

ZÁPADOČESKÁ UNIVERZITA V PLZNI

FAKULTA PEDAGOGICKÁ

CENTRUM BIOLOGIE, GEOVĚD A ENVIGOGIKY

POVODÍ VODNÍ NÁDRŽE ŽLUTICE - MOŽNOSTI VYUŽITÍ
RYBNIČNÍCH USAZENIN K RECYKLACI FOSFORU

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Bc. Petr Slabý

Učitelství pro střední školy, obor Učitelství biologie a geografie pro střední školy

Vedoucí práce: RNDr. Jindřich Duras Ph.D.

Plzeň 2017

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracoval samostatně
s použitím uvedené literatury a zdrojů informací.

V Plzni, 1. června 2017

.....
vlastnoruční podpis

**Zde prosím vložit zadání
práce!**

OBSAH

Úvod	3
1 LITERÁRNÍ PŘEHLED	5
1.1 VODA	5
1.1.1 Koloběh vody	5
1.1.2 Voda a sluneční záření	5
1.2 VYBRANÉ FYZIKÁLNĚ CHEMICKÉ VLASTNOSTI VODY	6
1.2.1 Teplota	6
1.2.2 Konduktivita	8
1.2.3 Oxidačně-redukční (redox) potenciál (ORP)	8
1.2.4 pH - koncentrace vodíkových iontů	8
1.2.5 Barva, zákal a průhlednost	9
1.3 ROZPUŠTĚNÉ PLYNY	10
1.3.1 Rozpuštěný kyslík	10
1.3.2 Rozpuštěný oxid uhličitý	11
1.3.3 Dusík	11
1.4 EKOSYSTÉM RYBNÍKŮ	14
1.4.1 Historie rybníkářství	14
1.4.2 Účel a dělení rybníků	15
1.4.3 Členění biocenózy rybníku	17
1.5 BIOLOGICKÁ PRODUKTIVITA VOD	20
1.5.1 Primární produkce	20
1.5.2 Sekundární produkce	20
1.6 FOSFOR A JEHO KOLOBĚH	21
1.7 EUTROFIZACE	23
1.7.1 Druhy eutrofizace	24
1.7.2 Vodní květ a vegetační zabarvení	25
1.7.3 Toxicita sinic	26
1.7.4 Možnosti řešení eutrofizace	27
1.7.5 Monitorování eutrofizace	29
1.7.6 Důsledky eutrofizace	31
1.8 SEDIMENT	32
1.8.1 Sediment a eroze	33
1.8.2 Využití sedimentu	34
2 LOKALITY	36
2.1 LOKALITA KOUPALIŠTĚ	36
2.2 LOKALITA ŠINKA	36
2.3 LOKALITA HORNÍ RADYŇSKÝ RYBNÍK	36
2.4 LOKALITA VETERINA	36
2.5 LOKALITA PODZÁMECKÝ RYBNÍK	37
2.6 LOKALITA SOUTOK	37
2.7 LOKALITA DOLNOSEDELSKÝ RYBNÍK	37
2.8 LOKALITA KRÁSNÉ ÚDOLÍ	37
2.9 LOKALITA KŘÍŽOVÝ RYBNÍK	38
2.10 LOKALITA PANSKÝ RYBNÍK	38
2.11 LOKALITA NOVÝ BOCHOV	38
3 METODIKA	39

4 VÝSLEDKY	I
RESUMÉ	VI
SEZNAM LITERATURY	VII
SEZNAM OBRÁZKŮ	XI

Úvod

Přírozené hydrologické procesy, které probíhají v naší krajině, mají za následek odnos erodovaných částí půdy do hydrografické sítě. Tyto půdní části jsou posléze vlivem proudění vody unášeny dále v rámci systému této sítě. Rozšíření profilu, pokles spádu toku nebo zvětšení hloubky vodoteče má za následek pokles rychlosti proudění a vlivem této skutečnosti dochází následně k přírozené sedimentaci neseného materiálu. Takto utvořený materiál může mít v rychle proudících tocích podobu štěrkopísků nebo písků, naopak ve vodních nádržích, jako jsou rybníky, získává substrát hlavně podobu jílovohlinitou či jílovitou. Surový sediment vykazuje značný podíl zvodnění až do 80%, může obsahovat různé chemické látky a cizorodé předměty v závislosti na složení zemědělské a průmyslové výroby v rámci konkrétního povodí (Kubík, 2009).

Přírozené procesy smyvu půd však byly intenzifikací zemědělské výroby, používáním těžké techniky, nevhodnými agrotechnickými postupy a zanedbáváním péče o krajinu ve 20. století několikanásobně akcelerovány (Ansorge, 2003). Vlivem všech těchto faktorů došlo ke zvýšení objemu sedimentů a k následnému nárůstu negativního vlivu na vodní nádrže. Příkladem takového negativního působení je vnikání a usazování nebezpečných prvků a látek nebo snižování možnosti akumulace vody a tím pádem značné omezení schopnosti ochrany krajiny před povodní. V souvislosti s těmito fakty je nutné říci, že v rámci České republiky vykazuje třetina rybníků nadměrné zatížení sedimenty (Kubík, 2009). V konečném důsledku tedy nadměrná sedimentace způsobuje narušování vodohospodářských, biologických a ekologických funkcí vodních nádrží a toků. Odhady hovoří o tom, že v České republice máme 51 000 ha rybníčních ploch, ve kterých je uloženo skoro 200 miliónů m^3 sedimentů, 34 000 km drobných vodních toků v zemědělské krajině, ve kterých je dalších 5 miliónů m^3 sedimentů a 12 000 km odvodňovacích a závlahových kanálů, ve kterých se nachází zhruba 1 miliónů m^3 těchto zemin (Marek, 2003).

Pro zachování funkčnosti a průtočnosti vodních děl a koryt říčních toků je tedy zcela nezbytné odtěžování nadbytečných sedimentů. Na takto získaný sediment může být často pohlíženo jako na odpad, ale v mnoha případech může být dál použit. Rybníční

sedimenty mohou být použity jako prostředky pro zúrodnování zemědělských půd a tímto postupem by se tedy částečně i řešil problém se ztrátou erodovaných částí půdy. Je důležité říci, že kvalita sedimentu, především jeho fyzikální a chemické vlastnosti, jsou směrodatná při rozhodování o tom, zda bude možná jeho aplikace na půdu. Okolo 90 procent z nich neobsahuje zvýšené obsahy rizikových látek a pokud mají tyto sedimenty navíc příznivou zrnitostní stavbu a obsahují organickou hmotu, jsou využitelné pro zúrodnění půdy (Marek, 2003).

Z právního hlediska je nakládání s tímto materiálem ošetřeno v příloze č. 9 zákona č. 185/2001 Sb., o odpadech v platném znění (po vydání novely č. 9/2009 Sb.), která obsahuje požadavky na kvalitu sedimentu. Dále zákon č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, který řeší přímé použití sedimentů na zemědělském půdním fondu, a vyhláška č. 257/2009 Sb., o používání sedimentů na zemědělské půdě.

Tato práce si klade jako cíl formulovat závěry o potencionálním využití sedimentů ze zkoumaných rybníků a to zejména z pohledu jejich využitelnosti a přínosnosti pro zemědělské pozemky v mikropovodí rybníka. V případě, že sedimenty nebudou vyhovovat svým složením k aplikaci na zemědělskou půdu, bude se práce ve svých výstupech pokoušet o zjištění zdroje kontaminace a navržení řešení případného problému.

1 LITERÁRNÍ PŘEHLED

1.1 VODA

Voda je považována za jeden z nejdůležitějších elementů pro rozvoj a udržení života na Zemi. Jedná se také o nejrozšířenější látku na planetě a je tím pádem i nevyhnutelné její ovlivnění lidskou populací, ať už v záporném či kladném směru. Voda ovšem disponuje samočisticími schopnostmi, které napomáhají vykompenzovat především negativní vlivy. Rozložení vody na Zemi má nerovnoměrný charakter a většina z tohoto celku vytváří světový oceán. Ve světovém oceánu nalezneme 97% z celkového množství, ale jedná se o vodu slanou. Zbývá 3% zahrnují sladkou vodu, která má životně důležitý význam pro lidskou populaci (Cílek et al., 2004).

Hlavní zásoby sladké vody se nachází v ledovcích a věčném sněhu. Dále sladkou vodu nalezneme v přírodních a umělých nádržích, v tocích, v půdě (gravitační, kapilární, hygroscopická) a v neposlední řadě také v organismech (Lellák a Kubíček, 1992).

1.1.1 KOLOBĚH VODY

Koloběh vody neboli hydrologický cyklus označuje uzavřený a nepřetržitý cyklus veškeré vody na Zemi, který probíhá za pomoci zemské tíže a slunečního záření. Vypařený objem vody z ploch moří a oceánů je ve formě vodní páry shromažďován nad kontinenty, odkud je ve formě kapalných nebo tuhých srážek vrácen zpět na zemský povrch. Tyto srážky odtékají povrchově nebo pod zemí, či se odpaří. Doba koloběhu vody se průměrně pohybuje okolo devíti dní (Ambrožová, 2003).

1.1.2 VODA A SLUNEČNÍ ZÁŘENÍ

Sluneční záření ovlivňuje výskyt organismů, metabolické pochody a fotosyntetickou činnost (Ambrožová 2003). Fotosyntéza samozřejmě následně ovlivňuje množství kyslíku a oxidu uhličitého. Sluneční záření má také velký vliv na teplotu vody, která předurčuje, jak budou probíhat chemické a biochemické procesy ve vodě (Kopp, 2015). Vzhledem ke světelnému klimatu ve vodách se určují vrstvy vodního sloupce: **eufotická** vrstva (svrchní dobře prosvětlená) a **afotická** vrstva (spodní bez světla) (Fott et al., 1982). Na propustnosti vody pro světlo závisí hloubka tzv. kompenzačního bodu

fotosyntézy, v němž se intenzita fotosyntézy fytoplanktonu vyrovnává s intenzitou jeho dýchání (měřeno produkcí a spotřebou kyslíku), primární produkce společenstva, produktivita nádrží a nepřímo i chemismus vod (Heteša a Kočková, 1997).

1.2 VYBRANÉ FYZIKÁLNĚ CHEMICKÉ VLASTNOSTI VODY

1.2.1 TEPLOTA

Jedním z velmi důležitých ukazatelů jakosti a vlastností vody je teplota. Velkou měrou ovlivňuje chemickou a biochemickou reaktivitu i v poměrně úzkém teplotním rozmezí přírodních a užitkových vod, a to od 0 °C asi do 30 °C. Mnoho z biochemických procesů probíhá při teplotách blížících se nule jen velmi zvolna nebo vůbec (Pitter, 2015). Teplota vody značně ovlivňuje hlavně rozpustnost plynů ve vodě, zejména pak kyslíku. Se stoupající teplotou klesá množství plynů, které se v ní rozpustí (Heteša a Kočková, 1997). Zdrojem tepelné energie ve vodách je sluneční radiace (infračervená oblast), geotermální zdroje a antropický faktor (Ambrožová, 2003).

Teplota je velmi důležitá i pro život a reprodukci ryb. Pro různé druhy a skupiny ryb existují odlišné teplotní optima např. kapr 18 °C až 25 °C, lososovité ryby 8 °C až 16 °C. U ryb ovšem existuje poměrně velká teplotní tolerance a zvládají dlouhodobě tolerovat i teploty mimo jejich konkrétní optima (Heteša a Kočková, 1997; Pitter, 2015).

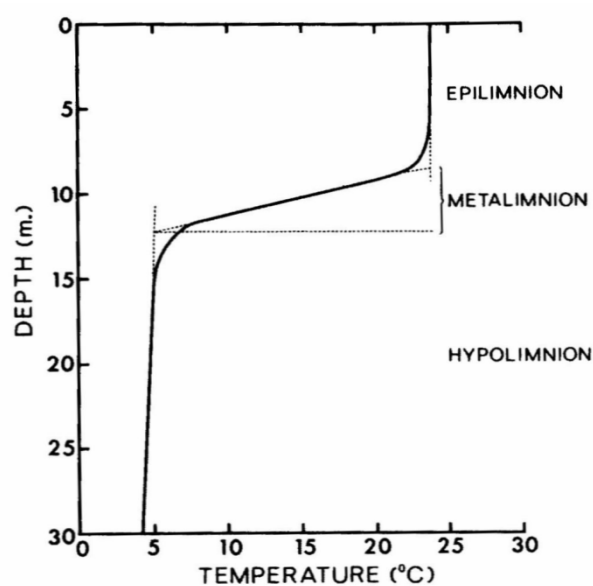
Teplotní anomálie vody - Maximální hustota vody nastává při 3,98 °C. Tato skutečnost poté zajišťuje, že voda v nádržích nepromrzá až ke dnu a zajišťuje tak přežití některých vodních organismů. Tato anomálie dále způsobuje teplotní stratifikaci a ovlivňuje proudění v nádržích, což ovlivňuje chemické a biochemické procesy probíhající ve vodě. Metamorfuje-li voda v led dochází ke zvětšení objemu asi o 9% a to je jednou z hlavních příčin erozní činnosti vody (Pitter, 2015).

Teplotní stratifikace - Uplatňuje se zde návaznost hustoty vody na teplotě a jejím anomálním chování (Pitter, 2015). V rámci teplotní stratifikace můžeme pozorovat čtyři střídající se období: jarní cirkulace, letní stagnace (stratifikace), podzimní cirkulace a zimní stagnace (Ambrožová, 2003; Pitter, 2015).

