



# Kvalita povrchových vod a jejich ochrana

Jakub Langhammer

Katedra fyzické geografie a geoekologie  
Přírodovědecká fakulta  
Univerzita Karlova  
Praha 2002

## **Kvalita povrchových vod a jejich ochrana**

Skripta jsou určena jako výukový materiál pro posluchače předmětu Kvalita povrchových vod, vyučovaného v magisterském studijním programu Fyzická geografie a geoekologie na PřF UK v Praze. Materiál je průběžně doplňován a aktualizován. Text neprošel jazykovou ani redakční úpravou.

Skripta jsou dostupná on-line na adrese <http://www.natur.cuni.cz/~langhamr/>

Jakékoliv kopírování, použití či šíření dokumentů bez vědomí autora není dovoleno. Při použití obsahu dokumentů formou v odborném textu je autor povinen zdroj řádně a úplně citovat.

Nakládání s obsahem dokumentu podléhá ustanovení autorského zákona, přičemž veškerá autorská práva náleží bez výhrad autorovi.

© RNDr. Jakub Langhammer, Ph.D., 2002-09

# Obsah

|       |  |    |
|-------|--|----|
| I.    | Úvod.....  | 8  |
| II.   | Pojem kvalita vody .....                                       | 9  |
| III.  | Ukazatele kvality vody .....                                   | 10 |
| 1     | Základní přístupy k hodnocení jakosti vody.....                | 10 |
| 2     | Fyzikálně-chemické ukazatele znečištění.....                   | 12 |
| 3     | Základní fyzikální ukazatele.....                              | 14 |
| 3.1   | Teplota vody.....  | 14 |
| 3.1.1 | Vliv teploty na jakost vody.....                               | 15 |
| 3.1.2 | Vliv teploty na kyslíkový režim a biochemické procesy.....     | 16 |
| 3.2   | Reakce vody pH.....  | 17 |
| 3.2.1 | Acidifikace povrchových vod.....                               | 17 |
| 3.3   | Konduktivita .....   | 19 |
| 3.4   | Obsah rozpuštěných látek.....                                  | 20 |
| 3.5   | Pach.....  | 22 |
| 4     | Ukazatele kyslíkového režimu .....                             | 23 |
| 4.1   | Obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě.....                        | 23 |
| 4.1.1 | Zdroje rozpuštěného kyslíku ve vodě.....                       | 23 |
| 4.1.2 | Spotřeba rozpuštěného kyslíku ve vodě .....                    | 24 |
| 4.1.3 | Chod rozpuštěného kyslíku ve vodě.....                         | 25 |
| 4.2   | Rovnovážná koncentrace kyslíku ve vodě.....                    | 27 |
| 4.2.1 | Nasycení vody kyslíkem.....                                    | 28 |
| 4.2.2 | Kyslíkový deficit.....   | 28 |
| 4.2.3 | Křivka kyslíkového průhybu .....                               | 29 |
| 4.2.4 | Význam a využití křivky kyslíkového průhybu .....              | 30 |
| 5     | Organické látky.....   | 32 |
| 5.1   | BSK <sub>5</sub> - biochemická spotřeba kyslíku za 5 dní ..... | 33 |
| 5.1.1 | Odbourávání BSK <sub>5</sub> .....                             | 33 |
| 5.1.2 | Zdroje emisí BSK <sub>5</sub> .....                            | 34 |
| 5.1.3 | Režim a vývoj zátěže toků BSK <sub>5</sub> .....               | 35 |
| 5.2   | CHSK - chemická spotřeba kyslíku .....                         | 40 |
| 5.2.1 | Stanovení .....  | 40 |
| 5.2.2 | Zdroje emisí CHSK.....   | 41 |
| 5.2.3 | Režim a vývoj zátěže toků CHSK.....                            | 42 |

|       |   |    |
|-------|---|----|
| 5.2.4 | Poměr koncentrací BSK a CHSK .....                        | 45 |
| 5.3   | Celkový organický uhlík – TOC .....                       | 46 |
| 6     | Ukazatele anorganického znečištění .....                  | 47 |
| 6.1   | Nutrienty .....   | 47 |
| 6.2   | Sloučeniny dusíku .....                                   | 48 |
| 6.2.1 | Dusíkový cyklus .....                                     | 48 |
| 6.2.2 | Celkový dusík .....                                       | 49 |
| 6.2.3 | Amoniakální dusík (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) ..... | 51 |
| 6.2.4 | Dusičnany .....   | 57 |
| 6.2.5 | Dusitany .....  | 62 |
| 6.2.6 | Kyanidy .....   | 62 |
| 6.3   | Stechiometrické přepočty .....                            | 63 |
| 6.4   | Sloučeniny fosforu .....                                  | 64 |
| 6.4.1 | Formy výskytu fosforu ve vodách .....                     | 64 |
| 6.4.2 | Zdroje znečištění fosforem .....                          | 64 |
| 6.4.3 | Režim a chod výskytu fosforu .....                        | 67 |
| 6.5   | Sloučeniny síry .....                                     | 70 |
| 6.6   | Vápník .....  | 71 |
| 6.7   | Halogeny .....  | 72 |
| 6.7.1 | Chlor .....   | 72 |
| 6.7.2 | Fluor .....   | 73 |
| 7     | Těžké kovy .....  | 74 |
| 7.1.1 | Olovo .....   | 76 |
| 7.1.2 | Rtuť .....  | 77 |
| 7.1.3 | Kadmium .....   | 78 |
| 8     | Specifické organické látky .....                          | 80 |
| 8.1   | AOX .....   | 80 |
| 8.1.1 | Dopady na člověka a životní prostředí .....               | 80 |
| 8.1.2 | Zdroje emisí AOX .....                                    | 81 |
| 8.2   | Pesticidy .....   | 83 |
| 8.3   | PAU - polycyklické aromatické uhlovodíky .....            | 86 |
| 8.4   | PCB - polychlorované bifenoly .....                       | 87 |
| 8.5   | Dioxiny .....   | 88 |
| 8.6   | Fenoly .....  | 89 |
| 8.7   | Ropné látky .....   | 90 |
| 9     | Radioaktivní látky .....                                  | 91 |
| 10    | Biologické ukazatele jakosti vody .....                   | 94 |



|        |   |     |
|--------|---|-----|
| 10.1   | Saprobní systém.....  | 94  |
| 10.1.1 | Saprobní valence a saprobní index.....  | 95  |
| 10.2   | Trofický systém.....  | 96  |
| 10.2.1 | N a P jako limitující prvky eutrofizace.....  | 97  |
| 10.2.2 | Vztah mezi trofií a saprobitou.....   | 98  |
| 10.2.3 | Sinice.....   | 99  |
| 10.3   | Mikrobiologické ukazatele jakosti vody.....   | 100 |
| 10.4   | Rybí pásma.....   | 101 |
| IV.    | Alternativní přístupy k hodnocení kvality vody.....                                 | 103 |
| V.     | Zdroje znečištění povrchových vod.....  | 105 |
| 11     | Činitele ovlivňující změny jakosti vody.....  | 106 |
| 11.1   | Geologické podloží.....   | 106 |
| 11.2   | Geomorfologické poměry.....   | 106 |
| 11.3   | Půdní kryt.....   | 108 |
| 11.4   | Vegetační kryt.....   | 110 |
| 11.5   | Klimatické poměry.....  | 110 |
| 11.6   | Šíření znečištění v toku.....   | 112 |
| 11.7   | Samočisticí schopnost toků.....   | 112 |
| 11.7.2 | Posilování samočisticí schopnosti toků.....   | 114 |
| 11.8   | Antropogenní úpravy toků a krajiny jako činitel ovlivňující změny jakosti vody..... | 115 |
| 12     | Zdroje znečištění povrchových vod.....  | 117 |
| 13     | Bodové zdroje znečištění.....   | 120 |
| 13.1   | Emisní oblasti.....   | 120 |
| 13.2   | Průmyslové zdroje znečištění.....   | 122 |
| 13.2.1 | Chemický průmysl.....   | 123 |
| 13.2.2 | Papírnický průmysl.....   | 124 |
| 13.2.3 | Potravinářský průmysl.....  | 124 |
| 13.2.4 | Těžba surovin a zpracovatelský průmysl.....   | 125 |
| 13.3   | Komunální zdroje znečištění.....  | 126 |
| 13.3.1 | Splaškové odpadní vody.....   | 127 |
| 13.3.2 | Srážkové odpadní vody.....  | 129 |
| 13.4   | Populační ekvivalent.....   | 130 |
| 13.5   | Šíření znečištění v recipientu.....   | 131 |
| 14     | Difúzní zdroje znečištění.....  | 132 |
| 14.1   | Zemědělství.....  | 132 |
| 14.2   | Rozptýlené osídlení.....  | 134 |
| 14.3   | Skládky.....  | 135 |

|        |  |     |
|--------|--|-----|
| 14.4   | Doprava.....   | 136 |
| 15     | Plošné zdroje znečištění.....  | 137 |
| 15.1   | Zemědělství.....   | 138 |
| 15.2   | Atmosférické depozice.....   | 139 |
| 15.3   | Hodnocení plošných zdrojů znečištění .....                                   | 140 |
| 15.3.1 | Bilanční metody .....  | 140 |
| 15.3.2 | Aditivní přístup.....  | 140 |
| 15.3.3 | Matematické modely .....   | 141 |
| VI.    | Hodnocení a klasifikace jakosti vody .....                                   | 144 |
| 16     | Analýza dat jakosti vody.....  | 144 |
| 16.1   | Hodnocení časového chodu a variability znečištění .....                      | 145 |
| 16.2   | Závislostní hodnocení .....  | 146 |
| 16.2.1 | Hodnocení závislosti koncentrace na průtoku .....                            | 147 |
| 16.2.2 | Závislost koncentrace na překročení průtoku .....                            | 149 |
| 16.2.3 | Hodnocení závislosti koncentrace na překročení průtoku a ročním období ..... | 149 |
| 16.3   | Pravděpodobnostní hodnocení.....   | 151 |
| 16.4   | Hodnocení bilance látkového odnosu .....                                     | 152 |
| 16.4.1 | Látkový odnos.....   | 152 |
| 16.4.2 | Separace složek zátěže z bilance látkového odnosu.....                       | 153 |
| 16.5   | Specifický látkový odnos .....   | 155 |
| 16.6   | Shluková analýza.....  | 157 |
| 16.7   | Analýza variability trendů změn kvality vody .....                           | 159 |
| 17     | Modelování změn jakosti vody .....   | 162 |
| 17.1   | Regresní modely.....   | 163 |
| 17.2   | Modelování znečištění v korytech toků .....                                  | 164 |
| 17.2.1 | Typy modelů.....   | 165 |
| 17.2.2 | Modely změn jakosti vody v tocích .....                                      | 166 |
| 17.3   | Modely změn jakosti vody v nádržích .....                                    | 169 |
| 17.4   | Modelování erozních procesů a znečištění z plošných zdrojů .....             | 170 |
| 17.5   | Charakteristiky vybraných modelů kvality vody.....                           | 174 |
| 17.5.1 | QUAL 2E.....   | 174 |
| 17.5.2 | MIKE 11.....   | 176 |
| 17.5.3 | QSim .....   | 180 |
| 17.5.4 | Integrované modely.....  | 182 |
| 18     | Klasifikace jakosti vody.....  | 185 |
| 18.1   | Klasifikace jakosti povrchových vod v ČR.....                                | 185 |
| 18.1.1 | Povrchové vody .....   | 185 |

|        |  |     |
|--------|--|-----|
| 18.2   | Klasifikace jakosti vody v Evropě.....                           | 189 |
| VII.   | Monitoring kvality vody .....                                    | 192 |
| 19     | Systém monitoringu jakosti vody v ČR.....                        | 192 |
| 19.1   | Monitoring jakosti vody v kontextu RS.....                       | 192 |
| 19.2   | Monitoring kvality povrchových vod v ČR .....                    | 194 |
| 19.2.1 | Státní síť sledování jakosti vody v tocích.....                  | 194 |
| 19.2.2 | Ostatní sítě monitoringu kvality vody .....                      | 197 |
| VIII.  | Ochrana vod před znečištěním.....                                | 199 |
| 20     | Legislativní nástroje ochrany vod EU.....                        | 199 |
| 20.1.1 | Rámcová směrnice pro vodní politiku ES .....                     | 199 |
| 20.1.2 | Vybrané související směrnice a předpisy EU .....                 | 201 |
| 20.2   | Transpozice vodohospodářské legislativy EU do prostředí ČR ..... | 202 |
| 21     | Legislativní nástroje ochrany vod v ČR.....                      | 204 |
| 21.1   | Zákony .....   | 204 |
| 21.2   | Nařízení vlády .....   | 204 |
| 21.3   | Vyhlášky .....   | 205 |
| 21.4   | Normy .....  | 206 |
| 21.5   | Poplatky .....   | 206 |
| 22     | Vybrané legislativní předpisy.....                               | 207 |
| 22.1   | Vodní zákon .....  | 207 |
| 22.2   | Zákon o integrované prevenci a omezování znečištění.....         | 208 |
| 22.2.1 | BAT a BREF.....  | 209 |
| 22.3   | IRZ - Integrovaný registr znečišťování.....                      | 209 |
| 22.4   | Nitrátová směrnice.....  | 210 |
| 22.5   | Nařízení vlády o zranitelných oblastech .....                    | 211 |
| 22.6   | Nařízení vlády o emisních a imisních limitech .....              | 212 |
| 22.6.1 | Imisní limity.....   | 213 |
| 22.6.2 | Emisní limity .....  | 215 |
| 23     | Mezinárodní programy na ochranu vod.....                         | 219 |
| 23.1   | Mezinárodní komise pro ochranu Labe .....                        | 219 |
| IX.    | Literatura.....  | 223 |

*Voda není komerčním produktem jako ostatní výrobky, ale spíše dědictvím, které musí být chráněno, střeženo a nakládáno s ním jako takovým.*

(Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady, ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky)

---

# I. Úvod

Vodu můžeme bez velké nadsázky považovat za synonymum života na Zemi. Živé organismy - ať rostliny nebo živočichové vodu bez výjimky potřebují ke svému životu, všechny mají vodu obsaženu ve svém těle a pro značnou část z nich představuje voda základní životní prostředí. Výjimkou není ani člověk. Základní podmínkou jeho přežití je proto nepřetržité obstarávání zásob vody a to jak v dostatečném množství, tak v kvalitě, umožňující její využívání. V našich podmínkách zpravidla první podmínka, tj. zajištění dostatečného množství vody, nepředstavuje zásadní problém. Podobně jako ve všech vyspělých zemích se však i u nás s rozvojem civilizace a především jejích doprovodných efektů stává čím dál větším problémem otázka její použitelnosti.

Rozvoj socioekonomického člověka je totiž svázán s produkcí stále vyššího množství odpadů a jejich významná část je směřována právě do prostředí povrchových vod. Značná část říční sítě ve vyspělém světě je tak vystavena intenzivnímu znečištění a voda v těchto tocích se stává nejen obtížně využitelnou pro člověka, ale zároveň nebezpečnou i pro ostatní živé organismy. Otázka kvality vody, kterou nacházíme v řekách, nádržích, ale i podzemních vodách představuje jeden ze zásadních problémů současné civilizace.

Pojmenování, analýza a především řešení problémů, spjatých s kvalitou vody proto představuje dlouhodobě výzvu pro výzkumnou sféru i vodohospodářskou praxi. Vzhledem k tomu, že v kvalitě vody se odráží vliv jak přírodních, tak antropogenních procesů, je pro její analýzy a hodnocení nezbytný interdisciplinární pohled, kombinující poznatky jak z přírodovědných, tak z technických i sociálně-ekonomických oborů.

Toto skriptum si klade za cíl seznámit čtenáře pokud možno komplexně s problematikou kvality vody. Pozornost je postupně věnována vlastnímu pojmu kvality vody a hlavním přístupům k jejímu hodnocení, jednotlivým ukazatelům jakosti vody a jejich charakteristikám, dále pak hlavním zdrojům znečištění a jejich vlivu na jakost povrchových vod. Další oddíly jsou věnovány metodám hodnocení jakosti vody, metodice monitoringu i legislativě, platné jak v České republice, tak v rámci Evropské unie.

Publikace je svoji koncepcí, šíří problematiky i obsahem určena především studentům odborného studia fyzické geografie.

Jakub Langhammer

## II. Pojem kvalita vody

Stav hydrosféry představuje jednu z nejvýraznějších a nejlépe uchopitelných součástí přírodního prostředí. Odráží totiž aktuální stav zatížení prostředí všemi běžnými lidskými aktivitami, především však odpady ze sídel, zemědělské a průmyslové činnosti. Pro vyjádření míry zátěže povrchových vod antropogenní činností proto používáme hodnocení stavu a vývoje kvality sledované vody na základě různých parametrů a hledisek. Ty se vyvíjejí a mění podle potřeb a účelu hodnocení, analytických možností, ale i celkového pojetí problematiky v různých zemích a časových obdobích. Přes značnou relativnost hodnocení a vlastního pojmu kvality vody se můžeme pokusit shrnout hlavní pojmy a metody, pomocí kterých definujeme a hodnotíme jakost povrchové vody v přírodním prostředí.

Kvalitou vody obecně rozumíme ohodnocení souboru jejích vlastností z hlediska její vhodnosti pro různé druhy využití, z hlediska míry toxicity vody pro organismy či obecně ve vztahu k přírodnímu prostředí. Bereme přitom v úvahu její rozdílné vlastnosti fyzikální, chemické či biologické. Na základě kvantifikace těchto jednotlivých vlastností vody a jejich porovnání s předem stanovenou stupnicí hodnot hovoříme o kvalitě vody a o míře její zátěže.

Vlastní pojem kvality vody je relativní – s tím, jak se mění vlastnosti vody v tocích v průběhu času a prostoru, tak se liší a vyvíjejí i nároky na její kvalitu. Požadavky na kvalitu vody se velmi mění, a to jak mezi různými zeměmi či geografickými oblastmi, tak i v rámci jednoho státu v čase. Rozdíly přitom bývají výrazné a vyplývají z celkového stupně vývoje poznání, společnosti a jejího vztahu k využívání přírodního prostředí vůbec.

Vývoj měřítek pro posuzování kvality vody odráží možnosti, dané stupněm vývoje vědeckého poznání přírody a používaných analytických metod, tak posun v názoru na funkci a postavení vody v přírodě a společnosti včetně aspektů politických. Není proto možné hovořit o nějaké univerzální definici kvality vody. V řadě zemí a oblastí světa navíc bývá primárním požadavkem zajištění dostatečného množství vody vůbec a kvalita vody stojí v druhé řadě zájmu.

Hovoříme-li o kvalitě vody, musíme mít navíc na zřeteli rozdíly mezi absolutním a jednoznačným vyjádřením zátěže toku na základě reálných hodnot fyzikálních, chemických a biologických parametrů znečištění na straně jedné a relativní systémy měřítek, které na základě jejich výsledků kvalitu vody klasifikují.

# III. Ukazatele kvality vody

## 1 Základní přístupy k hodnocení jakosti vody

Spektrum znečišťujících látek, vyskytujících se v povrchových vodách je velmi široké. Můžeme je klasifikovat a členit podle různých kritérií, přičemž obecně můžeme rozlišovat dva hlavní přístupy.

První je přístup *analytický*, hodnotící kvalitu vody na základě sledování fyzikálně-chemických vlastností vody. Druhý můžeme označit jako *holistický* – celostní. Jeho principem je hodnocení celkového stavu vody na základě nepřímých ukazatelů – bioindikátorů.

Oba přístupy k hodnocení kvality vody vycházejí ze stejného východiska, kterým je snaha o objektivní zhodnocení stavu kvality vody v toku. Liší se přitom jak prostředky, tak cíli.

Cílem *fyzikálně-chemického hodnocení* kvality vody je stanovit míru přítomnosti sledovaných vybraných látek v toku pro určitou lokalitu a daný časový okamžik (Pitter, 1999). Jedná se o přesné zhodnocení míry znečištění vybranými polutanty pro konkrétní místo a čas, doplněné o hodnocení základních fyzikálních parametrů. Výhodou je vcelku objektivní posouzení míry zátěže toku vybranými ukazateli jakosti vody, možnost kvantitativního hodnocení získaných výsledků a z toho vyplývající možnost srovnání jak časového vývoje znečištění určitou látkou v daném profilu, tak hodnocení šíření této látky v rámci toku či srovnání mezi více oblastmi. Z dat, získaných laboratorními rozborů je možno získat informace o vztahu mezi imisní situací v toku a jednotlivými zdroji emisí. Fyzikálně-chemická hodnocení jsou nezastupitelná pro hodnocení vlastností pitné a užitkové vody, hodnocení vlivu zdrojů znečištění a další hodnocení kvantitativního charakteru.

Tato hodnocení však jsou limitována několika faktory. Jednak je to již zmíněná svázanost zjištěných údajů s konkrétním místem a časem. Dále je velmi podstatnou otázkou výběr sledovaných ukazatelů. Protože se chemické hodnocení opírá o rozbor pouze určitého počtu vybraných ukazatelů, nemůže odhalit přítomnost a eventuálně vysoké koncentrace látek, které nebyly testovány. Zásadní je rovněž kvalitní řada měření - obecně by řada pozorování měla být co nejhustší, aby byly dostatečně kvalitně pokryty jednotlivé hydrologické situace a jejich vývoj v roce. Nezbytností je také standardní metodika provádění rozborů a její dodržování, což vyloučí vzájemnou neslučitelnost naměřených hodnot.

*Biologické hodnocení kvality vody* naproti tomu vychází z pozorování tzv. biomonitorů - organismů, jejichž výskyt odráží stav a změny kvality vody v toku (Lellák and Kubíček, 1991). Vzhledem k vlastnostem sledovaných organismů se jedná o hodnocení komplexnější než v případě hodnocení fyzikálně-chemického. Díky mobilitě organismů se určitý stav nevztahuje jen na pozorovanou lokalitu, ale vždy na větší úsek toku. Zároveň hodnocení vždy odráží dlouhodobější stav kvality vody, neboť změny v zastoupení organismů probíhají v delším časovém horizontu než změny chemismu vody.

Výhodou biologického přístupu k hodnocení jakosti vody je jeho komplexnost. Jednoduchým postupem bez nutnosti množství nákladných rozborů je možno prokázat míru znečištění určitého

úseku toku a jeho ekologický stav. Pro biologická stanovení je v důsledku výše zmíněné menší časové variability menší potřeba prováděných hodnocení - zpravidla postačí jedno až dvě stanovení za rok. Na druhé straně biologické hodnocení neumožňuje určit znečišťující látky v toku ani stanovit jejich koncentraci či jejich celkové množství. Hlavní oblast použití biologických hodnocení je proto při vyhodnocování ekologických aspektů toků, posuzování celkového stavu jednotlivých úseků koryta a míry jeho zátěže.

### Analytický přístup

#### Fyzikálně-chemické hodnocení

- stanovení míry přítomnosti vybraných látek v toku pro určitou lokalitu a daný časový okamžik.
- objektivní posouzení míry zátěže toku vybranými látkami
- možnost kvantitativního hodnocení získaných výsledků
- nezastupitelná pro hodnocení vlastností pitné a užitkové vody, hodnocení vlivu zdrojů znečištění a bilanční hodnocení

### Holistický přístup

#### Biologické hodnocení

- vychází z pozorování tzv. biomonitorů - organismů, jejichž výskyt odráží stav a změny kvality vody v toku
- výhodou komplexnost
- hlavní použití při vyhodnocování ekologických aspektů toků, posuzování celkového stavu toků či jednotlivých úseků koryta a míry jejich zátěže

### Alternativní přístupy

#### Hodnocení změn pohyblivosti vody

- založeno na analýze změn elementárních fyzikálních vlastností kapky vody a jejího proudění v důsledku znečištění

*Při komplexním hodnocení kvality vody nelze jednoznačně upřednostňovat ani jednu z výše uvedených základních metod. Obvykle bývá při hodnoceních jako základ použito hodnocení fyzikálně-chemické, přičemž hodnocení biologické tvoří jeho nedílnou doplňující součást. Hodnocení změn pohyblivosti vody potom představuje metodu relativně novou, v praxi však zatím rutinně neužívanou.*

## 2 Fyzikálně-chemické ukazatele znečištění

Podstatou hodnocení jakosti vody na základě jejích fyzikálně-chemických vlastností je stanovení míry obsahu vybraných látek ve vzorku vody. Rozsah sledovaných látek přitom odpovídá rozsahu znečišťujících látek, které v toku očekáváme. Rozsah, struktura a význam jednotlivých sledovaných ukazatelů znečištění se v průběhu času mění. S tím, jak se vyvíjí poznání o vztazích mezi přírodní a antropogenní sférou, respektive o míře škodlivosti určitých látek pro přírodní ekosystémy, se postupně rozšiřuje okruh sledovaných látek. Souběžně dochází k rozvoji přístrojové techniky, která umožňuje přesnější detekci sledovaných ukazatelů. V současné době je tak možno stanovovat přítomnost a obsah látek, jako například těžkých kovů v množstvích, která ještě před několika roky byla pod mezí citlivosti běžných přístrojů. S tím, jak se postupně rozšiřují možnosti analýzy látek však stoupá potřeba přesnějšího vymezení potřebných ukazatelů, pro které je třeba analýzy provádět. Moderní analytické přístroje jsou totiž sice velmi přesné, nicméně jejich provoz je nákladný – pro každou analýzu je proto nutné zvažovat i její ekonomickou účelnost.

Vzhledem k široké paletě znečišťujících látek a také různým přístupům k hodnocení můžeme v literatuře i praxi nalézt různá schémata členění a klasifikace znečišťujících látek.

Základní hledisko představuje obecné chemické složení sledovaných látek. Podle něj můžeme rozlišovat dvě hlavní skupiny ukazatelů:

- Organické látky
- Anorganické látky

Kritériem, zohledňujícím dopad jednotlivých znečišťujících látek na ekosystémy, představuje členění dle míry toxicity ukazatelů pro živé organismy (Pitter, 1999):

- Látky, které působí přímo toxicky nebo způsobují senzorické závady,
- Látky, které ovlivňují kyslíkovou bilanci recipientu,
- Látky inertní (anorganické nerozpustné a rozpustné netoxické látky).

Jiné možné členění znečišťujících látek odráží jejich vliv na procesy samočištění v toku (Synáčková, 1996):

- Organické látky – tyto látky při svém rozkladu kladou velké nároky na kyslík, což může mít za následek pokles jeho obsahu v toku na takové hodnoty, při kterých dochází k úhynu ryb a jiných druhů vodní fauny a flóry.
- Specifické látky – látky jejichž účinek se různí podle jejich povahy a složení. Projevují se redukcí přestupu kyslíku ze vzduchu do vody, snižováním obsahu kyslíku ve vodě, zvyšováním salinity, ale také přímou toxicitou nebo bioakumulací. Příkladem specifických znečišťujících látek jsou například xenobiotika, ropné látky, těžké kovy, radioaktivní látky aj.



Uvedené principy kombinuje členění ukazatelů kvality vody, které používá norma pro klasifikaci jakosti povrchových vod v ČR – ČSN 757221. Ta rozlišuje šest skupin ukazatelů:

1. Ukazatele kyslíkového režimu
2. Ukazatele základní chemické a fyzikální
3. Doplnující chemické ukazatele
4. Těžké kovy
5. Biologické a mikrobiologické ukazatele
6. Ukazatele radioaktivity

Členění ukazatelů kvality vody, dále použité v textu, kombinuje uvedené přístupy. Vychází z členění, užívaném při klasifikaci jakosti vody, přičemž hlavní kategorie chemických ukazatelů jsou dále rozčleněny podle chemické příbuznosti látek. Odděleně látky jsou uvedeny látky organické a anorganické, jako samostatná skupina jsou vyčleněny specifické organické látky.

V jednotlivých kapitolách jsou stručně představeny hlavní ukazatele, jejich definice, způsob stanovení, základní režimové charakteristiky výskytu v povrchových vodách, hlavní zdroje znečištění i dopad na ekosystémy vodních toků.



## Fyzikálně – chemické ukazatele jakosti vody

### Podstata hodnocení

- stanovení míry obsahu různých látek v toku

### Rozsah sledovaných látek

- odpovídá rozsahu znečišťujících látek, které v toku očekáváme

### Členění ukazatelů

- různé možnosti
- podle chemického složení
- míry toxicity
- vlivu na procesy samočištění

### ČSN 757221

- Ukazatele kyslíkového režimu
- Ukazatele základní chemické a fyzikální
- Doplnující chemické ukazatele
- Těžké kovy
- Biologické a mikrobiologické ukazatele
- Ukazatele radioaktivity

# 3 Základní fyzikální ukazatele

Fyzikální ukazatele kvality vody patří k základním prvkům hodnocení stavu vodního prostředí. Udávají celkový stav vodního prostředí a představují tak základní indikátory souhrnného stavu vody. Zároveň představují důležitý doplněk analytických stanovení chemických a biologických parametrů jakosti povrchových i podzemních vod.

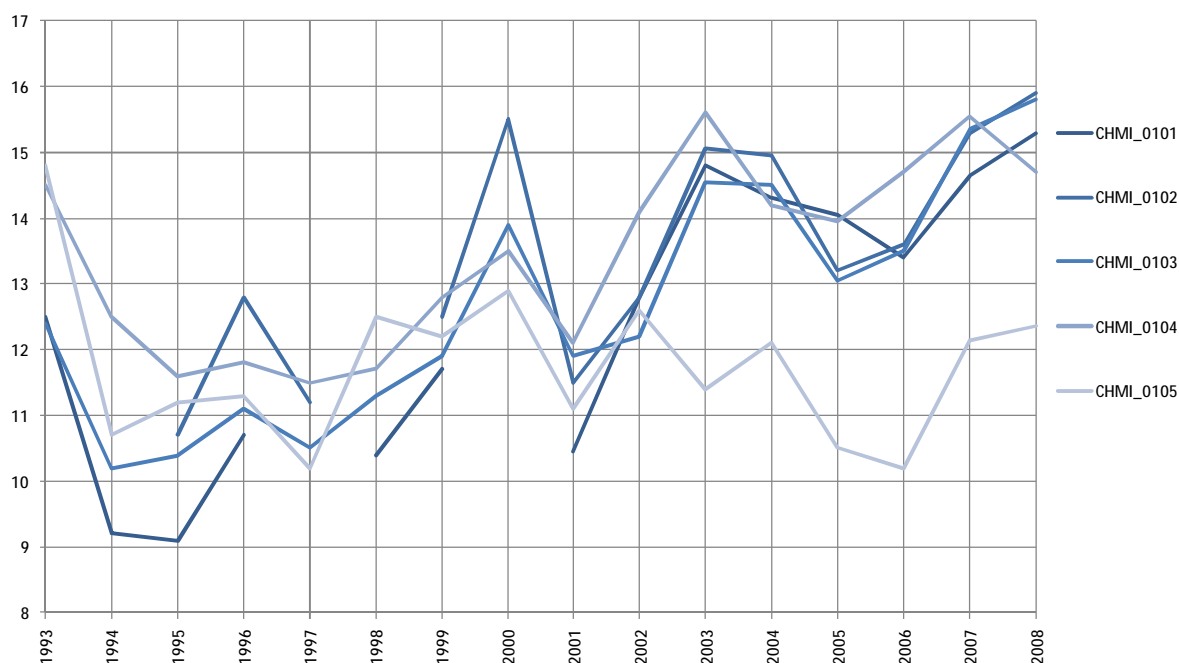
Většinu fyzikálních ukazatelů jakosti vody je možno stanovovat přímo v terénu, za pomoci mobilních přístrojů. Část fyzikálních ukazatelů kvality vody je stanovena expertním posouzením a řadíme je tak mezi indikátory tzv. *organoleptických vlastností* vody, tj. vlastností, postihnutelných lidskými smysly, jako jsou průhlednost, barva, zápach či chuť.

## 3.1 Teplota vody

Teplota vody je základním fyzikálním ukazatelem, odrážejícím aktuální stav a fyzickogeografické poměry toku a jeho povodí.

Chod teploty vody je řízen příjmem slunečního záření z atmosféry a následným ohřevem vody, dna a břehů. Teplota kolísá v závislosti na denním i sezónním režimu chodu teploty vzduchu, slunečním záření a klimatickém období.

Rozpětí absolutních hodnot teplot vody v tocích je značné – od 0°C při zámru až po maxima, která mohou překračovat i 30°C. Na tocích, monitorovaných V tocích, sledovaných profily ČHMÚ se v období 1970-2008 dlouhodobý roční průměr teploty pohybuje od 5,6 °C až 17,3 °C, s průměrnou hodnotou 8,8 °C. Tyto průměrné hodnoty jsou však velmi proměnlivé. Absolutní hodnoty teploty vody i jejich variabilita závisí především na fyzickogeografických faktorech – nadmořské výšce a vodnosti toku. Denní amplituda teploty toku je výrazně vyšší u malých toků, kde dosahuje typicky 3-6 °C, u větších řek 1-1,5 °C.

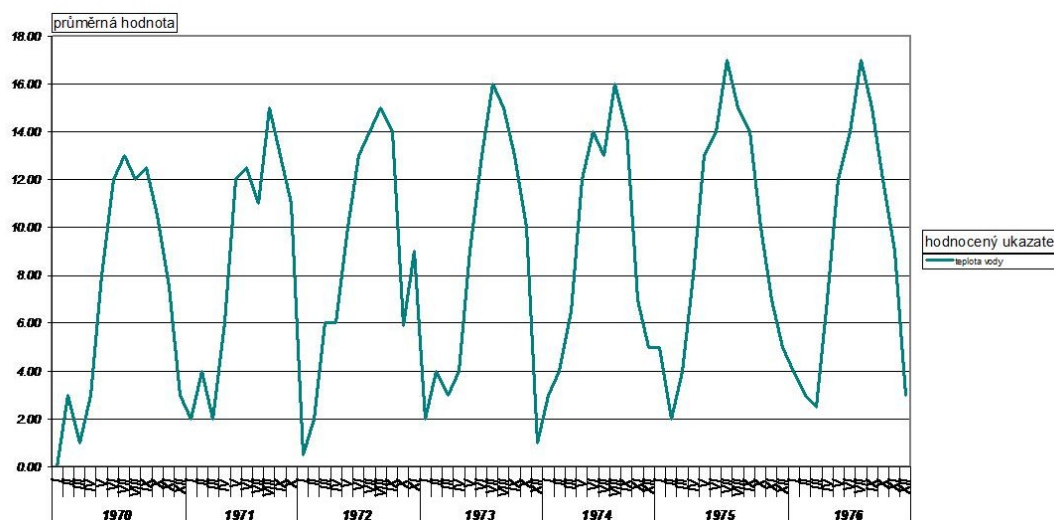


Obrázek 1 Průměrné roční teploty vody v podélném profilu Labe. Data ČHMÚ

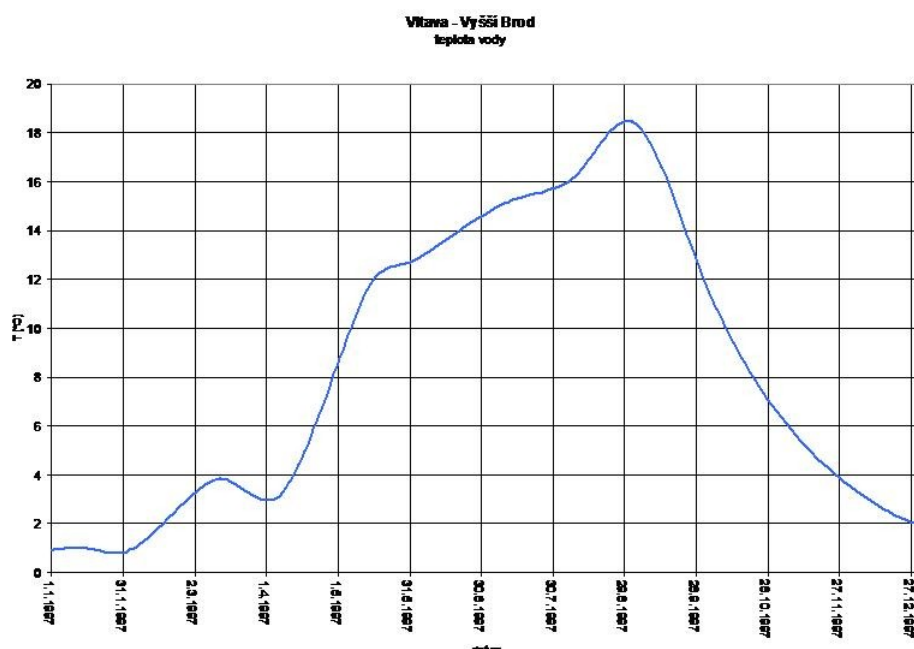
Roční průběh teploty v tocích se mírně zpožďuje za vývojem teploty vzduchu. Maximální denní teplota v celoročním průměru nastává mezi 14 - 17 hodinou - v zimě dříve, v létě později. Teplota vody, blízká průměrné denní teplotě se vykytuje typicky mezi 10 a 12 hodinou v závislosti na lokálních podmínkách.

### 3.1.1 Vliv teploty na jakost vody

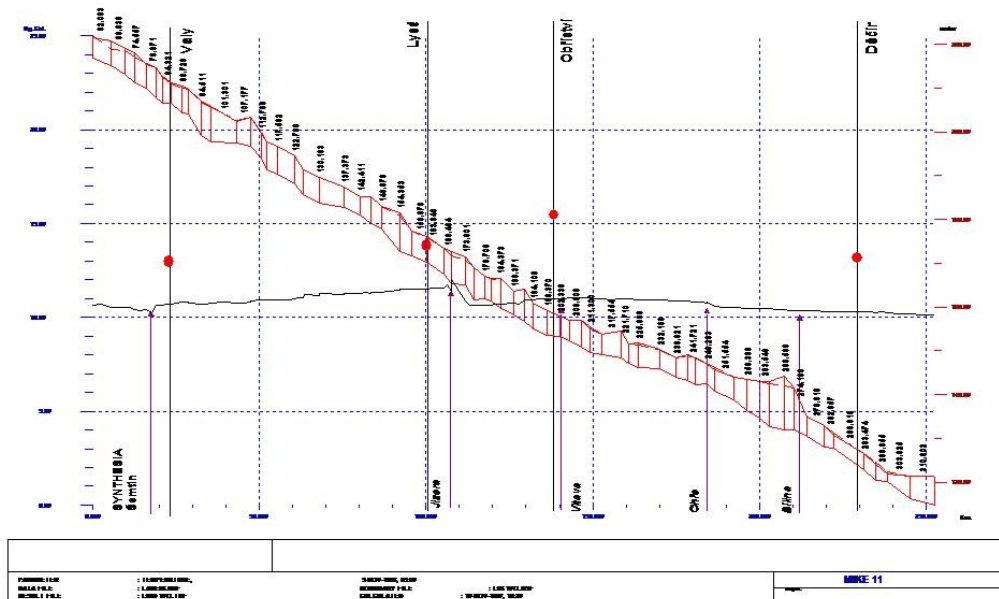
Z hlediska jakosti vody je její teplota významná z několika hledisek. především tím, že ovlivňuje kyslíkový režim toku, veškeré biochemické procesy a v neposlední řadě i život organismů, spjatých s vodním prostředím.



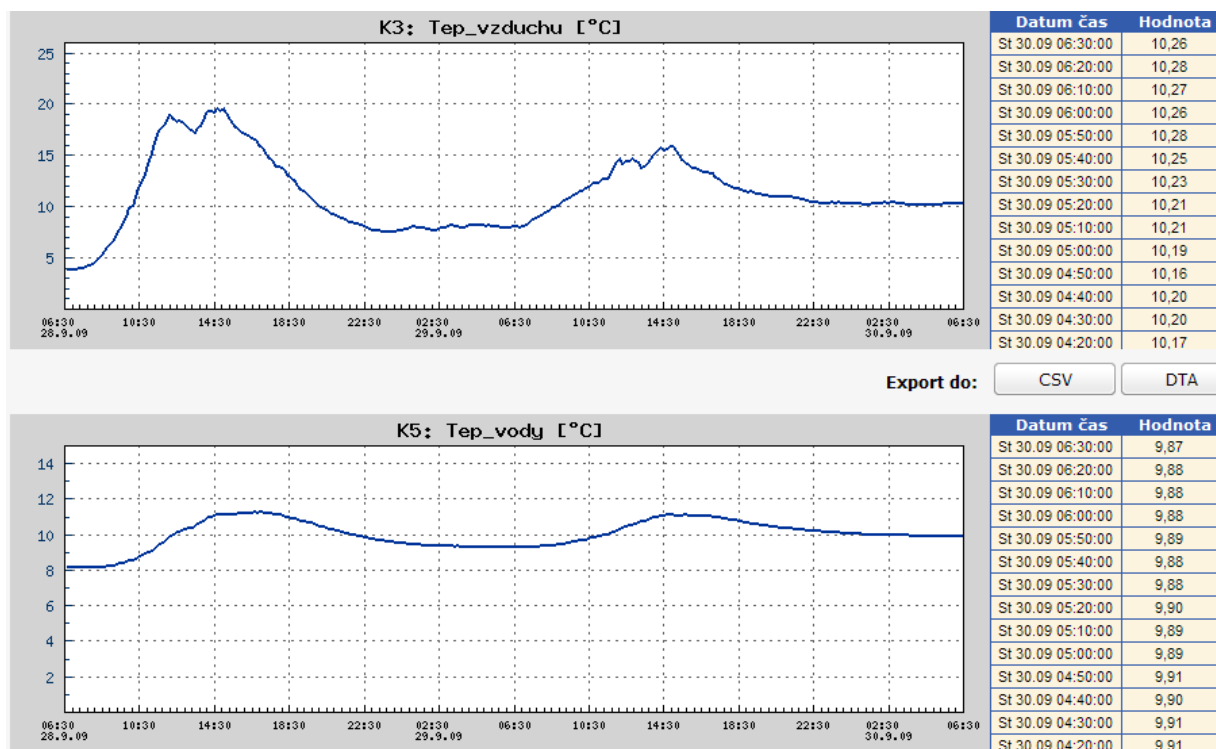
Obrázek 2 Roční režim chodu teploty. Lužická Nisa- Proseč nad Nisou. Data: ČHMÚ



Obrázek 3 Roční chod teploty vody Vltava - Vyšší Brod, rok 2001. Data: ČHMÚ



Obrázek 4 Teplota vody v podélném profilu Labe. Model MIKE 11, simulace stavu k datu 21.5.1996



Obrázek 5 Denní amplituda teploty vzduchu a vody, měřená na horském toku v experimentálním povodí v intervalu 10 minut. Tetřivčí potok, Šumava, 29-30.9.2009. Data: PřF UK

### 3.1.2 Vliv teploty na kyslíkový režim a biochemické procesy

Teplota vody má zásadní vliv na kyslíkové poměry v tocích. Obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě je totiž nepřímo úměrný teplotě vody v toku (Pitter, 1999). Zvýšení teploty vody v toku proto má za následek snížení obsahu rozpuštěného kyslíku ve vodě. Výrazné tepelné znečištění např. pod výpustmi chladicích vod z elektráren tak může i bez přítomnosti dalších znečišťujících látek vyvolat výrazný kyslíkový deficit a nepříznivě tak ovlivnit život v toku.

Klíčová role teploty vody v rámci procesů změn kvality vody spočívá v regulaci intenzity biochemických procesů, probíhajících v tocích. Spolu se zmiňovaným ovlivněním kyslíkového režimu tak teplota vody výrazně ovlivňuje intenzitu samočisticích procesů ve vodním prostředí.

Teplota vody má navíc přímý vliv na život organismů ve vodním prostředí – mikroorganismy, bezobratlí, ryby i vodní rostliny mají rozdílnou toleranci na rozpětí teploty vodního prostředí a její výkyvy. Např. u ryb při vyšší teplotě klesá schopnost přijímat kyslík rozpuštěný ve vodě.

Teplotní znečištění bývá problematické zejména na malých tocích, kde výpusti odpadních vod z průmyslu mohou výrazným způsobem ovlivnit tepelné poměry toku. Podle imisních limitů nařízení vlády 82/1999 je u vodárenských toků maximální přípustná teplota 20°C, u ostatních toků pak 26°C.

