

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta
Ústav pro životní prostředí

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí



Karolína Jeníšová

Vliv eutrofizace na společenstva ryb v tekoucích vodách

The impact of eutrophication on fish in running waters

Typ závěrečné práce:

Bakalářská práce

Vedoucí práce:

RNDr. Petra Horká, Ph.D.

Praha, 2019

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne:

Karolína Jeníšová

Poděkování:

V první řadě bych chtěla poděkovat své školitelce RNDr. Petře Horké, Ph.D. za odborné rady a čas strávený vedením mé bakalářské práce. Dále bych chtěla poděkovat své rodině za trpělivost a podporu při mém studiu.

Abstrakt

Eutrofizace toků je považována za jeden z nejvýznamnějších vlivů lidské činnosti na vodní ekosystémy. Příčinou eutrofizace je přísun živin z bodových a plošných zdrojů, zvýšené množství sedimentů vlivem eroze půdy v povodí, ale i přítomnost např. rybníků a nádrží, které mají zejména v některých oblastech na přísun živin do toků značný podíl. Přestože je vliv eutrofizace na ryby ve stojatých vodách dobře popsán, z hlediska působení eutrofizace na společenstva ryb v tocích jsou naše znalosti stále nedostatečné. Mezi důsledky eutrofizace, které zásadním způsobem ovlivňují společenstva ryb v tocích, patří zejména kolísání nebo úplně vyčerpání kyslíku ve vodě, výskyt toxických forem dusíku a zvýšení zákalu v důsledku nárůstu fytoplanktonu. Kombinace těchto změn obvykle nevede ke snížení biodiverzity, avšak zásadním způsobem mění kvalitu a strukturu druhového složení společenstev. Na eutrofizaci reagují nejcitlivěji lososovité ryby, jelikož mají vysoké nároky na koncentraci kyslíku ve vodě, snášejí velmi nízké koncentrace toxických forem dusíku a jsou citlivé na zákal, jelikož se ve vodním prostředí orientují především pomocí zraku. Hlavním důvodem snižování početnosti okounovitých ryb je absence makrofytní vegetace, kterou využívají jako úkryt při lovu, ochranu před predátory a třecí substrát. V eutrofizovaných tocích naopak dominují druhy, které dokáží vyhledávat potravu i při nízké viditelnosti, jsou schopné využívat detritus nebo fytoplankton jako potravu a tolerují nízké koncentrace kyslíku. Patří mezi ně kaprovité ryby (např. jelci, cejni nebo karas obecný), ježdík obecný a z dravců štika obecná, candát obecný nebo sumec velký. Jejich výskyt v říčním ekosystému pak závisí na charakteru toku a stupni eutrofizace.

Klíčová slova: Eutrofizace, ryby, řeky, zákal vody, sediment, kyslík, fytoplankton

Abstract

Eutrophication belongs among be the most serious factors threatening freshwater ecosystems. Eutrophication is a result of excessive nutrient loading which comes mostly from both the point-source and diffuse pollution and agriculture, increased sediment loading from soil erosion, but also due to a presence of various types of impoundments, which, particularly in some areas, represent a significant part of nutrient supply. Although the effect of eutrophication on freshwater fish communities has been thoroughly studied in standing waters, very little attention has been paid to running water ecosystems. Among the processes with the most pronounced impacts on fish communities are increased phytoplankton growth and loss of macrophytes, low oxygen levels or anoxia, occurrence of toxic forms of nitrite and ammonia and elevated turbidity and subsequent light reduction. Whilst the diversity of fish communities is not usually affected, changes in structure of fish communities and decreased ecological quality has been detected with the increasing level of eutrophication. The most sensitive fishes are salmonids as they have high oxygen demands and are very sensitive to a toxic forms of nitrogen. Moreover they are visual predators highly affected by the increased turbidity of water environment. Percids are mainly threatened by the loss of macrophytes which they use as a refuge during foraging, shelter from predators, and also a spawning substrate. Species with the ability to feed at low light intensities, utilize detritus and phytoplankton as a food source and tolerant to low oxygen concentrations prevail in eutrophic ecosystems. These include mainly cyprinids (bream, crucian carp) and ruffe. Among predators that are well adapted to life in eutrophic ecosystem belong pike, zander or catfish. Their occurrence further depends on the habitat structure and the level of eutrophication.

Key word: Eutrophication, fishes, rivers, suspended sediment, turbidity, oxygen, phytoplankton

Obsah

Úvod.....	7
1 Eutrofizace	8
1.1 Definice eutrofizace	8
1.2 Klíčové faktory a mechanismy odpovědné za eutrofizaci vod.....	8
1.3 Původ a vstup živin do ekosystému	8
1.3.1 Fosfor	9
1.3.2 Dusík	12
1.4 Hodnocení míry eutrofizace	15
1.5 Průběh eutrofizace ve stojatých vodách	17
1.6 Průběh eutrofizace v řekách	18
1.7 Důsledky eutrofizace.....	19
2 Projevy eutrofizace a vliv eutrofizace na ryby	21
2.1 Kyslík	21
2.2 Dusík	23
2.3 Zákaly, turbidita	26
2.4 Změna druhového složení a kvality společenstev	32
Závěr	35
Seznam literatury.....	37

Úvod

Eutrofizace toků je považována za jeden z nejvýraznějších vlivů lidské činnosti na vodní ekosystémy, která ovlivňuje kvalitu vody a společenstva živočichů, které se ve vodních ekosystémech vyskytují. Eutrofizace je proces obohacování vod o živiny, především o dusík a fosfor, který je přirozenou součástí vývoje vodních ekosystémů. K urychlení procesu eutrofizace dochází vlivem lidské činnosti, která zvyšuje míru, s níž vstupují živiny do ekosystémů.

Vliv eutrofizace na rybí společenstva je dobře popsán v řadě publikací, avšak většina z nich se zaměřuje na její působení ve stojatých vodách. V tekoucích vodách se může vliv eutrofizace na společenstva ryb lišit, jelikož tekoucí vody představují jiný typ prostředí. Na působení eutrofizace v tekoucích vodách má vliv specifická struktura habitatů a fyzikálních a chemických dějů, ale i odlišná struktura společenstev, na které může mít eutrofizace negativní, ale také pozitivní efekt. Přestože máme o vlivu eutrofizace na společenstva ryb ve stojatých vodách obecně dobré povědomí, vliv eutrofizace na ryby v tekoucích vodách je jen málo znám, a to i přesto, že je jedním z hlavních faktorů, které prostředí tekoucích vod ovlivňuje. Cílem bakalářské práce je shrnout aktuální poznatky o vlivu eutrofizace na ryby v tekoucích vodách, její působení na jednotlivé druhy ryb, zodpovězení otázky, jestli a jakým způsobem mohou být některé druhy v eutrofizovaných vodách zvýhodněny nebo naopak, a jaký je celkový mechanismus a příčiny působení eutrofizace na společenstva ryb v tocích.

1 Eutrofizace

1.1 Definice eutrofizace

Eutrofizace je biogeochemický proces obohacení prostředí živinami, který vede ke zvyšování produkce organického materiálu v ekosystému (Rabalais, 2004). K urychlení procesu eutrofizace dochází v důsledku lidské činnosti, která zvyšuje míru, s níž vstupují živiny do ekosystémů. Ačkoliv má přirozená i antropogenní eutrofizace stejné mechanismy, antropogenní je definována v krátkém časovém období jako jsou dny až roky, zatímco přirozená je definována spíše dlouhodobě, v rozsahu geologického času (Smith et al., 1999; Andersen et al., 2006).

1.2 Klíčové faktory a mechanismy odpovědné za eutrofizaci vod

V současné době je většina vodních ekosystémů v České republice zatížena nadměrným množstvím živin, které pocházejí z lidské činnosti. Eutrofizaci vod lze definovat jako nerovnováhu ve fungování vodního ekosystému, vyvolanou změnou v množství, poměru nebo změnou chemické formy dusíku a fosforu, vstupujících do vodního prostředí. Povaha a intenzita eutrofizace však nezávisí pouze na množství živin, ale také na faktorech jako je celková doba zadržení vody, teplota nebo přísun světla do vodního ekosystému (Pitter, 2015). Zvýšený přísun živin zvyšuje produkci rostlinné biomasy, která následně snižuje propustnost světla do vodního sloupce a způsobuje výrazné diurnální kolísání koncentrace kyslíku (Claussen et al., 2009).

1.3 Původ a vstup živin do ekosystému

Podle způsobu vstupu živin (N, P) do ekosystému můžeme zdroje rozdělit na bodové a plošné. Mezi bodové zdroje řadíme vypustě odpadních vod, včetně odpadních vod vypouštěných z domácností a průmyslu. Plošné zdroje znečištění jsou spojovány se zemědělstvím a zemědělsky obdělávanou půdou, hnojením a atmosférickou depozicí (Bouwman et al., 2005). Přísun fosforu a dusíku do vodních ekosystémů ovlivňuje také charakter přechodného území mezi vodními toky a okolním prostředím (Becher et al., 2000). Čistírny odpadních vod jsou povinny dodržovat určité standardy při vypouštění odpadní vody do povodí, proto v dnešní době odeznívá problém s bodovými zdroji znečištění. V současnosti jsou spíše problémem plošné zdroje (Juráň, 2013). V České republice je kvantitativně nejvýznamnějším zdrojem erozní smyv a transport živin do povodí ze zemědělské půdy. Není snadné rozlišovat bodové a plošné zdroje znečištění, avšak není to nemožné. Rosendorf et al. (2015) zpracoval metodiku, která poskytuje návod, jak identifikovat významné zdroje znečištění a určit jejich eutrofizační potenciál. Eutrofizační potenciál je indikátor, který umožňuje srovnávat různé typy zdrojů fosforu, podle množství fosforu, jeho formy, ale také podle klimatických faktorů prostředí a morfologických specifíků různých toků. Identifikace bodových zdrojů se provádí pomocí veřejně dostupných údajů Českého statistického

úřadu (ČSÚ), který popisuje podrobné rozmístění obyvatelstva, a je tak možné určit potenciální zdroje komunálního znečištění. Pro upřesnění umístění potenciálních zdrojů může sloužit model ZABAGED® (Základní báze geografických dat České republiky), což je kompletní digitální model území ČR, podle kterého lze lokalizovat také potenciální zdroje průmyslové odpadní vody. Dalším krokem je získat informace o přímém vypouštění vyčištěné či nevyčištěné odpadní vody. Pro tento účel se využívají evidence, které obsahují informace o nakládání s odpadními vodami v ČR, jsou to například: Evidence vypouštění vod pro potřeby sestavení vodní bilance (§ 22 zákona č. 254/2001 Sb. a vyhláška č. 431/2004 Sb., vyhláška č. 391/2004 Sb.), Majetková a provozní evidence vodovodů a kanalizací: část kanalizace a ČOV (§ 5 zákona č. 274/2001 Sb., a vyhláška č. 428/2001 Sb.) a další. K určení plošných zdrojů, zejména zdrojů znečištění působících eroze zemědělské půdy, je v první řadě třeba určit potenciální plochy, které by mohly být postižené erozí. K tomu lze využít data, která charakterizují využití jednotlivých území jako je: ZABAGED® nebo Integrovaný informační systém evidence půdy dle uživatelských vztahů. Eutrofizační potenciál poté závisí na morfologii jednotlivých toků.

V přirozených podmínkách jsou fosfor a dusík hlavními limitujícími prvky, které ovlivňují růst fytoplanktonu. Pokud je molární poměr celkového dusíku k celkovému fosforu $N:P > 16$, limitujícím prvkem růstu fytoplanktonu je fosfor, pokud $N:P < 16$, limitujícím prvkem je dusík (Redfieldův poměr 106:16:1 – C:N:P; Hutchinson, 1973; Redfield, 1934). V České republice je nejčastěji limitujícím prvkem fosfor (Lellák a Kubíček, 1992).

1.3.1 Fosfor

Přirozené zdroje P

Fosfor je zásadním prvkem koloběhu látek v přírodě. Nižší i vyšší organismy jej přeměňují na organicky vázaný fosfor a po jejich uhynutí se fosforečnany zpět uvolňují do prostředí (Wetzel, 2001). Fosfor je limitujícím a velmi důležitým prvkem pro růst sinic a řas. Proto má klíčový význam pro eutrofizaci vod (Pitter, 2015).

Přirozeným zdrojem fosforu jsou zvětralé horniny, minerály, výluhy, rozpuštění některých půd (Holtan et al., 1988), a eroze břehů (Walling et al., 2008). Mezi minerály, které obsahují fosfor, patří například apatit $[3 \text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot \text{Ca}(\text{F}, \text{Cl})_2]$, variscit $(\text{AlPO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O})$, strengit $(\text{FePO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O})$ nebo vivianit $[\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8 \text{H}_2\text{O}]$ (Pitter, 2015). Fosfor se nejlépe uvolňuje z půd při pH 6–7. Při nižším pH se P lehce slučuje s hliníkem, železem nebo manganem. Rozpuštěný anorganický fosfor se ve vodě vyskytuje ve formě orthofosforečnanů a polyfosforečnanů. Mezi nejčastější orthofosforečnany patří formy: PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , $[\text{CaHPO}_4]^0$, $[\text{MgHPO}_4]^0$, $[\text{FeHPO}_4]^+$, $[\text{CaPO}_4]^-$. Mezi nejčastěji se vyskytující polyfosforečnany řadíme: $\text{H}_2\text{P}_2\text{O}_7^{2-}$, $\text{HP}_2\text{O}_7^{3-}$, $[\text{CaP}_2\text{O}_7]^{2-}$, $[\text{CaH}_2\text{P}_2\text{O}_7]^-$, $[\text{CaP}_3\text{O}_{10}]^{3-}$, $[\text{FeP}_2\text{O}_7]^{3-}$ (Pitter, 2015). Výměnná kapacita půdy pro fosfor

závisí na složení půdy a vzrůstá s množstvím organických a anorganických látek. Tam, kde jsou povodí zasažena acidifikací, je množství fosforu uvolňovaného z půdy menší. Při pH 6 a více tvoří fosfát sloučeniny s vápníkem (Pitter, 2015). Zdrojem fosforu organického původu je rozklad pobřežní vegetace, fytoplanktonu (Pitter, 2015) a mrtvých těl ryb (Nilsow et al., 2004). Sloučeniny fosforu pochází také z atmosférické depozice (Pitter, 2015).

Antropogenní zdroje fosforu v prostředí

Antropogenní přísun fosforu do povrchových vod je výrazně větší než přísun z přirozených zdrojů. Vlivem urbanizace a intenzivního zemědělství dochází k intenzivnímu obohacování povrchových vod fosforem, což vede k mnoha problémům v oblasti životního prostředí. Tyto problémy mají vliv na lidské zdraví, ekonomiku, biodiverzitu živočichů a cenu úpravy pitné vody (Malmqvist a Rundle, 2002). Množství fosforu v povrchových vodách ovlivňuje půdní pokryv v okolí povodí, množství fosforu v půdě, topografie krajiny, vegetační pokryv, intenzita srážek a povrchového odtoku, využití území a znečištění (Pitter, 2015).

Bodové zdroje

Významným bodovým zdrojem fosforu jsou výpustě čistírenských a splaškových odpadních vod. Fosfor přítékající do čistíren odpadních vod nebo přímo do povrchových vod z domácností pochází především z některých mycích, pracích a odmašťovacích prostředků (Pitter, 2015). Chemické formy fosforu ve splaškových vodách můžeme rozdělit na organicky vázaný a anorganicky vázaný fosfor. Anorganický fosfor se vyskytuje ve formě polyfosforečnanů, ten pochází právě z některých pracích a mycích prostředků. Polyfosforečnany však při vyšší teplotě podléhají hydrolyze a mění se na orthofosforečnany. Fosfor se vyskytuje zejména v nerozpuštěné formě, vázaný na Ca^{2+} nebo Mg^{2+} . Organický fosfor se dostává do vody zejména ve splaškových vodách (Pitter, 2015). Odpadní vody z domácností a čistíren odpadních vod jsou do řek vypouštěny v různém stupni vyčištění. Toky, do kterých se odpadní voda vypouští, obvykle vykazují vysoké koncentrace fosforu v létě a nižší koncentrace v zimě, pravděpodobně vlivem hnojení polí ve vegetační sezóně. Hodnoty fosforu kolísají také během dne. Vyšší koncentrace se vyskytují v poledne a během večerních hodin, což odráží zvýšené používání vody v domácnostech s časovou prodlevou několika hodin, kdy voda protéká čistírnou (Moss et al., 1988; Palmer-Felgate et al., 2008). Na venkově využívá septiky stále velká část obyvatelstva, nebo odpadní vodu vypouští přímo do vodních toků, což významně přispívá ke zvyšování množství fosforu v povodí, jelikož odpadní voda není vůbec nebo jen minimálně vyčištěná (Arnscheid et al., 2007). I přesto, že voda ze septiků obsahuje větší množství fosforu, je větším problémem voda z čistíren, jelikož vody vytékající ze septiků je mnohonásobně méně. (Pitter, 2015).

