

- schopny vytvářet homeostázu;

- jsou sebeorganizující;
- obsahují mnohonásobné zpětné vazby;
- akumulují informace v biologických, chemických a fyzikálních strukturách.

Tyto souvislosti jsou velmi moderně popsány v knize prof. Carpentera „Regime shifts in lake ecosystems: Pattern and Variation“ (Carpenter 2003). Jde o náročné čtení vyžadující znalost mnoha limnologických a statistických reálií, podstatný závěr zde ale je, že:

- V současnosti máme málo metod, kterými lze sledovat pomalé přírodní posuny v struktuře ekosystémů.
- Aktivně iniciované posuny ve struktuře společenstev a populací, například vodních nádrží, které iniciujeme projektem obnovy, nemusí mít vždy predikovatelný směr. Například očekávaný ústup sinic tvořících vodní květy (např. typický rod *Microcystis*) může ustoupit a na jeho místo nastoupí například toxikologicky ještě komplikovanější rod *Planktothrix* (když byla ve vodním sloupci zvyšovaná turbidita buď mechanicky nebo obsádkou bentofágních ryb) nebo jsou živiny realizovány do vláknitých řas, jejichž celoplošný růst není také žádoucí.
- Ekosystémy a jejich biota jsou spojité systémy – koherence je daná kumulací informací daných hydrologickým režimem a chemickým složením vody. Struktury společenstev se tak podřídí dlouhodobému stavu, který se ustálil. Zásahy v projektu obnovy, který nemá dobré limnologické základy, mohou být neúčinné, pokud nejsou kombinovány promyšleně.
- Ekologická hystereze je typický jev, se kterým je nutno počítat při uměle iniciovaných posunech ve struktuře populací a společenstev. Hystereze je definovaná jako jev, kde se účinek zpožďuje za příčinou. Tato setrvačnost ekosystémů je dána existencí mnohonásobných zpětných vazeb, faktem, že vodní ekosystém byl v rovnováze atd. Realizovat změny ve struktuře např. fytoplanktonu a uvést vodní ekosystém zpět do rovnováhy jiné (oligotrofnější) lze, ale musí být postaveny na seriózních hydrobiologických základech a musí počítat s pomalými posuny a obdobím nestability vodních ekosystémů.

Z teorie ekosystémů je nutno vzít v úvahu fakt, že vodní ekosystémy představují z hlediska energie a hmoty otevřený systém. Velikost nádrže a povodí určuje velikost populací a strukturu společenstev. Metody, které lze aplikovat v rybníce, nebudou funkční ve stratifikované nádrži.

Dále je nutno přijmout fakt, že nádrže jsou složkou povodí. Každé povodí je originální systém (plochou, užíváním krajiny apod.), stejně jako každá nádrž je originální systém složený ze vzájemně propojených subsystémů. Je-li technika obnovy nádrže zacílena na lokální či jednorázové zásahy, nelze čekat trvalé efekty. Navíc opatření zaměřená na zlepšení jednotlivého ukazatele bez ekosystémových souvislostí mohou zhoršit jiné ukazatele, které mohou porušit rovnováhu vodního ekosystému.

Jedna z dominantních teorií v oblasti ekologie fytoplanktonu je teorie přirozeného kompletování či shromažďování společenstev fytoplanktonu v určitých ekologických podmínkách (Reynolds 1997). Teorie vychází z faktu, že určité složení společenstev fytoplanktonu se vytváří za určitých hydrochemických, hydrologických a hydrobiologických podmínek. Druhové složení společenstev fytoplanktonu má své zákonitosti. Prof. Reynolds napsal na toto téma několik monografií (nejnovější Reynolds 1997 a 2006), ve kterých podrobně popisuje:

- sukcesi planktonních společenstev;
- regulační mechanismy fytoplanktonu;
- oscilační kapacitu různých společenstev fytoplanktonu;
- zákonitosti formování společenstev fytoplanktonu za různých ekologických podmínek;
- 31 funkčních skupin společenstev fytoplanktonu, která se formují na různých stanovištích a za různých podmínek, jednotlivé reprezentanty těchto funkčních skupin;

- zákonitosti dynamiky změn ve struktuře funkčních skupin fytoplanktonu v sezóně a v různých stavech disturbance (změny průtoku, pulzování koncentrací živin, destratifkace a dalších parametrů manipulovaných v projektech obnovy nádrží).

Z těchto zákonitostí pochopíme, že živiny jsou důležitou, ale zdaleka ne jedinou podmínkou masového rozvoje cyanobakterií. Výskyt sinicového vodního květu v povrchových vodách (Příloha XV) je zákonitou fází vývoje fytoplanktonu mezo- až eutrofních nádrží a jeho úplné vyloučení z ročního cyklu by patrně bylo možné jen drastickými prostředky, jejichž aplikace by byla spojena s velkými riziky (algicidní preparáty apod.). Takové zásahy, jsou-li neprofesionální, by mohly znamenat riziko pro stabilitu vodního ekosystému, a navíc je jejich efekt pouze dočasný – většinou cca 2–3 týdny. Takové jednorázové zásahy problém pravidelných vodních květů nevyřeší a budou naprosto zbytečné, nebudou-li omezeny a ovlivňovány základní faktory podmiňující rozvoj sinic. Existuje velké množství technik, které jsou uvažovány jako cesta k omezení masového rozvoje sinic. Samotné techniky však nevedou k vyřešení problému, zejména nejsou-li aplikovány na základě znalostí limnologických souvislostí. Kromě limnologických zákonitostí a souvislostí, jde většinou o socioekonomické souvislosti, způsob využívání krajiny v povodí nad nádrží a dlouhodobé aktivity vedoucí k omezení látkového odnosu z krajiny. Úspěšné budou takové projekty a přístupy, kde se bude plánovitě snižovat trofické zatížení povodí a nádrže, dojde ke snížení množství infekceschopného inokula dominantních druhů tvořících vodní květy a budou dlouhodobě kontrolovány důležité faktory, které podporují masový rozvoj cyanobakterií.

Mezi další důležité faktory podmiňující/ovlivňující masový rozvoj cyanobakterií patří například:

- Vyvážený poměr a dostatek biologicky přístupných makro a mikroprvků.
- Teplota vody pro jarní rozvoj populací je udávána minimálně 10 °C, ale pozorování z Novomlýnských nádrží a nádrží kolem Berlína potvrzují předpoklad, že vodní květ může být za mírné zimy přítomen i při teplotě vody cca 6–7 °C i nižší (pod ledem).
- Dostatečně dlouhé „období čisté vody“ („clear water phase“) podpoří počáteční rozvoj populací, naopak například srážky na začátku léta („Medardova kápeř“) a zákal vody nástup vodních květů většinou oddálí (pozor – pokusy uměle vířit sedimenty, a tím zvyšovat turbiditu vedly většinou ke zvýšenému uvolnění živin ze sedimentů a akceleraci nástupu sinic).
- Zvýšený průtok vody/snížení doby zdržení vody v nádrži oddálí počáteční rozvoj populací *Microcystis*.
- Optimální pro rozvoj sinic jsou vyšší hodnoty pH, sinice jsou dominantní při nižších koncentracích CO₂, (konkurenční výhoda sinic spočívající ve schopnosti přijímat uhličitany ve formě, ve které je řasy nevyužijí).
- Vhodné podmínky pro hibernaci (a dlouhodobé uchování) dostatečného množství infekceschopného inokula (především vhodné lokality s organickými sedimenty a anaerobními podmínkami, světlo není podmínkou).
- Přítomnost toxických látek v sedimentech a v přitékající vodě do nádrže.
- Biotické interakce – rybí obsádka, predace zooplanktonu (většinou likviduje drobné řasy a rozsivky, koloniální sinice pak nemají konkurenci), přítomnost a metabolická aktivita parazitických hub a cyanofágů, přítomnost, abundance a aktivita bakterií, prvků atd.
- Často se zapomíná, že jiné ekologické podmínky jsou vhodné pro dlouhodobé uchování životaschopného inokula, jiné podmínky je nutno mít pro počáteční rozvoj populací cyanobakterií na počátku sezóny a jiné podmínky jsou důležité pro masový rozvoj pelagiální populace vodních květů během letní sezóny
- Cyanobakterie mají mimořádnou schopnost nejrůznějších adaptačních mechanismů, kterými se brání změnám v životních podmínkách. To, že jde o funkční mechanismy, dokládá fakt, že

na Zemi přežily 3,6 mld. let. Tyto mechanismy jsou však při omezování masového rozvoje nepříjemné. Často dojde jen ke změně dominant – *Microcystis* je nahrazena (přeroste) *Anabaena* a *Aphanizomenon*), ale celková biomasa cyanobakterií je po jednorázovém zásahu typu odtěžení sedimentů po 3–4 letech stejná jako před ošetřením a *Microcystis* se vrátí po cca 5 letech zpět.

Ve výčtu faktorů by bylo možno pokračovat, ale podstatné je si uvědomit, že eliminací jednoho faktoru nedosáhneme omezení masového rozvoje vodních květů sinic. To je podstata sdělení a objasnění, proč je takové množství neúspěšných projektů omezení masového rozvoje cyanobakterií. Vždy musí jít o komplex opatření a jejich kombinaci a optimalizaci podle konkrétních hydrologických, ekologických a limnologických podmínek. Každá nádrž a její povodí je originální systém s různou hydrologií, geologickým podkladem, využíváním krajiny, odnosovými poměry, sedimentační rychlostí, ekotoxikologickými a limnologickými souvislostmi, a proto je šablonovité přenášení metod z jiných nádrží většinou pouze neúměrným investičním rizikem. Každý úspěšný projekt obnovy rovnováhy fytoplanktonu, omezení masového rozvoje sinic a revitalizace eutrofizovaného povodí začíná neoddělitelně analýzou (historického, aktuálního a reálného komplexně limnologického) stavu povodí a nádrže a musí být postaven na promyšlených limnologických základech a souvislostech.

Opatření vedoucí k omezení masového rozvoje cyanobakterií jsou v současné době dobře známa a mohlo by se zdát, že zde není prostor k dalšímu rozvoji. Strukturně jsou tato opatření rozdělena na opatření:

- v povodí nad nádrží a v nádrži samotné,
- na opatření přímá (např. algicidní zásahy) a nepřímá (redukce živin v sedimentech nádrže, na přítocích apod.).

EKOTECHNICKÉ ZÁSAHY PRO OMEZENÍ ROZVOJE PLANKTONNÍCH SINIC V POVRCHOVÝCH VODÁCH

SINICE (CYANOBAKTERIE) A JEJICH VLIV NA VODNÍ EKOSYSTÉMY

Cyanobakterie neboli sinice jsou autotrofní prokaryotické organizmy, které řadíme mezi gramnegativní bakterie. Jsou to organizmy evolučně velmi staré, a proto mají řadu adaptačních mechanismů, které jim umožňují žít i v extrémních podmínkách. V ČR dochází nejčastěji k přemnožení a k tvorbě tzv. vodního květu u rodů *Microcystis*, *Planktothrix*, *Aphanizomenon* a *Anabaena*. Sinice snižují kvalitu vody produkcí toxinů, pachů a pachuť. Toxiny jsou produkty sekundárního metabolismu sinic. Jsou to persistentní organické látky, které se kumulují v potravních sítích a ovlivňují všechny skupiny organismů včetně člověka. Prokázány jsou jejich hepatotoxické, neurotoxické, imunotoxické, genotoxické a další nepříznivé účinky. To je problém nejen v nádržích rekreačních, kde se jedná především o akutní expozici koupajících a rekreatů (vodní lyže, windsurfing apod.), ale i v nádržích s vodárenským využitím, kde přichází v úvahu chronická expozice těchto látek v pitné vodě lidskou populací. V obou případech může docházet k závažným zdravotním problémům. Na téma „toxiny sinic a lidské zdraví“ existují stovky publikací, nové monografie vydává pravidelně WHO (Světová zdravotnická organizace). Podstatně méně informací je však známo o vlivu toxinů sinic na vodní ekosystémy.

Z dostupných publikací a výsledků experimentů je známo, že toxiny sinic (většinou jde o expozice microcystiny, ale také o expozici komplexní biomasou) mají ve vodních ekosystémech vliv na:

- strukturu populací fytoplanktonu (nejcitlivější jsou rozsivky, nejodolnější zelené jednobuněčné řasy – např. *Scenedesmus*);
- výskyt makrofyty (v nádržích s pravidelným rozvojem vodních květů sinic submerzní makrofyta často zcela chybí, laboratorně je prokázán vliv na inhibici fotosyntézy);
- věkovou i druhovou strukturu společenstev zooplanktonu (v laboratoři prokázán a v terénu potvrzený je vliv microcystinů na reprodukci rodů *Daphnia*, *Brachionus* a dalších);
- zdravotní stav a přírůstky ryb (od histopatologických důkazů vlivu microcystinů na hepatopankreas, přes vliv biomasy sinic na embryonarvální vývoj a malformace až po bioakumulaci microcystinů v těle ryb z nádrží s masovým rozvojem sinic);
- za další výzkum stojí informace, které potvrzují vliv toxinů sinic na diverzitu a abundanci zoobentosu, a to jak v nádržích, tak v řekách pod nádržemi, ve kterých jsou masivní vodní květy;
- prokázán je také vliv cyanotoxinů a biomasy sinic na výskyt malformací a teratogenitu obojživelníků (testy s drápkou vodní – *Xenopus laevis*);
- výsledky terénních studií dále ukazují, že na lokalitách, kde dochází po několika letech k rozvoji vodních květů sinic, nastává redukce biodiverzity prakticky veškerých vodních organismů s výjimkou bakterioplanktonu.

Kromě produkce toxinů při masovém rozvoji zatěžují vodní květy sinic vodní ekosystém také snížením světelné intenzity, změnou pH a nadměrnou spotřebou kyslíku při svém rozkladu.

Tvorbu vodního květu ovlivňuje celá řada faktorů a ze znalostí těchto faktorů také vychází přehled metod omezení rozvoje sinic. Těmito faktory jsou především:

- **Fosfor** – je biologicky využitelný jako fosfát. K rozvoji vodních květů sinic dochází zpravidla, až když je v nádrži dosaženo eutrofie nebo hypertrofie – tedy při $> 50 \mu\text{g.l}^{-1}$ P. Běžná biocenóza fytoplanktonu nádrže ale může být za určitých podmínek přivedena k reprodukci buněk již při $15 \mu\text{g}$ biodostupného fosforu na litr. Pro prevenci vodních květů je potřeba koncentrace fosforu menší než $20 \mu\text{g.l}^{-1}$. Dlouhodobý průměr koncentrací fosforu nádrží, jako například Máchovo jezero a Lipno, je kolem $25 \mu\text{g.l}^{-1}$ P, a přesto zde dochází k rozvoji vodních květů sinic. Ačkoliv biomasa sinic potřebuje fosforu méně než dusíku, je fosfor limitujícím faktorem častěji. Podstatným faktorem je také vzájemný poměr těchto dvou prvků. Nízký poměr koncentrací dusíku a fosforu upřednostňuje rozvoj vodního květu. Optimální poměr pro zelené řasy je 16–23 molekul N:1 molekule P, zatímco u sinic se jedná o poměr 10–6:1.
- **Teplota** – planktonní sinice upřednostňují vody s vyššími teplotami, viz výše.
- **Teplotní stratifikace** – vyhovuje rozvoji sinic schopných regulovat svoji pozici ve vodním sloupci.
- **Sluneční záření** – sinice mají relativně rychlejší růst za nízkých světelných podmínek než jiné druhy fytoplanktonu, tedy mají výhodu v kalných jezerech a dokáží růst ve stínu ostatního fytoplanktonu. Sinice obsahují kromě chlorofylu i další pigmenty, které zachycují světlo ve zelené, žluté a oranžové části spektra (500–650 nm), které už nedokáží využívat jiné fytoplanktonní druhy. Pigmenty umožňují sinicím využívat efektivněji sluneční energii a růst i v prostředí s pouze zeleným světlem. Sinice formující vodní květ mají také vyšší toleranci pro vyšší světelnou intenzitu.
- **CO₂ a pH** – při vyšších hodnotách pH silně klesá ve vodě koncentrace CO₂. Sinice nabývají svého dominantního postavení nad řasami právě při těchto nižších koncentracích.
- **Dusík** – fytoplankton přijímá dusík (N) v podobě nitrátu, nitritu a amonných iontů. Ovšem řada druhů sinic dokáže kompenzovat nedostatek dusíku fixací dusíku atmosférického (*Anabaena*, *Aphanizomenon*).

Základním opatřením proti masovému rozvoji cyanobakterií je tedy:

- kontrola a redukce vstupu živin – především fosforu do vodní nádrže;
- kontrola zdrojových lokalit, ze kterých dochází k ožívání nových populací vodních květů (a to jak interních, tak externích zdrojů inokula sinic).

Kromě externího vstupu živin (z povodí nad nádrží) může být jejich hlavním zdrojem uvolňování ze sedimentů, a to ještě mnoho let poté co byl externí přísun zastaven (Chorus a Bartram 1999). Proto je pro úspěšné řešení problému vodních květů cyanobakterií nezbytně důležité chápat procesy v nádrži a v povodí nad nádrží jako jeden celek a řešit je v systémových souvislostech. Teprve po redukcí přísunu živin z povodí a ze sedimentů je možné očekávat, že opatření realizovaná v nádrži budou efektivní a dlouhodobá. Ze zahraničních zkušeností vyplývá, že nejlevnější a nejefektivnější metodou omezení masového rozvoje sinic je dlouhodobá a systematická redukce a prevence přísunu živin do nádrží. Toto opatření je realistické zmínit v případě mnoha nádrží až jako plán do budoucna po skončení projektu obnovy nádrže, protože na prevenci je v mnoha neudržovaných nádržích pozdě. Prevence přísunu živin do nádrží bývá často odsuzována jako možnost teoretická a ekonomicky neefektivní. Je však nutno brát v úvahu fakt, že například změnou určitých postupů a prostředků lze redukovat přísun živin do odpadních vod – např. zavedením bezfosfátových pracích prostředků (prevence znečištění je zde jednoznačně levnější než odstraňování fosforu v ČOV). Náklady na prevenci je nutno rozpočítat do více let a z hlediska dlouhodobých efektů a nákladů je prevence většinou levnější a efektivnější než realizace nápravných opatření.