Teplota výrazně ovlivňuje i procesy, používané při úpravě vody. Např. při teplotě pod 4°C jsou srážecí procesy, používané např. při odstraňování vápníku a hořčíku prakticky neúčinné (Grünvald, 1997).

## 3.2 Reakce vody pH

Důležitou vlastností vody je koncentrace vodíkových iontů. Podle Bronstedovy teorie kyselin a zásad se roztoky, které vodíkový ion mohou uvolňovat považují za kyseliny, naopak roztoky, které vodíkový ion mohou vázat, za zásady (Straka, 1995). Koncentrace  $H^+$  se v běžných vodách pohybuje v rozmezí  $1-10^{-14}$ , přičemž v chemicky čisté vodě je rovna  $10^{-7}$ .

Pro jednoduché vyjadřování zavedl Sørensen veličinu zvanou *vodíkový exponent pH*, definovaný jako záporný dekadický logaritmus koncentrace vodíkových iontů, proto:

$$pH = -\log [H^+]; [H^+] = 10^{-pH}$$

Při hodnotě  $pH < 7$  má roztok kyselou reakci, při  $pH > 7$  má roztok reakci zásaditou.

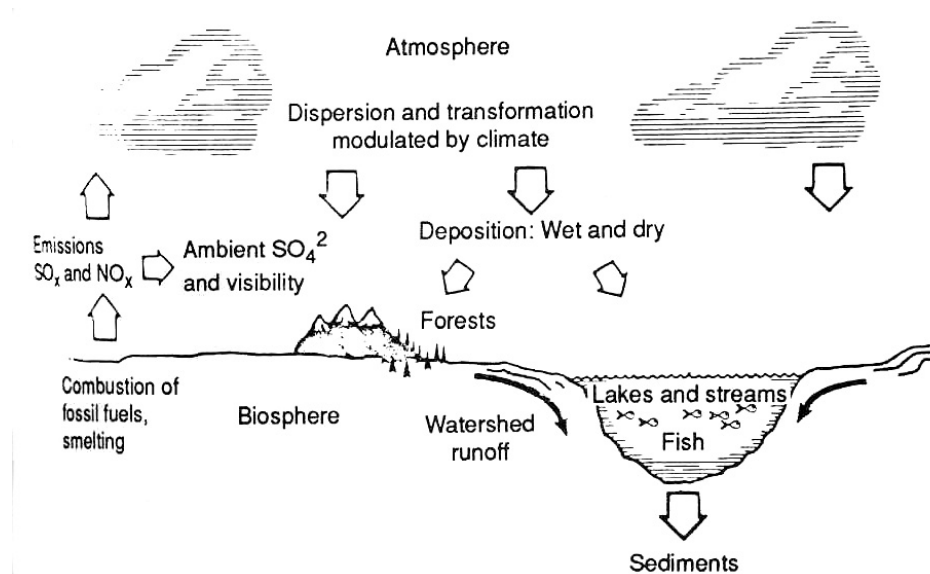
V neznečištěných povrchových vodách ovlivňuje pH vody nejvíce horninové prostředí, přičemž hodnoty pH se pohybují zpravidla v rozmezí 4,5–8,3; pH podzemních vod se potom pohybuje nejčastěji v rozmezí 5,5–7,5, atmosférické vody potom mívají pH v oblasti hodnot 5–6 i bez vlivu znečištění atmosféry (Pitter, 1999).

Podle imisních limitů nař. vl. 82/1999 nesmí u vodárenských toků překročit pH pásmo hodnot 6-8, u ostatních toků potom 6-9.

### 3.2.1 Acidifikace povrchových vod

Vlivem antropogenním činnosti, stejně jako vyplavováním bazických iontů z půd a geologického podloží dochází k okyselování neboli acidifikaci povrchových i podzemních vod.

Vliv kyselých atmosférických depozic i přímých emisí odpadních vod způsobuje pokles pH v tocích, podzemních vodách a jezerech či nádržích. K acidifikaci dochází díky dálkovému přenosu znečištění i v jinak neznečištěných oblastech. Nejznámějším příkladem, který de facto otevřel problematiku acidifikace v Evropě, bylo prudké okyselení jezer ve Skandinávii v sedmdesátých letech, kde díky kyselým dešťům došlo k poklesu pH vody a následnému masovému vymírání živých organismů v jezerech. Zdroj emisí se přitom nacházel v průmyslových oblastech střední a západní Evropy.



Obrázek 6 Schéma procesu acidifikace (Převzato z Maidment, 1993)

Proces acidifikace výrazně zasáhl i území ČR, kde se dotkl např. Šumavských jezer. Příkladem je Černé jezero, kde pH vody pokleslo z hodnot 6,5-7,0 pozorovaných v roce 1936 až na úroveň 4,5-4,8 v roce 1979 (Rosendorf and et al., 1998). K acidifikaci však dochází i v tekoucích vodách vlivem emisí přímého znečištění.

Acidifikace má negativní vliv na živé organismy, vyskytující se ve vodě. Při výrazném poklesu pH dochází k úhynu ryb, mikroorganismů i vodních rostlin. Efekt acidifikace je navíc dlouhodobý. Monitoring acidifikovaných šumavských jezer (Vrba, Fott, Kohout, and Kopáček, 2004) ukázal, že přes výrazné změny v aciditě je obnova života v jezerech jen velmi pozvolná i u jezer, kde intenzita acidifikace byla nižší.

Hlavním činitelem, spouštějícím proces acidifikace jsou kyselé depozice ve formě dešťových či sněhových srážek, aerosolu či suchého spadu (Maidment, 1993). Hlavní acidifikační činitele představují považované sloučeniny síry a dusíku, které se do atmosféry dostávají spalováním fosilních paliv. Míra projevu acidifikace závisí vedle acidity srážek rovněž na charakteru a stavu zasaženého přírodního prostředí, zejména na vlastnostech horninového prostředí, charakteru, struktuře a zdravotním stavu vegetace.



Obrázek 7 Hlavní fáze procesu acidifikace

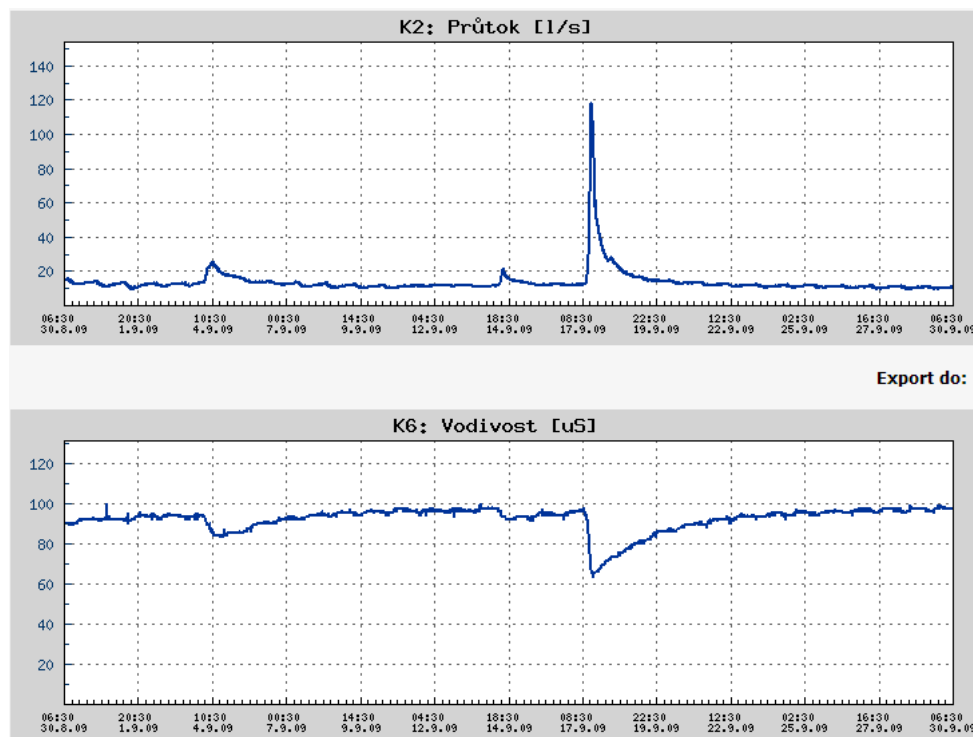
### 3.3 Konduktivita

Konduktivita neboli měrná vodivost představuje schopnost vody vést elektrický proud. Z fyzikálního hlediska je konduktivita převrácenou hodnotou elektrického odporu vody.

Hodnotu konduktivity ovlivňuje míra přítomnosti kationů a anionů, uvolněných v průběhu disociace elektrolytů. Tyto ionty činí roztok vodivým, proto vyšší hodnota vodivosti indikuje vyšší obsah iontů rozpuštěných látek ve vodě a naopak. Jednotku konduktivity představuje Siemens na metr (S/m), hodnoty jsou zpravidla udávány v mS/m.

Konduktivita velmi výrazně závisí na teplotě vody. Standardně udávané hodnoty konduktivity jsou vztaheny k teplotě vody 20°C. Změna teploty o 1°C má za následek posun hodnoty konduktivity přibližně o 2% (Grünvald, 1997).

Hodnoty konduktivity v toku výrazně kolísají v závislosti na úrovni antropogenní zátěže. Míru přítomnosti kationů a anionů ve vodě zvyšuje výskyt znečišťujících látek v toku. Vysoké hodnoty konduktivity tak jsou symptomem přítomnosti antropogenní zátěže, ukazatel nicméně neumožňuje hodnotit nebo odlišit charakter znečištění. Na úroveň konduktivity má vliv i aktuální vodnost toku. V situacích s vyšší vodností tak u profilů, zatížených bodovými zdroji díky naředění zátěže dochází k okamžitému poklesu úrovně znečištění s následným pozvolným návratem k původní úrovni konduktivity (Obr. 8).



Obrázek 8 Kontinuální měření vodivosti v intervalu 10 min. na experimentálnímpovodí Tetřívčí potok. Z grafu je zřejmý vliv vysoké vodnosti na pokles hodnot konduktivity v toku i pozvolný návrat na původní úroveň hodnot. Data: PŘF UK

Měrná vodivost se stanovuje laboratorně změřením v odebraném vzorku vody. Díky jednoduchému principu měření, vyplývajícimu z principu měření odporu, je dostupné i při stanovení v terénu. Konduktivitu je tak možné sledovat kontinuálně na monitorovacích stanicích (Obr. 8), nebo stanovovat okamžité hodnoty měřením v terénu pomocí mobilních přístrojů (Obr. 9). Přístroje pro přímé měření přitom dosahují analogických parametrů přesnosti měření jako přístroje, využívané



v laboratoři. Při terénním stanovení, které probíhá při odlišných teplotních poměrech je nezbytné před každým měřením zkalibrovat přístroj podle naměřené aktuální teploty vody v toku.



Obrázek 9 Měření konduktivity a teploty vody v terénu. Foto J. Langhammer

### 3.4 Obsah rozpuštěných látek

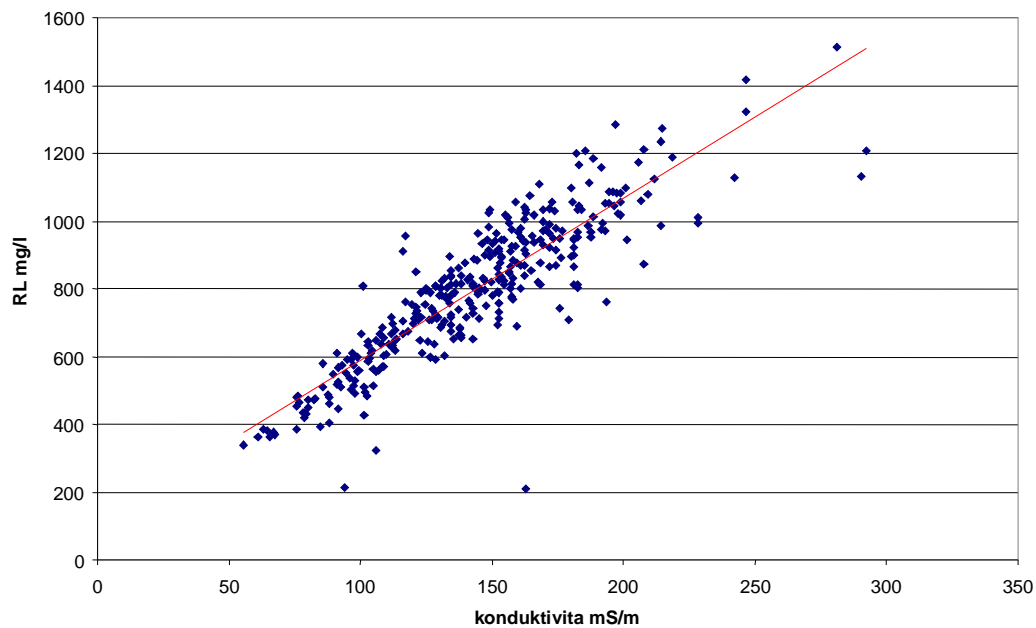
Obsah rozpuštěných látek v toku vyjadřuje míru celkové zátěže toku cizorodými látkami. Jde o důležitý indikátor využitelnosti vody pro úpravu na pitnou, pro závlahy či průmysl. Přítomnost rozpuštěných látek ovlivňuje kyslíkový režim tím, že snižuje rychlost degradace organického materiálu.

Stanovení obsahu rozpuštěných látek probíhá odpařováním při teplotě 105°C (Pitter, 1999).

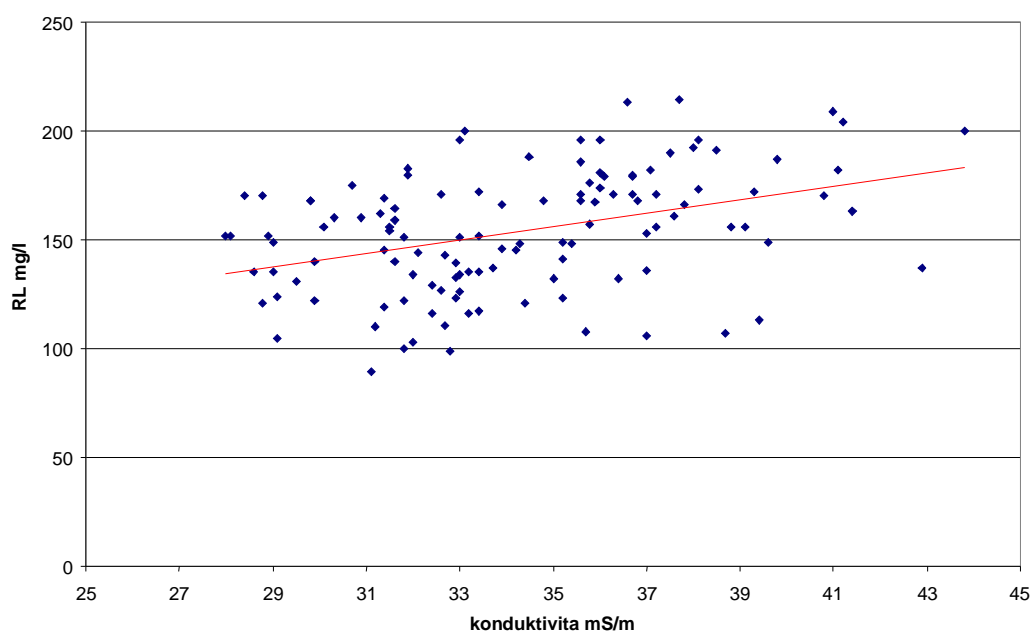
Vysoké hodnoty obsahu rozpuštěných látek indikují, podobně jako konduktivita, přítomnost znečištění – ne však jeho původ. Ukazatele se v praxi používají jako indikátor pro výpočty celkové látkové bilance zátěže povodí znečišťujícími látkami.

Hodnoty obsahu rozpuštěných látek zpravidla korelují s hodnotami konduktivity. Charakter a těsnost vztahu závisí na charakteru znečištění. Výrazná závislost je dosažena zpravidla u toků, zatížených bodovými zdroji znečištění (Obr. 10). U profilů, zatížených plošnými zdroji a profilů, uzavírajících rozsáhlá komplexní povodí je závislost zpravidla málo zřetelná (Obr. 11).



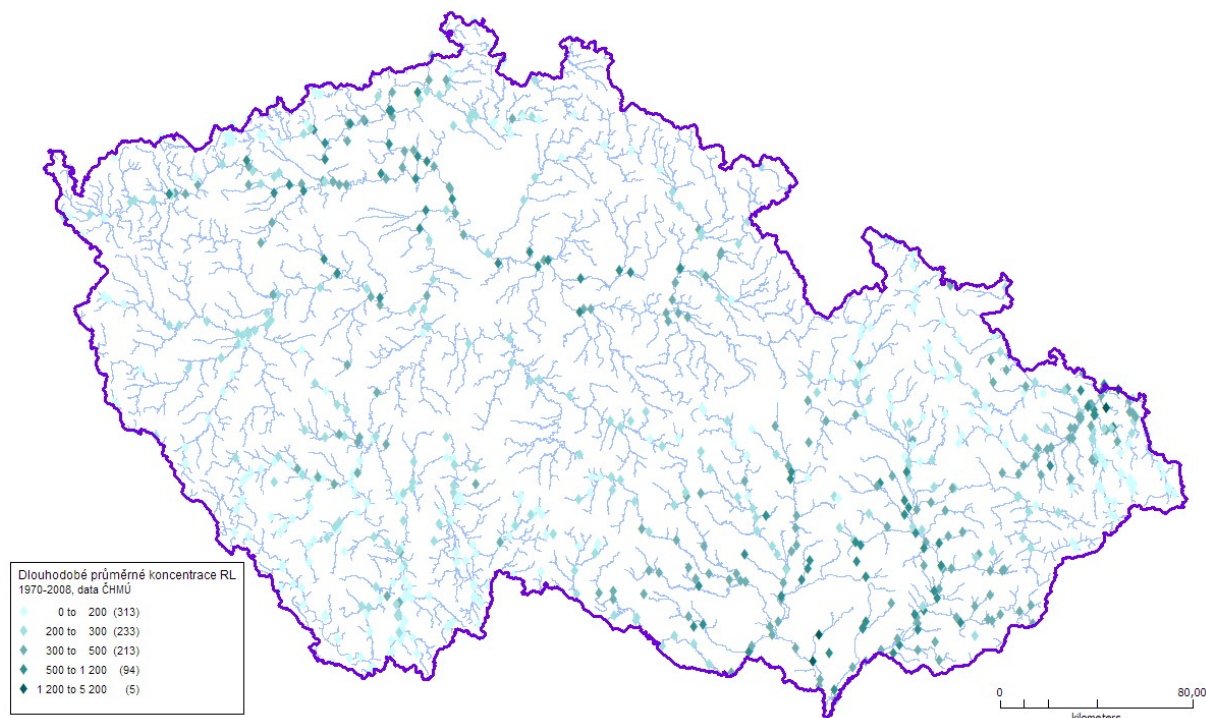


Obrázek 10 Vazba konduktivity na obsah rozpuštěných látek u toku, znečištěného bodovými zdroji znečištění vykazuje zřejmou lineární závislost. Bílina - -Ustí nad Labem, 1970-2000. Data: ČHMÚ.



Obrázek 11 Vazba konduktivity na obsah rozpuštěných látek u toku, znečištěného plošnými zdroji znečištění vykazuje málo zřetelnou závislost. Želivka - Soutice, 1990-2000. Data: ČHMÚ.

Rozložení dlouhodobých průměrných hodnot koncentrací rozpuštěných látek umožňuje dobře identifikovat oblasti se silnou úrovní zátěže antropogenním znečištěním (Obr. 12). Profily s vysokou úrovní průměrné dlouhodobé koncentrace rozpuštěných látek představují hlavní oblasti emisní zátěže toků. Charakter ukazatele nicméně neumožňuje rozlišovat charakter znečištění, který v těchto profilech představují komunální, průmyslové i zemědělské zdroje.



Obrázek 12 Rozložení dlouhodobých průměrných koncentrací RL na monitorovacích profilech. Data: ČHMÚ

### 3.5 Pach

Pachem vody označujeme její vlastnost vyvolanou přítomností těkavých látek různého charakteru (Grünvald, 1997). Pach patří mezi organoleptické parametry, jeho stanovení probíhá na základě definované stupnice, je však závislé na subjektivním hodnocení posuzovatele. Stupeň pachu se zjišťuje smyslově při teplotě vody 20°C a 60°C a hodnotí se v šesti stupních.

Vedle pachu, který je výsledkem znečištění, se setkáváme i s pachem, způsobeným úpravou vody chorací. Prahová koncentrace pachu chloru v tomto případě závisí na pH vody, přičemž při vyšších hodnotách pH je prahová koncentrace chloru vyšší. Při pH 5 prahová koncentrace pachu chloru dosahuje 0,075 mg/l, při pH 7 0,156 a při pH 9 až 0,45 mg/l (Pitter, 1999).

Tabulka 1 Stupně pachu pitné vody

| Stupeň pachu | Charakteristika pachu | Vnější projev   |
|--------------|-----------------------|---|
| 0            | Žádný                 | pach nelze zjistit  |
| 1            | Velmi slabý           | pach nezjistí spotřebitel, může jej však zjistit odborník           |
| 2            | Slabý                 | pach zjistí spotřebitel, je-li na něj upozorněn                     |
| 3            | Znatelný              | pach lze zjistit, může proto být příčinou nechuti spotřebitele      |
| 4            | Zřetelný              | pach vzbuzuje pozornost a tím i nechut spotřebitele k požívání vody |
| 5            | velmi silný           | pach je tak silný, že vodu nelze pít                                |

## 4 Ukazatele kyslíkového režimu

Kyslíkové poměry v toku ovlivňují zásadním způsobem veškeré chemické a biologické procesy, které v přirozených povrchových vodách probíhají. Hrají významnou roli v samočisticích procesech, stejně jako v procesech rozkladu organických látek a přímo ovlivňují podmínky pro život a výskyt živých organismů ve vodě.

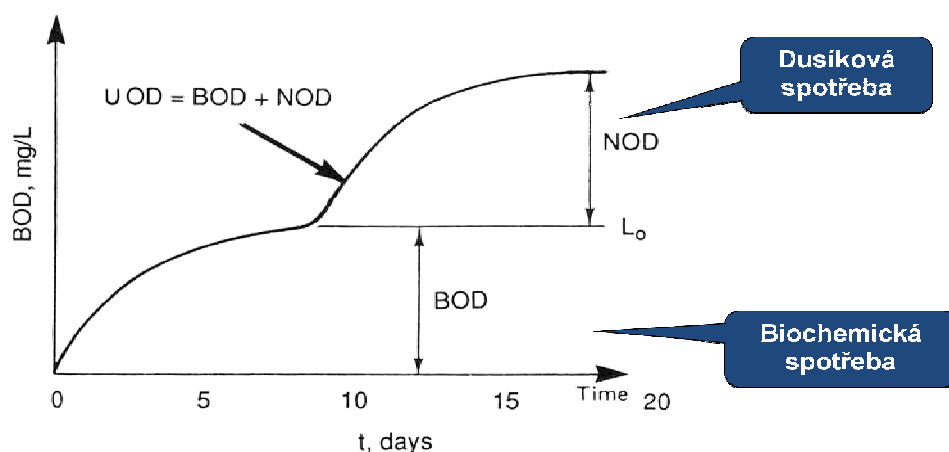
### 4.1 Obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě

Koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě je velmi důležitým indikátorem celkové čistoty vody v toku.

Na obsahu rozpuštěného kyslíku ve vodě přímo závisí život ryb a vodních organismů. Jako kritická mez pro většinu druhů ryb je považována hranice 3-4 mg/l, pro citlivější druhy ryb, jakými jsou například ryby lososovité, potom hranice 6 mg/l (Lellák and Kubíček, 1991).

Hlavním zdrojem kyslíku v povrchových vodách je přestup hladinou z atmosféry a fotosyntéza vodních rostlin (Maidment, 1993). Kyslík je ve vodě spotřebováván bakteriemi, které rozkládají organický materiál, přítomný v toku. Intenzita i rychlost reerace i rozkladných procesů závisí na řadě činitelů, mj. teplotě, intenzitě znečištění toku nebo proudění v korytě.

K úplné oxidaci organických látek ve splaškových vodách dochází během 20 dní, přičemž část organických látek je spotřebována v rámci biochemické spotřeby, část v rámci dusíkového cyklu (Obr. 14).



Obrázek 13 Spotřeba kyslíku při rozkladu organického znečištění. Maidment, 1993

#### 4.1.1 Zdroje rozpuštěného kyslíku ve vodě

Nejdůležitějším zdrojem kyslíku v povrchových vodách je atmosféra, ze které se do vodního prostředí dostává difúzí, další významný zdroj potom představuje fotosyntéza vodních rostlin. Výrazný vliv na množství kyslíku ve vodě má teplota a intenzita fotosyntézy. Díky tomu koncentrace kyslíku ve vodě, které se v čistých povrchových vodách obvykle pohybují mezi 85-90% nasycení, výrazně kolísají

v závislosti na změnách těchto parametrů a to jednak v průběhu roku, jednak v rámci dne (Pitter, 1999). Denní maxima obsahu kyslíku pozorujeme okolo poledne, minima v časných ranních hodinách. V rámci roku se potom nejvyšší hodnoty vyskytují v chladném zimním období, nejnižší naopak v letních měsících.

#### Zdroje rozpuštěného kyslíku ve vodě

##### Reaerace

(přestup přes vodní hladinu)

- Hlavní zdroj kyslíku ve vodě
- Konstantní dotace

##### Fotosyntéza vodních rostlin

- Závisí na množství a charakteru vegetace
- Působí denní variabilitu chodu koncentrace  $O_2$
- (ve dne fotosyntézou dodává kyslík, v noci respirací odebírá)



### 4.1.2 Spotřeba rozpuštěného kyslíku ve vodě

Celkové množství rozpuštěného kyslíku v tocích rovněž významně ovlivňuje antropogenní činnost, konkrétně emise znečišťujících látek. Kyslík je totiž spotřebováván při procesech biochemického rozkladu organických znečišťujících látek – tzv. deoxigenaci. Poměr mezi rychlostí přísunu kyslíku – reaerace a jeho spotřeby deoxigenací je potom zásadním vyjádřením kyslíkových poměrů v toku (Grünvald, 1997).

Pokud je rychlost deoxigenace vyšší než rychlost reaerace, může dojít k vyčerpání veškerého rozpuštěného kyslíku v říční vodě a vzniku kyslíkového deficitu, v jehož následku dochází jednak k zastavení procesů přirozeného odbourávání znečištění, ale hlavně k možnému úhynu ryb a dalších živých organismů, vyskytujících se ve vodním prostředí. K takovému vývoji dochází zpravidla v důsledku vysoké zátěže rychle rozložitelnými organickými látkami, které se do toku dostávají nejčastěji jako splaškové komunální odpady či odpady ze zemědělské a průmyslové činnosti.

Na zvýšení spotřeby rozpuštěného kyslíku ve vodě působí zvýšený přísun znečišťujících látek do toku, na jejichž odbourání je spotřebováván kyslík. Hlavní faktory, působící nárůst spotřeby rozpuštěného kyslíku jsou:

**Bodové zdroje znečištění**

- biochemická a chemická spotřeba  $O_2$

**Plošné zdroje znečištění**

- biochemická a dusíková spotřeba  $O_2$

**Nárůst objemu dnových sedimentů**

- v důsledku výstavby nádrží klesá spád toku, zvyšuje se sedimentace a roste vliv dnových sedimentů na kyslíkový režim toku

**Uvolnění dnových sedimentů s částečně rozloženými látkami**

- při náhlé aktivaci sedimentu, např. při výplachu povodní může dojít až k havarijním stavům

## Spotřeba rozpuštěného kyslíku

### Biochemická spotřeba

- Spotřeba O<sub>2</sub> bakteriemi na rozklad organického materiálu

### Dusíková spotřeba

- Spotřeba O<sub>2</sub> bakteriemi na rozklad organického a amoniakálního dusíku na nitrátový a dusitanový dusík

### Respirace organismů

- Dýchání vodních rostlin a živočichů

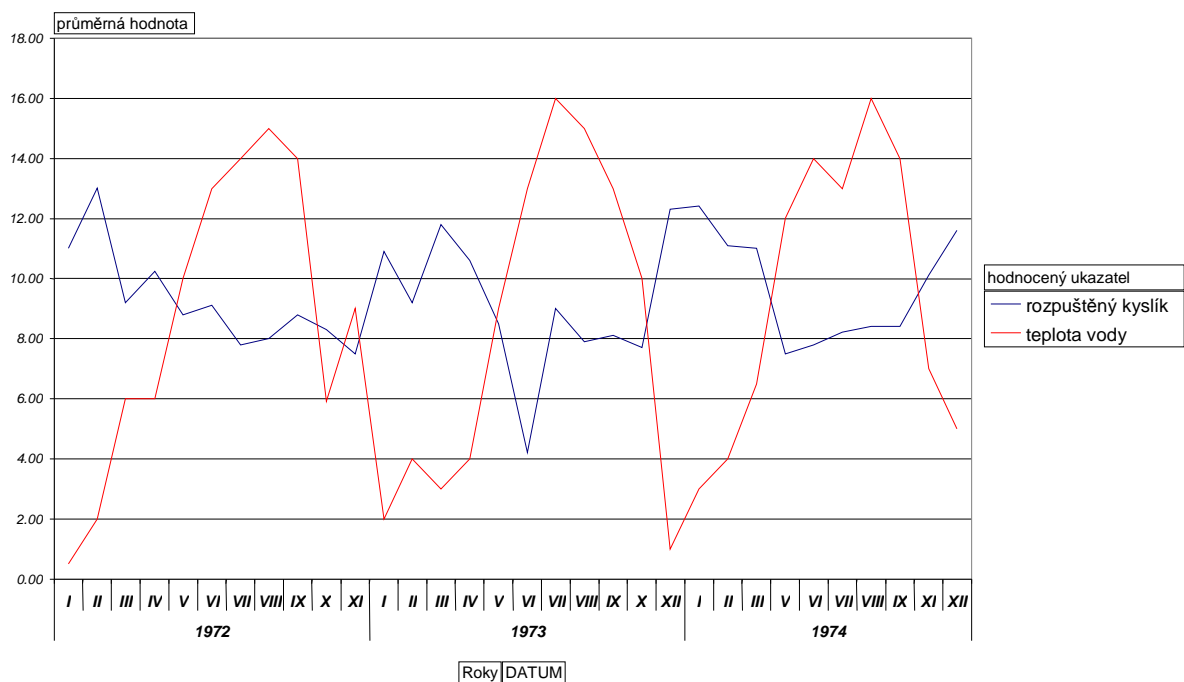
### Spotřeba dnových sedimentů

- Biochemická oxidace horních vrstev sedimentů
- Oxidace produktů anaerobního rozkladu spodních vrstev sedimentů



## 4.1.3 Chod rozpuštěného kyslíku ve vodě

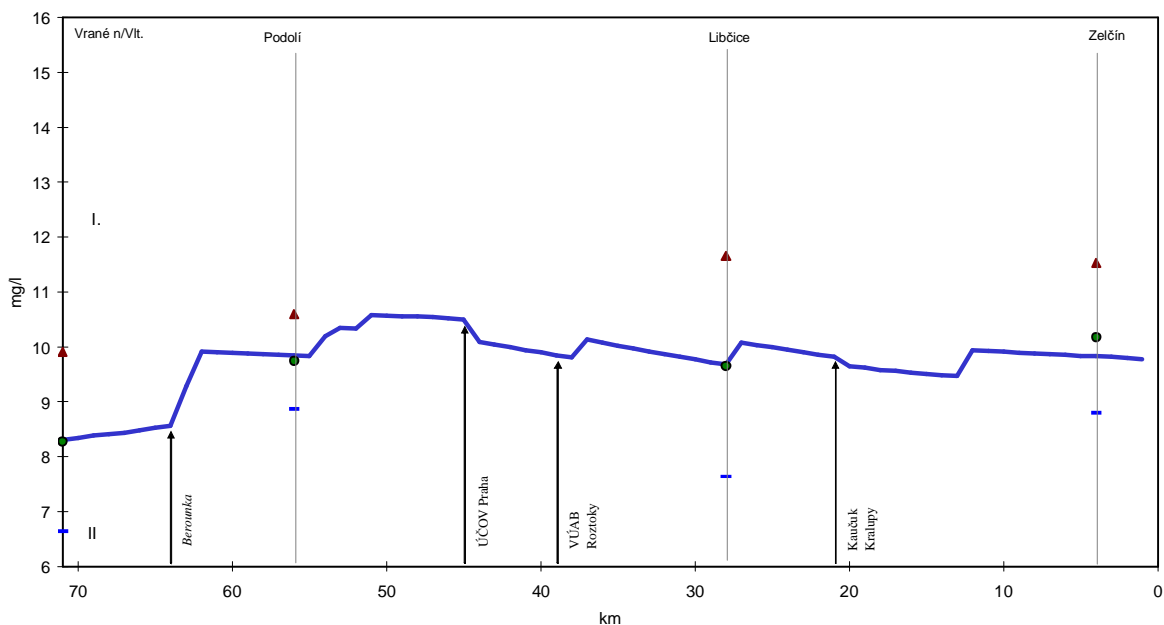
Obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě vykazuje v dlouhodobém pohledu nepřímou závislost na teplotě vody. Kolísání je zřejmé jak v dlouhodobém režimu, tak u denního chodu. Denní nebo agregované hodnoty ukazují základní režimové informace. Při využití podrobných dat v podrobném kroku – v intervalech 10-30 min. je navíc možné od základního vlivu teploty navíc odseparovat efekt respirace vodních rostlin, zřejmý na denní a noční části cyklu.



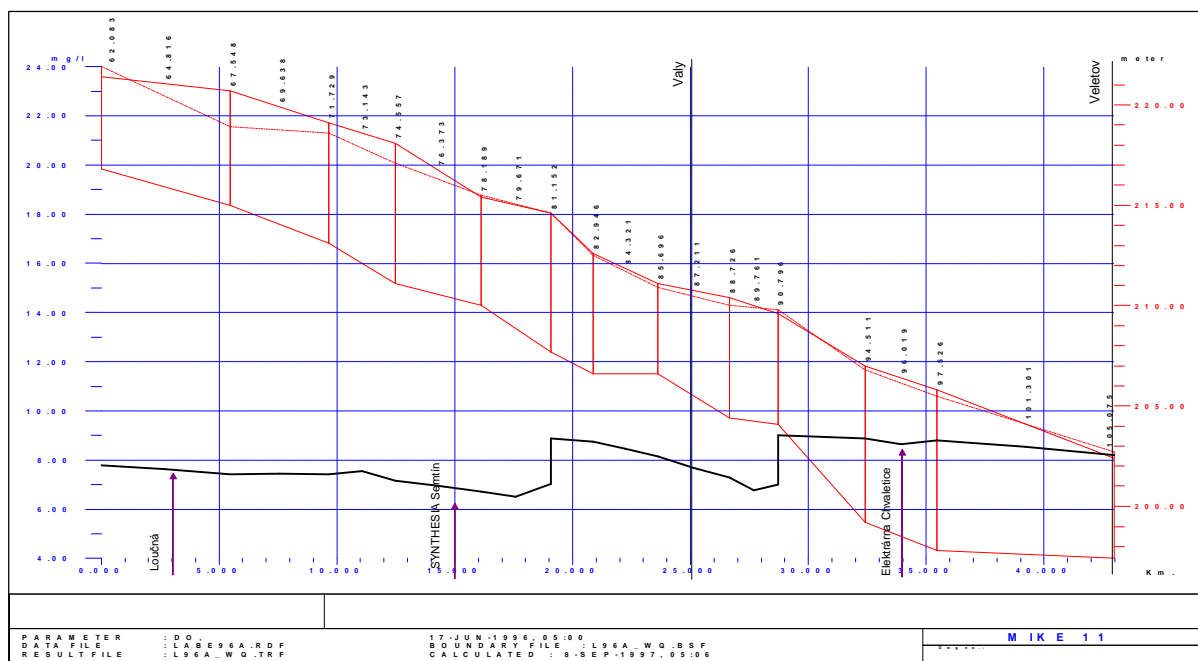
Obrázek 14 Rozpuštěný kyslík - dlouhodobý chod - srovnání s chodem teploty

Variabilita hodnot rozpuštěného kyslíku je výrazná i v podélném profilu toku, kde koncentrace reagují jak na vypouštěné znečištění, tak na podmínky pro reaceraci. Místa nárůstu koncentrací rozp. kyslíku v podélném profilu představují zpravidla přítoky méně znečištěných toků a jezy, kde dochází k provzdušnění. Místa poklesu naopak představují úseky pod výpustmi odpadních vod, kde je intenzivní spotřeba kyslíku na odbourání znečištění.

### rozp. kyslík

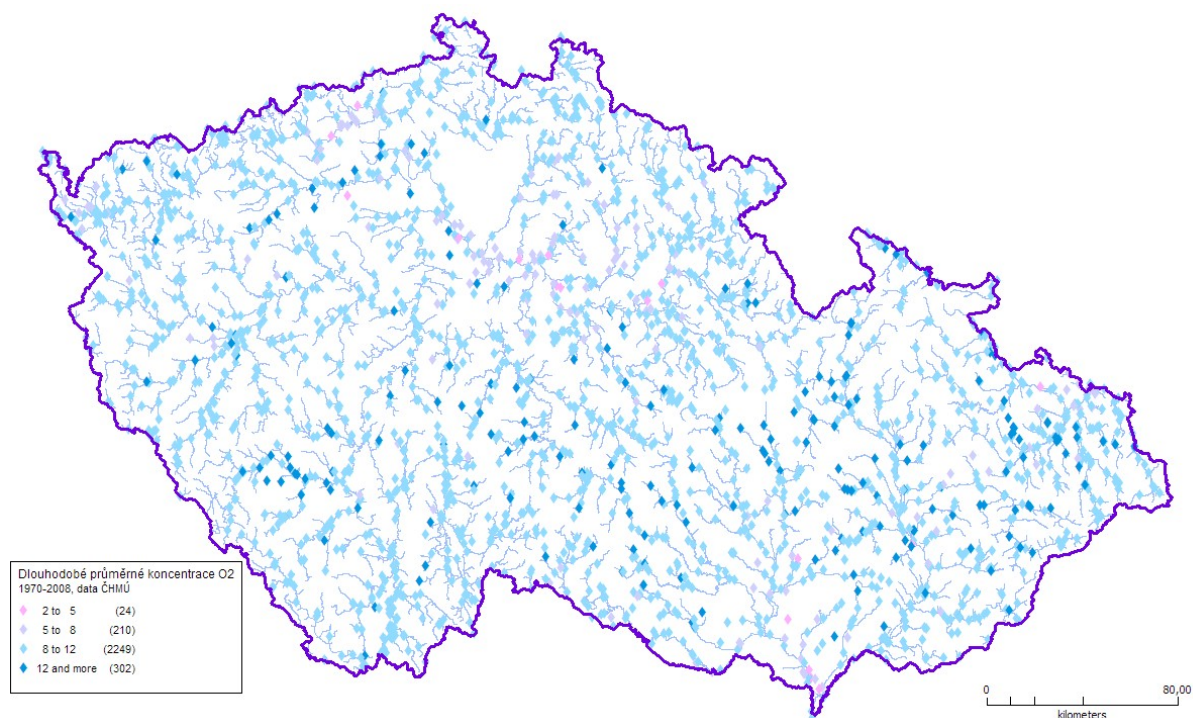


Obrázek 15 Rozpuštěný kyslík - změna koncentrace v podélném profilu. Místa poklesu odpovídají výpustem odpadních vod, místa růstu koncentrací odpovídají jezům nebo přítokům s méně znečištěnou vodou. Simulace podélného profilu dolní Vltavy pro rok 1996, výstup z modelu QUAL 2E



Obrázek 16 Rozpuštěný kyslík - změna koncentrace v podélném profilu. Místa poklesu odpovídají výpustem odpadních vod, místa růstu koncentrací odpovídají jezům nebo přítokům s méně znečištěnou vodou. Simulace podélného profilu středního Labe v úseku Pardubice-Kolín, výstup z dynamického modelu MIKE 11





Obrázek 17 Rozložení dlouhodobých průměrných koncentrací rozpuštěného kyslíku na monitorovacích profilech ČR. Data: ČHMÚ

## 4.2 Rovnovážná koncentrace kyslíku ve vodě

V tocích se mezi přírůstkem a úbytkem koncentrace kyslíku po určité době vytváří rovnováha. Základní vyjádření rovnovážného kyslíkové bilance podává Streeter-Phelpsova rovnice (Pitter, 1999)

### Streeter-Phelpsova rovnice

Vyjádření rovnovážného stavu kyslíkové bilance v toku

$$L_t \cdot K_1 = D_t \cdot (K_2 - K_1)$$

- Kde:
- $L_t$  je zatížení toku organickými látkami v čase t
  - $D_t$  deficit kyslíku za dobu t
  - $K_1$  deoxygenační konstanta
  - $K_2$  reareační konstanta (koeficient rychlosti rekreace)

Konstanty  $K_1$  a  $K_2$  mají pro různé typy toků různou hodnotu a jsou ovlivňovány teplotou.

$K_2$  při teplotě 20 °C má pro bystrinný tok rozsah 0.05-0.8, pro pomalé větší toky 0.15-0.20.

$K_1$  pro samočištění v nezatěžovaných tocích může být 0.1-0.3

Rovnovážnou koncentraci kyslíku, jakožto plynu který s vodou nereaguje, obecně definuje Henryho zákon, udávající, že „Rozpustnost plynu za stálé teploty je přímo úměrná parciálnímu tlaku plynu nad rozpouštědlem“, je udávána v  $[g/m^3]$  (Synáčková, 1996) a můžeme ji vyjádřit jako:

$$c_r = \frac{10^6 \cdot x_{O_2} \cdot M_{O_2}}{M_{H_2O}}$$

kde je  $c_r$  rovnovážná koncentrace kyslíku ve vodě,  $M_{O_2}$  a  $M_{H_2O}$  ... relativní molekulární hmotnosti kyslíku a vody,  $x_{O_2}$  molární zlomek kyslíku ve vodě.

Rovnovážná koncentrace kyslíku ve vodě je ovlivněna:

- Teplotou vody
- Salinitou
- Nadmořskou výškou

Pro podmínky ČR je nejvýznamnější vliv teploty vody – při kolísání teplot, běžném v rámci denní a především roční amplitudy se hodnoty rovnovážné koncentrace mohou měnit zásadně – rozdíl při úrovni teploty 5-20 °C činí téměř 4 mg/l. (Tab. 2). Vliv nadmořské výšky na rovnovážnou koncentraci kyslíku ve vodě je naproti tomu zanedbatelný. Při teplotě 10 °C je v nadmořské výšce 0 m.n.m., hodnota rovnovážné koncentrace kyslíku ve vodě 11,28 mg/l, ve výšce 2000 m.n.m. 11,04 mg/l.

Tabulka 2 Hodnoty rovnovážné koncentrace kyslíku ve vodě v závislosti (Maidment, 1993)

| Teplota (°C) | Salinita (ppt) |        |
|--------------|----------------|--------|
|              | 0              | 20     |
| 0            | 14,621         | 12,714 |
| 5            | 12,770         | 11,175 |
| 10           | 11,288         | 9,934  |
| 15           | 10,084         | 8,921  |
| 20           | 9,092          | 8,081  |
| 25           | 8,263          | 7,376  |
| 30           | 7,559          | 6,773  |
| 35           | 6,950          | 6,249  |

## 4.2.1 Nasycení vody kyslíkem

Stupeň nasycení vody kyslíkem udává poměr mezi aktuální koncentrací kyslíku ve vodě a rovnovážnou koncentrací, přičemž je závislý na teplotě vody. Vyjadřujeme jej jako:

$$N = \frac{c}{c_r}$$

kde je  $N$  nasycení vody kyslíkem,  $c_r$  rovnovážná koncentrace kyslíku ve vodě a  $c$  koncentrace kyslíku ve vodě.

## 4.2.2 Kyslíkový deficit

Kyslíkový deficit představuje množství kyslíku, které v daném okamžiku schází do jeho rovnovážné koncentrace. Kyslíkový deficit je vyjádřen jako:

$$D = c_r - c$$

kde je  $D$  kyslíkový deficit,  $c_r$  rovnovážná koncentrace kyslíku ve vodě a  $c$  aktuální koncentrace kyslíku ve vodě.