Plošné zdroje

Jako plošné zdroje můžeme označit takové, které nemají vstup do povodí soustředěný do jednoho místa. Ke znečištění dochází na velkém území a je velmi obtížné monitorovat množství živin vstupujících do povodí (Novotný, 1995). Mezi plošné zdroje patří zemědělsky obdělávaná půda s přísunem hnojiv, zvýšené množství sedimentu v důsledku pastvy dobytka a erozních smyvů půdy a částečně také atmosférická depozice.

Vysoké koncentrace fosforu vykazují řeky protékající zemědělskou oblastí, naopak nižší koncentrace lze pozorovat v zalesněné části povodí (Omernik 1977; Rast a Lee 1978). Vlivem nadměrného zemědělství se zhoršují fyzikálně chemické vlastnosti půdy, a tak je půda náchylná k erozi. Kromě fosforu se z erodované půdy vyplavují také rezidua herbicidů a pesticidů. Rozsah plošného znečištění je dán klimatickými událostmi a reliéfem terénu v okolí řeky (Krása et al., 2014). Významným zdrojem antropogenního fosforu je hnojení půd organickými statkovými hnojivy (Pitter, 2015). Fosfor pocházející ze zemědělství převažuje ve formě fosfátů (Arheimer et al., 2000) a je transportován do řek zmiňovanou erozí nebo splachy po deštích. K emisím fosforu přispívá také silniční doprava (Haygarth et al., 2004). Kromě povrchového odtoku fosforu byl popsán také podpovrchový odtok z lesních ploch a zemědělské půdy (Krása et al., 2014). Dalším způsobem, jak se fosfor dostává do povodí, je atmosférická depozice. Jemné částice rozptýlené v atmosféře pocházející ze spalování fosilních paliv, eroze či požárů, mohou vázat nebo obsahovat fosfor. Do vody se dostávají buď mokrou nebo suchou depozicí (Newman, 1995). Atmosferická depozice fosforu je pro eutrofizaci méně významný a špatně měřitelný zdroj, proto je její vliv často opomíjen (Krása et al., 2014).

Vnitřní zatížení fosforem

V řekách, které jsou dlouhodobě zatěžovány vysokým přísunem fosforu, dochází k jeho akumulaci v říčních sedimentech. K ukládání fosforu do sedimentů jsou náchylné převážně rybníky, ale také řeky s pomalým proudem a bahnitým dnem. Fosfor se za přítomnosti kyslíku sráží s železitými (Fe^{3+}) sloučeninami a ve formě fosforečnanu železitého $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$ je ukládán do dnového sedimentu. Díky tomu je přítomný fytoplankton limitován nedostatkem fosforu, odumírá a sedimentuje na dno, kde dochází k jeho rozkladu bakteriemi. K opětovnému uvolnění fosforu ze sedimentu dochází vlivem míchání vodního sloupce, které v našich klimatických podmínkách probíhá na jaře a na podzim v nádržích a jezerech, nebo přechod trojmocné (Fe^{3+}), nerozpustné formy železa na formu dvojmocnou (Fe^{2+}), která se ve vodě dobře rozpouští. Při dekompozici organických látek je spotřebováván kyslík, zejména u dna může docházet k jeho úplnému vyčerpání. V anoxických podmínkách přechází železo z trojmocné formy na formu dvojmocnou. Takto se fosfor dostává zpět do vody a je znovu přístupný fytoplanktonu a celý proces eutrofizace se může opakovat (Mainstone et al., 1996).

Vliv nádrží na přísun fosforu do povodí

V České republice se nachází přibližně 24 000 malých vodních nádrží a většina z nich je využívána k intenzivnímu chovu ryb. Vodní nádrže obsahují různé množství sedimentu, který se do nich dostává především transportem jejich přítoky. Sediment, který vstupuje do nádrží, pochází hlavně z eroze zemědělské půdy v okolí povodí a nese v sobě velké množství vázaného fosforu (Borovec et al., 2010). Dalším zdrojem fosforu v nádržích je přihnojování nádrže a přímé příkrmování ryb, což platí zejména pro rybníky s intenzivním chovem ryb (Pechar et al., 2009). Rybníky mají schopnost zadržet živiny, zejména fosfor, který je ve velkém množství vázán v dnových sedimentech. Avšak díky tomu, že je řada rybníků eutrofních až hypertrofních se jejich retenční schopnost snižuje (Wetzel, 2001), a naopak mohou dále přispívat k dalšímu obohacování vodních toků živinami.

Z rybníků může odtékat voda plná živin. Zejména v letních měsících dochází k přesycení rybníků fosforem, který je pak uvolňován do toků pod hrází. Tak jsou živiny neustále transportovány z rybníka do povodí. Například rybník Rožmberk v roce 2010 uvolnil do povodí Lužnice 2565 kg P rok⁻¹ (Potužák a Duras, 2010). Dalším způsobem, jak se může dostat velké množství živin do povodí je při průchodu povodňové vlny, nebo při výlovu rybníka, kdy se obsah vodního sloupce promíchá a živiny, které byly vázány v sedimentu na dně, jsou uvolněny a odtékají do povodí pod nádrží (Mikšíková et al., 2012).

1.3.2 Dusík

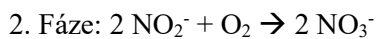
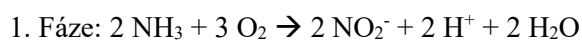
Dusík, stejně jako fosfor, je velmi důležitým biogenním prvkem (Pitter, 2015). Je nezbytný pro existenci života na Zemi a jeho přítomnost řídí celou řadu ekologických procesů jako je růst, produktivita a biodiverzita rostlin, populační dynamika býložravců i masožravců, a koloběh uhlíku a minerálů v půdě (Vitousek et al., 1997). Je to prvek nezbytný pro rozvoj mikroorganismů (Pitter, 2015). Dusík se ve vodě vyskytuje v anorganické a organické formě: jako molekulární dusík (N₂), amoniak (NH⁴⁺), dusitany (NO²⁻) a dusičnany (NO³⁻), aminokyseliny, aminy a proteiny (Wetzel, 2001).

Přirozené zdroje

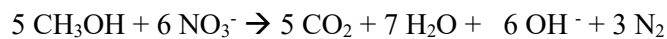
Dusík se na Zemi vyskytuje hojně, avšak pouze 2 % z celkového množství jsou běžně dostupná pro organismy (Galloway, 1998). Zdroje dusíku zahrnují atmosférickou depozici, fixaci dusíku ve vodě i v půdě pomocí bakterií a přísun dusíku z povrchových a podzemních vod. Ke ztrátám dusíku ve vodě dochází díky přeměně NO³⁻ na N₂ díky bakteriální denitrifikaci, kdy se molekulární N₂ navrací zpátky do atmosféry. Ke ztrátám dusíku dochází také díky odtoku z povodí a ukládání anorganického a organického dusíku do sedimentu (Wetzel, 2001).

Míra nasycení vody N₂ je závislá na teplotě vody a tlaku vzduchu. Nejvyšší koncentrace rozpuštěného N₂ jsou měřitelné v zimě, kdy je teplota vody nízká, a tak se zvyšuje rozpustnost plynu ve vodě. Během léta se ohřívá horní vrstva vodního sloupce, čímž se snižuje rozpustnost plynu ve vodě a koncentrace N₂ jsou v epilimniu nízké. Koncentrace N₂ v metalimniu a hypolimniu mohou být mnohem vyšší vlivem zvýšení hydrostatického tlaku (Wetzel, 2001).

Zdrojem dusičnanů je proces zvaný nitrifikace (Bashkin, 2002), který probíhá ve dvou fázích. V první fázi dochází k rozkladu amoniaku za přístupu kyslíku na dusitany pomocí bakterií rodu *Nitrosomonas*. V druhé fázi dochází k oxidaci dusitanů na dusičnany za přítomnosti bakterií rodu *Nitrobacter*. Zdrojem uhlíku je pro bakterie CO₂ a energii získávají rozkladem NH₄⁺. Na nitrifikaci se mohou podílet i heterotrofní organismy, ale jejich podíl na nitrifikaci není tak významný.



Dusičnany se zpětně redukuje procesem zvaným denitrifikace (Mihaljevič a Moldan, 2000).



Dalším způsobem, jak se dusík dostává do vodního ekosystému, je atmosférická depozice. Atmosférická depozice může být buď mokrá nebo suchá. Suchá depozice probíhá neustále difúzí, zatímco mokrá depozice probíhá vymýváním z atmosféry při srážkách (Braniš a Hůnová, 2009). Dusík, vstupující do povodí tímto způsobem, může být ve formě rozpuštěného N₂, kyseliny dusičné HNO₃, amoniaku NH₄⁺ nebo dusičnanů NO₃⁻ (Chapin a Uttormark, 1973). Přírodním zdrojem je také rozklad odumřelých těl rostlin a živočichů (Pitter, 2015).

Velmi důležitým procesem je schopnost sinic fixovat vzdušný dusík N₂ (Hardy et al., 1973; Howarth et al., 1988). Sinice jsou schopny fixovat vzdušný dusík díky specializovaným buňkám heterocytům, které se vyskytují především u rodů *Nostocales* a *Stigonematales* (Fogg, 1974). Proces je závislý na přítomnosti světla (Fay, 1992). Heterocyty obsahují enzymatický komplex nitrogenázu, díky kterému dokáží sinice fixovat N₂, vzniká amoniak a přeměňuje se až na glutamin, který se dále transportuje do buněk. Díky tomu, že nejsou sinice závislé na dusíku v metabolicky dostupné formě, mají výhodu oproti řasám, které vzdušný dusík fixovat nedokáží (Wetzel, 2001). Zvláště při letní stratifikaci může být dusík limitujícím faktorem růstu řas. V tomto období jsou sinice zvýhodněny nejen tím, že jsou schopny fixovat vzdušný dusík, ale díky specializovaným buňkám aerotopům umějí vertikálně migrovat vodním sloupcem, a tím využít vertikálního gradientu živin a světla ve stratifikovaných systémech. Sinice mají sice nízkou rychlost růstu, ale jsou velmi odolné vůči spásání. Nejlépe adaptované na nedostatek amoniaku a dusičnanů jsou sinice z řádu *Nostocales*. Sinice jsou také schopny uchovávat fosfor uvnitř buněk, díky čemuž přežívají období nízkých koncentrací P. V období limitace dusíkem se proto sinice stávají dominantním druhem fytoplanktonu ve vodním ekosystému. V jezerech a nádržích

to trvá až do podzimní cirkulace vody, kdy se navrací živiny do systému a sinice jsou nahrazeny velkými jednobuněčnými a vláknitými řasami (Sommer et al., 1986).

Antropogenní zdroje

Lidská činnost zásadně zvyšuje množství dusíku v jeho koloběhu mezi půdou, vodou a atmosférou. Nejvýznamnějším zdrojem dusíku v Evropě (Bøgestrand et al., 2005) a Velké Británii (Bowes et al., 2014) je zemědělství, a to konkrétně používání dusíkatých hnojiv. Zemědělství je zdrojem přibližně 60 % dusíku, který se dostává do vodních ekosystémů (Bøgestrand et al., 2005). Výjimkou je Irsko, kde je dominantním zdrojem pastva ovcí a dobytka (Mockler et al., 2017). Množství dusíku, který se dostane do povodí, se zvyšuje s rostoucí hustotou osídlení. Procento zemědělské plochy, která obklopuje jednotlivá povodí, je ukazatelem zatížení řek dusíkem, ale je nutné zohlednit intenzitu hnojení na jednotlivých polích (Bøgestrand et al., 2005). V minulém století došlo ke zdvojnásobení množství ročního přísunu dusíku do přirozených ekosystémů (Vitousek et al., 1997). V České republice se za rok spotřebuje přibližně 47 800 tun čistých živin (Hnojiva, webové stránky Ministřestva zemědělství, eAgri).

Bodové zdroje

Bodové znečištění může pocházet z živočišné výroby, zejména ze silážování, velkochovů hospodářských zvířat nebo z odpadních vod. Látky jako jsou silážní šťávy a močůvka odtékají do povrchových vod, ale mohou také prosakovat do vod podzemních. Jsou zdrojem amoniakálního dusíku (Pitter, 2015). Ve splaškových vodách jsou zdrojem dusíkatých látek výkaly, které obsahují močovinu. Močovina však snadno podléhá biologické hydrolýze a velmi brzy se rozkládá na amoniakální dusík. Ve splaškových vodách se dále vyskytuje celá řada aminokyselin (Pitter, 2015).

Plošné zdroje N

Hlavním plošným zdrojem dusíku antropogenního původu v povodí je zemědělsky obdělávaná půda hnojená dusíkatými hnojivy (Mockler et al., 2017). Pro většinu povodí dominuje dusík v anorganické formě (Arheimer et al., 2000). Emise dusíku ze zemědělsky obdělávané půdy závisí na nadmořské výšce, erozi půdy, množstvím lidských sídel v okolí řeky a intenzitě srážek (Mockler et al., 2017). S ročním obdobím se nejzásadněji mění koncentrace anorganického dusíku. V letním období (květen-srpen) se v povodích nachází významně nižší koncentrace anorganického dusíku než v zimě (prosinec-březen; Arheimer et al., 2000). V České republice se používají hnojiva, která obsahují dusík ve formách NO_3^- , NH_4^+ , NH_3 , NH_2^- a jsou to například: ledek vápenatý (15% N), ledek vápenato-hořečnatý (13% N), dusičnan sodný (15% N), ledek chilský (15% N), dusíkaté vápno (18% N), síran amonný (20% N), dusičnan amonný (28% N),

ledek amonný (20% N), močovina (44% N), kapalný amoniak (80% N) a jejich různé kombinace (Vyhláška č. 474/2000 Sb. Příloha 3).

1.4 Hodnocení míry eutrofizace

Existuje celá řada modelů, které hodnotí míru eutrofizace. Již na konci 60. a na začátku 70. let 20. století byl definován princip hodnocení míry eutrofizace v jezerech v závislosti na průměrné roční koncentraci fosforu, později byl tento princip rozpracován a publikován v materiálu OECD 1982 (Vollenweider, 1976). Ten eutrofizaci definuje v rozmezí ultraoligotrofní až hypertrofní do pěti tříd a k tomu používá vztah koncentrace celkového fosforu, chlorofylu-*a* a průhlednosti vody (Tab. 1).

Tab. 1: Hraníční hodnoty pro klasifikaci trofických poměrů v nádržích a jezerech podle OECD (1982).

Kategorie trofie	Průměrná koncentrace $P_{\text{celk.}}$ [mg/m ³]	Průměrná koncentrace chlorofylu- <i>a</i> [mg/m ³]	Maximální koncentrace chlorofylu- <i>a</i> [mg/m ³]	Průměrná průhlednost vody [m]	Minimální průhlednost vody [m]
Ultraoligotrofie	<4,0	<1,0	<2,5	>12	>6
Oligotrofie	<10	<2,5	<8	>6	>3
Mezotrofie	10-35	2,5-8	8-25	6-3	3-1,5
Eutrofie	35-100	8-25	25-75	3-1,5	1,5-0,7
Hypertrofie	>100	>25	>75	<1,5	<0,7

Zdroj: Vollenweider a Kerekes (1982)

V roce 2000 byla v rámci EU zavedena rámcová směrnice o vodě (2000/60/ES), která zahrnuje požadavek na komplexní posouzení ekologického stavu povrchových vod na základě biologických, hydromorfologických, chemických a fyzikálně-chemických ukazatelů kvality. Každý vodní útvar má specifické geomorfologické a hydromorfologické vlastnosti, a to se odráží na odlišných biologických a trofických vlastnostech, například i na retenci fosforu. S ohledem na vlastnosti jednotlivých útvarů předepisuje směrnice pro vodní útvary dosažení alespoň dobrého ekologického stavu. Tato kategorizace se vztahuje na povrchové vodní ekosystémy, jako jsou řeky, jezera, brakické vody a pobřežní vody a dělí je na pět základních kategorií ekologické kvality: velmi dobrý stav, dobrý stav, střední stav. Vody, které dosahují nižšího stavu, než je střední stav jsou považovány za poškozené nebo zničené. Specifika jednotlivých kategorií uvádím v tabulce č. 2:

Tab. č. 2: Specifikace jednotlivých kategorií vod ekologické kvality

Velmi dobrý stav	V systému se nevyskytují antropogenní změny fyzikálně chemických a hydromorfologických hodnot ve srovnání s hodnotami spojenými s tímto typem v nenarušených podmínkách. Biologické hodnoty odpovídají hodnotám, které se obvykle vyskytují u tohoto typu v nenarušených podmínkách. Nevykazují skoro žádné známky narušení.
Dobrý stav	Biologické hodnoty vykazují mírnou úroveň narušení, způsobenou antropogenním působením. Avšak ve srovnání s útvarem v nenarušených podmínkách se dlišují jen velmi málo.
Střední stav	Biologické hodnoty kvality se středně odlišují od hodnot, které se obvykle vyskytují u útvarů tohoto typu v nenarušených podmínkách. Vykazují střední hodnoty narušení lidskou činností. Ovlivněny výrazně více než dobrý stav.
Poškozený stav	Vykazují výrazně změněné hodnoty složek biologické kvality. Biologická společenstva se zásadně liší od společenstev, která se vyskytují v tomto typu útvaru v nenarušených podmínkách.
Zničený stav	Vykazují známky velmi vážných změn hodnot složek biologické kvality. Velká část společenstev, obvykle žijících v tomto typu útvaru, se zde vůbec nevyskytuje.