METODY PRO SNÍŽENÍ TROFIE A REDUKCE ROZVOJE SINIC V NÁDRŽÍCH

Opatření ve vodním sloupci

Obsah živin a biomasu cyanobakterií ve vodním sloupci nad sedimenty lze snížit několika způsoby. To zahrnuje především:

- vysrážení fosforu z vodního sloupce pomocí ošetření různých přípravků;
- odpouštění na živiny bohaté hypolimnické vody;
- algicidní cyanocidní a cyanostatické přípravky k redukcí biomasy sinic;
- kontrola potravních vztahů organismů pelagiálu;
- další ekotechnická opatření pro redukcí živin a biomasy sinic v nádržích;
- opatření na rozhraní voda-sediment, která výrazně ovlivňují také procesy v pelagiálu.

Snížení koncentrací fosforu v pelagiálu

Systémově lze koncentrace fosforu v pelagiálu snižovat:

- vazbou do sedimentů (tam, kde je dostatečná retenční kapacita sedimentů);
- odstraněním, nebo *in situ* ošetřením sedimentů, které uvolňují fosfor;
- zvýšenou retencí fosforu v biotě (litorální zóna, submerzní vegetace apod.);
- proplachování nádrže přítokem (pozor na „využívání“ příválových dešťů, které živiny spíše přináší) a odpouštěním hypolimnia.

Snížení dostupnosti fosforu pro primární producenty v pelagiálu lze kromě dlouhodobých a preventivních opatření dosáhnout také aplikací látek, které váží fosfor, a tím jej deaktivují. Tyto látky mohou být aplikovány na základě limnologické studie opakovně buď do vodního sloupce celoplošně (z hladiny lodí) nebo dávkováním do přítoků. Použití těchto přípravků by mělo být omezeno pouze na ty případy, kdy v rámci obnovy povodí již byly odstraněny všechny významné zdroje přivádějící do vodní

nádrže fosfor zvnějšku a tehdy, kdy máme dostatek informací o bilanci látkových toků živin v nádrži a z přítoků.

Srážení fosforu ve vodním sloupci obvykle není příliš účinné v mělkých jezerech, neboť může docházet ke zpětné resuspenzaci vysráženého fosforu ze sedimentů pohybem vody vyvolaným větrem. Vhodné je použití této metody v hlubokých nádržích s delší dobou zdržení vody a to nejlépe až poté, co bylo modelovými studiemi prokázáno, že touto cestou opravdu dojde k vylepšení kvality vody. Tato metoda je finančně nenáročná, v mělkých nádržích má však účinnost řádově pouze v týdnech (3–7).

Experimenty se srážením fosforu a praktické aplikace do nádrží byly prováděny se síranem hlinitým, chloridem a síranem železitým, chloridem železnatým, síranem železito-hlinitým, hlinitanem sodným, polyaluminium chloridem, jílovými částicemi a vápnem ve formě hydroxidu nebo uhličitanu vápenatého. Látky, které odstraňují nejen fosfor, ale také částice, jako například fytoplankton koagulací buněk, jsou zároveň použitelné pro odstranění biomasy sinic z vodního sloupce. Na rozdíl od použití algicidních látek většinou nedochází při jejich aplikaci k uvolnění toxinů. Protože tyto preparáty musí být použity ve větším stechiometrickém množství, než je množství fosforu ve vodě, zvyšuje se navíc kapacita povrchu sedimentu pro další vázání fosforu. Aplikované sloučeniny pokračují ve vázání fosforu také po usazení na povrchu sedimentu. Z tohoto důvodu lze každé srážení fosforu prováděné přímou metodou považovat i za způsob ošetření sedimentu.

V případě, že vysoké množství rozpuštěných organických látek brání vložování sloučenin železa nebo hliníku, mohou být přidány jemné minerální částice (jíl, bentonit), které snižují aktivitu organických látek. Srážení fosforu se obvykle provádí v době, kdy se fosfor nachází v relativním maximu, obvykle od pozdního podzimu do časného jara. Cílem by měla být redukce hladiny fosforu pod 30–40 $\mu\text{g.l}^{-1}$. Při vyšší koncentraci se nemusí obnova zdařit, zásah je nutno opakovat, jinak se mohou znovu objevit vodní květy. Zásah by měl být ukončen dříve, než dojde k jarnímu intenzivnímu růstu fytoplanktonu, pokud je metoda cílena i proti již narostlému fytoplanktonu, nesmí koncentrace buněk fytoplanktonu překročit hranici, kdy by byl rozkladem biomasy ohrožen kyslíkový režim nádrže (60–100 000 buněk. ml^{-1}).

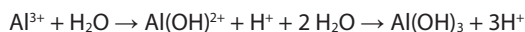
Snížení koncentrace fytoplanktonu a fosforu pomocí solí hliníku (Al^+)

Hliník se používá nejčastěji jako koagulační činidlo v úpravě pitné vody, kde efektivní koncentrace jsou kolem 40 mg síranu hlinitého na litr. Jako koagulant se zkusel úspěšně aplikovat i přímo v nádržích. Tradici má tato metoda ve Skandinávii, kde se používá po desetiletí, a v USA, kde je vypracovaná metodika US EPA pro redukci fosforu v nádržích pomocí solí železa a hliníku. Obvykle je hliník aplikován ve formě síranu hlinitého či polyaluminium chloridu, ale také bylo v některých případech použita i kombinace přidání železa a hliníku ve formě síranu železito-hlinitého. V České republice byl proti masovému rozvoji sinic několikrát použit polyaluminium chlorid (komerční název PAX-18) např. na Máchově jezere, nádrži Plumlov a Malé laguně u nádrže Mušov.

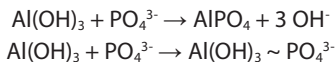
Výhoda aplikace hlinitých komplexů na rozdíl od použití železa spočívá v tom, že pro redukci nerozpustného Al^{3+} na rozpustný Al^{2+} je potřeba nízký redoxní potenciál, což znamená, že se ze sedimentů během anoxie neuvolní. Ve srovnání se sloučeninami železa je také použití hliníku lacinější.

Doba trvání pozitivního účinku ošetření hliníkem je různá a závisí na době zdržení vody v nádrži, přísunu živin z povodí nad nádrží, množství infekce schopného inokula sinic v sedimentech apod.

Jeho podstatou je, že po přidání do vody vytváří hliník komplexy hydroxyhlinité a vznikají tzv. vločky.



Anorganický fosfát se váže na hliník buď přímo, nebo se adsorbuje na vločky hydroxidu hlinitého:



Vločky s adsorbovaným fosfátem pak klesají vodním sloupcem dolů, kde jsou zapracovány v sedimentu. Vločky také mohou fyzikálně vychytat buňky řas a sinic a jiný partikulární materiál. Avšak k zachycování těchto částic do hliníkových vloček dochází pouze při koncentracích síranu hlinitého nad 5 g Al³⁺ na m³ a jejich aplikace může být omezena nedostatkem pufrční kapacity nádrže, což platí pro sírany a chloridy, ale např. PAX 18 má vliv na pH podstatně menší. Fosforečnanový fosfor se odstraní účinněji než organické částice a rozpuštěný organický fosfor méně než vázané částice (Jorgensen a kol. 2005).

Nadbytečný hliník se usadí v sedimentu a zvyšuje tak jeho kapacitu pro vázání fosforu. Ačkoli laboratorně lze pozorovat schopnost této vrstvy vázat fosfor po mnoho let, ve skutečnosti dochází po určité době k překrytí vrstvy hliníku sedimenty, což vede k rychlému zastavení vázání fosforu na hliníkové částice, a proto zřejmě nemůže být dlouhodobě pozorováno zachycování fosforu v přírodních podmínkách.

Vliv na vodní ekosystém:

Při aplikaci je nutno kontrolovat pH vodního ekosystému (především sedimentů v zimním období). Při pH pod 5,5 dochází k prudkému zvýšení rozpustnosti sloučenin hliníku, a tím zvýšení obsahu iontů Al³⁺, které jsou toxické pro ryby a další vodní organizmy. Nad pH 8,5 se zase tvoří rozpustný, a tedy toxický Al(OH)₄⁻. Problematická je tedy aplikace v nádržích s nízkou nebo střední alkalitou (< 100 mg CaCO₃·l⁻¹), které mají proto nižší pufrční kapacitu. Aby nedocházelo k přílišnému snížení hodnoty pH při aplikaci síranů a chloridů, je v těchto jezerech nutno aplikovat nižší dávky, což zase snižuje efektivnost zásahu, nebo používat polyaluminium chlorid. Koncentrace pod 50 µg·l⁻¹ Al³⁺ ve vodě nádrží s pH 5,8–8,5 nejsou pro organizmy považovány za škodlivé. Při aplikaci polyaluminium chloridu na Malé laguně u nádrže Mušov byly pozorovány užovky obojkové (*Natrix natrix*) nebo dorůstající pulci skokana krátkonožého (*Rana lessonae*), které nebyly nijak poškozeny ani při pH 8,35. Při aplikaci tohoto přípravku v nádrži Plumlov byla podrobně sledována moluskofauna, protože jde o lokalitu s výskytem velevruba malířského (*Unio pictorum*). Ani v tomto případě nebylo shledáno poškození. Jako součást monitoringu při aplikaci korekčních přípravků pro rozvoj sinic bývá nařízen i monitoring kovů ve svalovině ryb. Monitoring realizovaný v případě nádrže Malá laguna a Máchovo jezero nejenže neprokázal zvýšení koncentrací hliníku ve svalovině ryb, ale prokázal mírné snížení koncentrace ostatních kovů. To může být vysvětleno tím, že aplikace koagulantů neselektivně sráží prvky z vody, tedy i kovy, a tím je nižší expozice organismů žijících ve vodním sloupci.

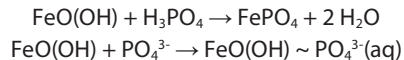
Ve vodách s nízkou pufrční kapacitou a pH kolem 5,5 byla ve Švédsku při používání síranu hlinitého pozorována akumulace hliníku v rybách. V některých případech je hliník přijímán vodními rostlinami a dochází tak k omezení jejich fyziologické schopnosti přijímat fosfor kořeny. Při laboratorních pokusech se sloučeninami hliníku i železa docházelo často k úhynu některých druhů zooplanktonu. Ve vodních nádržích a jezerech se tyto vlivy zjištěné v laboratoři projevují méně, neboť některé organizmy mají schopnost uniknout. Při aplikaci síranu hlinitého nedochází k lyzi buněk *Microcystis aeruginosa*, a tedy nejsou uvolněny do prostředí toxiny této sinice.

Snížení koncentrace fytoplanktonu a fosforu pomocí solí železa

Tak jako u všech ostatních technik obnovy, by ošetření železem mělo předcházet podstatné snížení přísunu živin z povodí, jinak pozitivní efekt zásahu zmizí za pár měsíců.

Z fosforových frakcí je železem nejlépe vázán anorganický fosforečnan. Žádné významné vazby organického fosforu nebyly pozorovány. Na rozdíl od hliníku není možné srážet částice obsahující organický fosfor jejich zabudováním do tvořících se vloček sloučenin železa. Po sedimentaci železo pokračuje ve vázání fosforu i na povrchu sedimentu. Ve srovnání s hliníkem jsou vazby fosforu na železo citlivé na změnu redoxního potenciálu. Jestliže se v sedimentech vytvoří anoxické podmínky a dojde k tvorbě sirovodíku, fosfor vázaný na železo se začne uvolňovat ze sedimentu a může přecházet do vodního sloupce. Aby se tomu zabránilo, musí být srážení fosforu v mnoha případech kombinováno s dalším ošetřením sedimentu.

Princip využití sloučenin železa ke snížení koncentrace fosforu je podobný jako u srážení síranem hliníťým, při němž se fosforečnan váže do železito-fosforečnanových minerálů nebo je adsorbován vločkami hydroxidu železitého.



Vliv na vodní ekosystém:

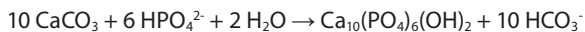
Železité soli jsou ve vázání fosforu efektivní v závislosti na oxidoredukčních poměrech lokality. Manipulace může být obtížná vzhledem k jejich vysoké aciditě. Pokud pH neklesne pod 6, tak jsou toxické efekty na ryby a bentickou faunu pozorovány jen výjimečně. Pokles pH může být zmírněn přidáním vápna (Jorgensen a kol. 2005). U Fe^{3+} nejsou známy žádné chronické toxické vlivy na organizmy v jezeře na rozdíl od Fe^{2+} , které je toxické. Za určitých podmínek je možné, že populace sinic po aplikaci síranu nebo chloridu železitého vzroste, neboť železo může být v dané nádrži limitujícím prvkem. Při aplikaci těchto sloučenin nedochází k lyzi buněk *Microcystis aeruginosa*, a tedy nejsou uvolněny do prostředí toxiny těchto sinic (Chorus a Bartram 1999).

Pokud je přidáván chlorid železitý, koncentrace chloridů stoupají od 50 do několika set mg.l^{-1} v závislosti na dávce a také na době zdržení vody. Toto zvýšení by nemělo mít velký význam, neboť i zvýšení na 500 mg.l^{-1} by nemělo způsobovat žádné biologické poškození (Wetzel 2001). Dalším nepříznivým efektem může být hnědé zbarvení vody během a několik dní po ošetření a krátkodobě zvýšený výskyt vloček železa. V ČR byl doposud použit jak chlorid železitý, tak síran železitý. Vždy je důležité mít k dispozici dostatek podkladů pro rozhodování, které ovlivní volbu vhodné formy železa a koncentraci přípravku a další doprovodná opatření – používání těchto prostředků není triviální a vyžaduje dobrou znalost limnologických souvislostí, aby nedošlo k poškození ekosystému.

Snížení koncentrace fosforu pomocí vápna a jeho sloučenin (Ca(OH)_2 , CaCO_3)

Hašené vápno (hydroxid vápenatý) je přidáváno do eutrofních nádrží ke snížení využitelnosti fosforu a vysrážení fosfátu na nerozpustné Ca-PO_4 komplexy (hydroxyapatit). Spolusrážení anorganického fosforu kalcitem je přirozený proces v jezerech s tvrdou vodou, obvykle spouštěný zvýšením pH fotosyntézou. Fosfát se adsorbuje na povrch krystalů kalcitu a během růstu krystalu se inkorporuje dovnitř. Kalcit sorbuje fosfát, především pokud pH přesáhne 9. Hydroxyapatit je malý stabilní vápenatý krystal s nejnižší rozpustností při $\text{pH} > 9,5$. Navíc poskytuje více vazebných míst pro fosfor, a tak je vhodný pro jeho vázání i v sedimentech (Wetzel 2001, O'Sullivan a Reynolds 2004).

Reakční mechanismus:



Hydroxid a uhličitan vápenatý byly použity také jako algicidy ke koagulaci a precipitaci buněk fytoplanktonu z vodního sloupce. Rovněž vápenné mléko o koncentraci do 180 mg.l⁻¹ patří mezi sloučeniny, které lze použít k snížení abundance sinic ve vodním sloupci, aniž by došlo k uvolnění toxinů z buněk.

Vliv na ekosystém:

Po aplikaci vápna do vodního sloupce vzroste na několik dní turbidita. Následný pH šok může mít – v závislosti na dávce – negativní vliv na velké bezobratlé a ostatní živočichy, což může (při aplikovaných koncentracích nad 250 mg.l⁻¹) trvat až rok i více po ošetření. Rozsah zvýšení pH závisí na pufrční kapacitě nádrže. V nádržích s tvrdou vodou je obvykle udržení pH pod 10 možné, ale v nádržích s měkkou vodou může stoupnout pH až na 11, a to má řadu důsledků již pro většinu organismů.

Fosfor vysrážený uhličitanem vápenatým se může znovu rozpustit, a tak omezit délku trvání efektu ošetření. Rozpuštěný kalcit se může opět vysrážet později při změně podmínek. Rozpustnost vysrážených fosfátů vzrůstá v hypolimniu blízko sedimentu, kde bakteriální respirace způsobuje snížení pH (O'Sullivan a Reynolds 2004).

Snížení koncentrace fytoplanktonu a fosforu pomocí jílových materiálů

Schopnost vázat z vody fosfáty mají také různé materiály jílového charakteru, jako jsou bentonity, zeolity, modifikované jíly, kaolíny apod. Podobně jako síran hlinitý mohou tyto materiály, pokud jsou aplikovány ve formě velmi jemných částic, vysrážet z vody také partikulární organické částice, tedy i buňky řas a sinic. Kromě toho je vhodné i jejich využití k překrývání sedimentů, kde slouží jako aktivní bariéra proti uvolňování fosforu ze sedimentů. Jejich vlastností vázat fosfor je využíváno i v umělých mokřadech a kořenových čistírnách odpadních vod (Jorgensen a kol. 2005, O'Sullivan a Reynolds 2005). V této oblasti je znatelný výrazný technologický pokrok a jílové minerály je možno využít nejen v přírodní podobě, ale také jako jíly extrudované (pro zvýšení sorpční kapacity), vázané na nosiče (např. bentonitové rohože pro ošetření kontaminovaných sedimentů nebo k bránění resuspendace sedimentů apod.) nebo ve směsích, které dosahují cílené vlastnosti pro přírodní nádrže.