Se zvyšujícím se kyslíkovým deficitem zároveň roste hnací potenciál přestupu kyslíku z atmosféry:

$$\Delta c = D - c_r$$

kde je  $\Delta c$  hnací potenciál přestupu kyslíku z atmosféry,  $D$  kyslíkový deficit a  $c_r$  rovnovážná koncentrace kyslíku ve vodě.

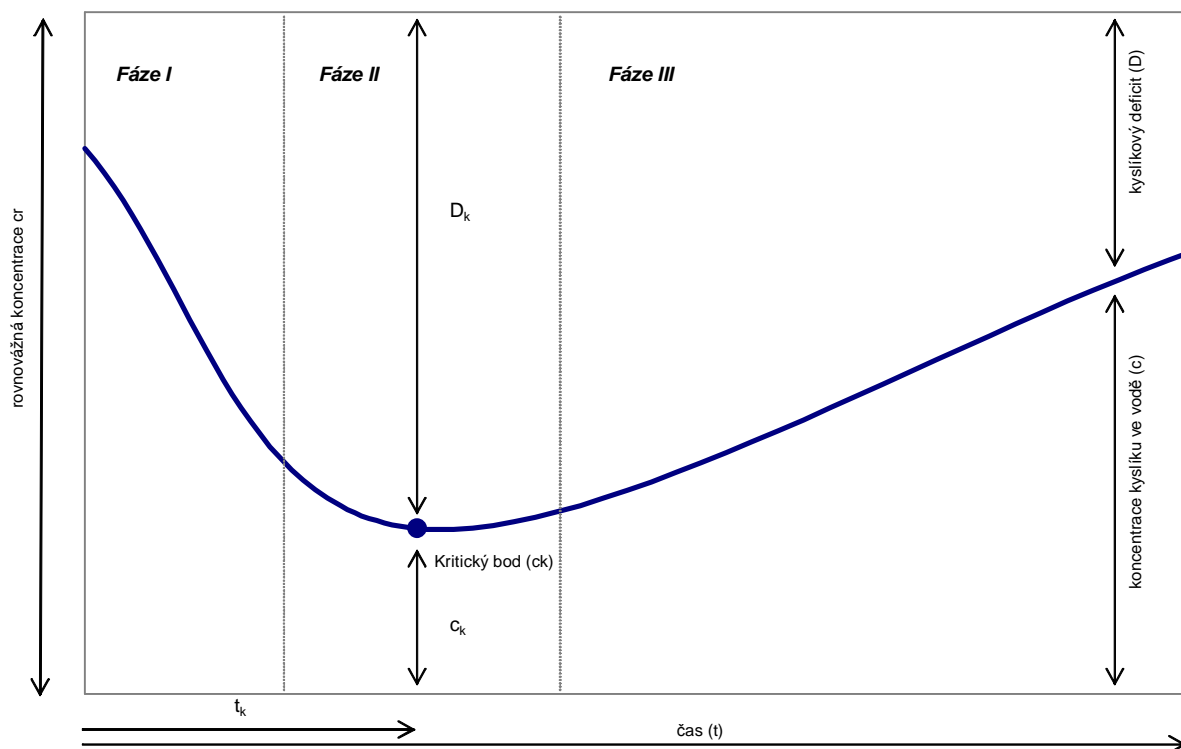
### 4.2.3 Křivka kyslíkového průhybu

Křivka kyslíkového průhybu popisuje zásadní mechanismus reakce kyslíkového režimu toku na vypuštěné znečištění a umožňuje odvodit hodnoty tzv. kritického bodu. Křivka popisuje ve třech fázích pokles, dosažení kritického bodu a vyrovnání koncentrace kyslíku (Maidment, 1993).

Je-li do vody vypuštěno znečištění, rozpuštěný kyslík se spotřebovává rozkladnými procesy a jeho koncentrace ve vodě je proto nižší, než by odpovídalo rovnovážné koncentraci. Nad reerací převládá spotřeba, zároveň roste hnací potenciál přestupu kyslíku z atmosféry. V kritickém bodě dochází k vyrovnání rychlosti spotřeby kyslíku a reerace. V závěrečné fázi převažuje reerace nad spotřebou a koncentrace se vrací do původní úrovně.

Zásadní význam má poloha kritického bodu – jeho poloha vůči ose  $y$  udává zůstatkovou úroveň koncentrace kyslíku ve vodě, která je klíčová pro přežití organismů. Poloha vůči ose  $x$  udává čas, za který je kritický bod dosažen od vypuštění znečištění.

Křivka kyslíkového průhybu a její hlavní fáze jsou znázorněny na obr.19.



Obrázek 18 Křivka kyslíkového průhybu

### 4.2.3.1 Hlavní fáze křivky kyslíkového průhybu

#### Fáze I.

- V okamžiku, kdy se do vody dostanou znečišťující látky, které jsou aerobně rozložitelné, začne koncentrace kyslíku  $c$  ve vodě klesat
- S poklesem koncentrace kyslíku roste kyslíkový deficit  $D$  a s tím se zvyšuje hnací potenciál přestupu kyslíku  $\Delta c$ , čímž vzrůstá i množství kyslíku, které se do vody dostává reaerací.
- Celkově v této fázi spotřeba kyslíku převládá nad reaerací.

#### Fáze II.

V určitém okamžiku se rychlost spotřeby kyslíku a rychlost přestupu kyslíku z ovzduší vyrovnají. Okamžik, ve kterém toto nastává označujeme jako kritický bod. Jeho souřadnice na ose  $x$  a  $y$  nám udávají:

- kritickou koncentraci kyslíku  $c_k$
- kritický čas  $t_k$ , ve kterém je ve vodě dosaženo minimální koncentrace kyslíku.

Hodnotu obou těchto veličin je možné vypočítat podle známých rovnic (viz Pitter 1993)

#### Fáze III.

Za kritickým bodem převládá reaerace, tzn. že rychlost přestupu kyslíku z ovzduší do vody je vyšší, než rychlost jeho spotřeby na odbourání znečištění.

## 4.2.4 Význam a využití křivky kyslíkového průhybu

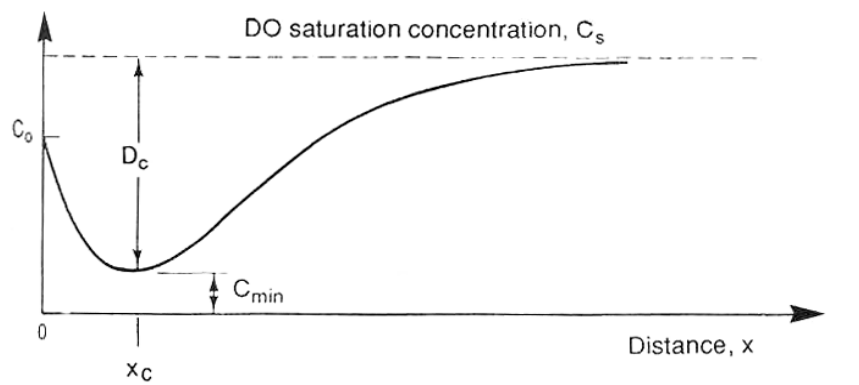
Význam křivky kyslíkového průhybu je především v možnosti výpočtu kritické doby a kritického deficitu. Kritická doba a kritický deficit udávají souřadnice kritického bodu  $K$ .

Kritický bod představuje kulminační bod procesu odbourávání zátěže a jeho správné určení jak z hlediska úrovně znečištění, tak časového úseku od okamžiku vypuštění emisí, je důležité pro vodohospodářskou praxi a řízení kvality vody.

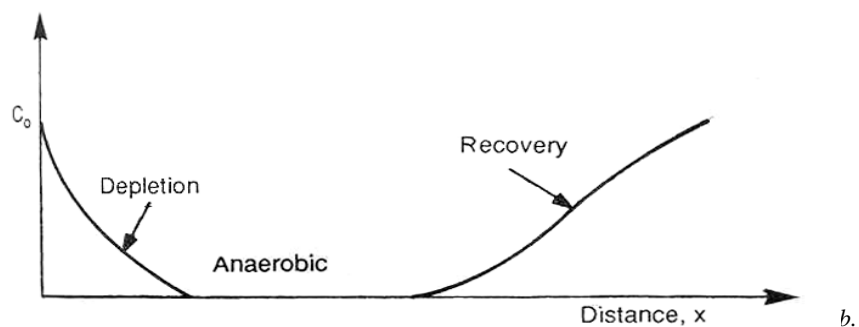
V praxi je tento mechanismus využíván např. pro výpočet maximálního přípustného znečištění, tj. úrovně znečištění, při které koncentrace rozpuštěného kyslíku neklesne pod určité minimum, nezbytné k udržení aerobních organismů v řece nebo testování variant manipulací s vypouštěním odpadních vod za rozdílných průtokových situací.

Správné určení polohy kritického bodu umožňuje stanovit, zda při dané úrovni zátěže a odtokových poměrech budou zachovány aerobní podmínky, případně vypočítat dobu, po kterou budou dosaženy anaerobní podmínky (Obr. 20). Tyto informace jsou při výpočtech přípustné emisní zátěže klíčové pro zachování života v toku.

Pro řešení úlohy výpočtu kritického bodu i úrovně maximálního přípustného znečištění jsou v současné době využívány matematické modely – např. QUAL 2E, MIKE 11 aj..



a.



b.

Obrázek 19 Kyslíkový deficit – a. zachování aerobních podmínek po vypustění znečištění, b. kritický kyslíkový deficit, dosažení anaerobních podmínek v recipientu. Maidment, 1993

# 5 Organické látky

Organické látky se do povrchových vod dostávají z přírodního prostředí, kde se jedná zejména o procesy vyluhování humusových látek z půdy a sedimentů. Značná část organických látek však rovněž pochází z činnosti antropogenní a to jak z oblasti komunálního znečištění, tak z oblastí průmyslu a zemědělství.

Z hlediska kvality vody je podstatnou vlastností organických látek jejich míra biochemického rozkladu. Můžeme tak rozlišovat dvě zásadní skupiny – látky, které podléhají biochemickému rozkladu a látky rezistentní. Obtížně rozložitelné organické látky totiž mohou představovat pro kvalitu vody v toku závažný problém, neboť jsou pouze těžko odstranitelné a např. při vodárenském využití toků mohou působit kontaminaci pitné vody.

Protože organických látek se v povrchových vodách vyskytuje velké množství při často nepatrných koncentracích, jsou pro jejich snadnou detekci používány komplexní ukazatele, udávající celkovou koncentraci organických látek v tocích. Hlavními ukazateli organického znečištění toků jsou proto ukazatele biochemická spotřeba kyslíku (BSK), udávaná jako biochemická spotřeba kyslíku za 5 dní (BSK<sub>5</sub>), chemická spotřeba kyslíku dichromanem (CHSK<sub>Cr</sub>) či manganistanem (CHSK<sub>Mn</sub>) a obsah celkového organického uhlíku (TOC).

## Původ organických látek v povrchových vodách:

### Přírodní prostředí

vyluhování humusových látek z půdy a sedimentů

### Antropogenní činnost

komunální znečištění, zemědělství, průmysl

### Míra biochemického rozkladu

- Látky podléhající biochemickému rozkladu
- Látky rezistentní

Organických látek je v přírodních vodách velké množství, proto se pro jejich detekci používají komplexní ukazatele:

BSK<sub>5</sub>

CHSK

TOC



## 5.1 BSK<sub>5</sub> - biochemická spotřeba kyslíku za 5 dní

BSK<sub>5</sub> je ukazatel, udávající množství rozpuštěného kyslíku, spotřebovaného k biochemické oxidaci látek ve vodě za dobu 5 dnů při teplotě 20°C. Ukazatel vyjadřuje celkový obsah biologicky rozložitelných organických látek ve vodě recipientu (Pitter, 1999).

Biologicky rozložitelné organické znečištění, vyjádřené ukazatelem BSK<sub>5</sub>, představují zejména splaškové vody z komunálních odpadů, odpady ze živočišné zemědělské výroby a rovněž některé průmyslové odpadní vody.

Ukazatel BSK<sub>5</sub> odráží převážně znečištění ze zdrojů bodového a difúzního charakteru.

Ukazatel BSK<sub>5</sub> je používán od 1914. Pro stanovení je ve světě používána jednotná metoda – stanovení za 5 dní, proto je zpravidla udáván bez rozlišující číslíce označující počet dní potřebných pro stanovení:

BOD (Angl)

BSB (Něm),

BDO (Fr)

### 5.1.1 Odbourávání BSK<sub>5</sub>

Základní princip odbourávání biologicky rozložitelných látek vyjadřuje Streeter Phelpsova rovnice, udávající, že „Rychlost biochemické spotřeby kyslíku je úměrná zbývajícím koncentraci dosud biochemicky neoxidovaných látek“ (Pitter, 1999).

Na proces odbourávání v toku působí dva faktory:

- Advekce (posun po proudu)
- Disperze (rozptyl)

Při praktických výpočtech odbourávání zátěže je disperze vzhledem k obtížnosti vyjádření a minimálnímu vlivu zpravidla zanedbána. Rovnice, popisující procesy advekce a disperze popisují hydrochemické učebnice, např. (Pitter, 1999; Synáčková, 1996)

Intenzita odbourávání zátěže je obecně vyjádřena jako funkce času:

$$C(t) = C_0 \times e^{-K_1 t}$$

kde C(t) je koncentrace v daném čase t

C<sub>0</sub> počáteční koncentrace

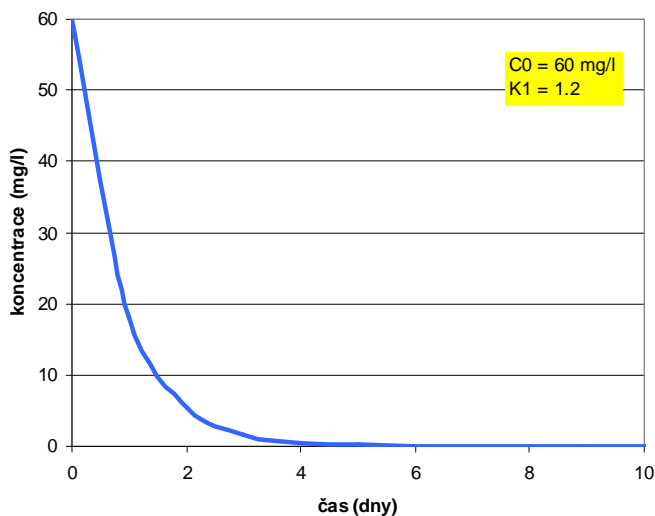
K<sub>1</sub> Rychlostní konstanta odbourávání

Hodnoty rychlostní konstanty K<sub>1</sub>, udávané různými autory, se často liší, zároveň jsou uváděny odlišné hodnoty pro různé typy vodního prostředí:

Komunální odpadní vody      0,1 - 0,17

Průmyslové odpadní vody      široké rozpětí 0.1 – 0.87

V tocích probíhá současně biochemický rozklad a reace



Obrázek 20 Teoretická rychlost odbourávání organické zátěže při počáteční úrovni koncentrace 60mg/l a rychlostní konstantě  $K_1$  na úrovni 1,2

## 5.1.2 Zdroje emisí BSK<sub>5</sub>

Hlavními zdroji biochemicky rozložitelného organického znečištění, hodnoceného ukazatelem BSK<sub>5</sub>, jsou komunální odpadní vody a jmenovitě splaškové odpadní vody. Organické znečištění, vyjádřené ukazatelem BSK<sub>5</sub> je do toků emitováno i z dalších typů zdrojů znečištění – průmyslu nebo živočišné výroby. Komunální zdroje znečištění nicméně představují typický zdroj, vyjadřovaný tímto ukazatelem.

### Zdroje znečištění BSK<sub>5</sub>

#### Komunální zdroje

- Splaškové odpadní vody
- Kanalizace – nečištěný odpad
- ČOV – odpad po čištění
- Dešťové splachy

#### Drobná sídla

#### Průmysl

- Potravinářství
- Papírny
- Chemie

#### Zemědělství

- Odpady ze živočišné výroby



Tabulka 3 Zdroje BSK5 - nejvyšší vypuštěné koncentrace v roce 1998. Data: HEIS VÚV

| ROK  | NAZICO                             | NAZTOK         | BSK5 |
|------|------------------------------------|----------------|------|
| 1998 | Bioferm Kolín - Droždárna          | LABE           | 964  |
| 1998 | Koželužna Litoměřice - Želetice    | OHRE           | 541  |
| 1998 | Nova Sobotka                       | SOBOTKA        | 500  |
| 1998 | ALIACHEM Synthesia Pardubice - RNL | LABE           | 476  |
| 1998 | VaK Litoměřice - Úštěk vk          | CERVENY POTOK  | 352  |
| 1998 | Chrudim - mimo ČOV                 | CHRUDIMKA      | 350  |
| 1998 | Vlnap Nejdek - Nejdek              | NEJDECKY POTOK | 312  |
| 1998 | Sametex Kraslice - Kraslice        | SVATAVA        | 273  |
| 1998 | Jablonné nad Orlicí - VK           | ORLICKY POTOK  | 271  |
| 1998 | Vodárna Plzeň Plasy VK             | STRELA         | 267  |
| 1998 | Josefův Důl - VK                   | JIZERA         | 264  |
| 1998 | Ústí nad Labem - mimo ČOV          | LABE           | 260  |
| 1998 | Vak Kladno - Mšeno ČOV             | KOCICINSKY DUL | 255  |
| 1998 | Obecní úřad Nejdek - Nejdek - vk   | ROLAVA         | 250  |
| 1998 | OÚ Smidary - veřejná kanalizace    | CIDLINA        | 250  |

Tabulka 4 Zdroje BSK5 - nejvyšší vypuštěné množství v roce 1998. Data: HEIS VÚV

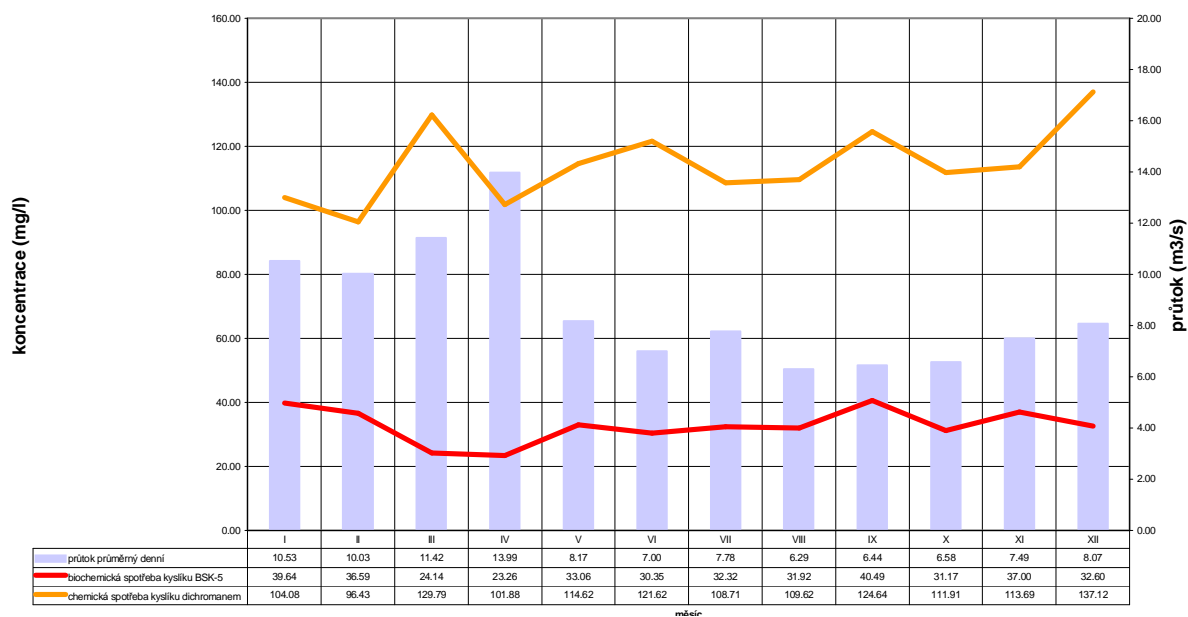
| ROK  | NAZICO                                   | NAZTOK          | BSK5 t/r |
|------|--|-----------------|----------|
| 1998 | PVK Praha Praha ÚČOV                     | VLTAVA          | 3007.0   |
| 1998 | Ústí nad Labem - mimo ČOV                | LABE            | 2324.6   |
| 1998 | Spolek pro chemickou a hutní výrobu Ústí | BILINA          | 1055.0   |
| 1998 | Děčín - VK                               | LABE            | 676.9    |
| 1998 | ALIACHEM Synthesia Pardubice - kanál A   | BROZANSKY POTOK | 591.0    |
| 1998 | Město Plzeň Plzeň ČOV                    | BEROUNKA        | 500.6    |
| 1998 | AssiDomän Sepap Štětí                    | LABE            | 474.3    |
| 1998 | ALIACHEM Synthesia Pardubice - RNL       | LABE            | 440.7    |
| 1998 | Elektrárna Horní Počápy - složiště       | LABE            | 408.1    |
| 1998 | Kolín - ČOV                              | LABE            | 368.0    |
| 1998 | Mělník - VK + ČOV Hadík                  | LABE            | 179.0    |
| 1998 | Spolana Neratovice - ČOV (K 10)          | LABE            | 175.4    |
| 1998 | Chemopetrol Litvínov - dešť. kanál       | BILINA          | 173.6    |
| 1998 | 1.JVS České Budějovice ČOV               | VLTAVA          | 173.1    |

### 5.1.3 Režim a vývoj zátěže toků BSK<sub>5</sub>

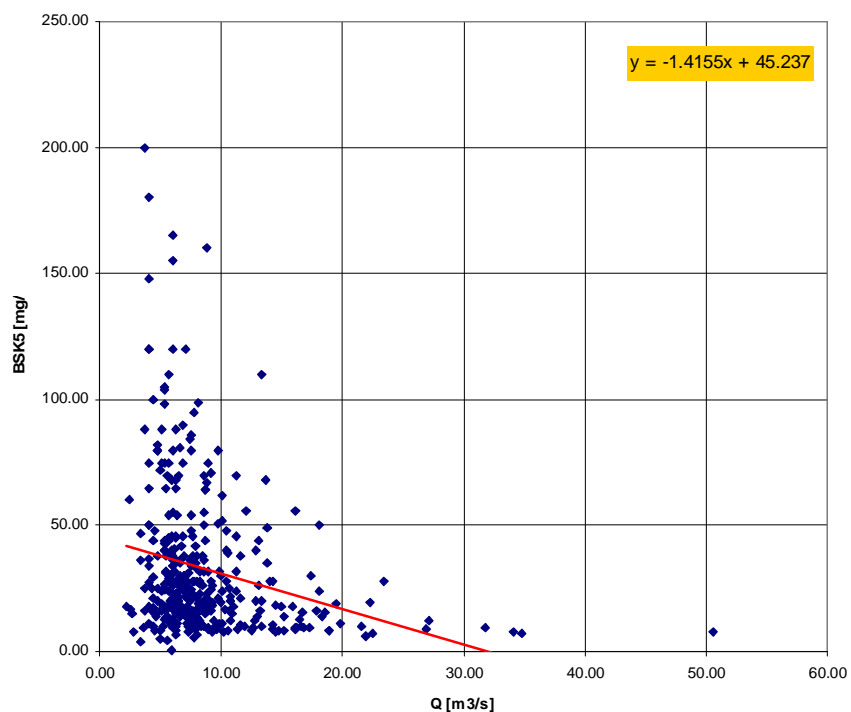
BSK<sub>5</sub> je z hlediska režimu a chodu koncentrací typický ukazatel bodových zdrojů znečištění. Ve vazbě na průtok se u něj uplatňuje efekt ředění, tj. s rostoucím průtokem koncentrace BSK<sub>5</sub> v toku klesají.

Vzhledem k tomu, že primárním zdrojem zátěže v ukazateli BSK<sub>5</sub> jsou splaškové odpadní vody, je bilanční režim chodu zátěže zpravidla vyrovnaný jak v rámci ročního cyklu, tak v kratších periodách. Výjimku představují lokality, zatížené sezónními nebo nárazovými změnami. Jde např. o exponované rekreační oblasti, kde v průběhu turistické sezóny dochází k řádovému nárůstu počtu obyvatel a tím i splaškového znečištění. Analogický problém představují lázeňské oblasti, místa konání veletrhů, apod. Nepravidelnosti v režimu zátěže je třeba promítat do dimenzování ochranných opatření, především kapacit čistíren odpadních vod.

**Bílina - Ústí n. L.**  
 dlouhodobý roční chod organického znečištění  
 1970-2000

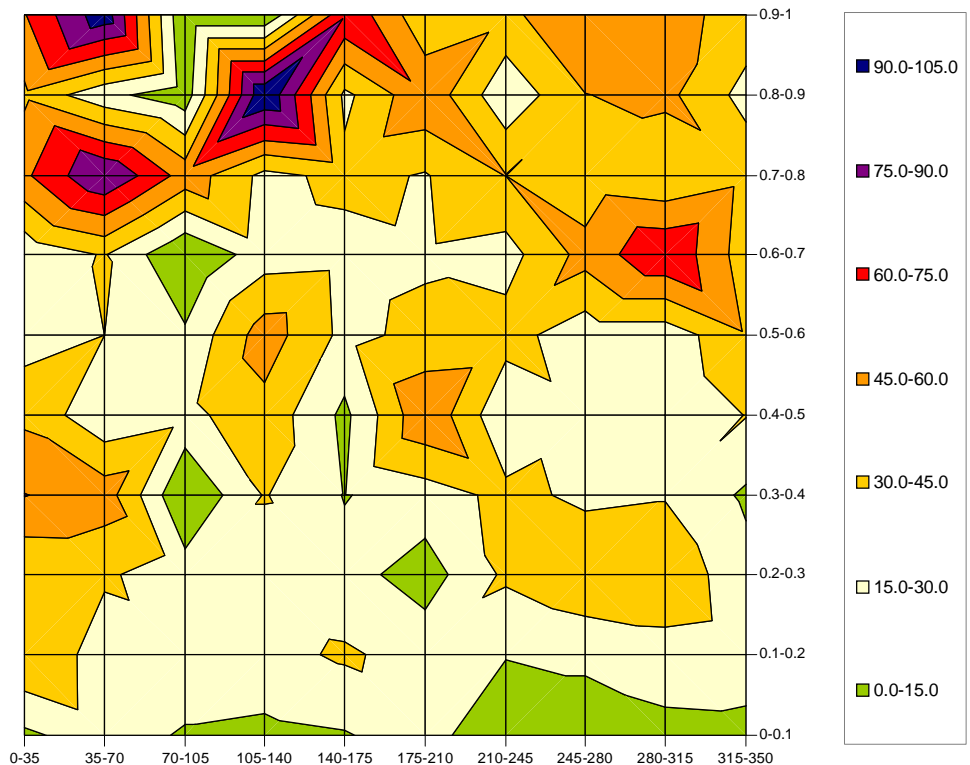


Obrázek 21 Dlouhodobý roční chod koncentrací v zatíženém profilu Bílina – Ústí n. L. Vzhledem k rovnoměrnému rozložení zátěže z komunálních zdrojů v rámci roku je i výsledný chod koncentrací BSK5 v recipientu vyrovnaný. Bílina – profil Ústí n. L., období 1970-2000. Data: ČHMÚ

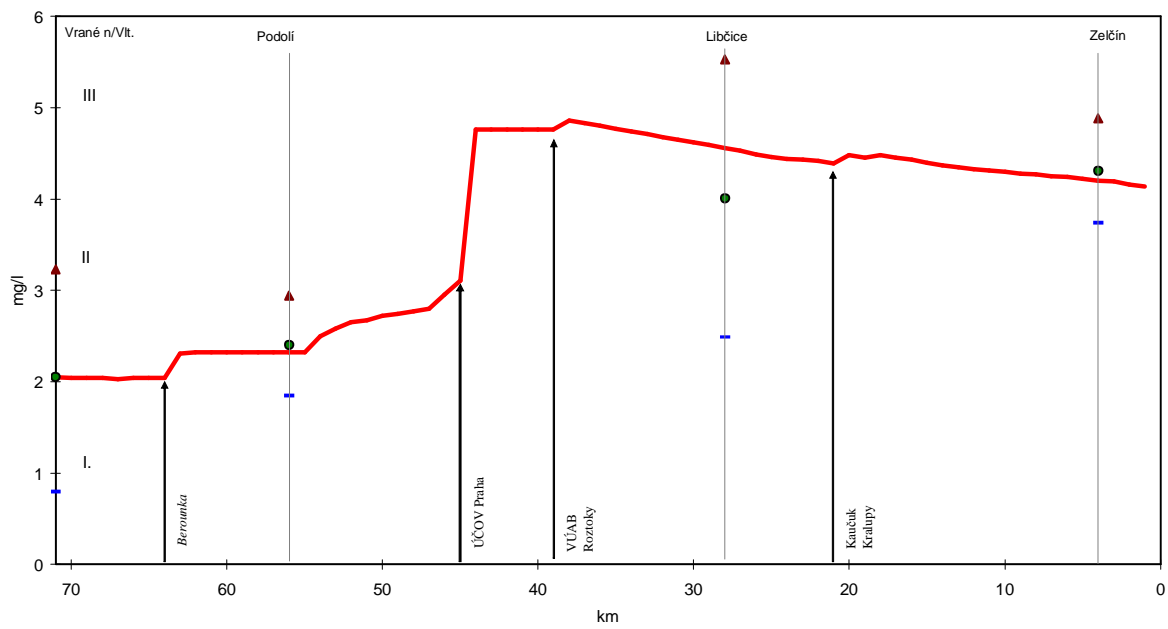


Obrázek 22 Závislost koncentrace BSK5 na průtoku. Vzhledem k tomu, že BSK5 odráží primárně zátěž z bodových zdrojů, je zřejmý pokles úrovně zátěže s rostoucím průtokem v recipientu. Bílina – profil Ústí n. L., období 1970-2000. Data: ČHMÚ

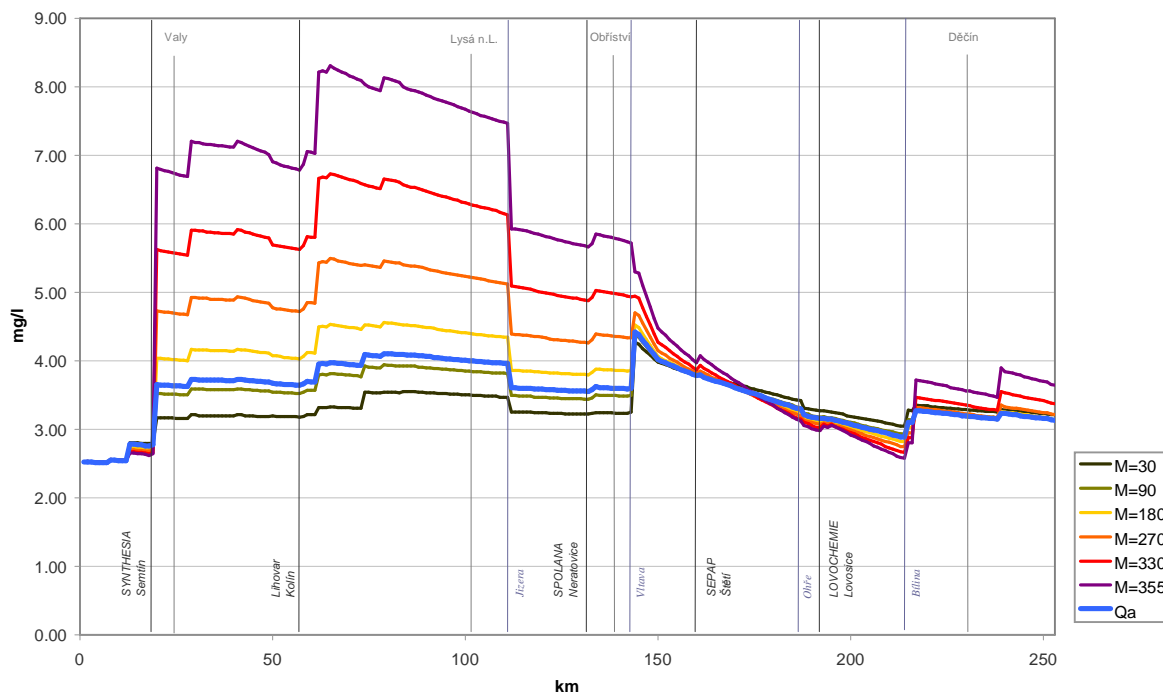




Obrázek 23 Závislost koncentrace BSK5 na překročení průtoku a pořadí dne v roce. Graf vyjadřuje vazbu vysokých koncentrací na nízké průtoky a rovnoměrné rozložení koncentrací v rámci roku. Bílina - Úst nad Labem, 1970-2000, data ČHMÚ

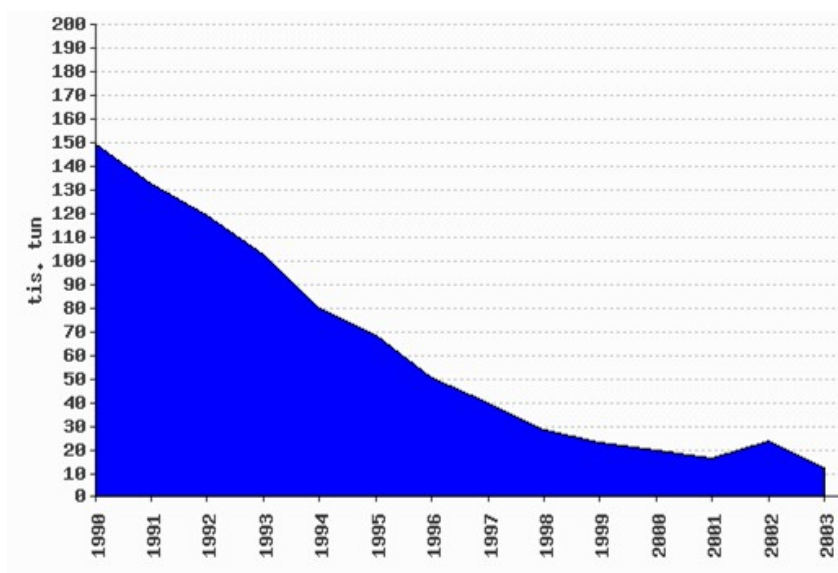


Obrázek 24 Vývoj koncentrací BSK5 v podélném profilu. Na podélném profilu Vltavy v roce 1996 je zřejmý efekt komunálních odpadních vod z ÚČOV Praha. Výstup z modelu QUAL2E

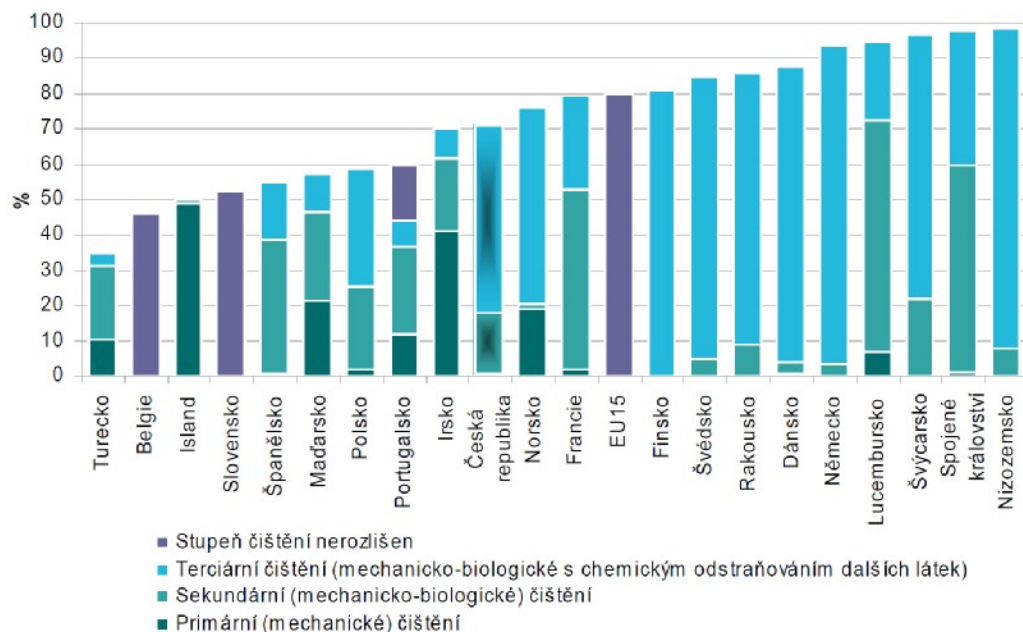


Obrázek 25 Vývoj koncentrací BSK<sub>5</sub> v podélném profilu. Na podélném profilu koncentrací BSK<sub>5</sub> na českém toku Labe je znázorněn efekt odlišné vodnosti na dosažené koncentrace zátěže pod výpustí odpadních vod. Výstup z modelu QUAL2E

Ukazatel BSK<sub>5</sub> představuje jeden z indikátorů životního prostředí, na kterém jsou patrné pozitivní změny, ke kterým v ČR v oblasti ochrany vod došlo v období po roce 1990. V období 1990–2000 došlo díky výstavbě nových ČOV a intenzifikaci stávajících čistíren k výraznému poklesu vypouštěného znečištění ve formě BSK<sub>5</sub> (Obr. 24). V ČR je na ČOV napojeno cca 70 % obyvatel (Obr. 25) - rámci EU jde nicméně o hodnotu pod průměrem starých členských států, který dosahuje 80% (MŽP, 2007).

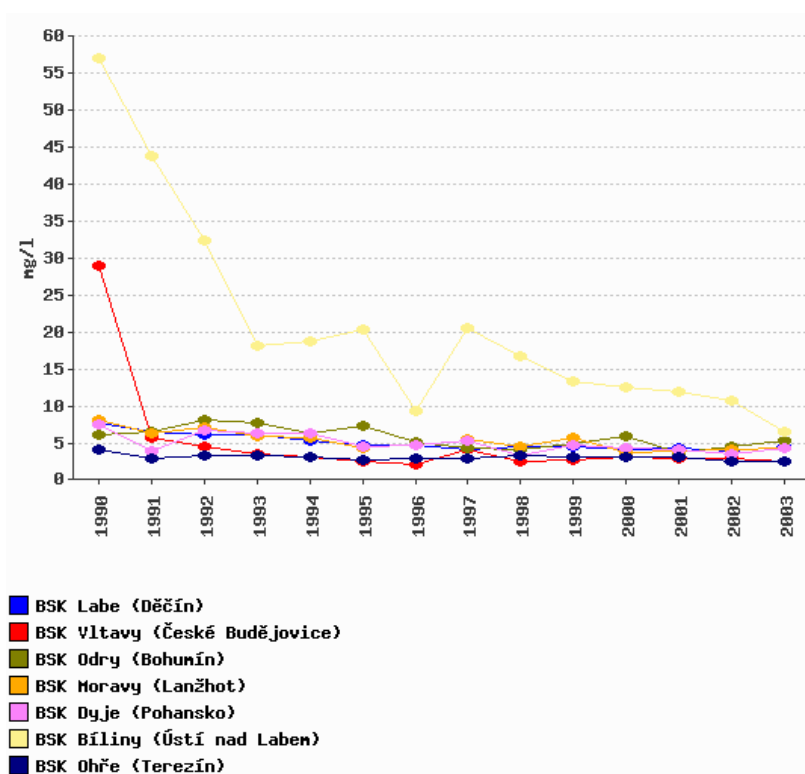


Obrázek 26 Vývoj bilance vypouštěného BSK<sub>5</sub> do toků ČR. Data: MŽP

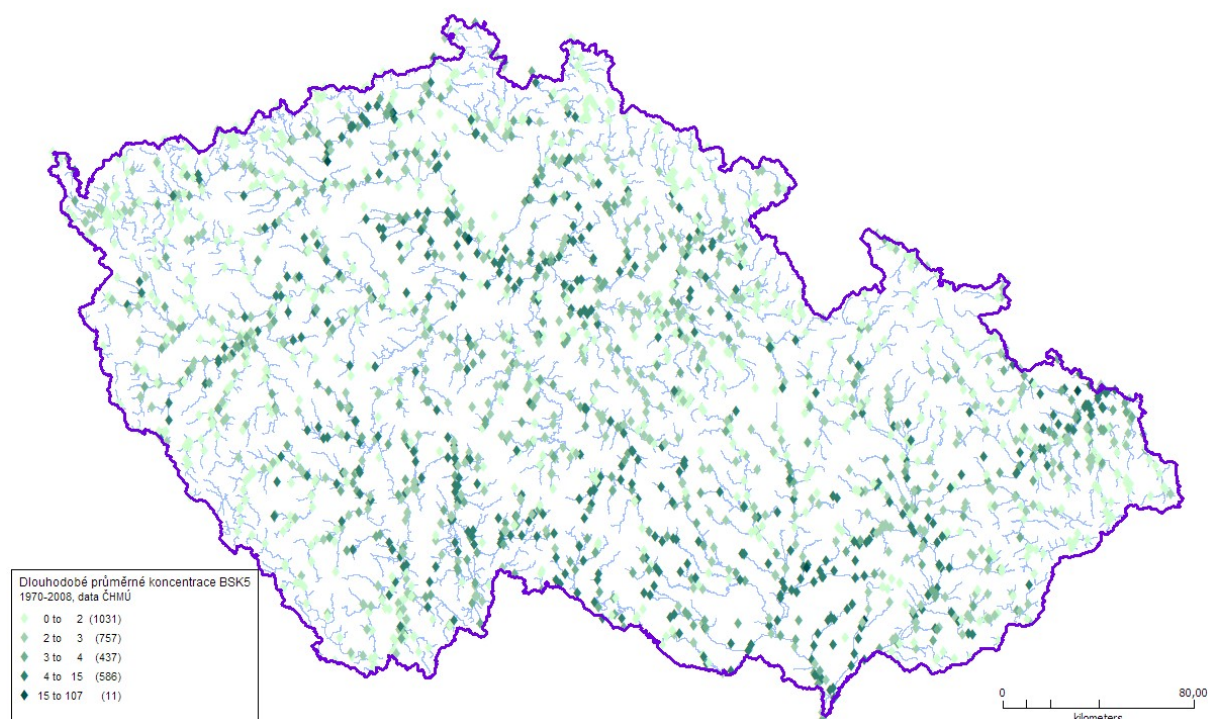


Obrázek 27 Podíl obyvatel v zemích EU, napojených na ČOV dle stupně čištění. MŽP, 2007

K výraznému poklesu koncentrací BSK<sub>5</sub> došlo v 90. letech především na významných tocích, kde je kvalita vody ovlivňována velkými sídelními a průmyslovými celky. Pokles nastal jak v bilančním objemu transportované zátěže (Obr. 23), tak v úrovni koncentrací znečištění (Obr. 25). Koncentrace BSK<sub>5</sub> se po roce 2000 na řadě toků dostaly na nejnižší úroveň za celé období sledování (Langhammer, 2009). Nárůst emisí znečištění, který je na grafech patrný v roce 2002, představuje důsledek povodní, které poškodily několik významných ČOV. Po jejich znovuzprovoznění v roce 2003 opět dochází ke snížení emisí (MŽP, 2003).



Obrázek 28 Změny průměrné roční koncentrace BSK<sub>5</sub> ve výústních profilech nejvýznamnějších toků. Data: MŽP ČR



Obrázek 29 Rozložení dlouhodobých průměrných hodnot BSK5 na monitorovacích profilech. Data: ČHMÚ

## 5.2 CHSK - chemická spotřeba kyslíku

Chemická spotřeba kyslíku (CHSK) představuje komplexní ukazatel veškerého organického znečištění, bez ohledu na to, zda jde o látky biologicky rozložitelné či nikoliv. Odráží zejména znečištění z oblasti průmyslu, v jehož odpadních vodách se často vyskytují rezistentní organické látky, stejně jako znečištění z komunální sféry, kde kromě biochemicky rozložitelných látek nacházíme rovněž specifické organické látky, jako tenzidy, detergenty, ropné látky aj. CHSK představují dvě metody, používající odlišné oxidační činidlo – manganistan draselný ( $\text{CHSK}_{\text{Mn}}$ ) nebo dichroman ( $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$ )

### 5.2.1 Stanovení

Nejstarší a dlouhou dobu standardní metodou stanovení chemické spotřeby kyslíku představovalo stanovení za použití manganistanu draselného jako oxidačního činidla ( $\text{CHSK}_{\text{Mn}}$ ). Výhodou této metody, navržené v roce 1866 Kubelem je jednoduchost a malá spotřeba činidel (Synáčková, 1996). Nevýhodou je nízký stupeň oxidace organických látek, který je nedostatečný pro silně znečištěné odpadní vody. V současné době se oxidace manganistanem draselným používá zejména pro analýzy pitné vody. U analýz povrchových vod je v současné době nahrazena metodou dichromanovou.