Zdroj: 2000/60/EC

Členské státy vypracovávají mapu povodí, která zobrazuje klasifikaci ekologického stavu každého vodního útvaru. Každý ekologický stupeň je označen vlastní barvou: Velmi dobrý stav modrou, dobrý stav zelenou, střední stav žlutou, poškozený stav oranžovou a zničený stav červenou (2000/60/EC). Ekologický stav řek se hodnotí také podle společenstev ryb, které jsou jedním z bioindikátorů kvality vodního prostředí. Vyjadřuje se opět v pěti třídách (velmi dobrý-zničený). Hodnocení se provádí podle metodik schválených Ministerstvem životního prostředí (2000/60/ES). Velmi dobrý stav odpovídá druhovému složení a početnosti ryb v nenarušených oblastech, kdežto horší třídy ekologického stavu říkají, že četnost druhů, citlivých na antropogenní narušení prostředí, budou vykazovat narušení typově specifických ukazatelů.

Hodnotí se podle ukazatelů: celková početnost, relativní početnost reofilních druhů, relativní početnost eurytopních druhů a výskyt typických druhů. Pro stanovení ekologické kvality toků dle rybích společenstev se v České republice používá Český multimetrický index (CZI; Horký a Slavík, 2011). Kde:

$$CZI = \frac{(T_d + A + R_d) - E_d}{4}$$

T_d – EQR výskytu typických druhů

A – EQR celkové početnosti

R_d – EQR relativní početnosti reofilních druhů

E_d – EQR relativní početnosti eurytopních druhů

Výsledná hodnota CZI se pohybuje mezi hodnotami 0–1. K určení hranic mezi jednotlivými třídami došlo na základě referenčních lokalit. Výsledné hranice jsou (Horký a Slavík, 2011):

Velmi dobrý stav: 0.780 - 1.000

Dobrý stav: 0.585 - 0.780

Střední stav: 0.390 - 0.585

Poškozený stav: 0.195 - 0.390

Zničený stav: 0.000 - 0.195

1.5 Průběh eutrofizace ve stojatých vodách

Při vstupu nadměrného množství živin, zejména N a P, do ekosystému dochází k rychlému nárůstu fytoplanktonu. Vyšší produktivita ekosystému však není trvalá, protože množství živin během několika týdnů klesne na původní množství díky sedimentaci z trofické zóny a využití fosforu řasami a sinicemi. Aby byla udržena produktivita ekosystému, musí docházet k nepřetržitému přísunu živin. V jezerech a nádržích živiny znovu vstupují do systému při jarní a podzimní cirkulaci vody (Wetzel, 2001). Pokud je překročeno kritické množství rozpuštěného anorganického dusíku ($300 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) a fosforu ($10 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) během jarního míchání, je velice pravděpodobné, že během vegetační sezóny dojde k nadměrnému rozvoji společenstev fytoplanktonu. K maximálnímu rozvoji biomasy dochází během jara a začátkem léta. Mezi nejčastější druhy sinic, které v důsledku eutrofizace vytvářejí vodní květ, patří sinice rodu *Microcystis*, *Planktothrix*, *Dolichospermum*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Lyngbya* a *Nodularia* (Wetzel, 2001).

1.6 Průběh eutrofizace v řekách

Eutrofizace je v dnešní době již dobře popsáný jev. Většina studií se však zabývá eutrofizací ve stojatých vodách. Mechanismus eutrofizace v řece má specifika, která ve stojatých vodách pozorovat nelze. Mezi hlavní rozdíly patří proudění vody, absence nebo odlišná teplotní stratifikace vody, jiný režim cirkulace živin, působení průtoku a odlišná délka doby zdržení podle rychlosti proudění. Řeky s dlouhou dobou zdržení se budou chovat podobně jako stojaté vody, ale řeky s krátkou dobou zdržení mají odlišný mechanismus eutrofizace (Reynolds et al. 1998).

S proměnou dynamiky toku dochází k usazování nebo naopak vyplavování živin. Jedním ze základních parametrů toků, který ovlivňuje transport a využití živin, je rychlost proudění a doba zdržení. Doba zdržení je hlavním parametrem, který určuje, jak jsou řasy schopny využít živiny k růstu. Pokud je doba zdržení vody menší než rychlost růstu planktonních řas, nedojde k nárůstu a zvětšení jejich biomasy, jelikož jsou ze systému vyplaveny dříve, než dojde k jejich rozvoji. U říčních ekosystémů se spíše, než doba zdržení používá pojem „*time of travel*“, jelikož voda v řece proudí jedním směrem a například živiny, případně řasy jsou unášeny proudem. Míchání řeky po proudu probíhá rychle, ale míchání napříč řeky je omezené (napříč se nepromíchá kompletně). Proto se u řek používá spíše „*time of travel*“, který by měl teoreticky odpovídat době zdržení, ale ve skutečnosti je vlivem disperzních procesů v řece o něco delší (Vollenweider OECD, 1982).

Se vzdáleností od pramene se zvyšuje trofie řeky. Jelikož v horních částech řeky je rychlý proud, tedy krátká doba zdržení, řasy nedokáží efektivně využít živiny a nedochází k výraznému rozvoji řasového společenstva (Reynolds et al. 1998). V horních tocích proto obvykle nenacházíme významnější populace fytoplanktonu. Naopak hluboké a pomalu tekoucí části řeky mají dlouhou dobu zdržení a ve spodních úsecích řeky můžeme průběh eutrofizace přirovnat k průběhu eutrofizace ve stojatých vodách (Reynolds et al., 1998). Říční kontinuum bude přerušované přehradami a nádržemi, které podporují další rozvoj eutrofizace, jelikož vypouštějí již eutrofizovanou vodu, nebo zvyšují koncentraci živin v toku (Vannote a Minshall, 1980; Mikšíková et al., 2012).

Řasy jsou schopné využít fosfor pouze v rozpuštěné, biologicky dostupné formě. Ačkoliv se fosfor, který se dostává do řeky v nedostupných formách, přeměňuje v sedimentu na biologicky dostupný, je velmi pravděpodobné, že v řekách a částech řek s krátkou dobou zdržení nedojde k transformaci fosforu na biologicky dostupnou formu. V takovém případě mohou v řece dominovat makrofyta, jelikož jsou schopna přijímat fosfor přímo ze sedimentu (House, 2003).

V řekách s nízkým až středním množstvím živin dominují makrofyta, díky kterým dochází k rychlé sedimentaci suspendovaných částic. Sedimenty v blízkosti rostlin jsou tedy bohaté na živiny. Pokud se množství živin, zejména fosforu, zvyšuje, dojde k nasycení sedimentu. Sediment již není schopný přijímat další fosfor, a tak se zvyšuje koncentrace rozpuštěného fosforu ve vodě. Rozpuštěný fosfor ve vodním sloupci je hlavním zdrojem živin pro epifytické řasy, které

začnou růst a kolonizovat povrch listů makrofyt. Epifytické řasy pokryjí plochu listů makrofyt a pro makrofyta se stane světlo limitujícím. Dominovat budou buď makrofyta, která dokáží růst při nízkých hladinách světla, nebo ta, která dokáží růst rychleji než epifytické řasy. Biomasa epifytů narůstá do té míry, kdy makrofyta nejsou schopna konkurovat o světlo a začnou odumírat. Pokud se koncentrace živin v ekosystému ještě zvýší, začnou ve vodě převažovat bentické řasy (Scrimgeour a Chambers, 1997).

Fosfor má významný efekt na složení společenstva makrofyt (Dawson et al., 1999). Pro řasy jsou limitující fosfor i dusík současně v poměru N:P 16:1 (Matlock et al., 1998). V našich vodách je většinou limitující fosfor. Limitace nastává, když je poměr mezi dusíkem a fosforem vyšší než 16 (Pitter, 2015). Podle Westlake (1981) nebudou živiny limitující při koncentraci fosforu $>30 \mu\text{g P l}^{-1}$ a dusíku $>1000 \mu\text{g N l}^{-1}$. Limitace živinami se mění podle druhového složení rostlin a trofického stavu říčního ekosystému. Ačkoliv je nadbytek živin (N, P) nutný pro vyvolání hypertrofního stavu řeky, nejsou dusík a fosfor jedinými limitujícími faktory. Pro dosažení maximálního růstu rostlin je nezbytný také ideální příkon slunečního záření a dostupnost stopových prvků, například křemíku pro růst rozsivek. Když řeka protéká zastíněnou, zalesněnou oblastí, nemusí vykazovat známky hypertrofie, dokonce i když je ve vodě nadměrná koncentrace živin. V tomto případě je limitujícím faktorem světlo (Carr a Chambers, 1998; Schneider a Melzer, 2003).

Hlavní vegetační sezóna probíhá v mírném podnebí od března do konce září. V tomto období mají rostliny nejvyšší nároky na živiny. Největší přísun živin do řeky z rozptýlených zdrojů, především ze zemědělství, je zejména během podzimních dešťů. Nicméně přísun fosforu z bodových zdrojů, hlavně z čistíren odpadních vod, je během roku konstantní (Cooper et al., 2002; Mainstone a Parr, 2002). Nejvyšší koncentrace fosforu bude pod výpustí odpadu z čistírny odpadních vod během letních měsíců, kdy je nízký průtok vody a nedochází k takovému naředění vody z čistírny odpadních vod, jako například během podzimních dešťů (Cooper et al., 2002; Bowes et al., 2005a, b). Podle dat z řeky Thame ve Velké Británii se během října až února do řeky dostalo a bylo transportováno 75 % z celkové roční zátěže fosforu pocházejícího z difuzních zdrojů (zemědělství) a během vegetačního období pouze 25 %. Na druhou stranu, z čistíren odpadních vod se během vegetačního období dostalo z celkové roční zátěže 57 % P (Cooper et al., 2002).

1.7 Důsledky eutrofizace

Důsledkem eutrofizace je zvýšený nárůst biomasy fytoplanktonu (Vollenweider, 1992). Řasy spolu se sinicemi vytvářejí biogenní zákal, v jehož důsledku se snižuje množství světla ve vodě. Díky zákalu se zmenšuje hloubka eufotické vrstvy (Le Moal et al., 2019). Rychlý nárůst řas a sinic adaptovaných na nové podmínky prostředí může nahrazovat původní porosty např. makrofyt a dále vede k dalším změnám ve struktuře a fungování společenstva. Po odumření řas sedimentuje

organická hmota na dno a její rozklad může vést k vyčerpání kyslíku u dna (Vollenweider, 1992). Pro eutrofní vody je typická klinográdní kyslíková křivka – vysoká fotosyntetická činnost fytoplanktonu v epilimniu (vyšší obsah kyslíku) a postupné snižování obsahu kyslíku směrem do hypolimnia, úplné vyčerpání ve vrstvě nade dnem, anaerobní rozklad organických látek a tvorba CO_2 , CH_4 a siřných sloučenin (Říhová a Ambrožová, 2007). Dochází k značné fluktuaci kyslíku v průběhu dne a noci. V průběhu dne fytoplankton a vodní rostliny fotosyntetizují, a tedy vytvářejí kyslík, jelikož mají dostatečný příkon slunečního záření. Naopak v noci fotosyntéza neprobíhá, rostliny respirují, a tudíž kyslík spotřebovávají. Největší koncentrace kyslíku ve vodě je tedy ve večerních hodinách a nejnižší v brzkých ranních hodinách, před východem slunce (Sukop, 2006). Jedním z dalších důsledků nadměrného nárůstu sinic a řas je kolísání pH. Při fotosyntéze řasy a sinice odčerpávají HCO_3^- a CO_3^{2-} ionty z hydrogenuhličitanového systému, čímž pH zvyšují, a v noci, když respirují, tyto ionty naopak produkují, což pH snižuje. Hodnota pH má zásadní vliv na výskyt toxických forem amoniaku (Ip et al., 2001; Kroupová et al., 2005).

2 Projevy eutrofizace a vliv eutrofizace na ryby

2.1 Kyslík

Nedostatek kyslíku ve vodě se vyskytuje především u eutrofizovaných řek a stojatých vod bohatých na živiny (Kennish, 2002). Bakteriální dekompozice organických látek, zejména fytoplanktonu, vede ke snižování koncentrace kyslíku (Diaz a Rosenberg, 2008).

Koncentrace kyslíku se liší také s hloubkou. V epilimniu, kde se nachází fotosyntetizující řasy, je obvykle maximální množství kyslíku, avšak v hypolimniu, kde převládá dekompozice, mohou být hodnoty nulové (Ambrožová, 2003). Tato oblast se často označuje jako tzv. mrtvá zóna (Rabalais a Turner, 2006). Mrtvé zóny jsou známé především v souvislosti s ústími řek do moře. Počet pobřežních mrtvých zón se v posledních desetiletích zvýšil, a zvláště velké zóny jsou pozorovány v Baltském moři, Černém moři, Mexickém zálivu a ve Východočínském moři (Diaz et al, 2008). V dnešní době se jedna z největších mrtvých zón na světě nachází v severním Mexickém zálivu, z důvodu přísunu živin, zejména dusíku, ale také fosforu, řekou Mississippi (Rabalais a Turner, 2006). Kolem jejího povodí žije kolem 70 milionů lidí a protéká jednou z nejvíce produktivních zemědělských oblastí na světě. Největší rozlohu má zóna v červenci, ale vyskytuje se v průběhu celého roku (Rabalais et al, 2007). Odhad velikost mrtvé zóny pro rok 2019 se pohybuje mezi 20 433 až 24 821 km² (Turner a Rabalais, 2019) a je tak velmi závažným ekologickým problémem s dalekosáhlými důsledky pro společenstva organismů. Pojem hypoxie nemá fixní význam. Někteří autoři nazývají hypoxickým takové prostředí, ve kterém klesne koncentrace kyslíku pod 2 mg·l⁻¹ (Chesney et al., 2000). V rešerši Pollock et al. (2007) byla hypoxie popsána jako taková koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě, která má negativní efekt na fyziologii a chování organismů. Anoxie znamená úplnou absenci rozpuštěného kyslíku (Chesney et al., 2000).

S eutrofizací souvisí jev známý jako „*summerkill*“, neboli letní úhyn. Dochází k němu v mělkých jezerech a řekách s pomalým průtokem vody, kde dochází vlivem rozkladu velkého množství řas, sinic nebo makrofyt k vyčerpání kyslíku. Mechanismus působení ve své studii popisuje Barica (1974). K namnožení a dominanci sinic *Aphanizomenon flos-aquae* z řádu *Nostocales* ve vodním sloupci dochází přibližně v půlce června. Voda získá zelenou barvu a průhlednost naměřená secciho diskem se pohybuje kolem 0,2-0,3 m, v této fázi je voda přesycena kyslíkem (15-20 mg·l⁻¹). Vodní květ však během několika dní odumírá a sedimentuje na dno, kde je rozkládán bakteriemi. Dekompozici doprovází vyčerpání rozpuštěného kyslíku z původního přesycení na téměř nulové koncentrace. Tento stav může přetrvávat i několik dní a může způsobit masivní úhyn ryb. Jelikož se při bakteriální dekompozici organických látek uvolní značné množství amoniaku a orthofosforečnanů do vodního sloupce, může se cyklus opakovat (Barica, 1974).

Ayles et al. (1976) studoval vliv *letního úhynu ryb* na populace pstruha v osmi eutrofizovaných jezerech. V průběhu výzkumu bylo řasové společenstvo v době maximálního rozvoje složeno z 99,4 % ze sinic *Aphanizomenon*. Kolaps řasového společenstva nastal na začátku srpna a těsně po něm následoval prudký pokles kyslíku na $1,9 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, dva dny poté se koncentrace ještě snížila na $1,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Pokles kyslíku způsobil uvolnění až $200 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ toxické formy amoniaku (NH_3). Výsledkem bylo úmrtí přibližně 60-90 % pstruhů přítomných v jezerech. Jelikož se rozpustnost kyslíku zvýšením teploty vody snižuje, letní úhyn ještě umocňují vysoké teploty vody v letních měsících. Vliv má i délka dne, která mění poměr části dne, kdy dochází k asimilaci a respiraci, a tedy produkci a odčerpání kyslíku. K úhynům ryb může docházet těsně před rozbřeskem, kdy dojde vlivem respirace organismů k absolutnímu vyčerpání kyslíku ve vodě.