V letním období teplota hladinové vrstvy roste a v hlubších vrstvách se koncentruje chladnější voda s větší hustotou. Svrchní vrstva vody (epilimnion) je od spodní vrstvy (hypolimnion) oddělen skočnou vrstvou (metalimnion, termoklima), ta zabraňuje cirkulaci vody v celém objemu a teplota vody pod ní bývá konstantní. Ve skočné vrstvě dochází k poklesu teploty o 1 °C na 1 m. V letním období se epilimnion rozrůstá a skočná vrstva vyrovnává ovlivnění biologické produkce, dále chrání hypolimnion před rázovými vlivy z hladiny. V této vrstvě také dochází ke snížení rychlosti usazování částic, tato skutečnost pozitivně působí na průběh biochem. reakcí (zejména oxidačních procesů). V popsaném případě se jedná o letní stagnaci. Při zimní stagnaci probíhá inverzní rozdělení teploty a dochází k hromadění vody o teplotě pod 4 °C ve svrchní vrstvě (Ambrožová, 2003; Pitter, 2015).

V období jarní a podzimní cirkulace dochází vlivem teplotních změn a větru k proudění, a tím k promíchávání vrstev, teplota vody se v nádrži vyrovnává (Pitter, 2015).

Tento roční cyklus utváří specifické fyzikálně-chemické podmínky ve vodních ekosystémech. Ovlivněn je koloběh látek, ale i biotická složka ekosystému, od planktonu a bentosu po rybí osádku (Lellák a Kubíček, 1992). Tento model teplotní stratifikace je typický pro hluboké nádrže mírného pásu (Eurasie, Severní Amerika) a ty se označují jako dimiktické (promíchávání dvakrát do roka) (Ambrožová, 2003; Lellák a Kubíček, 1992).



Obrázek č. 1: Průběh teplotní stratifikace v hloubkových nádržích a jezerech (Lellák a Kubíček, 1992)

1.2.2 KONDUKTIVITA

V základním významu je konduktivita fyzikální veličina, která popisuje schopnost látky vést elektrický proud. Vysoká konduktivita značí dobrou vodivost látky, naproti tomu nízká označuje špatnou vodivost látky. Její jednotkou je Siemens na metr, u vod se obvykle uvádí v $\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$. U povrchových vod se hodnota konduktivity pohybuje od 5 do 50 $\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$ (Grünwald, 2005).

Konduktivita neboli měrná vodivost vody je míra koncentrace ionizovatelných anorganických a organických součástí vody (Pitter, 2009).

1.2.3 OXIDAČNĚ-REDUKČNÍ (REDOX) POTENCIÁL (ORP)

ORP charakterizuje oxidačně redukční procesy odehrávající se ve vodách, závisí na hodnotě pH prostředí a obsahu kyslíku (Ambrožová, 2003). Na oxidačně-redukčních rovnováhách se ve vodách, sedimentech a kalech podílejí plyny (O_2 , O_3 , metan, H_2S , CO_2 , Cl_2), rozpuštěné látky objevující se ve více oxidačních stupních (sloučeniny S, N, Fe, Mg aj.) a tuhé fáze prvků přítomných také ve více oxidačních stupních (FeCO_3 , MnCO_3 , FeOOH , MnO_2 aj.). ORP je velmi významný při chemických a biochemických procesech odehrávajících se ve vodách (nitrifikace, denitrifikace, asimilaci, disimilaci, oxidaci a redukcí sloučeniny síry aj.) (Pitter, 2015).

1.2.4 PH - KONCENTRACE VODÍKOVÝCH IONTŮ

Pod pojmem pH rozumíme záporný dekadický logaritmus aktivity vodíkových iontů, v důsledku interakcí iontů je aktivita vodíkových iontů o něco menší, než jejich koncentrace. Pouze u velmi zředěných roztoků se blíží aktivita hodnotě koncentrace (Horáková, 2007). Pro posouzení reakce vodných roztoků je významné, jaké koncentrace v nich dosahují vodíkové ionty. Tato koncentrace závisí jednak na povaze rozpuštěných látek, jednak na vodě samé. Dobrá rybníční voda má mít pH mezi 7,0 až 8,0, tj. slabě alkalickou reakci. O udržení pH v těchto mezích rozhoduje především dostatečné množství $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$, který společně s H_2CO_3 brání většímu kolísání pH. Nižší hodnoty pH vyvolávají onemocnění ryb, nebo alespoň vytvářejí příznivé podmínky pro onemocnění (Heteša a

Kočková, 1997). Hodnoty pH vody mohou výrazně měnit chemické a biologické procesy v ní probíhající např. uvolňování nebo spotřeba volného CO₂, nebo iontů H⁺ či OH⁻ (Pitter, 2015). S veličinou pH např. těsně souvisí rozpustnost solí železa a vápníku a rovněž tak i fosforu, které mají velký význam pro metabolismus řas (Heteša a Kočková, 1997). Měření hodnoty pH se používá v podstatě u všech druhů vod a má velký význam pro další hodnocení vlastností analyzované vody (Horáková, 2007).

1.2.5 BARVA, ZÁKAL A PRŮHLEDNOST

Barva vody může být přírodního nebo antropogenního původu. U přírodních vod je zbarvení způsobeno hlavně huminovými látkami (organické látky vzniklé rozkladem rostlinných zbytků). Vodu zbarvují také látky nerozpuštěné jako jsou třeba jíly či fytoplankton (Lellák a Kubíček 1992; Pitter, 2015). Barva vody ovlivňuje spektrum procházejícího světla, což má svůj význam pro intenzitu fotosyntézy fytoplanktonu a submersních rostlin vůbec (Heteša a Kočková, 1997).

V rámci barevnosti vody rozlišujeme skutečnou barvu a barvu zdánlivou. Skutečná barva je způsobena jen rozpuštěnými látkami procházející filtrem s velikostí pórů 0,45 μm. Barvu zdánlivou určuje barevnost rozpuštěných i nerozpuštěných látek, zpravidla koloidního charakteru. Např. zelené zbarvení silně eutrofizovaných vod je zdánlivá, jelikož sinice a řasy, které ji způsobují, lze odstranit filtrací. (Pitter, 2015).

Zákal může být způsoben buď neživými, jemně rozptýlenými částicemi (abiosestonem) nebo drobnými planktonními živými organismy (biosestonem). Zákal dodává vodě nežádoucí vzhled, což je významné zejména při hodnocení vod pitných, užitkových a vod určených k rekreaci (Heteša a Kočková, 1997).

Průhlednost vody ovlivňuje hlavně barva vody a zákal. Průhlednost je pro každý typ vodní plochy specifický např. rybníky decimetry max. 1-2 metry, jezera několik metrů až desítek metrů a v oceánech několik desítek až stovek metrů (Heteša a Kočková, 1997). V rámci nádrží můžeme říct, že průhlednost značně klesá u mezotrofních a eutrofních vod, a naopak stoupá u oligotrofních vod. V zimě bývá průhlednost mnohem lepší než v létě, kdy je ovlivňována zvýšenou produkcí planktonu (Pitter, 2015).

1.3 ROZPUŠTĚNÉ PLYNY

Za nejvýznamnější plyny rozpuštěné ve vodě patří CO_2 , O_2 a N_2 . Jejich množství ve vodě je úměrné závislé na tlaku, teplotě, biologických procesech a dalších faktorech. Množství rozpuštěného dusíku často dosahuje hodnot blízkých stoprocentnímu nasycení. To má velký vliv na vodní organismy a na ostatní látky, které jsou rozpuštěny ve vodě. Sezonní výkyvy kyslíku jsou zřetelné u vod zatížených organickým znečištěním (Lellák a Kubíček, 1992). Plyny ve vodách mohou mít původ buď přírodní, nebo antropogenní a specificky atmosférický, chemický (resp. radiochemického) a biochemický (Pitter, 2015).

1.3.1 ROZPUŠTĚNÝ KYSLÍK

Z plynů rozpuštěných ve vodě je kyslík nejvýznamnější. Koncentrace kyslíku ve vodě ovlivňuje řadu biochemických procesů a proto často funguje jako limitující faktor pro život různých vodních organismů. Atmosférický tlak a hlavně teplota vody určuje množství rozpuštěného kyslíku. S zvyšující se teplotou klesá množství kyslíku, které se ve vodě rozpustí (Heteša a Kočková, 1997). Kyslík se do vody dostává difúzí z atmosféry a fotosyntetickou asimilací vodní vegetace. V nádržích a jezerech je voda v epilimniu kyslíkem obvykle téměř nasycena a eutrofizované vody s nadměrnou produkcí řas bývají v letním období při intenzivním slunečním svitu kyslíkem i přesyceny. V období letní stagnace dochází pod skočnou vrstvou k rychlému poklesu koncentrace kyslíku, v hypolimniu se mohou koncentrace pohybovat jen v desetinách mg.l^{-1} a nad dnem hlubokých nádrží bývá někdy dosaženo až anoxických podmínek (Pitter, 2015). Kyslík je nezbytný pro všechny živé organismy ve vodě s výjimkou anaerobních bakterií (Heteša a Kočková, 1997).

Kyslík se ve vodě spotřebovává (Pitter, 2015):

při aerobním biologickém rozkladu organických látek, disimilaci zelených organismů

při nitrifikaci

při oxidaci Fe, Mg, a sulfidů

Kyslík je nezbytný pro zajištění aerobních procesů při samočištění povrchových vod a při biologickém čištění odpadních vod. Množství rozpuštěného kyslíku je jedním z důležitých

indikátorů čistoty povrchových vod. Jeho pokles značí organické znečištění pod zdrojem znečištění (Pitter, 2015).

1.3.2 ROZPUŠTĚNÝ OXID UHLIČITÝ

CO₂ rozpuštěný ve vodě má stejně důležitý význam jako kyslík. Pro fotosyntézu rostlin představuje zdroj uhlíku. CO₂ se do vody dostává rozkladem organických látek, dýcháním vodních organismů, difúzí z atmosféry, uvolňováním z hydrogenuhličitanů a s přitékající vodou (Ambrožová, 2003; Heteša a Kočková, 1997).

Fotosyntetická asimilace fytoplanktonu způsobuje stratifikaci CO₂, směrem k hladině pak množství CO₂ klesá. Při absenci volného CO₂ ve vodách dochází k rozkladu hydrogenuhličitanů za vzniku nerozpustných CaCO₃ a MgO₃ rostlinami. Tímto procesem rostliny nahrazují absenci volného CO₂ ve vodě, CaCO₃ a MgO₃ se pak vysrážejí na listech vegetace, nebo se usazují v sedimentech rybníků. Tento pochod se nazývá biogenní dekalifikace (Lellák a Kubíček, 1992). Při odčerpání volného oxidu uhličitého dochází k rozkladu kyselých uhličitanů a pH vody může vystoupit až nad hodnotu 10,0 (Heteša a Kočková, 1997).

Obsah CO₂ se snižuje únikem do atmosféry, chemickou vazbou některými minerály (CaCO₃) a odčerpáváním rostlinami při fotosyntetické asimilaci (Heteša a Kočková, 1997).

1.3.3 DUSÍK

Dusík spolu s fosforem řadíme mezi nejdůležitějším biogenní prvky. Ve vodách mají sloučeniny dusíku nezanedbatelnou funkci, a to protože se uplatňují při všech biologických procesech, probíhajících v povrchových, podzemních i odpadních vodách a při biologických procesech čištění a samočištění odpadních vod a při úpravě povrchových vod (Horáková, 2007; Grünwald, 2005). Dusík se ve vodách nachází v různých oxidačních stupních, v iontové i neiontové formě. Šíření jednotlivých forem je ovlivněno hlavně biochemickými procesy, ke kterým ve vodách dochází (Heteša a Kočková, 1997, Horáková 2007). Dusík je také jednou z živin, které jsou nezbytné pro nárůst populací mikroorganismů (Pitter, 2015).

Hlavní formy výskytu dusíku (N) dle Heteši a Kočkové (1997):

a) N elementární

b) N anorganicky vázaný:

amoniakální dusík N-NH_4^+ resp. N-NH_3

dusitanový dusík N-NO_2^-

dusičnanový dusík N-NO_3^-

N umělého původu (kyanidy, kyanatany a thiokyanatany, vše v malých koncentracích)

c) N organicky vázaný

d) N veškerý (je dán součtem všech forem anorganicky i organicky vázaného N v mg.l^{-1})

Zastoupení jednotlivých forem dusíku ve vodě představuje jen momentální vnější vzhled dynamického procesu, během něhož přechází N z jedné formy do druhé. Hybnou silou procesu jsou různé druhy bakterií a jejich enzymatický aparát (Heteša a Kočková, 1997).

Sloučeniny dusíku nacházející se v biosféře a nejsou poznamenány činností člověka, jsou převážně biogenních zdrojů, vznikají dekompozicí organických dusíkatých látek rostlinného a živočišného původu. Důležitým zdrojem anorganických a organických sloučenin N jsou splaškové odpadní vody. Dusík může také pocházet z odpadů ze zemědělství, splachy ze zemědělsky obhospodařované půdy a vybrané průmyslové odpadní vody (Pitter, 2015).

Organicky vázaný dusík mineralizují chemotrofní bakterie na amoniak procesem amonifikace. Takto získaný amoniak následně využívají bakterie, řasy a nitrifikační bakterie. Proces nitrifikace charakterizuje oxidace amoniaku na dusitany (nitritace) bakteriemi rodu *Nitrosomonas* a *Nitrosococcus* a dusitanů na dusičnany (nitratice) bakteriemi rodu *Nitrobacter*. Děj, který se uskutečňuje v anaerobním prostředí, se nazývá denitrifikace. Bakterie rodu *Pseudomonas* redukcí dusičnanů na plynný dusík produkují kyslík pro svůj metabolismus. Živočišné exkrementy jsou pro vodní prostředí zdrojem amoniaku, močoviny a kyseliny močové (Ambrožová 2003; Lellák a Kubíček, 1992;

Grünwald, 2005). Zdrojem uhlíku a energie pro tvorbu biomasy je oxid uhličitý (Grünwald, 2005).

Vzhledem k tomu, že v posledních letech koncentrace dusičnanů v podzemních vodách silně stoupá následkem intenzivního minerálního hnojení a snadného vymývání dusičnanů z půdního profilu, nabývá snaha o jejich odstranění v úpravách pitné vody (Heteša a Kočková, 1997).

