

B. Stojaté povrchové vody

Od toků se jezera a nádrže odlišují hloubkou a dobou zdržení¹. Je v nich v podstatě stagnující voda, doba průtoku se pohybuje od několika desítek dnů do více než jednoho roku. V hlubších nádržích a jezerech dochází k vertikální stratifikaci teploty i některých složek.

Stojaté vody se dělí na:

- **jezera** (přírodní vodní nádrže, rozeznávají se jezera sladkovodní a slaná, za slaná se považují jezera, jejichž voda vykazuje mineralizaci větší než 1 000 mg.l⁻¹)
- **nádrže** (vznikly umělým zahrazením toků)
- **rybníky** (umělé nádrže budované pro chov ryb, případně jako retenční)

Voda **po přítoku do** nádrže mění své fyzikální, chemické a biologické vlastnosti. Po dobudování nádrže jsou vodou pokryty povrchy, ze kterých se na počátku vyluhují různé organické i anorganické látky. V tomto období je voda v nádrži znečištěna více než voda přitékající. Větší znečištění se projevuje zvláště tehdy, jestliže před napuštěním nádrže nebyl ze dna dostatečně odstraněn rostlinný porost. Tato perioda může trvat i několik let.

Vertikální stratifikace (zonálnost)

Chemické složení stojatých vod se mění zejména ve směru vertikálním a do určité míry i ve směru horizontálním v závislosti na průtoku vody v nádrži. Mění se nejen během ročních období, ale i v průběhu dne. Tyto změny jsou vyvolány změnou teploty, koncentrace rozpuštěného kyslíku a oxidu uhličitého, chemickými a biochemickými procesy (nitrifikací, denitrifikací, oxidací a redukcí sloučenin síry), srážecími a rozpouštěcími procesy, adsorpcí a desorpcí. Změny závisí především na hodnotách oxidačně-redukčního potenciálu (ORP) a hodnotě pH vody. Z uvedených důvodů podléhají vertikální stratifikaci především tyto parametry kvality vody:

- teplota
- rozpuštěný kyslík
- volný oxid uhličitý
- sloučeniny dusíku
- sloučeniny fosforu
- Fe, Mn, a kovy vyskytující se ve více oxidačních stupních (Cr, As)
- hodnota pH a KNK_{4,5}
- vápník (pokud dochází ke srážení kalcitu)
- organické látky.

¹ **Doba zdržení** vody v nádrži představuje hypotetickou dobu, která uplyne od vtoku vody do nádrže do jejího odtoku. Doba zdržení se vypočte jako podíl objemu nádrže a průtoku vody do ní přitékající: $t = V / Q$, kde t je doba zdržení vody v nádrži ve dnech, V je objem nádrže v m³ a Q průtok v m³ za den.

Charakteristickým **obrazem stratifikace** je **teplota** (termální, resp. teplotní stratifikace). Stratifikace souvisí se změnou **hustoty vody** v důsledku teplotních změn. Ideální teplotní stratifikace v nádržích a jezerech je v období **letní stagnace** (období cca od května do července). Rozlišuje se **epilimnion**, což je vrchní vrstva vody, teplejší s menší hustotou a intenzivnější cirkulací, a proto s přibližně konstantní teplotou. Pod touto vrstvou následuje **metalimnion** (skočná vrstva, termoklina). V této vrstvě se s hloubkou poměrně výrazně mění (klesá) teplota. V hlubokých nádržích dosahuje i několika metrů a může mít několik menších teplotních gradientů; v mělkých nádržích se rovněž tvoří určitá skočná vrstva, je však podstatně méně významná. **Hypolimnion** je vrstva pod skočnou vrstvou, jejíž teplota se s hloubkou mění jen málo. V dostatečně hlubokých nádržích s dlouhou dobou průtoku bývá teplota hypolimnia u dna nádrží kolem 4 °C, při níž má voda největší hustotu.

Lze tedy shrnout, že teplotní stratifikace v období **letní stagnace** je charakterizována dobře promíchávanou **teplejší svrchní vrstvou** a **chladnější vrstvou nad dnem**. Obě vrstvy jsou odděleny **skočnou vrstvou**. Za mělké se považují nádrže, které v důsledku větrného a konvektivního míchání nejsou stratifikovány.