Stanovení dichromanem ( $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$ ) se používá od roku 1926, kdy bylo vyvinuto v USA (Pitter, 1999). Dnes představuje jednotnou metodu zjišťování organických látek v odpadních vodách. Výhodou dichromanové metody je vysoký stupeň oxidace organických látek, který umožňuje hodnotit i silně znečištěné odpadní vody, díky moderním analytickým technikám je navíc možná detekce i nižších úrovní znečištění.

Metoda  $CHSK_{Mn}$  dává díky slabšímu stupni oxidace nižší výsledné hodnoty koncentrací. V povrchových vodách jsou absolutní hodnoty koncentrací  $CHSK_{Mn}$  zpravidla 3-4x nižší než hodnoty  $CHSK_{Cr}$ . U silně znečištěných vod nebo u odpadních vod tento rozdíl může být i vyšší.

Stanovení CHSK dichromanovou metodou představuje mezinárodně standardní metodu při analýze povrchových vod. Díky tomu se ukazatel často označuje pouze jako CHSK (resp. COD – Chmical Oxygen Demand), přičemž rozlišování metody stanovení se uvádí pouze v případech, kdy hrozí záměna metod.

## 5.2.2 Zdroje emisí CHSK

Hodnocení chemické spotřeby kyslíku odráží zejména znečištění z oblasti průmyslu, v jehož odpadních vodách podle charakteru výroby často nacházíme značné koncentrace rezistentních organických látek. Stejně tak dobře vyjadřuje i znečištění z komunální sféry, kde v odpadních vodách kromě biochemicky rozložitelných látek nacházíme rovněž specifické organické látky, jako tenzidy, detergenty, ropné látky aj.

Údaje o poměru biologicky snadno rozložitelných organických látek vzhledem k jejich celkovému objemu v povrchových nebo odpadních vodách můžeme hodnotit podle poměru hodnot  $BSK_5 : CHSK$ . Tento poměr se velmi liší podle charakteru převládajícího zdroje znečištění, respektive podle druhu výroby. Orientační hodnoty, charakteristické pro některé průmyslové zdroje uvádí tabulka 5.

Tabulka 5: Charakteristické hodnoty  $BSK_5$  a CHSK v odpadních vodách vybraných druhů průmyslu. Upraveno z Pitter, 1999

| zdroj odpadní vody   | $BSK_5$ mg/l | $CHSK_{Cr}$ mg/l | $BSK_5/CHSK_{Cr}$ |
|----------------------|--------------|------------------|-------------------|
| papírny              | 500          | 1 000            | 0,50              |
| pivovary a sladovny  | 850          | 1 700            | 0,50              |
| kožedělný průmysl    | 1 000        | 2 000            | 0,50              |
| cukrovary            | 1 000        | 1 500            | 0,67              |
| škrobárny            | 2 000        | 3 500            | 0,57              |
| droždárny            | 2 200        | 3 500            | 0,63              |
| tekuté výkaly prasat | 20 000       | 40 000           | 0,50              |

Mezi hlavní zdroje emisí v ukazateli  $CHSK_{Cr}$  z bilančního pohledu patří velké průmyslové provozy a velké komunální zdroje – ČOV velkých sídel. Mezi desítku největších znečišťovatelů v ukazateli CHSK podle objemu vypuštěného znečištění v českém povodí Labe v roce 1998 (Tab. 6) patřily největší chemické komplexy (Spolana Neratovice, Synthesia Pardubice, Chemopetrol Litvínov) a papírny (Štětí, Větrní). Absolutně největší objem organické zátěže však produkuje ČOV hl. m. Prahy. Na srovnání je dále dobře zřetelný vliv funkčního čištění komunálních odpadních vod – vysoké bilanční hodnoty emisí v Ústí nad Labem, Děčíně nebo Kolíně jsou způsobené nefunkčním čištěním odpadních vod – tabulka zachycuje období těsně před zprovozněním ČOV v těchto sídlech.

Srovnání největších znečišťovatelů podle nejvyšších koncentrací CHSK v odpadní vodě ukazuje zcela jiný obrázek. Nejvyšší koncentrace, které dosahují extrémních hodnot, jsou pozorovány u potravinářského průmyslu. Drobné a středně velké podniky mají ve srovnání s největšími firmami často méně kvalitně řešené čištění odpadních vod. V řadě případů tak jsou do toků vypouštěny prakticky nečištěné odpadní vody s mimořádnými koncentracemi organického znečištění. Nárazové znečištění může u drobných a středních toků působit závažné problémy s kyslíkovou bilancí na dlouhých úsecích toku a omezit podmínky pro odbourávání znečištění.

Tabulka 6 Zdroje CHSK podle objemu vypouštěného znečištění. Data: VÚV TGM

| Rok  | Zdroj                                    | Tok             | CHSK tis. t/r |
|------|--|-----------------|---------------|
| 1998 | PVK Praha Praha ÚČOV                     | VLTAVA          | 12.0          |
| 1998 | AssiDomän Sepap Štětí                    | LABE            | 9.2           |
| 1998 | Ústí nad Labem - mimo ČOV                | LABE            | 4.3           |
| 1998 | ALIACHEM Synthesia Pardubice - kanál A   | BROZANSKY POTOK | 4.3           |
| 1998 | Spolek pro chemickou a hutní výrobu Ústí | BILINA          | 3.7           |
| 1998 | Děčín - VK                               | LABE            | 3.3           |
| 1998 | ALIACHEM Synthesia Pardubice - RNL       | LABE            | 2.0           |
| 1998 | JIP Papírny Větrní (Č.Krumlov)           | VLTAVA          | 1.7           |
| 1998 | Město Plzeň Plzeň ČOV                    | BEROUNKA        | 1.5           |
| 1998 | Chemopetrol Litvínov - dešť. kanál       | BILINA          | 1.4           |
| 1998 | 1.JVS České Budějovice ČOV               | VLTAVA          | 1.0           |
| 1998 | Kolín - ČOV                              | LABE            | 1.0           |
| 1998 | Spolana Neratovice - ČOV (K 10)          | LABE            | 0.7           |

Tabulka 7 Zdroje CHSK podle nejvyšší vypouštěné koncentrace. Data: VÚV TGM

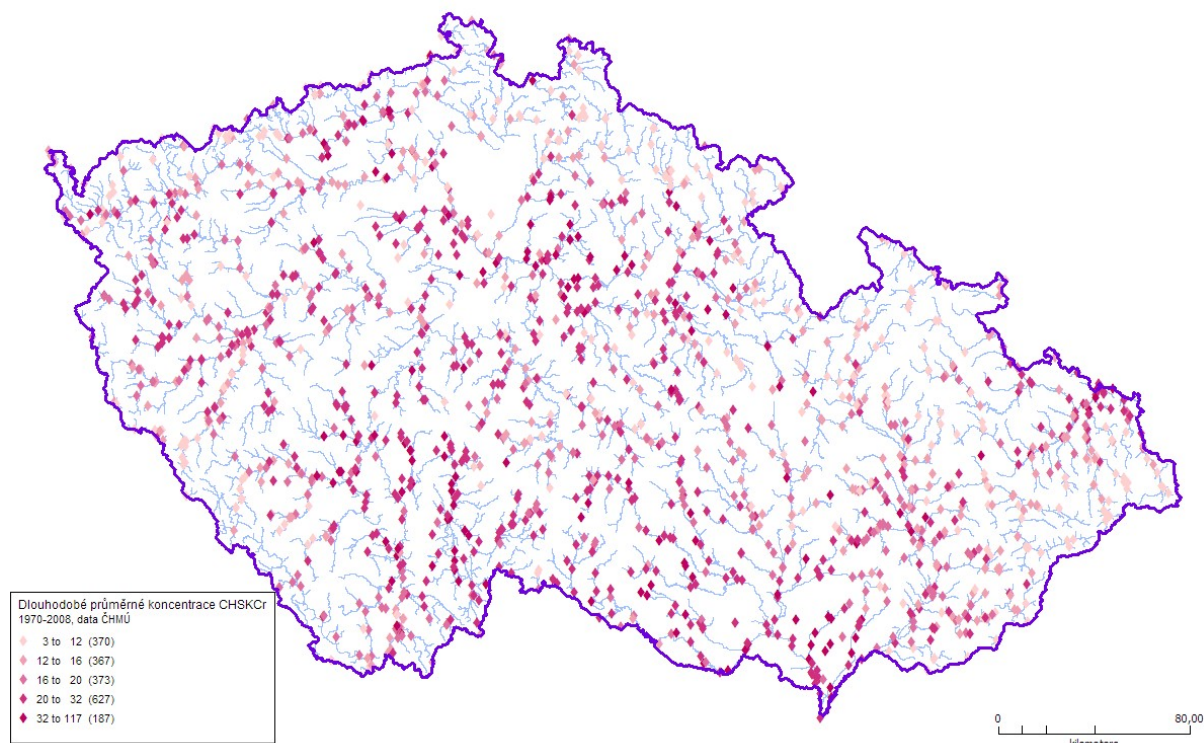
| ROK  | NAZICO                               | NAZTOK          | RKMO | RVM | CHSK |
|------|--------------------------------------|-----------------|------|-----|------|
| 1992 | FRUTA KRALUPY n/Vlt                  | VLTAVA          | 23   | 357 | 5701 |
| 1995 | TRESKO s.r.o. Žalhostice             | LABE            | 61   | 31  | 3585 |
| 1996 | RYBENOR s.r.o. Žalhostice            | LABE            | 61   | 16  | 3585 |
| 1997 | RYBENOR Žalhostice                   | LABE            | 61   | 31  | 3585 |
| 1992 | MLEKARENSKY PRUM. H.TYN              | RADBUZA         | 60   | 23  | 3532 |
| 1993 | VITAMILK, mlékárna Horš.Týn          | RADBUZA         | 60   | 23  | 3532 |
| 1990 | SC.KONZERVARNY BOLETICE N.L.         | LABE            | 16   | 82  | 3502 |
| 1991 | Svč.konzervárny a droždárny Boletice | LABE            | 16   | 45  | 3278 |
| 1992 | Svč.konzervárny a droždárny Boletice | LABE            | 16   | 33  | 3278 |
| 1994 | LABENA Děčín - Křešice               | LABE            | 16   | 33  | 3278 |
| 1993 | NAMAPEX s.r.o. Planá u M.L.          | PLANSKY POTOK   | 2    | 25  | 3212 |
| 1991 | PIVOVAR VELKE POPOVICE               | MOKRANSKY POTOK | 8    | 425 | 3200 |
| 1993 | SEVEROCES.CUKROVARYT.DOKSANY         | OHRE            | 9    | 1   | 3162 |
| 1994 | Namapex jatka Planá u M.Lázní        | PLANSKY POTOK   | 2    | 16  | 3082 |

### 5.2.3 Režim a vývoj zátěže toků CHSK

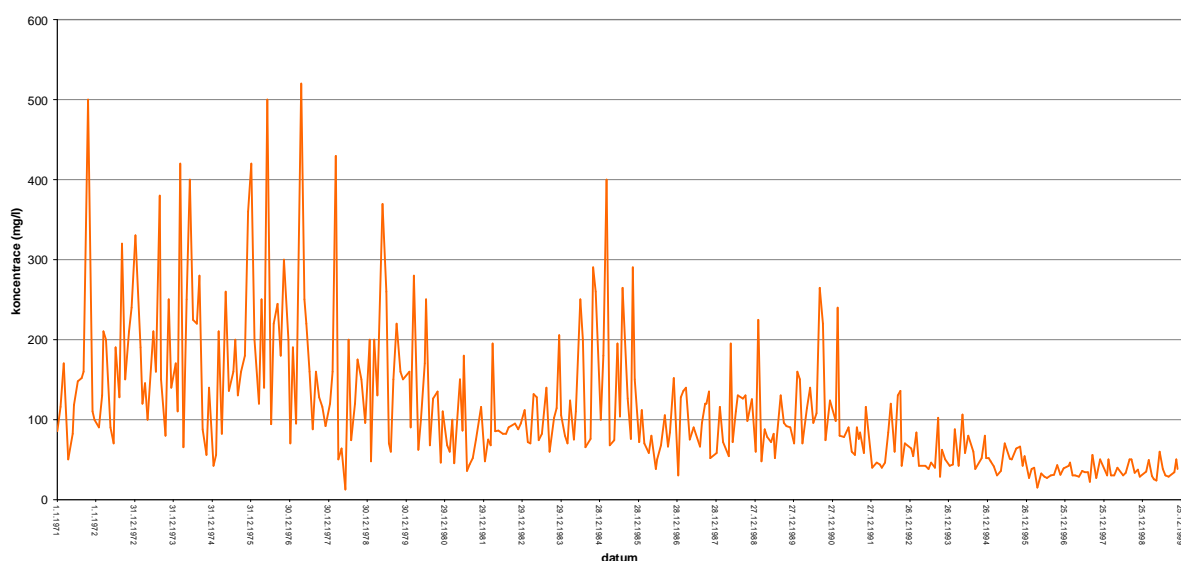
Vzhledem k charakteru zdrojů emisí, které jsou převážně průmyslového charakteru, závisí režim vypouštění emisí především na technologickém charakteru výroby. V případě chemického nebo papírenského průmyslu je, stejně jako u komunálních zdrojů, režim vypouštění kontinuální. Koncentrace CHSK v toku tak závisí na vodnosti toku a s vyšším průtokem v recipientu koncentrace znečištění klesají. U potravinářského průmyslu jsou časté sezónní výkyvy – v ročním režimu vypouštění bývá u některých druhů výrob silná kampaňovitost. Při nevhodném souběhu s obdobím nízké vodnosti v toku tak může docházet k imisnímu přetěžování toku



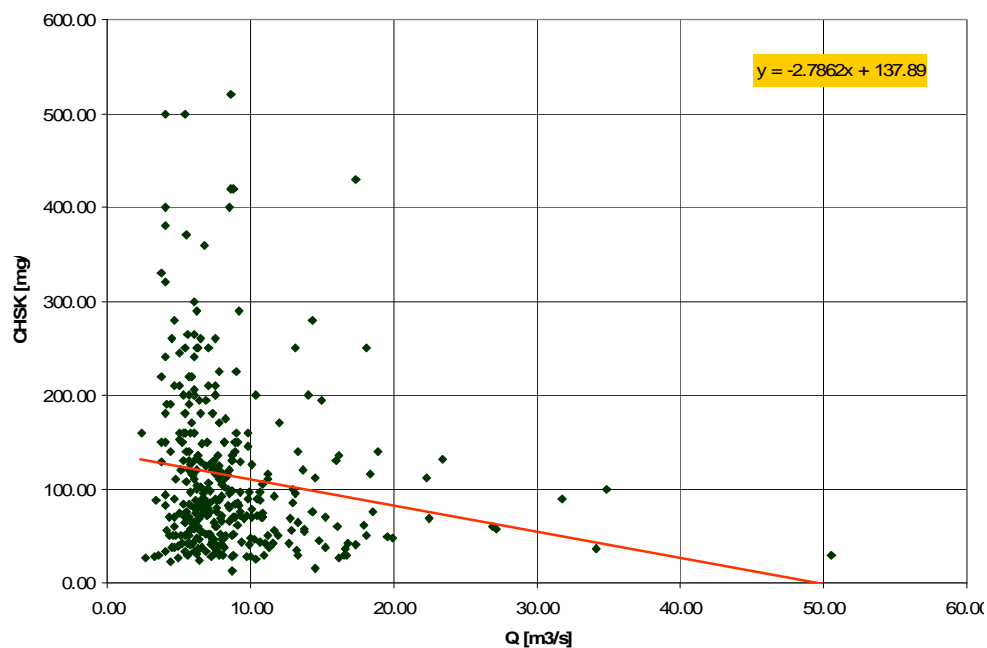
V prostorovém rozložení zátěže CHSKCr (Obr. 33) je zřejmá koncentrace zátěže do hlavních produkčních a sídelních oblastí ČR. Pro hodnocení plošné distribuce zátěže je však třeba respektovat dynamiku vývoje zátěže v čase v důsledku změn antropogenní zátěže z bodových zdrojů znečištění a podle toho volit odpovídající metody vyjádření. Základní metody představují hodnocení časové variability v rámci daného profilu, kde je možné sledovat časové řady zátěže (Obr. 34) nebo vazbu mezi koncentrací zátěže a průtoky. Pro hodnocení v ploše povodí nebo délce podélného profilu (Obr. 36) je vhodné volit omezený a homogenní časový úsek. Pro hodnocení v dlouhém časovém období a ploše povodí je možné využít metody analýzy variability změn zátěže – viz kap. VII (Langhammer, 2005).



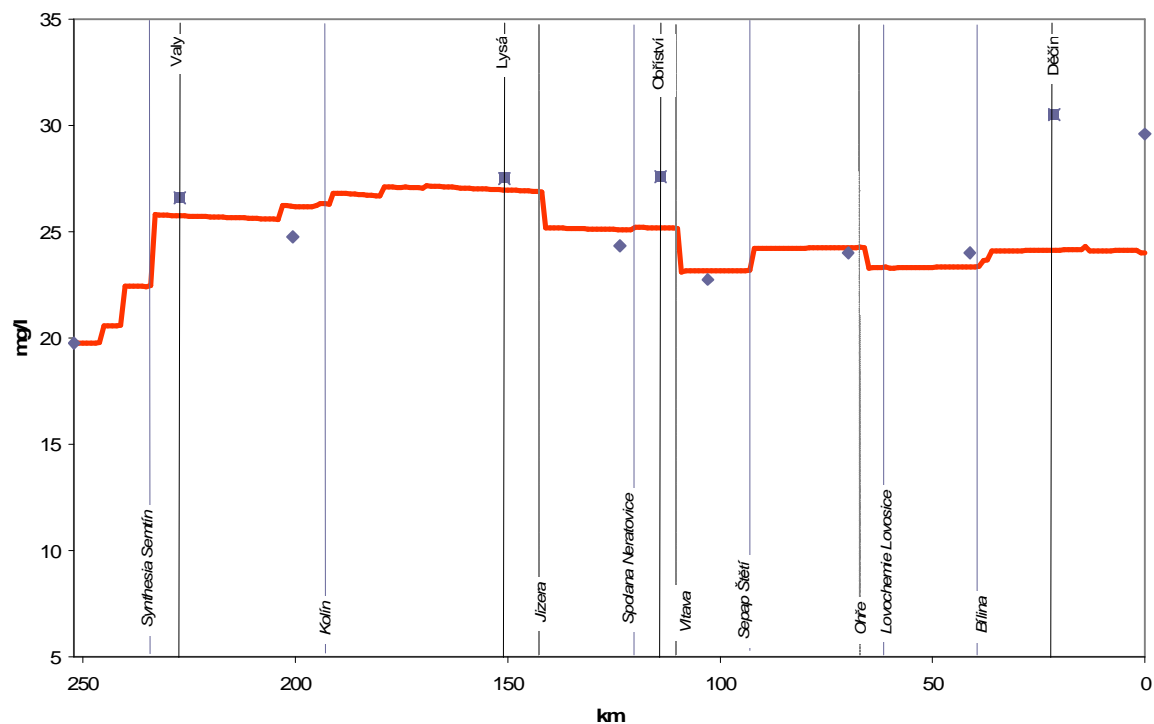
Obrázek 30 Dlouhodobé průměrné koncentrace CHSKCr na měrných profilech. Data: ČHMÚ



Obrázek 31 Dlouhodobý chod koncentrací CHSKCr v extrémně zatíženém profilu Bílina- Ústí nad Labem. Na tomto profilu je zřejmý výrazný účinek omezení emisí u rozhodujících zdrojů bodového znečištění. Data: ČHMÚ



Obrázek 32 Inverzní závislost koncentrace CHSKCr na průtoku je typická zejména u silně zatížených profilů. Bílina - Ústí nad Labem, 1970-2000. Data: ČHMÚ



Obrázek 33 Rozložení koncentrací CHSKCr v podélném profilu toku výrazně koresponduje s rozložením zdrojů emisí. Místa prudkého nárůstu koncentrací představují lokality výpustí odpadních vod, místa poklesu označují lokality, kde dochází k ředění znečištění při soutoku s méně zatíženým tokem. Labe, rok 1997. Výstup z modelu QUAL2E



## 5.2.4 Poměr koncentrací BSK a CHSK

Poměr hodnot koncentrací BSK a CHSK je užitečná pomůcka, která indikuje biochemickou rozložitelnost organických látek v odpadních vodách. Čím vyšší je poměr BSK/CHSK, tím je ve vzorku vody více biologicky rozložitelných látek a ukazuje na možnosti biologické odbouratelnosti organického znečištění (Pitter, 1999).

Obecně platí, že:

$$TSK > CHSK > BSK$$

kde TSK představuje úplnou spotřebu kyslíku,

CHSK chemickou spotřebu kyslíku

BSK biochemickou spotřebu kyslíku

Změna poměru mezi BSK a CHSK v povodí nebo podélném profilu může být využita jako indikátor odlišného charakteru zátěže v dané části povodí. Příkladem může být vyhodnocení poměru BSK/CHSK v podélném profilu Blšanky, uvedená v Tab. 8 (Kliment, Langhammer, and Jurčák, 2003). Z dat je zřejmý nárůst podílu biochemicky odbouratelné složky organického znečištění směrem po toku - profily s nejvyššími hodnotami podílu BSK/CHSK ( profily 1-4) leží na středním a dolním toku, kam je rovněž soustředěno osídlení. Interpretace výsledků však není vždy jednoznačná a je třeba relativní hodnoty posuzovat v kontextu absolutní úrovně zátěže. Nízké hodnoty podílu se totiž mohou vyskytovat jak v pramenných oblastech (zde profil 10), stejně jako na profilech v místech silné kontaminace průmyslovým znečištěním, kde podíl biochemicky rozložitelných látek je nízký.

Tabulka 8 Příklad vývoje odlišných hodnot poměru mezi koncentrací BSK5 a CHSK v podélném profilu toku. Rozbory na profilech v povodí Blšanky 19.4.2001. Data PŘF UK Praha

|                         | 1                    | 2   | 3                         | 4                                     | 5                                | 6                        | 7                      | 8                      | 9                     | 10                    |
|-------------------------|----------------------|---|---------------------------|---------------------------------------|----------------------------------|--------------------------|------------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|
|                         | Blšanka -<br>Holedeč | Blšanka -<br>Trnovany -<br>soutok s Ohřív | Černocký<br>potok - Sřtem | Blšanka -<br>Sřtem, nad<br>soutokem s | Očihovecký<br>potok,<br>Očihovec | Podvinecký<br>p. - Křivý | Blšanka -<br>Křivý SMS | Mlýnecký p. -<br>Křivý | Blšanka -<br>Mukoděly | Blšanka -<br>Kavčarie |
| CHSK Cr                 | 10.6                 | 12.0                                      | 9.0                       | 11.0                                  | 10.5                             | 19.0                     | 12.0                   | 26.0                   | 12.0                  | 14.5                  |
| BSK5                    | 3.0                  | 3.3                                       | 2.5                       | 3.4                                   | 1.5                              | 2.9                      | 1.6                    | 4.0                    | 1.8                   | 1.14                  |
| <b>BSK5/<br/>CHSKCr</b> | <b>0.28</b>          | <b>0.27</b>                               | <b>0.28</b>               | <b>0.31</b>                           | <b>0.14</b>                      | <b>0.15</b>              | <b>0.14</b>            | <b>0.15</b>            | <b>0.15</b>           | <b>0.08</b>           |

## 5.3 Celkový organický uhlík – TOC

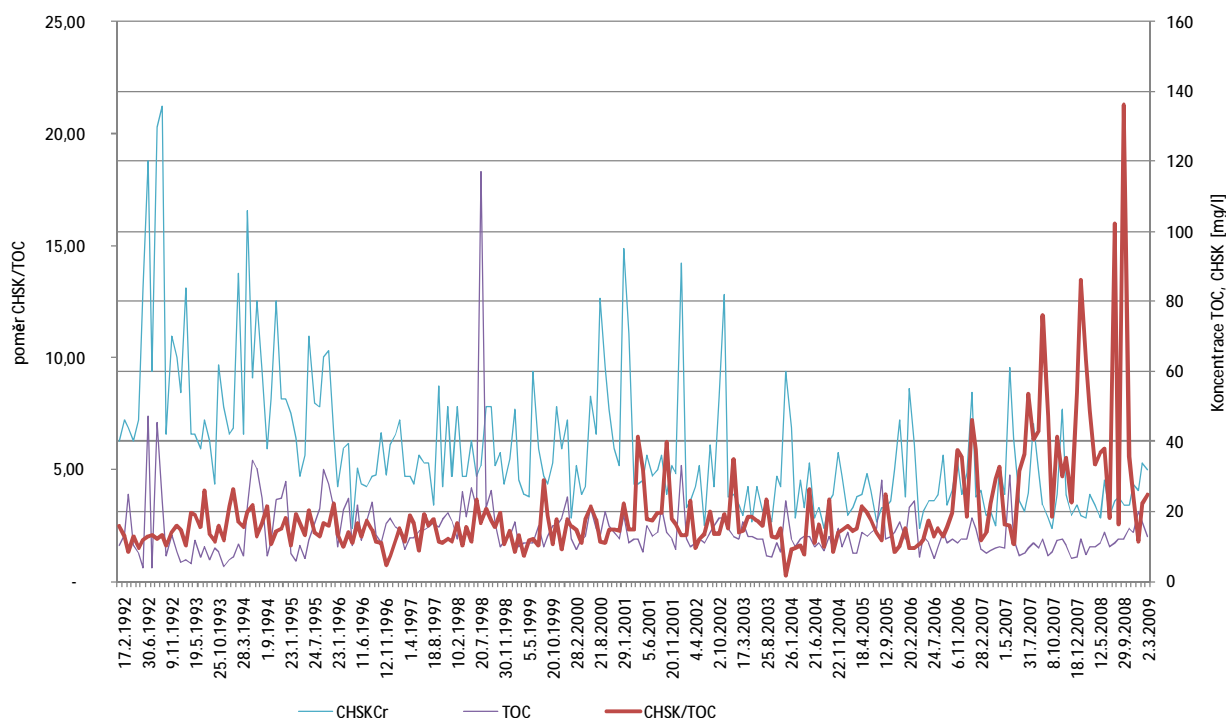
Celkový organický uhlík (TOC – Total Organic Carbon) je, obdobně jako BSK a CHSK sumární parametr, vyjadřující celkové množství organických látek přítomných ve vzorku vody.

Stanovení probíhá buď termickou oxidací (při teplotách 900°C až 1000°C za přítomnosti katalyzátoru, nebo oxidací na mokré cestě (chemickou nebo fotochemickou), přičemž v praxi převažuje stanovení termickou oxidací (MŽP, 2009).

Ukazatel TOC vyjadřuje širokou paletu látek. Na rozdíl od CHSK či BSK nevyjadřuje množství spotřebovaného kyslíku, ale množství oxidu uhličitého, vzniklého při oxidaci organických látek. Ve srovnání s CHSK umožňuje detekovat ještě větší množství organických látek, je proto využíván pro analýzy silně znečištěných povrchových i odpadních vod.

TOC je důležitý ukazatel kvality vod. Vysoké hodnoty TOC vyjadřují silné znečištění organickými látkami, které má za následek snížení obsahu rozpuštěného kyslíku ve vodě, což může vést k ohrožení vodních společenstev.

Obdobně jako mezi ukazateli BSK a CHSK je možné vyjadřovat poměr mezi CHSK a TOC. Výsledné hodnoty ukazují na charakter a proměnlivost organického znečištění v rámci hodnoceného území, nebo na proměnlivost charakteru znečištění v čase. Využívá se v praxi jak pro bilanční analýzy, tak pro hodnocení stability složení odpadních vod. Výrazné změny v poměru mezi těmito ukazateli mohou indikovat strukturální změny v charakteru znečištění.



Obrázek 34 Změna koncentrací a poměru CHSK a TOC na profilu Bílina - Ústí nad Labem. Výrazné změny poměru mezi ukazateli CHSK a TOC od roku 2004 dokumentují strukturální změny zdrojů znečištění, které doprovázejí snížení emisí. Data ČHMÚ

# 6 Ukazatele anorganického znečištění

Přítomnost anorganických látek a sloučenin v povrchových vodách může být důsledkem jak přírodních procesů, tak antropogenní činnosti. Anorganické látky jako ukazatele znečištění povrchových vod obvykle členíme podle jejich chemické příbuznosti. Jednu skupinu tak tvoří sloučeniny dusíku, fosforu a síry, další halogeny – fluor, chlor, brom a jod, dále pak kovy, radioaktivní látky a další. V rámci ukazatelů znečištění podle platné normy klasifikace jakosti povrchových vod ČSN 727221 jsou anorganické látky začleněny do celkem čtyř z celkových šesti skupin ukazatelů. Sloučeniny dusíku a fosforu spolu s kovy železem a manganem jsou zahrnuty ve skupině základních chemických ukazatelů. Sloučeniny síry, chloru, fluoru jsou zahrnuty do doplňujících chemických ukazatelů, samostatné skupiny potom tvoří těžké kovy a radioaktivní látky.

Nejběžnějším členění anorganických látek, sledovaných jako ukazatele jakosti vody je podle chemické příbuznosti a významu pro ekosystémy.

V této kapitole jsou představeny nejdůležitější anorganické látky, sledované jako ukazatele jakosti vody.



## Základní anorganické látky, sledované jako ukazatele jakosti vody

### Nutrienty

- Sloučeniny dusíku
- Sloučeniny fosforu
- Sloučeniny draslíku

### Ostatní anorganické látky

- Sloučeniny síry
- Sloučeniny chloru
- Sloučeniny fluoru

## 6.1 Nutrienty

Živiny, neboli nutrienty, představují látky, potřebné pro výstavbu a život organismů. Jejich přítomnost v povrchových vodách je proto přirozená a pro správnou funkci ekosystémů žádoucí. Z hlediska jakosti povrchových vod je jejich výskyt sledován zejména vzhledem k jejich nadměrnému výskytu, způsobenému antropogenním znečištěním a jeho vedlejším účinkům. Nadměrný výskyt nutrietů ve vodním prostředí s sebou nese řadu negativních účinků. Mezi hlavní patří ome

Mezi hlavní nutrienty řadíme:

- Sloučeniny dusíku
- Sloučeniny fosforu
- Sloučeniny draslíku

## 6.2 Sloučeniny dusíku

Dusík patří k základním živinám, uplatňujícím se ve všech biologických procesech probíhajících ať již ve vodách povrchových či podzemních. Ve vodě se vyskytuje v různých formách a oxidačních stupních.

Veškerý dusík je vyjádřen jako součet všech jeho forem, pozorovaných ve vodách – amoniakálního, dusitanového, dusičnanového a organického dusíku (Pitter, 1999). Obsah celkového dusíku můžeme vyjádřit jako součet čtyř hlavních forem výskytu – amoniakálního ( $N-NH_4^+$ ), dusitanového ( $N-NO_2^-$ ), dusičnanového ( $N-NO_3^-$ ) a organického dusíku ( $N_{org}$ ):

$$N_{celk} = N-NH_4 + N-NO_2 + N-NO_3 + N_{org}$$

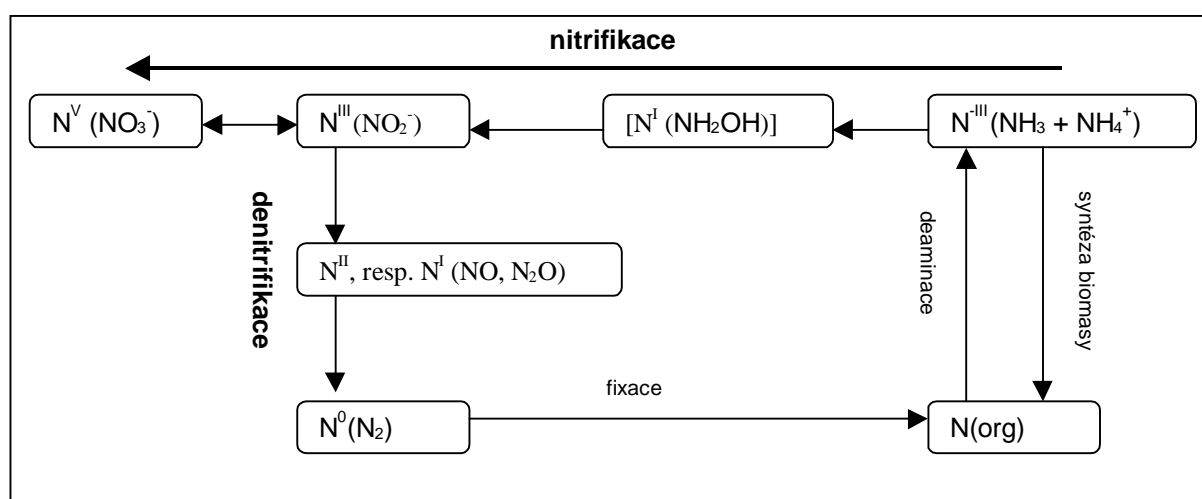
V literatuře i praxi se můžeme setkat rovněž s pojmem Kjeldahlův dusík. Dusíkem podle Kjeldahla se rozumí koncentrace organického a amoniakálního dusíku ve vzorku vody stanovená po mineralizaci (Grünvald, 1997).

$$N_{kjedahl} = N_{org} + NH_4^+$$

Z hlediska významu pro kvalitu vody považujeme za nejdůležitější formy dusíku amoniakální dusík, dusičnany a dusitany. Pro tyto formy výskytu jsou charakteristické různé zdroje znečištění a mechanismy transportu znečištění do toku. Amoniakální dusík a dusitany jsou typickým ukazatelem bodových a difúzních zdrojů znečištění, dusičnany jsou naopak charakteristické pro plošné zdroje znečištění.

### 6.2.1 Dusíkový cyklus

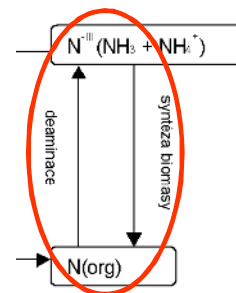
Jednotlivé formy dusíku procházejí biochemickou přeměnou - procesy, které podle svého oxidačně-redukčního charakteru označujeme jako nitrifikaci a denitrifikaci. Základní schéma nitrifikační a denitrifikační přeměny jednotlivých forem dusíku je uvedeno na obrázku 30 (Pitter, 1999).



Obrázek 35 Koloběh dusíku ve vodách. Upraveno dle Pitter, 1992

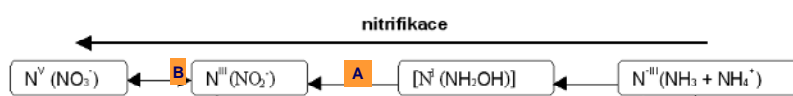
### 6.2.1.1 Rozklad $N_{org}$

První fázi dusíkového cyklu představuje rozklad organických dusíkatých látek. Je označován jako deaminace a probíhá díky mikrobiální činnosti. Produktem rozkladu je  $N-NH_4$  (amoniakální dusík). Ten je pro organismy zpětně zdroj pro syntézu nové biomasy. Probíhá-li rozklad za přítomnosti rozpuštěného  $O_2$  dochází k dalšímu rozkladu  $N-NH_4$  – nitrifikaci.



### 6.2.1.2 Nitrifikace

Hlavní fáze dusíkového cyklu je označována jako nitrifikace a dochází při ní k rozkladu amoniakálního dusíku na dusitany až dusičnany. Rozklad probíhá v aerobních podmínkách činností mikroorganismů, které pro rozklad dusíku spotřebovávají kyslík. Na průběh nitrifikace má vliv teplota vody, obsah  $O_2$  v toku a pH.



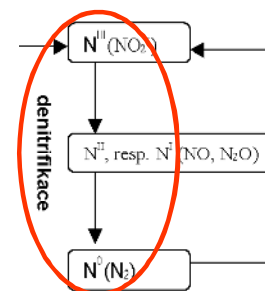
Nitrifikace probíhá ve dvou stupních. V prvním (A) dochází k rozkladu  $NH_4$  na  $NO_2$ . Na rozklad 1 g N je spotřebováno 3,43 g  $O_2$  (Pitter, 1999). Druhý stupeň (B) představuje rozklad  $NO_2$  na  $NO_3$ . Při této fázi se na rozklad 1 g N spotřebovuje 1,14 g  $O_2$ . K úplné oxidaci 1 g N při nitrifikaci je tak spotřebováno 4,57 g  $O_2$ .

### 6.2.1.3 Denitrifikace

Denitrifikace označuje zpětnou fázi přeměny, která probíhá rovněž působením mikroorganismů, ale za anaerobních podmínek. Při redukcí dochází k rozkladu  $NO_3$  na elementární dusík nebo na  $N_2O$  či  $NO$ .

Pro redukcí 1 g N je spotřebováno 1,07 g  $C_{org}$ , naopak pozitivní vliv na kyslíkovou bilanci představuje uvolnění až 2,86 g  $O_2$  pro denitrifikaci 1 g N.

Při úplném nitrifikačně-denitrifikačním procesu je ze spotřebovaného  $O_2$  „vráceno“ cca 66% (Pitter, 1999).



## 6.2.2 Celkový dusík

Celkový dusík bývá jako ukazatel vyjadřován pro účely bilance zátěže za ucelené období. Pro analytické účely je obtížně interpretovatelný, neboť v sobě slučuje formy, které mají odlišný původ znečištění, rozdílný mechanismus transportu do toku i odlišný režim výskytu ve vodách.

Celkový dusík je vyjádřen jako součet hlavních sledovaných forem dusíku:

$$N_{celk} = N-NH_4 + N-NO_2 + N-NO_3 + N_{org}$$

Mezi bodovými zdroji dusíku se v závislosti na konkrétní formě uplatňují jak komunální, tak průmyslové zdroje emisí. Komunální zdroje mají, obdobně jako u ukazatele BSK5 vyrovnaný režim vypouštění emisí a v bilančním pohledu patří mezi největší zdroje zátěže dusíkem. Produkce dusíku z komunálních zdrojů v ČR dosahuje úrovně 12 g na obyvatele a den (Nesměrák, 1996). Největší koncentrace i bilanční objem vypouštěného znečištění dosahují průmyslové zdroje emisí. Nejvýznamnější zdroje představují velké chemické provozy, mezi významné zdroje patří potravinářský průmysl, ale i oblast živočišné výroby.

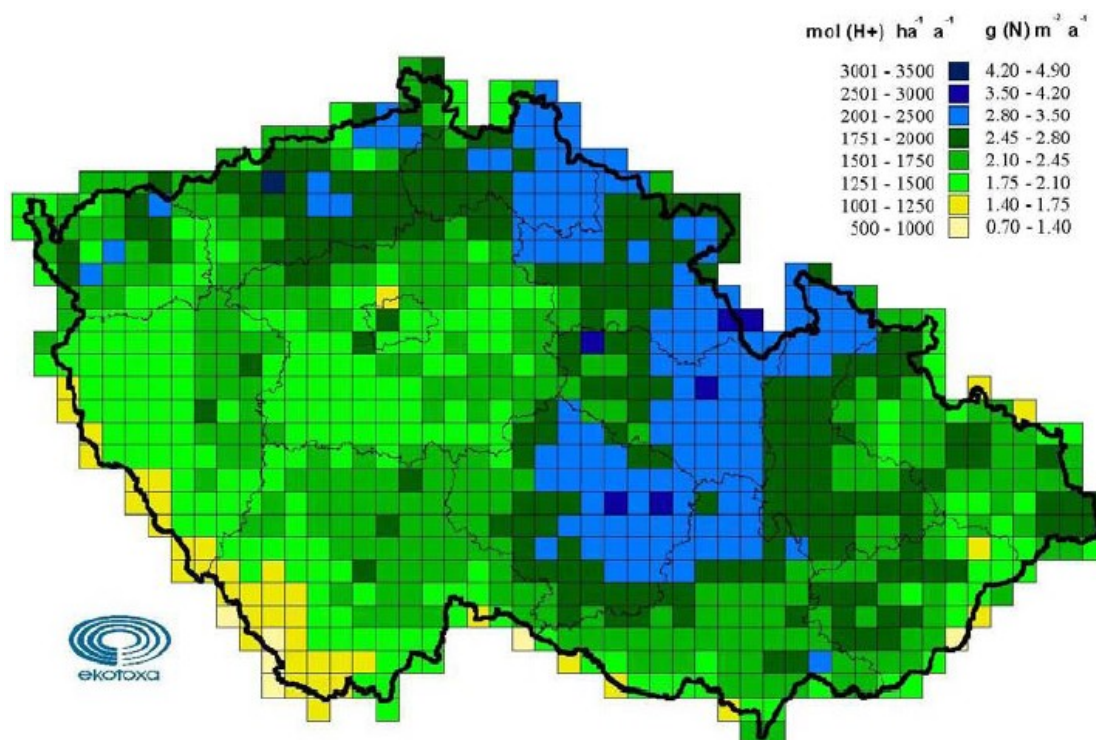
Plošné zdroje znečištění, představované zejména splachy ze zemědělsky využívaných území, jsou významné zejména pro zátěž dusičnany. Dusík je do toků transportován převážně cestou podzemního odtoku z nasycené zóny, do které se postupně vyluhuje při povrchovém splachu a následné infiltraci. Hlavním zdrojem zátěže je zemědělská výroba - dusík se vyluhuje z aplikovaných hnojiv a to jak přirozených (kejda), tak umělých, které se vyznačují vyšší rozpustností ve vodě.

Podíl jednotlivých hlavních skupin znečišťovatelů na emisích celkového dusíku do toků byl mj. předmětem výzkumů v rámci Projektu Labe (MKOL, 1996). Výsledky monitoringu i matematické modelování (Langhammer, 2004) ukázaly, že rychlý pokles emisí z bodových zdrojů znečištění v 90. letech 20. století a neklesající zátěž z plošných zdrojů vedou k postupnému nárůstu podílu plošných a difúzních zdrojů emisí na celkové bilanci znečištění dusíkem.

Tabulka 9: Struktura zdrojů znečištění celkovým dusíkem. Zdroj: MKOL 1996

| skupina zdrojů | podíl na emisích $N_{\text{celk}}$ % |
|----------------|--------------------------------------|
| Plošné         | 44                                   |
| Difúzní        | 21                                   |
| Komunální      | 24                                   |
| Průmyslové     | 11                                   |

Na zátěži celkovým dusíkem se podílí rovněž atmosférická depozice (Obr. 31). Distribuce hodnot dusíku, deponovaného touto cestou se regionálně liší a vyjadřuje jak vliv zdrojů emisí, tak fyzicko-geografické podmínky pro depozici (Zapletal, 2001). Bilanční podíl atmosférické depozice však nepřekračuje jednotky procent. Výzkum bilance zdrojů znečištění v rámci Projektu Labe ukázala, že v případě celkového dusíku dosahuje podíl atmosférické depozice na látkových vnosech na povodí Labe 4 %, přičemž na české části tento podíl v polovině 90. let představoval 7 %, na německé části povodí 3 % (Behrendt and Nesměrák, 1996).



Obrázek 36 Depozice dusíku na území ČR v roce 1998. Převzato ze Zapletal, 2001

Největšími zdroji emisí celkového dusíku mezi bodovými zdroji, evidovanými v Integrovaném registru znečišťování jsou komunální zdroje – čistírny odpadních vod u největších sídel společně s největšími podniky chemického průmyslu a papírnami (Tab. 10). Při interpretaci je nicméně nutno mít na zřeteli, že ukazatel celkového dusíku slučuje různé formy dusíku, pocházející z různých zdrojů znečištění a zároveň že z bodových zdrojů znečištění je to toků transportována pouze menší část bilančního objemu celkového dusíku.