Existují tři procesy odstranění (Heteša a Kočková, 1997):

biologická denitrifikace - probíhá jako redukce nitrátů a nitritů denitrifikačními heterotrofními bakteriemi v anaerobním prostředí až na molekulární plynný dusík, který uniká do ovzduší.

odstraňování pomocí iontoměníčů - využívá bazických pryskyřic (anexů), které z pomalu prostupující vody odebírají dusičnany a sírany a zpět do vody uvolňují chloridy a hydrogenuhličitany

reverzní osmóza - pracuje na základě zvýšeného osmotického tlaku mezi speciálními polopropustnými membránami, syntetizovanými na bázi acetátu celulózy nebo polyamidů, přes něž ionty solí prakticky neprocházejí

Sloučeniny dusíku ve vodách nedosahují velké stability a v závislosti na oxidačně-redukčním potenciálu a úrovni pH podléhají především biochemickým přeměnám (Pitter, 2015).

1.4 EKOSYSTÉM RYBNÍKŮ

Rybníky jsou uměle vytvořené nádrže, které jsou po několik století nedílnou součástí naší krajiny. Rybníky a rybniční soustavy zaujímají důležité místo v našem kulturním dědictví, z něhož těžíme dodnes, a to nejen z hlediska možnosti užitkového chovu ryb či vodní drůbeže, ale i z hlediska vodohospodářského, ekologického, rekreačního a estetického či uměleckého (Heřmanová, 2012). Kromě tohoto mají některé rybníky využití jako stabilizační prvek a zaujímají významnou roli v eliminaci znečištění z čistíren odpadních vod (Heteša et al., 2002). U těchto rybníků dochází k zadržení silného organického znečištění a tím ke zlepšení kvality vody na odtoku oproti přítoku (Všetičková et al., 2013).

Zákon popisuje rybník následovně: Rybníky jsou vodní díla, která jsou určena především k chovu ryb, ve kterých lze regulovat vodní hladinu, včetně možnosti jejich vypouštění a slovení. Rybník je tvořen hrází, nádrží a dalšími technickými zařízeními (Zákon č. 99/2004 Sb.). V krajině se může rybník nacházet samostatně nebo v soustavách. Rybniční soustavy lze rozdělit na tři typy: kaskádový, vějířovitý a kombinovaný typ.

1.4.1 HISTORIE RYBNÍKÁŘSTVÍ

V minulosti byla většina vodních nádrží pojmenována rybníky bez ohledu na jejich účel. První zmínky o budování vodních nádrží a rybníků, které primárně sloužily pro chov ryb, pochází z 12. až 13. století (Lusk, 2015). Rozmach rybníkářství a rozšíření domestikovaného kapra můžeme přiřadit k období vlády Karla IV. Za zlatou dobu rybníkářství bývá označováno hlavně 16. století (Andreska, 1997). Od konce 15. století do poloviny 16. století vzniklo v Čechách a na Moravě přibližně 75 000 rybníků, jejichž rozloha kolem roku 1585 se odhaduje na 180 tis. ha (Andreska, 1987). V souvislosti s tímto obdobím je nutné zmínit osobu Jakuba Krčína z Jelčan, který byl jedním z nejznámějších českých rybníkářů. Ve výstavbě rybníků na Třeboňsku navázal na práci Josefa Štěpánka Netolického (Haubelt, 2003). Krčín nechal také vybudovat největší český rybník Rožmberk nebo také rybník Svět dříve Nevděk (Křivánek et al., 2012). Útlum českého rybníkářství se spojuje s pobělohorskou dobou, kdy během 17. století mnoho rybníků zaniklo a rybniční hospodářství postupně pustlo (Heřmanová, 2012). Naopak v 19. století došlo k obrození rybníkářství. Meziválečné období bylo opět problémové a v

poválečné době proběhlo zestátnění (Andreska, 1987). Dnes se v Česku nachází asi 24 tisíc rybníků, které zaujímají přibližně plochu o velikosti 52 tis. ha, z toho je asi 42 tis. ha (2003) s chovem ryb (Heřmanová, 2012)

.

1.4.2 ÚČEL A DĚLENÍ RYBNÍKŮ

Hlavním účelem rybníků byl vždy chov ryb. Na základě této skutečnosti zařazujeme rybníky do dvou kategorií a to: teplovodní rybníkářství a pstruhařství (Šálek et al., 1989). Toto rozdělení je založeno na primárně chované skupině ryb.

Teplovodní rybníkářství produkuje zejména kaprovité ryby. Biotopem kaprovitých ryb je stojatá a mírně tekoucí voda, v létě prohřátá na 20 °C až 30 °C s mělkým dnem a hojností živin (Ambrožová, 2003).

Pstruhařství se zabývá chovem lososovitých ryb, které vyžadují silně průtočné rybníky s prokysličenou chladnou vodou, v lét prohřátou na 16 °C (20 °C) s kamenitým či písčitém dnem a s nízkým obsahem výživných látek (Ambrožová, 2003).

Rybníky lze rozdělovat také do bonitních tříd. Tato klasifikace je založená na přírůstku živé hmotnosti ryb na 1 ha zatopené plochy za rok (Štěpánek, 1979).

kategorie I.: přírůstek 200 až 400 kg na ha⁻¹, velmi dobré a úživné

kategorie II.: přírůstek 100 až 200 kg na ha⁻¹, dobré a úživné

kategorie III.: přírůstek 50 až 100 kg na ha⁻¹, průměrné a málo úživné

kategorie IV.: přírůstek 25 až 50 kg na ha⁻¹, špatné

kategorie V.: přírůstek pod 25 kg na ha⁻¹, velmi špatné

Úživnost a produktivitu rybníků navyšují rybáři pravidelným hnojením superfosfáty (dodání N, P, K a Ca) a dále letněním nebo zimováním. Při zimování mrazem popraská obnažené dno a vzduch se dostane do hlubších vrstev. Tím se provzdušní rybníční dno a netvoří se škodlivé bahno charakteristické pro úživné rybníky. Vysychání rybník má svůj

význam z důvodů zbavení se parazitů či původců mikrobiálních onemocnění ryb (Ambrožová, 2003).

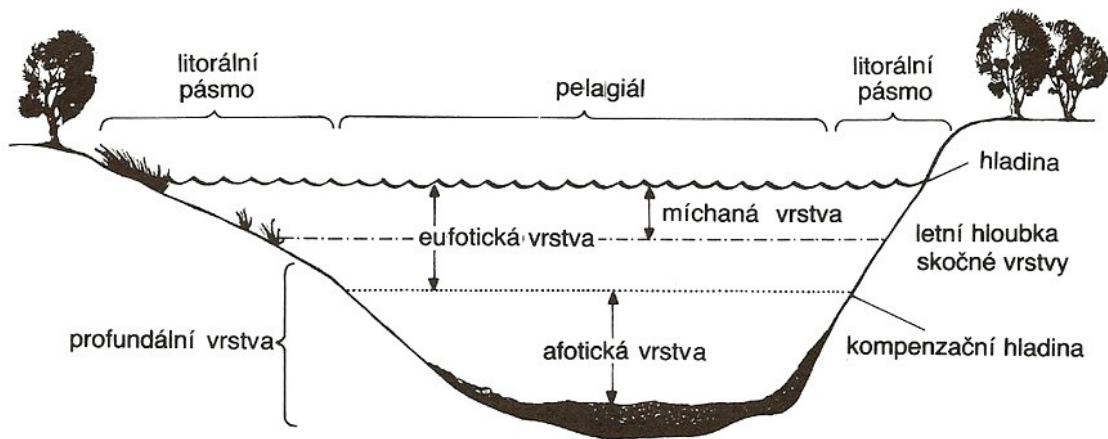
Dle zdroje vody lze začleňovat do těchto skupin rybníků: nebeský (napájení srážkovou vodou), průtočný (zdrojem je řeka nebo potok), pramenité (napájení pramenem ze dna) a náhonové (vodu přivádí náhon nebo obtoková stoka).

Rybníky lze klasifikovat i podle jejich umístění v krajině do těchto skupin: polní, návesní, luční, lesní a podvesní (Adámek et al., 2013).

Dle morfologie nádržního prostoru lze rozdělit rybníky na hluboké a mělké. Hluboké rybníky mají průměr hloubky vyšší než 3 m a leží v hlubších údolích s poměrně strmými svahy. U mělkých rybníků se výskyt vztahuje k rovinatým územím a průměr hloubky nepřesahuje 1 m. Hloubka rybníka a nadmořská výška mají velký vliv na způsob hospodaření i hydrobiologické vlastnosti rybníka. Reliéf krajiny a klimatické faktory ovlivňují délku zdržení vody v nádrži a následkem toho i zdržení živin. (Mikšíková et al., 2013).

1.4.3 ČLENĚNÍ BIOCENÓZY RYBNÍKU

Základní dělení biocenózy rybníku je na pelagiál (oblast volné vody) a bentál (oblast dna). Obě tyto části jsou vertikálně i horizontálně rozčleněny dle světelného gradientu. Svrchní prosvětlená vrstva se nazývá epipelagiál (trofogenní vrstva) a převažuje zde fotosyntetická produkce. Spodní vrstvy jsou označovány jako batypelagiál, ve kterém převažuje rozklad organické hmoty. Obě vrstvy od sebe odděluje kompenzační hladina. V rámci bentálu se určují následující vrstvy: litorál - prosvětlené příbřežní pásmo, profundál - pásmo dna, sublitorál - přechodové pásmo (Lellák a Kubíček, 1992).



Obrázek č. 2: Schéma horizontálního a vertikálního členění vodní nádrže stratifikované teplotně a světelným klimatem. Diagram ilustruje členění mělké nádrže mírného pásma v době letní stagnace (Lellák a Kubíček, 1992).

Rozmanité podmínky v těchto vrstvách napomáhají výskytu různých druhů organismů. Tyto vodní organismy (hydrobionty) lze zařazovat do několika skupin. Plankton označuje organismy, kteří se pouze pasivně vznášejí ve vodě nebo se v ní omezeně pohybují. Mezi sladkovodní plankton řadíme širokou škálu primárních hydrobiontů např. bakterie, jednobuněčné a mnohobuněčné řasy, prvoci a různí bezobratlí (Lellák a Kubíček, 1992).

Na základě druhového složení rozdělujeme plankton do tří základních skupin:

- fytoplankton - hlavně jednobuněčné řasy a sinice
- zooplankton - drobní živočichové a vývojová stádia větších živočichů
- bakterioplankton - bakterie

Planktonní organismy se od sebe značně velikostně i tvarově odlišují. Na základě těchto vlastností klasifikujeme plankton do několika skupin.

- ultranoplankton - velikost menší než 2 μm , např. bakterie, řasy a sinice
- nanoplankton - od 2 do 20 μm , např. řasy, sinice, bičíkovci, prvoci
- mikroplankton - od 20 do 200 μm , např. větší prvoci, řasy, vířníci
- mezoplankton - od 200 do 2000 μm , např. korýši, vířníci
- megaplankton - nad 2000 μm , např. velcí korýši

Živočichy, kteří se aktivně pohybují ve vodním sloupci, označujeme jako nekton. Hlavní skupinou živočichů tvořící nekton jsou ryby. Často se do nektonu zařazují také velké druhy korýšů, někteří brouci nebo také různé druhy obojživelníků či plazů (Lellák a Kubíček, 1992).

Skupina pojmenovaná bentos zahrnuje organismy žijící u dna. Bentos lze rozdělit na mikrobentos, ten zahrnuje např. houby (*Leptomitus*, *Phycomycetes* aj.) a bakterie (*Sphaerotilus*). Mikroorganismy dna jsou důležitým zdrojem živin a potravou pro četné vodní organismy. Další skupina označovaná jako fyto-bentos zahrnuje řasy, sinice, mechy a rostliny. Především sinice a řasy vytvářejí nárostová společenstva, jejichž skladba a pozice na povrchu podkladu se liší podle světlených, proudových, teplotních a dalších nároků. Ke konci vegetačního období dochází k odumírání bentické vegetace a její biomasa se stává součástí odumřelých organických látek. Skupina zoobentosu označuje živočichy žijící trvale či přechodně v oblasti dna. Rozvoj a složení zoobentosu v rybnících je ovlivňováno řadou faktorů abiotických (teplota vody, pH, kyslík, salinita) i biotických (predace,

vývojové cykly jednotlivých skupin zoobentosu, konkurenční vztahy a hospodářské zásahy na rybnících: zimování, letnění, hnojení, příkrmování). Úloha zoobentosu je velmi významná, jelikož se uvádí, že až polovina rybí produkce je kryta právě zoobentosem např. larvy pakomárů, máloštětinatci (Sukop, 2007).

1.5 BIOLOGICKÁ PRODUKTIVITA VOD

U hydrobiontů panují úzké potravní vztahy a ty jsou určeny trofickou pyramidou. Důležitý je zde cyklický tok látek, který probíhá od producentů ke konzumentům a destruentům a zpět k producentům. Energetický tok je zde jednosměrný. V rámci tohoto tématu je nutné rozlišovat pojmy produktivita a produkce. Pojem produktivita je spojován s biocenózou a označuje schopnost biocenózy produkovat biomasu. Druhý pojem produkce představuje celkové množství biomasy vyprodukované biocenózou za určitou jednotku času na určité ploše (Ambrožová, 2003). Produkce se dle potravních vztahů dělí na primární a sekundární (Lellák a Kubíček, 1992).

1.5.1 PRIMÁRNÍ PRODUKCE

Funkce primární produkce je závislá na různých abiotických faktorech a to zejména množství světla, které dopadá na hladinu a proniká do vodního sloupce. Dostupnost biogenních prvků pro vodní organismy je dalším činitelem ovlivňující primární produkci. Organismy s podporou fotosyntetického aparátu čerpají energii ze slunečního záření a zdrojem uhlíku je oxid uhličitý. Organická hmota, která zde vzniká, slouží jako základ pro další produkci a tedy i výskyt organismů (Ambrožová, 2003).