Vytvoření stratifikace závisí na těchto faktorech:

- době zdržení vody v nádrži
- hloubce nádrže
- velikosti nádrže
- hydraulických poměrech
- působení větru (zda je, či není chráněna okolními svahy)
- ročním období

Za **průtočné** se považují nádrže s **dobou zdržení menší než 10 dnů**, ve kterých nedochází ke stratifikaci. Za vhodných podmínek dochází k **úplné stratifikaci** při době zdržení asi **nad 300 d**. Pro vytvoření dobré stratifikace by měla mít nádrž hloubku alespoň 25 m a **dobu zdržení** alespoň 50 d až 100 d. Stratifikace probíhá i v relativně mělkých nádržích. Např. v rybníku Jordán v Táboře s hloubkou 11 m byla zjištěna stratifikace s metalimniem v hloubce cca 4 až 6 m, v epilimniu vzrostla hodnota pH až na 9,5 a v hypolimniu byly prokázány anoxické podmínky, takže docházelo k vyčerpání dusičnanů denitrifikací. Stratifikace je tím výraznější, čím jsou teplotní rozdíly větší.

Na podzim se vrchní vrstva ochlazuje a metalimnion se posunuje do spodních vrstev nádrže, až ke dnu. Teplota vody se v celém sloupci postupně vyrovnává (nádrž získává **homotermii**), takže

dochází podstatně snáze k promíchání vody v celém jejím sloupci. Kromě toho se na promíchávání vrstev podílí i vítr. Hovoří se o **podzimní cirkulaci**.

V zimě, po období podzimní cirkulace, dochází ochlazováním povrchu vody v nádrži k inverznímu vrstvení teploty, protože voda chladnější než 4 °C má menší hustotu a hromadí se u hladiny. Led znemožňuje vertikální promíchávání vody větrem. Hovoří se o období **zimní stagnace**. Ve velmi hlubokých jezerech může nastat zimní stagnace ještě před úplným promícháním a spodní vrstvy se vůbec nemusí účastnit cirkulace.

Na jaře se povrch vody ohřívá, a když dospěje ke 4 °C, studená voda vzhledem k velké hustotě klesá ke dnu. Působením větru se celý obsah nádrže promíchává a v ideálním případě dochází k homotermii v celém objemu nádrže. Hovoří se o **jarní cirkulaci**, která může trvat i několik týdnů. Postupným oteplováním vody v jarních měsících se opět za vhodných podmínek vytváří teplotní stratifikace a nastupuje období **letní stagnace**.

Termální stratifikace podmiňuje i stratifikaci dalších ukazatelů jakosti vody, především **kyslíkovou stratifikaci**, která je z hlediska chemických a biochemických pochodů probíhajících ve vodách velmi významná (ovlivňuje oxidačně-redukční potenciál a biologické osídlení).

Zdrojem kyslíku v nádržích a jezerech je **atmosférická reareace** (opakovaný přestup kyslíku z atmosféry do vody) a **fotosyntetická asimilace** fytoplanktonu.

Spodní vrstvy hlubších nádrží mívají **deficit kyslíku** a v období letní a zimní stagnace může dojít až k úplnému vyčerpání rozpuštěného kyslíku nade dnem, kde se vytvoří **anoxické**, event. až **anaerobní**² podmínky. Deficit kyslíku v hypolimniu je způsoben jen pomalou difuzí kyslíku do hypolimnia a spotřebou kyslíku při biochemickém rozkladu organických látek.

Naopak voda v **epilimniu** může být v létě při intenzivním slunečním svitu v důsledku fotosyntetické asimilace i **přesycena kyslíkem**. Vzhledem k fotosyntetické asimilaci probíhající za dne a disimilaci v noci koncentrace kyslíku během 24 hodin ve vodách s vysokým obsahem fytoplanktonu výrazně kolísá a je největší ve dne a nejmenší v noci.

Další složkou podléhající stratifikaci je **oxid uhličitý**. V období letní stagnace v důsledku **fotosyntetické asimilace** zelených organismů je **ve dne oxid uhličitý v epilimniu vyčerpáván**.