Hypolimnické odpouštění

V termálně stratifikovaných eutrofních nádržích se fosfor kumuluje v hypolimniu částečně vlivem usazování organického materiálu, vznikajícího produkcí v horních vrstvách vody a hlavně vlivem uvolňování fosforu ze sedimentů vlivem anoxických podmínek u dna. Odpouštěním hypolimnické vody, která je nejvíce bohatá na živiny, lze dosáhnout snížení obsahu živin v nádrži, a tím i snížení růstu fytoplanktonu. Tímto opatřením je zároveň dosaženo i zlepšení kyslíkových poměrů u dna, neboť právě hypolimnická voda, která je odpouštěna, obsahuje kyslíku nejméně. Vhodné je použití této metody k urychlení obnovy nádrže, pokud již byl omezen přísun fosforu v přítoku a vnitřní zdroj fosforu výrazně převažuje. Voda ze dna nádrže se vypouští během letní stratifikace a může být odpouštěna buď spodní výpustí nebo aktivním či pasivním (sifon) přečerpáváním. Hypolimnické odpouštění je možné pouze v případě, že do nádrže přitéká dostatek vody. Mírné snížení hladiny vody je možné tolerovat, ovšem nemělo by dojít k úplnému zrušení stratifikace, a tím k přístupu teplé vrchní vrstvy vody k sedimentu, kde by tak mohlo dojít ke zvýšení uvolňování fosforu vlivem teploty. Nezbytnou součástí je proto automatická regulace odtoku v závislosti na množství vody přitékající do nádrže (Cooke a kol. 2005).

Výhodou tohoto opatření jsou poměrně nízké náklady, je-li využito přímo možností nádrže. Cena

opatření je střední až vyšší, pokud je třeba vyrobit sifon, nebo vodu aktivně přečerpávat. Použití této metody je omezeno na relativně malá, hluboká jezera či nádrže s vhodným reliéfem dna. Ve větších nádržích ($> 2,5 \times 10^6 \text{ m}^3$) anoxie v hypolimniu touto metodou nemusí být vůbec snížena (Holdren a kol. 2001).

Vliv na ekosystém:

Negativní důsledky metody hypolimnického odtoku se mohou projevit v toku pod nádrží. Tam bude vypouštěna voda s nižší teplotou, nižší koncentrací kyslíku a do jisté míry obohacená o živiny, amoniak a sirovodík, případně i o toxické látky. Voda vypouštěná z hlubokých nádrží je sice při výtoku na kyslík chudá, ale řádově v desítkách až stovkách metrů se vyrovnává na „normální“ stav odpovídající dané teplotě, především v důsledku bohaté asimilační dotace bentické vegetací. Je známo, že ryby jsou i ve vývařiči těsně pod přehradní zdí. Naopak nízká teplota vytékající vody se udržuje po trase několika desítek km, nehodí se k napájení dobytka, příp. na závlahy a ke koupání.

Nezanedbatelné může být i zvýšení trofie toku, vedoucí k rozvoji řas nebo makrovegetace. Nízká teplota vypouštěné vody z hypolimnia může nepříznivě ovlivnit biologické procesy níže po proudu a postihnout například chov ryb (Cooke a kol. 2005). Znečištění živinami dále po proudu, které odpouštěním vody z hypolimnia vzniká, může být omezeno na výpusti chemickým srážením fosforu.

Odpouštění epilimnické vody

Tuto metodu lze také označit za typ hydraulické regulace. Cílem těchto regulací obecně je vybrat vrstvu vody špatné kvality a nechat ji vytéct z nádrže – tedy například nechat odtéct vodu s vysokou koncentrací fosforu. Metodu epilimnetického odpouštění lze využít za jinými účely (vyplavení vrstvy znečištěné toxickými látkami, vyplavení vrstvy s vysokou koncentrací fytoplanktonu, odpouštění vrstvy vody s vyšší teplotou apod.). Lze toho dosáhnout velmi jednoduše selektivními výpustěmi, pokud jsou vybudovány (Jorgensen a kol. 2005).

Kromě odpouštění hypolimnické vody s cílem snížit obsah fosforu v nádrži a odplavit vodu s nízkým obsahem kyslíku lze za účelem omezení rozvoje sinic naopak odpouštět vodu ze svrchní části vodního sloupce. Výsledkem takového zásahu může být odplavení biomasy vodních květů ve vegetační sezóně, které se kumulují u hladiny, a tak dojde ke snížení jejich obsahu v nádrži. Navíc spolu s biomasou je také ze systému odstraněna část živin, které jsou v ní obsaženy. Ovšem takto dochází k přenašení biomasy dále po proudu, kde může způsobovat značné problémy jednak při uvolnění toxinů, jednak při rozkladu biomasy tvorbou kyslíkových deficitů.

Odpouštění svrchní vrstvy vodního sloupce může být také prováděno s cílem snížit teplotu vody v nádrži. Sinice velmi reagují na teplotu vody a i při vysoce eutrofním stavu nádrže může být jejich nárůst minimální, pokud nastane chladné léto. Naopak k extrémnímu nárůstu biomasy sinic dojde v případě výjimečně teplého počasí, jako tomu bylo například v letech 1999, 2000, nebo 2003. Pokud je nádrž odpouštěna obvykle spodní výpustí, je tak neustále vypouštěna voda chladnější, zatímco v epilimniu zůstává stále stejná voda, která se stále více prohřívá a stává se ideální pro masový rozvoj sinic. Odpouštěním nádrže horním přepadem by tedy mohlo dojít k celkovému snížení teploty vody, a tím by mohl být snížen i růst sinic. Žádné záměrné použití této metody s cílem omezit růst sinic vlivem snížení teploty ve vodní nádrži však zatím není známo.

Selektivní vypouštění určitých vrstev vodního sloupce může být spojeno s výše zmíněným proplachováním a zředováním vodou s nízkými koncentracemi živin a fytoplanktonu, které lze také označit za určitou formu hydraulické regulace. Při použití těchto metod je nutné počítat s riziky spojenými s přemístěním „problému“ dále po proudu a do dalších vodních těles a tento dopad musí být brán v úvahu a vyhodnocen.

Destratifikace nádrží

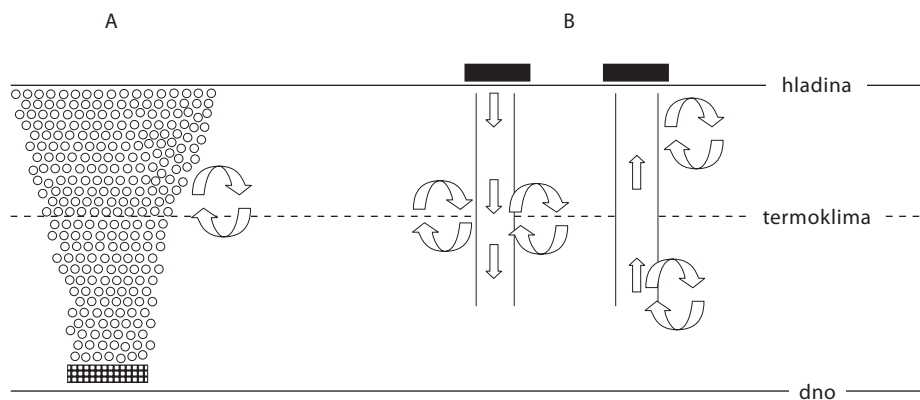
Vlivem umělého promíchávání vodního sloupce dochází ke zrušení stratifikace nádrže, která je výhodou právě pro sinice schopné regulace své pozice ve vodním sloupci pomocí plynových měchýřků. Destratifikací je tato konkurenční výhoda sinic zrušena, a tak dojde k podpoře růstu netoxických zelených řas.

Destratifikace se nejčastěji provádí zavedením stlačeného vzduchu do vody na dně jezera nebo čerpáním vodních mas. Nejčastěji je používán stlačený vzduch, který se uvolňuje skrze otvory v perforované trubici umístěné na dně nebo těsně nad povrchem dna. Unikající vzduchové bubliny vyvolávají vertikální proudění vody směrem k hladině.

Nevýhodou této technologie je vynášení na živiny bohatší vody z hypolimnia do celého vodního sloupce, takže naopak u květu limitovaného živinami může vlivem hlubšího míchání, a tím způsobené větší dostupnosti živin biomasa vzrůst. Umělé míchání je neúspěšnější při redukcí fytoplanktonu limitovaného světlem. Dá se předpokládat, že umělé míchání bude v kontrole růstu *Microcystis* úspěšnější při aplikaci v hlubších nádržích.

Tato metoda je někdy aplikována také proto, aby díky promíchávání došlo k lepšímu prokysličení vodního sloupce, a tak se předešlo nepříznivým vlivům anoxie vznikající při stratifikaci nádrže u dna. Na tomto principu se také sníží uvolňování fosforu ze dna při anoxických podmínkách. Jedná se však o řešení finančně náročné s krátkodobým efektem. Často během pokusů o aplikaci došlo k zintenzivnění produkčních procesů díky zvýšené teplotě vody, zvětšenému objemu epilimnia a vyššímu přísunu živin díky přímému kontaktu produktivních vrstev se sedimenty. K prokysličení vody je proto vhodnější použít například metody prokysličení hypolimnia mechanickým čerpáním, u které k porušení stratifikace nedochází, viz Obr. 92.

Kromě celkové destratifikace byla pro prevenci růstu fytoplanktonu použita také **metoda epilimnetického míchání**. Povrchové vrstvy vody se mísí do hloubky, která odpovídá "optimální hloubce". Jde o to promíchávat vodní sloupec do takové hloubky, kdy světlo proniká do menší části míchané vrstvy, takže fytoplankton je více limitován světlem. Hloubka mísení musí být větší než hloubka, v níž je fotosyntéza zredukována na nulu. K míchání může v tomto případě docházet pomocí vypouštění vzduchových bublin nebo použitím čerpadel (Štěpánek a Červenka 1974, Jorgensen a kol. 2005). Na rozdíl od celkové destratifikace zde nemusí docházet k promíchání na živiny bohatších spodních vrstev do celého vodního sloupce.



Obr. 92. Schéma zařízení pro destratifikaci (A – pneumatická, pomocí vzduchových bublin, B – mechanická, čerpáním vody ode dna nebo od hladiny, přičemž je naznačena technologická možnost selektivního promíchání jen určitých vrstev)

Látky cyanocidní, algicidní a cynostatické

Nejnámější, ekotoxikologicky nejproblematictější a technologicky nejméně náročný způsob omezení růstu sinic ve vodních nádržích je aplikace látek toxických pro řasy a sinice, tedy látek algicidních nebo algistatických. Bereme-li v úvahu pouze sinice (cyanobakterie), můžeme tyto látky označit jako cyanocidní či cyanostatické.

Jako cyanocidní látky označujeme zpravidla ty látky, které mohou sinice přímo zabít, a tím tedy snížit jejich množství ve vodě. Jako cyanostatické jsou potom označovány látky, které sinice přímo nezabíjejí, ale zabraňují jejich dalšímu růstu. Použití cyanostatických látek tedy není příliš účinné, pokud je v nádrži vodní květ již rozvinutý, ale je vhodné je použít před začátkem sezóny jako prevenci proti nárůstu sinic.

Látek s různou schopností omezovat růst sinic je více a podle původu je můžeme rozdělit na 2 základní typy:

- látky chemické;
- látky přírodní.

Obecně lze říct, že většina látek přírodního charakteru působí spíše cyanostaticky, zatímco aplikace chemických algicidů má většinou cyanocidní účinek. Při použití algicidních látek na omezení rozvoje toxického vodního květu se obecně potýkáme s celou řadou problémů:

- Jakou látku dávkovat, aby zasáhla jen cílové organizmy a nepůsobila toxicky na jiné organizmy.
- Jaký bude vliv toxinů sinic, jež se do vody uvolní rozpadem buněk.
- Jak řešit následný nárůst bakterií a s tím spojený vznik anoxických zón u dna způsobených mikrobiálním rozkladem uhynulých organismů.
- Jak účinně vpravit takovou látku do vody, aby nebylo ohroženo okolí či nedocházelo k předávkování v určitých místech vodního tělesa.

Obecně není vhodné používat koncentrace a přípravky, které vedou k usmrcení buněk a k vylití buněčného obsahu do okolí. To vede téměř vždy ke kyslíkovému deficitu ve vodě (tuny mrtvé biomasy sinic se najednou rozkládají a při jejich mikrobiálním rozkladu se spotřebovávají velká množství kyslíku), mimořádnému zvýšení obsahu rozpuštěných organických látek ve vodním sloupci se všemi důsledky pro vodní ekosystém a samozřejmě uvolnění toxinů, které má při masovém kolapsu biomasy sinic prokazatelně negativní vliv na zdravotní stav ryb (při nesprávné aplikaci může dojít i k úhynům ryb) a složení zooplanktonu. V případě vodárenských nádrží se mohou toxiny, které se do vody uvolnily po aplikaci algicidů, dostat až do pitné vody a způsobovat poškození zdraví člověka.

Princip vhodného použití algicidních látek by tedy neměl spočívat v likvidaci už vyprodukované organické hmoty, ale především v prevenci rozvoje fytoplanktonu. Platí zásada, že nejefektivnější doba zásahu proti masovému rozvoji vodních květů sinic je na počátku jejich rozvoje, tedy ke konci stadia „clear water“. Na počátku svého rozvoje jsou sinice nejzranitelnější, přijímají nejvíce látek ze svého okolí a po přezimování jsou zesláblé. Je-li hladina nebo vodní sloupec plný kolonií sinic, které jsou v dobrém fyziologickém stavu, nelze takový zásah provádět ani doporučovat bez vědomí negativního dopadu na vodní ekosystém.

Jedinou výhodou metody omezení růstu sinic pomocí klasických algicidů je, že pracuje rychle. Ovšem účinek takového zásahu má obvykle jen krátkou dobu trvání a po čase (14 dní – 2 měsíce) se vodní květy objeví znovu.

Chemické látky algicidní

Jako algicidní látky je možno použít chemické sloučeniny nebo jejich směsi, které se vyznačují toxicitou vůči jednomu či více druhům sinic a řas. Zmiňováno je použití kvartérních amoniových solí, herbicidů, těžkých kovů (CuSO_4 , ZnSO_4 , ZnCl_2 , Mn a Ag), oxidantů (H_2O_2 , KMnO_4 , naftoporpyriny, ftalocyaniny), zkoušena byla i možnost použití antibiotik.

Anorganické algicidy

Z anorganických algicidních látek se nejvíce používaly sloučeniny mědi a chlóru. Uvádí se také použití stříbra, manganistanu draselného, ozónu, síranu amonného a jiných. Použití chlóru a ozónu je spíše rozšířeno ve vodárenství v různých fázích technologie úpravy vody a v bazénech, použití ve vodních ekosystémech je limitované jejich nespécifickým dezinfekčním účinkem.

Měď (Cu^{2+})

Síran měďnatý byl i přes řadu nevýhod pravděpodobně nejvíce používaný algicid. Pro kontrolu růstu obtížných řas v povrchových vodách se používá už od roku 1904 (Haughey a kol. 2000). K častému používání sloučeniny mědi vedla především jejich nízká cena a snadnost provedení a rychlý efekt zásahu. Měď působí vytěsněním Mg^{2+} v molekule chlorofylu, který tím ztratí svoji fotosyntetickou funkci. Sloučeniny mědi, zejména síran měďnatý, jsou používány především proti sinicím, protože na ně jsou účinné již μg koncentrace. Obecně jsou v literatuře uváděny koncentrace od 25 do $1000 \mu\text{g.l}^{-1}$ Cu^{2+} v závislosti na fyzikálně-chemických parametrech vody a způsobu využití dané nádrže. Většinou je měď používána ve formě síranu, ale je popsáno i použití křemičitanu (Štěpánek a Červenka 1974). V ČR byla vydána metodika VÚRH Vodňany pro použití přípravku Kuprikol v rybářství, kde je pro likvidaci vodního květu sinic doporučena dávka 2 kg.ha^{-1} vodní plochy. Účinná látka je organicky vázaná měď ve formě oxychloridu mědi, který se nevysráží ve vodě nádrže tak rychle jako klasický síran měďnatý.

Účinnost Cu^{2+} je závislá na chemickém složení vody, do které je $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ dávkován. Měď ve vodě reaguje s mnoha ligandy, jako je uhličitán, huminové kyseliny a fulvokyseliny. Může se také adsorbovat na koloidy a částice přítomné ve vodním sloupci. Vzhledem k perzistenci toxického kovu v sedimentech nádrží si lze těžko představit, že by byla např. skalice povolena k plošné aplikaci do nádrží, i když jde o jednoznačně nejlevnější prostředek, jaký kdy byl použit.

Vliv na ekosystém:

Ošetření vodní nádrže měďnatými ionty s sebou nese známá ekotoxikologická rizika. Opakovaná aplikace může indukovat posun v druhové skladbě směrem k druhům pro měď více resistantním. Měďnaté ionty se mohou také akumulovat v sedimentech, ze kterých se mohou zpět uvolňovat při nízkém obsahu kyslíku v hypolimniu. V sedimentu může mít měď negativní dopad na společenstva bentických organizmů. Známý jsou i praktickými aplikacemi ověřené přípustné dávky $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ pro ryby $0,14 \text{ mg.l}^{-1}$ (pstruh duhový) – $0,67 \text{ mg.l}^{-1}$ (okoun). Přepočtem na koncentrace kovu je to $0,036$ – $0,17 \text{ mg.l}^{-1}$ Cu čili hodnoty nezbytné pro algicidní účinek pro sinice. Pro pitnou vodu se udává jako mezní hodnota $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$. Smrtelná dávka pro člověka se udává jako 10 g CuSO_4 , stejná dávka platí i pro AgNO_3 , který je někdy používán společně s $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ pro zpomalení rozkladu biomasy sinic v nádržích. Navíc při aplikaci mědi dochází k lzy buněk, a tak k náhlému uvolnění toxinů a také různých látek způsobující pachy a pachutě vody, což může mít další vliv na ekosystém dané nádrže a samozřejmě také na zdraví člověka, pokud je nádrž využívána k rekreačním nebo vodárenským účelům (Chorus a Bartram 1999, Holdren a kol. 2001).