Úhyny ryb souvisejí i s nízkým parciálním tlakem kyslíku ve vodě, který způsobuje snížení jeho příjmu rybami. Jelikož je za normálních podmínek parciální tlak rozpuštěného kyslíku vyšší než žilní tlak ryb, kyslík se dostává do krve difuzí přes žábry. Ovšem pokud klesne koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě pod $1,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, sniží se parciální tlak kyslíku ve vodě na přibližně 35mmHg, což je jen nepatrně vyšší tlak, než je žilní tlak ryb (30mmHg). Tak je omezen příjem kyslíku přes žábry a řada ryb vystavených takto nízké koncentraci umírá (Miranda et al., 2000). Některé ryby jsou však dobře přizpůsobeny, aby přežily hypoxické a dočasně i anoxické podmínky. Podle toho, jak jsou ryby náročné na koncentraci kyslíku ve vodě, se dělí do čtyř skupin (Hanel a Lusk, 2005):

- Velmi náročné – ideální koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě 8 až $12 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Patří mezi ně: lososovitě, vrankovitě, střevle.
- Náročné ryby – vyžadují koncentraci kyslíku 7 až $10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Patří mezi ně na příklad: lipan, hrouzci, candát obecný.
- Středně náročné ryby – ideální koncentrace rozpuštěného kyslíku je 4 až $8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a jsou to na příklad okounovitě, některé kaprovité ryby a štika.
- Nenáročné ryby – jsou schopny tolerovat koncentrace kyslíku i pod $4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Mezi ně se řadí cejni, karas obecný, sumci nebo lín obecný.

Ryba, která snáší nejnižší koncentrace rozpuštěného kyslíku, je pravděpodobně karas obecný, který dokáže přežít několik dní v anoxické vodě při pokojové teplotě a až několik měsíců v anoxické vodě při teplotě okolo nuly (Pironen a Holopainen, 1986).

2.2 Dusík

Amoniak

Amoniakální dusík (NH_4^+) většinou nepřesahuje koncentraci $1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Vyšší koncentrace mohou být zaznamenány u výpustí čističek odpadních vod, nebo výpustí průmyslových odpadních vod (Pitter, 2015). Amoniak se ve vodě vyskytuje ve dvou formách, jednak v nedisociované, molekulární formě NH_3 , která je toxická pro ryby, a ve formě amonného iontu NH_4^+ , která je netoxická. V jaké formě se amoniakální dusík ve vodě vyskytuje závisí především na hodnotě pH, ale také na množství kyslíku a teplotě vody (Svobodová, 2008). Například voda při hodnotě pH 8 a teplotě vody 25°C bude mít více než 4 % z celkového amoniaku v nedisociované formě (NH_3). Při nárůstu pH nad tuto hodnotu se bude toxicita celkového amoniaku zásadně zvyšovat, jelikož se zvýší procentuální zastoupení amoniaku v nedisociované formě (NH_3 ; Ip et al., 2001).

Vlivem eutrofizace dochází k nadměrnému nárůstu řas a sinic. Řasy v důsledku fotosyntézy odčerpávají HCO_3^- a CO_3^{2-} ionty z hydrogenuhličitanového systému, jež vede ke zvyšování pH. Kombinace nízké koncentrace kyslíku, vyšší teploty vody a zvýšené hodnoty pH může vést k výraznému nárůstu toxicity amoniaku (Ip et al., 2001; Kroupová et al., 2005).

Tab. 5: Závislost mezi teplotou vody (T), hodnotou pH a obsahem toxické formy N-NH_3^+ . Hodnoty v tabulce udávají procentický podíl NH_3 z celkového amoniakálního dusíku.

T \ pH	6,0	6,5	7,0	7,5	8,0	8,5	9,0	9,5	10,0
0°C	0,008	0,026	0,082	0,261	0,820	2,55	7,64	20,7	45,3
5°C	0,012	0,039	0,125	0,394	1,23	3,80	11,1	28,3	55,6
10°C	0,018	0,059	0,186	0,586	1,83	5,56	15,7	37,1	65,1
15°C	0,027	0,086	0,273	0,859	2,67	7,97	21,5	46,4	73,3
16°C	0,029	0,093	0,294	0,925	2,87	8,54	22,8	48,3	74,7
17°C	0,032	0,101	0,317	0,996	3,08	9,14	24,1	50,2	76,1
18°C	0,034	0,108	0,342	1,07	3,31	9,78	25,5	52,0	77,4
19°C	0,037	0,117	0,368	1,15	3,56	10,5	27,0	53,9	78,7
20°C	0,039	0,125	0,396	1,24	3,82	11,2	28,4	55,7	79,9
21°C	0,043	0,135	0,425	1,33	4,10	11,9	29,9	57,5	81,0
22°C	0,045	0,145	0,457	1,43	4,39	12,7	31,5	59,2	82,1
23°C	0,049	0,156	0,491	1,54	4,70	13,5	33,0	60,9	83,2
24°C	0,053	0,167	0,527	1,65	5,03	14,4	34,6	62,6	84,1
25°C	0,057	0,180	0,566	1,77	5,38	15,3	36,3	64,3	85,1
30°C	0,080	0,254	0,799	2,48	7,46	20,3	44,6	71,8	89,0

Zdroj: Steffens, 1981

Toxicita amoniaku se vyjadřuje jako celkový amoniak (současně $[\text{NH}_4]^+$ a $[\text{NH}_3]^+$ v $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$). Průměrná hodnota akutní toxicity amoniaku podle US EPA (1984) je $2,79 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1} \text{ NH}_3$. Prahová koncentrace celkového amoniaku, která má za následek nepříznivé biologické následky, vyhlášena agenturou US EPA (Environmental Protection Agency) je $3,38 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1} \text{ NH}_3$ při pH 6,5 a $0,25 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1} \text{ NH}_3$ při pH 9 (EPA, 1988).

Amoniak a CO_2 jsou hlavní odpadní metabolity ryb. Amoniak vzniká především při katabolismu proteinů a je produkován játry (Pequin a Serfaty, 1963). Dochází k transaminaci aminokyselin, kdy následuje deaminace glutamátu nebo při zvýšené aktivitě deaminace adenylátu ve svalovině (Driedzic a Hochachka, 1976). Většina vodních živočichů přímo vylučuje přebytečný amoniak, a tak si udržuje jeho nízkou hladinu v těle. U ryb lze sledovat zvýšení exkrece amoniaku těsně po krmení, ale během periody, kdy nepřijímají potravu, je hladina amoniaku v těle nízká (Brett a Zala, 1975; Leung et al., 1999). Většina amoniaku, přibližně 88 %, je vylučována přes žábry a 4 % ledvinami. K vylučování amoniaku dochází lépe v kyselém pH vody, jelikož amoniak se pohybuje přes žábry do prostředí s nižším pH podle gradientu parciálního tlaku. K tomu dochází proto, že vylučovaný NH_3 se v kyselém pH rychle zachytí a přemění na NH_4^+ . Mnoho sladkovodních ryb vylučuje protony, které tvoří kyselou vrstvu v okolí žaber, což napomáhá vylučování amoniaku. Pokud se pH vody zvýší nad 9, značně se vylučování omezí, jelikož se ve vodě nezachycuje NH_3 . V důsledku omezení exkrece se zvýší hladina amoniaku v krevní plasmě a může dojít k autointoxikaci organismu (Wringht et al., 1989). Akutní letální koncentrace pro lososovité ryby se pohybuje v rozmezí $0,5\text{--}0,8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1} \text{ NH}_3$ a pro kaprovité ryby $1\text{--}1,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1} \text{ NH}_3$. Koncentrace, která při chronickém působení ve vodě nezpůsobuje negativní účinky na zdraví organismu tzv. nejvyšší přípustná koncentrace, činí pro lososovité ryby $0,0125 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a pro kaprovité ryby $0,05 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Svobodová, 1987). Akutní toxicita amoniaku působí především na centrální nervovou soustavu a způsobuje nervové poruchy (Svobodová, 2008).

Toxický účinek amoniaku spočívá v tom, že stěna buněk nepropouští amonný iont NH_4^+ , zatímco NH_3 proniká poměrně dobře. Přestože amoniak proniká do těla ve formě NH_3 , díky tomu, že je pH těla 7 – 7,8, nedisociovaná forma přeměňuje na disociovanou NH_4^+ a ta tvoří více než 95 % celkového amoniaku v těle (Ip et al., 2001). Když se amoniak dostane do těla ryby, je plasmou transportován do různých částí těla, kde se kumuluje a ovlivňuje buněčné procesy (Ip et al., 2001). Amoniak stimuluje glykolýzu, která probíhá v cytosolu buněk tím, že aktivuje fosfofruktokinázu, která katalyzuje přenos druhého fosfátu (například ATP na fruktázu). Zároveň zpomaluje energetický metabolismus v mitochondriích tím, že narušuje citrátový cyklus a tím snižuje tvorbu ATP (Arillo et al., 1981). Také narušuje iontovou výměnu ryb, kdy je draslík K^+ nahrazen iontem NH_4^+ , a tím dochází k depolarizaci neuronů, která aktivuje NMDA receptory (N-methyl-D-aspartátové receptory), což vede k nekróze buněk (Svobodová, 2008). Při otravě

amoniakem lze zpočátku pozorovat neklid a zrychlené pohyby skřelí. Neklid postupně přechází v dezorientaci a mohou být pozorovatelné toniccko-klonické křeče. Ryby plavou položené na boku s rozevřenou tlamou a skřelemi. Konečnou fází je úhyn ryby. U ryb po otravě amoniakem jsou patrné patologické změny. Kůže je světlé barvy, žábry jsou překrvené a parenchymatózní orgány mohou vykazovat dystrofické změny (Svobodová, 2017).

Dusitany

Dusitany jsou meziproduktem při bakteriální nitrifikaci a denitrifikaci a jsou přirozenou složkou ekosystému při koloběhu dusíku ve vodě. Jejich přirozená koncentrace ve vodě je nízká v řádech desetin až tisícín $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ díky tomu, že snadno dochází k jejich oxidaci nebo redukci na dusíkaté sloučeniny. Zvýšené koncentrace dusitanů se vyskytují ve vodách zatížených antropogenním znečištěním, například odpadní vodou ze septiků a čistíren odpadních vod nebo průmyslu (Pitter, 2015). Při nerovnováze procesů nitrifikace a denitrifikace se může koncentrace dusitanů zvýšit až na desítky $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, taková koncentrace může být pro ryby smrtelná. Za letální koncentraci se považují hodnoty od 0,3-300 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ NO_2^- . Toxické účinky jsou rozdílné, jelikož závisí také na obsahu chloridů, vápníku a dalších sloučenin (Svobodová a Kolářová, 2004; Svobodová et al., 2005a). Faktory, které ovlivňují nitrifikační proces, jsou pH, teplota, koncentrace rozpuštěného kyslíku a množství nitrifikačních bakterií (Russo a Thurston, 1991). Pokud se zvyšuje koncentrace chloru ve vodě, snižuje se toxicita dusitanů. Tento vztah je lineární, pokud je ve vodě koncentrace chloru Cl^- vyšší než 40 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Russo et al., 1977).

Ryby jsou hyperosmotické organismy, u kterých dochází k aktivní výměně iontů a vylučování dusíkatých látek zejména skrze žaberní buňky. Žábry ryb jsou hlavním osmoregulačním orgánem. Zdrojem iontů je také potrava a vstřebávání iontů v ledvinových kanálcích (Maetz, 1971). Výměna iontů probíhá přes chloridové buňky umístěné na žábrech, díky kterým je ryba schopna vylučovat ionty amoniaku (NH_4^+) nebo vodíku (H^+) a přijímat stejný počet sodíkových iontů (Na^+) anebo mohou přijímat ionty hydrogenuhličitanů (HCO_3^-) výměnou za ekvivalentní počet chloridových iontů (Cl^-). Při vyšší koncentraci dusitanů ve vodě dochází k jejich pronikání do organismu přes chloridové buňky. Problémem je, že příjem dusitanů probíhá na úkor výměny chloridových a pravděpodobně hydrogenuhličitanových iontů. Část příjmu chloridových iontů je nahrazena příjmem dusitanů. Dusitany se kumulují nejvíce v krvi, v menší míře také ve tkáni žaber, ledvin, mozku a ve svalech. V krvi dusitany působí na červené krvinky, oxidují železo na oxidační stav Fe^{3+} . Takto změněný hemoglobin se nazývá methemoglobin nebo ferrihemoglobin. Methemoglobin není schopen vázat ani transportovat kyslík. Příznakem vysoké hladiny methemoglobinu je hnědá barva krve a žaber (Svobodová et al., 2008).

Množství methemoglobinu v krvi, které může způsobit fyziologické obtíže nebo změny v chování, je závislé na druhu ryb. Jako obecné pravidlo platí, že koncentrace vyšší než 50 %

methemoglobinu v krvi je pro ryby potenciální hrozbou (Bowser et al., 1983), ale při koncentracích nižších než 50 % methemoglobinu v krvi nedochází k úmrtím (Lewis a Morris, 1986).

Zvýšené koncentraci methemoglobinu v krvi se nazývá *methemoglobinémie*. Projevuje se především poruchami dýchání, které jsou způsobené poškozením žaberního aparátu a snížením transportní kapacity krve pro kyslík. Je doprovázena poškozením jater a ledvin, což může z dlouhodobějšího hlediska vést ke snížení rychlosti růstu (Korwin-Kossakowski a Ostaszewska, 2003). Ryby intoxikované dusitany trpí nedostatkem kyslíku a lze u nich pozorovat lapání po vzduchu (Aggergaard a Jensen, 2001). Pokud je obsah methemoglobinu v krvi okolo 70–80 %, ryby jsou malátné a pokud obsah nadále roste, lze pozorovat ztrátu orientace a ryby nereagují na vnější podmínky (Svobodová et al., 1987). Úhynu předchází křeče a ztráta reflexů (Svobodová et al., 2008). Mezi ryby, které nejlépe snášejí znečištění dusitany, patří okounovití a štikovití, naopak mezi druhy, které snášejí znečištění dusitany nejhůře, patří lososovití, sumeckovití a kaprovití. U těchto čeledí mohou způsobit methemoglobinémi i koncentrace nižší než $1,7 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Stoskopf, 1993).

2.3 Zákal, turbidita

Turbidita neboli zákal vody je jedním z důsledků eutrofizace (Tessier, 1992). Vzniká zejména vlivem zvýšeného množství řas a sinic ve vodě, může být však i důsledkem splachů a eroze půdy, prudkých dešťů, které víří vodu a sediment, stavební činnosti v okolí vodních toků apod. (Collins, 2009a). Zákal ovlivňuje vizuální vlastnosti vody, zhoršuje průnik světla do vodního sloupce, čímž ovlivňuje především živočichy, kteří se orientují pomocí zraku. Také zpomaluje průběh fotosyntézy (Kirk, 1994).

Turbidita se měří pomocí nephelometru. Tento přístroj vyzařuje paprsek světla kolmo ke vzorku, který představuje kyveta naplněná vodou. Světlo je rozptýleno na částicích a přístroj schopný detekovat množství přítomných rozptýlených částic ve vzorku. Pro měření turbidity se používají nefelometrické jednotky zákalu (*nephelometric turbidity units*) – NTU, nebo (Formazin nephelometric turbidity units) – FTU (Davies-Colley et al., 1993).

V důsledku lidské činnosti se zvyšuje množství jemného sedimentu v řekách. Vyšší množství jemného sedimentu a s ním související zákal působí většinou negativně, ale v některých případech také pozitivně na ryby a jiné vodní živočichy. Částice jemného sedimentu můžeme definovat jako organické nebo anorganické částice, jejichž velikost je v průměru menší než 1 mm. V určitém množství jsou přirozenou součástí řeky. Plní nezbytnou funkci při samočištění a vytváří heterogenní prostředí (Owens et al., 2005). V sedimentu žijí bakterie, řasy, hromadí se zde detritus a další organické látky nepostradatelné pro správnou funkci řeky (Droppo, 2001). Organické částice představují primární zdroj potravy, tedy i energii pro organismy v řece (Maitland, 2003).

Koncentrace a kumulace sedimentu v řece se mění podle změn rychlosti proudění vody a také tvaru a okolí povodí (Allan a Castillo, 2007).