1.5.2 SEKUNDÁRNÍ PRODUKCE

Hromadění organické hmoty vytvořené producenty v tělech konzumentů se označuje pojmem sekundární produkce. Primárně vyprodukovaná biomasa je použita na fungování metabolismu a částečně je vylučována. Vzhledem k tomu, že se vodní živočichové neživí pouze rostlinou stravou, musíme brát v potaz i predaci a také organismy bentálu a pelagiálu (Ambrožová, 2003).

1.6 FOSFOR A JEHO KOLOBĚH

Fosfor je biogenním prvkem s velkým významem. V biotopech se vyskytuje ve velmi nízkých koncentracích a limituje procesy produkce v vodách (Ambrožová, 2003). Anorganickým zdrojem fosforu ve vodách mohou být některé minerály např. apatit, fosforit a kaolinit. Organickým zdrojem mohou být spláchnutá statková hnojiva, odpadní vody z pivovarů, přádelen a textilního průmyslu, produkty rozkladu vodní flóry a fauny a chemické přípravky používané v zemědělství (Heteša a Kočková, 1997). Ve vodních ekosystémech se fosfor vyskytuje ve formě rozpuštěných ortofosforečnanů nebo fosforečnanu železitého (Lellák a Kubíček, 1992; Ambrožová, 2003). Celkový fosfor ve vodách se rozděluje na rozpuštěný a nerozpuštěný. Poměrné zastoupení obou forem závisí na druhu použitého filtru (nejčastěji s velikostí pórů 0,45 mikrometru). V rámci obou těchto skupin se dále dělí na anorganicky vázaný a organicky vázaný (Pitter, 2015).

V různých typech vod se značně mění i obsah fosforu. Koncentrace fosforu v podzemních vodách ve velmi nízká (tisíciny mg na 1 litr vody), jelikož se snadno zadržuje v půdách. V řekách došlo k několikanásobnému zvýšení koncentrace vlivem fosfátů obsažených v pracích prostředcích. Obsah fosfátů ve vodách jezer a nehnojených či neznečišťovaných nádrží se pohybuje v tisícinách a setinách miligramů v 1 litru vody. V hnojených nebo odpadními vodami zatěžovaných nádržích vzrůstá obsah tohoto biogenu asi desetinásobně. Sedimenty dna, obsahující anorganicky i organicky vázaný fosfor, jsou v přírodě rezervoárem tohoto prvku (Heteša a Kočková, 1997).

V rámci koncentrace fosforu v organismech a prostředí je situace následující, v organismech je podíl fosforu vyšší a stálý, v prostředí nižší a proměnlivý, to je způsobeno jeho sedimentárním cyklem a proměnlivou intenzitou využití rostlinami. V rostlinné biomase je hmotnostní poměr sloučenin C, N a P nejčastěji 40 C : 7 N : 1 P (v atomárním poměru 106 C : 16 N : 1P), v povrchových vodách, málo ovlivněných lidskou činností, je poměr 600 C : 20 N : 1 P (Lellák a Kubíček, 1992).

Během fotosyntézy jsou fosforečnany využívány řasami, bakteriemi a inkorporován do biomasy, z ní se po odumření organismů uvolňuje do vodního prostředí a sedimentuje se na dno. K vylučování fosforu dochází také u živočichů a to ve formě exkrementů, které jsou poté využívány bakteriemi a řasami. V části vegetačního období s výrazným rozvojem fytoplanktonu dochází k vyčerpání rozpustných forem fosforečnanů

(začátek jaro, léto minima). Naopak vysoká koncentrace fosforečnanů nastává v období poklesu množství fytoplanktonu (konec vegetačního období), takzvaný clear water (Ambrožová, 2003; Heteša a Kočková, 1997; Lellák a Kubíček, 1992). Většina řas fytoplanktonu dokáže zadržovat fosfor do zásoby v množství daleko větším, než potřebují ke stavbě svého těla a k energetickým procesům. V extrémních případech dokážou za 24 hodin přijmout více než 20-ti násobek původního množství fosforu (Heteša a Kočková, 1997). Vodní biocenózy s nízkou koncentrací fosfátů jsou druhově chudé, fytoplankton z těchto biocenóz je adaptován na nízkou koncentraci a dostupnost fosforu (Ambrožová, 2003). Pokud jde o přijímání fosforu rostlinami, všeobecně se uvádí, že nejlépe je přijímána a asimilována jeho fosfátová forma. Někdy je uváděno, že jsou rostliny jsou schopny asimilovat i fosfor v koloidně rozptýlených sraženinách (Heteša a Kočková, 1997).

Koloběh fosforu určuje trofie stratifikované nádrže. V epilimniu a hypolimniu oligotrofních nádrží se v období letní stagnace vyskytuje fosforečnan organický vázaný, ten u dna přechází do formy fosforečnanu železitého. U eutrofních nádrží může nade dnem dojít k poklesu kyslíku na minimum a k redukci trojmocného nerozpustné formy železa na rozpustnou formu dvojmocnou. Anaerobie následně vede ke vzniku siřníků železa a zapáchajícího bahna (Ambrožová, 2003).

V případě mělkých nádrží dochází k tomu, že je koloběh fosforu rychlejší a že se do něj vrací značná část fosforu. Obrat fosforu ve volné vodě činí 5,4 dne, pro fosfor v pevných objektech (sedimenty aj.) 39 dní. Rychlost obratu určuje poměr objemu vody k povrchu dna. U hlubokých nádrží má fosfor tendenci se ukládat v sedimentech dna a pouze malé množství se vrátí do koloběhu (Heteša a Kočková, 1997). V celkové bilanci koloběhu P v ekosystémech vodních nádrží nejčastěji dochází k převaze posunu fosforu do sedimentu nad jeho zpětným uvolňováním (Lellák a Kubíček, 1992). Návrat fosforu z hydrosféry do litosféry probíhá pouze přes biosféru a za normálních podmínek je jeho intenzita velmi nízká. Teprve člověk svou těžbou fosfátů, výrobou fosfátových hnojiv a intenzivním hnojením polí tento proces zdatelně urychlil (Heteša a Kočková, 1997).

1.7 EUTROFIZACE

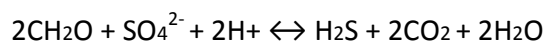
V rámci obsahu biogenních prvků a primární produkci rozlišujeme dva základní typy vodních nádrží:

- Oligotrofní typ - vody chudé na živiny a s nízkou produkcí organické hmoty
- Eutrofní typ - vody s vysokým obsahem minerálních látek a s vysokou produkcí rostlin i konzumentů prvního a druhého řádu (Lellák a Kubíček, 1992)

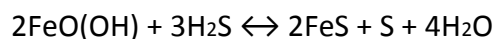
Děje vedoucí k znehodnocování a zhoršování kvality povrchové vody označujeme jako eutrofizace. Tento složitý proces zahrnuje obohacování stojatých a tekoucích povrchových vod živnými minerálními látkami, které zpětně vedou ke zvýšení biologické produkce a k nežádoucímu zarůstání vodního biotopu. Z obecného hlediska se za příčinu eutrofizace považuje zvýšená koncentrace biogenních makroelementů, sloučenin dusíku a fosforu. Takovýto pohled není, ale zcela přesný, protože hlavním faktorem v případě eutrofizace a tedy zhoršování kvality vody je biocenóza a probíhající biologické procesy (Punčochář a Desortová, 1994). Vysoká koncentrace dusíku, fosforu a dalších biogenních prvků v povrchových vodách není závadná do té doby, než dojde k výskytu bakterií, řas a živočichů, jejichž biologickou činností dojde ke zhoršování kvality této povrchové vody. (Ambrožová, 2003; Marvan a Maršálek, 2004).

Hlavní chemické prvky vedoucí k eutrofizaci (fosfor a dusík) jsou rybníky zachycovány a kumulovány. Nejvyšší koncentrace fosforu se nachází v sedimentu, kde může být uloženo 100 až 1000 krát více živin než ve vodě. K této skutečnosti je nutné přihlížet při výlovech rybníků a také nám tato informace dokládá, jak je opodstatněné odbahňování rybníků (Všetičková et al., 2013).

Eutrofizační princip funguje na základě vysoké primární produkci, dochází zde k enormní spotřebě kyslíku a tvorbě anaerobních podmínek u dna v důsledku rychlého rozložení odumřelé organické hmoty. V daných podmínkách probíhá dekompozice organické hmoty v procesu desulfurikace. Sírany (SO_4^{2-}) působí jako oxidační činidlo a jsou redukovány za vzniku sulfanu (H_2S):



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



Následkem těchto procesů dochází v anaerobních prostředí k uvolňování fosforu. Cirkulace vody poté zajišťuje šíření fosforu do vodního sloupce a zde se využije pro tvorbu rostlinné biomasy. Následně se mohou vytvořit anoxické zóny, které představují riziko především pro bentické organismy (Smith et al., 1999).

1.7.1 DRUHY EUTROFIZACE

V případě eutrofizace rozlišujeme eutrofizaci přirozenou, která je charakteristická postupným zvyšováním trofie nádrže v průběhu vývoje a zrání nádrže. Při této eutrofizaci narůstá intenzita celého procesu a zároveň je to proces nezvratný. V dalším případě narážíme na eutrofizaci indukovanou, která je způsobena především dodáváním biogenních prvků odpadními vodami, přísunem hnojiv a výluhů z hnojiv (Ambrožová, 2003). Bohatým zdrojem dusíku a fosforu jsou také odpadní vody, z toho vyplývá, že jejich zaústění do nádrží má silně eutrofizující charakter (Faina et al., 1992). Indukovaná eutrofizace je projevem působení člověka na původní strukturu ekosystému a tento proces je neustále urychlován (Ambrožová, 2003). V případě tzv. razantní eutrofizace dochází vlivem působení vysoké primární produkce epilimnionu k vyčerpání kyslíku hypolimnionu, k anareobii a případnému vzniku sirovodíku u dna (Štěpánek a Červenka, 1974).

Prvním znakem toho, že začíná probíhat eutrofizace na vodním biotopu je nárůst planktonních sinic a vodních makrofyt. Dalším jevem je zhoršování kyslíkového a hydrochemického režimu, dále dochází ke vzniku a hromadění jedovatých plynů, k nepříznivým kyslíkovým poměrům u dna a zmenšení produkční plochy zarůstáním. Ve vodě dále dochází ke zvyšování zákalu a v důsledku toho i k snižování její průhlednosti. Během letní stratifikace jsou v jednotlivých vrstvách vody zjišťovány výrazné změny obsahu kyslíku a zvýšení obsahu živin (Faina et al. 1992). Extrémní rozvoj fytoplanktonu

v povrchových vodách značně mění různé fyzikální, chemické a organoleptické vlastnosti vody a ovlivňuje i samotné organismy. Dochází k ovlivnění průhlednosti, propustnosti vody pro světlo, zákalu a barvy, dále se také snižuje tvrdost vody, mění se pH, mění se množství kyslíku, obsah kyseliny uhličitě, biogenních a organických látek. Výskyt mikroorganismů v povrchových vodách způsobuje hygienické a technické problémy, v jejichž důsledku je nutné u povrchových vod přistupovat k různým opatřením (Ambrožová, 2003). Z produkčně hydrobiologického a rybářského pohledu může být eutrofizace pozitivním jevem, který povede k zvyšování produktivity nádrže a výnosu ryb (Lellák a Kubíček, 1992).

1.7.2 VODNÍ KVĚT A VEGETAČNÍ ZABARVENÍ

V souvislosti s nadměrným rozvojem fytoplanktonu se používají následující termíny: vodní květ a vegetační zbarvení. Pojem vodní květ představuje extrémní rozvoj a produkci monokultury sinic se schopností tvorby povlaků na vodní hladině. V zasažených lokalitách dochází k deficitu kyslíku ve spodních vrstvách a ke zvýšení obsahu železa a manganu. V extrémnějších případech dochází ke vzniku sirovodíku a metanu. Vegetační zbarvení vody označuje zvýšenou produkci fytoplanktonu rovnoměrně rozloženého v celém vodním sloupci. S tímto jevem je spojen pokles průhlednosti a zvýšení zákalu (Maršálek, Keršner a Marvan, 1996).

Vznik a rozvoj vodního květu prochází třemi fázemi, na jejichž konci dochází k masovému úhynu buněk a rozkladu organické hmoty, která pak tvoří plovoucí vrstvu na hladině. Vodní květ je tvořen rody sinic *Anabaena*, *Aphenonanzon*, *Microcystis* a *Oscillatoria*. Vznik květu byl zaznamenán u zelených řas rodů *Hydrodictyon*, *Chlorella*, *Chlamydomonas* a *Ankistrodesmus*, u rodů rozsivek *Synedra* a *Cyclotella*, dále u zlativek rodu *Synura* a zástupce krásnooček rodu *Euglena*. Vodní květy se nevytvářejí u vod s nižším pH než 6.5 (Ambrožová, 2003; Štěpánek et al., 1979).

V případě koloniálních druhů vodního květu můžeme předpokládat nižší hodnotu specifické růstové rychlosti jako následek nižšího poměru povrchu k objemu kolonie. Tyto sinice si tento problém kompenzují například schopností shromažďovat se při hladině nebo možností vázání atmosférického dusíku. Přemnožení sinic může mít za následek

nadměrnou produkci toxinů a negativní ovlivněn jakosti vody při hromadném odumírání na konci vegetačního období (Maršálek, Keršner a Marvan, 1996).

Za hlavní faktor, kterému se přikládá největší význam při limitaci rozvoje fytoplanktonu v povrchových vodách, můžeme označit nesoulad mezi hmotnostním poměrem sloučenin uhlíku, dusíku a fosforu v biomase vodních rostlin a hmotnostním poměrem sloučenin těchto biogenních prvků v prostředí (Lellák a Kubíček, 1993).