Využití sloučenin stříbra jako algicidních přípravků

Stříbro na ošetření vod se používalo v kombinaci Cu/Ag. Příkladem je směsný algicid, který byl registrován jako CA 350 a obsahuje poměr $300\mu\text{g Cu}^{2+}:50\mu\text{g Ag}^+$. Štěpánek a Červenka (1974) uvádí, že tímto směsným preparátem lze úspěšně sanovat i silnou plovoucí krustu rozvinutých vodních květů. Účinek preparátu je navíc znásoben účinkem baktericidním, takže rozklad mrtvé biomasy fytoplanktonu probíhá pomalu a nedochází tak nárazovému poklesu kyslíku ve vodě. Při použití tohoto preparátu navíc nedochází k rozkladu biomasy u hladiny, ale biomasa klesá ke dnu.

Citlivost vodních organismů včetně ryb na stříbro je poněkud větší než na měď. Toxicita AgNO_3 pro vodní organismy se udává: pstruh duhový (96 h) 10–200 $\mu\text{g.l}^{-1}$, *Daphnia magna* (48 h) 1–20 $\mu\text{g.l}^{-1}$, *Scenedesmus* (48 h) 3–15 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (<http://www.epa.gov>). Štěpánek a Červenka (1974) udávají limitní dávku AgNO_3 0,04 mg.l^{-1} .

v současné době jsou v zahraničí zkoušeny přípravky na bázi koloidního stříbra uvolňovaného elektrolyticky do nádrží přímo z lodi. Složení elektrolytu řídí složení elektrod (někdy s přidavkem mědi). Celkové množství chemických látek vnesených touto metodou do vodního ekosystému je menší než při aplikaci chemických přípravků, stále jde ale o vnášení kovů, které se hromadí v sedimentech, do vodních ekosystémů.

Další anorganické cyanocidy

V některých případech byly pro potlačení rozvoje fytoplanktonu použity i další anorganické látky. Zkoušen byl manganistan draselný, (KMnO_4), jehož účinná koncentrace je cca 1–3 mg.l^{-1} (Lam a kol. 1995). Manganistan draselný, ačkoliv vykazuje algicidní vlastnosti, není v praxi používán vzhledem k řadě nepříznivých vedlejších účinků.

Použití **chlóru** je omezeno pouze na použití ve vodárenství nebo v bazénech. V některých rybochovných provozech byl odzkoušen chlornan sodný, který je pro sinice 2x toxičtější než pro ryby, ale pro použití v přírodním prostředí je jeho použití diskutabilní. Pro **chlorin** (NaOCl) je uváděna účinná koncentrace 0,5–1,5 mg.l^{-1}) (Lam a kol. 1995).

Prováděny byly také testy s **peroxidem vodíku** (H_2O_2), kde se ukázala zvláště sinice *Microcystis aeruginosa* vysoce citlivá (Drábková a kol. 2007). Otázkou je ovšem vliv na ostatní organismy.

Organické algicidní látky

Komerčně dostupné algicidy zahrnují několik typů organických látek. Jako látky omezující růst sinic vodního květu se v české i světové literatuře uvádějí tyto přípravky:

Reglone a (diquat, 1,1-ethylene-2,2-dipyridium dibromide – účinná koncentrace 2–3,9 mg.l^{-1}). Tato látka je pro použití do vodních nádrží registrována i v České republice, ale jedná se spíše o ošetření vodních makrofyty.

Za stejným účelem je u nás registrován i přípravek **Roundup biaktiv**. Ten obsahuje účinnou látku glyfosát. V bezpečnostním listu tohoto přípravku je uváděna toxicita účinné látky pro zelenou řasu *Scenedesmus capricornutum* 150 mg.l^{-1} , v testech byla zjištěna EC 50 glyfosátu pro *Microcystis aeruginosa* 135 mg.l^{-1} .

Dále je v literatuře uváděn **simazin** (2-chloro-4,6-bis(ethylamino)-s-triazine, účinná koncentrace 0,5 mg.l^{-1}) a **DCMU** (3,4-Dichlorophenyl 1-1 dimethyl urea, účinná koncentrace 1 mg.l^{-1}) (Lam 1995). Tyto látky nejsou aktuálně v ČR pro aplikaci do vodních ekosystémů povoleny.

Byla rovněž zjištěna selektivní toxicita **L-lysinu** pro různé kmeny *Microcystis*. V laboratorních testech byly kompletně zabity sinice koncentracemi L-lysinu 0,6 až 5 mg.l^{-1} (Hermann a kol. 2002). Ve starší české literatuře (Štěpánek a Červenka 1974) je uváděno i použití řady dalších organických látek, ovšem u většiny je známa toxicita pro člověka nebo vodní organismy, takže jejich použití v přírodních podmínkách je sporné.

Algicidní účinky mají například organické sloučeniny rtuti, pentachlorfenolát sodný nebo kyselina jódoctová. Velmi silné algicidní vlastnosti mají organické soli mědi a citrátové směsi jako měďnatosodná sůl kyseliny etylén-diamin-tetraoctové a naftolát mědi. Jedním z nejúčinnějších algicidních prostředků je dimethyl-dithiokarbamid zinku, který omezuje rozvoj sinic rodu *Microcystis* v koncentracích 4 $\mu\text{g.l}^{-1}$. Jeho používání v praxi je však omežováno toxickými účinky vůči rybám. Další skupinu organických algicidních preparátů tvoří alkoholy, aldehydy a ketony. Význačné algicidní účinky mají chinony např. 2,3-dichlornaftochinon a di-(p-chlorfenyl)-propanol s algicidními účinky už při 30–55 $\mu\text{g.l}^{-1}$. Je účinný pouze na sinice a rozsivky. Podobně selektivní účinnost je známa i u 9,10-fenantrochinonu a salicaldehydu. Souhrnně se o chinonových látkách uvádí, že jsou účinné v rozmezí koncentrací 0,5–10 mg.l^{-1} . Ze substituovaných uhlovodíků jsou velmi účinné chlorované benzeny -2-benzoyl -1,3-dichlorpropan má vůbec největší algicidní účinky. Dobré algicidní vlastnosti má také chlorovaný kamfen. Také trichlorethylén je účinný proti řasám a sinicím. Selektivní účinek pro *Microcystis* byl pozorován u roztoku alkylarylbromidu. Z kvarterních amonných sloučenin si zaslouží pozornost především algicidní účinky chloridu metyldodecylbenzyltrimetylamonia a chloridu dodecylacetamidodimetylbenzylamonia. Tyto látky jsou toxické více pro zelené řasy než pro sinice. Někteří autoři upozorňují na nebezpečí možnosti vyvolání resistance organismů fytoplanktonu vůči kvarterním amoniovým sloučeninám. Algicidní účinky mají také některé deriváty metylmočoviny, které jsou zároveň univerzálními herbicidními preparáty, jako například Monouron-A-(p-chlorfenyl)-N'-dimetylmočovina je účinným algicidním prostředkem netoxickým pro živočichy, ovšem pokud by se při aplikaci dostala infiltrací k pobřežní vegetaci, může způsobit její uhybnutí. Účinné dávky se pohybují okolo 1–3 mg.l^{-1} . Universální algicid je také rozinamin-D-octan, jehož dávka 2 mg.l^{-1} potlačila s 90% účinností fytoplankton ve srovnání s 53 % stejné dávky CuSO_4 . Algicidní účinnost je však stejně jako u mědi ovlivňována pH, tvrdostí a jinými faktory vodního prostředí.

Z těchto látek možná stojí za pozornost zmíněná chinonová látka, u kterých je známo jejich selektivní působení na sinice, zatímco řasy jsou na tyto látky méně citlivé. V současné době probíhá ve světě výzkum použití přírodních látek, jako je například ječná sláma nebo různé extrakty z rostlin a přichází se na to, že účinnou látkou při aplikaci těchto materiálů jsou mimo jiné také chinony. Například Schröder a kol. (2003) publikoval selektivní toxicitu 9,10-antrachinonu, po jehož aplikaci v koncentraci 125 $\mu\text{g.l}^{-1}$ došlo k výraznému omezení počtu buněk sinice *Oscillatoria perornata*, zatímco zelené řasy a rozsivky zasaženy nebyly a došlo k jejich nárůstu.

Antibiotika jako algicidní látky

Testováno bylo také použití některých klasických antibiotik. U antibiotik by se dala využít možnost selektivních vlastností. Selektivní účinky na sinice mají dihydrostreptomycin, chloramfenikol, penicilin G, streptomycinsulfát a terramycin, dále také fungicidin, neomycin, cykloserin, linkocin, bacitracin a exalgae. Malou účinnost proti sinicím měly koncentrace kolem 2 mg.l^{-1} , zatímco proti zeleným řasám a rozsivkám neměly účinnost žádnou. Jejich používání v praxi ale není možné z ekonomických důvodů (Štěpánek a Červenka 1974). V současné době jsou zkoumány možnosti produkce antibiotik cíleně aplikovanými kmeny saprofytních bakterií. Myšlenka je založena na úvaze, že tyto bakteriální preparáty umožní rozvoj společenstev bakterií, které budou spotřebovávat organický uhlík a fosfor, přičemž produkce antibiotik bude kontinuální. Právě rychle se snižující koncentrace aplikovaných antibiotik po jejich aplikaci byla problémem účinku, v případě produkce antibiotik in situ by bylo možno počítat s efekty i v menších koncentracích.

Ftalocyaniny, porfyriny a další tetrapyrolové deriváty

Ftalocyaniny jsou tetrapyrolové deriváty a jsou-li fotoaktivovány, jsou silnými generátory singletního kyslíku $^1\text{O}_2$. Chemická struktura ftalocyaninů může být modifikována zavedením různých typů sub-

stituentů na molekule (včetně centrálního atomu), což může vést k zásadním změnám fotofyzikálních vlastností ftalocyaninů a efektů interakce s buňkami a tkáněmi vedoucími k odlišným fotobiologickým efektům. Interakce senzitizeru s biomolekulami závisí na velikosti, polaritě a distribuci náboje na periferii molekuly senzitizeru a na hydrofilitě nebo hydrofobnosti interagujících partnerů. Aniontové ftalocyaniny reagují s kladně nabitými aminoskupinami proteinů a jsou klíčem k jejich degradaci vlivem $^1\text{O}_2$. Na druhé straně kationtové ftalocyaniny mohou po proniknutí do buňky interagovat s DNA, a tak vlivem singletního kyslíku specificky působit v přímo jádře buňky. Vznikající $^1\text{O}_2$ atakuje bezprostřední okolí senzitizeru. Difúzní poloměr kulové oblasti, ve které se reakce uskuteční, je dán rychlostí difúze prostředí a dobou života singletního kyslíku.

Ftalocyaninové preparáty se dnes využívají při fotodynamické léčbě rakoviny a studuje se také jejich vliv na bakterie. Bylo testováno (Jančula a kol. 2007a, Drábková a kol. 2007) několik strukturálních typů ftalocyaninů, které vykazaly různé stupně toxicity vůči sinicím. Nejeftektivnější byly ftalocyaniny, které byly kationické a zároveň obsahovaly ve své struktuře heterocykly. Tyto preparáty se jeví jako potenciálně použitelné v boji proti masovému rozvoji sinic, avšak o vlivu na ostatní akvatické organizmy toho víme jen málo. Výzkum těchto látek stále pokračuje.

Mezi skupinu látek, které jsou schopny produkovat kyslíkové radikály, patří také anorganické sloučeniny oxidu titanu TiO_2 . Technologie, které jsou zkoušeny, neznamenají vnos kovu do vodního ekosystému, protože zkoumané varianty počítají s tím, že TiO_2 bude nanesen na nosiči, obdobně jak je tomu ve vodárenských aplikacích.

Algicidy 2. generace

Jako algicidy 2. generace označujeme přípravky, které byly komponovány pro omezení masového rozvoje sinic a řas v přírodních podmínkách, jsou selektivně toxické pro sinice a jsou biodegradovatelné (vyžadován je biologický rozklad v přírodních podmínkách na netoxická rezidua) (Maršálek 2006).

Jako příklad lze uvést přípravky, jejichž účinnost na potlačení růstu sinic je v současnosti předmětem testování:

Algipropre je biologicky odbouratelný algicid 2. generace, jehož účinná látka je tvořena směsí dime-thylaziridinu a potravinářských barviv. Je to modrozelená tekutina bez pachu s pH 7,5 a dávkováním 25 ml na 100 l vody.

Algistop je biologicky odbouratelný algicid 2. generace, jehož principem účinku je roztok enzymů, oligobiogenní složky a biodetergenty. Je to bělavá kapalina bez zápachu s pH 10. Dávkování je 1 ml na 100 l.

Dále do této kategorie lze započítat například výše uvedené ftalocyaninové preparáty, které jsou předmětem patentového řízení, nebo peroxy organické sloučeniny huminových látek testované na selektivní vlastnosti cyanostatické a cyanotoxické.

Přírodní látky s cyanocidními a cyanostatickými účinky

Vhodnou a především přírodě bližší alternativou k aplikaci algicidních chemikálií mohou být některé přírodní látky. Za účelem omezení růstu sinic byla testována celá řada přírodních látek. Úspěšně již je v některých vodních nádržích ve světě i u nás používána ječná sláma, která při svém rozkladu ve vodě uvolňuje látky s algicidními účinky. Ve světě také byla a stále je testována řada extraktů z rostlin nebo je snaha využít alelopatického efektu některých vodních makrofyt a fytoplanktonu.

Ječná sláma

Vliv ječné slámy na růst řas a sinic je v praxi využíván více než 30 let. V laboratorních testech byl prokázán i efekt ječné slámy na laboratorní kultury sinice *Microcystis aeruginosa*. V roce 1996 Everall a Lees pozorovali redukci populací sinic po aplikaci ječné slámy již přímo ve vodní nádrži a tohoto efek-

tu bylo úspěšně využito také v nádrži pro pitnou vodu (Barrett a kol. 1996). Následně byla provedena dlouhodobá studie použití ječné slámy v nádrži. Toto opatření v průběhu let 1991–1998 úspěšně snížilo výskyt sinice *Anabaena* sp. Ječná sláma se ukázala být efektivní při kontrole vodních květů obecně. Ze sinic byly inhibovány *Anabaena* sp., *Aphanizomenon* sp., *Microcystis* sp. a *Oscillatoria* sp.

Princip působení:

Jako princip působení ječné slámy se nejprve uvažovala produkce antibiotických látek mykoflórou asociovanou s ječnou slámou, dále je uváděna produkce antibiotik bakteriemi nebo přítomnost fenolových látek, které se uvolňují z tlející slámy. Jako další princip působení se uvažuje i produkce kyslíkových radikálů, které mohou oxidací těchto látek uvolňujících se ze slámy vznikat (Barett a kol., 1996). V současné době se předpokládá, že příčinou jsou oxidované polyfenolické sloučeniny derivované z ligninu. Celkový efekt těchto látek je spíše algistatický než algicidní. Detekcí látek uvolňujících se z ječné slámy se zabývá řada prací. Ve studii, kde byl využit umělý tlecí reaktor, se ukázalo, že rozkládající se ječná sláma obsahuje z ligninu derivované fenolové látky. UV a hmotnostní spektrometrií byly identifikovány deriváty koniferilu, kumarilu, a sinapyl alkoholu. Také byla nalezena relativně vysoká koncentrace 4 ethyl-fenolu (Barett a kol. 1996). Často jsou zmiňovány chinony. Některé z těchto látek jsou podobné nebo stejné jako aleopatické látky produkované jinými řasami – například mastné kyseliny a fenolové kyseliny. Inhibice růstu sinic a řas při aplikaci ječné slámy pravděpodobně není způsobena jednotlivou látkou, ale synergistickým efektem různých inhibičních složek v systému. Ani v současnosti není zcela objasněn princip, na kterém ječná sláma inhibuje růst sinic. Z našich zkušeností je například známo, že aplikace slámy na přítoku do nádrže pracuje také jako filtrační bariera, která zlepšuje kvalitu přitékající vody.

Vliv slámy na vodní ekosystém:

Rozkládající se ječná sláma má ve vodním ekosystému vliv nejen na cílové populace sinic. Inhibice růstu po aplikaci ječné slámy byla proto studována nejen na sinici *Microcystis aeruginosa*, ale i na celé řadě dalších druhů sinic a řas. Jako nejcitlivější se v laboratorních podmínkách ukázala sinice *Microcystis aeruginosa*, *Synechococcus* sp. a *Anabaena flosaquae*, dále byly velmi citlivé rozsivky druhů *Tabelaria flocculosa*, *Closterium ehrenbergii*, *Cosmarium biretrum* a *Asterionella formosa*, zatímco *Euglena gracilis* a zelené řasy *Chlorella vulgaris* byly inhibovány jen nepatrně a jako rezistentní vůči vlivu ječné slámy se ukázaly *Nitzschia filiformis*, *Scenedesmus subspicatus*, *Anabaena cylindrica* a *Oscillatoria animalis*. Tyto druhy byly rozkládající se ječnou slámou dokonce podstatně stimulovány (> 200 %) (Martin a Ridge 1999).

V další práci bylo zjištěno signifikantní snížení počtu buněk zelených řas, aniž by byla ovlivněna jejich diverzita. Po aplikaci ječné slámy byla v nádrži pozorována také inhibice růstu rozsivek (*Asterionella* sp.) (Barrett a kol. 1996). Bylo také zjištěno, že rozkládající se ječná sláma nemá negativní vliv na vodní makrofyty. Uvádí se, že použití slámy v mělkých eutrofních jezerech s dominancí řas nad makrofyty může naopak znovu obnovit dominanci makrofyt.