Ke kumulaci sedimentu jsou více náchylné nížinné řeky, které nemají takovou rychlost proudění, aby se mohly přirozeně obnovovat (Brookes, 1995). Například vlivem zemědělství v okolí řeky však dochází k mnohem většímu zatížení jemnými částicemi (Foster, 2006). Zákal snižuje množství světla v systému. Pokud částice sedimentují, ovlivňují morfologii toku, mění složení dna a díky bakteriálnímu rozkladu organické hmoty zde může dojít i ke snížení koncentrace kyslíku (Wood a Armitage, 1997). Vliv zákalu a sedimentu na sladkovodní ryby velmi závisí na druhu a životní fázi daného druhu ryb. Jemný sediment ovlivňuje složení společenstva ryb tím, že mění složení dostupné potravy, ovlivňuje chování ryb, jejich fyziologii a habitat (Kemp et al., 2011).

Vliv na nižší trofické úrovně, změny v potravním řetězci

Vlivem eutrofizace dochází ke zvýšení primární produkce. Pokud však dojde k limitaci například živinami, nebo světlem, fytoplankton odumírá a sedimentuje na dno, kde vytváří detritovou vrstvu, která pokrývá dno (Vollenweider, 1992). Sediment ovlivňuje růst, reprodukci a mortalitu organismů na všech trofických úrovních (Henley et al., 2000), a tím může zásadně ovlivnit dostupnou potravní nabídku, a tedy i složení potravy ryb. Jako první ovlivňuje primární produkci (fytoplankton), poté zooplankton, bentické bezobratlé a nakonec ryby (Hart, 1992; Henley et al., 2000; Bo et al., 2008; Izagirre et al., 2009). Zákal brání průniku světla do hlubších vrstev vody, nedochází zde k fotosyntéze (Berry et al., 2003), snižuje se primární produkce fytoplanktonu, makrofyt i produkce vyšších trofických úrovní (Van Nieuwenhuysse a LaPerriere, 1986; Davies-Colley et al., 1992; Hoetzel a Croome, 1994; Izagirre et al., 2009).

Sediment má negativní vliv na porosty makrofyt (Yamada a Nakamura, 2002), které ovlivňují hydrodynamiku řeky (Dodds a Biggs, 2002; Cotton et al., 2006), poskytují substrát pro růst perifytonu (James et al., 2000) a slouží jako potrava a úkryt pro ryby a bezobratlé živočichy (Wood a Armitage, 1997). Také usnadňují koloběh prvků v ekosystému (Sand-Jenson, 1998). Tam, kde se vyskytuje koncentrace suspendovaného sedimentu vyšší jak 2000 ppm, se již makrofyty vyskytují velmi zřídka (Nuttall a Bielby, 1973).

Makrozoobentos je významným zdrojem potravy pro mnoho druhů ryb. Změny ve druhovém složení a v množství přítomného makrozoobentosu, mohou přímo ovlivnit druhové složení rybích populací a rychlost jejich růstu (Newcombe a MacDonald, 1991; Waters, 1995; Kefford et al., 2010). Hromadění sedimentu omezuje přísun kyslíku a snižuje množství a kvalitu perifytonu, který je potravou makrozoobentosu (Theurer et al., 1998; Kefford et al., 2010). Usazováním sedimentu dochází k vyplnění prostorů mezi částicemi substrátu, které může vést ke snížení množství úkrytových stanovišť zoobentosu. Podle Ryan (1991) dochází při zvýšení množství jemného sedimentu ve vodě o 12-17 %, ke snížení celkového počtu bezobratlých

živočichů o 16-40 %. Změní se také druhové složení hmyzích společenstev, v systému budou převládat druhy hrabavého hmyzu tolerantních k nízkým hladinám kyslíku (Ryan, 1991). Před zvyšujícím se zákalem vody může hmyz a další bezobralí aktivně unikat pomocí driftu. Nejvíce se v zakalené vodě daří druhům jako jsou nitěnky, pakomárovití, nebo také některé druhy jepic, s nízkými nároky na obsah kyslíku ve vodě. Naopak se zakalené vodě aktivně vyhýbají druhy jako jsou: muchničkovití, chrostíci, většina druhů jepic nebo pošvatky, které mají vyšší nároky na obsah kyslíku (Nuttal a Bilbi, 1973).

Vliv na fyziologii ryb

Jedním z důsledků eutrofizace je biogenní zákal, který způsobují řasy a sinice. Zákal vody může rybám způsobovat fyziologické potíže jako je poškození žaber (Berg, 1982), zvýšení hladiny glukózy a kortizolu v krvi nebo poškození schopnosti osmoregulace (Redding et al. 1987). Ryby jsou v zakalené vodě více stresovány, a proto jsou náchylnější k nemocem a v konečném důsledku se zvyšuje jejich mortalita. Jak závažné bude mít zákal účinky na ryby záleží na délce působení, koncentraci, frekvenci výskytu, teplotě vody, typu částic, druhu ryby a také životním stádiu (Lloyd, 1987; Servizi a Martens, 1992). Jedny z nejcitlivějších jsou lososovité ryby, přičemž nejnáchylnější jsou jejich juvenilní stadia a jikry (Lloyd, 1987). Vyšší přítomnost suspendovaných částic způsobuje mechanické poškození žaber a dochází k dušení (Servizi a Martens, 1992). Částice se v žábrech kumulují, což žábra dráždí, ryby reagují nadměrným otevíráním a zavíráním žaber. Produkují více hlenu, který brání cirkulaci vody přes žábry, což znemožňuje výměnu kyslíku mezi vodou a krví (Berg, 1982).

Reakční vzdálenost, predace

Reakční vzdálenost je maximální vzdálenost, na kterou je ryba schopna detekovat kořist (Vinyard a O'Brien, 1976). Jedním z faktorů ovlivňující reakční vzdálenost je velikost kořisti. Větší kořist je ryba schopna vidět na delší vzdálenost než kořist menší. Dalším faktorem ovlivňujícím reakční vzdálenost je průhlednost těla kořisti. Například reaktivní vzdálenost při lovu *Daphnia pulex* je kratší než při lovu *Daphnia magna*, jelikož je *Daphnia magna* průhlednější a tím pádem je hůře viditelná (Confer a Blades, 1975). Také způsob pohybu kořisti má zásadní vliv. Například u třídy klanonožců lze pozorovat tzv. skákavý pohyb při plavání, čímž snadno upoutají pozornost predátora na delší vzdálenost (Zaret, 1980). Na druhou stranu díky skákavému pohybu se klanonožci predátorům hůře loví než například hrotnatky.

Nejdůležitějším faktorem ovlivňujícím reakční vzdálenost a interakce mezi kořistí a predátorem je však množství světla ve vodě. Přisun světla do vodního sloupce se snižuje se zvyšujícím se zákalem. Zákal způsobený suspenzí částic, rozpuštěnými organickými částicemi a planktonem absorbuje světlo a může zkrátit reakční vzdálenost ryb (Vogel a Beauchamp, 1999).

Avšak ryby, které detekují kořist pomocí chemoreceptorů nebo hmatu, nemusí být zákalom ovlivněny (Ali et al., 1977; Malyukina a Martemyanow, 1981; Diehl, 1988; Bruton, 1996; Meager a Solbakken et al., 2005). Turbiditou jsou nejvíce negativně ovlivněny ryby, které používají při lovu a orientaci jako hlavní smysl zrak, tj. vizuální predátoři, jako je například: losos, pstruh, okoun, candát, ouklej atd. (Gradall a Swenson, 1982; Benfield a Minello, 1996; Fraser, 1997; Sweka a Hartman, 2001). Suspendované částice rozptylují světlo a zhoršují schopnost detekce kořisti na delší vzdálenost. Avšak při detekci kořisti na krátkou vzdálenost není efekt takový. Proto pro ryby, které loví svou kořist na delší vzdálenost, bude mít zákal vody mnohem větší negativní efekt než pro ty ryby, které loví na krátkou vzdálenost (Utne-Palm, 2001).

Fraser (1997) zkoumal vliv různé intenzity světla na množství přijaté potravy juvenilních lososů obecných (*Salmo salar*). Experiment ukázal, že intenzita světla má silný vliv na efektivitu příjmu potravy. Lososi viděli potravu v nejnižších intenzitách světla pouze na velmi krátkou vzdálenost, nebo pokud se kořist nalézala v přímé dráze jejich pohybu. Avšak podle Sweka a Hartman (2001) se ve vodě, kde ryba nevidí, mění její strategie lovu. Pstruh v jeho přirozeném ekosystému loví především driftující hmyz. Tento způsob se nazývá drift-feeding (Allan a Russek, 1985). V okamžiku, kdy spatří kořist vyrazí, uloví kořist a vrací se do míst nižšího proudu. Ryba setrvává obvykle v částech řeky, kde je pomalejší proudění, avšak v těsné blízkosti rychlejšího proudu, který přináší driftující bezobratlé. Tím, že setrvává v místech slabšího proudu, výrazně šetří energii, a je schopna se udržet ve stejné poloze až do chvíle, kdy spatří kořist (Fausch, 1984). Pokud se však pstruh nachází ve vodě, která má hodnoty zákalu 10-20 NTU a vyšší, zásadně se mění strategie jejího lovu. Sweka a Hartman (2001) ukázali, že ve vodě o zákalu 38 NTU a vyšší, dochází k výraznému (až o 62 %) snížení specifického tempa růstu (*specific growth rates*) pstruha potočního. To může být následkem změny strategie lovu. Již při hodnotách turbidity 10-20 NTU byl znát rozdíl v chování ryb mezi zakalenou a čistou vodou, ačkoliv výsledky mezi jednotlivými rybami byli při těchto hodnotách rozdílné. V zakalené vodě byly ryby znatelně aktivnější, používaly větší plochu pro plavání a aktivní hledání kořisti a pravděpodobně proto neměla turbidita znatelný vliv na množství přijaté potravy (Sweka a Hartman, 2001).

Podle Gradall a Swenson (1982) dochází ke zvýšení aktivity pstruha proto, že se zvyšující turbiditou se zkracuje reaktivní vzdálenost a pstruh toto omezení kompenzuje větší aktivitou. Reaktivní vzdálenost pstruha v čisté vodě ($NTU < 3$) se pohybuje okolo 80 cm, zatímco ve vodě, která je výrazně zakalená (> 30 NTU) se reaktivní vzdálenost zásadně snižuje na přibližných 12 cm (Sweka a Hartman, 1999). Tím, že ryba tráví delší čas hledáním potravy se zvýší pravděpodobnost setkání se s kořistí (Sweka a Hartman, 2001). Aktivní hledání kořisti se stává dominantní strategií při hodnotách turbidity mezi 30-40 NTU (Sweka a Hartman, 2001).

Ačkoliv aktivní hledání kořisti kompenzuje sníženou reaktivní vzdálenost, tato strategie je velmi energeticky náročná. Podle Benfield a Minello (1996) dochází vlivem zvýšeného zákalu ke zpomalení růstu ryb. To nutně nemusí být důsledkem nižšího příjmu potravy (Fraser, 1997),

ale především mnohem většího výdeje energie při změně strategie lovu na aktivní vyhledávání kořisti. Reaktivní vzdálenost se nejvíce zkracuje, když se turbidita zvýší z nízké úrovně na střední (více než 20 NTU).

Ryby, které používají při lovu chemoreceptorů nebo hmatu v kombinaci se zrakem by turbidita neměla příliš ovlivnit. Meager a Solbakken et al. (2005) zkoumali efekt zákalu na reaktivní vzdálenost a úspěšnost lovu tresky obecné *Gadus morhua*, která sice používá při lovu v čisté vodě především zrak, ale měla by být schopna při lovu v zakalené vodě využívat chemoreceptorů. Výsledky ukázaly, že tresky využívají zrak i chemoreceptory jak v čisté, tak zakalené vodě. Turbidita na ně měla při hledání kořisti jen velmi malý vliv, jelikož jsou schopny využívat chemoreceptorů k detekci kořisti, která je mimo jejich zrakový rozsah. Kombinace toho, že jsou tresky schopny využívat chemoreceptory pro detekci kořisti na delší vzdálenost a zrak pro detekci kořisti na kratší vzdálenost v kombinaci s dalšími smysly jako hmat a čich, by mohla být strategie lovu tresky obecné v zakalené vodě velmi účinná.

To může platit i pro sumce, který je dobře přizpůsobený k životu ve vodě s nízkou viditelností, dokonce dokáže lovit v úplné tmě (Bruton, 1996). Sumec využívá řadu smyslových senzorů, sluch a chuťové orgány, které má rozmístěné po povrchu celého těla (Malyukina a Martem'yanov 1981). Má malé oči a jeho vidění je velmi omezené, proto je při detekci potravy odkázan na ostatní smysly (Bruton, 1996). Jako smyslový a chuťový orgán využívá hlavně dlouhé chrupavčité vousy. Čtyři jsou umístěny na spodní čelisti a dva na horní čelisti. Velmi citlivě detekují pachy, a tak jsou schopni pronásledovat kořist na základě látek, které oběť vylučuje, když je stresována (Malyukina a Martem'yanov 1981). Že je sumec schopný úspěšně žít v eutrofizovaných ekosystémech podporuje také to, že je všežravý a jeho potrava se může skládat z celého spektra ichtyofauny. Živí se tedy takovými druhy ryb, které se v daném ekosystému vyskytují (Stolyarov, 1985).

Druhy ryb jako je candát obecný nebo ježdík obecný jsou také dobře přizpůsobeny na nízké hladiny světla ve vodě. Oba tyto druhy mají v sítnici reflexní vrstvu, *tapetum lucidum*, která zvyšuje citlivost na světlo (Ahlbert 1969, Ali et al., 1977). Ježdík obecný má navíc velmi dobře vyvinutou postranní čáru, díky čemuž je schopný lovit i po tmě (Janssen 1997).

Také kaprovité ryby, jako je například plotice, jsou schopny vyhledávat potravu při velmi nízké průhlednosti vody (Diehl, 1988). Jelikož je okoun dravec, který loví především pomocí zraku, má oproti těmto druhům značnou nevýhodu při detekci kořisti v zakalené vodě (Ali et al., 1977).

Migrace, domácí okrsek

Ryby migrují, aby uspokojily své biologické potřeby, jako je získávání potravy, tření a hledání úkrytu před predátory (Lucas a Baras, 2001). Vzdálenost migrace a období, ve kterém ryby migrují, závisí především na jejich migračních strategiích (potamodromní, diadromní) a životní fázi. Pokud je ryba fyzicky připravena migrovat, přesný čas počátku migrace určuje teplota vody,

rychlost toku v řece, délka dne a fáze měsíce (Lucas a Baras, 2001; Horký et al., 2006). Mnoho řek je však dlouhodobě ovlivňováno lidskou činností, a to má za následek různé změny strategií migrace v důsledku neprostupnosti podélného profilu řeky. Jednou z hlavních příčin zhoršení nebo znemožnění migrace je přítomnost jezů a přehrad na tocích (Horký et al., 2007). Migraci ale ovlivňuje i zákal vodního prostředí, který může být v přímé souvislosti s eutrofizací vodního ekosystému.

Boubée et al. (1997) zkoumal v laboratorních podmínkách vliv různého množství suspendovaného sedimentu na migraci šesti australských druhů ryb. Nejcitlivější z nich byla galaxie proužkatá (*Galaxias fasciatus*). Ryby tohoto druhu se až v 50 % vyhýbaly vodě o turbiditě 25 NTU. Méně citlivé byly ryby druhu galaxie krátkoploutvá *Galaxias brevipinnis*, která se v 50 % vyhýbala vodě o turbiditě 70 NTU a galaxie skvrnitá *Galaxias maculatus*, která takto reagovala pouze na turbiditu vyšší než 420 NTU. V rozsahu testované turbidity (do 420 NTU) nebyly ovlivněny druhy: úhoř střevooceánský *Anguilla obscura*, úhoř novozélandský *Anguilla dieffenbachii* či *Gobiomorphus huttoni*.

To, že je galaxie proužkatá velmi citlivá na zákal vody, dokázal také Schicker et al. (1990), kde byla ryba pozorována v přirozených podmínkách. Výzkum byl prováděn na Novém Zélandu v řece Waikato, sledovány byly juvenilní ryby, které migrují proti proudu. Při zvýšení turbidity v řece nebyli juvenilové schopni překonat zakalenou část řeky a pokračovat v migraci.

Turbidita ovlivňuje i aktivitu ryb během dne a velikost domácího okrsku (Kulíšková et al., 2009). Domácí okrsek můžeme definovat jako oblast, kde se jednotlivec pohybuje při běžných aktivitách v průběhu dne, jako je vyhledávání potravy, rozmnožování a péči o potomstvo (Burt, 1943). Kulíšková et al. (2009) sledovali v letech 2003-2004 migraci a diurnální aktivitu 17 jedinců jelce jesena v řece Labi. Ze získaných dat byla vyhodnocena aktivita jedinců během dne, přesuny v podélném profilu řeky a migrace. Průměrný domovský okrsek jelce jesena byl přibližně 19 495 m² a opakovaná měření ukázala, že se zvyšující se turbiditou (která se zvyšovala především v důsledku nárustu fytoplanktonu), se zvětšoval jak domácí okrsek, tak i denní aktivita ryb. Jeseni zvyšují svoji aktivitu pravděpodobně v důsledku zhoršených podmínek při lovu potravy, kdy musejí vlivem zákalu vody prohledat větší plochu řeky, než získají dostatečné množství potravy (Kulíšková et al., 2009).