1.7.3 TOXICITA SINIC

Toxicitu sinic způsobují sekundární metabolity (látky které nejsou využívány organismem pro jeho primární metabolismus), které se souhrnně označují jako cyanotoxiny. Tyto látky mohou být pro člověka i jiné organismy velmi nebezpečné a předpokládá se, že jsou produkovány z defenzivních účelů (Carmichael, 2008). Cyanotoxiny jsou velmi odolné a stabilní a jejich separování z vody pomocí klasických metod (sedimentace, chlorování, písková filtrace či var) není možné (Maršálek, 2000). Z chemického hlediska se jedná o peptidy, alkaloidy a lipopolysacharidy (Marvan a Maršálek, 2004). Rody *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Microcystis*, *Nodularia* aj. se řadí mezi nejvýznamnější producenty cyanotoxinů. Celosvětově nejčastějšími toxiny sinic jsou microcystin a nodularin (Sivonen a Jones, 1999). U těchto látek ovšem byly zjištěny i pozitivní účinky a to u sinic rodu *Nostoc*, jejichž látky mohou být uplatněny proti nádorovým onemocněním (Maršálek, 2001; Trimurtulu et al., 1994).

Srovnáváme-li cyanotoxiny s ostatními přírodními toxiny, jsou toxičtější než toxiny vyšších rostlin a hub, zároveň jsou méně toxické než bakteriální toxiny. Ačkoliv otravy domácích zvířat a lovné zvěře sinicemi vodního květu jsou známy již z 19. století, teprve v posledních době probíhá detailní výzkum cyanotoxinů, jejich molekulární struktury a principu účinku (Maršálek, 2001).

1.7.4 MOŽNOSTI ŘEŠENÍ EUTROFIZACE

Potlačení eutrofizace lze dosáhnout tak, že se zredukuje přísun živin do nádrže. Zde se může použít několik způsobů, jako např. dojde k rozsáhlým změnám hospodaření v povodí nádrže, zamezí se vtoku odpadních a melioračních vod, přejde se na extenzivní způsob rybnářství (bez krmení a hnojení), odstraní se sedimenty dna nebo použití biologických prostředků či jejich kombinace s prostředky chemickými (Ambrožová, 2003).

Procesu eutrofizace lze preventivně předcházet používáním detergentů, ve kterých je P nahrazován Si. U odpadních vod s vyšší koncentrací P a N dochází k terciálnímu čištění, které je založeno na eliminaci srážení soli Al, Fe a Ca. Sloučeniny N lze odstranit nitrifikací a denitrifikací. Využit lze také chlorokokální řasy s krátkým vývojovým cyklem typu *Chlorella*, která zainkorporeuje N do své biomasy, a tu lze lehce separovat mechanickým způsobem (Ambrožová, 2003). Je nutné zmínit, že snižování vstupu P na potřebnou úroveň je dosti složité, protože sinice mají skromné životní nároky a jsou schopny řadu let vyžít i po té, co se kvalita přitékající vody oproti minulosti významně zlepšila (Duras a Potužák, 2013).

Pokud dojde k velmi razantnímu rozvoji vodního květu použijí se k jeho odstranění různé mechanické, biologické, fyzikální a chemické metody. Při mechanickém odstranění se v místě koncentrování biomasy provede její odběr, biologickou cestou může být nasazení býložravých ryb (např. tolstolobik bílý), fyzikálním prostředkem může být zastínění hladiny a tím dosažení snížení světelné intenzity, chemická cesta využívá algicidní preparáty, koagulanty a flokulanty. Mezi algicidní preparáty patří např. síran měďnatý, síran hlinitý, hydroxid vápenatý, manganistan draselný, chlornan sodný, síran železitý a chlorid železitý. Pro vysrážení P jsou nejosvědčenější sloučeniny Fe a Al (Ambrožová, 2003; Lellák a Kubíček, 1992). Chemický zásah by se měl aplikovat v období před šířením a množením sinic, kdy dochází k příjmu velkého množství látek a mladé buňky jsou tak více zranitelné (Ambrožová, 2003).

Výhledově se zdá být dobrou metodou i nasazení cyanofágů, tj. virů ničících sinice (Ambrožová 2003; Lellák a Kubíček 1992).

V případě, že je vodní plocha již ohrožena nárůstem vodního květu, není jiné cesty, např. při rekreačním využívání, než lokalitu uzavřít nebo dávkovat do vody takové látky, které sinice a řasy hubí. Zde se však potýkáme s celou řadou problémů:

- jakou látku dávkovat, aby hubila jen sinice či řasy a nepůsobila toxicky na jiné organizmy;
- jak účinně vpravit takovou látku do vody, aby nebylo ohroženo okolí či nedocházelo k předávkování v určitých místech vodního tělesa;
- co s toxickými látkami, jež se do vody uvolní rozpadem buněk sinic;
- co s následným mikrobiálním znečištěním;
- co se vznikem anoxických zón u dna způsobených rozkladem uhynulých organizmů (Kočí, Burkhard a Maršálek, 2000).

V rámci této problematiky je dobré zmínit Liebigův zákon minima, který roku 1840 formuloval Justus von Liebig, ten říká, že rostlina je limitována v růstu tou živinou, která je v relativním nedostatku.

1.7.5 MONITOROVÁNÍ EUTROFIZACE

Eutrofizace, jako komplexní jev, je způsobena celou řadou faktorů, ale limitním faktorem je obsah fosforu (především ve srovnání s obsahem dusíku). Ten již při koncentracích $30 \mu\text{g.l}^{-1}$ ovlivňuje rozvoj fytoplanktonu (Lellák a Kubíček, 1992).

Podle obsahu fosforu ve vodách lze rozlišit vody:

- oligotrofní $c(\text{P}) < 10 \mu\text{g.l}^{-1}$
- oligo-mesotrofní $c(\text{P}) 10 - 20 \mu\text{g.l}^{-1}$
- mesotrofní $c(\text{P}) 20 - 50 \mu\text{g.l}^{-1}$
- eutrofní $c(\text{P}) 50 - 100 \mu\text{g.l}^{-1}$
- hypertrofní $c(\text{P}) > 100 \mu\text{g.l}^{-1}$

Existují různé metody, které nám mohou pomoci v určení toho, zda se stává vodní plocha eutrofní. Lze je rozdělit na in situ testy nebo na testy laboratorní. Další dělení nám nabízí postupy chemicko-fyzikální (stanovující kvalitu vody) a na biologické (používá biologické parametry). Mezi chemicko-fyzikální kritéria patří především koncentrace biologicky dostupného fosforu a dusíku, pomocným parametrem je koncentrace rozpuštěného kyslíku. Z biologických parametrů se používá stanovení trofického potenciálu (AGP - algal growth potential). Tento test pracuje na principu sledování nárůstu koncentrace řasové suspenze v různých koncentracích testovaných vzorků. Test se vyhodnocuje dle nárůstu biomasy nebo změny růstové rychlosti. In situ metodou s dobrou perspektivou je určování koncentrace chlorofylu přímo v tocích fluorescenční spektrometrií (Kočí, Burkhard, Maršálek, 2000)

NV 61/2003 Sb. v platnosti od 4. 3. 2011 udává přípustnou hodnotu průměrné roční koncentrace P celkového $0,150 \text{ mg.l}^{-1}$. Obecně se udává, že naše vodárenské a rekreační nádrže by měly mít koncentraci potřebného P na přítocích $0,04 \text{ mg.l}^{-1}$ u průtočných až po $0,08 \text{ mg.l}^{-1}$ u těch s velmi dlouhou dobou zdržení vody. Pro srovnání: Orlíku byla spočtena žádoucí koncentrace P na všech přítocích cca $0,06 \text{ mg.l}^{-1}$, tedy velmi

nízká. Koncentrace ve Vltavě a Otavě je zhruba o třetinu až polovinu vyšší. Menší přítoky zaústěné přímo do Orlíka obsahují P 4x - 10x vyšší (Duras a Potužák, 2013).

Z historie monitoringu eutrofizace by bylo dobré připomenout některé významnější události. Například známý kanadský experiment na jezeře L226 v Ontariu, kdy bylo jezero uměle přepaženo a jedna část byla dotována P, N a C, a druhá pouze C a N. Výsledek byl takový, že část dotovaná všemi třemi prvky, byla zasažena masivním rozvojem vodního květu a část druhá (dotace C a N) nikoliv a její křišťálově modrá ostře kontrastovala se zeleným zbarvením první části (Fiala, 2016).

Z hlediska vývoje legislativy byl například v USA již v roce 1972 přijat Clean water act (do češtiny by se dalo přeložit jako zákon o čisté vodě), který je primárním federálním zákonem v USA upravujícím znečištění vody. Jeho cílem je obnovit a udržet chemickou, fyzikální a biologickou integritu vod tím, že zabráni zdrojům znečištění vod v jejich činnosti, zlepšit čištění odpadních vod a bude vytvářet snahu o zachování mokřadů. Je to jeden z prvních nejvlivnějších moderních environmentálních zákonů USA.

Neméně důležité je také zmínit příklady toho, jak velké mohou být finanční náklady, které jsou spojeny s obnovou vodních ekosystémů. Takovým příkladem může být obnova jezerního ekosystému, který proběhl v letech 1963-1967 v USA. V tomto období byly mimo jezero Washington odvedeny odpadní vody z aglomerace Seattlu za cenu 140 miliónů dolarů. Příkladem ze Švédska je obnova jezera Trummen v roce 1970 za cenu 500 000 dolarů. Zde se jednalo o světovou premiéru masivního odtěžení sedimentů doprovázenou mj. rozsáhlou edukací evropských odborníků (Fiala, 2016).

Švédsko je nutné zmínit i dále, protože to již v 70. letech investovalo cca 0,5 mld. eur (v cenách 2013) do terciárního stupně čištění odpadních vod a dodnes je vzorem je vzorem řadě států (Fiala, 2016).

Určitě je důležité zmínit i jméno švýcarského limnologa prof. Eugena A. Thomase, který získal švýcarský patent na proces zvaný simultánní srážení fosforu a začal používat FeCl_3 a $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ na jeho odstranění. Tento proces byl pak použit při první úspěšné obnově jezera Zürichsee již v 50. letech 20. století (Fiala, 2016).

Závěrem bych zmínil rok 1991, kdy byla přijata evropská směrnice o čištění městských odpadních vod (91/271/EHS) a rok 2000, kdy byla přijata směrnice 2000/60/ES známá jako Water Framework Directive (WFD).

1.7.6 DŮSLEDKY EUTROFIZACE

Rozvoj eutrofizace ve vodních ekosystémech má za následek nepřiměřený nárůst řas a sinic (vodní květ) a to následně vede ke vzniku dalších negativních jevů. K nejzávažnějším řadíme:

- narušení kyslíkového režimu s následným negativním ovlivněním vodním organismů
- výskyt jedovatých látek (cyanotoxinů)
- velmi obtížná upravitelnost vody pro vodárenské účely
- senzorická nepříjemnost vody
- narušení ekologické rovnováhy vodního ekosystému

1.8 SEDIMENT

Sedimenty dna vodních nádrží jsou směsí těžko rozložitelných organických zbytků, biologicky rozložitelných látek a vysrážených minerálních sloučenin. Různý podíl tvoří půdní částice splavované z okolí nádrže a přinášené přítoky. Ve spodních horizontech sedimentů mělkých nádrží, především v rybnících, postupně převládá hrubozrnný písčité materiál nebo vrstvy jílu (Lellák a Kubíček, 1992).

Dnový sediment, tzv. hyporheická zóna, je významným životním prostředím pro mnoho hydrobiontů, vytváří prostor pro přechodnou retenci látek a je místem jejich chemických transformací (Kabelková-Jančárková, 2000).

Hyporheická zóna obsahuje anoxické a hypoxické kapsy nerovnoměrně rozmístěné v sedimentu a generuje různé typy prostředí. Vzniklé prostředí vytváří dobré podmínky pro rozvoj různých mikrobiálních populací. Tyto populace vytváří svou činností aerobní a anaerobní metabolické dráhy, které jsou následně důležité pro dynamiku dekompozice, dále také produkují skleníkové plyny např. metan (Brablková et al., 2011).

Nejvýznamnější vrstvou dnového sedimentu z pohledu hospodaření na rybnících je vrchní vrstva sedimentu o tloušťce 5 až 12 cm, tzv. aktivní bahno. Zmíněná vrstva obsahuje velké množství koloidních látek a disponuje schopností vázat a uvolňovat potřebné živiny. Tuto vrstvu obývá bentos, který je významnou složkou rybí potravy. Mocnost rybničního bahna by neměla překonávat hranici 30 cm, jelikož následně dochází k nedostatku kyslíku v sedimentu, dochází k poklesu redox potenciálu a nežádoucí rozkladné procesy (vznik toxických plynů - např. sirovodík, metan, nadmíra CO₂) (Mikšíková et al., 2012).

U sedimentu můžeme rozlišit jeho černé a hnědé vrstvy. Černá vrstva (většinou pod hnědou) indikuje anaerobní hnití (absence kyslíku). Hnědá vrstva umístěná na rozhraní dno-voda indikuje zmineralizovaný sediment (přítomnost kyslíku). Z pohledu pronikání fosforu do vody má tato vrstva velice pozitivní vliv, protože brání tomu, aby se fosfor ze sedimentu uvolnil. V letní měsících lze pozorovat slábnutí až absenci zmineralizované vrstvy a tím pádem snadnější uvolňování P do vody. Tento úbytek je nejspíše způsoben nedostatkem kyslíku u dna v letních měsících (Biela et al., 2014).

1.8.1 SEDIMENT A EROZE

Nejčastější původ rybníčních sedimentů objevujeme v erozních procesech na zemědělských pozemcích v povodí. Mnoho rybníků disponuje vlastním povodím, které zajišťuje přítok vody v závislosti na hydrologické situaci v podstatě nekontrolovaně a z tohoto důvodu se do rybníků může nekontrolovaně dostávat i erozní materiál. Navýšení vrstvy bahna usazením splavenin, proto obvykle velkou měrou převyšuje množství sedimentů generovaných v rybníce např. důsledkem primární a sekundární produkce, hnojením, či krmením rybí obsádky (Potužák, Duras a Kröpfelová, 2015). Splavované sedimenty následně snižují průtočnou a objemovou kapacitu našich rybníků, toků i dalších nádrží (např. nádrž Jordán s objemem 3 mil. m³, která je cca z 1/3 zanesena) (Pokorný a Zikmund, 2013).