Pozorováno bylo zastavení růstu mycelií vodních hub rodu *Saprolegnia* (*S. parasitica*, *S. diclina*, *S. ferax*) dávkou 1 g slámy.l⁻¹, což je efekt žádoucí především v nádržích určených k chovu ryb, vzhledem k tomu že tyto houby způsobují často plísňová onemocnění ryb. Nebyl pozorován žádný negativní vliv aplikace ječné slámy u 18 druhů bezobratlých ani na chov pstruhů. Ječná sláma neměla žádný efekt na čolka obecného (*Triturus vulgaris*) ani na skokana hnědého (*Rana temporaria*) (Ridge a kol. 1999).

Praxe ukazuje, že ječnou slámu je nutno umět použít. Nefunguje bez přesně definované aktivace a při nevhodném použití se stane problémem, který představuje především způsob, jak slámu z nádrže odstranit. Prosté kompostování není možné vždy a všude, protože sláma sorbuje i nemalé množství kovů a toxických organických látek, pro které je nutno tento materiál odvážet na zabezpečené skládky.

Aplikace slámy bez jejího odstranění na konci vegetační sezony by mohla negativně ovlivnit také kyslíkové poměry v nádrži díky zvýšené intenzitě sedimentace organické hmoty a hygienické problémy spojené s výskytem mikroorganismů rozkládajících slámu. Tato metoda je dobře použitelná především v menších nádržích.

Překvapivé je zjištění, že pšeničná sláma na rozdíl od ječně nezpůsobuje inhibici růstu řasy *Scenedesmus* sp. ani sinice *Microcystis aeruginosa*. Po 14 dnech došlo dokonce ke stimulaci růstu. Příčina může být v nižším obsahu ligninu v pšeničné slámě a současném vyluhování látek využitelných jako živiny pro růst. Metodou elektronové paramagnetické (spinové) resonance (EPR, ESR) bylo prokázáno, že ječná a pšeničná sláma produkuje jiné spektrum radikálů kyslíku a dusíku, což může být pravděpodobně jeden z důvodů selektivního působení ječné slámy na sinice.

Další rostlinné materiály

V souvislosti s předpokladem, že algistatický efekt by mohly zajišťovat oxidované deriváty ligninu, byla za účelem omezení růstu sinic a řas zkoumána možnost využití dalších podobných přírodních látek. Jako možné se ukázalo využití různých druhů listnatého opadu (kaštan *Aesculus hippocastanea*, javor *Acer campestre*, dub *Quercus robur* a dalších). Jedním z nejúčinnějších bylo dubové listí, které má hned dvě fáze účinku. V první fázi – hned na začátku rozkladu (4–90 dní) – se projevuje algistatické působení oxidovaných taninů. Tento efekt nevykazovaly listy jasanu ani listy dubu sesbírané až po pár týdnech rozkladu v přirozeném prostředí. Ve druhé fázi (> 120 až 900 dní rozkladu) pochází algistatické látky z oxidativního rozkladu ligninu (Ridge a kol. 1999).

Dále byly zjištěny algistatické účinky dřeva rozloženého společenstvy mikroorganismů rozkládajícími celulózu a další polysacharidy buněčné stěny, ale ne lignin. Naproti tomu dřevo napadené mikroorganismy, které rozkládají i lignin, algistatické účinky nemělo. Popsány byly i účinky jehličnatého opadu (Ridge a kol. 1999).

Extrakty účinných látek z rostlin a přírodní cyanostatika

Ačkoliv zásahy ječnou slámou se v některých případech (většinou malé nebo středně velké nádrže) ukázaly jako účinné a finančně nenáročné řešení, mají jistou nevýhodu vzhledem ke způsobu aplikace. Především ve větších nádržích a v nádržích, které jsou využívány k rekreačním účelům je manipulace a trvalé umístění sítí se slámou a jejich následné odstraňování velmi nepraktické. Proto je snaha o použití extraktů samotných účinných látek, a to nejen z ječné slámy, ale i z řady jiných rostlin.

Jančula a kol. (2007b) studovali vliv extraktů kořenů čeledi Papaveraceae na řasy, sinice a perloočky *Daphnia magna*. Jako nejzajímavější se ukázaly extrakty z kořene *Chelidonium majus*, jejichž hodnoty EC50 se pro fytoplanktonní společenstva pohybovaly od 57,11 do 78,01 mg.l⁻¹ zatímco pro necílové organismy (*Daphnia magna*) byly tyto hodnoty o řád vyšší.

V USA je rozvoj nežádoucích druhů sinic velkým problémem v rybnících s intenzivním chovem sumečka skvrnitého (*Ictalurus punctatus*). Bylo vyčísleno, že jejich rozvoj způsobuje značné finanční ztráty, a proto se vyplatí investovat peníze do rozsáhlého výzkumu, který je realizován s cílem najít ideální selektivně cyanocidní látku přírodního původu. Schröder a kol. (2002) testoval řadu komerčně dostupných přírodních sloučenin. Zjišťována byla jejich selektivní cyanocidní působení především proti sinici *Oscillatoria chalybea*, s jejímž rozvojem jsou v rybochovných nádržích v USA největší problémy. Dále bylo sledováno působení další řady asi 40 látek na sinici *Oscillatoria perornata* a řasu *Selenastrum capricornutum*. Mezi látkami selektivně působícími na sinici více než na řasu měla největší účinnost látka chinon A-7 (2-(3-chloro-3-methylbutyl)-3-hydroxy¹,4-naftochinon) a dále kyselina chrysophanová, β-cyano-L-alanin a streptonigrin.

Součástí výzkumu bylo i zpracování rozsáhlého přehledu již dříve získaných poznatků o účincích sekundárních metabolitů z různých rostlin, ale i některých mikroorganismů na růst sinic (Schröder a kol. 2002).

Z orobince širokolistého (*Typha latifolia*) byly izolovány sloučeniny kyselina linolenová, γ -linolenová a neidentifikované C18:2 mastné kyseliny společně se třemi steroidními látkami. Tyto sloučeniny byly selektivně toxické na *Synechococcus leopoliensis* a *Anabaena flosaquae* *in vitro*.

Draselný ricinoleát, který je součástí komerčního algicidu Solricin 135[®] v laboratorních testech inhiboval růst sinic. V testech v rybníku ovšem nebyl algicidní efekt proti sinicím potvrzen.

Další látka s algicidními vlastnostmi je Fischerellin a a B, který byl izolován ze sinice *Fischerella ambigua* a *F. muscicola*. Působí jako inhibitory fotosystému II. Byl zjištěn vliv na *Anabaena P9*, *Chlamydomonas reinhardtii* a vyšší rostliny a dále na *Anabaena variabilis*, *Phormidium* sp., *Synechococcus* sp. a *Synechocystis* sp.

Algicidní látky z *Oscillatoria laetevirens* toxické pro *Microcystis aeruginosa* byly identifikovány jako nasycené mastné kyseliny s dlouhým řetězcem, které inhibují elektronový přenos ve fotosystému II.

Celkem bylo pro tento cíl hodnoceno více než 2300 extraktů z více než 1050 druhů rostlin. Nejaktivnější a nejselektivnější cyanocidní aktivita byla zjištěna u extraktu z rostliny *Dulacia candida*, což je široce rozšířená tropická amazonská rostlina – keř nebo malý strom. Extrakt z této rostliny prokázal vysokou anticyanobakteriální aktivitu i v koncentracích rozsahu ppb. Účinná látka se zatím nepodařila stanovit.

V praxi jsou nejvíce využívány extrakty z ječné slámy, které se prodávají v USA, a dále extrakty z dubové kůry, které jsou používány spíše pro jezírka a akvária. Praktické využití lze předpokládat také u patentovaného extraktu z ořešáku *Juglans nigra* (US Patent č. 6,164,244).

Alelopatické látky pro omezení rozvoje sinic

Zajímavým zdrojem látek, které je možno využít v boji proti sinicím tvořícím vodní květy, jsou vodní rostliny, řasy a jiné, především bentické sinice. Tyto organizmy totiž produkují řadu tzv. alelopatických látek, což jsou látky, které jsou produkovány s cílem inhibovat růst ostatních vodních rostlin a řas, a tak zajistit více „prostoru“ pro růst té rostliny, která je produkuje. Tyto látky je možno v boji proti sinicím zapojit buď přímo vysazením druhů, které je produkují, nebo je možné použít pouze extrakty z těchto rostlin a pokud by došlo k úplné identifikaci těchto alelopatických látek, v úvahu by mohla připadat i jejich umělá syntéza. Zatím je však toto všechno pouze ve stadiu výzkumů.

Nejčastěji zmiňovanou rostlinou produkující alelopatické látky je vodní rostlina *Myriophyllum* (stolístek). Je zřejmé, že tato rostlina neprodukuje jednu jedinou alelopatickou látku, ale jedná se o více látek, které zabraňují růstu sinic. Identifikací látek, které produkuje stolístek, se zabývá mnoho publikací (např. Nakai a kol. 2000).

MOŽNOSTI OMEZENÍ ROZVOJE VODNÍCH KVĚTŮ SINIC PROSTŘEDNICTVÍM MIKROORGANISMŮ, ROSTLIN A REGULACE BIOTICKÝCH VZTAHŮ V NÁDRŽÍCH

Kromě aplikace chemických látek nebo používání extraktů z rostlin je jako další přírodě bližší možnost omezení vodních květů sinic zmiňována přímá regulace biotických vztahů a struktury společenstev v pelagiálu. Biologickou kontrolou vodních květů sinic rozumíme jakékoli přímé působení živých organismů, jehož výsledkem je snížení kvantity těchto sinic. Naproti tomu při omezení přírodními látkami se využívá výluhů a extraktů z vyšších rostlin, což je sice ekologičtější metoda než aplikace chemicky syntetizovaných látek, ale zůstává zde nutnost udržovat účinnou látku v nádrži v požadované koncentraci. Výhoda metod biologické kontroly masového rozvoje vodních květů sinic spočívá v biologickém principu interakce – „potrava-predátor“, který vychází ze vztahu založeného na principech rovnováhy a akce-reakce.

Mikroorganismy, které mohou regulovat rozvoj planktonních sinic, řadíme do následujících pěti skupin:

- viry;
- bakterie;
- řasy;
- prvoci;
- houby a houbové organizmy.

Možnost využití virů k regulaci rozvoje vodních květů sinic

Viry patří mezi nejmenší známé organismy (10–300 nm), které řadíme do živých nebuněčných soustav. Jsou to submikroskopická tělíška, která obsahují pouze nukleovou kyselinu, a proto k reprodukci potřebují nutně hostitelskou buňku. Hostitelská buňka je po napadení virem ve většině případů usmrcena. Žádný virus se přitom nemůže pomnožovat v libovolné buňce, každý je schopen infikovat pouze určitý okruh buněk (dáno specifickými receptory v membránách), mluvíme proto o tzv. přísné specifičnosti viru. Známe viry schopné interakce s buňkami živočišnými, tzv. viry živočišné, dále viry schopné infikovat rostliny, tzv. viry rostlinné, viry infikující bakterie, tzv. bakteriofágy a v neposlední řadě i viry oxygenních fototrofních bakterií (sinic, cyanobakterií), tzv. cyanofágy. V roce 1963 Safferman a Morris poprvé izolovali virus sinic LPP⁻¹ a věřilo se, že se otevřely naprosto nové možnosti v omezení vodních květů sinic. Proto již v roce 1964 stejní autoři vydávají publikaci o možnosti využití virů v biologické kontrole proti sinicím vodních květů. Velký rozmach studia tohoto oboru nastal především během 70. a 80. let, kdy začalo docházet k pravidelným sezónním problémům s rozvojem sinic v důsledku neustálé stoupající eutrofizace vod. Základní principy a možnosti biologické kontroly byly shrnuty v práci Sigea a kol. (1999).

Princip působení virů:

Jednotlivá částice viru (virion) rozpozná za pomoci specifických receptorů v membráně svou hostitelskou buňku, v našem případě sinici. Virion vpraví pomocí enzymů svou genetickou informaci do hostitelské buňky a využije její genetický aparát k vlastnímu namnožení, což vede k zániku hostitelské buňky. Výběr hostitelské buňky virem je natolik specifický, že nevzniká nebezpečí, že by vir napadl jakoukoliv jinou buňku (např. živočišnou) než buňku sinice. Výhodné jsou také velice rychlé životní cykly cyanofága (10–50 h cyanofág SM-2, Leach a kol. 1980) a jeho rychlé namnožení, jelikož 1 virion po napadnutí jedné hostitelské buňky dává vznik přibližně 100 novým virionům.

Možnosti aplikace cyanofágů:

Teoreticky by se zdála být biologická kontrola sinic vodních květů pomocí virů naprosto ideální možností ke snížení kvantity sinic, protože jsou zde naprosto dvě ideální výhody:

- cyanofág si vybere pouze specifického hostitele;
- cyanofág hostitele většinou usmrtí.

V praxi ale naráží tato metoda boje s vodními květy hned na několik problémů, které můžeme označit za zásadní nevýhody:

- sinice získávají rezistenci (nejsou citlivé) k cyanofágu;
- metodika k zjištění přítomnosti cyanofága je poměrně složitá;
- izolace cyanofága z přírodních vzorků je problematická;
- kultivace cyanofága ve velkých kvantitách je náročná;
- vztah „sinice-cyanofág“ v laboratorních podmínkách funguje jinak než v podmínkách přírodních.

Proto je v současnosti použití cyanofágů více předmětem vědeckých prací než technologické aplikace. Technologicky je možnost využití virů k redukci populací sinic těžko uchopitelná, protože je problém vir nakultivovat. i kdyby se podařilo cyanofágy nakultivovat, je zde problém s vysokou plasticitou genomu virů a s vysokou specifitou cyanofágů, které jsou schopny napadnout pouze určitou sinici. To dokladuje i situace na nádrži Nové Mlýny v roce 2001, kdy byl identifikovaný cyanofág, který působil lyticky pouze na sinice rodu *Microcystis*, ale sinice rodu *Anabaena*, *Aphanizomenon* a *Planktothrix* nebyly ovlivněny.

Možnosti využití bakterií k regulaci rozvoje sinic tvořících vodní květy

Bakterie jsou jednobuněčné organizmy prokaryotního typu, které stejně tak jako viry mutují velice rychle. Dosahují rozměrů (1–100 μm), jsou jednobuněčné (koky, tyčky) nebo se mohou spojovat do vláken.

Podle zdrojů výživy je dělíme do dvou skupin:

- bakterie autotrofní (litotrofní) – do této skupiny patří sinice (cyanobacteria);
- bakterie heterotrofní (organotrofní) – mezi těmito zástupci najdeme rody schopné lyzovat sinice.

Bakterie mohou omezit rozvoj sinic buď:

- přímo (lyzí buněk);
- nepřímo konkurencí o fosfor nebo produkci antibiotik.

Bakterie jsou schopné pomocí tzv. lyzogenních enzymů narušit buněčnou stěnu sinice, a tak inhibovat některé biochemické pochody včetně fotosyntézy, čímž ji vlastně zabijí. Zástupci schopní lyzovat sinice jsou následující: aktinomycety, *Alcaligenes denitrificans*, *Bacillus* sp., *Flexibacterium* sp., *Myxococcus* sp., *Pseudomonas* sp.

Podle práce Sigee a kol. (1999) je nejlepší způsob bakteriální biologické kontroly pomocí myxobakterií. Všechny pokusy omezení sinic pomocí bakterií byly však prováděny pouze v laboratořích, a můžeme je proto považovat pouze za potenciální kontrolu vodních květů na nádržích. Žádná publikace o aplikaci bakterií k omezení sinic vodního květu přímo na nádrži nebyla publikována, což ale neznamená, že nejsou v praxi používány. Celá řada takových aktivit je provozována konzultačními firmami, které nepublikují, ale hlídají si oblast patentové literatury, kde je například patentována metoda omezení rozvoje sinic pomocí kmene bakterie (US Patent č. 6,482,635B).

Dále je zkoumána možnost biologické kontroly pomocí kultury obsahující biosurfaktin bakterií *Bacillus subtilis* C1. Zatím jde pouze laboratorní studie, ale možnost kontinuální produkce účinné látky přímo v nádrži je z ekotoxikologického a limnologického hlediska zajímavá.

Možnost využití řas k regulaci rozvoje vodních květů sinic

Řasy jsou autotrofní organizmy (jako zdroj uhlíku využívají CO_2 z atmosféry), které jsou prakticky vsudypřítomné. Sinicím tvoří hlavní konkurenci o živiny a světlo.

Princip působení řas:

V kompetici o živiny a světlo většinou v nádrži vítězí sinice, proto některé řasy produkují látky potlačující jejich růst, tzv. alelopatické látky. Tyto látky jsou však produkovány především vyššími rostlinami, mezi řasami se s tímto jevem setkáme velmi vzácně. Z praxe však víme, že kde v nádrži dominují na-

příklad vláknité řasy rodu *Cladophora*, nedochází k masovému rozvoji sinic, a naopak – kde jsou vodní květy, nedominují vláknité řasy.

Jediná studie věnovaná algicidnímu efektu planktonní řasy na sinice byla prováděna pouze z extraktu obrněnky *Peridinium bipes*, která způsobovala inhibici rozvoje sinice *Microcystis aeruginosa* (Wu a kol. 1998). V České republice byl v červenci 2007 (Vranovská přehrada, která je známa dominancí sinic v letních měsících) zaznamenán nárůst populace obrněnky *Peridiniopsis kevei*. Cyanostatický efekt této obrněnky na sinice však nebyl v nádrži žádným způsobem dokázán, jednalo se pouze o domněnku alelopatické inhibice.

Problematice kontroly rozvoje sinic prostřednictvím společenstev fyto-bentosu se věnuje více literatura technologická a patentová (desítky patentů z celého světa) než literatura vědecká. Je to pravděpodobně tím, že účinky jsou v praxi prověřeny, ale principy účinku jsou neznámé. V každém případě jde o oblast aplikované hydrobiologie, která je vědecky velmi slibná.