Se zakalenou vodou mohou ryby měnit způsob využití úkrytů, kdy ryby úkryty využívají v zakalené vodě méně než ve vodě čisté. Podle Gradall a Swenson (1982) reaguje pstruh potoční *Salmo trutta* i na velmi mírnou změnu zákalu. Při hodnotě zákalu 7,1 FTU využívá znatelně méně úkrytů, není tak často v kontaktu se dnem a mnohem aktivněji plave než v méně zakalené vodě o turbiditě 2,3 FTU. To samé bylo pozorováno u ryb z rodu kaprovitých, střevele černoskvrnné *Semotilus atromaculatus*, které při hodnotě turbidity 5,8 FTU výrazně zvýšily svoji aktivitu a nevyhledávaly úkryty (Gradall a Swenson, 1982).

2.4 Změna druhového složení a kvality společenstev

Eutrofizace, která způsobuje zvýšení turbidity v důsledku nárůstu biomasy fytoplanktonu a nepřítomnost ponořených makrofyt, může ovlivňovat druhové složení ryb v ekosystému (Persson et al., 1991; Jeppesen et al., 2000)

Persson et al. (1991) sledoval, jak ovlivňuje produktivita ekosystému druhové složení rybích populací. Výzkum byl prováděn na 13 švédských jezerech mezi lety 1975–1985. Obecně docházelo k posunu dominance z lososovitých ryb v oligotrofních ekosystémech na okounovité ryby v mezotrofních systémech, v eutrofních ekosystémech nejvíce dominovaly kaprovité ryby. Významnou biomasu tvořila v jezerech také štika, ale ta nevykazovala výrazné změny v závislosti na trofii ekosystému. U okounovitých ryb došlo ke dvojnásobnému vzrůstu biomasy s posunující se trofií, především v mezotrofních, ale také v eutrofních jezerech. V mezotrofních jezerech se zvýšila biomasa okounů, na rozdíl od eutrofních jezer, kde se zvýšila především biomasa candátů. Bentické piscivorní druhy se vyskytovaly ve všech jezerech, avšak pelagické piscivorní druhy se nevyskytovaly v oligotrofních jezerech. Největší biomasy dosahovaly piscivorní ryby v mezotrofních jezerech, tuto biomasu tvořili především okouni. Výzkum také ukázal, že nárůst kaprovitých ryb doprovází snížení biomasy okounovitých ryb a předchází mu vymizení síhů (lososovitých). Kaprovité druhy jako je plotice obecná a cejn velký, zvýšily svoji biomasu se zvyšující se trofií ekosystému. V bentosu byl dominantním druhem cejn velký a v pelagiálu dominovala plotice.

Jeppesen et al. (2000) popsal, jak se mění biodiverzita a trofická struktura společenstva ryb v závislosti na množství celkového fosforu v ekosystému. Použil údaje ze 71 dánských jezer, které zařadil podle koncentrace celkového fosforu ve vodě do pěti tříd 1. třída $<0,05 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1} \text{ P}$; 2. třída $0,05\text{-}0,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1} \text{ P}$; 3. třída $0,1\text{-}0,2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1} \text{ P}$; 4. třída $0,2\text{-}0,4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1} \text{ P}$; 5. třída $>0,4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1} \text{ P}$. Při nízkých koncentracích celkového fosforu dominovaly v ekosystému piscivorní ryby, především okoun říční a kaprovité ryby se vyskytovaly málo. Při zvyšování koncentrace celkového fosforu se změnila trofická struktura společenstva. Množství planktivorních ryb se z 1. třídy na 5. třídu zvýšilo desetinásobně. Nárůst početnosti byl znatelný především u plotice obecné a cejna. Avšak jejich tělesná hmotnost se snížila. Hmotnost plotice klesla z 132 g v 1. třídě na 35 – 56 g ve 4. – 5. třídě a u cejna z 466 g na 188 – 267 g. Naopak podíl piscivorních ryb s rostoucí koncentrací celkového fosforu značně klesal. Z 62 % piscivorních ryb v 1. třídě v ekosystému klesl v 3. – 5. třídě na pouhých 10 – 15 %. V mezotrofních ekosystémech dominoval z piscivorních druhů okoun, zatímco štika obecná a candát obecný se hojně vyskytovali v eutrofních ekosystémech. Patrné byly také změny ve velikosti jednotlivých ryb mezi třídami. Průměrná tělesná hmotnost okouna výrazně poklesla z 56 g v 1. třídě na 27 g v 5. třídě. Naproti tomu průměrná hmotnost štiky se zvýšila z průměrných 650 g v 1. třídě na 1200 – 1500 g v 4. – 5. třídě, u candáta obecného nebyly pozorovány změny v hmotnosti. Plotice převažovala v eutrofizovaných ekosystémech pravděpodobně díky vysoké rychlosti růstu a také proto, že je

všežravec a je schopna využít malé formy zooplanktonu jako potravu. Klesající průměrná velikost kaprovitých ryb a okounů mohla být důsledkem větší konkurence o potravu. Jelikož se v eutrofizovaném ekosystému vyskytuje nižší množství okounů, kteří dosahují piscivorní velikosti, je v ekosystému větší množství juvenilních ryb. Zvýší se množství juvenilních ryb, které mají stejné nároky na potravu, navzájem si konkurují, a tak nedosáhnou větší velikosti.

Kaprovité ryby mohou zakalenou vodu využívat jako úkryt před predátory a jsou schopny vyhledávat potravu při špatných světelných podmínkách (Gradall a Swenson, 1982). Dokáží využít detritu a řasy jako potravu (Vinni et al., 2000). Mají velkou reprodukční kapacitu a jsou velmi flexibilní při výběru trdliště (Barthelmes, 1983).

Kaprovití jsou oproti okounovitým konkurenceschopnější v eutrofizovaném ekosystému, kde není taková hustota potravy a vyskytuje se zde málo ponořené vegetace. Zatímco okoun je schopen úspěšně konkurovat kaprovitým rybám ve vodě, kde je přítomna ponořená vegetace makrofyt, jelikož makrofyta používá jako úkryt při lovu, a také jako úkryt juvenilních stádií před predátory a třecí substrát (Persson a Crowder, 1998). V eutrofním ekosystému jsou proto konkurenceschopnější juvenilní kaprovité ryby, které vyčerpají zdroje potravy dostupné pro okouny. Juvenilní okouni tedy pomaleji rostou kvůli nedostatku potravní nabídky a nedosahují piscivorní velikosti, tedy velikosti, kdy se začnou živit dravě jinými rybami. To má také za následek to, že větší podíl kořisti (např. juvenilní kaprovité ryby) pro piscivory (např. okounovité ryby) doroste do takové velikosti, že budou méně ohroženi kořistí a budou schopni lépe konkurovat piscivorním druhům (Persson, 1987).

Okoun prochází v průběhu času třemi ontogenetickými fázemi života, které odpovídají jeho velikosti a typu přijímané potravy. Nejprve se okoun živí zooplanktonem, pokud dosáhne délky těla přibližně 40 mm, přechází na potravu složenou z bentických bezobratlých, a když dále zvětšuje svou velikost, je z něj dravec, který se živí se převážně ostatními rybami (Johansson a Persson 1986). V období, kdy se okoun živí převážně planktonem, se vyskytuje převážně v pelagiálu a při změně složení potravy na bentické bezobratlé se přesouvá do oblasti dna (Persson 1986a). Podle výzkumu Sandstrom (2002) byl rozdíl v růstu okouna mezi eutrofní vodou a referenční oblastí nejvíce znatelný v období, když byla délka těla ryby 40 mm. K tomu docházelo proto, že okoun v referenčních (neeutrofizovaných) oblastech změnil složení přijaté potravy ze zooplanktonu na větší bezobratlé a teprve při délce těla 40-50 mm a dalším růstu se začal živit rybami. Avšak v eutrofizované vodě byl i při délce těla 60-70 cm dominantní potravou okounů zooplankton. K tomu může docházet z toho důvodu, že velcí bezobratlí, jako jsou měkkýši, mají v eutrofizovaném ekosystému nízkou abundanci, nebo nejsou vůbec přítomni (Kefford et al., 2010). V důsledku toho vzroste populace juvenilních plotic, které jsou konkurencí pro juvenilní okouny (Persson et al., 1991).

Eutrofizace může působit nejen na biodiverzitu ryb, ale i na kvalitu rybích populací. Podle Turunen et al. (2016) může i velmi malé obohacení živinami v boreálních tocích změnit strukturu

společenstva ryb. Toky v jeho výzkumu byly klasifikovány jako neovlivněné, nebo málo ovlivněné, pokud byla hodnota celkového fosforu na referenční úrovni, určené pro finské toky $P_{\text{celk.}} < 35 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ pro toky protékající minerálními půdami, $40 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ pro toky protékající rašeliništěm a $60 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ pro toky s jílovitým podložím (Vuori et al., 2009). Toky byly hodnoceny jako ovlivněné difuzními zdroji znečištění, pokud byla koncentrace celkového fosforu vyšší než $60 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (Vuori et al., 2009). Plošné znečištění fosforem významně snížilo diverzitu makrozoobentosu, ale nemělo vliv na druhové bohatství rozsivek, makrofyt a ryb. Výrazně však ovlivnilo druhovou strukturu těchto skupin. Například, v referenčních oblastech bylo přítomno v průměru 6,1 jedinců pstruha obecného na 100 m^2 , zatímco v oblastech ovlivněných difuzním znečištěním se nevyskytoval vůbec. Výsledky naznačují, že zvýšení množství fosforu nemělo vliv na diverzitu rybích společenstev, ale velmi negativně ovlivnilo celkovou kvalitu společenstva ryb v tocích (Turunen et al., 2016). Pokud se v oligotrofních tocích zvýší koncentrace fosforu, může docházet dokonce ke zvýšení biodiverzity (Pringle, 1990; Thiébaud a Muller, 1998).

Závěr

Eutrofizace je jev, při kterém dochází k obohacování ekosystému o živiny, zejména N a P. Eutrofizace tekoucích vod nemusí mít oproti stojatým tak intenzivní průběh, a to zejména v horní části toků s rychlým proudem, kde jsou živiny rychle unášeny, tok je často zastíněný a nedochází zde k nadměrnému rozvoji společenstva řas a sinic. Naopak ve spodních částech toků, kde je koryto široké a proud pomalý, je mechanismus eutrofizace velmi podobný jako ve stojatých vodách. V České republice je limitujícím prvkem eutrofizace fosfor. Za nejvýznamnější zdroj živin jsou považovány rozptýlené zdroje znečištění, především ze zemědělské činnosti a eroze půdy, ale vliv mají i bodové zdroje znečištění a nádrže, kterými řeka protéká (Borovec et al., 2010).

Nárůst fytoplanktonu v důsledku zvýšeného množství živin způsobuje spolu se sedimenty splavovanými do toku zvýšení zákalu, jež je jedním z hlavních důsledků eutrofizace, ovlivňující společenstva ryb v tocích. Organická hmota klesající ke dnu dále zvyšuje množství sedimentu na dně toku, v jehož důsledku dochází ke značným výkyvům obsahu kyslíku, který může být zvláště u dna úplně vyčerpán. Vlivem zvýšeného nárůstu fytoplanktonu probíhá ve větší míře fotosyntéza, jejímž důsledkem může být zvýšení pH a následný vzrůst toxicity amoniaku s možným letálním vlivem na ryby (Svobodová, 2008). Na tyto jevy jsou zvláště citlivé lososovité nebo vrankovité ryby, které mají vyšší nároky na koncentraci kyslíku ve vodě a jsou citlivější i k obsahu amonických iontů. V eutrofizovaném systému se pak budou vyskytovat tolerantnější druhy ryb, které jsou schopné snášet nízké nebo dočasně i nulové koncentrace kyslíku. Mezi tyto druhy patří například karas obecný, cejn velký nebo lín obecný. Nízké koncentrace kyslíku jsou schopni krátkodobě snášet také okouni nebo štiky.

V důsledku zvýšení zákalu dochází ke snižování množství světla ve vodě. To ovlivňuje především ryby, které loví potravu pomocí zraku, tj. vizuální predátory, jako je okoun říční, ouklej obecná, lipan podhorní nebo pstruh potoční. Zhoršené vizuální vlastnosti vody zkracují reaktivní vzdálenost, tj. vzdálenost, na kterou je predátor schopen detekovat kořist (Sweka a Hartman, 1999). Zvýšený zákal nemusí vést ke snížení množství přijaté potravy, jelikož ryby na zhoršené podmínky často reagují zvýšením pohybové aktivity (Sweka a Hartman, 1999). Jejím následkem však může být zvýšená spotřeba energie, zhoršení energetické bilance a následné zpomalení růstu ryb (Benfield a Minello, 1996). Míra působení zákalu však může být u různých druhů odlišná. Například ježdík obecný, sumec velký nebo candát obecný jsou dobře přizpůsobeni lovu při zhoršených světelných podmínkách a zvýšený zákal na ně nemusí mít tak výrazný vliv jako na ryby, které se při lovu orientují zrakem.

V důsledku eutrofizace často dochází také ke změnám trofických a kompetičních vztahů mezi organismy v ekosystému. Ryby jsou v eutrofních vodách ovlivněny například změnou nabídky potravy. Bentické organismy reagují podobně jako ryby na snížené množství kyslíku,

ukládání sedimentu a další průvodní jevy eutrofizace, jejichž vlivem dochází k ochuzení bentických společenstev, naopak ale může dojít k většímu rozvoji planktonních organismů vlivem zvýšeného množství řas ve vodě. Omnivorní druhy, jako je například kapr, candát nebo plotice mohou být za těchto podmínek zvýhodněni, jelikož jsou schopni se těmto podmínkám přizpůsobit, případně je změna nabídky potravy zvýhodňuje.

Jelikož v eutrofizovaném ekosystému často dochází k úbytku až vymizení makrofytní vegetace, jsou značně znevýhodněny ryby, například okoun, které využívají makrofyta jako úkryt při lovu, ochranu před predátory nebo jako třecí substrát (Persson a Crowder, 1998). Kaprovité ryby, které dokáží využít detrit a plankton jako zdroj potravy a mají velkou reprodukční kapacitu bez specifických nároků na třecí substrát, jsou schopny okounovitým rybám značně konkurovat, zejména v juvenilním stádiu. Může tak dojít k potlačení růstu okounovitých ryb, které nedosáhnou piscivorní velikosti (Persson, 1987b).

Vlivem eutrofizace nemusí nutně dojít ke snížení biodiverzity společenstva ryb, eutrofizace však ovlivňuje strukturu druhového složení a kvalitu rybích společenstev (Turunen et al. 2016). Pokud bychom mohli odhadovat vývoj společenstva ryb v důsledku eutrofizace, pak by mohl být následující. Ubývalo by lososovitých ryb, které mají velmi vysoké nároky na množství rozpuštěného kyslíku ve vodě, a zároveň snášejí jen velmi nízké koncentrace amoniaku. Okounovité ryby snášejí nižší koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě ($4-8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$), avšak nejsou schopny dlouhodobě konkurovat odolnějším druhům v prostředí, kde není přítomná makrofytní vegetace. Okounovité by proto dominovali v mezotrofních ekosystémech. Z dravých, piscivorních druhů ryb, se budou v eutrofizovaných ekosystémech nejčastěji vyskytovat druhy jako je štika obecná, ježdík obecný, candát nebo sumec, které dokáží pomocí potranní čáry, mechanoreceptorů nebo specifické optické vrstvy v sítnici lovit za velmi špatných světelných podmínek. Candát obecný má poměrně vysoké nároky na koncentraci kyslíku, jeho výskyt tak bude v eutrofizovaných vodách spíše omezený. Naopak štiky nebo sumci jsou schopni žít v ekosystému s poměrně nízkou koncentrací kyslíku (štika $4-8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, sumec $<4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$). Dominantními druhy ekosystému se mohou stát zejména kaprovité ryby, cejni nebo karas obecný, které mají méně specifické nároky na prostředí – jsou schopni vyhledávat potravu při nízké intenzitě světla, jsou omnivorní, dokáží se živit detritem a planktonem, mají vysokou reprodukční kapacitu a tolerují koncentrace kyslíku nižší než $4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Výsledné složení společenstva však bude značně záviset také na struktuře toku a habitatů a míře zatížení ekosystému živinami.