Tabulka 10 Největší zdroje emisí celkového dusíku do vodních toků v ČR v roce 2008. Zdroj: IRZ

| Zdroj                                 | kg Ncelk/rok |
|---------------------------------------|--------------|
| Praha Ústřední čistírna odpadních vod | 2410000      |
| Synthesia a. s.                       | 1773000      |
| BČOV Pardubice                        | 376000       |
| ČOV Ostrava                           | 313000       |
| ČOV Brno - Modřice                    | 305000       |
| Lovochemie, a.s., Lovosice            | 281000       |
| Spolana Neratovice                    | 252000       |
| CHEMOPETROL                           | 198000       |
| BorsodChem MCHZ, s.r.o.               | 195000       |
| ČOV Hradec Králové                    | 184000       |
| Pivovar Plzeň                         | 169000       |
| Mondi Štětí a.s. celulozka            | 162000       |
| ČOV Č.B. Hrdějovice                   | 138000       |
| Jaderná elektrárna Dukovany           | 112000       |
| ČOV Zlín-Malenovice                   | 102000       |
| ČOV Olomouc                           | 101000       |
| Biocel Paskov a.s.                    | 95700        |

### 6.2.3 Amoniakální dusík (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

Amoniak se v přírodních vodách vyskytuje obvykle v nízkých koncentracích, zpravidla do 0,2 mg/l. V závislosti na hodnotě pH (Tab. 10) může být ve vodě zastoupen disociovanou formou NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a formou nedisociovanou jako NH<sub>3</sub> (Grünvald, 1997).

Amoniakální dusík (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) je přítomen v prakticky všech povrchových vodách, a to jak ve vodách antropogenně znečištěných, tak v tocích s jen pozadovými hodnotami zátěže, kde jeho zdroj představuje atmosférická depozice. Ve vodě je velmi nestálý, jelikož podléhá nitrifikaci, kterou přechází postupně na dusitany až dusičnany (Pitter, 1999).

Tabulka 11 Procentuální zastoupení formy amoniaku v závislosti na pH

| pH                  | 6   | 7  | 8  | 9  | 10 | 11 |
|---------------------|-----|----|----|----|----|----|
| NH <sub>3</sub> (%) | 0   | 1  | 4  | 25 | 78 | 96 |
| NH <sub>4</sub> (%) | 100 | 99 | 96 | 75 | 22 | 4  |

Zdrojem amoniakálního dusíku jsou převážně bodové zdroje znečištění - komunální i průmyslové. Produkci amoniakálního dusíku do splaškových odpadních vod udává Nesměrák (1995) ve výši průměrně 8 g na osobu a den. Amoniakální dusík je důležitý ukazatel z hygienického hlediska. N-NH<sub>4</sub> jako produkt rozkladu organických dusíkatých látek totiž může indikovat znečištění fekálními odpady.

Z průmyslových zdrojů je v bilančním pohledu největším producentem znečištění amoniakálním dusíkem chemický průmysl (Tab 12). V lokálním a regionálním měřítku jsou významné i zdroje

potravinářského průmysl - lihovary, cukrovary, škrobárny, které produkují emise s často extrémními koncentracemi N-NH<sub>4</sub> (Tab. 11)

Amonné soli jsou rovněž obsaženy v některých dusíkatých hnojivech, ze kterých se dostávají do vodních toků povrchovými splachy (Just, Ondráková, and Mattiello, 1996).

Volný amoniak (NH<sub>3</sub>) se v povrchových vodách vyskytuje ojediněle a jeho výskyt vždy souvisí s havarijními stavy a úniky, často z provozů živočišné výroby. Díky nedostatečné úrovni čištění zde dochází k únikům nebo i cílenému vypouštění fekálních odpadů, které mají extrémní koncentrace amonných iontů, ale jsou závažné i z mikrobiálního hlediska.

Nejvyšší povolené koncentrace jsou v pitné vodě stanoveny na 0,5 mg/l v případě N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a 0,01 mg/l v případě NH<sub>3</sub>. Podle imisních limitů nařízení vlády 171/92 je ve vodárenských tocích maximální povolená koncentrace N-NH<sub>4</sub> 0,39 mg/l a u ostatních toků potom 2,33 mg/l.

V povrchových vodách se koncentrace NH<sub>4</sub><sup>+</sup> pohybují zpravidla do 1 mg/l, v odpadních vodách typicky v desítkách mg/l, v extrémních případech až ve stovkách mg/l (Tab. 11).

Imisní limity N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> dle nařízení vlády 61/2003, představující maximální povolené koncentrace jsou pro:

|                 |   |
|-----------------|---|
| Vodárenské toky | 0,39 mg/l N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> = 0,5 mg/l NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>  |
| Ostatní toky    | 2,33 mg/l N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> = 2,99 mg/l NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> |

Pro pitnou vodu jsou stanoveny následující limity:

|                              |           |
|------------------------------|-----------|
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | 0,5 mg/l  |
| NH <sub>3</sub>              | 0,01 mg/l |

### 6.2.3.1 Zdroje emisí

Zdrojem emisí amoniakálního dusíku do povrchových vod jsou převážně bodové zdroje znečištění - komunální i průmyslové. Mezi komunálními zdroji převládají splaškové odpadní vody, kde amoniakální dusík je součástí fyziologických odpadů. Analýzou zdrojů emisí v povodí Labe byla odvozena průměrná hodnota 8 g N-NH<sub>4</sub> na osobu a den (Nesměrák, 1996), která je využívána jako referenční hodnota pro návrhové výpočty.

V bilančním pohledu vypouštějí největší množství amonných iontů vypouštějí největší chemické závody – v českém povodí Labe to je např. Synthesia Semtín, Chemopetrol Litvínov, Lovochemie Lovosice nebo Spolana Neratovice. Tyto zdroje patří objemem vypouštěného znečištění mezi významné znečišťovatele i v celoevropském měřítku. Mezi bilančně největší zdroje emisí patří i odpadní vody z čistíren odpadních vod velkých sídel. Menší sídla mohou představovat významné zdroje emisí v případě nedostatečné úrovně zpracování a čištění odpadních vod. Na datech českého povodí Labe je to zřejmé na příkladu měst, která v referenčním období (1998) neměla dobudovanou čistírnu odpadních vod. Odpadní vody z měst jako Kolín, Děčín, nebo Ústí nad Labem díky neexistenci ČOV znamenaly zátěž, srovnatelnou s největšími průmyslovými zdroji emisí (Tab 17).

Srovnání zdrojů NH<sub>4</sub> z hlediska maximálních dosahovaných koncentrací (Tab. 18) ukazuje na strukturální nedostatky v čištění odpadních vod. Mezi nejvýznamnějšími zdroji emisí se ocitají drobné podniky potravinářského průmyslu, ale i závody živočišné výroby – zde velkovýkrmny vepřů u Žihle nebo v Klenčí pod Čerchovem. Právě živočišná výroba představuje vzhledem k nízké úrovni čištění odpadních vod problém, který často přesahuje lokální měřítko. U největších průmyslových producentů znečištění je při hodnocení emisí mít na vědomí, že tyto zdroje mají více výpustí odpadních vod, ve



kterých se ocitají vody z různých technologických procesů v odlišném množství, koncentracích i o rozdílném režimu vypouštění. Pro souhrnné hodnocení je proto vhodnější bilanční vyjádření, přepočtené na shodné časové období.

Tabulka 12 Zdroje emisí NH<sub>4</sub> podle bilančního objemu vypuštěných látek. SVHB 1998

| Zdroj emisí                              | Tok             | Qa   | NH <sub>4</sub> t/r |
|--|-----------------|------|---------------------|
| PVK Praha Praha ÚČOV                     | VLTAVA          | 4.89 | 1 295.31            |
| ALIACHEM Synthesia Pardubice - kanál A   | BROZANSKY POTOK | 0.89 | 501.06              |
| Chemopetrol Litvínov - hy. doprava-Růžod | OTVICKY POTOK   | 0.12 | 347.02              |
| Lovochemie Lovosice - CHČOV (výtok A)    | LABE            | 0.28 | 330.70              |
| Spolana Neratovice - ČOV (K 10)          | LABE            | 0.48 | 302.44              |
| LZ Draslovka Kolín                       | LABE            | 0.03 | 267.59              |
| 1.JVS České Budějovice ČOV               | VLTAVA          | 0.58 | 244.12              |
| Ústí nad Labem - mimo ČOV                | LABE            | 0.28 | 214.58              |
| VaK Teplice - Bystřany ČOV               | BYSTRICE        | 0.33 | 208.01              |
| Děčín - VK                               | LABE            | 0.23 | 184.54              |
| ALIACHEM Synthesia Pardubice - RNL       | LABE            | 0.03 | 148.84              |
| VaK Karlovy Vary - K.Vary - ČOV          | OHRE            | 0.27 | 106.68              |
| VaK Most - ČOV Chánov                    | BILINA          | 0.20 | 101.38              |
| Chemopetrol Litvínov - dešť. kanál       | BILINA          | 0.58 | 98.70               |
| VaK Chomutov - Údlice - ČOV              | CHOMUTOVKA      | 0.24 | 96.75               |
| VaKJČ,d.PRÁ Písek ČOV                    | OTAVA           | 0.11 | 81.43               |
| VaK Chomutov - ČOV Jirkov                | BILINA          | 0.09 | 64.65               |

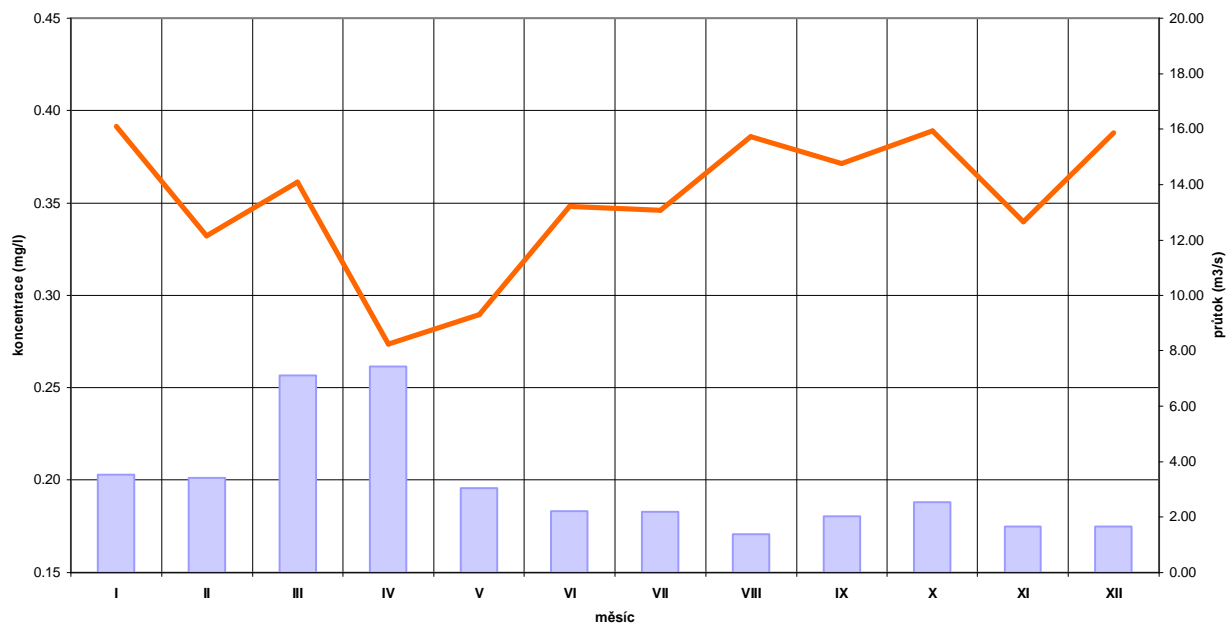
Tabulka 13 Zdroje emisí NH<sub>4</sub> podle nejvyšších koncentrací. SVHB 1998

| Zdroj emisí                              | Tok                | NH <sub>4</sub> | Qa    |
|--|--------------------|-----------------|-------|
| VaK Děčín - ČOV Krásná Lípa              | KRINICE            | 363.00          | 0.001 |
| LZ Draslovka Kolín                       | LABE               | 258.00          | 0.033 |
| Žihelský statek Velká Černá Hať          | MLADOTICKY POTOK   | 162.60          | 0.001 |
| ALIACHEM Synthesia Pardubice - RNL       | LABE               | 160.75          | 0.029 |
| Bioferm Kolín - Droždárna                | LABE               | 139.00          | 0.005 |
| VETAS Chotýčany                          | DOBREJOVICKY POTOK | 101.90          | 0.001 |
| Chemopetrol Litvínov - hy. doprava-Růžod | OTVICKY POTOK      | 90.30           | 0.122 |
| Tlaková plynárna Ústí n.Labem - dešťový  | NOVOVESKY POTOK    | 88.90           | 0.003 |
| DIAMO MAPE Mydlovary                     | VLTAVA             | 79.00           | 0.004 |
| VKM Kladno Vojkovice ČOV                 | KOZAROVICKY POTOK  | 69.00           | 0.001 |
| Mšeno - VK                               | KOSATECKY POTOK    | 67.70           | 0.002 |
| AKTIVA Kaznějov                          | KAZNEJOVICKY POTOK | 61.20           | 0.027 |
| SčVK Teplice Řevnice ČOV                 | BEROUNKA           | 60.50           | 0.001 |
| Obec Hostivice ČOV                       | LITOVICKY POTOK    | 60.10           | 0.009 |
| Tiba 15 Josefův Důl                      | JIZERA             | 57.00           | 0.019 |
| AQUA Příbram Vysoká Pec ČOV              | LITAVKA            | 55.60           | 0.001 |
| PRAVES Klenčí p.Čerchovem ŠN             | CERCHOVKA          | 53.00           | 0.001 |

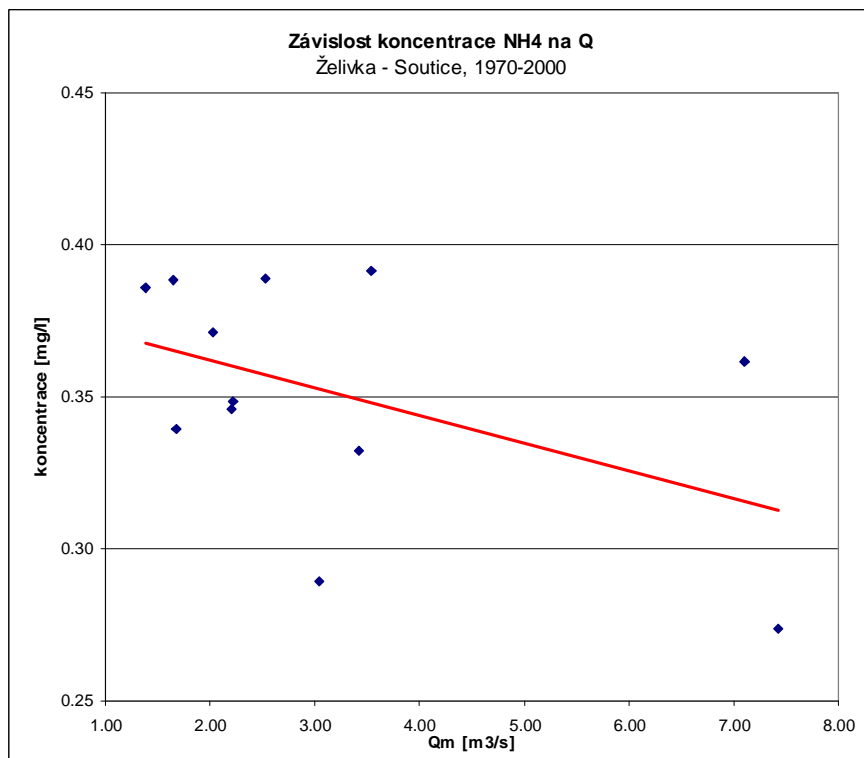
### 6.2.3.2 Režim a vývoj znečištění toků amoniakálním dusíkem

Amoniakální dusík je typický ukazatel odrážející bodové znečištění. Chod koncentrací NH<sub>4</sub> v tocích je tak v převážné míře ovlivňován vodností toku. S rostoucím průtokem v recipientu koncentrace amoniakálních iontů klesají díky vlivu ředění (Obr. 31). Při závislostním hodnocení se tak projevuje výrazná inverzní závislost na průtoku (Obr. 32). Závislost je výrazná především na profilech, silně

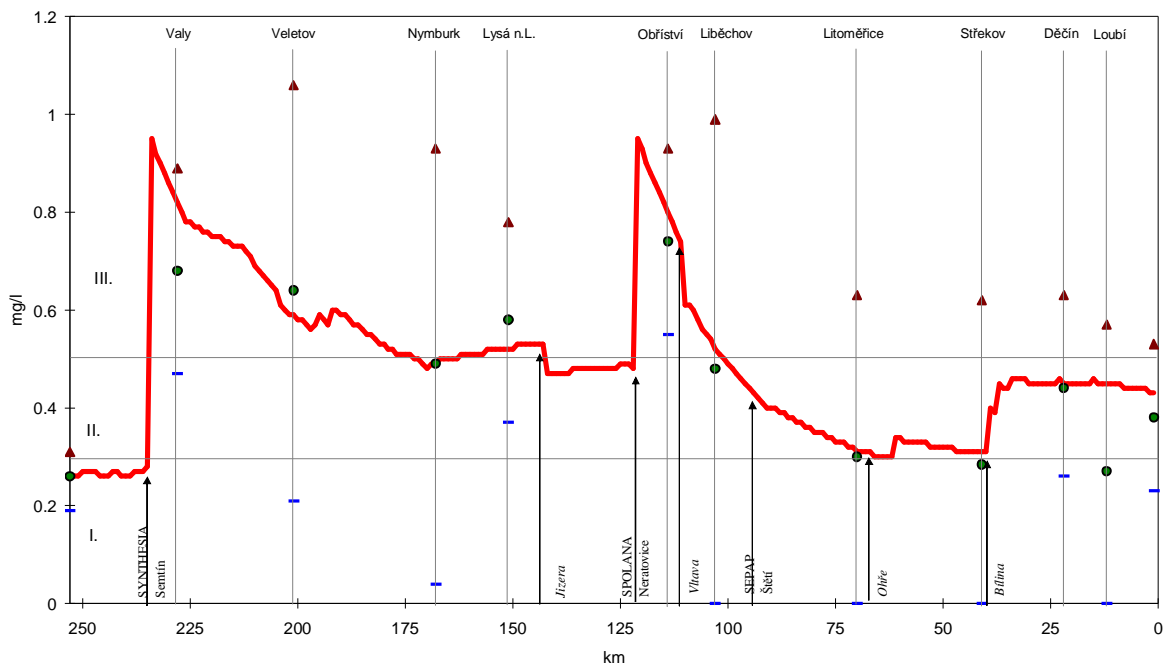
ovlivněných bodovými zdroji emisí. Závislost je nicméně zřejmá i u povodí s dominantním vlivem plošných zdrojů – byť zde je těsnost vazeb výrazně slabší.



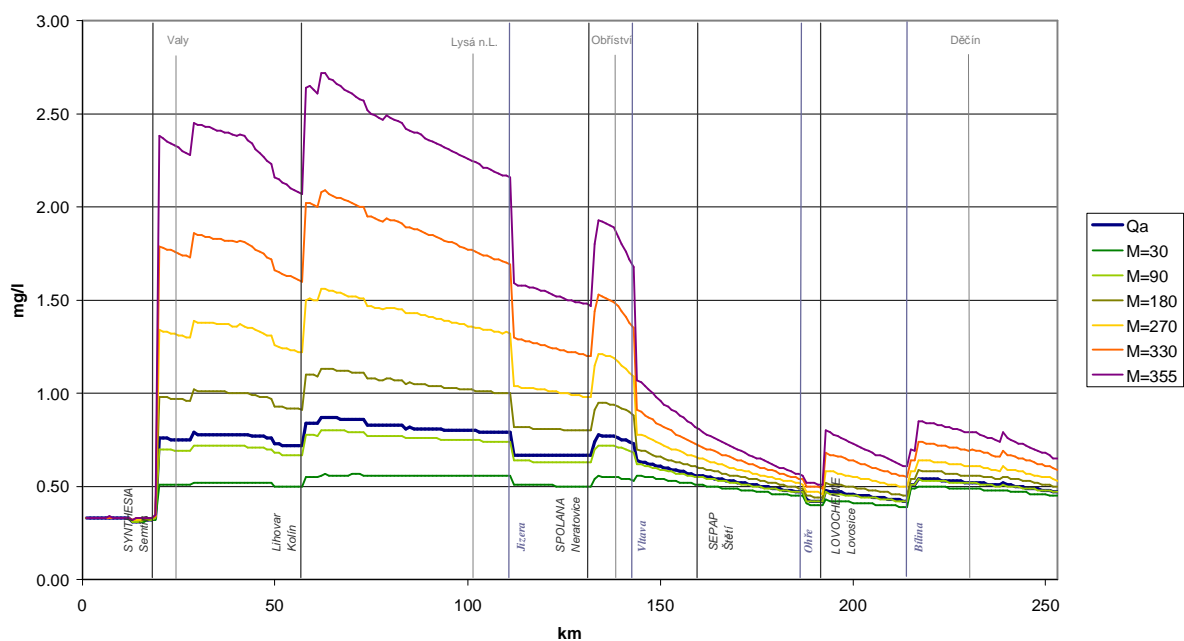
Obrázek 37 Dlouhodobý roční chod koncentrací N-NH<sub>4</sub> na profilu Želivka-Soutice. Na grafu je zřejmý pokles hodnot v období vysoké vodnosti. Data ČHMÚ



Obrázek 38 Závislost koncentrace N-NH<sub>4</sub> na průtoku v profilu Želivka - Soutice. Přes zemědělský charakter území, kde nejsou významné bodové zdroje emisí, je zřejmá inverzní závislost koncentrací na průtoku. Data: ČHMÚ



Obrázek 39 Vývoj koncentrací N-NH<sub>4</sub> v podélném profilu Labe. Místa nárůstu odpovídají lokalizaci výpustí odpadních vod. Zřemý je rychlý nárůst, stejně jako intenzivní rozklad znečištění v úsecích pod výpustí emisí. Výstup z modelu QUAL 2E

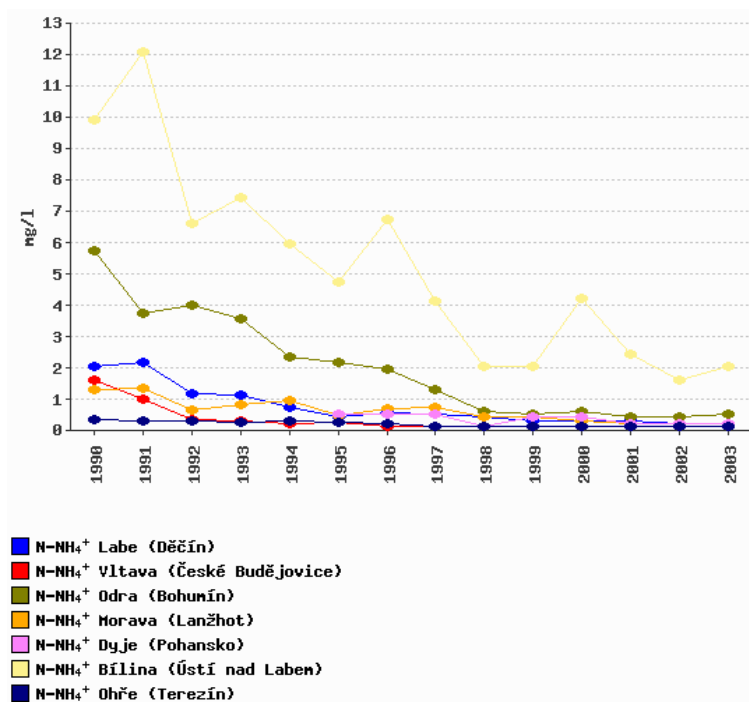


Obrázek 40 Vliv rozdílné vodnosti toku na vývoj koncentrací N-NH<sub>4</sub> v podélném profilu Labe. Nízké hodnoty průtoku mají za následek intenzivní nárůst koncentrací zátěže v úsecích pod výpustí emisí. Výstup z modelu QUAL 2E

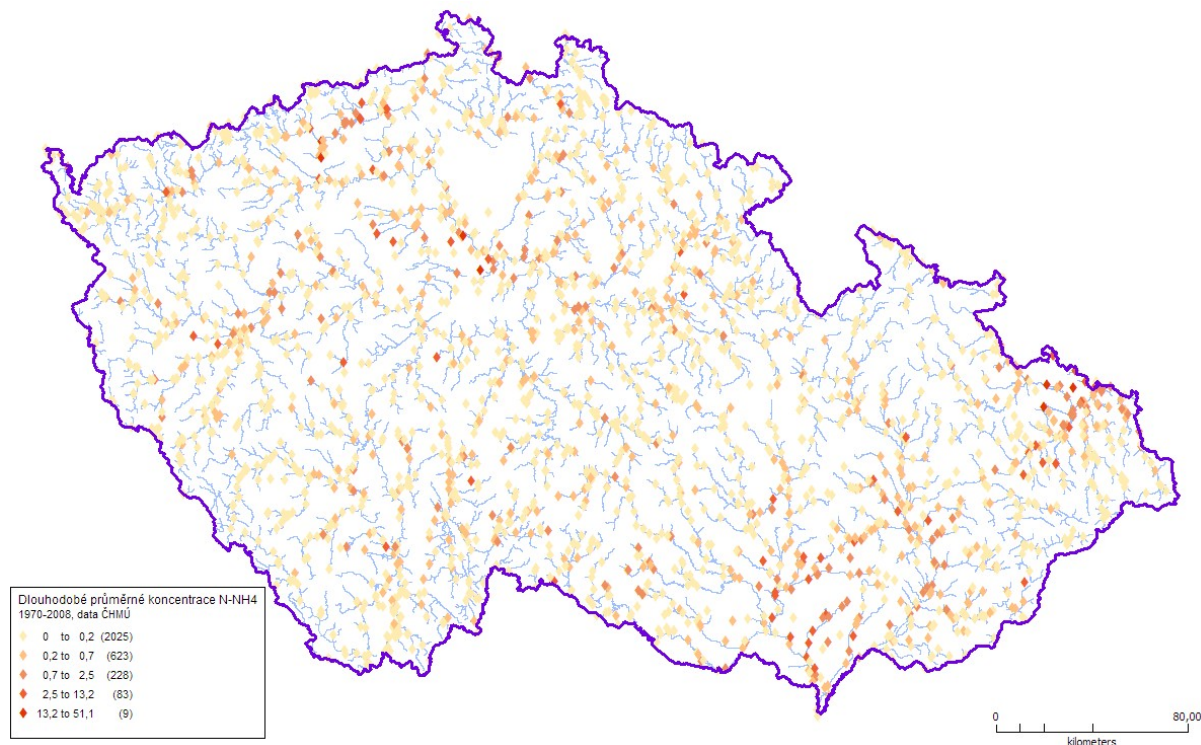
### 6.2.3.3 Změny zátěže toků N-NH<sub>4</sub> v ČR

V ČR došlo v průběhu 90. let 20. století k zásadnímu poklesu úrovně zátěže toků amonnými ionty, kdy bilanční odnos znečištění stejně jako koncentrace poklesly na zlomek hodnot, dosahovaných na konci 80. let (Obr. 35). Ke snížení nejvíce přispělo omezení emisí z hlavních průmyslových zdrojů znečištění. V první polovině 90. let došlo k výstavbě a intenzifikaci čistíren odpadních vod u největších průmyslových zdrojů emisí, na který v druhé polovině 90. let navázala výstavba a modernizace čistíren odpadních vod u komunálních zdrojů (Langhammer, 2004). Vývoj emisí od roku

2000 je již méně výrazný. Do změn koncentrací v tomto období se promítají mimořádné události jako povodně v letech 2002 a 2006, které způsobily výpadky části ČOV, hlavní vliv mají změny ekonomické situace. Po vstupu ČR do EU v roce 2004 a následnému ekonomickému oživení tak došlo v řadě oblastí k nárůstu zátěže (Langhammer, 2009).



Obrázek 41 Pokles emisí N-NH<sub>4</sub> v závěrových profilech hlavních toků ČR. Data: MŽP ČR



Obrázek 42 Rozložení dlouhodobých průměrných ročních koncentrací amoniakálního dusíku v povodí Labe. Langhammer, 2009. Data: ČHMÚ

## 6.2.4 Dusičnany

Dusičnany ( $\text{NO}_3^-$ ) jsou, obdobně jako amonné ionty, v nízkých koncentracích přítomny prakticky ve všech povrchových vodách. Výraznější koncentrace však jsou podmíněny antropogenními vlivy.

Dusičnany představují konečný stupeň rozkladu organických dusíkatých látek nitrifikačními procesy v rámci dusíkového cyklu (Obr. 30). V neovlivněném prostředí se proto vyskytují přirozeně, nicméně požadované koncentrace až na výjimky nebývají významné. Dusičnany představují významný zdroj živin pro vegetaci, která je zároveň spotřebovává pro svůj růst. Díky tomu má obsah dusičnanů v povrchových vodách výrazný roční cyklus. Ve vegetačním období, tj. na jaře a v létě, kdy jsou dusičnany spotřebovávány vegetací, jsou jejich koncentrace v přirozených vodách nejnižší. Maximálních hodnot dosahují naopak v mimovegetačním období na podzim a v zimě.

Hlavním antropogenně podmíněným zdrojem dusičnanů jsou plošné zdroje znečištění, především zejména z oblasti zemědělství. Jedná se o splachy ze zemědělsky využívaných ploch, na kterých jsou aplikována přírodní či umělá dusíkatá hnojiva.

Pro znečištění povrchových i podzemních vod jsou rizikem zejména průmyslová hnojiva na bázi dusičnanů, která jsou snadno rozpustná ve vodě, neváží se na sorpční komplex půdy a mohou tak snadno infiltrací pronikat do podzemních vod.

Další negativní faktor, zesilující účinky dusičnanového znečištění potom představují drenáže a meliorace zemědělských ploch, odvádějící srážkovou vodu s rozpuštěnými hnojivy přímou cestou do povrchových vod. Tam potom dusičnany způsobují nadměrný rozvoj řas a sinic v rámci procesů, které označujeme jako eutrofizaci.

Dílním zdrojem dusičnanů jsou rovněž atmosférické depozice, jako důsledek emisí ze spalování fosilních paliv, zejména v dopravě a energetice. Emise oxidů dusíku ( $\text{NO}_x$ ) se v atmosféře transformují na dusičnany, které se vracejí ve srážkové vodě zpět na zem (Synáčková, 1996).



Obrázek 43 Hnojiště umístěné na horní hraně svahu nad vodní nádrží působí jako zdroj zátěže toku i následné intenzivní eutrofizace v nádrži. Hrusice, povodí Mnichovky. Foto J. Langhammer.

Znečištění dusičnany má značný význam z hygienického hlediska. V trávicím traktu člověka totiž dusičnany mohou redukovat na toxičtější dusitany. Ty potom v krvi reagují s hemoglobinem na methemoglobin, který zabraňuje přenosu kyslíku v krvi.

Uvedený proces může mít závažné důsledky zejména u kojenců, u kterých v ojedinělých případech může dojít až k úmrtí. Zatímco u dospělého člověka je kritická dávka dusitanů asi 500 mg, u kojenců pouze 1-10 mg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (Pitter, 1999).

Norma pro pitné vody připouští nejvyšší povolenou koncentraci dusičnanů v pitné vodě 50 mg/l, pro přípravu kojenecké vody však je doporučená koncentrace pod 15 mg/l. To je též hodnota imisního limitu koncentrace dusičnanů ve vodárenských tocích, kterou stanoví nařízení vlády č. 61/2003.

### 6.2.4.1 Zdroje a režim výskytu dusičnanů

Hlavním zdrojem dusičnanů v povrchových vodách jsou plošné splachy ze zemědělsky využívaných ploch, kde se dusíkaté látky vyskytují jako součást hnojiv. Vzhledem k vysoké retenci dusíku v půdě se dusičnany uvolňují do podzemních a následně povrchových vod i velmi dlouhou dobu po odeznění příčinného znečištění (Goudie, 1993).

#### Zdroje dusičnanů v tocích

##### Hlavní zdroj - zemědělství.

Splachy ze zemědělsky využívaných ploch, na kterých jsou aplikována přírodní či umělá dusíkatá hnojiva.

##### Kritická zejména průmyslová hnojiva na bázi dusičnanů

- Ve vodě snadno rozpustná
- Neváží se na sorpční komplex půdy
- Rychlá a snadná infiltrace do podzemních vod

##### Vliv drenáží a meliorací

- Zrychlení odtoku rozpuštěných hnojiv do povrchových vod.
- Zesílení účinků plošného znečištění



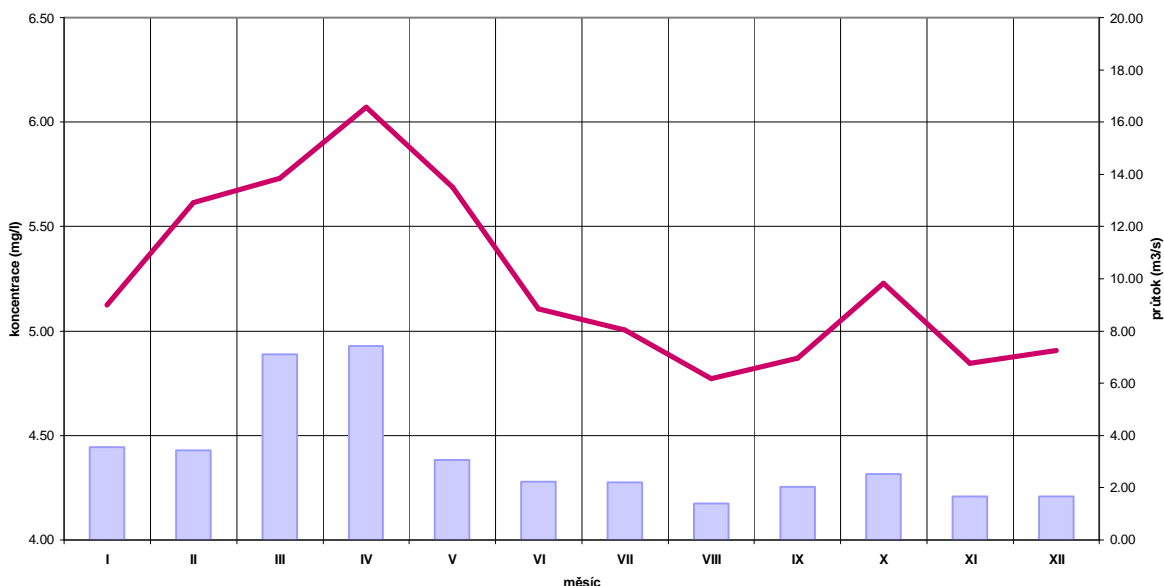
Tabulka 14 Příklad rozdílných hodnot koncentrace dusičnanů a amonných iontů v odlišném prostředí. Povodí Mnichovky, 21.2.2002, data autor.

| popis vzorku       | NO <sub>3</sub> -<br>mg/l | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup><br>mg/l |
|--------------------|---------------------------|--------------------------------------|
| studna             | 45                        | 0.1                                  |
| tající sníh        | 3                         | 0.9                                  |
| odtok z pole       | 110+                      | 0.3                                  |
| potok pod rybníkem | 46                        | 1.2                                  |
| voda na poli       | 59                        | 0.4                                  |
| lesní potok        | 39                        | 0.1                                  |
| dešťová strouha    | 16                        | 0.1                                  |
| kanalizační stoka  | 4                         | 20+                                  |

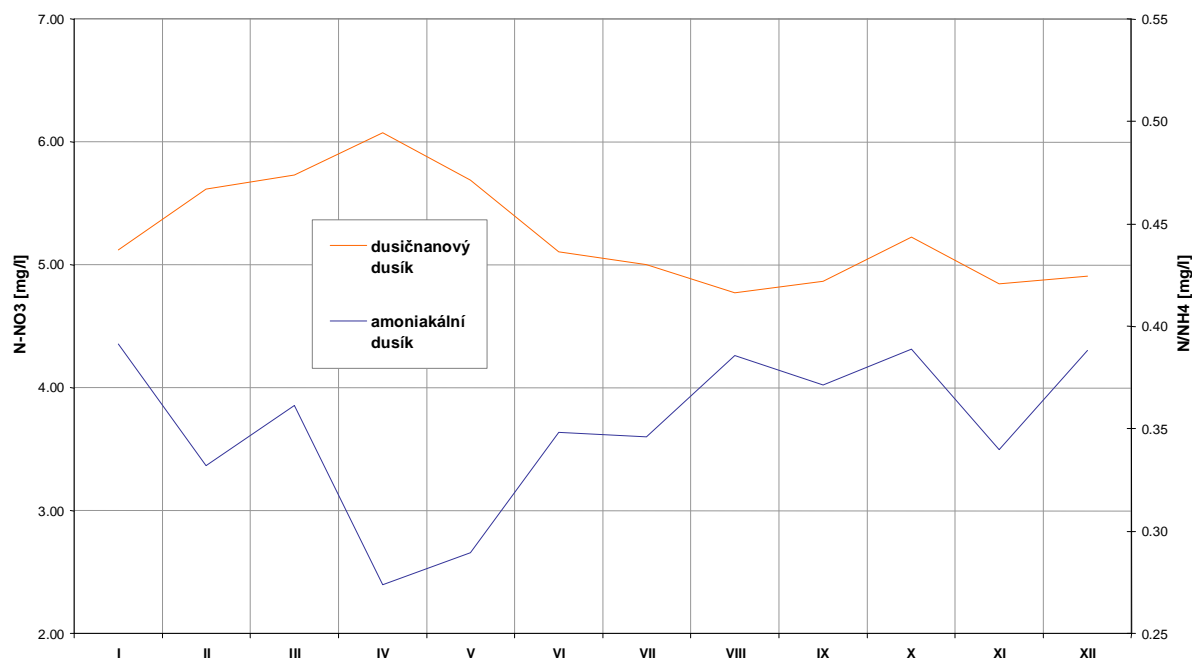
Dusičnany jsou typický ukazatel, odrážející plošné zdroje znečištění, který má odlišný režim výskytu než ukazatele bodových zdrojů. Díky mechanismu transportu, založenému na plošném odnosu látek je intenzita splachu dusičnanů vyšší při vyšší úrovni srážek a tedy i průtoku. Na rozdíl od bodových zdrojů tak koncentrace dusičnanů s rostoucím průtokem neklesají. S rostoucím průtokem roste objem zátěže, koncentrace zůstávají vyrovnané, případně mohou růst.



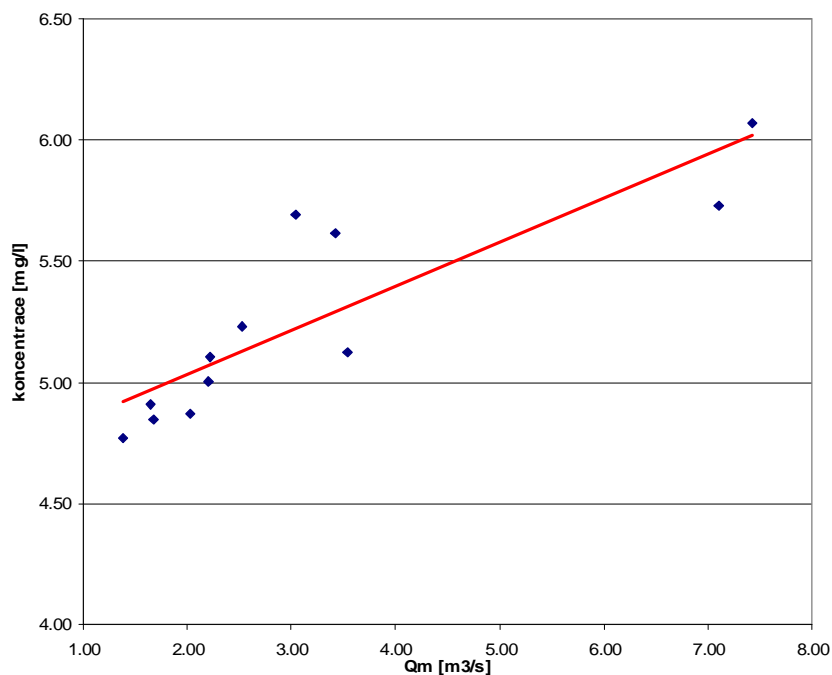
Dusičnany mají výrazný režim výskytu v rámci roku, který je odlišný od ostatních ukazatelů. Koncentrace v tocích během roku kolísá v závislosti na vegetačním období, neboť dusičnany představují významný zdroj živin pro vegetaci, která je z vody odčerpává. Ve vegetačním období, tj. na jaře a v létě, kdy jsou dusičnany spotřebovávány vegetací, jsou koncentrace  $\text{NO}_3$  v přirozených vodách nejnižší. Maximálních hodnot dosahují koncentrace dusičnanů v mimovegetačním období na podzim a v zimě, kdy jsou vymývány z půdy, v jejíž sorpčním komplexu jsou zadržovány pouze minimálně.