Možnost využití hub a houbových organismů k regulaci rozvoje vodních květů sinic

Houby a houbové organismy jsou heterotrofní organismy (jako zdroj uhlíku využívají organické látky). K získání organických látek mají dvě možnosti: absorpci z odumřelých částí těl rostlin nebo živočichů (tzv. saprofyti), nebo mohou být parazity. Z hub a houbových organismů je z hlediska parazitace sinic a řas důležité především oddělení Chytridiomycota – chytridiomycety, ve kterém najdeme vodní zástupce. Parazitické druhy chytridií nikdy nenapadají obratlovce. Dalším oddělením, ve kterém bychom našli zástupce způsobující snížení kvantity sinic, jsou vřekovýtusné houby (*Ascomycota*), které ale neparazitují.

Princip působení hub a houbových organismů:

Chytridiomycota – po vyklíčení spory parazitické houby na hostiteli dojde k aktivnímu proniknutí hyf do buňky hostitele, ze které jsou absorbováni čerpány organické látky. Hostitelé jsou tímto způsobem vysílání a v populaci se to projeví jejich mortalitou.

Ascomycota (vřekovýtusné houby) – zástupci produkují extracelulární látky s antibiotickými účinky, které jsou schopny regulovat růst sinic. Jedná se především o rody *Emericellopsis*, *Acremonium* a *Verticillium*

O výskytu parazitických hub a houbových organismů na sinici rodu *Microcystis* nejsou z území České republiky žádné publikované záznamy. Existuje pouze jedno pozorování o záchytu parazitického zástupce hub *Chytridium microcystidis* na koloniích *Microcystis aeruginosa* v jezové zdrži v Břeclavi na řece Dyji (Dr. Marvan, osobní sdělení). Bohužel se tato parazitická chytridie nepodařilo izolovat do kultury ani se jí nepodařilo v následujících letech na stejné lokalitě znovu zaznamenat.

Prvoci jako predátoři sinic

Prvoci jsou mikroorganismy tvořené pouze jedinou buňkou, která vykonává všechny základní životní funkce. Prvoci žijí ve vodě, někteří také v půdě nebo v tělech ostatních organismů.

Princip působení prvoků v omezení růstu biomasy sinic spočívá v přímé konzumaci sinic, a to osmotrofně (příjem živin celým povrchem těla), fagocytózou (pohlcení potravy obklopením panožkami) nebo přímo parazitickou výživou. Schopnost predace na sinicích byla zjištěna u následujících prvoků: nálevník *Furgasonia*, nálevníci *Nassula* a *Pseudomicrothorax*, měňavka *Amoeba*, bičíkovec *Monas guttula* a některé další. Jde o studie, které zatím nebyly prakticky odzkoušeny v přírodních podmínkách, kde je známo, že sinice dosahují masového rozvoje spolu s prvoky, aniž by byly populace sinic významně ovlivněny.

Bio-manipulace vztahů ryby – zooplankton – cynobakterie

Na téma bio-manipulace vztahu ryby – fytoplankton je k dispozici abundantní literatura, kterou lze rozdělit na skupinu, která podporuje tato opatření jako funkční a na skupinu, která popisuje, proč manipulace rybí obsádky selhává v omezování rozvoje sinic. Jako vždy je těžké zevšeobecnit veškerá data a není možno v tomto textu probírat všechna pro i proti obou aktivně argumentujících táborů.

Efektivní uplatnění bio-manipulačních opatření pro regulaci rozvoje sinic naráží na základní problém v nepříznivém velikostním poměru mezi filtrujícím zooplanktonem a koloniemi sinic, které jsou pro něj obvykle velikostně nedostupné (Adámek 2004). Mnohem častěji se pak v případech paralelního výskytu větších filtrujících perlooček a sinicového vodního květu uplatňuje výživa založená na tzv. bakteriální smyčce, kdy se namísto fytoplanktonu stává hlavním zdrojem výživy bakterioplankton. Konzumace sinic zooplanktonem je navíc často limitována přítomností cyanotoxinů.

Moderní trendy se v této oblasti soustřeďují na manipulaci potravních sítí a toku energií ve vodním ekosystému. Typickým příkladem je studium vztahů bakterioplankton – prvoci – sinice, kde jsou studovány kompetice o živiny, produkce alelopatických látek a kairomonů (komunikačních metabolitů mikroorganismů) apod.

Možnosti využití přímého vyžírání biomasy sinic býložravými rybami

Do této skupiny ryb patří především tolstolobik bílý (*Hypophthalmichthys molitrix*) a tolstolobec pestrý (*Aristichthys nobilis*). V posledních letech se tématem pro přímou konzumaci sinic stala i tilapie nilská (*Oreochromis niloticus*), která je schopna svými hodnotami pH v žaludku porušit buňky sinic. Navíc podle další studie (Jančula a kol. 2008) jsou schopny tilapie inhibovat fotosynetický aparát sinic pouhým průchodem přes trávicí trakt. Vysazování amura bílého (*Ctenopharyngodon idella*), který je potravně zaměřen na makrofyta (podrobněji viz kapitola 9), nelze pro eliminaci sinic aplikovat. Naopak, likvidací vodní vegetace populací amura dochází k podpoře rozvoje fytoplanktonu, především vodních květů sinic. Různorodá vodní makrovegetace (a perifyton na makrofytech) totiž konkurují sinicím o živiny a produkuje alelopatické látky, které brání rozvoji sinic.

Další metody omezení rozvoje vodních květů sinic ve vodním sloupci

Do této kapitoly byly zařazeny metody, které v sobě kombinují několik různých účinků najednou, a proto je lze jen těžko zařadit do některé z předchozích kapitol.

Ošetření ultrazvukem

Sinice rodu *Microcystis* a *Anabaena*, které tvoří v České republice toxické vodní květy nejčastěji, a některé další (např. *Aphanizomenon*, *Woronichinia*) jsou schopny regulovat svoji pozici ve vodním sloupci díky plynovým měchýřkům, které jsou v jejich buňkách obsaženy. Ve světové literatuře se pro tento jev používá termín „buoyancy“ (vznášivost). To představuje pro sinice velkou výhodu při stratifikaci nádrže, kdy se mohou tyto druhy za pomoci měchýřků poměrně rychle přesunout do vrstvy vodního sloupce, která právě vyhovuje jejich potřebám – například ke hladině, kde je dostatek slunečního záření pro fotosyntézu, nebo naopak ke dnu či k termoklině, kde se uvolňují ze sedimentů živiny potřebné pro jejich růst. Takto získávají sinice silnou konkurenční výhodu oproti zeleným řasám, které jsou sice schopny růst rychleji, ovšem nedokáží regulovat svoji pozici ve vodním sloupci. Pokud dojde ke zničení těchto plynových měchýřků popraskáním vlivem ultrazvuku, je tato konkurenční výhoda zrušena. Tak by měl být podpořen růst netoxických řas na úkor toxických sinic, které mají jinak nevýhodu pomalejšího růstu.

Dopad na ekosystém:

Při nevhodném nastavení může dojít i k usmrcení značné části buněk, které se rozkládají a mohou mít nepříznivé důsledky pro biodiverzitu vodního ekosystému vlivem uvolnění toxinů sinic. Je třeba zvážit použití této metody i z hlediska stávajícího složení rybí obsádky, u které by při nevhodném nastavení parametrů ultrasonikace mohla být také ovlivněna reprodukce, přírůstky a zdravotní stav. Z tohoto důvodu není přímá a kontinuální aplikace ultrazvuku do vody v celé nádrži běžná a je ji vhodné zvažovat pouze tam, kde je lokalita uzavřená (například okrasná jezírka, fontány apod.).

Bylo zjištěno, že *Microcystis aeruginosa* je nejcitlivější k ultrasonikaci ve světelné fázi bezprostředně poté, co proběhlo dělení buněk. V přírodních podmínkách se dělení řas a sinic objevuje ve specifické denní době. Rod *Microcystis* se obvykle dělí později ve světelné fázi (v cyklu 14 hodin světla 10 hodin tmy se jedná o dobu po 10–12 hodinách světla). Z tohoto důvodu byla jako nejvhodnější doba pro kontrolu růstu *Microcystis* ultrazvukem stanovena doba těsně před západem slunce, ovšem krátce po přerušení pravidelné ultrasonikace došlo i u ultrazvukem ošetřených variant k exponenciálnímu růstu. To je v souladu s již dříve publikovaným faktem, že sinice jsou schopny opětovné resyntézy plynových měchýřků (aerotropů) během 20 hodin, a to i ve tmě. Používání ultrazvuku je sice nabízeno komerčními formami, ale nasazení této metody nelze doporučit bez posouzení konkrétní lokality odborníky.

Proplachování a zředění

Předpokladem pro použití této metody je dobře dostupný zdroj vody s nízkým obsahem živin, s nízkým obsahem fytoplanktonu, který je přiváděn do nádrže s cílem naředění jeho původní vody. Dochází tak ke snížení obsahu živin potřebných pro růst sinic a také k odplavení části vody se sinicemi zvýšením průtoku v nádrži. Pokud je k dispozici pouze voda s vyšším obsahem fosforu, může dojít ke zlepšení i samotným fyzikálním efektem promývání (Chorus a Bartram 1999).

V případě jezera Veluwe v Nizozemí byla k promývání využita voda s nízkým obsahem fosforu, zato s vysokým obsahem nitrátu a vápníku. Tím se zvýšila také vazebná kapacita sedimentů a množství fosforu uvolněného ze sedimentů tak rychle kleslo.

Kromě jezera Veluwe byl pozitivní efekt této metody zaznamenán také v jezerech Moses a Green ve státě Washington (USA). V jezeře Green došlo k vylepšení podmínek (snížení obsahu živin, výskytu řas a zvýšení průhlednosti) cca o 50%, obsah fosforu byl snížen z 60 na 20 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ chlorofyl z 50 na 10 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ a průhlednost se zvýšila z 1 na 4 metry během 3 let (Holdren a kol. 2001).

Kvůli velkému množství potřebné vody a vysokých požadavků na kvalitu, se tato metoda dá zřídka realizovat pro nádrže jako celek. Navíc vodoprávní povolení pro takové nakládání s vodami si lze u nás těžko představit, protože je nutno uvažovat v intencích říčního kontinua.

METODY OŠETŘENÍ SEDIMENTŮ S CÍLEM SNIŽOVAT TROFII A ROZVOJ SINIC

Cyanobakterie dlouhodobě přežívají v sedimentech nádrží. Sedimenty nádrží jsou také významným reakčním prvkem v koloběhu fosforu ve vodních ekosystémech a zdrojem živin a musí být s nimi počítáno v celkové živinové bilanci systému povodí – nádrž. Kromě externího vstupu živin do nádrže může být hlavním zdrojem živin jejich uvolňování ze sedimentů nádrží, a to ještě mnoho let poté, co byl externí přísun zastaven. Regulace vnitřního zdroje živin v nádržích je možná hned několika způsoby, ale vždy by mělo nejprve předcházet omezení přísunu živin z povodí nad nádrží a z dalších externích zdrojů. Kromě opatření technického charakteru (těžba sedimentu, překrývání sedimentů aj.) jsou dostupné také metody srážení (koagulace) fosforu ve vodním sloupci a imobilizace fosforu v sedimentech. Z tohoto pohledu jsou sedimenty nádrží klíčovým místem pro uvažovaná opatření pro omezení masového rozvoje sinic.

Ošetření sedimentů by mělo být spojeno vždy s eliminací vstupu živin z externích zdrojů, jinak dojde pouze ke krátkodobému zlepšení. a naopak v některých případech, kdy dojde již k úspěšnému omezení vstupu živin zvenčí, je obnova nádrže velmi pomalá, pokud dochází k uvolňování živin z vlastních sedimentů nádrže.

Procesy v sedimentech a sedimentace v nádržích

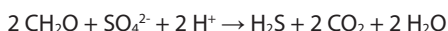
Hydrochemické, hydrologické a hydrobiologické procesy v sedimentech a na rozhraní voda – sediment jsou komplikované a aktuální znalosti zdaleka nejsou schopny popsat a objasnit veškeré procesy zde probíhající. Na sedimenty nádrží lze pohlížet např. z hlediska:

- geologicko-sedimentologického (procesy vrstvení, mechanická a zrnitostní struktura atd.);
- hydrologického (např. procesy přesunu sedimentů z povodí do nádrže a v nádrži vlastní);
- mikrobiologického (kumulace a přeměny látek, jejich dynamika, oxidoredukční vlastnosti vody a sedimentů apod.);
- hydrobiologického – rozhraní voda – sediment je důležitý reakční systém pro procesy v nádrži, ekologické podmínky a procesy v sedimentech ovlivňují strukturu bentických bezobratlých a jimi vyvolané bioturbace, potravní nabídku a částečně i rozmnožování ryb, strukturu moluskofauny atd.
- hydrochemického – hydrochemické procesy v sedimentech ovlivňují hydrochemické parametry celé nádrže (kyslíkový režim, živinový režim, toky látek a energií ve vodních ekosystémech atd.).

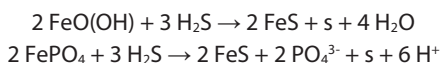
Je zajímavé, že i mezi limnology je na problematiku sedimentů pohled nejednotný, což je dáno specializací odborníků, kteří se účastní diskuzí. Projekt obnovy nádrže však musí integrovat alespoň výše zmíněné specializace do jednotných hydrobiologických souvislostí, protože rozvoj sinic začíná každoročně právě v sedimentech nádrží.

Sediment vzniká erozí půdy a depozicí nerozpuštěných částic z povodí, transportem řekou a ukládáním v jezeře a dále usazováním částic organické hmoty, které vznikly produkcí v nádrži. Obvykle se skládá z jemnozrnných písčitých a jílovitých částic obohacených organickým materiálem. Tyto organické sedimenty potom slouží jako vnitřní zdroj živin v jezeře. K ukládání organického sedimentu dochází často jen v určitých částech nádrže, proto je třeba před rozhodnutím o ošetření či těžbě sedimenty zmapovat. Zároveň by měly být odebrány vzorky pro stanovení koncentrace živin a případných kontaminantů dle aktuálně platné legislativy. Vzorek odebraný z každého místa by měl být rozdělen na subvzorky podle vertikálního profilu a každý profil analyzován. Tak by měla být zjištěna hloubka sedimentů, která je potřeba „ošetřit“.

Silné uvolňování živin ze sedimentů nastává vlivem chemických a biochemických procesů v případě, kdy je nádrž stratifikovaná a nade dnem se vytvoří anaerobní (bezokyslíkaté) podmínky. Za anaerobních podmínek dochází k rozkladu organické hmoty v procesu desulfurikace (redukce síranů). Síraný (SO_4^{2-}) působí jako oxidační činidlo a jsou redukovány za vzniku sirovodíku (H_2S):



Sirovodík reaguje s hydroxidy a fosforečnany trojmocného železa ($\text{FeO}(\text{OH})$ a FePO_4). Vzniká sulfid železnatý (FeS) a uvolňují se fosforečnany:



V anaerobních podmínkách tedy dochází k uvolňování fosforu z vazby s trojmocným železem. Fosfor uvolněný ze sedimentu se při cirkulaci vody dostává do celého vodního sloupce a může být využit pro tvorbu rostlinné biomasy. Názory na problematiku živin v sedimentech se stále upřesňují a vyvíjí. Základní informace o vztahu živin a sedimentů přináší Golterman (2004).

Dobrá data o procesech v sedimentech jsou dobrým základem pro sestavení dobrého projektu obnovy nádrže. Pořízení těchto dat není triviální záležitostí a většinou se rutinně neměří, a proto je vhodné před projektem obnovy nádrže konzultovat s odborníky, kteří doporučí, jaká data doměřit tak, aby vznikl dobrý základ pro rozhodování o technikách obnovy nádrže.

K redukci uvolňování živin ze sedimentu je možno využít řady metod. Nejběžněji se používá prokysličování hypolimnia a povrchu sedimentů, aplikace přípravků na bázi železa či hliníku, aplikace nitrátů, biopřípravků apod. Řešením je také těžba na živiny bohatých sedimentů nebo jejich překrytí nepropustnou vrstvou, není-li těžba možná. Snížit množství organických sedimentů lze také zvýšením bakteriálního rozkladu. Z dlouhodobého hlediska má smysl uplatňovat tyto metody pouze tehdy, podaří-li se zároveň snížit vnější přísun živin na úroveň blízkou stavu před eutrofizací.

Oxidace sedimentů pomocí dusičnanů – RIPLOX

Anaerobní podmínky nade dnem, při kterých se uvolňuje ze sedimentů nejvíc živin, jsou příhodné pro rozvoj vodních květů sinic. Jedním z možných způsobů, jak tomuto předejít je oxidace anaerobních sedimentů. Tohoto lze dosáhnout přímým zaváděním vzduchu – aerací (viz níže) nebo jiným akceptorem elektronů, nejčastěji se využívá dusičnanů. Při takové sanaci probíhají v podstatě dva základní procesy:

- oxidace organických látek a jejich rozklad, takže se později nemůže rozvinout anaerobióza;
- vazba fosforu na trojmocné železo (pokud je ho dostatek), takže se fosfor neuvolňuje do vody.