Naopak při **disimilaci** v noci je **oxid uhličitý** uvolňován do vody. **Snižováním koncentrace oxidu uhličitého vzrůstají hodnoty pH** a naopak **zvyšováním jeho koncentrace hodnoty pH klesají**. Změny

² **Anaerobní podmínky** – historicky se rozlišovaly pouze podmínky aerobní (kyslíkaté, oxické) a anaerobní (bezokyslíkaté). V souvislosti s rozvojem aplikace procesů biologické nitrifikace a denitrifikace byl zaveden další pojem, a to **podmínky anoxické**. **Za anoxických podmínek není ve vodě přítomný rozpuštěný elementární kyslík**, avšak značná část organotrofních mikroorganismů **může využívat pro oxidaci organických látek dusitany a dusičnany**, které se redukují převážně na elementární dusík. **Za anoxických podmínek nevznikají** typické produkty anaerobního metabolismu (**methan, sulfidická síra**). **Sírany a organické látky** se redukují na sulfidickou síru, resp. na methan a oxid uhličitý, teprve v **podmínkách anaerobních**. Proto ke vzniku páchnoucího sulfanu může ve vodě dojít teprve po vyčerpání nejenom kyslíku, ale i dusičnanů a dusitanů.

hodnot pH se se projevují zejména ve vodě s malou tlumivou kapacitou. **Dalším zdrojem oxidu uhličitého** je rozklad organických látek nahromaděných v hypolimniu. Například v nádrži Slapy byla koncentrace CO_2 v epilimniu jen $3,6 \text{ mg.l}^{-1}$, ale u dna až 14 mg.l^{-1} .

Další změny chemického složení po vertikále souvisejí s uvedenými změnami v koncentraci kyslíku a oxidu uhličitého, které ovlivňují **oxidačně-redukční potenciál a hodnotu pH vody**. Tyto změny ovlivňují průběh fyzikálně chemických a biologických procesů, jako jsou nitrifikace, denitrifikace, oxidace sulfidické síry, redukce síranů, oxidace a redukce kovů, srážení a rozpouštění hydratovaných oxidů, uhličitánů, fosforečnanů, sulfidů, adsorpce a desorpce kovů aj. Změny se týkají především biogenních prvků (N, P) a dále Fe, Mn, As, Cr a hodnoty pH.

Velmi důležitá je **vertikální stratifikace sloučenin fosforu**. Koncentrace fosforu se obvykle s hloubkou zvyšuje a nejvyšší je u dna nádrže. V epilimniu ve vegetačním období dosahuje koncentrace sloučenin fosforu minima, řádově jednotek $\mu\text{g.l}^{-1}$, protože jsou inkorporovány do biomasy. Vyšší koncentrace fosforu se nacházejí u dna, kde dochází naopak k rozkladu biomasy a k uvolňování sloučenin fosforu ze sedimentů. V období podzimní cirkulace se koncentrační rozdíly po vertikále vyrovnávají.

Kromě rozkladu biomasy se na vyšších koncentracích fosforu v hypolimniu může podílet i **redukční transformace** $\text{FePO}_4(\text{s})$ na $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$, který je rozpustnější. **Dalším zdrojem fosforu v kapalně fázi** je desorpce fosforečnanů z povrchu hydratovaných oxidů Fe a Mn, jejichž adsorpční mohutnost pro fosforečnany po redukcí klesá.

Také **železo** a **mangan** podléhají ve stojatých vodách výrazné stratifikaci. V oxických podmínkách a ve slabě alkalickém prostředí epilimnia dochází k **oxidaci a hydrolýze** sloučenin železa a manganu za vzniku **sraženin hydratovaných oxidů**, které sedimentují. **U dna** dochází naopak v důsledku anoxických podmínek k **redukci Fe^{III} na Fe^{II}** , resp. **$\text{Mn}^{\text{III-IV}}$ na Mn^{II}** . **Redukované formy** Fe a Mn jsou **rozpustnější** než formy oxidované, a to tím spíše, že voda ve spodních vrstvách mívá **nižší hodnoty pH**. Proto se koncentrace Fe a Mn obvykle směrem ke dnu zvyšuje, zejména v období letní a zimní stagnace. Nejvyšší koncentrace těchto prvků je u dna nádrže. V období podzimní a jarní cirkulace se koncentrace po vertikále vyrovnávají. Například ve Slapské nádrži byly nalezeny v epilimniu v období letní stagnace jen stopy manganu, v hloubce 10 m $0,02 \text{ mg.l}^{-1}$, v hloubce 30 m již $0,22 \text{ mg.l}^{-1}$ a u dna v hloubce 48 m daného profilu koncentrace $1,54 \text{ mg.l}^{-1}$.