Současná nadměrná eroze zemědělských pozemků je způsobena hlavně pěstováním širokořádkových plodin v kombinaci s nevhodnou agrotechnikou a vlastnostmi pozemků (Janeček et al., 2012). Následkem těchto vlivů dochází k nadměrnému odnosu na živiny bohatých jemných částeczek půdy, to má za následek zvyšování skeletovitosti orné půdy (půdní skelet - částčky větší než 2 mm). Nadměrná intenzita erozních procesů těchto pozemků vede k se snižování celkové úživnosti (Mze, VÚMOP 2011). Především jde o ztrátu ornice v množství až 4 t.ha⁻¹.rok⁻¹. Eroze tak ohrožuje úrodnost 2/3 výměry půdy v ČR (Pokorný a Zikmund, 2013). Současně ovšem dochází k vnášení živin do rybníků (fosfor), které se mají vysokou eutrofizační rizikovost. Zdrojem těchto živin jsou difúzní a drobné bodové zdroje (hlavně osídlení). Živiny ze zmíněných zdrojů spolu s množstvím splavených částic půdy končí v rybnících resp. v jejich sedimentu (Potužák, Duras a Kröpfelová, 2015). Usazování těchto půdních částí snižuje průtočnou rychlost a postupné usazování neseného materiálu probíhá nejdříve u částic s největší velikostí (štěrk, písek), postupně směrem k hrázi částic jemnějších. Množství fosforu ve vztahu k velikosti částic vzrůstá od nejhrubších frakcí až po frakce nejjemnější. Velké částice uložené při ústí toku do nádrže koncentrují relativně nejnížší množství fosforu, zatímco prachová a koloidní frakce unášena ke hrázi nádrže má koncentraci fosforu znatelně větší (Mikšíková et al., 2012).

1.8.2 VYUŽITÍ SEDIMENTU

Jednou z nejdůležitějších vlastností rybníčních sedimentů je schopnost retence fosforu, který je pak možné spolu se sedimentem (a i s částí zadrženého dusíku) vracet zpět na pole. Faktor, který velmi prodražuje možnost recyklace sedimentů zpět na zemědělskou půdu, je příliš velký vstup erozního materiálu z orné půdy (Duras, Potužák a Marcel, 2015).

Z hlediska koncentrace hlavních přístupných živin (přímo využitelné rostlinami) mají rybníční sedimenty, ve srovnání se zemědělskou půdou, průměrně vyšší obsah makro živin (N, Mg, K, Ca). V případě přístupného fosforu jsou ovšem jeho průměrné obsahy spíše nižší. Aplikací sedimentu dodáme do půdy sice poměrně velké množství P, ale ten nebude okamžitě k dispozici rostlinám pro jejich růst. Uvolňování fosforu do půdního roztoku bude tedy postupné a to má velký vliv na jeho vymývání do povrchových vod a na riziko eutrofizace (Potužák, Duras a Kröpfelová, 2015).

Anorganický dusík obsažený v rybníčních sedimentech (v dusičnanové či amoniakální formě) by měly rostliny po aplikaci sedimentu k dispozici hlavně v období svého nejintenzivnějšího růstu a nikoli v mimovegetačním období. Anorganické formy dusíku se v plném vegetačním období uvolňují postupně, což omezuje jejich vyplavování způsobené např. intenzivní srážkovou činností nebo jarním táním do povrchových vod (Potužák, Duras a Kröpfelová, 2015).

Zlepšení produkce po aplikaci sedimentu se výrazněji projevuje, až v následujících rocích.

Použití sedimentu na zemědělskou půdu a jeho využití v procesu recyklace živin v mikropovodích má také i své nemalé problémy. Mezi tyto problémy patří kvalita sedimentu z hlediska výskytu nebezpečných látek. Tyto látky bývají antropogenního původu a mohou být toxické již při velmi nízkých koncentracích (řádově ppm). Mezi tyto látky řadíme toxické kovy (Cd, Zn, Pb, Hg, aj.), organické polutanty (PCB, PAU, ropné látky aj.), léčiva, antibiotika, hormony atd. Pěstování technických plodin (řepka, kukuřice) má za následek zanesení pesticidů do vodního prostředí. (Potužák, Duras a Kröpfelová, 2015).

Přímou aplikaci sedimentů na zemědělský půdní fond legislativně řeší zákon č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu a ustanovení vyhlášky č. 257/2009

Sb. o používání sedimentů na zemědělské půdě. Příloha 1 této vyhlášky uvádí limitní hodnoty rizikových prvků a organických polutantů.

2 LOKALITY

2.1 LOKALITA KOUPALIŠTĚ

Rybník Koupaliště se nachází na území města Toužim a to v jeho jižní části v blízkosti železniční tratě. Lokalita leží na řece Střele, která je zároveň jejím jediným přítokem. Břehy rybníka tvoří hlavně pastviny, louky a málo rozsáhlé lesní porosty. Na pastvinách probíhá po většinu roku chov skotu. Lokalita je spravována místní organizací Českého rybářského svazu (dále jen ČRS). Ta zde provádí pravidelné výlovy a nasazování nových ryb.

2.2 LOKALITA ŠINKA

Rybník Šinka se nachází taktéž na území města Toužim a je od předešlé lokality Koupaliště vzdálen zhruba 300 m. Obě lokality spolu vytváří malou kaskádu. Hlavním přítokem je horní tok řeky Střely. Dále je rybník zásobován vodou přitékající ze soustavy rybníků, která se nachází na pastvinách nad lokalitou. Okolí rybníka tvoří hlavně rodinné domy a zahrady. V těsné blízkosti jednoho z břehů jsou to potom svažité pastviny. Hospodaření na lokalitě zajišťuje firma Rybářství Mariánské Lázně s r.o. . V rámci hospodaření jsou i zde pravidelně organizovány výlovy.

2.3 LOKALITA HORNÍ RADYŇSKÝ RYBNÍK

Lokalitu nalezneme uprostřed pastvin východně od Toužimi. V blízkosti lokality vede silnice spojující Toužim a Žlutice. Tento rybník je součástí rybníční soustavy, která je tvořena přibližně devíti rybníky různé velikosti. Celá tato soustava je kaskádovitě uspořádána a Horní radyňský rybník se nachází na jejím začátku. Břehy rybníka jsou pokryty hustou vegetací. Spravování lokality je i zde v kompetenci Rybářství Mariánské Lázně.

2.4 LOKALITA VETERINA

Rybník Veterina se nachází na severním okraji města Toužim. V těsné blízkosti lokality prochází hlavní silniční tah spojující Plzeň a Karlovy Vary. Vodu do této lokality dodává poměrně málo vydatný přítok, který sem přitéká z rybníční

soustavy ležící výše nad lokalitou. Rybník je spravován místní organizací ČRS a slouží jako chovný rybník.

2.5 LOKALITA PODZÁMECKÝ RYBNÍK

Tento rybník se nalézá severně od Toužimi. Hlavním přítokem je zde řeka Střela v jejímž údolí je lokalita umístěna. Vzhledem k umístění lokality je okolí značně svažitého a lesnatého charakteru. Dále je v blízkosti rybníka vystavěna zahrádkářská kolonie. Lokalitu spravuje ČRS a neprobíhají zde žádné výlovy. Nad lokalitou se proti proudu přítoku nachází ČOV, která zároveň do přítoku vypouští vyčištěnou vodu.

2.6 LOKALITA SOUTOK

Rybník Soutok nalezneme severně od Toužimi v údolí Střely, která zároveň tvoří jeho přítok spolu s Útvinským potokem. Soutok leží v nevelké vzdálenosti od Podzámeckého rybníku a vytváří tedy spolu malou rybníční kaskádu. Rybník je používán jako revír pro sportovní rybolov. Okolí lokality tvoří především lesní a luční porosty se značnou svažitostí.

2.7 LOKALITA DOLNOSEDELSKÝ RYBNÍK

Tento rybník leží severozápadně od Toužimi v blízkosti komunikace spojující obce Útvina a Sedlo. V jižní části rybníka se nachází přítok, který má podobu malé vodoteče. Voda odtud odtékající zásobuje lokalitu Veterina. Hospodaření zde zajišťuje Rybářství ML a rybník používá k odchovu ryb. Dále zde probíhají pravidelné výlovy. Bezprostřední okolí tvoří louky a pastviny.

2.8 LOKALITA KRÁSNÉ ÚDOLÍ

Lokalitu nalezneme severně od obce Krásné Údolí v těsné blízkosti komunikace propojující tuto obec s obcí Odolenovice. Rybník je majetkem obce Krásné Údolí, která ho pronajímá soukromé osobě. Rybník slouží jako zdroj závlahové vody a vody pro požární ochranu. Pozemky v okolí lokality pokrývají louky a pastviny.

2.9 LOKALITA KŘÍŽOVÝ RYBNÍK

Rybník leží na území obce Bochov a to v její severní části. V nevelké vzdálenosti vede hlavní silnice Karlovy Vary - Praha. Okolí tvoří z velké části obytná zástavba. Křížový rybník má několik malých přítoků např. Bochovský potok. Hospodaření zde zajišťuje Rybářství ML a rybník využívá jako chovný.

2.10 LOKALITA PANSKÝ RYBNÍK

Tento rybník se také nalézá v Bochově (východní část obce). Rybník je majetkem obce a slouží ke sportovnímu rybolovu. Neprobíhá zde významná hospodářská činnost jakou například výlovy. Přítokem je zde Bochovský potok, který sem přitéká z Křížového rybníka. V okolí rybníka se nachází četná obytná zástavba, zahrady a ČOV.

2.11 LOKALITA NOVÝ BOCHOV

Nový Bochov je lokalizován západně od Bochova v blízkosti komunikace směřující na Německý Chloumek. Lokalita je situována do okolí pastvin. Hospodářskou činnost zde provádí Rybářství ML a využívá rybník k odchovu ryb. Napájení vodou zajišťuje malý přítok v severní části lokality.

3 METODIKA

Výzkum proběhl v roce 2015 na jedenácti rybnících v povodí vodní nádrže Žlutice, které se převážně nacházejí v okolí města Toužim (8 rybníků) a zbylé u obce Bochov (3 rybníky). Lokality byly zvoleny na základě domluvy s Povodím Vltavy a Výzkumným ústavem meliorací a ochrany půd, se kterým probíhá v rámci výzkumu spolupráce.

Informace týkající se hospodaření na jednotlivých rybnících byly získávány od pověřených osob během osobního setkání nebo na základě elektronické komunikace. Nutno podotknout, že některé rybníky jsou pod správou rybářských podniků či spolků, anebo ve vlastnictví obcí (Toužim, Bochov). V jednom případě je rybník pronajatý soukromé osobě.

Odběry vzorků proběhly ve třech termínech od května do srpna (ve dnech 28.5., 16.7., 13.8.). Ve všech termínech odběrů byly odebrány vzorky vody a v srpnovém termínu i vzorky rybníčních sedimentů. Vzorky vody byly odebírány z hrází rybníků (nejlépe v oblasti čepu) a v případě, že to bylo možné odebíraly se vzorky také z přítoků. Nemožnost odebírání z přítoků způsobovala jejich nízká hladina. Odběry se prováděly pomocí teleskopického vzorkovače (výsuvná tyč s kádinkou na konci). Před samotným odběrem je nutné kádinku vymýt z důvodu možné kontaminace vzorku z předešlého odběru. V místě odběru byla měřicím zařízením určena konduktivita, průhlednost, pH, teplota vody a kyslík rozpuštěný ve vodě. Hodnoty jednotlivých parametrů byly následně zapisovány do tabulky. Vzorky se dále označily a umístily do vzorkovnic a v těch poté dodány k chemickému rozboru v laboratořích Povodí Vltavy. Zde byly stanovovány tyto parametry: celkový dusík, amoniakální dusík, celkový fosfor, rozpuštěný fosfor, chlorofyl-a a nerozpuštěné látky.

Odběr sedimentu byl prováděn z lodě v místě přibližné největší hloubky, za tímto účelem byl použit odběrový válec, který je spouštěn na dno a jeho otevřeným spodním koncem se nabírá sediment ze dna. Vzorky sedimentu byly umístěny do vzorkovnic a dále určeny k chemickému rozboru.