Seznam literatury

- Aggergaard, S., Jensen, F. B., 2001. Cardiovascular changes and physiological response during nitrite exposure in rainbow trout. *Journal of Fish Biology*, **59**(1): 13-27.
- Ahlbert, I. B., 1969. The organization of the cone cells in the retina of four teleosts with different feeding habits (*Perca fluviatilis* L., *Lucioperca lucioperca* L., *Acerina cernua* L., *Coregonus albula* L.). *Ark. Zool.* **22**: 445–481.
- Ali, M. A., R. A. Ryder, M. Anctil, 1977. Photoreceptors and visual pigments as related to behavioural responses and preferred habitats of perches (*Perca* spp.) and pike-perches (*Stizostedion* spp.). *J. Fish. Res. Board Can.* **34**: 1475–1480.
- Allan J. D., Russek E., 1985. The quantification of stream drift. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **42**(2): 210-215.
- Allan, J. David, María M. Castillo. Stream ecology: structure and function of running waters: Structure and Function of Running Waters. 2nd. Dordrecht, the Netherlands: Springer, 2007. ISBN 140205582X.
- Ambrožová, Jana. Aplikovaná a technická hydrobiologie. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 2003. ISBN 80-7080-521-8.
- Andersen, J. H., Schlüter, L., Ærtebjerg, G., 2006. Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implications for monitoring strategies. *J. Plankton Res.*, **28**: 621–628.
- Arheimer, B., Lidén, R., 2000. Nitrogen and phosphorus concentrations from agricultural catchments—influence of spatial and temporal variables. *J. Hydrol.*, **227**: 140–159.
- Arillo, A., Margiocco, C., Melodia, F., Mensi, P., Schenone, G., 1981. Ammonia toxicity mechanisms in fish: studies on rainbow trout (*Salmo gairdneri* Rich). *Ecotoxicol. Environ. Safety*, **5**: 316-325.
- Ayles, G. B., Lark, J. G. I., Barica, J., Kling, H., 1976. Seasonal mortality of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) planted in small eutrophic lakes of central Canada. *Journal of the Fisheries Board of Canada.* **33**(4): 647-655.
- Barica, J., 1974. Extreme fluctuations in water quality of eutrophic fish kill lakes: effect of sediment mixing. *Water Research*, **8**(11): 881-888.
- Barthelmes, D., 1983. Effects of eutrophication and fisheries management on fish faunas of cyprinid lakes. *Roczniki Nauk Rolniczych, Series.* **100**: 31–44.
- Bashkin, V. N. Modern biogeochemistry. USA: Kluwer Academi Publisher, 2002. ISBN 978-0-306-48103-1.
- Becher, K. D., Schnoebelen, D. J., Akers, K. K. B., 2000. Nutrients discharged to the Mississippi River from Eastern Iowa watersheds 1996–1997. *J. Am. Water Resour. Assoc.*, **36**: 161–173.
- Benfield, M. C., Minello, T. J., 1996. Relative effects of turbidity and light intensity on reactive distance and feeding of an estuarine fish. *Environmental Biology of Fishes*, **46**(2): 211-216.
- Berg, L., T. G. Northcote. 1985. Changes in territorial, gill-flaring, and feeding behavior in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) following short term pulses of suspended sediment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **42**: 1410-1417.
- Berry W., Rubenstein N., Melzian B., 2003. The biological effects of suspended and bedded sediment (SABS) in aquatic systems: a review. *United States Environmental Protection Agency Internal Report*; 102.
- Bo T., Fenoglio S., Malacarne G., Pessino M., Sgariboldi F., 2007. Effects of clogging on stream macroinvertebrates: an experimental approach. *Limnologica—Ecology and Management of Inland Waters.* **37**: 186–192.

- Bøgestrand, J., Kristensen, P., Kronvang, B., 2005. Source apportionment of nitrogen and phosphorus inputs into the aquatic environment. *European Environment Agency*.
- Borovec, J., Hejzlar, J., Jan, J., Mošnerová, P., 2010. Eutrofizační potenciál různých zdrojů fosforu v povodí VN Římov. Sborník příspěvků Konference Revitalizace Orlické nádrže 2010. 12.–13. října 2010. Písek. Svazek obcí regionu Písecko, Biologické centrum AVČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav. s. 47-52.
- Boubée, J. A. T., Dean, T. L., West, D. W., Barrier, R. F. G., 1997. Avoidance of suspended sediment by the juvenile migratory stage of six New Zealand native fish species. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, **31**: 61–69.
- Bouwman, A. F., van Drecht, G. Knoop, J. M., Beusen, A. H. W., Meinardi, C. R. 2005. Exploring changes in river nitrogen export to the world's oceans. *Global Biogeochemical Cycles*, **19**(1)
- Bowes M. J., Leach D., House W.A., 2005a. Seasonal nutrient dynamics in a chalk stream: the River Frome, Dorset, UK. *Sci Total Environ*. **336**:225–41.
- Bowes, M. J., Jarvie, H. P., Naden, P. S., Old, G. H., Scarlett, P. M., Roberts, C., Armstrong, L. K., Harman, S. A., Wickham, H. D., Collins, A. L., 2014. Identifying priorities for nutrient mitigation using river concentration–flow relationships: the Thames basin, UK. *J. Hydrol.* **517**: 1–12.
- Bowser P. R., Falls W. W., VanZandt J., Collier N., Phillips J. D., 1983. Methaemoglobinaemia in channel catfish: methods of prevention. *Progressive Fish-Culturist*. **45**: 154–158.
- Braniš, M., I. Hůnová. Atmosféra a klima: Aktuální otázky ochrany ovzduší. Praha: Karolinum, 2009. ISBN 9788024615981.
- Brett, J. R., Zala, C. A., 1975. Daily pattern of nitrogen excretion and oxygen consumption of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) under controlled conditions. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, **32**(12): 2479-2486.
- Brookes, A., 1995. River channel restoration: theory and practice. *Changing river channels*, 369-388.
- Bruton, M. N., 1996. Alternative life-history strategies of catfishes. *Aquatic Living Resources* **9**: 35–41.
- Burt, W. H., 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* **24**: 346–352.
- Carr, G. M., Chambers, P. A., 1998. Macrophyte growth and sediment phosphorus and nitrogen in a Canadian prairie river. *Freshwater Biology*, **39**: 525–36.
- Claussen, U., Zevenboom, W., Brockmann, U., Topcu, D., Bot, P., 2009. Assessment of the eutrophication status of transitional, coastal and marine waters within OSPAR. *Hydrobiologia*, **629**: 49–58.
- Collins A. L., Anthony S. G., Hawley J., Turner T., 2009a. The potential impact of projected change in farming by 2015 on the importance of the agricultural sector as a sediment source in England and Wales. *Catena* **79**: 243-250.
- Confer, J. L., Blades, P. I., 1975. Omnivorous zooplankton and planktivorous fish. *Limnology and Oceanography*, **20**(4): 571-579.
- Cooper D. M., House W. A., May L., Gannon B., 2002. The phosphorus budget of the Thame catchment, Oxfordshire, UK: 1. Mass balance. *Sci Total Environ*. **282–283**:233–51.
- Cotton J. A., Warton G., Bass J. A. B., Heppell C. M., Wotton R. S., 2006. The effects of seasonal changes to instream vegetation cover on patterns of flow and accumulation of sediment. *Geomorphology*, **77**: 320–334.

- Davies-Colley R. J., Hickey C. W., Quinn J. M., Ryan P.A., 1992. Effect of clay discharges on streams. 1. Optical properties and epilithon. *Hydrobiologia* **248**: 215–234.
- Davies-Colley, R. J., W. N. Vant, D. G. Smith, 1993. Colour and Clarity of Natural Waters. *Elis Horwood*, New York. 310 pp.
- Dawson, F. H., Newman J. R., Gravelle M. J., Rouen K. J., Henville P., 1999. Assessment of the trophic status of rivers using macrophytes: evaluation of the Mean Trophic Rank. *Environment Agency (R&D Technical Report E39)*. p. 179.
- Diaz R. J., Rosenberg R., 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, **321**: 926–929.
- Diehl, S., 1988. Foraging efficiency of three freshwater fish: effects of structural complexity and light. *Oikos* **53**: 207–214.
- Dodds W. K., Biggs B. J. F., 2002. Water velocity attenuation by stream periphyton and macrophytes in relation to growth form and architecture. *Journal of the North American Benthological Society*. **21**: 2–15.
- Driedzic, W. R., Hochachka, P. W., 1976. Control of energy metabolism in fish white muscle. *American Journal of Physiology-Legacy Content*, **230**(3): 579-582
- Droppo I. G., 2001. Rethinking what constitute suspended sediment. *Hydrological Processes* **15**: 1551–1564.
- EPA (United States Environmental Protection Agency) 1984. Ambient water quality criteria for arsenic. Regulations and Standards Criteria and Standards Division, Washington DC, USA, p. 74.
- EPA (United States Environmental Protection Agency), 1988. Ambient water quality criteria for aluminum. Office of Water Regulations and Standards Criteria and Standards Division, Washington DC, USA, p. 54.
- European Communities, 2000: Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. O.J. L327 vol.43.22/12/2000.
- Fausch K. D., 1984. Profitable streams positions for salmonids: relating specific growth rate to net energy gain. *Can. J. Zool.* **62**: 441-451.
- Fay P., 1992. Oxygen relations of nitrogen fixation in cyanobacteria. *Microbial. Rev.* **56**: 340-373.
- Fogg G. E., 1974. Nitrogen fixation. In W.D.P. Steward, ed, *Algal Physiology and Biochemistry*. *Univ. California Press*, Barkeley. 560-582
- Foster I. D. L. 2006. Lakes in the sediment delivery system. In *Soil Erosion and Sediment Redistribution in River Catchments*, Owens PN, Collins AJ (eds). CAB International: Wallingford, CT; 128–142.
- Fraser N. H. C., Metcalfe N.B., 1997. The costs of becoming nocturnal: feeding efficiency in relation to light intensity in juvenile Atlantic salmon. *Funct. Ecol.* **11**(3): 385-391
- Galloway, J. N., 1998. The global nitrogen cycle: changes and consequences. *Environ. Poll.* **102**(S1): 15-24.
- Gradall K. S., Swensson W. A., 1982. Responses of brook trout and chreek chumbs to turbidity. *Trans. Am. Fish. Soc.* **111**: 392-395.
- Hanel, L., Lusk, S., 2005. Ryby a mihule České republiky – Rozšíření a ochrana. Český svaz ochránců přírody Vlašim, 41-352 s. ISBN: 80-86327-49-3.
- Hardy, R. W. F., R. C. Burns, R. D. Holsten, 1973. Applications of the acetylene-ethylene assay for measurement of nitrogen fixation. *Soil Biol. Biochem.* **5**: 47-81.

- Hart R. C., 1992. Experimental studies of food and suspended sediment effects on growth and reproduction of six planktonic cladocerans. *Journal of Plankton Research*. **14**: 1425–1448.
- Haygarth P. M., Turner B. L., Fraser A. I., Jarvise S. C., Harrod T. R., Nash, 2004. Temporal variability in phosphorus transfers: classifying concentration-discharge event dynamics. *Hydrol Earth Syst Sci*, **8**: 88–97.
- Henley W. F., Patterson M. A., Neves R. J., Lemly A. D., 2000. Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: a concise review of natural resource managers. *Reviews in Fisheries Science* **8**: 125–139.
- Hnojiva. EAgrí [online]. Ministerstvo zemědělství [cit. 2019-08-09]. Dostupné z: <http://eagri.cz/public/web/mze/zemedelstvi/roslinna-vyroba/hnojiva/>
- Hoetzel G., Croome R., 1994. Long-term phytoplankton monitoring of the Darling River at Burtundy, New South Wales: incidence and significance of cyanobacterial blooms. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*. **45**: 747–759.
- Holtan H., Kamp-Nielsen L., Stuanes A. O., 1988. Phosphorus in soil, water and sediment: an overview. *Hydrobiologia*, **170**: 19–34.
- Horký P., Slavík O., Bartoš L., Kolářová J. Randák T. 2007: Behavioural pattern in cyprinid fish below a weir as detected by radio telemetry. *J. Appl. Ichthyol.* **23**: 679–683.
- Horký, P., Slavík, O., 2011. Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologické složky ryby. VÚV TGM, v.v.i
- Horký, P., Slavík, O., Bartoš, L., Kolářová, J., Randák, T., 2006. The effect of the moon phase and seasonality on the behaviour of pikeperch in the Elbe River. *Folia Zool*, **55**(4): 411–417.
- House, W. A., 2003. Geochemical cycling of phosphorus in rivers. *Applied Geochemistry*, **18**(5): 739–748.
- Howarth, R. W., R. Marino, J. Lane, J. J. Cole., 1988b. Nitrogen fixation on freshwaters, estuarine, and marine ecosystems. 2. *Biogeochemical controls. Limnol. Oceanogr.* **33**: 669–687.
- Hutchinson GE. Eutrophication, 1973. *Am Sci.* **61**:269–79.
- Chapin, J. D. P. D. Uttormark, 1973. Atmospheric contributions of nitrogen and phosphorus. *Tech. Rep. Wat. Resources Ctr. Univ. Wis.* **35**:73-2.
- Chesney, E. J., Baltz, D. M., Thomas, R. G., 2000. Louisiana estuarine and costal fisheries and habitats: Perspectives from a fish's eye view. *Ecol. Appl.* **10**: 350–366.
- Ip, Y. K., Chew, S. F., Randall, D. J., 2001. Ammonia toxicity, tolerance, and excretion. *Fish physiology*, **20**: 109–148.
- Izagirre O., Serra A., Guasch H., Elozegi A., 2009. Effects of sediment deposition on periphytic biomass, photosynthetic activity and algal community structure. *Science of the Total Environment*. **407**: 5694–5700.
- James M. R., Hawes I, Weathermead M., 2000. Removal of settled sediments and periphyton from macrophytes by grazing invertebrates in the littoral zone of a large oligotrophic lake. *Freshwater Biology* **44**:311–326.
- Janssen, J., 1997. Comparison of response distance to prey via the lateral line in the ruffe and yellow perch. *J. Fish Biol.* **51**: 921–930.
- Jeppesen, E., Peder Jensen, J., Søndergaard, M., Lauridsen, T., & Landkildehus, F., 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater biology*, **45**(2): 201–218.

- Johansson, L., L. Persson., 1986. The fish community of temperate, eutrophic lakes. B. Riemann and M. Sondergaard, editors. Carbon dynamics of eutrophic, temperate lakes: the structure and functions of the pelagic environment. *Elsevier Scientific Publishers*, Amsterdam, The Netherlands, 237-266.
- Juráň, S., 2013. Jak dál při hodnocení zátěže ze zdrojů znečištění vod. Vodní hospodářství: Vodohospodářské technicko-ekonomické informace.
- Kefford B.J., Zaluzniak L., Dunlop J.E., Nuggeoda D., Choy S.C., 2010. How are macroinvertebrates of slow flowing lotic systems directly affected by suspended and deposited sediments. *Environmental Pollution*. **158**: 543-550.
- Kemp, P., Sear, D., Collins, A., Naden, P., Jones, I., 2011. The impacts of fine sediment on riverine fish. *Hydrological processes*, **25**(11): 1800-1821.
- Kennish, M. J., 2002. Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental conservation*, **29**(1): 78-107.
- Kirk, J. T. O., 1994. Light and Photosynthesis in aquatic ecosystems. (Second edition). *Cambridge University press*. New Yourk. 509.
- Korwin-Kossakowski, M., Ostaszewska, T., 2003. Histopathological changes in juvenile carp *Cyprinus carpio* L. continuously exposed to high nitrite levels from hatching. *Archives of Polish Fisheries/Archiwum Rybactwa Polskiego*, **11**(1): 57-67.
- Krásá, J. a kol., 2014. Hodnocení ohroženosti vodních nádrží sedimentem a eutrofizací podmíněnou erozí zemědělské půdy. – Certifikovaná metodika 3529/2014-MZE15100.
- Kroupová, H., Machová, J., Svobodová, Z., 2005. Nitrite influence on fish: a review. *Veterinarni medicina-praha*, **50**(11): 461.
- Kulišková P, Slavík O., Horký P, Jones J.I., 2009. Factors influencing movement behaviour and home range size in ide *Leuciscus idus*. *Journal of Fish Biology* **74**: 1269–1279.
- Le Moal M., Gascuel-Oudoux C., Ménesguen A., Souchon Y., Étrillard C., Levain A., Moatar F., Pannard A., Souchu P., Lefebvre A., Pinay G., 2019. Eutrophication: A new wine in an old bottle? *Sci Total Environ*. **15**(651): 1-11.
- Lellák, J., Kubiček, J., 1992, Hydrobiologie. Praha: Karolinum. ISBN 80-7066-530-0.
- Leung, K. M. Y., Chu, J. C. W., Wu, R. S. S., 1999. Effects of body weight, water temperature and ration size on ammonia excretion by the areolated grouper (*Epinephelus areolatus*) and mangrove snapper (*Lutjanus argentimaculatus*). *Aquaculture*, **170**(3-4): 215-227.
- Lewis W. M., Morris D.P., 1986. Toxicity of nitrite to fish: A Review. *Transactions of the American Fisheries Society*, **115**: 183–195.
- Lloyd D. S., Koenings J. P., LaPierre J. D., 1987. Effects of turbidity in freshwaters of Alaska. *North American Journal of Fisheries Management*. **7**: 18–33.
- Lucas, Martyn C., Etienne Baras. Migration of freshwater fishes. Malden, MA: Blackwell Science, 2001. ISBN 9780632057542.
- Maetz J., 1971. Fish gills: mechanism of salt transfer in fresh water and sea water. Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series. *Biological Sciences*, **262**: 209–249.
- Mainstone C.P., Davis R.D., House A, Parr W., 1996. A review of methods for assessing and controlling non-point sources of phosphorus. NRA R&D Project Record 562/5/W. Bristol: NRA, p. 169.
- Mainstone, C. P., Parr, W., 2002. Phosphorus in rivers—ecology and management. *Science of the total environment*, **282**: 25-47.