Vertikální stratifikace sloučenin dusíku je způsobena především biochemickými procesy (nitrifikací a inkorporací sloučenin dusíku do nové biomasy v epilimniu a denitrifikací a uvolňováním sloučenin dusíku z biomasy při jejím rozkladu v hypolimniu). **Proto v epilimniu bývají vyšší koncentrace dusičnanového dusíku než amoniakálního dusíku, kdežto v hypolimniu tomu bývá opačně**. V hypolimniu se může v období stagnací koncentrace dusičnanů v důsledku denitrifikace blížit nule.

Pokud se vytvoří v nádrži **dobrá stratifikace**, u dna dojde k **vyčerpání rozpuštěného kyslíku** a téměř i k vyčerpání **dusičnanů**, jsou splněny všechny **předpoklady k redukci síranů na sulfan a jeho iontové formy**. V takových případech lze prokázat u dna nádrží **sulfidickou síru** v koncentracích převyšujících i 1 mg.l⁻¹.

Také **organické látky** v nádržích a jezerech podléhají stratifikaci. Rozlišuje se **vrstva trofogenní** (totožná s epilimniem, výjimečně i s metalimniem), kde se v důsledku fotosyntetické asimilace tvoří **biomasa řas**, a **vrstva trofolytická** (většinou totožná s hypolimniem), kde dochází k **rozkladu nahromaděné biomasy**. Větší hodnoty TOC a CHSK (COD) lze najít u dna eutrofizovaných nádrží, kde dochází k biologickému rozkladu sedimentů, a kromě toho někdy i ve svrchních vrstvách, v období rozvoje vodního květu. U stratifikovaných nádrží dochází někdy v určité hloubce k přechodnému poklesu hodnot TOC, resp. CHSK (tzv. **čistá vrstva**). Extracelulární organická hmota, včetně samotné biomasy řas a sinic, je při úpravě vody chlorací potenciálním zdrojem trihalogenmethanů.

Z výše uvedeného je zřejmé, že **pro vodárenské účely** není odběr vody ode dna nádrží vhodný, protože jakost vody bývá u dna zpravidla podstatně horší než ve svrchních vrstvách. Rovněž však není vhodný odběr vody ze svrchních vrstev ve vegetačním období, vzhledem k rozvoji vodního květu. Proto byla studována otázka vhodného horizontu pro odběr vody pro vodárenské účely.

V období výrazné teplotní stratifikace existuje vrstva vody, které se kvalitativně liší od ostatních vrstev na vertikále. **Procesy probíhající ve skočné vrstvě** brání sedimentaci odumírajících organismů. Tím dochází v metalimnionu ke zvýšení koncentrace organické hmoty, která zvyšuje hodnoty CHSK a odčerpává rozpuštěný kyslík. Výsledkem těchto procesů je snížení CHSK a zvětšení průhlednosti vody těsně pod skočnou vrstvou a vlivem snížení koncentrace planktonu, mikrobů, a tím i zákalotvorných částic. Tato vrstva **pod metalimnionem** se nazývá „**čistá vrstva**“ a je **optimální pro vodárenský odběr**.

Chemické složení stojatých povrchových vod

Formování chemického složení stojatých povrchových vod závisí na stejných faktorech jako u vod tekoucích. V některých případech hrají klimatické podmínky větší roli než u vod tekoucích (např. se více projevuje vliv kyselých depozic nebo odpar, zvláště u bezodtokových jezer v aridních oblastech).

Složení stojatých vod v jezerech a nádržích se mění v některých ukazatelích v závislosti na ročním období, hydraulických a klimatických podmínkách, vytvořené vertikální stratifikace apod. Proto není možné postihnout jakost vody jen na základě omezeného počtu sledování a je nezbytné provádět **dlouhodobý monitoring**, a to jak **po horizontále**, tak zejména **po vertikále (z různých míst nádrže a z různých hloubek vodního sloupce)**. Z těchto důvodů závisí **složení odtékající vody** jak na místě **odtoku**, tak i na místě **odběru**. Řízeným odběrem lze do značné míry ovlivnit jakost odebírané vody jak

na místě odtoku, tak i na místě odběru. Proto údaje o chemickém složení stojatých vod je nutné vyhodnocovat velmi obezřetně a vždy v souvislosti s časovou a místní specifikací odběru.