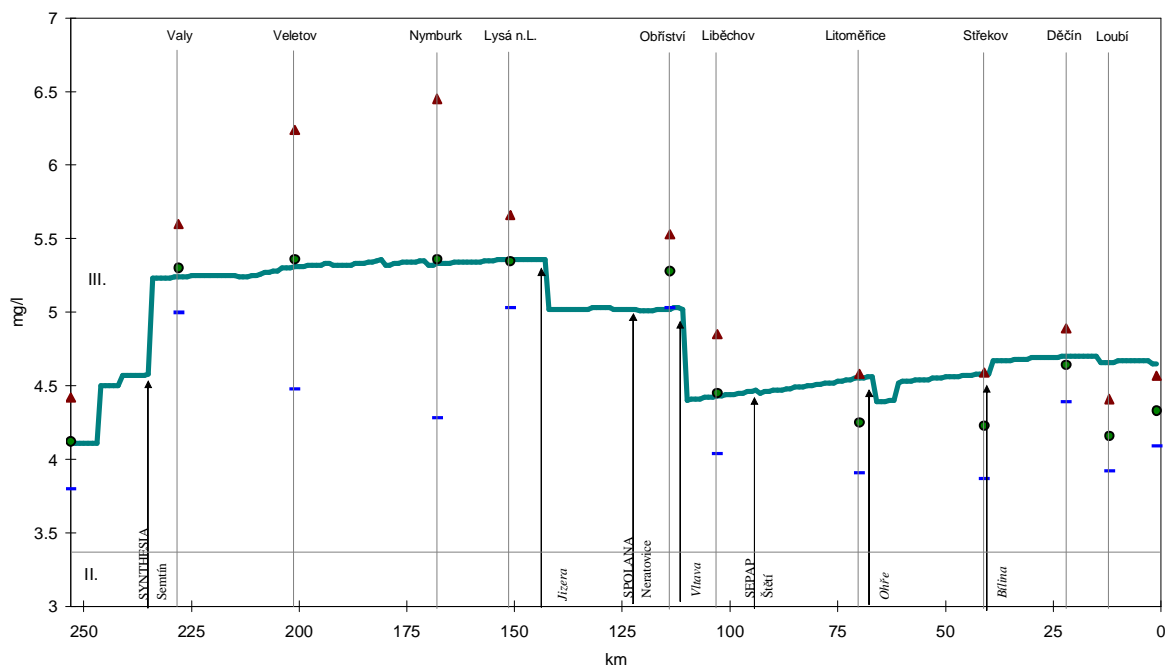
Obrázek 44 Dlouhodobý roční chod zátěže dusičnany v zemědělském povodí. Na grafu je zřejmý nárůst koncentrací v období zvýšených vodností a pokles ve vegetačním období. Profil Želivka-Soutice, 1970-2000 data ČHMÚ



Obrázek 45 Dlouhodobý roční chod koncentrací dusičnanů a amoniakálních iontů v zemědělském povodí. Na grafu je zřejmý opačný chod obou ukazatelů. Profil Želivka-Soutice, 1970-2000 data ČHMÚ

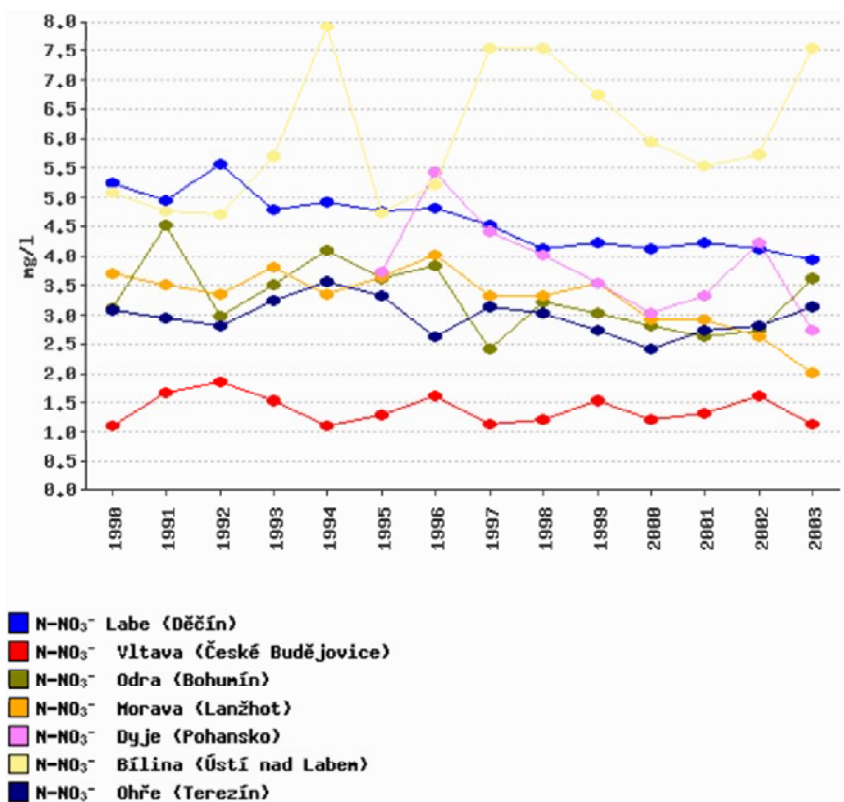


Obrázek 46 Závislost koncentrace dusičnanů na průtoku v zemědělském povodí. Na grafu je zřejmý nárůst koncentrací v období zvýšených vodností a pokles ve vegetačním období. Profil Želivka-Soutice, 1970-2000 data ČHMÚ

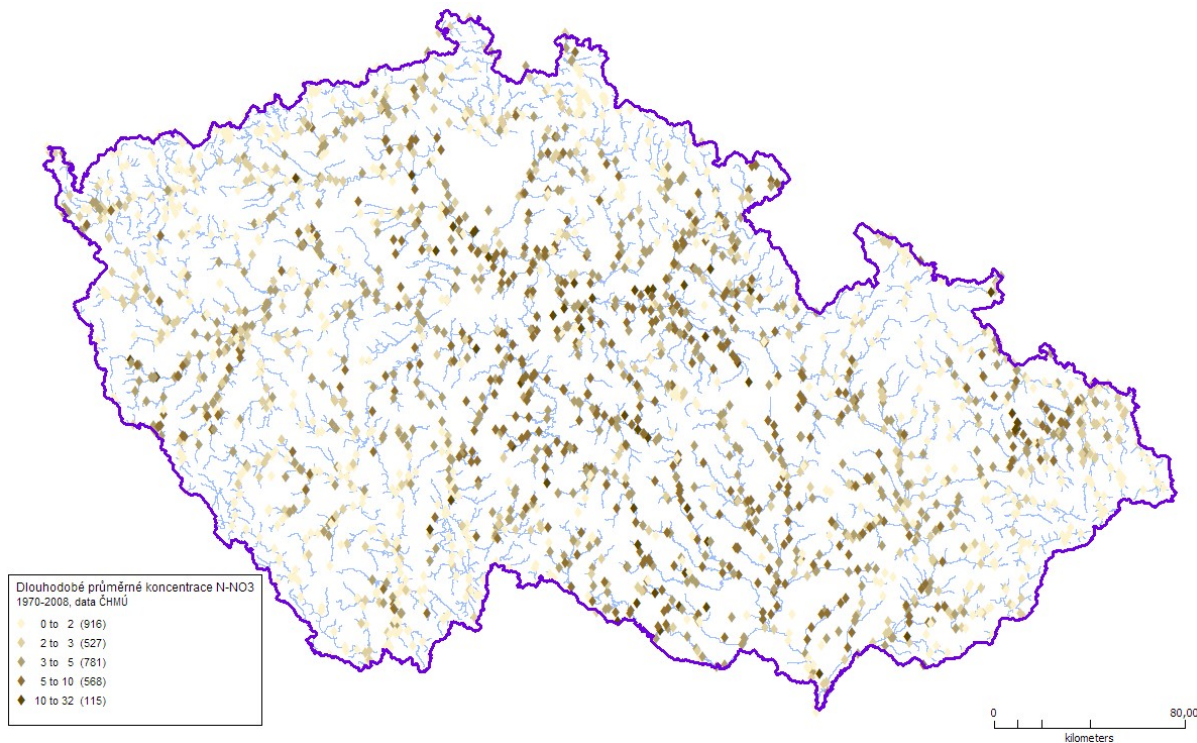


Obrázek 47 Vývoj koncentrací dusičnanů v podélném profilu toku. Koncentrace dusičnanů na rozdíl od amonných iontů, nepodléhají rychlému rozkladu a v podélném profilu proto výrazně neklesají. Místa poklesu odpovídají přítokům méně znečištěných toků. Labe, 1995, model QUAL 2E





Obrázek 48 Vývoj zátěže dusičnany na závěrných profilech hlavních povodí ČR od roku 1990. Z dat je zřejmý pouze dílčí pokles úrovně zátěže. Data: MŽP ČR



Obrázek 49 Rozložení dlouhodobých průměrných ročních koncentrací dusičnanů v povodí Labe. Langhammer, 2009. Data: ČHMÚ

## 6.2.5 Dusitany

Dusitany ( $\text{N-NO}_2^-$ ) jsou výsledkem oxidačně redukčních procesů probíhajících u jednotlivých forem dusíku. Mohou být výsledkem nitrifikace, jako mezistupeň transformace amoniakálního dusíku na dusičnany, nebo naopak výsledkem denitrifikace dusičnanů (Pitter, 1999). V přírodních, antropogenně neovlivněných povrchových vodách přítomny prakticky nejsou.

Kromě toho, že se dusitany v povrchové vodě vyskytují jako produkt procesů nitrifikace a denitrifikace, se mohou vyskytovat i v důsledku vypouštění odpadních vod. Zdrojem znečištění je zpravidla průmysl, v nízkých úrovních koncentrace jsou obsaženy rovněž v atmosférických srážkách.

Přítomnost dusitanů ve vodách může indikovat i fekální znečištění, neboť mohou být produktem rozkladu organického dusíku, vyskytujícího se v živočišných odpadech. Dusitany jsou již při malých koncentracích toxické pro ryby a vodní organismy.

## 6.2.6 Kyanidy

Kyanidy ( $\text{CN}^-$ ) jsou prudce toxické a prakticky vždy jsou produktem antropogenního znečištění.

Kyanidy se v povrchových vodách vyskytují v závislosti na pH a teplotě vody buď ve formě kyseliny kyanovodíkové HCN nebo jako ionty  $\text{CN}^-$ , případně ve vazbě na kovy (např. železo, nikl, zinek) (Pitter, 1999). Forma, v jaké se kyanidy do přírodního prostředí odpadními vodami dostávají, rozhoduje o jejich toxicitě na člověka, ale i vodní organismy a zejména na ryby.

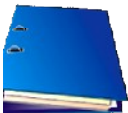
Jednoduché kyanidy jsou velmi toxické. Silně toxické jsou HCN,  $\text{CN}_1^-$ , a komplexní kyanidy Cd, Zn, Cu. Středně toxické jsou komplexní kyanidy Ni, slabě toxické pak komplexní kyanidy  $\text{Fe}_2^+$ ,  $\text{Fe}_3^+$ , Co (ČHMÚ, 2009). Ve vodě se kyanidy rozkládají postupně až na hydrouhličitanu a amoniakální dusík. Rozkladu napomáhá přítomnost  $\text{CO}_2$  ve vodě a kyselá reakce vody pH (Pitter, 1999).

Hlavním zdrojem je zejména průmysl a energetika. Kyanidy jsou používány v metalurgii, chemickém a fotografickém průmyslu a při výrobě plastů. V elektrochemickém průmyslu jsou využívány při pokovování a tvrzení oceli. V těžebním průmyslu bývají využívány pro extrakci zlata a stříbra z minerálů.

Do vodního toku se dostávají prakticky výlučně pouze v důsledku havárií. Vzhledem k vysoké toxicitě však způsobené škody bývají často rozsáhlé – zejména kyanidové havárie v těžebním průmyslu patří v celosvětovém měřítku mezi nejvýznamnější.

### Příklad

Příkladem rozsáhlé havárie na našem území může být únik kyanidů na Labi, ke kterému došlo v roce 2006. Z chemického závodu Lučební závody Draslovka, a.s. v Kolíně 9. ledna 2006 začal unikat do toku Labe kyanid. Díky souběhu chyb v systému zabezpečení detoxikační jímky i selhání lidského faktoru obsluhy se nepodařilo zjistit jak dlouho únik trval ani jaké množství kyanidů uniklo. Uniklý kyanid poškodil život na více než 80 km toku Labe. V úseku Labe po soutok s Vtavou došlo k úhynu cca 39 tun ryb, úhynu bezobratlých a poškození biotopů Labe. Vlastní závod přitom únik nezaznamenal a jako zdroj úniku byl identifikován šetřením ČIŽP až po čtyřech dnech od začátku havárie (ČIŽP, 2007).



## 6.3 Stechiometrické přepočty

Jednotlivé formy výskytu dusíku bývají stanovovány a uváděny v odlišné podobě – buď jako celá sloučenina, nebo jako množství dusíku, vázané v dané sloučenině. Příkladem může být vyjádření dusičnanů buď jako dusičnany ( $\text{NO}_3^-$ ) nebo jako dusičnanový dusík ( $\text{N-NO}_3^-$ ). V obou případech jsou výsledné hodnoty koncentrací odlišné a při analýze nebo srovnávání dat je třeba je převést na společný způsob vyjádření.

K tomuto účelu slouží tzv. stechiometrické přepočty, které umožňují přepočet obsahu dusíku (a obecně i ostatních látek) mezi jednotlivými formami výskytu.

Metodika přepočtu vychází z poměru relativní atomové hmotnosti  $A_r$  jednotlivých prvků, zastoupených v daných sloučeninách. Hodnoty  $A_r$  jsou uvedeny v Mendělejevově periodické soustavě prvků. Pro nejběžnější prvky, vyskytující se v ukazatelích dusíku a fosforu, jsou hodnoty uvedeny v tab. 15.

Tabulka 15 Hodnoty  $A_r$  vybraných prvků

| Prvek | $A_r$ |
|-------|-------|
| H     | 1     |
| N     | 14    |
| O     | 16    |
| P     | 31    |

Stechiometrický přepočet je založen na poměru relativních atomových hmotností přepočítávaných sloučenin, který je získán součtem hodnot  $A_r$  zastoupených prvků. Vybrané příklady jsou uvedeny v Tab.16.

Tabulka 16 Stechiometrické přepočty základních forem dusíku

|                                   |   |   |                                 |
|-----------------------------------|---|---|---------------------------------|
| <b><math>\text{NH}_4^+</math></b> | = | <b><math>14 + 4 \times 1 = 18</math></b>  |                                 |
| N- $\text{NH}_4^+$                | = | $\text{NH}_4^+ \times 14/18$              | = $\text{NH}_4^+ \times 0.7765$ |
| 1 mg $\text{NH}_4^+$              | = | 0,7765 mg N                               | = 0,9441 mg $\text{NH}_3$       |
| <b><math>\text{NH}_3</math></b>   | = | <b><math>14 + 3 \times 1 = 17</math></b>  |                                 |
| N- $\text{NH}_3$                  | = | $\text{NH}_3 \times 14/17$                | = $\text{NH}_3 \times 0.8224$   |
| 1 mg $\text{NH}_3$                | = | 0,8224 mg N                               | = 1,0592 mg $\text{NH}_4^+$     |
| <b><math>\text{NO}_3^-</math></b> | = | <b><math>14 + 3 \times 16 = 62</math></b> |                                 |
| N- $\text{NO}_3^-$                | = | $\text{NO}_3^- \times 14/62$              | = $\text{NO}_3^- \times 0.2258$ |

## 6.4 Sloučeniny fosforu

Sloučeniny fosforu hrají, podobně jako sloučeniny dusíku, velmi významnou roli v koloběhu látek v přírodě a jednotlivých biochemických procesech. Představují živinu, nezbytnou pro rozvoj a růst vyšších organismů. Organismy fosfor spotřebovávají při růstu a přeměňují jej na fosfor organicky vázaný, po odumření se během rozkladu potom opět fosfor uvolňuje do prostředí (Lellák and Kubíček, 1991).

### 6.4.1 Formy výskytu fosforu ve vodách

Fosfor je prvek, který se ve vodách vyskytuje v organických nebo anorganických sloučeninách. Mezi anorganické formy patří ortofosforečnany, které představují nejčastější formu výskytu a dále polyfosforečnany. Fosforečnanové ionty se lehko váží na železo, hliník a vápník, se kterými vytváří jednoduché soli nebo komplexy, jejichž rozpustnost se mění v závislosti na pH a nasycení vody kyslíkem (Švehláková, 2009). V bilančním množství dominuje nerozpuštěný fosfor, který představuje až 95% celkového fosforu v tocích (Synáčková, 1996).

Rozpustné fosforečnany ( $P-PO_4^-$ ) představují hlavní formu fosforu, dostupnou pro organismy. To je rovněž důvodem jejich dlouhodobého využívání jako účinné složky v umělých hnojivech, odkud jsou plošnými splachy následně transportovány do toků.

Organický fosfor je do toků dodáván především z fekálních odpadů a jeho hlavním zdrojem je jak osídlení, tak živočišná výroba.

Pozadové koncentrace fosforu ve vodách dále ovlivňuje rozpouštění minerálů a hornin. Tento zdroj má vliv v pramenných oblastech toků, v bilančním srovnání s objemy fosforu, transportovaných z antropogenních zdrojů má však zanedbatelný podíl.

Zvýšený obsah fosforu v povrchových vodách tekoucích i stojatých vede k nadměrnému rozvoji řas a sinic v důsledku eutrofizačních procesů (viz kapitola biologické ukazatele kvality vody).

Pro hodnocení výskytu fosforu v povrchových vodách jsou využívány především dva ukazatele - fosforečnany ( $P-PO_4^-$ ) a celkový fosfor.

### 6.4.2 Zdroje znečištění fosforem

V oblastech s pouze pozadovým znečištěním, bez vlivu lidských aktivit, představuje zdroj fosforu ve vodách jeho rozpouštění z některých zvětralých hornin a minerálů. Hlavním zdrojem fosforu v povrchových vodách jsou však antropogenní aktivity. Vlastní zdroje fosforu pokrývají všechny typy zdrojů emisí - od bodových zdrojů, tvořených vypouštěním komunálních i průmyslových odpadních vod po zdroje plošné, způsobené splachy ze zemědělských ploch.

#### 6.4.2.1 Bodové zdroje fosforu

Z bodových zdrojů znečištění fosforu se na zátěži toků podílí obě hlavní složky - komunální splaškové vody a průmyslové odpadní vody.

##### Komunální zdroje

Hlavním a stabilním zdrojem emisí fosforu z komunálních zdrojů je fosfor z fekálních odpadů, přítomný ve splaškových odpadních vodách. Druhou složkou zátěže fosforem z komunálních zdrojů je fosfor, obsažený v pracích a čistících prostředcích, využívaných v domácnostech.

Udávaná průměrná produkce fosforu člověka za den se v literatuře různí, přičemž je zpravidla rozlišována celková produkce a hodnoty z vylučování. Pitter (2009) i Synáčková (1996) uvádějí celkové množství produkce fosforu na 3 g/os.den, přičemž čistá produkce vylučováním představuje 1,5 g/den. Analýza látkové bilance fosforu z komunálních zdrojů v České republice v devadesátých letech (Nesměrák, 1997) ukazuje na výrazně nižší hodnoty. Celková produkce byla na úrovni 1,57 g celkového fosforu na obyvatele a den při čisté fyziologické produkci 1,2 g, přičemž autor konstatoval značnou prostorovou proměnlivost těchto hodnot, zejména ve vazbě na velikost sídel. Uvedené hodnoty se mění v čase spolu se spotřebitelským chováním obyvatelstva, používanými technologiemi čištění odpadních vod a jsou zároveň výrazně regionálně proměnlivé.

Tabulka 17 Nejčastěji používané hodnoty typické produkce fosforu z komunálních zdrojů

| (Pitter, 1999)   |              | (Nesměrák, 1997) |               |
|------------------|--------------|------------------|---------------|
| celková produkce | 3 g/os/den   | celková produkce | 1,57 g/os/den |
| vylučování       | 1,5 g/os/den | vylučování       | 1,2 g/os/den  |

Důležitou součástí zdrojů emisí fosforu jsou prací a čisticí prostředky, využívané v domácnostech. Fosfáty jsou v pracích prášcích používány jako účinné změkčovač do odstranění tvrdosti vody, které zvyšuje účinnost praní. Množství fosforu, které je z tohoto zdroje transportováno do toků je přitom významné a v průběhu času roste spolu s celkovou spotřebou produktů tzv. domácí chemie. Účinným prvkem ochrany vod na úrovni spotřebitele je používání nízkofosfátových a bezfosfátových prostředků, které představují plně funkční alternativu k tradičním produktům s vysokým obsahem fosforu a jsou v současné době plně dostupné. Obsahu fosforu v pracích prášcích je pravidelně testován, přičemž výsledky bývají zveřejňovány v médiích a jsou tedy široce dostupné – viz tab. 16.

Tabulka 18 Obsah fosforu ve vzorku pracích prášků, dostupných na trhu ČR v r. 2000. Zdroj: MF Dnes, 11.10.2000

| Bezfosfátové       |                   | Se sníženým obsahem fosforu |                   | S fosforem           |                   |
|--------------------|-------------------|-----------------------------|-------------------|----------------------|-------------------|
| produkt            | fosfor g/ 1 praní | produkt                     | fosfor g/ 1 praní | produkt              | fosfor g/ 1 praní |
| Ariel futur        | 0.1               | Colon bio aktiv             | 2.9               | Ariel automat        | 4.8               |
| Azur nový          | 0                 | Colon bio color             | 2.2               | Biomat bonux         | 5.9               |
| Ecover             | 0                 | Dedra exklusive             | 1.2               | Bold                 | 5.7               |
| Lanza tabs         | 0.1               | Kronstar                    | 2.6               | Faks                 | 8.6               |
| Lanza tekutá       | 0                 | Neo                         | 2.8               | Lanza color          | 5                 |
| Lev-ně             | 0                 | senza Spar                  | 1.2               | Lip                  | 4.1               |
| Palmex 2 fáze      | 0.5               | Tesco Qualt                 | 1.7               | Raky                 | 5                 |
| Palmex citrus síla | 0.1               |                             |                   | Senza                | 3.7               |
| Persil color gel   | 0                 |                             |                   | Titan baby           | 3.8               |
| Perwool Balsam     | 0                 |                             |                   | Tix bio alpine fresh | 4.1               |

### Průmyslové zdroje

Mezi průmyslovými zdroji fosforu patří zejména chemický průmysl, přičemž fosfor je dále využíván v řadě výrobních odvětví. Podle údajů Integrovaného registru znečištění ČR (Šváb, Müllerová, and Beneš, 2005) mezi hlavní oblasti využití sloučenin fosforu v průmyslu, které jsou následně zdrojem znečištění povrchových vod, patří:

- výroba pracích prostředků a dalších detergentů;
- výroba speciálních skel, výroba porcelánu
- potravinářství (složka prášku do pečiva);
- hutnictví (výroba fosforové bronze a další);
- výroba zápalek a pyrotechniky.

Mezi největší průmyslové zdroje emisí patří především největší podniky chemického průmyslu, papírny nebo pivovary, v celkovém srovnání (Tab. 17) je navíc zřejmý zásadní význam komunálních zdrojů emisí.

Tabulka 19 Největší bodové zdroje emisí fosforu v ČR v roce 2008. Data: IRZ

| Zdroj                                 | kg Pcelk/rok |
|---------------------------------------|--------------|
| Ústřední čistírna odpadních vod Praha | 53100        |
| Pivovar Plzeň                         | 45200        |
| Škoda Auto závod Mladá Boleslav       | 33100        |
| BČOV Pardubice                        | 17900        |
| ČOV Hradec Králové                    | 15600        |
| Pivovar Radegast Nošovice             | 15600        |
| ČOV Brno - Modřice                    | 14600        |
| SYNTHOS Kralupy a.s.                  | 13900        |
| ČOV Ostrava                           | 11800        |
| Mondi Štětí a.s. celulozka            | 10500        |
| Synthesia a. s.                       | 9450         |
| ČOV Zlín-Malenovice                   | 9100         |
| Ústí n. L. ČOV Bystřany               | 9040         |
| Biocel Paskov a.s.                    | 8850         |
| Čistírna odpadních vod Náchod-Bražec  | 8400         |
| CHEMOPETROL Litvínov                  | 8280         |
| ČOV Český Těšín                       | 7950         |
| ČOV Olomouc                           | 7830         |
| Pivovary Staropramen a.s.-Smíchov     | 7540         |
| Spolchemie, a.s.                      | 7410         |
| ČOV Frýdek-Místek                     | 6650         |
| Pivovar Budějovický Budvar            | 6290         |
| Pivovar Louny                         | 5310         |

#### 6.4.2.2 Plošné zdroje

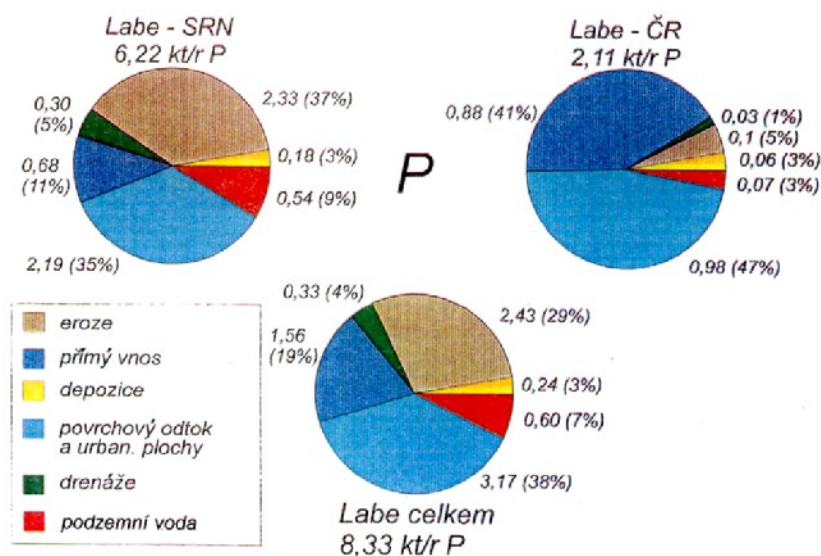
Významným zdrojem znečištění je přitom právě oblast zemědělství. Na rozdíl od dusíku je fosfor většinou absorbován ve svrchních vrstvách půdy či v nenasycené zóně a do povrchových vod se tak dostává přímo prostřednictvím půdního smyvu a povrchového ronů. Fosfor se používá jsou součástí průmyslových hnojiv (např. superfosfát). Odhadované množství fosforu, které se do povrchových vod dostává povrchovým splachem z rozmanitě využívaných zemědělských ploch uvádí (Tůma, 2000)

tabulka 20: Odnos fosforu z různě využívaných zemědělských ploch. Zdroj: Tůma, 2000

| zdroj                       | kg P/km <sup>2</sup> . rok |
|-----------------------------|----------------------------|
| lesy na skalním podkladu    | <5                         |
| lesy ostatní                | 10-20                      |
| louky                       | 20                         |
| zemědělsky využívané plochy | 40                         |
| pastviny                    | 80                         |

Přestože zdroje fosforu z průmyslových odpadních vod mají menší podíl v celkové bilanci emisí fosforu do vodních toků, celkové množství produkované touto sférou není možno nebrat v úvahu.

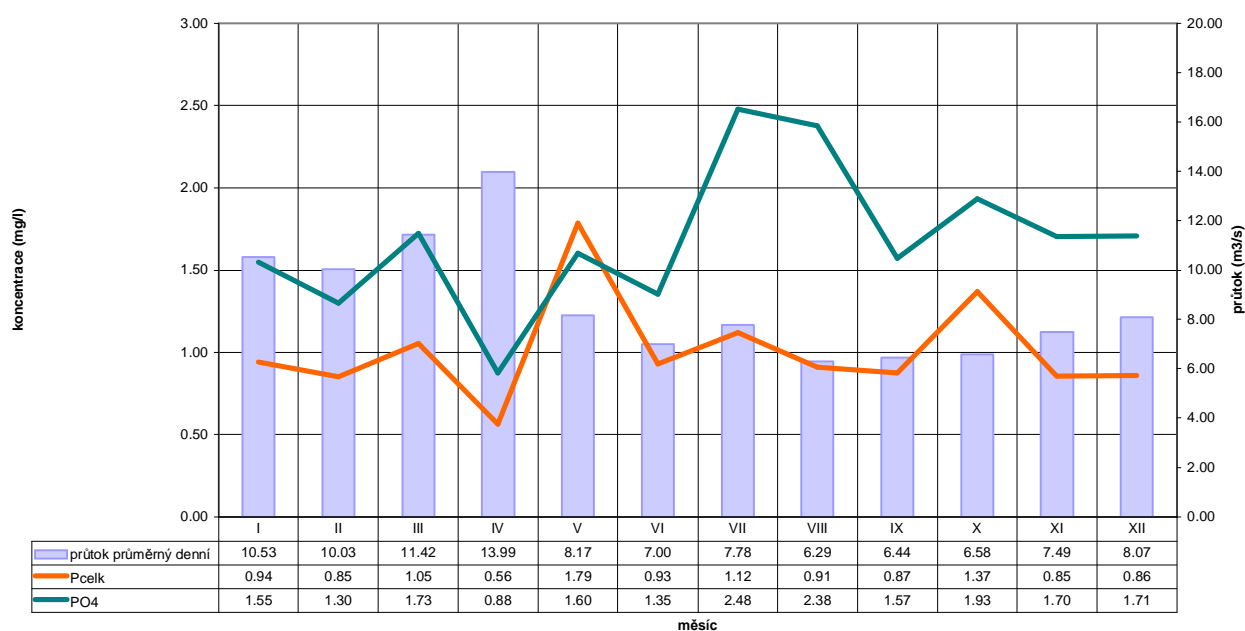
Podle bilančních hodnocení produkce jednotlivými skupinami zdrojů znečištění v povodí Labe, hodnocených v rámci MKOL (Behrendt and Nesměrák, 1996), představoval podíl průmyslových zdrojů na celkové zátěži Labe přes 16% při celkovém ročním vnosu přes 800 tun celkového fosforu za rok.



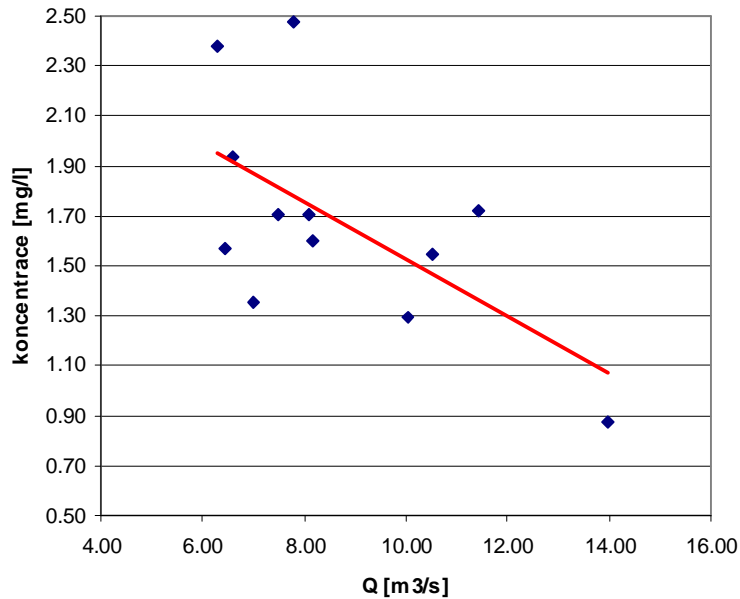
Obrázek 50 Podíl transportních cest na emisích fosforu v české a německé části povodí Labe. Převzato z: Behrendt a Nesměrák, 2006

### 6.4.3 Režim a chod výskytu fosforu

Celkový fosfor a fosforečnany jsou ukazatele, jejichž režimu chodu závisí na příčinném zdroji znečištění. U profilů, zatížených z bodových zdrojů emisí je zřejmá inverzní závislost koncentrací na průtoku (Obr. 45-46). S rostoucím průtokem koncentrace fosforu, resp. fosforečnanů v recipientu klesají. U profilů, zatížených z plošných zdrojů emisí je závislost výrazně méně zřetelná.

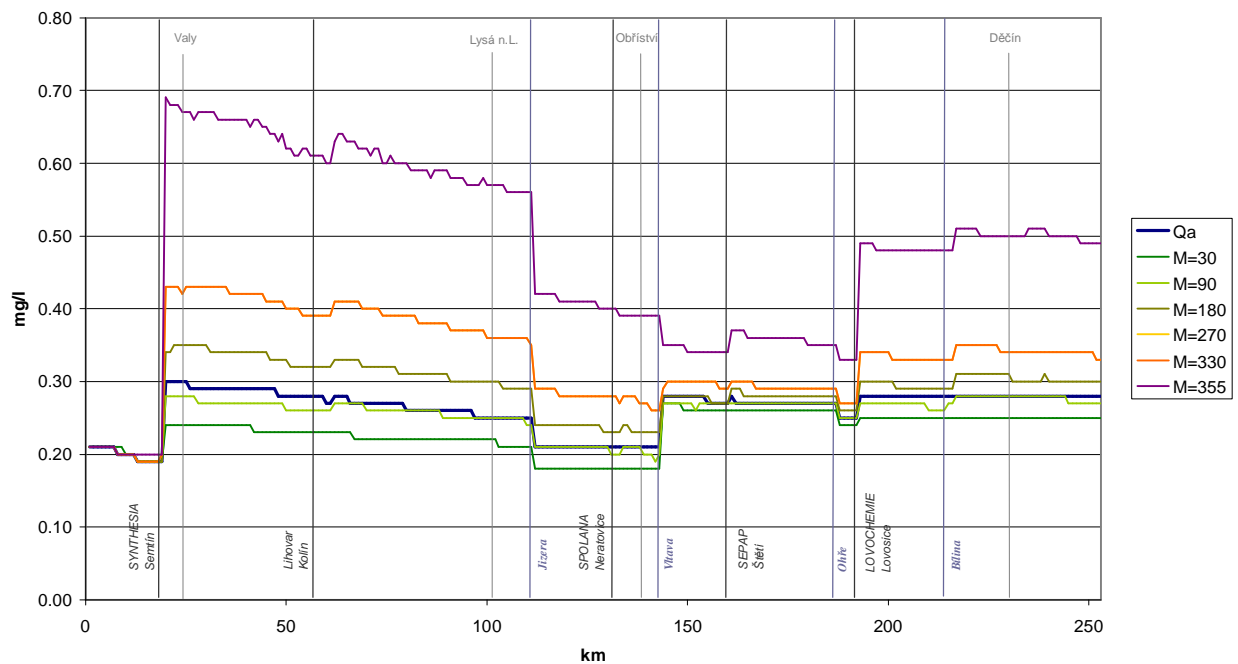


Obrázek 51 Roční chod koncentrací celkového fosforu a fosforečnanů v profilu Bílina - Ústí nad Labem. Data: ČHMÚ



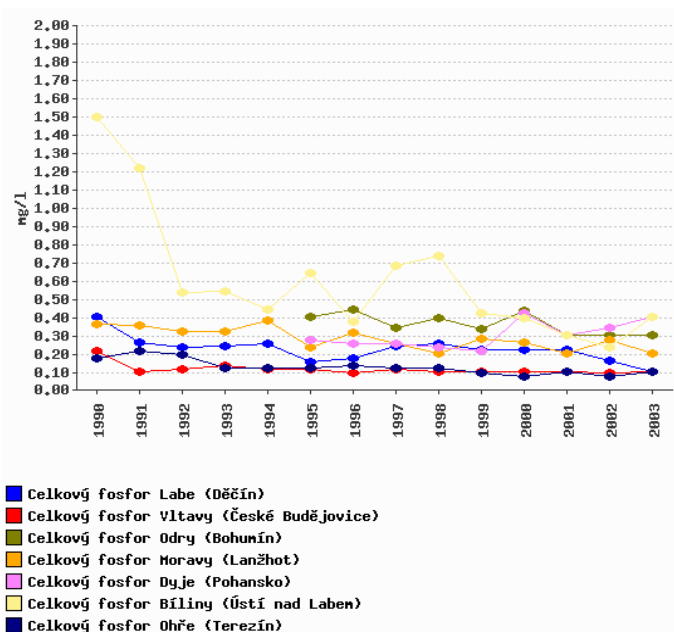
Obrázek 52 Závislost koncentrací fosforečnanů na průtoku v profilu Bílina - Ústí nad Labem. Data: ČHMÚ

Změny koncentrací fosforu v podélném profilu jsou podstatně méně variabilní než v případě organického znečištění nebo některých komponent dusíku. Odbourávání fosforu v tocích je poměrně pozvolné a zvýšení koncentrací fosforu pod výpustí odpadních vod tak zpravidla ovlivní úroveň zátěže na dlouhém úseku toku (Obr. 47).



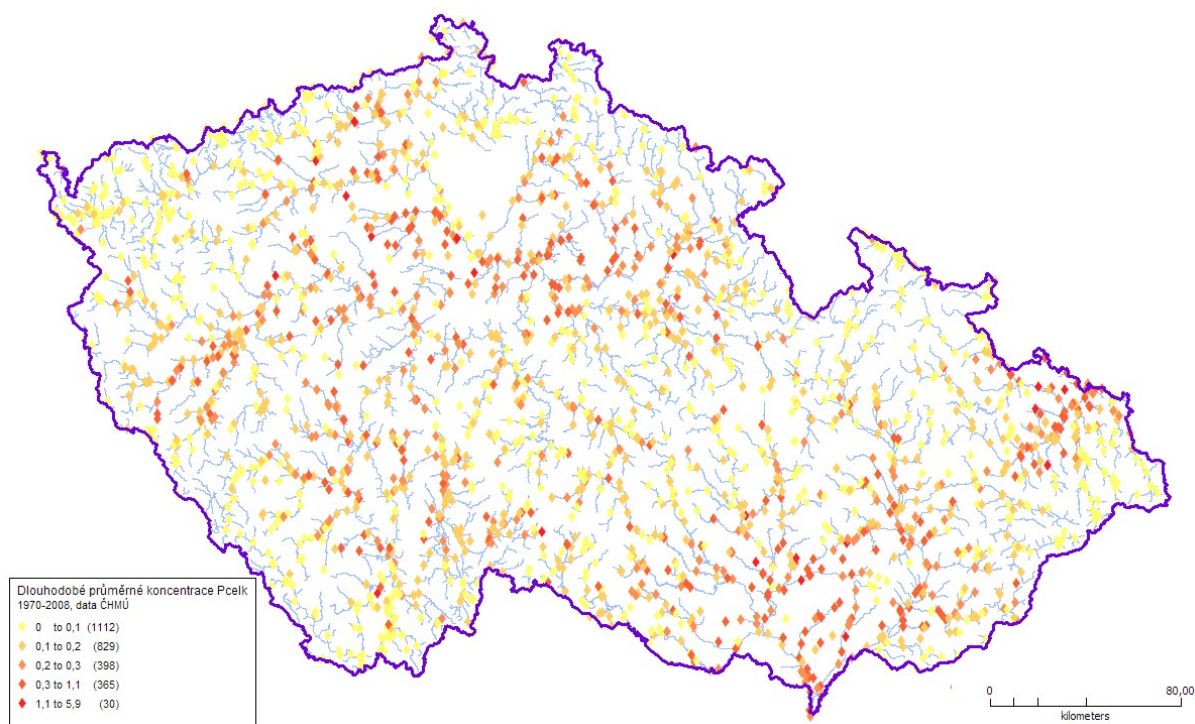
Obrázek 53 Koncentrace celkového fosforu v podélném profilu Labe při různých úrovních průtoku. Model QUAL2E





Obrázek 54 Dlouhodobé změny koncentrací celkového fosforu na výústních profílech hlavních toků ČR. Data: MŽP ČR

Dlouhodobé změny vývoje zátěže toků ČR fosforem jsou méně pozitivní, než v případě organického znečištění, znečištění amonnými ionty nebo zátěže toxickými látkami (Obr. 54). Částečný pokles, ke kterému došlo u plošných zdrojů emisí je možné přičítat sníženému používání průmyslových hnojiv v devadesátých letech – v celkovém bilančním pohledu však není rozhodující. Hlavní roli v bilanci zátěže toků fosforem hraje nedostatečná úroveň čištění odpadních vod. Většina čistíren odpadních vod v České republice není vybavena III. stupněm čištění, při kterém dochází k odstraňování anorganického dusíku a fosforu z odpadních vod (Langhammer, 2009).



Obrázek 55 Rozložení dlouhodobých průměrných hodnot koncentrací fosforu v ČR. Data: ČHMÚ

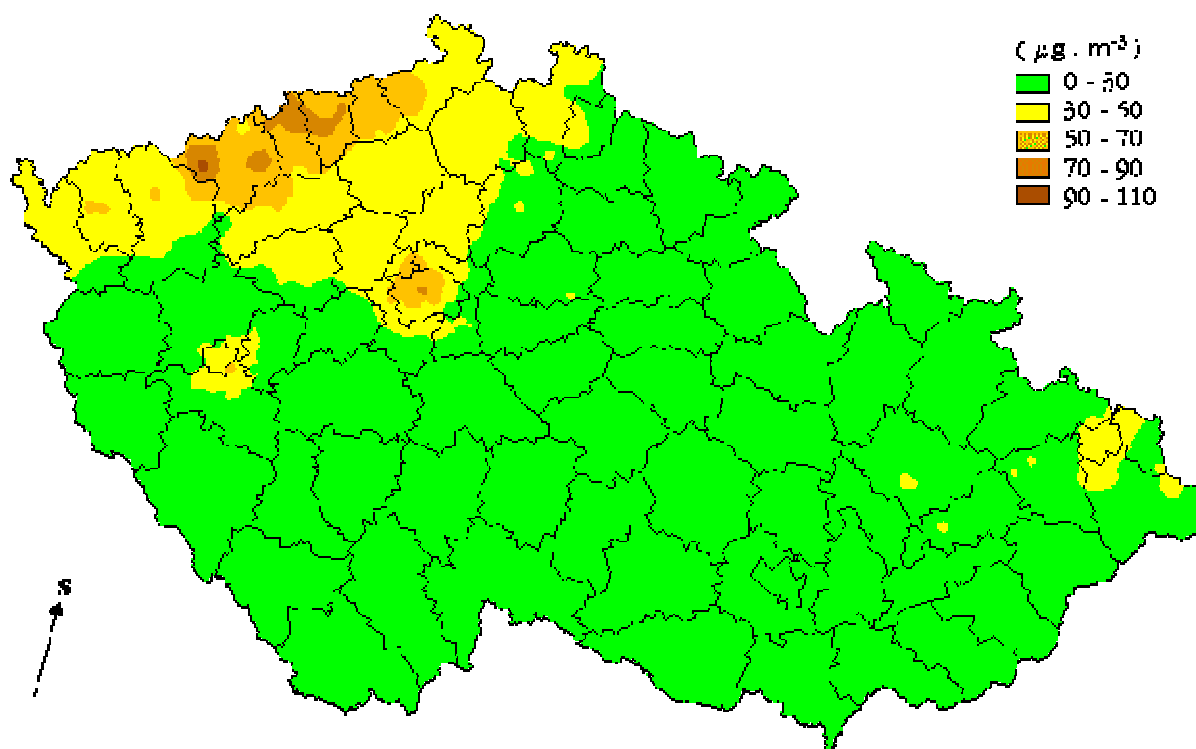
## 6.5 Sloučeniny síry

Ze sloučenin síry se v povrchových vodách vyskytují nejvíce *sírany*. Jejich přirozený výskyt je často vázán na geologické podloží a z hlediska jakosti vody ani z hlediska hygienického nemají velký význam.

Důležitou vlastností síranů je však jejich schopnost agresivní reakce vůči betonu. Sledování úrovně koncentrací síranů tak má největší smysl pro hodnocení potenciálních rizik pro regulační objekty na toku a vodní stavby obecně. Obdobně agresivním způsobem reagují při styku s betonem i *sulfany* a to od koncentrací již 1 mg/l (Grünvald, 1997).

Sulfany navíc působí toxicky na ryby a vodní organismy; jejich výskyt je však odhalitelný díky přítomnosti charakteristického zápachu, který se uvolňuje již při daleko nižších koncentracích.

Kromě průmyslových odpadních vod a vod důlních se sloučeniny síry do povrchových vod dostávají prostřednictvím atmosférické depozice, odrážející emise ze spalování fosilních paliv, zejména energetickým průmyslem. (Obr. 56).



Obrázek 56 Rozložení depozic  $\text{SO}_2$  na území ČR v roce 1993 (Pramen MŽP, 1998)

## 6.6 Vápník

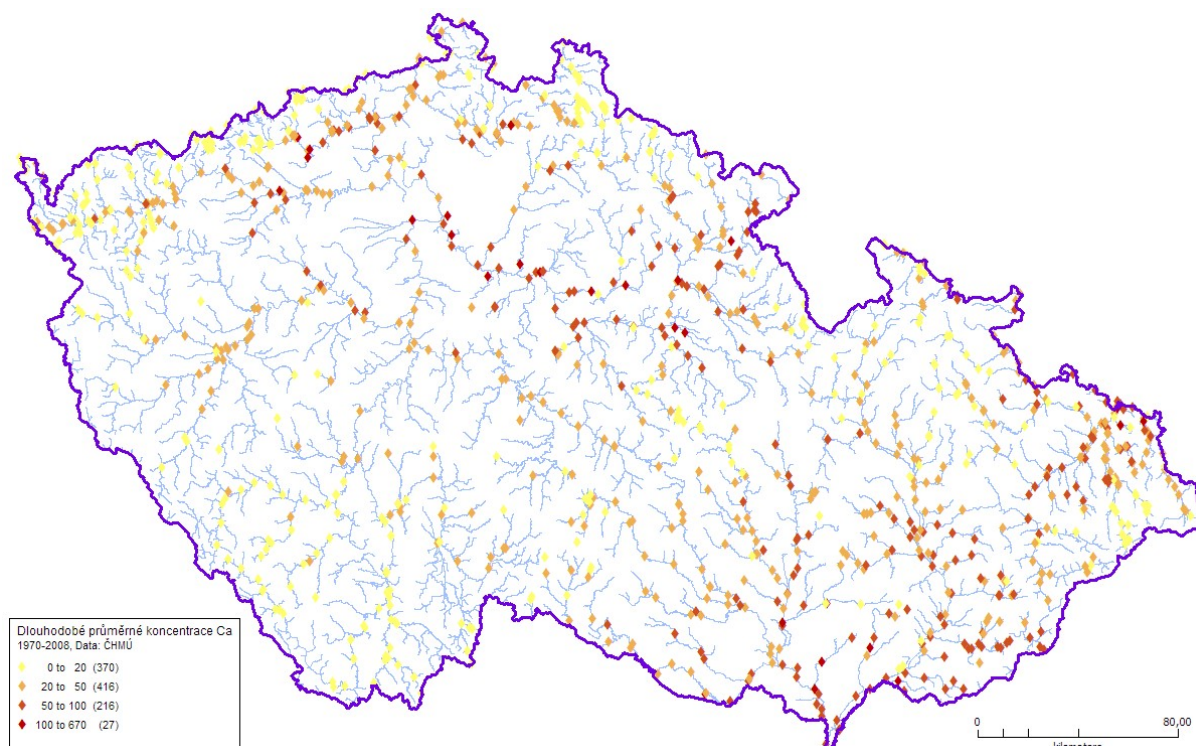
Vápník ( $\text{Ca}^+$ ) patří k důležitým kationtům v povrchových vodách. V přírodním prostředí se do povrchových vod vápník dostává mj. vyluhováním vápence, dolomitu, sádrovce a dalších minerálů.