V sedimentech bohatých na organické látky dochází k zvýšené bakteriální aktivitě, jejíž činnost je tato organická hmota rozkládána za spotřeby kyslíku a na povrchu sedimentu se tak snižuje redoxní potenciál, což vede k uvolňování jinak na železo vázaných fosforečnanů. Při této mineralizaci jsou spíše než molekulární kyslík využívány jiné elektronové akceptory a rozklad organické hmoty je realizován cestou denitrifikace, desulfurikace a produkce metanu. Rozklad organické hmoty cestou denitrifikace má z hlediska snižování uvolnění fosforu ze sedimentů tu výhodu, že probíhá v takovém redoxním rozmezí, kdy železo ještě není redukováno na železnaté ionty a fosfor se ještě nemůže ze sedimentů uvolňovat. Při denitrifikaci dochází ke konečné oxidaci organické hmoty za vzniku molekulárního dusíku (N_2) a oxidu uhličitého. Ačkoli je denitrifikace procesem přirozeným, v přírodních jezerech nehraje významnou roli, neboť dusík v oxidovaném stavu je v dostatečném množství přiváděn přítoky jen zřídka. Aktuální data monitoringu podniků povodí dokonce ukazují, že dusičnanů je v nádržích na aktivní denitrifikaci nedostatek. Proto dalším opatřením snižujícím uvolňování fosforu ze sedimentů je umělé podpoření denitrifikace metodou RIPLOX.

Princip:

Jedná se o kombinované ošetření sedimentu oxidovanými sloučeninami dusíku (dusičnan vápenatý, $Ca(NO_3)_2$) a sloučeninami železa (chlorid železitý, $FeCl_3$). Sloučeniny železa zde váží fosfor buď přímo za vzniku fosforečnanu železitého, nebo adsorpcí na hydroxidy železa. Aplikuje se zvolna, postupně nejméně několik týdnů. Doba aplikace závisí na struktuře sedimentu, jeho mocnosti a dynamice vody na mezifázi sediment – voda. Organické látky se rozkládají denitrifikačními bakteriemi pomocí dusičnanu za vzniku oxidu uhličitého, molekulárního dusíku, vody a hydroxylových iontů. Tento proces probíhá za

anaerobních podmínek a zastavuje redukci síranů a metanové kvašení. Jako meziproduct denitrifikace se může hromadit dusitan, ale i ten je později odbourán. Případně uvolněný amoniak pochází z odbourávaných organických látek. Amoniak z intersticiální vody se odbourává po ošetření dusičnanem.

Za přítomnosti dusičnanu se zvyšuje redoxní potenciál a na sulfid vázané dvojmocné železo (FeS) se oxiduje na fosfor vázající trojmocné železo (FeOOH), přičemž vzniká molekulární síra. V této formě může železo opět vázat fosfor. Je-li koncentrace dusičnanu vysoká, oxiduje se sírník až na síran za vzniku molekulárního dusíku a hydroxylových iontů. FeOOH váže fosfát za vzniku fosforečnanu železitého. Touto vazbou se váží ionty fosfátu na částice sedimentu a neuvolňují se do vody. Zkušenosti ukázaly, že je vhodné začít aplikací sloučenin železa (přidává se chlorid železitý) a tak se sníží koncentrace volného fosforu a zastaví se tvorba sirovodíku v sedimentu.

Na reakce v sedimentu lze usuzovat podle uvolňovaných bublin dusíku a podle změny barvy z černé (FeS) na hnědou FeOOH . Rychlost přeměny závisí kromě jiného na koncentraci dusičnanu. Je-li dusičnan přímo injektován do sedimentu, zvyšuje se rychlost rozkladu řádově. Principy této metody jsou popsány v příručce Eiseltová (1996). Tato metoda byla patentována pod jménem RIPLOX a byla využita při chemickém ošetření více jezer ve světě.

Překrývání sedimentů

Překrývání sedimentů je využívána alternativa k technicky mnohem náročnější a také nákladnější těžbě sedimentů. Tato technika je využívána především pro ošetření sedimentů znečištěných kovy a toxickými organickými látkami, ale je možné ji využít pro omezení přísunu živin ze sedimentů. Tato metoda je vzhledem k obtížnosti vytvořit pod vodou rovnoměrnou souvislou vrstvu materiálu užívána zřídka. Tímto opatřením se také zmenší objem nádrže.

Princip překrývání spočívá v umístění mechanické a bariérové nepropustné vrstvy na povrch sedimentů s cílem omezit uvolňování kontaminantů nebo živin ze sedimentů do vodního sloupce. Krycí materiál představuje povrchovou mechanickou bariéru proti převrstvování (písky a štěrkopísky), pod kterou je vložena vrstva aktivní bariéry (jílové či modifikované bariéry textilní).

Jako **mechanická bariéra** se v tomto smyslu dá využít čistý sediment (bez toxických látek nebo živin), písek nebo štěrk. Vrstva by měla být 30–40 cm silná kvůli prevenci biologického míchání sedimentů a měla by být o něco hrubší než původní sediment, aby nedocházelo k promíchání větrem, vlnami apod. (UNEP-IETC 1999).

Materiály zajišťující **aktivní bariéru** jsou obecně propustné geochemické materiály schopné aktivně demobilizovat kontaminanty nebo živiny v pórové vodě adsorpcí nebo precipitačními procesy (vysrážením). V současné době byly ve světě testovány tyto materiály, které by mohly aktivní bariéru zajistit: uhličitan vápenatý (CaCO_3), zeolity, modifikované jíly a modifikované deriváty kaolínu, a to buď samotné nebo fixované na geotextilie a speciální textilie a síťoviny, obdobně jako je tomu u zakládání skládek.

Aplikace:

Podrobný popis postupů a technik remediace a překrývání sedimentů je zpracován na stránkách EPA. V USA a Kanadě tak bylo sanováno několik desítek lokalit, většinou průmyslových zátok a přístavů. Obecně je před remediací sedimentů nutné:

- podrobně charakterizovat místo, které je potřeba ošetřit (vodní nádrž);
- podrobně charakterizovat sedimenty (vertikální i horizontální rozložení, chemické, fyzikální a biologické charakteristiky);
- na základě zjištěných parametrů vyhodnotit technickou proveditelnost tohoto ošetření;
- zjistit, zda jsou k dispozici dostatečné zdroje vhodného krycího materiálu;

- navrhnout složení a tloušťku pokrývky (vzhledem k možné bioturbaci, narušení turbulencí vody, hloubce nádrže, účelu, za kterým je překrývání realizováno, vlivu, jaký by mohl mít použitý materiál na vodní ekosystém apod.);
- vybrat vhodné vybavení a techniku, jak krycí materiály umísťovat;
- uspořádat a zajistit program managementu, který by monitoroval situaci překrývání a dlouhodobě po překrytí;
- vyčíslit cenový odhad a zjistit, zda je cena celého projektu přijatelná.

Pro omezení vstupu živin ze sedimentů do nádrže je vhodné použít aktivní bariéru. Materiálů, které mohou aktivně adsorbovat fosfát, existuje více. Tuto vlastnost má především řada jílových materiálů a také různé druhy vápence (CaCO_3), sloučeniny hliníku a železa a některé biopreparáty.

Další možností je zakrýt dno sedimentů geotextilií, izolační fólií, surovým popelem, rozdrčenými cihlami nebo dalšími materiály, které by měly být prokazatelně inertní a ekotoxikologicky neproblémové. Existuje celá řada technik, jak krycí materiál umístit rovnoměrně na dno. Podrobné popisy jsou opět k dispozici na stránkách U.S. EPA. Překrývání sedimentů může být i vhodně propojeno s těžbou sedimentů. V části jezera lze kontaminované sedimenty odtěžit a přesunout na jedno místo, kde se sedimenty překryjí. Takto mohou být sedimenty buď nahnuty do sníženého místa, nebo naopak lze sedimenty soustředit na jedno místo a navršíť až do takové výšky, kdy z nich vznikne nový ostrov.

Odstranění sedimentů z nádrží

Těžba sedimentů je velmi efektivní metoda pro omezení obsahu živin v nádrži. Metody těžby jsou již dobře popsány. Ovšem tato metoda je velmi nákladná, a proto je realistické použít tuto metodu spíše na relativně malá jezera. Další problém spočívá v následném uložení sedimentů. Znovu je však nutné zdůraznit, že zásahy na dně, tzn. odstranění nebo chemické ošetření sedimentů, přinesou očekávaný efekt, tedy zlepšení kvality vody pouze tehdy, není-li nádrž zatěžována živinami z vnějšku. Tedy pokud jsou odstraněny bodové i difúzní zdroje živin z okolí nádrže.

Vzhledem k tomu, že jde o opatření velmi nákladné, je potřeba před vlastním rozhodnutím provést podrobný průzkum sedimentů, kde se zhodnotí mocnost, mechanické složení a ekotoxikologické charakteristiky dle platné legislativy. Náklady na odstranění sedimentů z nádrží se skládají ze 3 položek: těžba, převoz a uložení sedimentů. Vzhledem k tomu, že jde o pravděpodobně nejnákladnější opatření, je doporučeno rozhodnout, které části nádrže bude nutno odtěžit, které bude vhodnější ošetřit na místě a které je možno ponechat na místě, protože neovlivňují žádný ze sledovaných parametrů (rozvoj sinic, uvolňování živin, plavební dráhy atd.).

Princip:

Těžba by měla zajistit redukci vnitřní zásoby fosforu v jezerech díky odstranění svrchní vrstvy sedimentů, které obsahují fosforu nejvíce a dále je takto odkryta vrstva s větší kapacitou pro další vázání fosforu. Navíc z hlediska omezení masového rozvoje sinic má těžba tu výhodu, že spolu se sedimentem je odstraněna značná část inokula sinic, které je v sedimentu trvale přítomno.

Rozlišujeme dvě principiálně odlišné techniky těžby sedimentů z nádrží:

- sací bagry (možno těžit z hladiny, není omezen provoz nádrže);
- těžba suchou cestou (nádrž musí být vypuštěna/upuštěna tak, aby nad sedimenty nebyla voda).

Aplikace:

Rozhodnutí o tom, zda se sedimenty budou těžit nebo ošetřovat chemicky závisí na více okolnostech:

- kvalitě sedimentů, využitelnosti pro zemědělství, stupni kontaminace;
- dostupnosti úložišť;
- charakteru dna a možnosti těžby;
- ekonomice jednotlivých postupů.

Obecně by se k těžbě sedimentů mělo přistoupit spíše pouze v menších mělčích nádržích, ve kterých dochází k tak mocnému ukládání sedimentů, že je již podstatně snížena vodní kapacita vodního tělesa. V hlubších nádržích je spíše vhodnější použít jiné metody upravující vnitřní přísun živin s cílem zastavit uvolňování fosforu z povrchové vrstvy sedimentu do vodního sloupce. Ve srovnání s těžbou jsou tyto metodiky méně technicky náročné a zároveň rychlejší a levnější. I přes vysokou efektivitu a vysoké náklady těžba sedimentů nemusí vést k omezení masového rozvoje sinic, pokud zároveň nebude omezen přísun živin z vnějších zdrojů do nádrže.

Těžbě musí předcházet limnologické výzkumy včetně stratigrafické studie sedimentu (t.j. studie vertikální struktury), na jejímž základě je přesně vymezena vrstva sedimentu, která má být odstraněna. Dále se provádí rozbor sedimentu (chemický, ekotoxikologický), rozsah je dán aktuální legislativou. Údaje o chemickém složení jsou nezbytné pro návrh využití vytěženého sedimentu.

Výběr těžební techniky závisí na množství sedimentů, které je třeba odtěžit, rychlosti těžby a minimalizaci úniku částic do vodního sloupce. Klasický způsob odtěžení sedimentů je vypuštění nádrže a následné vyhrnutí sedimentů bagrem. Řadu nádrží však z různých důvodů nelze úplně vypustit. Proto existují i techniky těžby sedimentů při napuštěné nádrži. Ze všech těchto metod je pro přírodní ekosystém pravděpodobně nejšetrnější použití sacího bagru, jehož použití má řadu výhod.

Bagr odsává sediment z vody, nádrž není nutné vypouštět. Proto jej lze použít tam, kde není technicky možné nádrž vypustit nebo tam, kde by po vypuštění mohlo dojít k narušení statiky okolní zástavby.

- Sací bagr těží ze středu nádrže, sediment je potrubím dopravován i na vzdálenost několika km. To zabraňuje jakékoliv kontaminaci či poškození okolí nádrže, nejsou narušena pobřežní společenstva. Doprava sedimentu potrubím nezatěžuje okolí hlukem a prachem. Odsávání může probíhat i v době hnízdění ptáků. Tento způsob odsávání sedimentu je tedy šetrný k přírodě.
- Odsávání je levnější než vyhrnování, pokud je plocha nádrže větší než několik ha a objem sedimentu větší než 10 000 m³, aby se vyplatil transport a nasazení bagru. Ve srovnání s jinými ozdravnými zásahy omezujícími vnitřní zdroj živin v nádrži je ovšem technicky, finančně i časově náročnější.
- Umožňuje selektivní odstranění určené vrstvy sedimentu.

Odsávaný sediment je zvodnělý (poměr sediment/voda cca 1:10) a musí být ukládán do usazovacích nádrží, kde vysychá nebo je možno připojit k zařízení kalolis. Na úložiště je transportován systémem potrubí. Pokud vyhovuje normám pro zemědělství či zahradnictví, může být po usazení využit pro přihnojování půdy, často je přimícháván do balených zahradnických substrátů. V nejlepším případě může být aplikován přímo na pole. Tím odpadá nutnost budování usazovacích nádrží a úpravy vody, která z nich vytéká. Moderní technologie sacích bagrů jsou spojeny s kalolisy, přičemž separovaný vodní podíl je vrácen ke dnu buď s přídavkem solí hliníku, které fixují zbylé živiny, nebo dle kyslíkových poměrů u dna s přídavkem bakteriálních kultur s cílem podpořit mineralizaci zbyvajících organických sedimentů.

Pro účely těžby a následného uložení sedimentů pro případné zemědělské využití vytěžených sedimentů je nezbytné stanovit cizorodé toxické látky, a to ve vodném, případně v totálním výluhu podle příslušných norem a platné legislativy. Většinou se stanovují toxikologicky významné těžké kovy, polychlorované bifenyly, ropné produkty (NEL), triazinové herbicidy a chlorované pesticidy, podle charakteru lokality i látky další. Pokud se nezjistí obsah toxických látek, vytěžené sedimenty je možno použít pro zemědělské účely.

PROKYSLIČENÍ VODNÍHO SLOUPCE, HYPOLIMNIA NEBO ROZHRANÍ VODA-SEDIMENT

Kromě chemické oxidace sedimentů pomocí dusičnanů lze samozřejmě zajistit oxidaci sedimentů či vodního sloupce i přívodem molekulárního kyslíku ke dnu, a to buď provzdušněním (aerací) nebo vtlačováním kyslíku (oxygenací). Během období stratifikace, kdy spotřeba kyslíku ve vrstvě nad sedimentem vede k vyčerpání jeho zásob vytvořených v období jarní cirkulace, se doporučuje provádět provzdušňování hypolimnia. To lze provést tak, aby se neporušila teplotní stratifikace, a jsou tak zachovány přirozené podmínky ekosystému. Výhodou této procedury je, že koncentrace živin, které byly v hypolimniu vyšší, nejsou přenášeny do epilimnia a nezvýší růst řas.

Zlepšené kyslíkové podmínky v hypolimniu umožní přežít ryby citlivých na kyslík, zlepší kvalitu vody snížením obsahu železa, manganu, odstraní problémy s chutí a zápachem při dodávce pitné vody, zabrání poškození turbín a ostatních staveb korozi a zlepší kvalitu vody pod nádrží.

Vhodné je také použití provzdušňovačů hypolimnia ve vodárenských nádržích, kde alternativou k provzdušňování jsou zvýšené náklady na úpravu pitné vody, neboť při vzniku anoxických podmínek v hypolimniu je nezbytné eliminovat produkty anaerobního rozkladu doplňkovým filtračním stupněm.

Princip:

Obecně provzdušňování ovlivňuje:

- **Fosfor:** Zvýšená koncentrace kyslíku u dna stratifikovaných nádrží obvykle způsobí okamžitý a velice prudký pokles koncentrace fosforu. Současně se prudce sníží koncentrace železa. Předpokládá se, že počáteční snížení je způsobeno srážením hydroxidu železitého a adsorbovaným fosfátem. Pomalejší pokles koncentrace fosforečnanu, který následuje po prvním rychlém úbytku, obvykle závisí na jeho adsorpci do úspěšně oxidovaného povrchu sedimentu.
- **Dusík:** Provzdušňování způsobuje snížení koncentrace anorganických forem dusíku. Vyskytuje-li se například dusík v hypolimniu před začátkem provzdušňování především ve formě amonných iontů, během provzdušňování obvykle dojde k rychlému poklesu jejich koncentrace a k současnému vzrůstu koncentrace dusičnanů.
- **Železo a mangan:** O poklesu koncentrace železa byla již zmínka v souvislosti s redukcí koncentrace fosforečnanů. Koncentrace iontového železa je výrazně nízká v provzdušňovaných vodách a většina železa se vyskytuje jako hydroxid železitý ve formě částic. Rozpustnost manganu je výrazně vyšší než rozpustnost železa, avšak jejich reaktivita ve sladkovodních ekosystémech je podobná. V nádržích s pitnou vodou, kde bylo prováděno provzdušňování, byla koncentrace obou kovů snížena téměř na nulu, a tak se zvýšila kvalita pitné vody a snížily se náklady na její úpravu.
- **Průhlednost a množství chlorofylu:** Normální kolísání těchto parametrů je velké například vzhledem k rozdílům v meteorologických a hydrologických podmínkách a nepravidelnému difúznímu pronikání živin do epilimnia. V důsledku toho musí být vliv provzdušňování na průhlednost a množství chlorofylu sledován po delší časové období, neboť výsledky se neprojeví tak rychle jako u výše popsaných prvků. V mělkých nádržích může provzdušnění naopak podpořit růst fytoplanktonu podporou mikrobiální aktivity sedimentů, která uvolní živiny.

Z hlediska ekotechnického rozlišujeme několik typů aeračních a destratifikačních systémů:

Dle cíle:

- aerátor hypolimnia, epilimnia nebo např. rozhraní voda-sediment (cíl je vnést kyslík do určité vrstvy v nádrži);
- destratifikační a promíchávací (promíchat hypolimnion a epilimnion s cílem zrušit stratifikaci (kyslíkovou, teplotní)).