O **celkové mineralizaci** platí přibližně totéž co u tekoucích vod. Vody jezer v horských a vysokohorských oblastech mívají celkovou mineralizaci někdy i pod 10 mg.l^{-1} . Pokud jde o stojaté vody nádrží, blíží se jejich celková mineralizace tekoucím povrchovým vodám, kde je dominujícím kationtem zpravidla vápník, následovaný sodíkem a dále hořčíkem a draslíkem. Dominující anion závisí na stupni acidifikace stojaté vody. U **neacidifikovaných vod** dominují **hydrogenuhličitany** a u **acidifikovaných sírany**. V některých případech se mohou vyskytovat nadměrné koncentrace dusičnanů. Dusitany a amoniakální dusík jsou zastoupeny jen v malé míře.

Zvláštností jsou **bezodtoková jezera v aridních oblastech**, která mají v důsledku velkého odparu mimořádně **vysokou mineralizaci**, řádově v jednotkách až desítkách g.l^{-1} (výjimečně i přes 100 g.l^{-1}). Ve slaných bezodtokových jezerech je koncentrace rozpuštěných látek tak velká, že dochází k přesycení roztoku některými složkami a vylučují se různé soli označované jako **evapority**.

Oxid uhličitý se běžně v povrchových vodách nestanovuje. Jeho koncentrace se může v letním období při intenzivním slunečním svitu a za přítomnosti většího množství zelených organismů ve svrchní vrstvě stojaté vody snížit díky probíhající fotosyntéze téměř k nule, takže je analyticky neprokazatelný. V zimě fotosyntéza klesá a v noci ustává, probíhá naopak disimilace spojená s produkcí CO_2 . Proto se koncentrace CO_2 ve svrchní vrstvě během 24 hodin mění. Kromě atmosféry a disimilace je dalším zdrojem CO_2 biologický rozklad organických látek (viz dále).

S koncentračními změnami CO_2 je spojena i **změna hodnot pH** během dne. **Uhličitánová a vápenato-uhličitánová rovnováha** se posunuje vpravo nebo vlevo podle změn v koncentraci oxidu uhličitého a hodnot pH (viz prezentace „Oxid uhličitý a jeho iontové formy“). Při **intenzivní fotosyntetické asimilaci** může po vyčerpání volného CO_2 vzrůst hodnota pH vody nad 8,3 v důsledku posunu uhličitánové rovnováhy ve prospěch iontů CO_3^{2-} (v období letní stagnace může hodnota pH v epilimniu nádrží překročit i 9,0, avšak u dna nádrže má voda slabě kyselou reakci s hodnotou pH blížící se 6,0). U vod s malou tlumivou kapacitou a při nadměrném rozvoji fotosyntetizujících organismů může hodnota pH vzrůst i nad 9,5. v takovém případě se může nepříznivě projevit vyšší koncentrace amoniakálního dusíku, protože z jeho forem existence počíná převažovat toxická nedisociovaná molekula NH_3 (viz prezentace „Sloučeniny dusíku“).

Uvedené změny **vápenato-uhličitánové rovnováhy** mohou vést k vylučování kalcitu (CaCO_3), eventuálně i ke **spolusrážení sloučenin fosforu**. Vylučování CaCO_3 bývá poměrně častým jevem v létě ve více mineralizovaných a eutrofizovaných stojatých vodách. V období letní stagnace může dojít v epilimniu v důsledku vyčerpání volného CO_2 a vzrůstu hodnoty pH k přesycení vody kalcitem, který se vylučuje a sedimentuje, a kromě toho se někdy usazuje na vegetaci. Důsledkem je vertikální stratifikace hodnoty pH, $\text{KNK}_{4,5}$ a vápníku. Při vyluhování kalcitu může docházet ke spoluvysrážení a

adsorpci fosforečnanů. **Sloučeniny fosforu** se vyskytují v mnoha rozpuštěných a nerozpuštěných formách, které mají rozdílné chování, a proto je nutné je při podrobnější interpretaci výsledků rozlišovat. Jde zejména o diferenciaci mezi fosforem celkovým a rozpuštěným reaktivním fosforem, což je důležité z hlediska posuzování možností nadměrného rozvoje fotosyntetizujících organismů.