- Maitland P. S., 2003. Ecology of the River, Brook and Sea Lamprey; *Lampetra fluviatilis*, *Lampetra planeri* and *Petromyzon marinus*. Conserving Natura Rivers Ecology Series No. 5. *English Nature*: Peterborough, 52.
- Malmqvist B., Rundle S., 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environ Conserv*, **29**: 134–53.
- Malyukina, G. A., Martem'yanov, V. I., 1981. An electrocardiographic study of chemical sensitivity in some freshwater fishes. *Journal of Ichthyology*. **21**: 77–84.
- Matlock M. D., Matlock M.E., Storm D. E., Smolen M. D., Henley W. J., 1998. Limiting nutrient determination in lotic ecosystems using a quantitative nutrient enrichment periphytometer. *Journal of the American Water Resources Association*, **34**(5): 1141-1147.
- Meager, J. J., Solbakken, T., Utne-Palm, A. C., Oen, T., 2005. Effects of turbidity on the reactive distance, search time, and foraging success of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **62**(9): 1978-1984.
- Schicker, K. P., Boubee, J. A. T., Stancliff, A. G., Mitchell, C. P., 1990a. Distribution of small migratory fish and shrimps in the Waikato River at Ngaruawahia. New Zealand. Ministry of Agriculture and Fisheries, *Freshwater Fisheries miscellaneous report* **63**: 21.
- Mihaljevič M., Moldan B., 2000. Otázky biogeochemie. Nakladatelství Karolinum, Praha, 105 str., ISBN: 80-246-0035-8
- Mikšíková K., Dostál T., Vrána K., Rosendorf P., 2012. Transport sedimentu a fosforu při výlovu malých vodních nádrží. *Vodní hospodářství* **6**: 203-208.
- Miranda L. E., Driscoll M. P., Allen M. S., 2000. Transient physico-chemical microhabitats facilitate fish survival in inhospitable aquatic plants stands. *Freshwat. Biol.* **44**: 617–28
- Mockler E. M., Deakin J., Archbold M., Gill L., Daly D., Bruen M., 2017. Sources of nitrogen and phosphorus emissions to Irish rivers and coastal waters: estimates from a nutrient load apportionment framework. *Science of the Total Environment*, **601**: 326-339.
- Moss B., Balls H., Booker I., Manson K., Timms M. 1988. Problems in the construction of a nutrient budget for the River Bure and its Broads (Norfolk) prior to its restoration from eutrophication. *Algae and the aquatic environment*, 326-352.
- Newcombe C. P., MacDonald D. D., 1991. Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. *North American Journal of Fisheries Management*. **11**: 72–82.
- Newman E.I., 1995. Phosphorus inputs to terrestrial ecosystems. *J. Ecol.*, **83**: 713-726.
- Novotny, V., 1995. Non point pollution and urban stormwater management (Vol. 9). *CRC Press*. p. 429.
- Nuttall P. M., Bielby G. H., 1973. The effects of china clay waste on stream invertebrates. *Environmental Pollution* **5**: 77–86.
- Omernik, J. M., 1977. Nonpoint source-stream nutrient level relationships; a nationwide study. In *Nonpoint source-stream nutrient level relationships; a nationwide study*, EPA.
- Owens P. N., Batalla R. J., Collins A. J., Gomez B., Hicks D. M., Horowitz A. J., Kondolf G. M., Marden M., Page M. J., Peacock D. H., Petticrew E. L., Salomons W., Trustrum N. A., 2005. Finegrained sediment in river systems: environmental significance and management issues. *River Research and Applications* **21**: 693–717.
- Palmer-Felgate E. J., Jarvie H. P., Williams R. J., Mortimer R. J. G., Loewenthal M., Neal C., 2008. Phosphorus dynamics and productivity in a sewage-impacted lowland chalk stream. *J Hydrol*, **351**(1-2): 87-97.

- Pechar L., Chmelová I., Potužák J., Šulcová J., 2009. Dynamika dusíku a fosforu v eutrofních rybnících. Sborník příspěvků Konference Revitalizace Orlické nádrže. 6.–7. října 2009. Písek. Vysoká škola technická a ekonomická v Českých Budějovicích, s. 118–125
- Pequin L., Serfaty, A., 1963. L'excretion ammoniacale chez un Teleosteen dulcicole *Cyprinus carpio* L. *Comp. Biochem. Physiol.* **10**: 315-324.
- Persson L., 1987. Competition-induced switch in young-of-the-year perch, *Perca fluviatilis*: an experimental test of resource limitation. *Env. Biol. Fish.* **19**: 235–239.
- Persson L., L. B. Crowder, 1998. Fish-habitat interactions mediated via ontogenetic niche shifts. In: *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes* (eds E. Jeppesen, M. Sondergaard, M. Sondergaard and K. Christoffersen): 3–23. Springer, New York.
- Persson L., Diehl S., Johansson L., Andersson G., Hamrin S., 1991. Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes—patterns and the importance of size-structured interactions. *J Fish Biol* **38**: 281–293
- Piironen, J., Holopainen, I. J., 1986. A note on seasonality in anoxia tolerance of crucian carp (*Carassius carassius* L.) in the laboratory. *Ann. Zool. Fennici*, **23**: 335–338.
- Pitter, Pavel. Hydrochemie. 5. aktualizované a doplněné vydání. Praha: Vysoká škola chemicko technologická v Praze, 2015. ISBN 978-80-7080-928-0.
- Pollock M. S., Clarke L. M. J., Dubé, M. G., 2007. The effects of hypoxia on fishes. *Ecological relevance to physiological effects. Environmental Reviews*, **15**: 1-14.
- Potužák J., Duras J., Borovec, J., Rucki J., 2010. Rybníky Dehtář a Hejtman—látkové bilance. Revitalizace orlické nádrže, 119-136.
- Pringle C. M., 1990. Nutrient spatial heterogeneity: effects on community structure, physiognomy, and diversity of stream algae. *Ecology*, **71**: 905–920.
- Rabalais N. N., Turner R. E., Gupta B. S., Boesch D. F., Chapman P., Murrell M. C., 2007. Hypoxia in the northern Gulf of Mexico: Does the science support the plan to reduce, mitigate, and control hypoxia? *Estuaries and Coasts*, **30**: 753-772.
- Rabalais N. N., 2004. Eutrophication. The global coastal ocean: multiscale interdisciplinary processes. In: Robinson, A.R., Brink, K.H. (Eds.), *The Global Coastal Ocean: Multiscale Interdisciplinary Processes. Harvard University Press.*
- Rabalais N. N., Turner R. E., 2006. Oxygen depletion in the Gulf of Mexico adjacent to the Mississippi River. In: Neretin, L.N. (Ed.), *Past and Present Water Column Anoxia. Springer, Netherlands*, p. 225–245.
- Rast W., G. F. Lee., 1978. Summary Analysis of the North American OECD Eutrophication Project: Nutrient Loading, Lake Response Relationships, and Trophic State Indices. EPA 600/3-78-008, Corvallis, OR.
- Redding J. M., B. Schreck, G. H. Everest. 1987. Physiological effect on coho salmon and steelheads of exposure to suspended solids. *Transactions of the American Fisheries Society*. **116**: 737-744.
- Redfield A. C., 1934. On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. James Johnson Memorial Volume. Liverpool. *Liverpool University Press*, p. 176–92.
- Reynolds C. S., Irish A. E., Elliott J. A., 1998. The use of PROTECH-C to simulate phytoplankton behaviour in reservoirs and rivers: application to the potamoplankton of the River Thames. Contract Report – Thames Water.
- Rosendorf P., Ansorge L., Dostál T., Zahrádka V., Krása J., Beránek J., 2015. Metodika pro posuzování vlivu zdrojů znečištění na eutrofizaci vodních nádrží. Praha: VÚV TGM, vvi.

- Russo R. C., Thurston R. V., 1991. Toxicity of ammonia, nitrite, and nitrate to fishes. *Aquaculture and water quality*, **3**: 58-89.
- Russo R. C., Thurston R. V., 1977. The acute toxicity of nitrite to fishes. *Recent advances in fish toxicology*, 118-131.
- Ryan P. A., 1991. Environmental effects of sediment on New Zealand streams: a review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, **25**: 207–221.
- Říhová Ambrožová J., 2007. "Encyklopedie hydrobiologie: výkladový slovník." Praha: VŠCHT, Praha.
- Sand-Jenson K., 1998. Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. *Freshwater Biology*, **39**: 663–679
- Sandström A., Karas P., 2002. Effects of eutrophication on young-of-the-year freshwater fish communities in coastal areas of the Baltic. *Env. Biol. Fish*, **63**: 89–101.
- Scrimgeour G. J., Chambers P.A., 1997. Development and application of a nutrient-diffusing bioassay for large rivers. *Freshw Boil.* **38**: 221–31.
- Servizi J. A., Martens D.W., 1992. Sublethal responses of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) to suspended sediments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **49**: 1389–1395.
- Schicker K. P., Boubée, J. A. T., Stancliff, A. G., Mitchell, C. P., 1990a. Distribution of small
- Schneider S., Melzer A., 2003. The trophic index of macrophytes (TIM)—a new tool for indicating the trophic state of running waters. *Int Rev Hydrobiol*, **88**: 49–67.
- Smith, V. H., Tilman, G. D., Nekola, J. C., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environ. Pollut*, **100** (1): 179–196.
- Sommer U., Gliwicz Z.M., Lampert W., Duncan A., 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.* **106**: 433–471.
- Steffens W., 1981. Industriemassige Fischproduktion. Berlin, VEB Deutsche Landwirtschaftsverlag, p 376.
- Stolyarov I. A., 1985. Dietary features of catfish, *Silurus glanis*, and pike-perch, *Stizostedion lucioperca* in Kizlyarsk Bay, northern Caspian Sea. *Journal of Ichthyology* **25**:140–145.
- Stoskopf K. Michael, 1993 Fish medicine. London, United Kingdom: Elsevier Health Sciences, 1993. ISBN 978-0721626291.
- Sukop I., 2006. Ekologie vodního prostředí. Skriptum. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Brno, p. 199
- Svobodová Z., 2008. Otravy ryb. Praha, Profi Press, s. r. o., 205-207.
- Svobodová Z., a kol., 1987. Toxikologie vodních živočichů. SZN, Praha, p. 232.
- Svobodová Z., Kolářová J., 2004. A review of the diseases and contaminant related mortalities of tench (*Tinca tinca L.*). *Veterinarni medicina*, **49**(1): 19-34.
- Svobodová Z., Machová J., Poleszczuk G., Huda J., Hamáčková J., Kroupová H., 2005a. Nitrite poisoning of fish in aquaculture facilities with water-recirculating systems: three case studies. *Acta Veterinaria Brno*, **74**: 129–137.
- Svobodová Z., Modrá H., 2017. Veterinární toxikologie v klinické praxi. Profi Press, Praha, p. 279.
- Sweka J. A., 1999. Effects of turbidity on the foraging abilities of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*). M.S. thesis, Collage of Agriculture, Forestry, and Consumer Sciences, West Virginia University. Morgantown, W.V.

- Sweka J. A., K. J. Hartman, 2001. Effects of turbidity on prey consumption and growth in brook trout and implications for bioenergetics modeling. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **58**(2): 386-393.
- Tessier A., 1992. Sorption of trace elements on natural particles in oxic environments. *Environmental particles*, **1**: 425-453.
- Theurer F. D., Harrod T. R., Theurer M., 1998. Sedimentation and Salmonids in England and Wales. *Environment Agency: Bristol*, 24.
- Thiébaud G., Muller S., 1998. The impact of eutrophication on aquatic macrophyte diversity in weakly mineralized streams in the Northern Vosges Mountains (NE France). *Biodivers. Conserv.*, **7**: 1051–1068.
- Turner, R. Eugene, Nancy N. Rabalais, 2019 Forecast: Summer Hypoxic Zone Size Northern Gulf of Mexico [online]. 2019 [cit. 2019-08-04]. Dostupné z: https://gulfhypoxia.net/research/shelfwidecruise/?y=2019&p=hypoxia_fc&fbclid=IwAR1R3Q0b6lqLxGZf4NfMJTbUUljFm4Ca2SWWZEsznGCnICyLpm_txL-LX5Q
- Turunen J., Muotka T., Vuori K. M., Karjalainen S. M., Rääpysjärvi J., Sutela T., and Aroviita, J., 2016. Disentangling the responses of boreal stream assemblages to low stressor levels of diffuse pollution and altered channel morphology. *Science of the Total Environment*, **544**: 954-962.
- Utne-Palm A. C., 2001. Response of naive two-spotted gobies *Gobiusculus flavescens* to visual and chemical stimuli of their natural predator, cod *Gadus morhua*. *Marine Ecology Progress Series*, **218**: 267-274.
- Van Nieuwenhuysse E. E., LaPerriere J. D., 1986. Effects of placer gold mining on primary production of subarctic streams of Alaska. *Water Resource Bulletin*, **22**: 91–99.
- Vannote R. L., Minshall G. W., Cummins K. W., Sedell J. R., Cushing, C. E., 1980. The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, **37**(1): 130-137.
- Vinni M., Horppila J., Olin M., Ruuhijärvi J., Nyber K., 2000. The food, growth and abundance of five coexisting cyprinids in lake basins of different morphometry and water quality. *Aquatic Ecology*, **34**: 421–431.
- Vinyard G. L., O'Brien W. J., 1976. Effects of light and turbidity on the reactive distance of bluegill (*Lepomis macrochirus*). *J. Fish Res. Board. Can.* **33**: 2845-2849.
- Vitousek P. M., Aber J. D., Howarth R. W., Likens G. E., Matson P. A., Schindler D. W., Schlesinger W. H., Tilman D. G., 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecol. Appl.*, **7**(3): 737–750.
- Vogel J. L., D. A. Beauchamp, 1999. Effects of light, Prey size, and Turbidity on Reaction Distance of Lake Trout (*Salvelinus Namaycush*) to Salmonid prey. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **56**: 1293–1297.
- Vollenweider R. A., 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, Dott. *Marco de Marchi Verbania Pallanza*.
- Vollenweider R. A., 1992. Coastal marine eutrophication: principles and control, *Sci. Total Environ.*, 1–20.
- Vollenweider R. A., Kerekes J. J., 1982. Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. OECD, Paris.
- Vuori K.M., Mitikka S., Vuoristo H., 2009. Classification of ecological status of surface waters. *Environmental Administration Guidelines 3/2009*, p. 1–120.
- Vyhláška č. 474/2000 SB. PŘÍLOHA 3. Vyhláška Ministerstva zemědělství o stanovení požadavků na hnojiva. 2000.

- Walling D. E., Collins A. L., Stroud R., 2008. Tracing suspended sediments and particulate phosphorus sources in catchments. *J. Hydrol.*, **350**: 274–89.
- Waters T. F., 1995. Sediment in Streams: Sources, Biological Effects, and control American Fisheries Society Monograph 7. *American Fisheries Society: Bethesda, MD*, p. 268.
- Westlake D. F., 1981. Temporal changes in aquatic macrophytes and their environment, Hoestlandt H, editor. *Dynamique de Populations et Qualite de l'Eau*. Paris: Gauthier-Villars, p. 109–38.
- Wetzel, Robert G., 2001c. *Limnology: lake and river ecosystems*. 3rd ed. San Diego: Academic Press. ISBN 0-12-744760-1.
- Wood P. J., Armitage P. D., 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management*, **21**: 203–217.
- Wright P. A., Randall D. J., Perry S. F., 1989. Fish gill water boundary layer: a site of linkage between carbon dioxide and ammonia excretion. *Journal of Comparative Physiology*, **158**(6): 627-635.
- Yamada H., Nakamura F., 2002. Effect of fine sediment deposition and channel works on periphyton biomass in the Makomanai River, northern Japan. *River Research and Applications*. **18**: 481–493.
- Zaret, R. E., 1980. The animal and its viscous environment. *Evolution and Ecology of Zooplankton Communities*. Hanover: University Press of New England, 3-9.