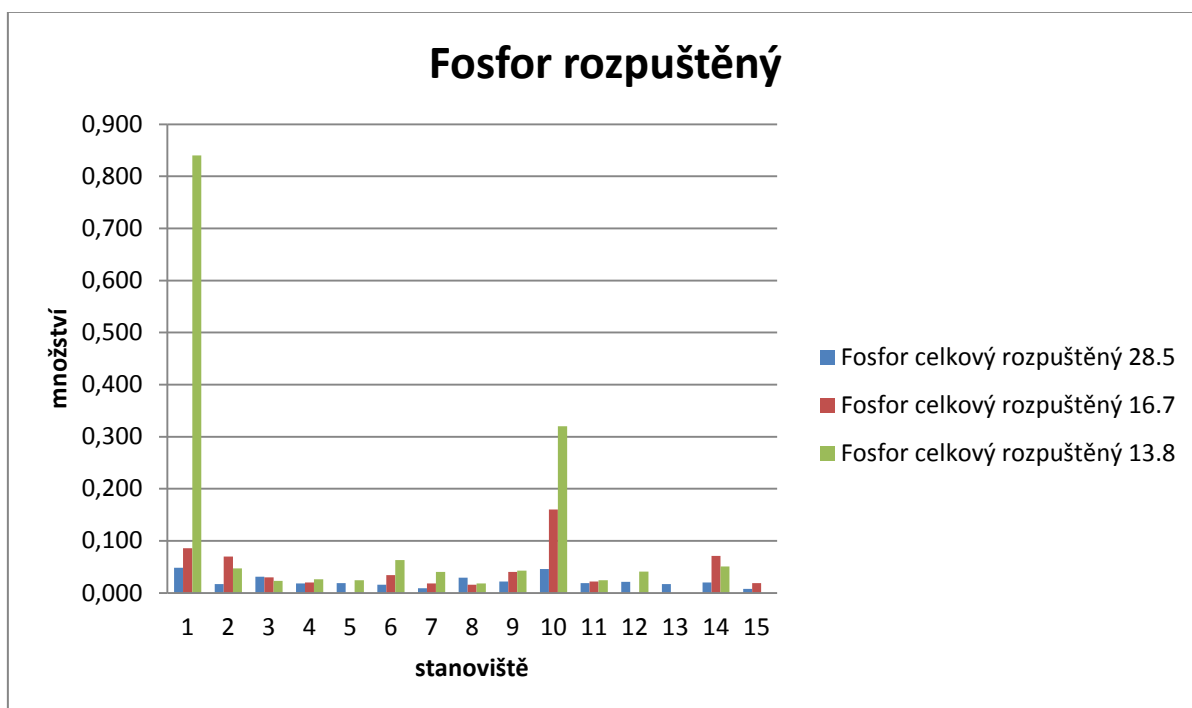
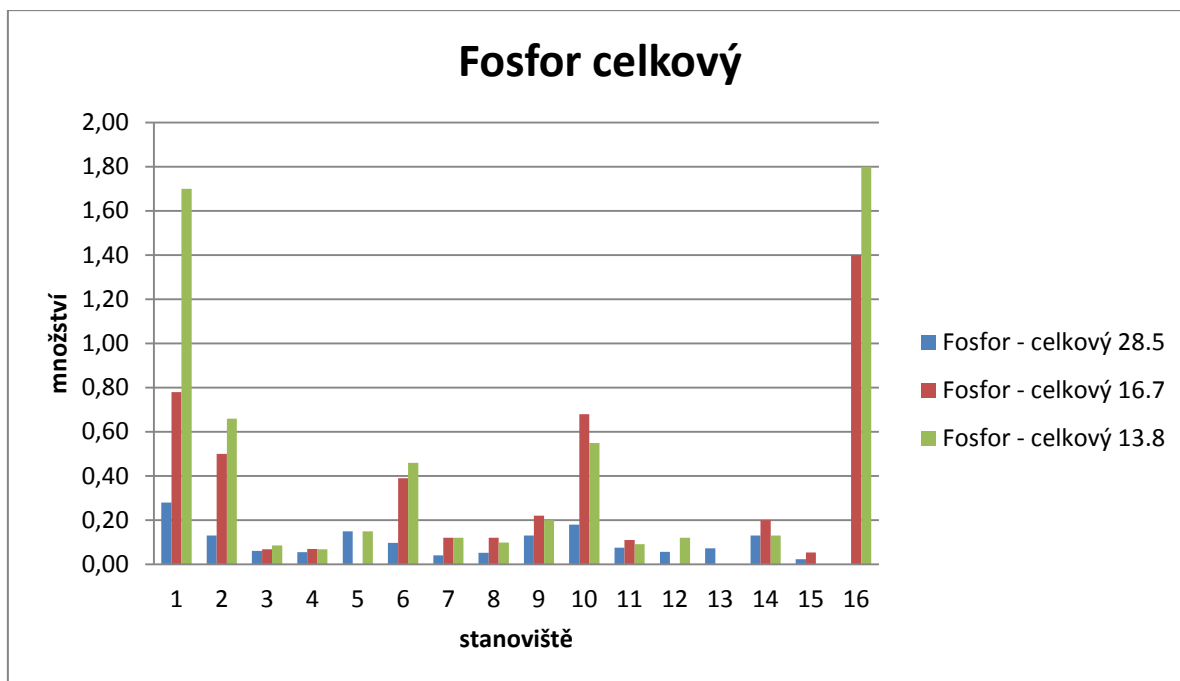
Při odběrech byla pomocí Seccioho desky měřena také průhlednost vody. Deska o průměru cca 30 cm je rozdělena na černobílé kvadranty a je přivázána k provazu se značkami určujícími hloubku ponoru po splynutí kvadrantů.

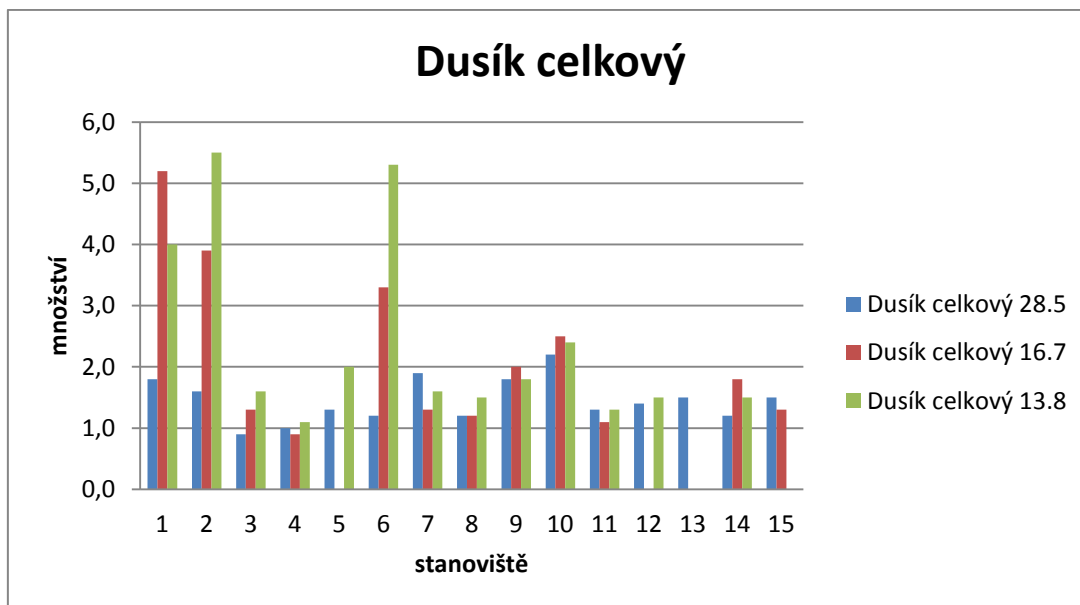
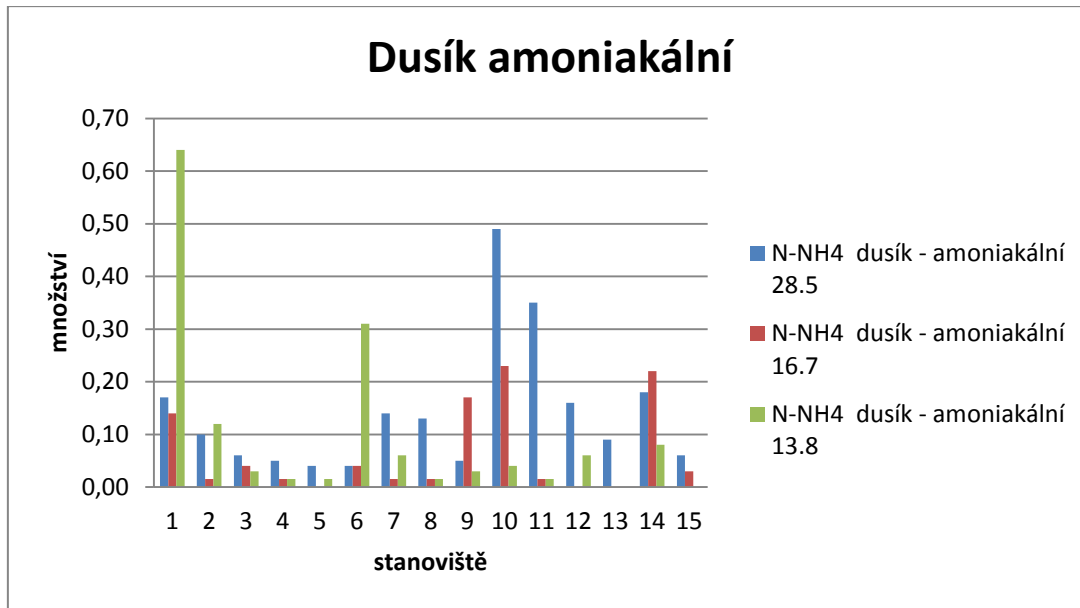
4 VÝSLEDKY

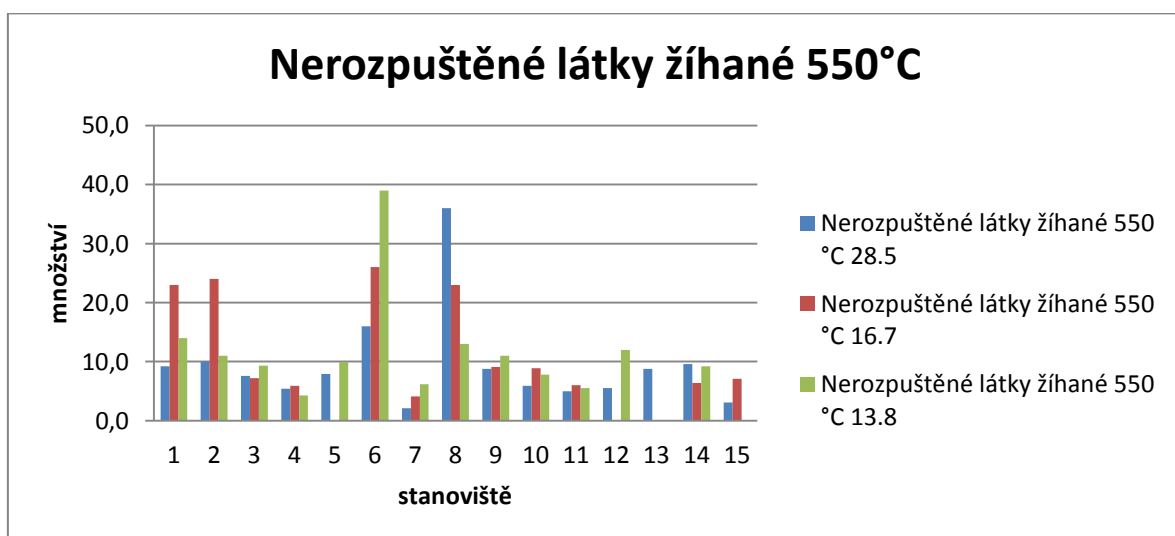
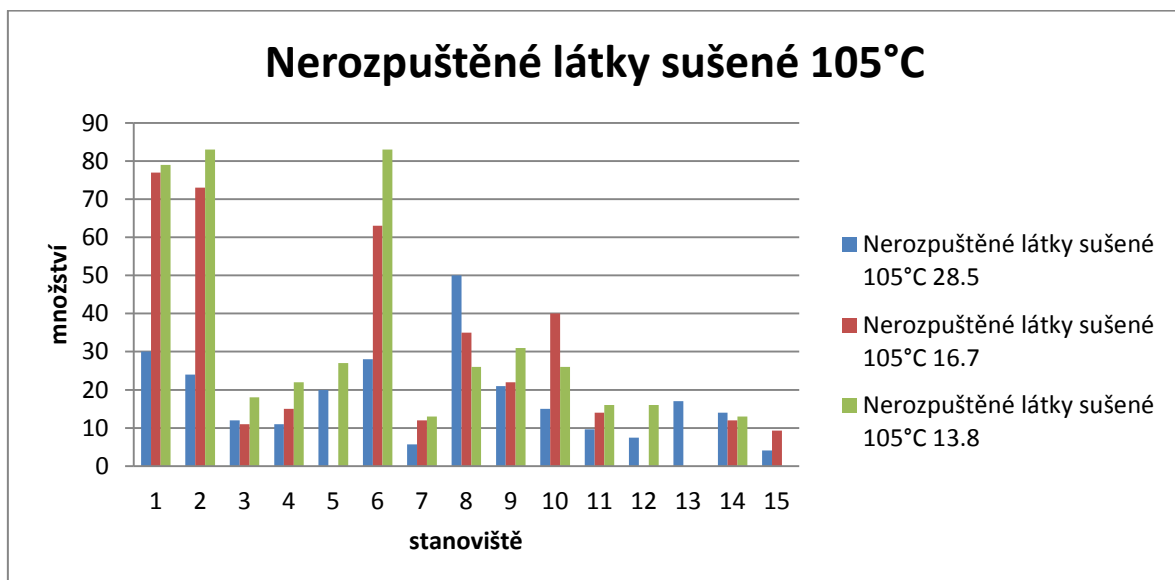
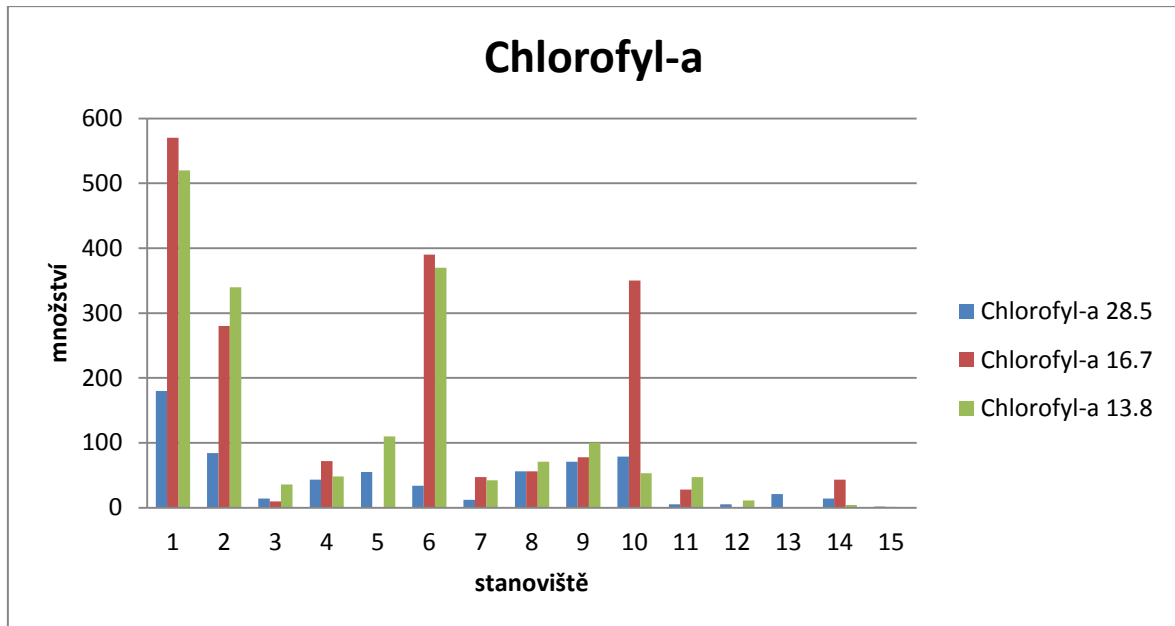
Hodnoty zjištěné z roborů vod odebraných z jednotlivých lokalit byly vyhodnoceny v grafech.