Koncentrace **celkového fosforu** se ve stojatých vodách příliš neliší od koncentrací v tekoucích vodách, protože zde probíhají obdobné chemické a biochemické procesy. Ve **stojatých vodách** může docházet k **významné stratifikaci sloučenin fosforu** v nádrži, protože na jedné straně je fosfor **inkorporován do nově se tvořící biomasy**, na druhé straně je z ní ale opět **uvolňován do vody při jejím rozkladu**. Významné jsou i **procesy sorpce** fosforečnanů na sedimenty a **desorpce** fosforečnanů z nich. Vzhledem k vyšší koncentraci biomasy, zejména v eutrofizovaných stojatých vodách, mají biologické přeměny větší význam než ve vodách tekoucích. Koncentrace rozpuštěných forem se v nádržích obvykle pohybují v setinách až desetínách mg.l^{-1} , v čistých šumavských jezerech jen v jednotkách $\mu\text{g.l}^{-1}$. Vzhledem k malé rozpustnosti fosforečnanů kovů nepřicházejí koncentrace nad 1 mg.l^{-1} v úvahu, a pokud byly nalezeny, pak pravděpodobně nebyly dostatečně odstraněny nerozpuštěné (zejména koloidně dispergované) formy výskytu. V eutrofizovaných nádržích se koncentrace celkového a rozpuštěného reaktivního fosforu mění během roku. V letním období je minimální, neboť je využíván fytoplanktonem a makrofytami a v zimním období naopak vzrůstá, protože je postupně uvolňován z rozkládajících se odumřelých organismů a následně hydrolyzován. Např. v nádrži Orlík se v letním období pohybovaly koncentrace rozpuštěného reaktivního fosforu asi od $0,5 \mu\text{g.l}^{-1}$ do $15 \mu\text{g.l}^{-1}$, avšak v zimním období kolem $60 \mu\text{g.l}^{-1}$.

Na rozdíl od podzemních vod jsou **povrchové vody** značně **biologicky oživeny** (s výjimkou acidifikovaných vod) a jsou zde všechny předpoklady pro biochemické přeměny některých složek, které mohou podléhat biochemickým transformacím (především se jedná o sloučeniny dusíku, síry a organické látky).

Zdrojem dusíku v jezerech a nádržích jsou především plošné zdroje (zemědělství) a atmosférické depozice. Zejména přísun z plošných zdrojů má sezónní charakter. Navíc zde probíhají biochemické pochody, díky kterým podléhají sloučeniny dusíku značným přeměnám a koncentračním změnám. Proto hovořit o jejich průměrné koncentraci může být značně zavádějící. Vzhledem k tomu, že tvorba málo rozpustných sloučenin dusíku je výjimečná, není koncentrace amoniakálního, dusitanového a dusičnanového dusíku limitována chemickou rovnováhou mezi rozpuštěnou a tuhou fází a koncentrace se mohou pohybovat v poměrně širokém rozmezí. Koncentrace amoniakálního a dusitanového dusíku se pohybují běžně v setinách až desetínách mg.l^{-1} , v období letní stagnace lze najít v hypolimniu koncentrace amoniakálního dusíku i v jednotkách mg.l^{-1} . Dusičnany se vyskytují v koncentracích v jednotkách mg.l^{-1} , výjimečně i přes 10 mg.l^{-1} . **Dlouhodobé změny** koncentrace dusičnanů v jezerních vodách závisejí na **stupni acidifikace**.

V nádržích a jezerech probíhá postupná **acidifikace kyselými srážkami**, a kromě toho přichází v úvahu i **antropogenní znečištění způsobené průmyslovými a zemědělskými odpady**. Proto v těchto vodách lze pozorovat obecný **vzrůst** průměrných koncentrací **síranů, vápníku, dusičnanů, chloridů, hořčíku a sodíku** (jsou uvedeny v pořadí klesajících přírůstků). V období 1970 až 1980 byly např. pro Slapskou nádrž vypočítány tyto průměrné roční přírůstky (hodnoty jsou uvedeny v mg.l^{-1}): sírany 2,9, vápník 1,1, dusičnany 0,64, chloridy 0,59, hořčík 0,42, sodík 0,22, draslík 0,07.

Organické látky se dostávají do nádrží z přítoku a **splachem** z okolní půdy a vznikají také **metabolickou činností, odumíráním a rozkladem** fytoplanktonu a zooplanktonu. Výsledky stanovení BSK_5 vod nádrží mohou být zkresleny spotřebou kyslíku dýcháním (disimilací) řas a sinic. Tento podíl lze zhruba odhadnout z obsahu chlorofylu vzorku vody. V nádržích značně eutrofizovaných může podíl organických látek připadajících na rozklad biomasy činit 30 % až 90 % z celkových organických látek ve vodě.