Vzhledem k hojnému rozšíření vápníku v přírodě jsou i přírodní vody na tento prvek obvykle velmi bohaté. V běžných podzemních i povrchových vodách se pohybuje koncentrace vápníku od desítek po několik set mg/l (Otyepková, Kvítek, Otyepka, and Panáček, 2005).

Koncentrace vápníku v povrchových vodách velmi dobře korespondují s charakterem geologického podloží (Langhammer, Hartvich, Mattas, and Zbořil, 2009). Dlouhodobé vyšší hodnoty koncentrací vápníku jsou pozorovány na profilech, kde převládající charakter podloží daného povodí tvoří sedimentární horniny nebo kvartérní usazeniny.

Z antropogenních zdrojů mohou být zdrojem vápníku např. průmyslové odpadní vody z důlní činnosti nebo chemického průmyslu.

Z hlediska hodnocení jakosti vody má vápník význam pro stanovení tvrdosti vody. Tou se obecně rozumí koncentrace všech vícemocných kationtů kovů alkalických zemin – tj. suma vápníku a hořčíku (viz kapitola Tvrdost vody).



Obrázek 57 Rozložení průměrných dlouhodobých hodnot koncentrací vápníku na tocích. Langhammer a kol., 2009. Data: ČHMÚ.

## 6.7 Halogeny

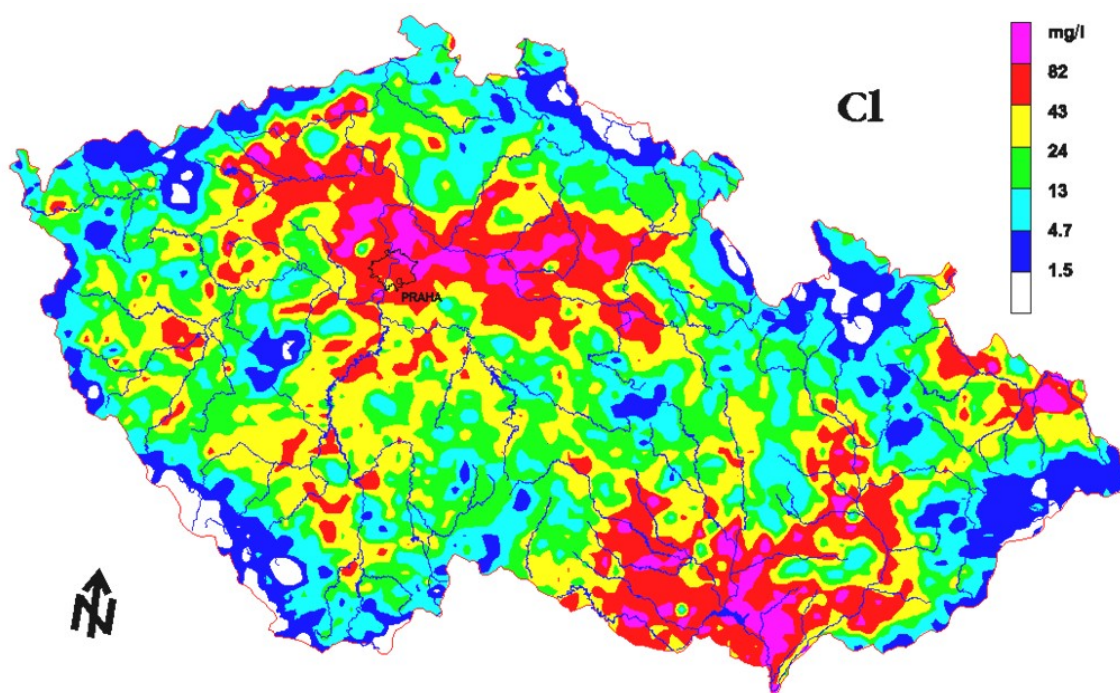
Do skupiny halogenů (halových prvků) patří fluor, chlor, brom a jod. Fluor a chlor jsou za normální teploty plyny, brom je kapalina a jód je pevná látka, která velmi snadno sublimuje. Halogeny jsou velmi reaktivní a vyskytují se pouze vázané ve sloučeninách (Straka, 1995).

Přirozeným zdrojem halogenů, mezi, jsou, zejména u chloru a fluoru minerální látky. V přírodních, antropogenně nezatížených vodách však jejich koncentrace bývají minimální a proto pokud se v tocích vyskytují ve větších množstvích, se jedná zpravidla o antropogenní zatížení především průmyslovými odpady.

### 6.7.1 Chlor

V přirozených neznečištěných oblastech se sloučeniny chloru v povrchových vodách vyskytují pouze ve velmi nízkých množstvích, zejména v závislosti na geologickém podloží. Zdrojem vyluhování může být nejčastěji halit (NaCl) nebo sylvín (KCl). Vyšší koncentrace mohou být důsledkem vyplavování z oblastí těžby kamenné nebo draselné soli.

Podstatná část chloridů, které nacházíme v povrchových vodách pochází z antropogenních aktivit. Podstatným zdrojem jsou komunální odpadní vody – Synáčková (1996) uvádí, že člověk vyloučí močí přibližně 9 g chloridů za den. Analogicky je obdobným zdrojem znečištění zejména velkokapacitní živočišná výroba, kde v močůvce nacházíme vysoké koncentrace chloridů. Výrazný zdroj představuje rovněž chemický průmysl. Nezanedbatelné množství chloridů se do vodních toků dostává ze zimního chemického posypu komunikací.



Obrázek 58 Koncentrace chloru v povrchových vodách. Zdroj: ČGÚ

V upravované pitné vodě je potom chlor přítomen jako prostředek pro zabezpečení její bakteriální nezávadnosti. Aplikované množství přitom závisí na obsahu organických látek, přítomných ve vodě. Chlor působí jako prudké oxysličovadlo a na usmrcení organismů proto stačí jeho relativně malé množství. Díky tomu, že je nutno zabezpečit hygienickou nezávadnost vody ve všech částech



vodovodní sítě, jsou zejména u dálkových přivaděčů pitné vody proto aplikována vyšší množství chloru tak, aby bylo zaručeno pokrytí celého systému a aby v pitné vodě bylo vždy přítomno určité množství zbytkového chloru. Ve vyšších koncentracích ovlivňuje aktivní chlor, přítomný ve vodě její organoleptické vlastnosti, zejména pach a chuť.

Z hygienického hlediska je však určitá zbytková koncentrace chloru nezbytná. Norma pro pitnou vodu udává minimální nutné koncentrace chloru u spotřebitele nejméně 0,05 mg/l, nejvýše však 0,3 mg/l.

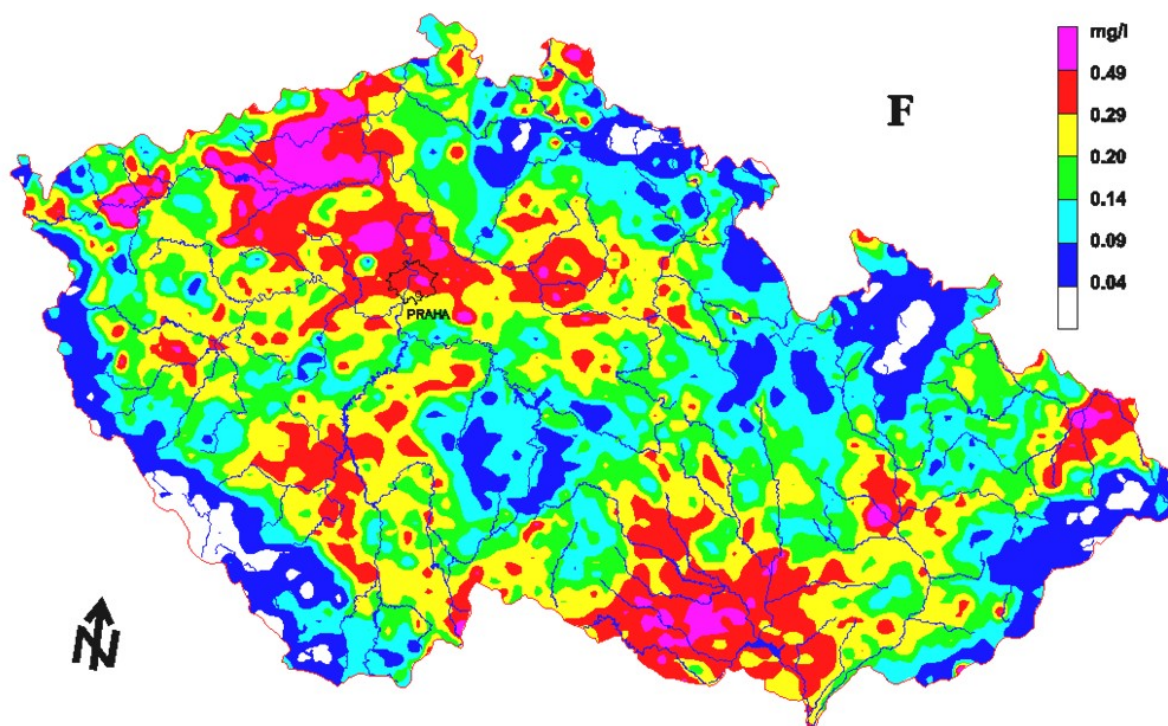
## 6.7.2 Fluor

Přirozená koncentrace fluoridů v povrchových vodách bývá obvykle malá - na úrovni desetin mg/l a méně. Zdrojem pozadové zátěže fluorem může být vyluhování z některých minerálů - fluorit (kazitvec) ( $\text{CaF}_2$ ), apatity, Kryolit ( $\text{Na}_3\text{AlF}_6$ ) (Grünvald, 1997).

Z antropogenních zdrojů jsou významné zejména odpady z chemického průmyslu, důležitou složku představuje rovněž atmosférická depozice. Fluor je ve srážkové vodě obsažen díky emisím ze spalování fosilních paliv, zejména z energetického průmyslu.

Z hygienického hlediska mohou být fluoridy, přítomné v pitné vodě příčinou zdravotních obtíží. Ty se přitom mohou projevovat jak při jeho nedostatku, tak nadbytku, který může vyústit zejména v zubní onemocnění - v případě jeho nedostatku se projevuje nadměrná kazivost zubů, v případě nadměrných koncentrací je naopak známo chronické onemocnění, označované jako fluoróza, projevující se skvrnami na zubech, v kritických případech i změnami v kostech.

Norma ČSN 75 7111 pro pitnou vodu připouští maximální koncentrace fluoridů 1,5 mg/l.



Obrázek 59 Koncentrace fluoru v povrchových vodách. Zdroj: ČGÚ

# 7 Těžké kovy

Jako těžké kovy označujeme skupinu kovů, jejichž hustota je vyšší než  $5 \text{ t/m}^3$  (Straka, 1995). Většina z nich je jako stopové prvky, tj. ve velmi malém množství, potřebná pro životní pochody organismů, ve vyšších dávkách však na organismy působí toxicky. Prakticky vždy se vyskytují v různých sloučeninách, jako prvky je nacházíme velmi zřídka.

V povrchových vodách se kovy obecně vyskytují prakticky vždy, díky vazbě na geologické podloží, přičemž k vlastnímu obohacení vody dochází při jejím styku s horninou. V místech rudných nalezišť tak mohou koncentrace jednotlivých kovů dosahovat i značných hodnot.

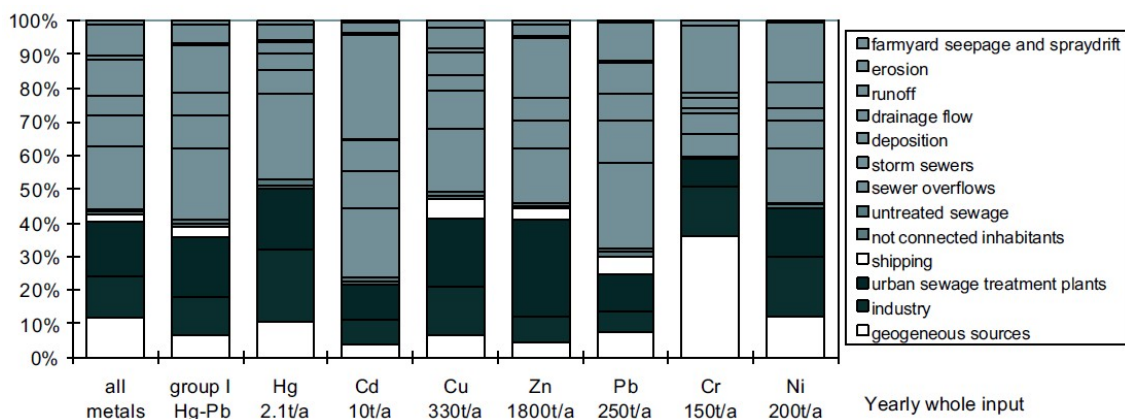
Výrazný výskyt těžkých kovů (TK) v povrchových vodách je však vždy spojen s antropogenními zdroji. Mezi hlavní zdroje emisí těžkých kovů v odpadních vodách patří zejména průmysl těžby a zpracování rud, úpravy kovů, chemický průmysl nebo kožedělný průmysl. Spektrum emitovaných kovů z různých typů výroby je mimořádně široké (Tab. 20) (Synáčková, 1996).

Tabulka 21: Zdroje znečištění těžkými kovy v průmyslu. Zdroj: Synáčková, 1996

| zdroj znečištění           | výskyt sloučenin prvků                         |
|----------------------------|--|
| Těžba a zpracování rud     | Fe, Zn, Hg, As, Se, Mn, Cu                     |
| Hutní průmysl              | Al, Cr, Mo, Ni, Pb, V                          |
| Těžba uhlí                 | Fe, Al, Mn, Ni, Cu, Zn                         |
| Strojírenství, úprava kovů | Cr, Cu, Ni, Zn, Cd, Fe, Al                     |
| Chemický průmysl           | Fe, Al, W, Mo, Zn, Pb, Cu, Hg, Cd              |
| Barvy, laky, pigmenty      | Ht, Cr, Pb, Zn, Ti, Al, Ba, Sr, Mn, As, Se     |
| Papírenský průmysl         | Ti, Zn, Al, Ba, Sr, Cr, S, Cu, Hg              |
| Polygrafický průmysl       | Zn, Cr, Ni, Cd, Cu, Pb                         |
| Elektrotechnika            | Ag, Se, Ge, Mn, Ni, Pb, Cu, Hg                 |
| Spalování uhlí             | As, Ti, Al, Ge, Se, Hg, Be, Zn, Mo, Ni, Pb, Sb |
| Pesticidy                  | Hg, As, Cu, Zn, Ba                             |
| Průmyslová hnojiva         | Cd, Mn, As                                     |
| Automobilová doprava       | Pb   |

Výzkum zdrojů znečištění těžkými kovy v německém povodí Rýna (Mohaupt, Sieber, van den Roovaart, Verstappen, Langenfeld, Braun, et al., 2001) navíc ukázal, že kromě tradičně uvažovaných přímých bodových zdrojů znečištění hrají čím dál důležitější roli i zdroje difúzní. V současné době difúzní zdroje – tj. především nečištěný odtok kanalizací, eroze a atmosférická depozice představují hlavní podíl v látkové bilanci pro některé kovy. Výsledky (Obr. 60) jsou důležité i pro srovnání s českým povodím Labe, neboť přes četné rozdíly se jedná o geograficky blízkou oblast s příbuzným charakterem využití území i strukturou antropogenních zdrojů zátěže.

Důvodem, proč je přítomnost těžkých kovů v povrchových vodách velmi pozorně sledována, je jednak jejich vysoká toxicita i pro živé organismy i schopnost bioakumulace a přenos potravním řetězcem. Pro intenzivní sedimentaci jsou sledovány nejen ve vodě, ale i v sedimentech, které tvoří jedno z jejich nejdůležitějších úložišť. Podle analýza MKOL se více než polovina emisí těžkých kovů, vypouštěných do toků z vodní fáze alespoň přechodně usadí v sedimentu. Výzkum, prováděný v polovině devadesátých let na českém i německém úseku Labe ukázal, že akumulace TK v sedimentech jsou řádově vyšší než ve vodní fázi. Koncentrace rtuti na sledovaných profilech byla více než tisíckrát vyšší než ve vodě, u kadmia dokonce až desetitisíckrát (MKOL, 1997).



Obrázek 60 Podíl transportních cest znečištění na vnozech těžkých kovů do povodí Rýna (Mohaupt et al., 2001)

Nebezpečí kontaminace sedimentů zvyšuje fakt, že za určitých podmínek (např. při povodních, prohrábkách koryta nebo naopak při nízkých vodních stavech) může dojít k remobilizaci sedimentu, který se tak může stát zdrojem silného znečištění v toku.

Obsah těžkých kovů v povrchových vodách v České republice dnes v období po roce 1990 postupně klesá. Pouze mezi roky 1992 a 1994 tak například koncentrace rtuti v sedimentech Labe poklesly o necelých 40%, u kadmia o 28%, u chromu a zinku o více než 30% (MKOL, 1997).

Úroveň zátěže přesto v řadě oblastí zůstává kritická. Jedná se zejména o lokálně významně tradiční průmyslové oblasti, kde nedošlo k významným investicím do nových technologií výroby a čištění odpadních vod. Důležitý zdroj zátěže těžkými kovy představují rovněž staré zátěže. Dekontaminační a sedimentační nádrže a skládky, lokalizované zpravidla v již nefunkčních výrobních nebo těžebních areálech, často bez jasných vlastnických vztahů, představují významné riziko pro životní prostředí. Příkladem takových oblastí může být povodí Bíliny (rtuť a zinek), Litavky, Klabavy (kadmium, olovo) nebo Rakovnického potoka (olovo, zinek) (Volaufová and Langhammer, 2006).



Obrázek 61 Těžební jáma příbramských dolů. Systém šachet, sahající do hloubky přes 1 km je až do úrovně 250 m pod povrchem zatopen. Díky tomu se kontaminanty – zde zejména těžké kovy a radioaktivní látky, nekontrolovaně vyplavují do systému podzemních a následně povrchových vod. Foto J. Langhammer, 2002

## 7.1.1 Olovo

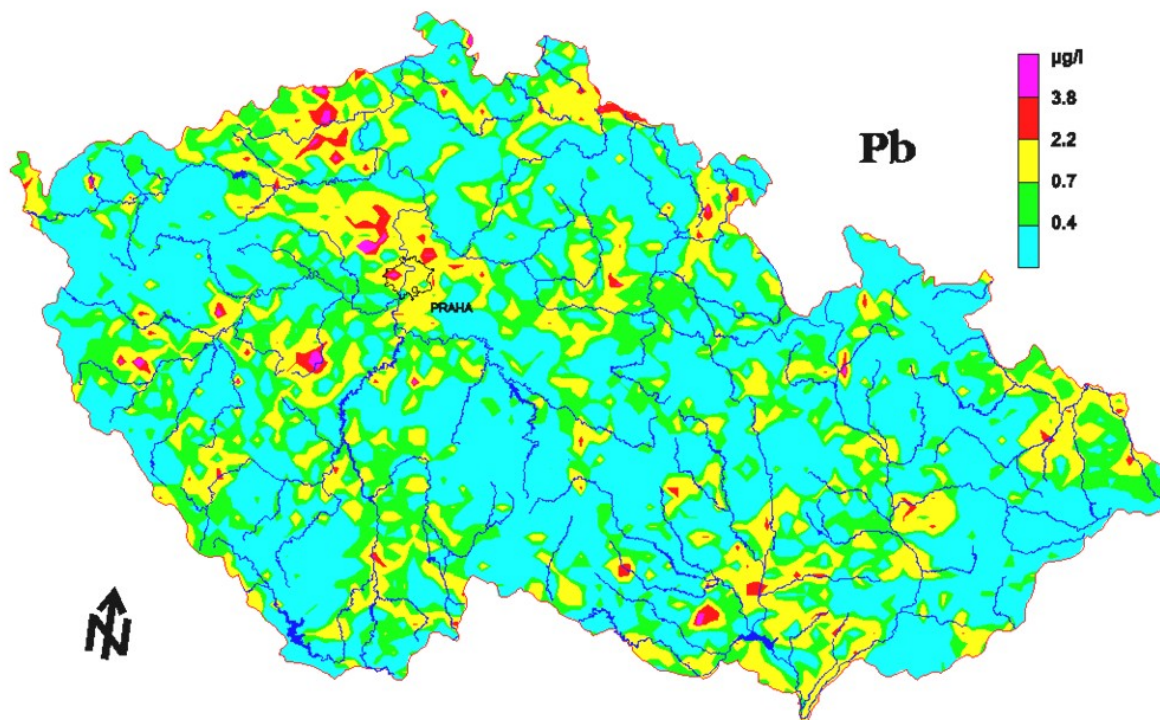
Olovo patří mezi rizikové látky díky vysoké míře toxicity. Jeho nebezpečnost pro člověka vyplývá z jeho vysoké akumulární schopnosti. Projevuje se chronickými otravami, které může působit mj. kontaminovaná voda.

Zdroje kontaminace povrchových vod, ale i pitné vody, jsou přitom rozmanité. Na nebezpečí kontaminace olovem upozornily případy otravy olovem z olověného potrubí pro rozvod pitné vody, ke kterým došlo v 30. letech 20. století např. v Teplicích-Šanově a Lipsku. Olověné trubky, využívané do té doby rozvod vody byly postupně nahrazovány jinými materiály, přesto v historické zástavbě se s nimi můžeme setkat dodnes.

V přírodě je přirozený výskyt olova omezený - může být vázán na důlní vody, ale z hlediska jakosti vody nemá zásadní význam. Klíčové jsou zdroje antropogenního znečištění. Mezi ně patří zejména chemický průmysl, hutní průmysl a elektrotechnika. V minulosti byl významným zdrojem průmysl polygrafický, kde bylo olovo používáno na odlévání písmen pro sazbu. Nástup počítačové litografie na konci 20. století klasickou sazbu naprosto vytlačil a tento tradiční zdroj emisí olova je v současné době eliminován.

Ve stejném období poklesly i emise z dalšího významného zdroje olova, kterým jsou emise z automobilové dopravy, kde je olovo používáno jako antidetonační příměs do benzinů. Z emisí výfukových plynů se olovo usazuje v těsné blízkosti silnic, odkud je následně vyplachováno při srážkách do vodních toků. Extrémním příkladem emisí z dopravy jsou smogové situace v Londýně v 60. letech. V roce 1966 byly v dešťových srážkách naměřeny koncentrace Pb až 0,46 mg/l. Používání bezolovnatého benzínu snížilo objem emisí olova z dopravy na minimum i přes rostoucí počet automobilů a výkon automobilové přepravy.

Hlavní oblasti vysokých koncentrací olova v povrchových a podzemních vodách v ČR odpovídají rozložení aktivních průmyslových center i oblastí bývalé těžby barevných kovů (Obr 62).



Obrázek 62 Koncentrace olova v povrchových a podzemních vodách. ČGÚ 1998



## 7.1.2 Rtuť

Rtuť patří k látkám se silně toxickými účinky na živé organismy. V přírodních, antropogenně neznečištěných povrchových a podzemních vodách se vyskytuje ve velmi malých množstvích, výjimku může tvořit vyplavování do podzemních vod v oblastech nalezišť rumělký. Výskyt rtuti v povrchových vodách je tak zpravidla spojen s antropogenní činností.

Hlavní zdroje emisí rtuti představují chemický průmysl, kovo zpracující průmysl, elektrolýza a dokonce zemědělství.

K největším zdrojům rtuti patří odpadní vody z chemického průmyslu. Například Synthesia Semtín se podle inventarizace zdrojů znečištění Labe MKOL z roku 1995 podílí na celkových emisích rtuti do celého toku Labe včetně jeho německé části 19,2%, spolu se Spolchemií Ústí nad Labem pak produkuje dokonce 73,3% celkového zatížení povodí Labe (MKOL, 1995).

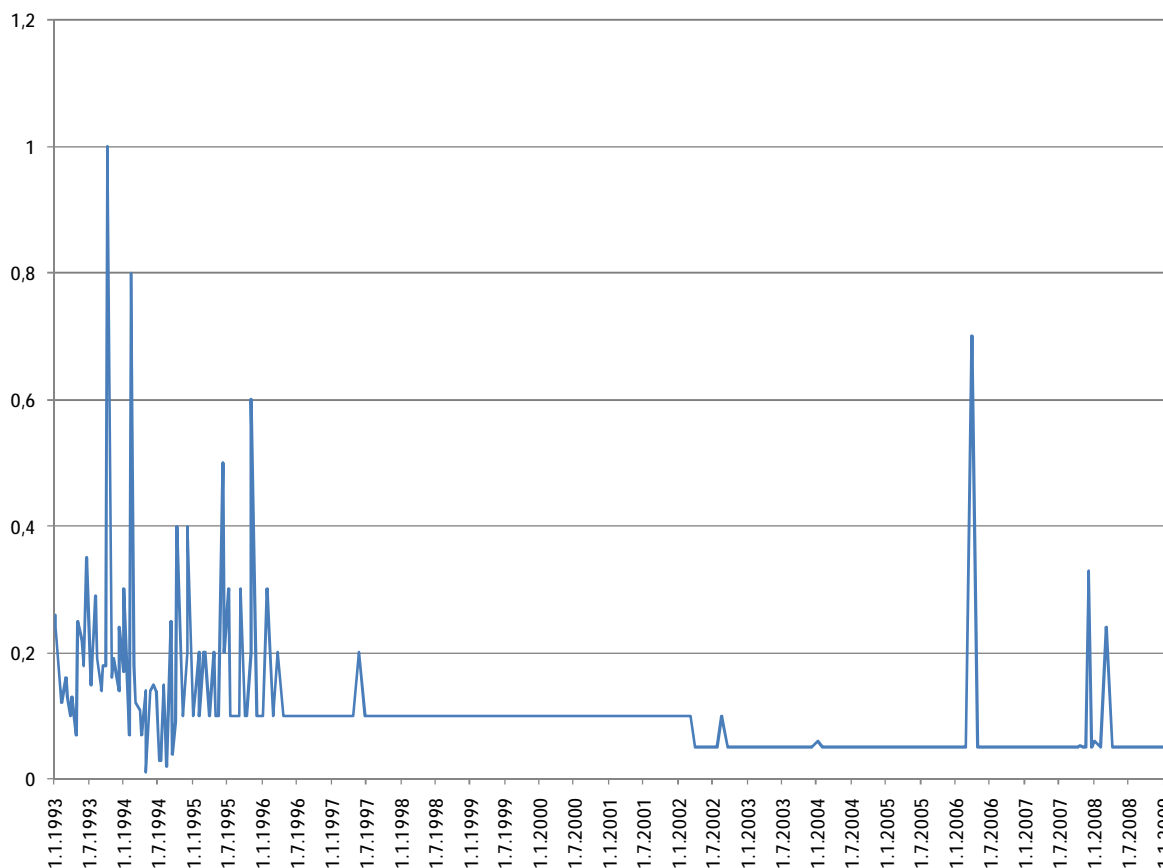
V komunálních odpadních vodách zpravidla vysoké koncentrace rtuti nenacházíme. K zajímavému zjištění došel podnik Povodí Moravy (Tůma, 2000), který analyzoval kvalitu vody v toku Svratky pod městem Brnem. Zjištěné zvýšené emise rtuti připisuje vypouštění nefiltrovaných odpadních vod ze zubních laboratoří, kde se rtuť využívala při přípravě amalgamových výplní. Přísnější regulace hospodaření s odpady i využívání nových technologií a materiálů v současné době tento zdroj eliminují.

Zdrojem emisí rtutí je rovněž zemědělství, neboť toxické vlastnosti rtuti se využívají v pesticidech, zejména fungicidech a baktericidech. V minulosti byly například rtuťnaté přípravky používány k moření obilí proti klíčivosti, díky poznání míry škodlivosti však používání těchto přípravků bylo postupně zakázáno.

Obdobně jako olovo, i rtuť má výtečné schopnosti kumulace v sedimentech, ale i biomase rostlin a živočichů, což zvyšuje míru jeho nebezpečnosti pro člověka. Udávané kumulační koeficienty u rtuti patří k vůbec nejvyšším mezi těžkými kovy. Tragickým příkladem hromadné otravy rtutí může být případ japonských měst Minamata a Niigata, kde v padesátých letech došlo k hromadným otravám se smrtelnými následky v důsledku požití rybího masa, kontaminovaného rtutí (Pitter, 1999). Vysoké hodnoty obsahu rtuti i jiných těžkých kovů ve svalovině ryb byly v minulosti pozorovány i u nás. Ve svalovině ryb, ulovených v roce 1990 v Labi pod Pardubicemi bylo zjištěno až 5,75 mg rtuti /kg (Janský, 1992).

Limitní hodnoty koncentrací rtuti jsou na následující úrovni:

|                 |             |
|-----------------|-------------|
| Pitná voda      | 0,001 ug/l  |
| Vodárenské toky | 0,0001 ug/l |
| Ostatní toky    | 0,005 mg/l  |



Obrázek 63 Vývoj koncentrací rtuti v závěrovém profilu povodí Labe v období 1993-2009. Data: ČHMÚ

### 7.1.3 Kadmium

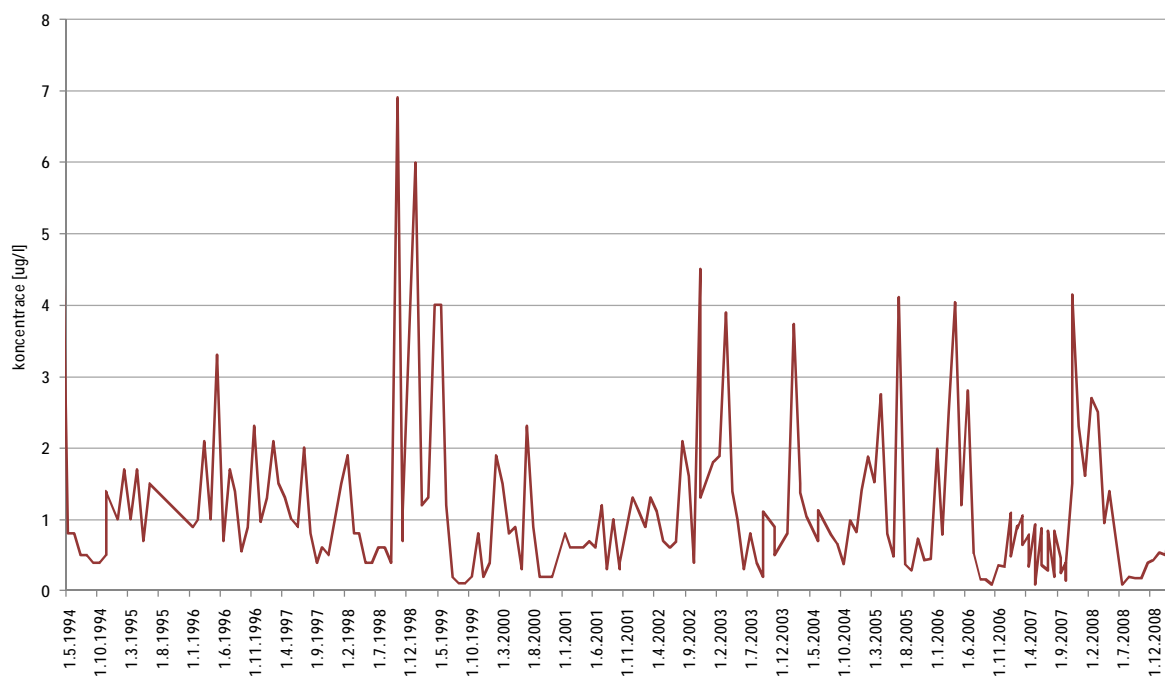
Kadmium obdobně jako rtuť i olovo patří mezi silně toxické látky. V přírodních vodách se vyskytuje v koncentracích na úrovni jednotek až desítek mikrogramů na litr. Ve vyšších koncentracích se vyskytuje v okolí rudných ložisek. Extrémní zjištěné hodnoty byly zjištěny např. v kyselých podzemních vodách v okolí Kutné Hory, kde koncentrace kadmia dosahovaly až 80 mg/l (Pitter, 1999).

V převážné většině případů je však výskyt kadmia v povrchových i podzemních vodách spojen s antropogenním znečištěním. Jedním z hlavních zdrojů je opět chemický průmysl, průmysl polygrafický, úpravny kovů. Kadmium se však může rovněž vyluhovat z plastů, použitých na rozvodné potrubí – správné technologické postupy a přípustné složení materiálů definují technické oborové normy. Podstatný díl zátěže kadmii připadá na atmosférické depozice. Kadmium se do atmosféry uvolňuje při spalování fosilních paliv, zejména nekvalitního uhlí, olejů, plastů či odpadů.

V lidském organismu působí kadmium dlouhodobě a způsobuje těžké zdravotní poruchy - neplodnost, anémii, odvápnění kostí, má karcinogenní účinky. Onemocnění na základě intoxikace kadmii bylo poprvé popsáno na konci 60. let v Japonsku a je označováno itai-itai (Grünvald, 1997).

Tabulka 22 Limitní koncentrace kadmia v povrchových vodách dle české legislativy

| Limit   | Hodnota |      |
|---|---------|------|
| Hodnocení profilu dle RS                                    | < 0.7   | ug/l |
| I. třída ČSN 757221 (Klasifikace jakosti povrchových vod)   | < 0.1   | ug/l |
| II. třída ČSN 757221 (Klasifikace jakosti povrchových vod)  | < 0.5   | ug/l |
| III. třída ČSN 757221 (Klasifikace jakosti povrchových vod) | < 1     | ug/l |
| IV. třída ČSN 757221 (Klasifikace jakosti povrchových vod)  | < 2     | ug/l |
| MKOL  | < 1     | ug/l |
| MKOL1   | < 0.07  | ug/l |
| Nářízení vlády 229/2007                                     | < 0.7   | ug/l |
| Nářízení vlády 82/1999                                      | < 5     | ug/l |
| Pracovní cíle (limit VÚV-ČHMÚ)                              | < 0.2   | ug/l |



Obrázek 64 Vývoj koncentrací kadmia ve výústním profilu Litavky v Berouně. Neklesající úroveň koncentrací je důsledkem kontaminace starými zátěžemi. Data: ČHMÚ

# 8 Specifické organické látky

Specifické organické látky, označované též jako xenobiotika, (Grünwald, 1997) jsou látky, které jsou umělého původu a stojí tak mimo přirozené ekosystémy. Do této skupiny patří velké množství látek, které se do přírodního prostředí dostávají buď jako odpady z průmyslové činnosti, z havárií (ropné látky), stejně jako cíleně ve formě pesticidů.

Xenobiotika se ve vodě vyskytují ve třech formách:

- jako rozpuštěné látky
- adsorbované na suspendovaných látkách či sedimentech
- akumulované v organismech.

Z vodního prostředí se specifické organické látky odstraňují zpravidla velmi obtížně. Vzhledem k jejich časté toxicitě je jejich výskyt ve vodách zdrojem možného ohrožení životního prostředí i zdraví obyvatel.

## 8.1 AOX

Ukazatel AOX (Adsorbable Organically Bound Halogens) označuje skupinu halogenovaných organických látek ve vodě. Je do něj zahrnutá velmi obsáhlá škála látek, které mohou být adsorbovány z vody na aktivní uhlí a bývají vyjádřeny jako chloridy. Do této skupiny jsou zahrnuty jak jednoduché těžké látky (chloroform), chlorfenoly, chlorbenzeny tak komplexní organické molekuly, jako jsou dioxiny a furany (PCDD, PCDF) s toxickými vlastnostmi (Šváb, Müllerová, and Beneš, 2005).

Mezi nejdůležitější látky zahrnované do skupiny AOX patří:

- trichlormethan
- 1,2-dichlorethan
- trichlorethen
- tetrachlorethen
- chlorbenzen
- dichlorbenzeny

Látky této skupiny vznikají prakticky výlučně lidskou činností. Jsou špatně rozpustné ve vodě, zato dobře rozpustné v tucích a olejích. Z této vlastnosti plyne i jejich nebezpečnost pro člověka i životní prostředí jako celek. Rozpustnost v tucích usnadňuje vazbu v tukových tkáních živočichů a přenos kontaminace potravním řetězcem, přičemž organismy zároveň prakticky nejsou schopné tyto látky přirozeně vylučovat.

### 8.1.1 Dopady na člověka a životní prostředí

AOX představuje širokou skupinu látek, do které patří jak látky málo škodlivé, tak látky se silně toxickými účinky. Souhrnné dopady látek této skupiny na člověka a životní prostředí proto nelze posuzovat paušálně. Ukazatel AOX nicméně řadíme mezi rizikové, protože mezi zahrnutými látkami se objevují látky se závažnými dopady na zdraví člověka (Šváb, Müllerová, and Beneš, 2005).

Obdobně jako u řady dalších xenobiotik představuje významný prvek rizika zmíněná schopnost akumulace v tukových tkáních a obtížné vylučování. Tímto dochází k přenosu kontaminace potravním řetězcem a zátěž prostředí AOX proto je vždy vnímána jako potenciální riziko.

Účinky na člověka jsou různé. Některé z obsažených látek poškozují nervový systém člověka, působí dráždivé na kůži a sliznici a vyvolávají zhoubné bujení (Pitter, 1999). Některé z látek zahrnovaných do AOX jsou přímo toxické rovněž pro ryby a ostatní vodní organismy.

## 8.1.2 Zdroje emisí AOX

Obecně zdroje AOX představují provozy, kde dochází k využívání chloru v rámci výrobních technologií.

Jedním z hlavních zdrojů zátěže AOX u nás i ve světě tak představuje průmysl papíru a celulózy, kde je chlor a chemikálie chlor obsahující používán při bělení vláken. Chlorované látky zde mohou reagovat s organickou hmotou a vyvářet emise AOX (Šváb, Müllerová, and Beneš, 2005).

V EU bylo od bělení pomocí chloru upuštěno ve prospěch ekologicky přijatelnějších technologií, což vedlo ke snížení množství AOX i vysoce chlorovaných sloučenin v tocích. Přesto i v současné době papírenský průmysl patří mezi hlavní zdroje emisí AOX do našich toků (Tab. 23).

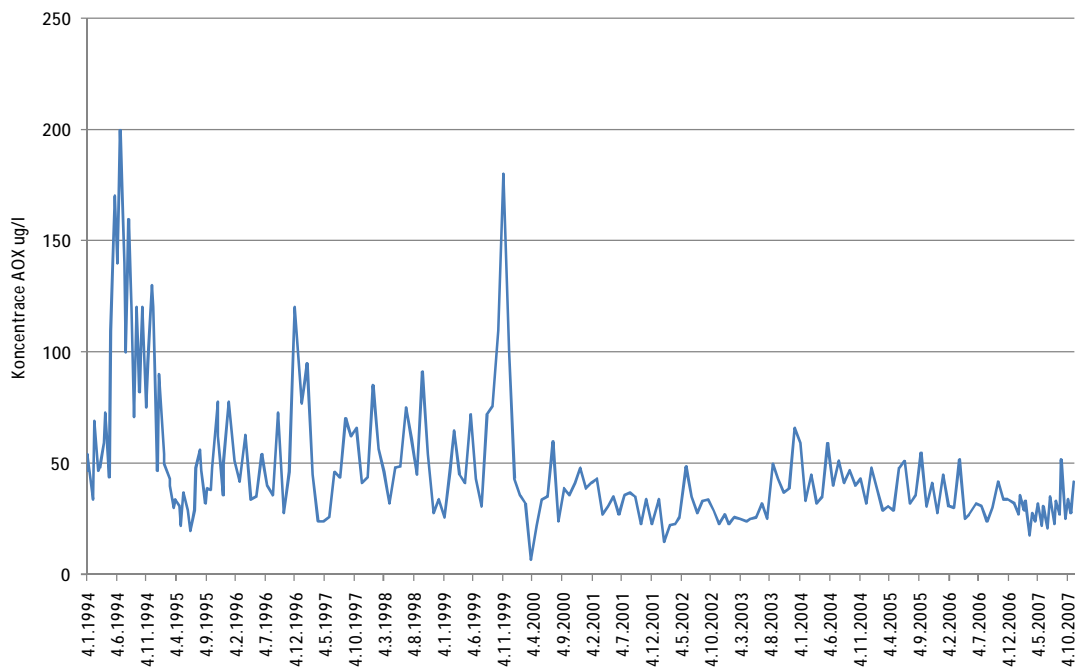
Obecně významným zdrojem je chemický průmysl, kde chlor je využíván v řadě technologických postupů, zejména při organických syntézách, výrobě nátěrových hmot, syntetických vláken, rozpouštědel a čistících prostředků. Dalšími zdroji AOX jsou odpadní vody z textilního průmyslu, ze zpracování odpadů nebo povrchové úpravy kovů. Menší množství AOX vzniká také během běžného chlorování pitné vody, vody pro bazény, chladících vod a užitkové vody v prádelnách.

Tabulka 23 Hlavní zdroje emisí AOX v ČR v roce 2008 dle evidence IRZ.

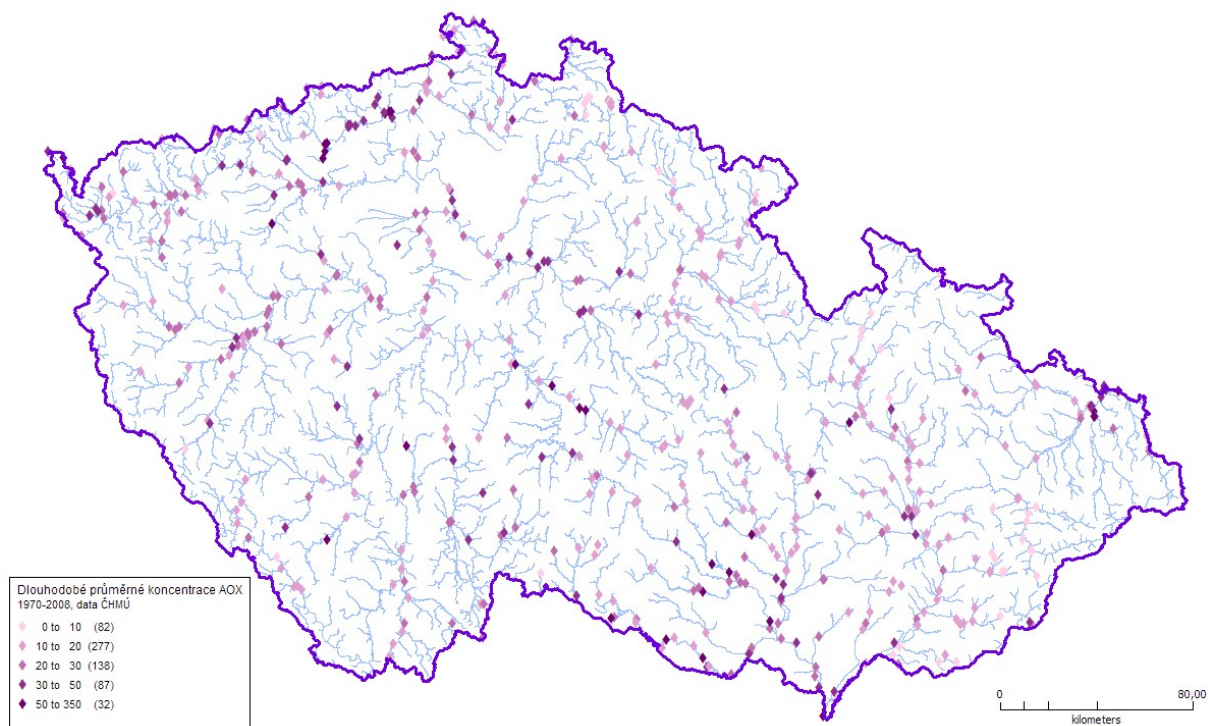
| Provozovna                 | kg AOX/rok |
|----------------------------|------------|
| Mondi Štětí a.s. celulozka | 14400      |
| BČOV Pardubice             | 12600      |
| Synthesia a. s.            | 10800      |
| Biocel Paskov a.s.         | 8360       |
| Spolchemie, a.s.           | 7470       |
| ČOV Ostrava                | 5020       |
| Spolana Neratovice         | 4150       |
| Chemopetrol Litvínov       | 2170       |
| Ústí n.L. - Neštětice ČOV  | 1700       |
| ČOV Brno - Modřice         | 1270       |

Dle nařízení vlády č.82/1999 Sb. je mezní hodnota AOX pro vodárenské toky 0,025 mg.l-1 a pro ostatní povrchové toky 0,05 mg.l-1. Nejvyšší mezní hodnoty (NMH) a mezní hodnoty přijatelného rizika přítomnosti (MHPR) chlorovaných uhlovodíků v pitné vodě udává norma ČSN 75 7111

Zatížení Labe a Vltavy v ukazateli AOX v 90. letech pokleslo. Snížení koncentrací však není tak výrazné, jako u jiných ukazatelů a zátěž v tomto ukazateli stále zůstává na vysoké úrovni.