Dle konstrukčního uspořádání:

- lineární – plošné systémy tvořené perforovaným potrubním systémem pokládaným na dno nádrží v hustotě dle potřeby aerační kapacity;
- bodové – od malých lokálních, využívaných v rybníkářství až po kompresorem hnané aerační soustrojí s kapacitou 50 a více $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.

Dle energetického zdroje pro aeraci:

- kompresory poháněné z elektrické sítě nebo z dieselgenerátorů (jde o klasické uspořádání, kde kompresorovna je v ocelovém kontejneru, je chlazená a mechanicky zabezpečena);
- kompresory a čerpadla plovoucí na hladině poháněná větrem (velmi vhodný systém pro mělké nádrže a rybníky);
- kompresory se solárními panely.

Tab. 82. Prokysličovací kapacita různých aeračních zařízení

| Typ zařízení | Specifikace | Prokysličovací kapacita (%)* |
|---|---|------------------------------|
| voda čerpaná a stříkaná na hladinu | (dle toho, zda voda dopadá jen na hladinu, nebo je vstřikována do vody) | 15–20 |
| stlačený vzduch vháněný potrubím bez difuzoru | (bubliny nad 1cm) dle hloubky vyústění potrubí | 20–35 |
| stlačený vzduch s difuzorem | bubliny do 3 mm – dle hloubky instalace a hustoty otvorů | 30–70 |
| jemnobublinná aerace | velikost bublin 0,5–3 mm | 80–85 |
| mikrobublinná aerace | velikost bublin 100–500 μm | 85–90 |
| DAF technologie | velikost bublin 50–100 μm | 85–95 |

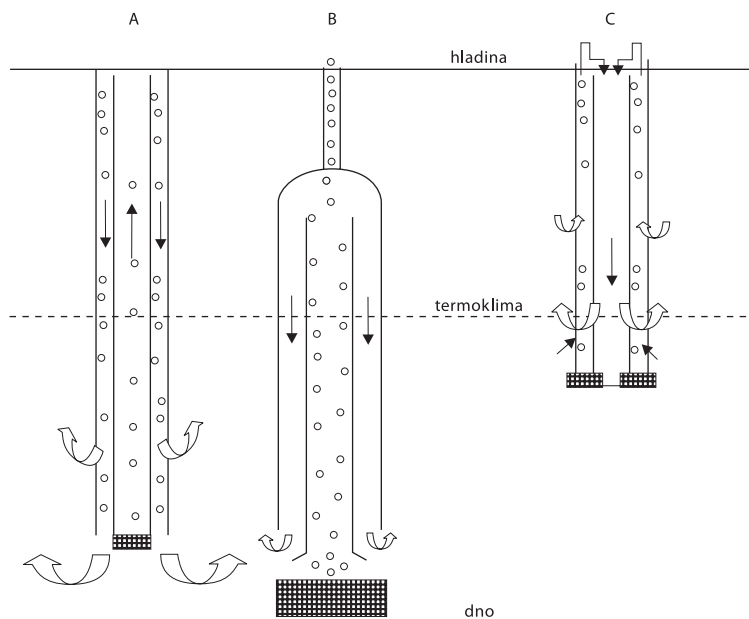
*Prokysličovací kapacita počítaná v % ze SOTR („standard oxygen transfer rate“) ve standardních podmínkách

Zařízení srovnávaná v Tab. 82 se liší také energetickou náročností. Obecně lze říci, že čím menší bubliny a hloubka vody, kde je zařízení instalováno, tím vyšší energetická náročnost zařízení.

Aerátory hypolimnia

Provzdušňovací jednotka pro hypolimnion je tvořena dvěma soustřednými válci (v konfiguraci vedle sebe nebo v sobě), které procházejí celým vodním sloupcem. Vzduch je vháněn v případě systému „válce v sobě“ pod vnitřním válcem a pomocí rozptylovače tříštěn na bublinky. Voda nasávaná z nejhlubších částí hypolimnia (t.j. spodní trvale studené vrstvy vody) proudí pod tlakem vzduchových bublin směrem k hladině, přelévá se přes okraj vnitřního válce, protéká pláštěm jednotky, přes výpustě v dolní části vnějšího válce vytéká a rozptyluje se nade dnem (viz Obr. 92 a 93). Na kyslík chudá voda z nejhlubších částí hypolimnia je tedy nasávána směrem k provzdušňovací jednotce a obohacena o kyslík a následně se vrací do hypolimnia, aniž by byla zvýšena její teplota. Tímto způsobem se udržuje vysoká koncentrace kyslíku v obdobích stagnace a uvolňování živin je tak omezeno na minimum.

Varianta B na Obr. 93 ukazuje možnost, kdy okysličená voda není tlačena až k hladině, bubliny vzduchu jsou odváděny k hladině a chladná okysličená voda klesá zpět ke dnu, často spolu s drobnými bublinami vzduchu, které napomáhají dalšímu okysličování (A). To je výhoda technická, protože běžný aerátor hypolimnia má průměr 1,5–10 m a výšku dle hloubky nádrže – běžně 8–30 m. Udržet takové zařízení na hladině v pevné poloze je náročné především při vysokých průtocích vzduchu. Na Obr. 93 je pod písmenem C schéma aerátoru, který umožňuje selektivně okysličovat určitou vrstvu. Je využíván při vodárenských odběrech. Bodové aerátory hypolimnia jsou různých konstrukcí, například v nádrži Nová Říše byl instalován aerátor hypolimnia, který byl tvořen soulodím dvou válců o průměru 1,5 m a hloubce 18 m. Voda čerpaná ode dna je u hladiny okysličená jemnobublinnou aerací a vracena zpět ke dnu. Aeraci zajistily dva kompresory 7,5 kW, které dopravily do vody 150–200 m³ vzduchu za hodinu. Toto zařízení je nutno na zimu z vody odstranit. Hmotnost takového aerátoru je 24,5 t + 4 t kompresorovna.



Obr. 93. Možnosti aerace hypolimnia

Využití společenstev bakterií pro mineralizaci sedimentů

Organický podíl sedimentů může být také snížen zvýšením mikrobiálního rozkladu. Existují komerčně dostupné přípravky složené z mikroorganismů schopných aerobně rozkládat organickou hmotu, které jsou cíleny pro použití v přírodních nádržích.

Existuje dokonce i konkrétní představa o plovoucí čističce sedimentů, která by také využívala bakteriálního rozkladu. Sedimenty by byly čerpány ze dna na soustavu pontonů, které by v podstatě fungovaly jako ČOV. Zde by postupně docházelo k úpravě bahna mechanickou cestou, prokysličováním, chemickou úpravou pH, bakteriologickou úpravou pomocí nitrifikace, denitrifikace a rozkladu organické hmoty saprofyty. „Vyčištěné“ sedimenty zbavené organických látek by se pak vypouštěly zpět na dno. Nové návrhy směřují k možnosti recyklovat fosfor ze sedimentů a získávat tak surovinu, která bude z fosilních zdrojů vytěžena během cca 40 let.

Další technologie předpokládají aplikaci biopřípravků na povrch sedimentů ať obnažených, nebo zavodněných.

Princip:

Bakterie rozkládají organické látky v sedimentech. Rozkládají pouze neživou organickou hmotu. Pro svůj růst spotřebovávají (mimo jiné) dusík a fosfor, a tak snižují také využitelnost těchto živin ve vodním sloupci. Fosfor přijímají ve formě PO_4^{3-} a zabudovávají ho do své buněčné hmoty, a tak ho činí nedostupným pro řasy. Mikroorganizmy jsou poté potravou pro vodní bezobratlé včetně larev hmyzu. Jak roste biomasa mikroorganizmů, tak se zvyšuje rozvoj společenstev vodních organismů. Jde o nové technologie a není uzavřena diskuze o trvalosti efektu – tedy o tom, jak dlouho udrží mikroorganizmy živiny. Praxe ukazuje, že živiny jsou v biomase mikroorganizmů drženy do konce vegetační sezony a s poklesem mikrobiální biomasy koreluje i podzemní zvýšení koncentrací fosforu ve vodě, který už ale není využitelný pro růst fytoplanktonu.

Mikroorganizmy v přípravcích zajišťují většinou rozklad organické hmoty pomocí těchto reakcí: Amoniak je za aerobních podmínek oxidován na nitrit a následně na nitrát, který slouží jako konečný akceptor elektronů pro mikroorganizmy, které rozkládají organickou hmotu na povrchu sedimentů za podmínek nízkého obsahu kyslíku. Nitrát je denitrifikační přeměněn na plynný dusík. Mastné kyseliny jsou mikrobiální aktivitou transformovány na oxid uhličitý a vodu. Dusík a oxid uhličitý unikají do atmosféry. Přípravky mohou být koncipovány dle konkrétního složení sedimentů nebo jsou přímo vyvinuty jako širokospektrální a zajišťují rozklad organických látek kaskádově v návaznosti fyziologických skupin mikroorganizmů (typicky přípravky pro povrchové vody obsahují kolem 10 kmenů mikroorganizmů). Pro aplikace do přírodních ekosystémů nejsou vhodné monokultury mikroorganizmů, které se používají například jako aktivační přípravky do septiků a dočistovacích nádrží.

Mikroorganizmy v cyklu uhlíku

Mikroorganizmy hrají zásadní roli v transformaci uhlíku z forem redukovaných (CH_4 , organický uhlík) na formy oxidované (CO , CO_2 , CO_3^{2-}) a opačně. Bakterie jsou jediné organizmy ve vodách, které ve velké míře využívají rozpuštěné organické látky a přeměňují je na partikulované částice dostupné vyšším článkům potravních řetězců.

Z bakteriálních polykultur biopreparátů se ve vodním ekosystému v cyklu uhlíku uplatňují především bakterie rodů *Pseudomonas*, *Bacillus* a *Acetobacter*.

Mikroorganizmy v cyklu dusíku

Mikroorganizmy se svými metabolickými procesy nezastupitelně podílejí na přeměnách jednotlivých forem dusíku. Procesy, které probíhají v koloběhu dusíku, jsou fixace, nitrifikace, denitrifikace a amonizace. Některé mikroorganizmy navíc dokáží využívat jako konečný akceptor elektronů kyslíku z dusičnanů nebo dusitanů, tzv. nitrátová respirace, která se uplatňuje zejména v mikroaerobním či anoxickém prostředí.

Z bakteriálních polykultur biopreparátů se ve vodním ekosystému v cyklu dusíku uplatňují především bakterie rodů *Nitrosomonas*, *Nitrobacter* a *Azotobacter*.

Mikroorganizmy v cyklu fosforu

Fosfor je v mnoha sladkovodních ekosystémech limitující živinou pro nárůst fytoplanktonu a jeho zvýšený přísun do vod lidskou činností je hlavní příčinou znečištění vod živinami. Bakterie mají v buňkách poněkud vyšší podíl fosforu než většina vyšších organismů, proto je významné, jaký podíl zásoby fosforu ve vodě je uložen v bakteriálních buňkách a jak rychle se uvolňuje a vrací do koloběhu. Význam mikroorganizmů v koloběhu fosforu ve vodě spočívá především v mineralizaci primární a sekundární produkce a obnově rozpuštěného anorganického fosforu v prostředí.

Podíl mikrobiologických procesů v koloběhu fosforu je poněkud odlišný v sedimentu, kde jsou velmi důležité chemické rovnováhy. Při snížení koncentrace kyslíku může docházet k uvolňování fosforeč-

nanů vázaných na sloučeniny Fe^{3+} v sedimentech v důsledku redukce trojmocného Fe (nerozpuštěný fosforečnan) na dvojmocné (rozpuštěný P).

Z bakteriálních polykultur biopreparátů se ve vodním ekosystému v cyklu fosforu uplatňují svými produkty a meziprodukty, např. bakteriální kmeny rodů *Acetobacter*, *Azotobacter*, většina druhů rodů *Bacillus*, *Nitrobacter*, *Nitrosomonas*, *Pseudomonas* a další.

Jedná se o přirozeně se vyskytující mikroorganismy, tedy ne o žádné nové kmeny nebo kultury. Přirozenou kompeticí dojde po určitém čase po aplikaci opět ke snížení obsahu těchto mikroorganismů ve vodě. Vzhledem k tomu, že jmenované organismy jsou většinou aerobní, je vhodné kombinovat v hlubších nádržích bioaugmentace s metodami pro zvyšování obsahu kyslíku ve vodě aerací a promícháváním, které navíc usnadňují transport vznikajících plynů do atmosféry. Kromě aerace je možné podpořit bakteriální rozklad přidáním enzymů nebo limitujících živin dle aktuálních analýz. V prvních měsících se může stát, že zvýšený rozklad organických látek povede k zvýšené koncentraci biodostupného fosforu ve vodním sloupci. Proto je doporučeno tento parametr sledovat a fosfor sorbovat či inaktivovat některou z dostupných metod.

Využití bioaugmentací pro sedimenty nádrží

Nejvíce zkušeností s používáním bioaugmentací pro vodní ekosystémy je v oblasti dočišťování vod (kořenové čistírny komunální vody, recyklované vody, pokročilé konstruované mokřady) a v oblasti okrasných a užitkových nádrží (koupací biotopy, okrasná jezírka parková a zahradní, nádrže golfových hřišť apod.). Pro tyto vodní ekosystémy také existuje nejširší nabídka přípravků. Proto je nutné rozlišovat, zda jde o přípravky:

- polykulturální (alespoň 8 rodů),
- mono-trikulturální, vhodné spíše do septiků.

Dále je nutno znát, zda jde čistě o bakterie, nebo směs s enzymy (enzymy působí rychlejší rozklad organických látek, ale pouze krátkodobě). Podstatné je také znát, zda je biopreparát určen cíleně na sedimenty nebo je aplikován do vodního sloupce s vedlejším efektem na sedimenty.

Další možností je podpora autochtonní mikroflory sedimentů tím, že na základě analýz podpoříme mikrobiální rozklad pomocí dodání limitujících živin, dodáním kyslíku apod. V tomto případě by se však nemělo mluvit o bioaugmentaci sedimentů, ale o podpoře autochtonní mikrobiální aktivity, ta patří do skupiny ekotechnik „ošetření sedimentů na místě“ („in-situ sediment treatment“).

PLÁNOVÁNÍ A ŘÍZENÍ PROJEKTŮ OMEZENÍ ROZVOJE SINIC

V této kapitole je podán přehled aktuálních přístupů, terminologie, metod a technik projektů obnovy vodních ekosystémů. Vzhledem k širší problematice je text zaměřen na snižování příčin a důsledků znečištění povrchových vod živinami, především fosforem. Jako základní je nutno vždy zdůraznit přístup, kdy povodí nad nádrží a nádrž vlastní musí být brána jako jedna plánovací jednotka, přičemž aktivity v obou částech musí být koordinovány po celou dobu projektu.

Metod, technik a prostředků, vedoucích k omezení masového rozvoje sinic je velké množství (viz výše). Samotné techniky však nevedou k vyřešení problému. Jde většinou o pochopení originality dané lokality v limnologických souvislostech. Dle těchto souvislostí musí vedení projektu (odborná skupina či vědecký výbor) zvolit vhodnou kombinaci metod a postupů a na základě aktuálních dat monitoringu řídit procesy v povodí a nádrži průběžně. Dále jde o socioekonomické souvislosti, způsob využívání krajiny v povodí nad nádrží a dlouhodobé projekty a postupy vedoucí k omezení látkového odnosu z krajiny. Úspěšné budou takové projekty a přístupy, kde se bude plánovitě snižovat trofické

zatížení povodí a nádrže, dojde ke snížení množství infekceschopného inokula dominantních druhů tvořících vodní květy a budou **dlouhodobě** kontrolovány a důležité faktory, které podporují masový rozvoj cyanobakterií.

Podstatné je si uvědomit, že eliminací jednoho faktoru nedosáhneme omezení masového rozvoje vodních květů sinic. Vždy musí jít o komplex opatření, jejich kombinaci a optimalizaci podle konkrétních hydrologických, ekologických, limnologických, sociodemografických a také ekonomických podmínek. Každá nádrž a její povodí je originální systém s různou hydrologií, geologickým podkladem, využíváním krajiny, odnosovými poměry, sedimentační rychlostí, ekotoxikologickými a limnologickými souvislostmi, a proto je šablonovité přenášení metod z jiných nádrží většinou pouze neúměrným investičním rizikem. Každý úspěšný projekt obnovy rovnováhy fytoplanktonu, omezení masového rozvoje sinic a revitalizace eutrofizovaného povodí začíná neoddělitelně analýzou (historického, aktuálního a reálného) stavu povodí a nádrže.

V neposlední řadě je nutno počítat s jevem zvaným ekologická hystereze – tedy jakási setrvačnost ekosystémů, kterou se brání změnám. Máme-li dobrá historická limnologická data, můžeme dokumentovat, kolik let byla nádrž znečištěna živinami, a přesto se vodní květy sinic nevyskytovaly v takové míře. Po určité době (např. 5–8 let) nakonec k masovému rozvoji sinic došlo, až se z tohoto stavu stal stav stabilní. Projekt obnovy má tento stav rozkolísat a vytvořit nový stav rovnováhy v původním, nižším stavu trofie. Proti přírodním zákonům nelze bojovat, musíme je ctít, a proto nelze slibovat dlouhodobé efekty z krátkodobých aktivit.

Ekotechniky pro snížení koncentrace fosforu a omezování masového rozvoje sinic jsou velmi dynamickým oborem, a proto je důležité sledovat novinky u pracovních a specializovaných skupin IWA (International Water Assotiation), kde pracuje hned několik odborných profesionálních skupin (Lake and Reservoir Management, Treatment Wetlands, Phosphorus Recycling Technologies aj.), nebo mezinárodní databázi metod, technik a postupů pro management vodních květů sinic www.cyanodata.net apod.