Čísla lokalit:

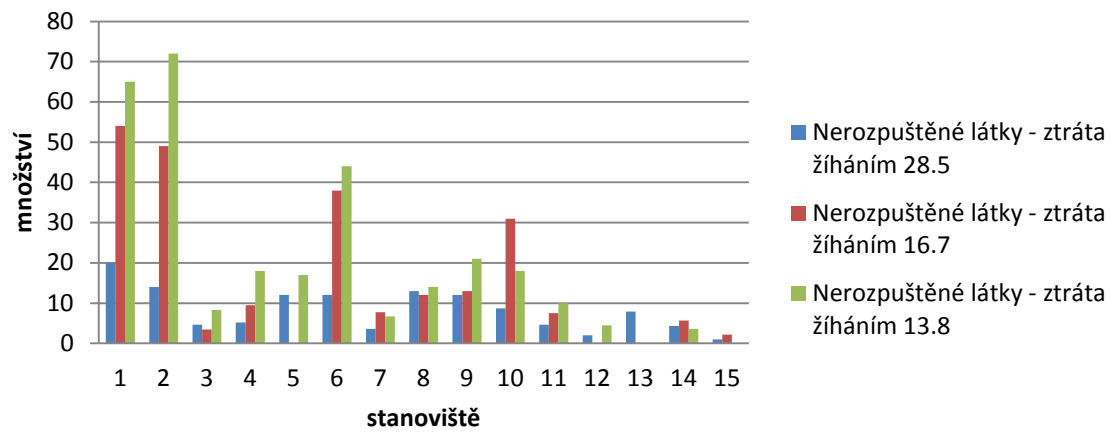
- 1) Panský r.
- 2) Křížový r.
- 3) r. Nový Bochov
- 4) r. Koupaliště
- 5) Horní Radyňský r.
- 6) Dolnosedelský r.
- 7) r. Veterina
- 8) r. Krásné Údolí
- 9) Nový r.
- 10) Podzámecký r.
- 11) Šinka r.
- 12) přítok Dolnosedelský r.
- 13) přítok Křížový r.
- 14) Přítok Krásné Údolí



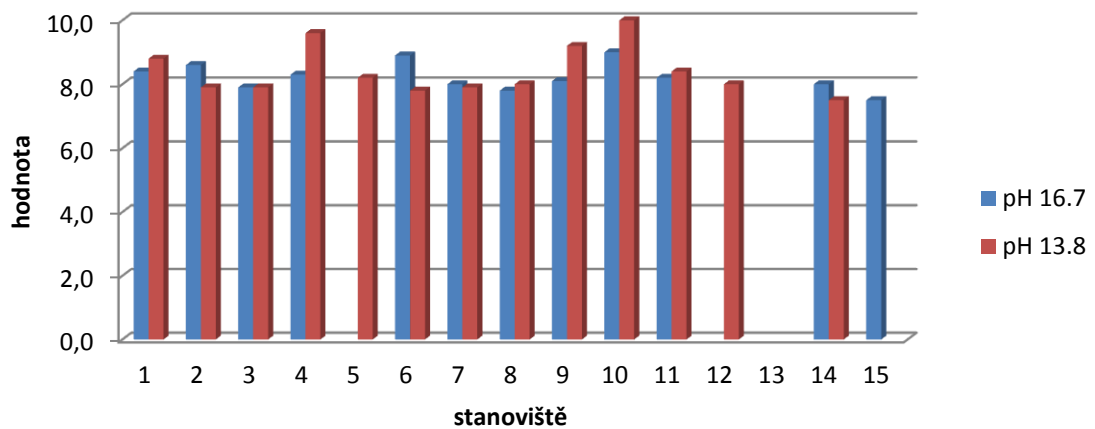




Nerozpuštěné látky - ztráta žiháním



pH



RESUMÉ

This thesis aims to formulate conclusions on the potential use of sediments from the ponds surveyed, especially in terms of their usability and profitability for agricultural land in the pond microbasin. It also determines possible sources of pollution. The research was carried out in 2015 on eleven ponds in the Žlutice basin.

SEZNAM LITERATURY

- Adámek, Z. 2013. *Příručka pro rybářské hospodáře*. 1. vyd. Český rybářský svaz, 512 s. Praha.
- Ambrožová J. 2003. *Aplikovaná a technická hydrobiologie*. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze. 216 s. Praha.
- Andreska, J. 1987. *Rybářství a jeho tradice*. Státní zemědělské nakladatelství, 205 s. Praha.
- Andreska, J. 1997. *Lesk a sláva českého rybářství*. NUGA, 166 s. Pacov.
- Ansorge, L. 2003. Využití sedimentů z rybníků a vodních nádrží v zemědělství. *Odpadové fórum* (9), 12 s.
- Biela, R., Maršálková, E., Čech, D. a Palčík, J. 2014. Určení zdrojů fosforu eutrofizované Hornoveské nádrže, *Vodní hospodářství* 64(5), 14-17 s.
- Brablcová, L., Buriánková I., Badurová, P. a Rulík M. 2011. Stručný přehled metod pro analýzu společenstva metanogenů v hyporheických sedimentech říčního toku. 9-10 s. *Sborník referátů přednesených na semináři Mikrobiologie vody a prostředí*. Československá společnost mikrobiologická, Komise mikrobiologie vody Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, oddělení mikrobiologie vody. Tupadly.
- Carmichael, W. W. 2008. Cyanobacteria secondary metabolites – the cyanotoxins. *Journal of Applied Bacteriology* 72(6), 445-459 s.
- Cílek, V. a Kender, J. 2004. *Voda v krajině: kniha o krajinotvorných programech*. Consult, 2004 s. Praha.
- Duras, J. a Potužák, J. 2013. Rybníky - účinný nástroj pro recyklaci živin v krajině. 53-59 s. *In Urbánek, M. (ed.). Sborník referátů konference Chov ryb a kvalita vody II*. Rybářské sdružení České republiky. České Budějovice.
- Duras, J., Potužák, J. a Marcel, M. 2015. Rybníky - producenti či příjemci znečištění?. 67-72 s. *In Urbánek, M. (ed.). 3. ročník odborné konference - sborník referátů*. Rybářské sdružení České republiky. České Budějovice.

- Faina, R., Svobodová, Z. a Máchová, J. (1992). Eutrofizace povrchových vod a její následné negativní vlivy. 81-84 s. In Svobodová, Z., Máchová, J., Vykusová, B. (eds). *Havarijní a dlouhodobé znečištění povrchových vod*, VÚRH Vodňany.
- Fiala, D. 2016. Boj o fosfor aneb pracují všichni vodohospodáři na plný výkon?. 66(5). 1-4 s.
- Fott, J., Blažka, P., Kořínek, V., Lellák, J. a Straškrabová, V. 1982. *Hydrobiologie pro postgraduální studium*. Skripta PŘF UK, Karlova univerzita, 93 s. Praha.
- Grünwald, A. 2005. *Chemie*. ČVUT, 131 s. Praha.
- Haubelt, J. 2003. Jakub Krčín z Jelčan. List z historie jižních Čech. Rodiče, 191 s. Praha.
- Heřmanová, E. 2012. Jihočeské rybníky a rybníkářství. *Geografické rozhledy* 21(3), 5–7 s.
- Heteša, J. a Kočková, E. 1997. *Hydrochemie*. 1. vyd. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 106 s. Brno.
- Heteša, J., Marvan, J. a Kupec, P. 2002. Úvalský a Šibeník - rybníky suplující funkci čistíren odpadních vod. 239-245 s. In Spurný, P. (ed.). *Sborník české ichtyologické konference*. Brno.
- Horáková M. 2007. *Analytika vody*. 2. vyd. opr. a rozš., Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 335 s. Praha.
- Janeček, M. a kol. 2012. *Ochrana zemědělské půdy před erozí*. Česká zemědělská univerzita Praha, 113 s. Praha.
- Kabelková-Jančárková, I. 2000. Význam hyporheické zóny pro samočištění mělkých řek na příkladu nitrifikace: 1. Experimenty a měření. *Vodní hospodářství* 50(9), 199–204 s.
- Kočí, V., Burkhard, J. a Maršálek, B. 2000. *Eutrofizace na přelomu tisíciletí*. MS, Konference Eutrofizace 2000, 3-13 s. Praha.
- Kopp, R. 2015. *Hydrochemie nejen pro rybáře*. Mendelova univerzita v Brně, 119 s. Brno.
- Křivánek, J., Němec, J. a Kopp, J. 2012. *Rybníky v České republice*. Consult, 303 s. Praha.
- Kubík, L. 2009. *Monitoring rybníčních a říčních sedimentů, průběžná zpráva 1995 až 2008*. MS, průběžná zpráva, ÚKZÚZ Brno, 1-18 s. Brno.
- Lellák, F. a Kubíček, F. 1992. *Hydrobiologie*. Karolinum, 260 s. Praha.

- Lusk, L. 2015. Rybníky a ostatní malé vodní nádrže v krajině – význam a funkce, 15-24 s. *České rybníky a rybářství ve 20.století*. Rybářské sdružení České republiky. České Budějovice.
- Marek, V. 2003. Právní stav využití sedimentů v zemědělství. *Odpadové fórum* (9), 13-14 s.
- Maršálek, B., Keršner, V. a Marvan, P. 1996. *Vodní květy sinic*. Nadatio flos-aquae, 142 s. Brno.
- Maršálek, B. 2000. Sinice: podceňované nebezpečí pro zdraví obyvatel i biodiverzitu vodních ekosystémů. *EKO – ekologie a společnost* 11(5), 20-22 s.
- Maršálek, B. 2001. Cyanobakterie jako producenti biologicky aktivních látek a jejich vliv na zdraví obyvatel. *Sovak*, 10(5). 12-15 s.
- Marvan, P. a Maršálek, B. 2004. Živiny a jejich realizace ve vodních ekosystémech. In Maršálek, B., Halousková, O. (eds.). *Cyanobakterie*, 79-84 s. Brno.
- Mikšíková, K., Dostál, T., Vrána, K. a Rosendorf, P. 2012. Transport sedimentu a fosforu v při výlovu malých vodních nádrží. *Vodní hospodářství* 62(6), 203-209 s.
- Ministerstvo zemědělství, Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy. 2011. *Příručka ochrany proti vodní erozi*. Mze, 56 s. Praha.
- Pitter, P. 2015. *Hydrochemie*. 5. aktualiz. vyd. VŠCHT Praha, 792 s. Praha.
- Pokorný, J. a Zikmund A. 2013. Nedocenená úloha rybníků v krajině, *Sborník referátů konference Chov ryb a kvalita vody II*, Rybářské sdružení České republiky, 31-34 s. České Budějovice.
- Potužák J., Duras J. a Köpflerová L. 2015. Rybníční sediment - kam s ním?. In Urbánek, M. *3. ročník odborné konference - sborník referátů*, Rybářské sdružení České republiky, 59-66 s. České Budějovice.
- Punčochář, P. a Desortová, B. 1994. Komplexní pohled na řešení problematiky eutrofizace, 3-8 s. *Sborník semináře - Aktuální otázky vodárenské biologie*, Praha.
- Sivonen, K. and Jones, G. 1999. Cyanobacterial toxins. In Bartram J. *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. E&FN Spon. London.

Smith V. H., Tilman G. D. and Nekola J. C. 1999. *Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. Environmental Pollution* 100 (1-3), 179-196 s.

Sukop, I. 2007. Zoobenthos of the Lednické rybníky ponds. *Acta univ. agric. et silvic. Mendel. Brun.*, 55(2), 85-94 s.

Šálek, J., Mika, Z. a Tresová, A. 1989. *Rybníky a účelové nádrže*. SNTL, 272 s. Praha.

Štěpánek, M. a Červenka, R. 1974. *Problémy eutrofizace v praxi*. Avicenum, 231 s. Praha.

Štěpánek M. a kol. 1979. *Hygienický význam životních dějů ve vodách*. Avicenum Zdravotnické nakladatelství, 588 s. Praha.

Trimurtulu, G., Ohtani, I., Patterson, G.M.L., Moore, R.E., Corbett, T.H., Valeriote, F.A., and Demchik, L. 1994. Total Structures of Cryptophycins, Potent Antitumor Depsipeptides from the Blue-Green-Alga Nostoc Sp Strain Gsv-224. *Journal of the American Chemical Society* 116, 4729-4737 s.

Všetičková, L., Adámek Z., Rozkošný M. a Sedláček P. 2013. Změna kvality vody po průtoku rybníky. In Urbánek, M. (ed.). *Sborník referátů konference Chov ryb a kvalita vody II*, Rybářské sdružení České republiky, 35 - 42 s. České Budějovice.

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obrázek č. 1: Průběh teplotní stratifikace v hloubkových nádržích a jezerech (Lellák a Kubíček, 1992).....	7
Obrázek č. 2: Schéma horizontálního a vertikálního členění vodní nádrže stratifikované teplotně a světelným klimatem. Diagram ilustruje členění mělké nádrže mírného pásma v době letní stagnace (Lellák a Kubíček, 1992).....	17