Organické látky ve vodách nádrží a jezer podléhají **fotochemické transformaci**, což se týká i huminových látek. Dochází jednak k jejich oxidaci až na CO_2 , jednak k jejich štěpení na nízkomolekulární látky, které většinou podléhají snáze biologické degradaci, což vede k větší mikrobiální aktivitě.

Acidifikace

Acidifikace nádrží a jezer se projevuje nejen **nízkými hodnotami pH a $\text{KNK}_{4,5}$** , ale také charakteristicky **vyššími koncentracemi hliníku**. Značná kyselost stojatých vod může být způsobena zejména:

- Geologickým podložím (charakterem půd a jejich zvětráváním)
- Vyluhováním huminových kyselin a fulvinových kyselin z rašelinišť
- Kyselými depozicemi
- Náhradou smíšených porostů smrkovými monokulturami (tzv. borelizací³)

Stojaté vody, které se nacházejí v oblasti s vyvěřelými a metamorfovanými horninami chudými na bazické komponenty a se slabým půdním pokryvem, které neposkytují dostatečné předpoklady pro vznik vyšších koncentrací hydrogenuhličitánů a vápníku, vykazují zpravidla **kyselou reakci a velmi malou tlumivou kapacitu**, která neumožňuje vyrovnat se např. s vodami z tání sněhu, s kyselými srážkami apod. Jde o kyselost **přírodního původu**. Jedná se např. o původní acidifikaci šumavských jezer, pozorovanou již asi ve 30. letech minulého století, která je historicky v podstatě přírodního původu a je příčinou jejich náchylnosti k další acidifikaci. Obdobně je tomu v oblasti Jizerských hor

³ Náhrada listnatých porostů jehličnanovými vede k většímu zachytávání suché depozice s kyslejší charakterem odpadu. Význam má i častější těžba jehličnanového dřeva, kdy se z lokality častěji odstraňují akumulované bazické komponenty v biomase.

s převážně žulovým podložím. **Vody tohoto typu jsou velmi náchylné k další acidifikaci**, způsobené již **antropogenními vlivy** (kyselými depozicemi, zásahy do lesního hospodářství, kdy při těžebních pracích dochází k odkrytí humusových půd apod.).

Dalším zdrojem **přírodní kyselosti** stojatých vod mohou být **sulfidické rudy** obsažené v geologickém podloží, které se mohou chemicky i biochemicky oxidovat až na kyselinu sírovou. V oblastech s tímto geologickým podložím se rovněž vyskytují kyselé stojaté vody. Jde o **důlní vody**. Zvláštním případem kyselých stojatých vod je Kamencové jezero u Chomutova. Vzniklo při výrobě kamence z kamencových břidlic (směsi hlíny, jílu a FeS_2), jejich pražením s přídavkem draselných solí.

Kyselost způsobená huminovými látkami je ve svých důsledcích rozdílná od kyselosti způsobené minerálními kyselinami. Například huminové látky **komplexují toxické kovy** přítomné v acidifikovaných vodách ve větších koncentracích, a **snižují tak jejich toxicitu** pro vodní organismy. Tyto vody bývají proto více „oživeny“, než kdyby stejný vzrůst kyselosti podle hodnot pH a $\text{KNK}_{4,5}$ byl způsoben minerálními kyselinami. Proto jsou kyselé **rašelinné vody** osídleny řadou **acidorezistentních** druhů organismů.

Mezi **nepřímé příčiny acidifikace** patří především **nitrifikace**, která probíhá jen v oxických podmínkách. Ustává ale při hodnotách pH asi pod 5,5, takže tento vliv nemůže být příčinou kyselosti vod s hodnotami pH pod 5.

Acidifikace povrchových vod v důsledku **atmosférických depozic** představovala velký **problém** v letech 1950 až 1980. Tento vliv se projevoval zejména ve vodách horských jezer a nádrží, které svým vývojem a chemickým složením vody měly všechny předpoklady pro vzrůst kyselosti. Koncem osmdesátých let minulého století však byl díky postupnému **snižování emisí oxidů síry a dusíku** pozorován počínající **reverzibilní proces**, který se pozitivně projevil na složení vod jezer a nádrží. Tento **deacidifikační proces** se výrazně projevil v posledním desetiletí minulého století na složení šumavských jezer a tatranských ples, kdy emise sloučenin síry a dusíku se v ČR a SR snížily o několik desítek %, a snižování acidifikace probíhá i po roce 2000.