Obrázek 65 Vývoj koncentrací AOX v profilu Labe - Děčín. Data: ČHMÚ



Obrázek 66 Rozložení hodnot dlouhodobých koncentrací AOX v síti monitoringu povrchových vod. Data: ČHMÚ

## 8.2 Pesticidy

Pesticidy obecně jsou látky, primárně určené pro hubení rostlinných i živočišných škůdců v zemědělství. Jde o velmi pestrou skupinu látek, která je vymezená účelem využití, ne chemickou příbuzností. Velkou část pesticidů nicméně představují xenobiotika, tj. látky přírodě cizí, které se nezúčastňují látkové výměny a vytvářející nežádoucí složky v živých organismech.

Podle oblasti jejich použití je můžeme dělit na:

- herbicidy, používané pro hubení rostlinných plevelů
- fungicidy, určené pro likvidaci hub a chorob rostlin, houbami způsobených
- insekticidy, užívané pro hubení hmyzu

Pesticidy bývají ve většině případů látky organické povahy, mohou se však vyskytovat i jako látky anorganické. Jedná se ve většině případů o toxické látky, které se díky nesprávné aplikaci dostávají povrchovým splachem až do vodních toků, v omezené míře i do zdrojů podzemních vod. Nadměrná aplikace a následný splach z polí a obdělávaných ploch spolu s šířením větrem při leteckém postřiku představují hlavní zdroj pesticidů pro znečištění vodních toků. Významným zdrojem pesticidů je rovněž chemický průmysl, především závody na výrobu pesticidů, kde se tyto látky ve formě odpadních vod dostávají do toku.

Nebezpečí pesticidů pro živé organismy i pro člověka závisí na jejich konkrétním chemickém složení a vlastnostech. Některé z nich jsou snadno biochemicky rozložitelné, jiné jsou naopak silně rezistentní a představují tak překážku nejen pro samočisticí procesy v toku, ale v případě přenosu do pitné vody mohou být i závažným zdrojem obecného ohrožení. K mimořádně obtížně rozložitelným látkám patří například nechvalně proslulé DDT, dále lindan, dieldrin či hexachloreycyklohexan aj. (Grünwald, 1997).

Aplikace pesticidů a z nich potom zejména herbicidů je v zemědělství značně rozšířená. Důvodem je fakt, že plevely způsobují při pěstování zemědělských plodin ztráty, které se udávají na 10 - 15% celkové produkce. Aplikované herbicidy však současně působí jak na odstraňovaný plevel, tak i na vlastní plodiny, které může ničit, nebo intoxikovat. Plevel však zároveň s postupem času získává rezistenci proti aplikovaným pesticidům a vyvolává tím tlak na zvyšování objemu aplikovaných látek.

Z hlediska chemického složení můžeme pesticidy členit do různých skupin.

### **Chlorované organické sloučeniny**

patří mezi historicky nejužívanější typ pesticidů. Hlavním představitelem této skupiny je nechvalně proslulé DDT (4,4-dichlordifenyltrichlormethylmethan). Vzhledem k vysoké účinnosti byl tento pesticid v 50. a 60. letech masivně využíván prakticky na celém světě. Se zjištěním jeho toxicity na člověka a schopnosti akumulace v živých organismech byl od 70. let postupně nahrazován jinými látkami, nicméně v řadě zemí třetího světa je používán dosud. Celkem bylo mezi lety 1950-1970 na Zemi použito na 4,5 mil. t. DDT. DDT je jedovatá látka na hubení škůdců, která byla v bývalém Československu zakázána v roce 1974. Stockholmská úmluva, kterou přijalo před rokem 127 zemí, zařadila DDT mezi dvanáct nejnebezpečnějších jedů. Látka je nebezpečná, pokud se dostane do potravního řetězce především kvůli pomalému rozkladu a možnosti kumulace v organismu. Má dlouhodobé účinky již v nízkých dávkách.

Pesticidy z této skupiny jsou obecně ve vodě velmi obtížně rozpustné, stejně jako nepodléhají mikrobiologickému rozkladu. Rozpouštějí se naopak v tučných a organických rozpouštědlech.

Mezi nejznámější pesticidy této skupiny patří DDT, aldrin, dieldrin, heptachlor či lindan.

### Organofosforové sloučeniny

Pesticidy tohoto typu patří mezi v současné době nejvíce užívané. Jedná se o insekticidy, herbicidy a defolianty s širokým spektrem působení. V přírodě jsou relativně málo odolné, zejména v neutrálním a alkalickém prostředí. Mezi pesticidy na bázi organofosforových sloučenin patří např. diazinon, diazaron či aktelik.

### Sloučeniny karbamidových kyselin

Vysoce účinné pesticidy, zároveň působí škodlivě na lidský organismus i teplotně živočichy, na které může působit mutageně a embryotoxicky.

### Nitrofenoly

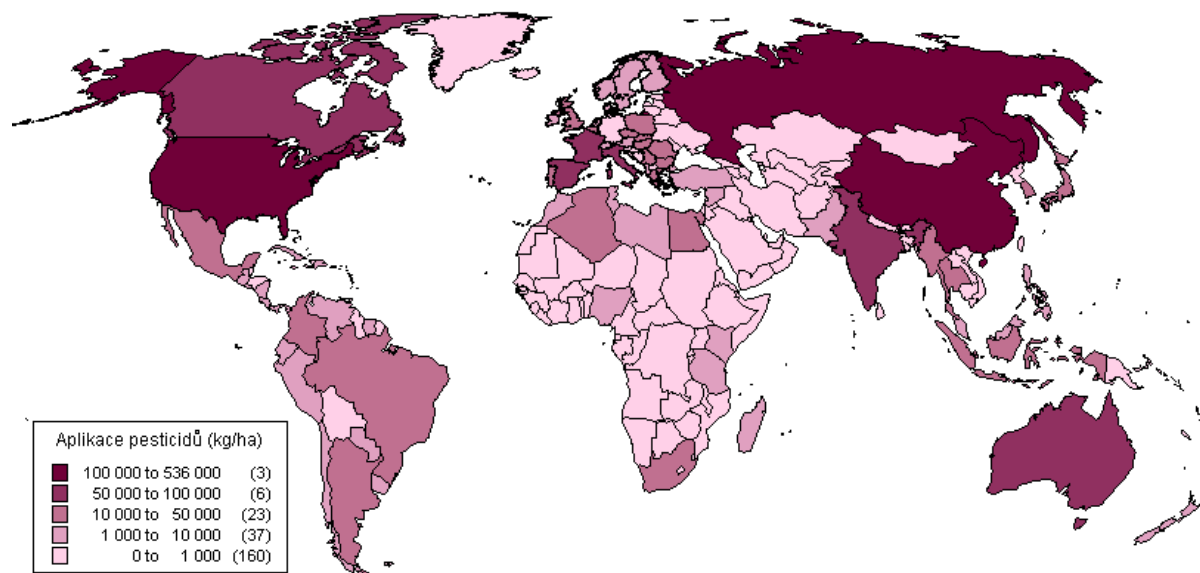
Pesticidy založené na nitrofenolech patří k účinným látkám, které jsou však zároveň výrazně toxické pro člověka i teplotně živočichy, zejména na nervovou soustavu a játra. Používají se jako selektivní herbicidy, insekticidy či fungicidy – např. 2,4 dinitrofenol, 2-metyl-4, 6-dinitrofenol.

Ve vodě se projevují zápachem i zbarvením, již v nízkých koncentracích negativně ovlivňují samočisticí proces.

### Dusíkaté heterocyklické sloučeniny

Relativně heterogenní skupina látek- jedná se zejména o deriváty pyridinu, pyrimidinu, simm-triazinu aj. Některé sloučeniny, zejména deriváty pyridinu jako pikloram, dikvat, parakvat, jsou dobře rozpustné ve vodě.

Herbicidy založené na simm-triazinu jako altrazin, simazin, propazin, semecin aj. jsou zase z vody dobře odstranitelné adsorpcí na aktivním uhlí.



Obrázek 67 Aplikace pesticidů ve světě. Data EEA

Pesticidy představují účinný prostředek pro zintenzivnění zemědělské produkce odbouráním podstatné části ztrát, způsobených plevele a škůdci. Na druhé straně tyto látky díky toxicitě, možnostem přenosu



potravním řetězcem, schopnostem bioakumulace, rakovinotvornými či mutagenními účinky představují vážnou hrozbu pro člověka a komplexní zátěž pro životní prostředí.

Do vodních toků se pesticidy dostávají splachy ze zemědělských ploch a úniky ze skladů či zemědělských strojů. Vzhledem k tomu, že většina z těchto látek je toxická pro vodní organismy i člověka, je výskyt těchto látek ve vodách krajně nežádoucí. Nejvýše přípustné koncentrace vybraných pesticidů ve vodárenských tocích shrnuje tabulka 24.

Tabulka 24 Nejvyšší přípustné koncentrace vybraných pesticidů v povrchových vodách v ČR dle n.v. 2003/61

| Pesticid    | NPK [mg/l] | toxické působení [mg/l] |
|-------------|------------|-------------------------|
| aldrin      | 0,002      | 0,02                    |
| Butifos     | 0,0003     | -                       |
| Dikotex     | 0,25       | -                       |
| diuron      | 1,0        | 45                      |
| fenuron     | 0,2        | -                       |
| heptachlor  | 0,05       | 0,05                    |
| kaptan      | 2,0        | 20                      |
| karbofos    | 0,05       | 20                      |
| metofos     | 0,02       | 0,5                     |
| metxlsystox | 0,01       | 2,0                     |
| metoxychlor | 0,00       | 500                     |
| PLP         | 0,3        | 20                      |
| thiofos     | 0,003      | 200                     |

Pramen: Grünwald, 1997

V současné době jsou vyvíjeny a zejména v západní Evropě a severní Americe postupně aplikovány zcela nové herbicidní látky a technologie aplikace s velmi vysokou účinností, které vycházejí z moderních biotechnologií a genových manipulací. Jejich základem je používání tzv. transgenních plodin, tj. plodin, které v sobě mají vložen gen, který způsobuje jejich odolnost vůči chemickému postřiku. Po aplikaci tyto herbicidy ničí veškeré plodiny s výjimkou těch, které byly genově upraveny a jsou tak proti těmto látkám rezistentní. Výsledkem je nižší spotřeba pesticidů, která zpravidla postačuje v rozsahu dvou aplikací účinné látky za rok. Problematická je však skutečnost, že aplikované pesticidy jsou mnohem silnější a tím pro organismy toxičtější, než látky předchozí generace. Pravděpodobnost jejich případného přenosu do vodního cyklu je tak sice díky méně časté aplikaci menší, rizikovost použití těchto látek však celkově vyšší.

#### Příklad - pesticidy a zelená revoluce

Aplikace pesticidů představuje faktické synonymum pro tzv. Zelenou revoluci, programy intenzifikace zemědělství v chudých oblastech světa, závislých na zemědělské produkci, realizované od 60. let 20. století. Programy, podporované řadou organizací (FAO, UNDP, USAID, CGIAR aj.) vycházely z využití moderních technologií jako budování zavlažovacích projektů, aplikace syntetických hnojiv a pesticidů pro zvýšení zemědělské produkce. Program v 70. – 80. letech přinesl rychlé a viditelné výsledky – řádové znásobení produkce, spojené s odstraňováním chudoby a hladu a růst zaměstnanosti (WB, 2008).

Z dlouhodobého pohledu je však zřejmé, že neúměrně intenzivní přístup k zemědělství, založený na využívání chemických technologií v konečném důsledku pro řadu oblastí přinesl dlouhodobé a obtížně řešitelné problémy. Příkladem je zejména Indie, kde jsou po několika desetiletích zřejmé komplexní negativní dopady industrializovaného zemědělství. Intenzifikace produkce, která vedla k monokulturnímu pěstování nových odrůd vedla ke ztrátám živin v půdě. Díky častějším sklizním, rychlejšímu procesu zrání a nižší druhové pestrosti plodin byl nedostatek živin v půdě nahrazován

syntetickými hnojivy. Nové odrůdy a monokulturní způsob pěstování za využití drenáží se ukázaly zároveň jako náročnější na spotřebu vody.



Obrázek 68 Aplikace pesticidů v Indii v období zelené revoluce. Neznalost rizik a nepoužívání ochranných prostředků vedly k vážným zdravotním důsledkům pro zemědělce. Foto: M. Edwards, <http://images.google.com>

Rozsáhlé zavlažování ve výsledku vedlo k intenzivnější erozi a především kontaminaci podzemních vod plošně aplikovanými pesticidy. V zemědělských oblastech byly konstatovány rozsáhlé výskyty nádorových onemocnění. Postiženi jsou jak zemědělci, kteří při neznalosti účinků látek pracují zpravidla bez ochranných pomůcek, tak obyvatelé konzumující kontaminovanou vodu. Prokázán byl přenos xenobiotik do potravin. Maximální odhady WHO udávají, že až 30% potravin v Indii je kontaminováno toxickými látkami (Kubo, 2008).

Kontaminace půdy a podzemních vod rtuťí, olovem a pesticidy vede k postupné ztrátě produkčního potenciálu území se závažnými dopady v sociální a ekonomické oblasti.

### 8.3 PAU - polycyklické aromatické uhlovodíky

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) jsou látky nebezpečné pro životní prostředí i pro zdraví člověka. V přírodním prostředí jsou velmi stabilní a mohou se šířit na velmi dlouhé vzdálenosti. Mají karcinogenní účinky a jejich působení ohrožuje zdravý vývoj plodu. (Šváb, Müllerová, and Beneš, 2005).

Polycyklické aromatické uhlovodíky označované jako PAU jsou dle nařízení vlády 82/1999 vyjádřené jako součet koncentrací 6 sloučenin:

- fluoranthen
- benzo(b)fluoranthen
- benzo(k)fluoranthen
- benzo(a)pyren

- benzo(ghi)perlen
- indeno(1,2,3-cd)pyren

PAU se vyskytují v řadě běžně užívaných produktů ropného průmyslu, jako jsou motorová nafta, kreozot, výrobky z černouhelného dehtu, asfalt nebo dehet.

Většina PAU uniká do ovzduší při nedokonalém spalování fosilních paliv. V průmyslu jsou hlavními zdroji koksovny, případně hliníkářny. PAU se mohou ovzduším přemisťovat na dlouhé vzdálenosti a přenášet tak ohrožení i na lokality značně vzdálené od emisního zdroje.

PAU jsou toxické a při dlouhotrvajícím působení mohou způsobovat rakovinu, poruchy reprodukce a mutace u člověka i zvířat. Problematickou vlastností PAU je jejich perzistence, tedy schopnost odolávat přirozeným rozkladným procesům.

## 8.4 PCB - polychlorované bifenyly

Polychlorované bifenyly (PCB) představují skupinu až 209 látek, široce používané v průmyslu. Jednotlivé látky se liší mírou toxicity, fyzikálními i chemickými vlastnostmi (Šváb, Müllerová, and Beneš, 2005).

Do vod se PCB dostávají buď jako odpady, nebo při haváriích. V tocích rychle sedimentují – ve vodní slozce jsou koncentrace nízké, v sedimentech naopak dosahují až řádově vyšších koncentrací.

PCB se používají od 20. let 20. století. Jsou nehořlavé, nerozpustné ve vodě, kyselinách i louhu, dobře rozpustné v tucích, dobře vedou teplo. Díky těmto vlastnostem, které ve své době byly vnímány jako převratné, byly PCB využívány jako příměsi do barev, plastických hmot, pro izolační nátěry, vyskytují se v kotlích ústředního topení, kopírovacích papírech, lepicích páskách, asfaltu a řadě dalších běžně užívaných produktů. Mezi nejznámější produkty, obsahující PCB patří např. Delor, Hydolor, Delotherm (Grünvald, 1997).

ČR patřila mezi významné producenty PCB ve světovém měřítku. V tehdejší ČSSR bylo vyrobeno cca 20 tis. t PCB, odpovídajících 2% světové produkce. V 80. letech díky poznatkům o účincích na člověka byla výroba zakázána ve většině zemí. V ČSSR byla výroba zakázána v roce 1981 (ve Francii např. až 1985), přesto až do roku 1986 byly látky v distribuci.

Akutní toxicita PCB pro člověka při jednorázovém požití je relativně nízká, naproti tomu tyto látky mají výraznou schopnost akumulace v živočišných tkáních. Byla zjištěna jejich silná rezistence a schopnost dlouhodobého setrvání v přírodním prostředí. Díky rozpustnosti v tuku se ukládají se v tukových tkáních, kde se hromadí a z těla nevyklučují.

Nebezpečnost PCB je známa a sledována od 60. let 20. století. Impulzem k intenzivnějšímu výzkumu vlivu PCB na člověka a zvířata byl nález hermafroditních medvědů v Arktidě, v jejichž podkožním tuku byly zjištěny vysoké koncentrace PCB.

Do těla člověka se dostávají zejména potravinami. PCB mají karcinogenní účinky, působí genetické změny, neplodnost a rozvrat hormonálního systému. Výzkumy prokázaly přítomnost PCB v mateřském mléce nebo mužských spermích.

Likvidace PCB je mimořádně nákladná a technologicky náročná. Příkladem může být sanace řeky Hudson po odpadech z výroby kondenzátorů firmy General Electric. Ta s náklady cca ½ mld. USD v 90. letech představovala jednu z nejnákladnějších sanačních akcí v historii USA.

## 8.5 Dioxiny

Pojmem dioxiny se označují dvě skupiny látek - polychlorované dibenzodioxiny a polychlorované dibenzofurany a jsou označovány jako PCDD/F. Dioxiny jsou za normální teploty pevné látky, které mají schopnost se v malé míře odpařovat. Ve vodě jsou jen nepatrně rozpustné a ve vodním prostředí se šíří ve formě sorbované na kalové částice a plankton. Dioxiny jsou chemicky mimořádně stabilní látky. V přírodě je rozkládá pouze ultrafialové záření (Šváb, Müllerová, and Beneš, 2005).

Živé organizmy mají jen malou schopnost dioxiny rozkládat nebo je nějakým způsobem vylučovat. Dioxiny mají naopak schopnost se hromadit v tukových tkáních živočichů a šířit se a koncentrovat v potravním řetězci.

V našich podmínkách většina dioxinů vstupuje do prostředí prostřednictvím kouřových plynů. V kouřových plynech i v ovzduší se dioxiny vyskytují převážně ve formě sorbované na aerosoly, přičemž z ovzduší jsou dioxiny deponovány na vegetaci.

V potravinách rostlinného původu jsou koncentrace dioxinů zpravidla nevýznamné a to i v případech že jsou pěstovány v prostředí znečištěném dioxiny. Rizikový prvek však představuje použití kontaminovaných rostlin k výkrmu hospodářských zvířat, v jejich tuku se dioxiny ukládají a přenášejí do dalších stupňů potravního řetězce. Hlavním zdrojem expozice populace dioxiny jsou proto masné a mléčné výrobky. Nejvyšší obsah dioxinů je zpravidla v rybách, hovězím mase, mléčných výrobcích a vejcích.

Nebezpečnost dioxinů spočívá v tom, že se v těle kumulují a již malé dávky nepříznivě ovlivňují organismus. U dioxinů byly prokázány karcinogenní účinky a jsou řazeny mezi látky, způsobující přirozené vývojové vady.

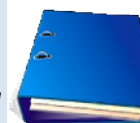
Dioxiny jsou nebezpečné i při akutní intoxikaci. Silná expozice se projevuje závažným poškozením jater a dalších orgánů. Dle doporučení WHO je maximální přijatelná denní dávka pro člověka v rozmezí 1-5 pg na kilogram tělesné hmotnosti, bezpečnou úroveň představují hodnoty expozice pod 1 pg/kg denně.

### Příklad kontaminace dioxiny – Spolana Neratovice

Na území ČR představuje nejzávažnější problém se zátěží dioxiny výroba herbicidů a defoliantů, která v 60. letech 20. století probíhala ve Spolaně Neratovice. Za použití dioxinů zde byly vyvíjeny a produkovány účinné defolianty.

Účinné látky byly využívány i ve vojenském průmyslu – jako klíčová složka defoliantu Agent Orange, který používala americká armáda během Vietnamské války pro odlistění lesů, skrývajících vietnamskou armádu. Během let 1962-71 zde bylo rozprášeno na 75 milionů litrů herbicidů, z toho zhruba 60 procent představoval Agent Orange (Klímová, 2007). Následky kontaminace jsou ve Vietnamu patrné dodnes – v oblastech, zasažených herbicidy, se i po dlouhé době od ukončení konfliktu rodí děti s vrozenými vadami – jde většinou o deformace rukou, očních víček, poruchy imunity a neplodnost. Zvýšené koncentrace dioxinu v krvi mají i lidé, kteří do oblasti postižených Agent Orange přišli až po válce i děti narozené poté, kdy se Agent Orange přestal používat.

Výroba pesticidu ve Spolaně Neratovice měla na zaměstnance, kteří byli vystaveni působení účinné látky, srovnatelné dopady. Při výrobě vznikalo velké množství dioxinu, který zamořil zaměstnance, bývalé výrobní budovy i okolní vzduch a půdu. Během krátké doby vážně onemocněly desítky



zaměstnanců Spolany, kteří se podíleli na výrobě pesticidu. V roce 1968 byla výroba ukončena a provozy uzavřeny (Šuta, 2009).



Obrázek 69 Areál Spolany Neratovice, zaplavený při povodni 2002. Vyznačená část areálu představuje budovy, zamořené dioxiny z výroby herbicidů v 60. letech 20. stol.

Po výrobě zbyly v areálu závodu Spolany kontaminované budovy, které představovaly významný zdroj ohrožení životního prostředí. Jeden ze tří kontaminovaných objektů byl v roce 1998 částečně zalit do betonového sarkofágu, ostatní budovy zůstaly bez ochrany. Při povodni v srpnu 2002 byl areál Spolany Neratovice zaplaven včetně vysoce kontaminovaných objektů a došlo k mobilizaci dioxinů a jejich transportu do okolí. Odběry vzorků vody a půd z okolí závodu po povodni ukázaly na výrazně zvýšené koncentrace, které více než trojnásobně převýšily limity normy pro zemědělskou půdu.

V roce 2006 byl zahájen proces dekontaminace zasažených objektů. Vzhledem k intenzitě kontaminace šlo v době realizace o nejrozsáhlejší projekt dekontaminace dioxinové zátěže na světě (Šita, 2004). První fáze byla dokončena v roce 2008, kdy byla dokončena demolice takzvaných „dioxinových budov“ A1420 a A1030, během níž bylo zpracováno více než 44 000 tun vysoce kontaminovaných materiálů (kontaminace PCDD/F a OCP). Mezi zpracovanými materiály byl odpad a produkty z bývalého provozu, budova bývalé provozovny, její zařízení a více než 35 000 tun zeminy (Wynne, 2008)

## 8.6 Fenoly

Fenoly představují látky, vyskytující se jak přirozeně, tak jako uměle vyráběné chemikálie. Fenoly se v povrchových vodách vykytují zejména v důsledku vypouštění odpadních vod z petrochemického průmyslu, zpracování uhlí apod., přičemž částečně se mohou objevovat i v důsledku přirozených procesů (tlení). Znečištění fenoly způsobuje charakteristické žluté až hnědé zbarvení vody. Schopnost biochemického rozkladu fenolů je rozdílná a závisí na konkrétním typu látky. (Grünvald, 1997).

Fenol a jeho deriváty jsou hojně využívány zejména v chemickém průmyslu, kde je fenol je meziproduktem pro výrobu syntetických vláken a fenolových pryskyřic. Díky biocidním účinkům je

využíván pro ochranu materiálů před zarůstáním mikroorganismy, pro ochranu dřeva, jako desinfekční a antiseptické prostředky a jako přísady do pesticidů (Šváb, Müllerová, and Beneš, 2005).

Čistý fenol je bezbarvá nebo bílá krystalická pevná látka se silným, odporně nasládlým antiseptickým zápachem. Méně čistý produkt má obvykle formu narůžovělých krystalů nebo kapaliny. Přirozeně se vyskytující fenoly jsou příčinou chuti a barvy některých potravin.

Fenoly jsou látky, které mohou ohrozit zdraví člověka zejména při přímé expozici vdechnutím nebo zasažením pokožky. Dochází ke dráždění očí, kůže a dýchacích cest, bolestem hlavy až dušnosti, při opakované expozici k poškození jater, ledvin a centrální nervové soustavy. Silně toxické jsou fenoly pro vodní živočichy.

## 8.7 Ropné látky

Ropné látky se v povrchových vodách vyskytují nejčastěji jako následky havárií, úniků či jiných mimořádných situací. Ropné látky ve vodě mění její fyzikální vlastnosti, a to i při velmi malých koncentracích. Na hladině vytvářejí olejovitý film, který následně brání dýchání organismů, které přebírají kyslík z hladiny – primárně se jedná o vodní hmyz, zooplankton i fytoplankton. Zaolejováním dna ovlivňují i bentos. Akumulují se v kůži a svalstvu ryb, které i když neuhynou, jsou následkem této kontaminace pro člověka nepoživatelné. Při vyšších koncentracích jsou toxické.

Pro vytvoření olejovitého filmu na hladině stačí malé množství ropných látek – film se začíná vytvářet již od koncentrací 0,1 mg/l, přičemž 50 litrů oleje stačí pokrýt 1 km<sup>2</sup> vodní hladiny filmem o tloušťce vrstvy 0,05 mm (Synáčková, 1996).

K významným zdrojům ropných látek, způsobujících často rozsáhlé poškození říčních ekosystémů, patří vedle průmyslu rovněž doprava, kde dochází k únikům látek jak z vlastních dopravních tahů a tratí, tak z parkovišť a odstavných ploch. Výrazný zdroj zátěže ropnými látkami představují i dopravní opravárenské provozy, zejména velká železniční depa či opravny zemědělských strojů. Právě zemědělství má díky rozsáhlé mechanizaci spojené se zastaralým strojovým parkem a častou technologickou nekázní značný podíl na kontaminaci zejména malých vodních toků úniky ropných látek.



## 9 Radioaktivní látky

Kontaminace prostředí radioaktivními látkami je jevem s vysokou mírou nebezpečnosti jak pro přírodní prostředí, tak pro člověka. Prakticky výlučně souvisí s antropogenní činností - pozadové hodnoty přirozené radioaktivity z geologického podloží či kosmického záření zpravidla nedosahují významných hodnot.

Místa potenciální kontaminace povrchových a podzemních vod radioaktivitou představují provozy z civilní i vojenské sféry, kde je s radioaktivními látkami nakládáno. Jedná se mj. o místa těžby uranové rudy a jejího zpracování, provozy jaderné energetiky - jaderné elektrárny, sklady jaderného paliva, dále potom zařízení, využívající radioaktivních materiálů v lékařství, vědě a výzkumu, popřípadě průmyslu. Specifickým okruhem je oblast vojenského využití radioaktivity - místa úpravy, skladování a likvidace radioaktivního materiálu popř. oblasti jaderných pokusů.

V našich podmínkách představují hlavní zdroj rizika zejména místa těžby uranové rudy, kde hrozí kontaminace podzemních a následně i povrchových vod a provozy jaderných elektráren. Absolutní riziko představují havárie jaderných zařízení, které mívají katastrofální následky a především značný dosah. Např. radioaktivní spad po havárii v jaderné elektrárně Černobyl na Ukrajině zasáhl prakticky celou Evropu od Skandinávie až po jižní Evropu.

Nebezpečnost radioaktivního znečištění spočívá kromě nemožnosti jeho odhalení smyslovými orgány zejména v schopnosti dlouhodobé kumulace radioaktivních látek v biomase, což dává možnost zavlečení kontaminovaných produktů do potravního řetězce.

V České republice je výskyt zvýšené radioaktivity povrchových vod svázán s oblastmi bývalé těžby uranu, kde i po útlumu těžby uranu dosud přetrvávají vyšší hodnoty radioaktivity na Příbramském a Dubeneckém potoce a řece Ploučnici, kde znečištění dosahuje hodnot odpovídající až IV.-V. třídě jakosti povrchových vod.

Obecná radioaktivita je vlastnost některých atomových jader samovolně se přeměňovat na jiná jádra za vyjadřování radioaktivního, neboli jaderného záření (Straka, 1995).

Rozlišujeme radioaktivitu přirozenou, která označuje štěpení atomových jader přírodních radionuklidů a umělou, označující štěpení umělých radionuklidů. V přírodě nacházíme cca 50 radionuklidů, které se samovolně přeměňují na jiné radionuklidy. Takto vzniklé radionuklidy vytvářejí rozpadové řady

Nebezpečnost radionuklidů je spojena prakticky výlučně s umělou radioaktivitou. Hlavní rizika radiační kontaminace spočívají v nemožnosti jejího odhalení smyslovými orgány a schopnosti dlouhodobé kumulace radioaktivních látek v biomase. To dává možnost zavlečení kontaminovaných produktů do potravního řetězce.

Rozlišujeme celkem tři druhy záření:

*Alfa* záření je nepřilíš pronikavé, schopnost pronikat vzduchem a velmi tenkou kovovou fólií. Vznik z těžkých radioaktivních jader - vysílána částice složená ze 2 protonů a 2 neutronů

*Beta* záření je pronikavější než alfa, proniká až 1 mm vrstvou hliníku. Vznik při samovolné přeměně neutronu v proton a elektron, proton zůstane v jádře, elektron vymrštěn velkou rychlostí

*Gama* záření je velmi pronikavé, proniká až několik cm silnou vrstvou olova. Elektromagnetické záření, vznik při změně vnitřní organizace jádra, z umělých radionuklidů. Ničí živé organismy – asanace dřeva, textilu. Po ošetření se předměty nestávají radioaktivními

U radionuklidů představuje základní princip pro hodnocení aktivity materiálu časový zákon radioaktivní přeměny: polovina z výchozího počtu přeměňujících se atomových jader se přemění vždy za stejnou dobu, nazývanou poločas rozpadu. Pokud při radioaktivní přeměně vzniklé jádro není stálé, přeměna dále pokračuje. U různých izotopů jsou rychlosti přeměny značně rozdílné. Rychlost přeměny je vyjádřena jako počet přeměn za sekundu, jednotka - becquerel (Bq)

Mezi zdroji radioaktivity jednoznačně dominují antropogenní zdroje.

Pozadové hodnoty přirozené radioaktivity z geologického podloží či kosmického záření zpravidla nedosahují významných hodnot. V ČR je výskyt zvýšené radioaktivity povrchových vod svázán s oblastmi bývalé těžby uranu. I po útlumu těžby uranu dosud přetrvávají vyšší hodnoty radioaktivity na Příbramském a Dubeneckém potoce a Ploučnici. Znečištění zde dosahuje hodnot odpovídající až IV.-V. třídě jakosti povrchových vod.

Tabulka 25 Ložiska těžby uranu v ČR. Zdroj: MKOL, 1996

| Lokalita             | Velikost ložiska*) | Současný stav          |
|----------------------|--------------------|------------------------|
| Příbram              | velké              | vytěženo               |
| Stráž pod Ralskem    | velké              | kyselé loužení, sanace |
| Hamr                 | velké              | konzervace             |
| Jáchymov             | střední            | vytěženo               |
| Vitkov               | střední            | vytěženo               |
| Zadní Chodov         | střední            | vytěženo               |
| Slavkov              | střední            | vytěženo               |
| Okrouhlá Radouň      | střední            | vytěženo               |
| Dyleň                | střední            | vytěženo               |
| Břevniště            | střední            | vytěženo               |
| Licoměřice           | malé               | vytěženo               |
| Vnitrosudetská pánev | malé               | vytěženo               |
| Předbořice           | malé               | vytěženo               |
| Hájek                | malé               | vytěženo               |
| Chotěboř             | malé               | vytěženo               |
| Osečná - kotel       | velké              | perspektivní           |
| Hvězdov              | střední            | perspektivní           |

\*) velké = nad 10 000 t uranu  
 střední = 1 000 – 10 000 t uranu  
 malé = 100 – 1 000 t uranu

Zdrojem radioaktivního znečištění jsou potenciálně všechny provozy z civilní i vojenské sféry, kde je s radioaktivními látkami nakládáno. Nejvýznamnější zdroje představují místa těžby uranové rudy a jejího zpracování a provozy jaderné energetiky - jaderné elektrárny a sklady jaderného paliva. Další civilní zdroje představují zařízení, využívající radioaktivních materiálů v lékařství, vědě a výzkumu, popřípadě průmyslu. Mezi armádní zdroje patří místa úpravy, skladování a likvidace radioaktivního materiálu popř. oblasti jaderných pokusů. Limity pro ukazatele aktivity v povrchových vodách stanoví nařízení vlády 61/2003.



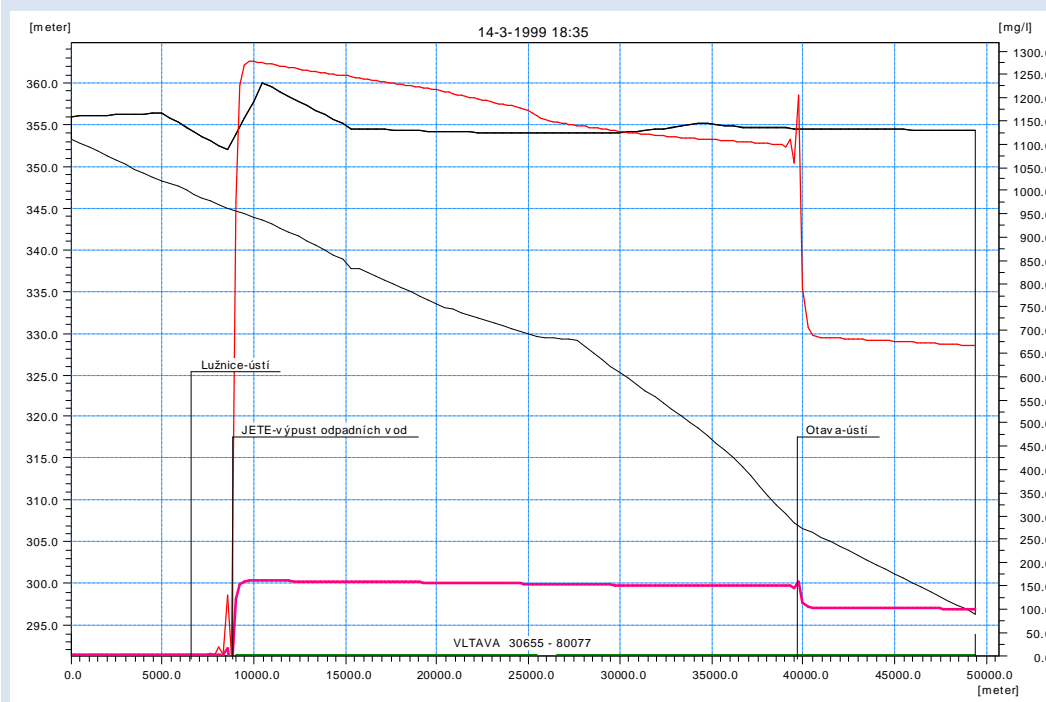
Tabulka 26 Limity imisní zátěže toku radioaktivním znečištěním

| Ukazatel                       | Jednotka | Vodárenské toky | Ostatní toky |
|--------------------------------|----------|-----------------|--------------|
| Celková objemová aktivita alfa | Bq/l     | 0,3             | 0,5          |
| Celková objemová aktivita beta | Bq/l     | 1,0             | 2,0          |
| Radium 226 (Ra 226)            | Bq/l     | 0,1             | 0,3          |
| Uran (U)                       | Bq/l     | 0,05            | 0,1          |
| Tritium (H3T)                  | Bq/l     | 500             | 2000         |
| Stroncium a yttrium            | Bq/l     | 0,3             | 0,5          |
| Cesium                         | Bq/l     | 0,5             | 1,0          |

### Příklad – Tritium ve Vltavě a JETE

Zdroje potenciální kontaminace vod radioaktivními odpady patří mezi nejbedlivěji sledované zdroje emisí. Jde zejména o zařízení jaderné energetiky, kde jsou analyzovány a simulovány veškeré varianty provozní zátěže a hospodaření s odpadními vodami, včetně krizových situací. Příkladem může být studie zátěže Vtavy tritiem, které je vypouštěno v odpadní vodě z jaderné elektrárny Temelín (Langhammer and Sedlářová, 2000).

Pomocí matematického modelu MIKE 11 byly simulovány tři varianty koncentrací tritia v odpadní simulacích. Tritium je jediná látka, kterou není možné technologicky odstranit a při likvidaci je proto nutné používat prostý princip ředění. Simulován byl stav odpovídající reálnému průběhu znečištění v roce 1999, stav očekávaných průměrných koncentrací tritia v odpadní vodě a havarijní stav, pracující s technologicky maximálními možnými koncentracemi. Výsledky ukázaly, že při nejhorším možném souběhu nepříznivých okolností, tj. nízké vodnosti Vltavy a havarijního stavu vypouštění dojde k překročení imisních limitů řádově o jednotky procent. Ostatní varianty ukázaly na bezproblémový provoz a to i ve variantách silné zátěže a nepříznivé hydrologické situace.



Obrázek 70 Ukázka simulace koncentrace tritia ve Vltavě pod výpustí JETE. Langhammer a Sedlářová, 2000

# 10 Biologické ukazatele jakosti vody

Pro hodnocení jakosti vody na základě biologických ukazatelů jsou používány tři hlavní systémy – srobní, trofický a hodnocení mikrobiálního znečištění.

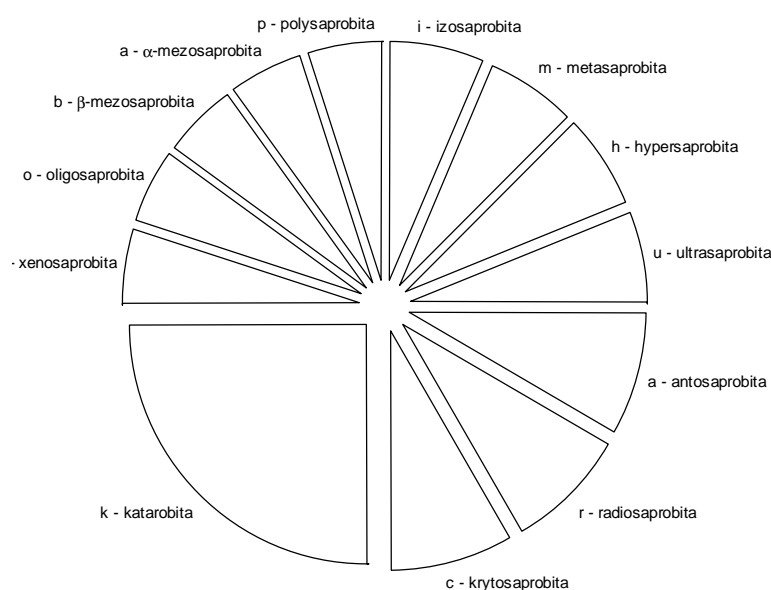
## 10.1 Saprobni systém

Biologické hodnocení kvality vody podle saprobniho systému vychází z předpokladu, že v rozdílně znečištěných vodách žijí různé organismy, které se podílejí na probíhajících rozkladných procesech. Podle přítomných organismů ve vodě následně určujeme její biologický stav – saprobitu. Pro stanovení saprobity se využívá převážně rozboru společenstva zoobentosu, které nejvíce vyhovuje podmínkám stanovení a jejich životní cyklus a nároky zabezpečují dostatečnou validitu výsledků (Sládeček and Sládečková, 1995).

Podle fáze a míry významu oxidačně-redukčních procesů při biochemickém rozkladu organických látek v toku rozlišujeme jednotlivé stupně saprobity. Za základ saprobniho systému hodnocení je považováno členění dle Kolkowitze a Marssona kteří představili pojem saprobity jako indikátoru stupně znečištění toků (Kolkowitz and Marsson, 1902). Za tímto účelem definovali čtyři základní stupně saprobity, které označují biologickou kvalitu vody od nejméně k nejvíce zatíženým:

- I. oligosaprobity
- II.  $\beta$ -mezosaprobity
- III.  $\alpha$ -mezosaprobity
- IV. polysaprobity

Saprobni systém prošel postupným vývojem, přičemž původně čtyřstupňový systém byl Sládečkem rozvinut do komplexní podoby (Obr. 71), vyjádřené ve formě kruhového diagramu (Sládeček and Sládečková, 1995; Sládeček, 1965). Jednotlivé stupně saprobity v tekoucích i stojatých vodách jsou zde členěny podle stupně znečištění a charakteru prostředí.



Obrázek 71 Kruhový diagram saprobniho indexu podle Sládečka

Kruhový diagram je rozdělen svislou a vodorovnou osou na čtyři základní kvadranty – levá polovina přitom odpovídá přírodním vodám, pravá vodám odpadním, horní polovina označuje procesy saprobní, tj. jevy s probíhajícím rozkladem organických látek, dolní část potom vody s probíhajícími procesy asaprobními.

Kromě vyjádření saprobity do podoby uzavřeného kruhového cyklu Sládeček dále zpřesnil a rozšířil označení jednotlivých stupňů saprobity a doplnil je o ekvivalentní hodnoty koncentrací BSK<sub>5</sub>. Tyto hodnoty spolu s popisem souboru charakteristických vlastností vody v rámci jednotlivých stupňů saprobity jsou uvedeny v tabulce 27.

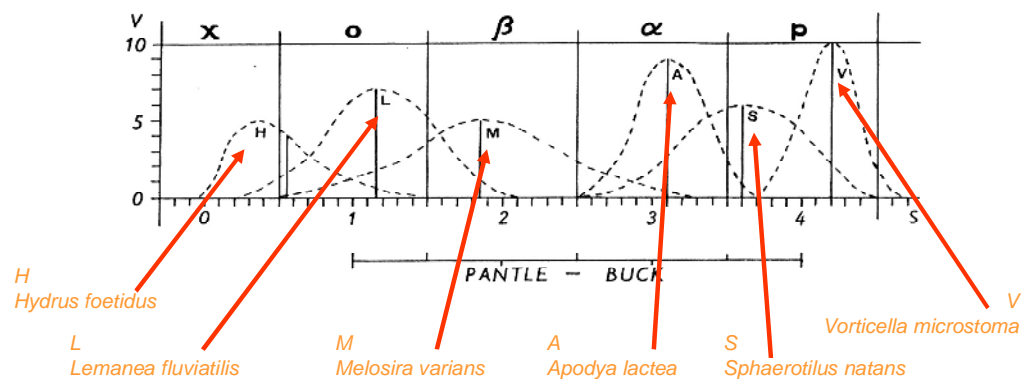
Tabulka 27: Vazba mezi stupněm saprobity a typickými hodnotami BSK<sub>5</sub> (Sládeček, 1997)

| Sapr. index | Stupeň saprobity | Charakteristika | BSK <sub>5</sub> (mg/l)   |           |
|-------------|------------------|-----------------|---|-----------|
| -1,0        | k                | Katarobita      | nejčistší vody prakticky bez znečištění – vody podzemní a pramenné  | 0,0       |
| 0,0         | x                | Xenosaprobita   | voda s nepatrným obsahem hnilobných látek – pramenné vývěry a horské bystřiny   | < 1,0     |
| 1,0         | o                | Oligosaprobita  | čisté pstruhové a lipanové horské bystřiny s čtenějším obsahem rozsivek a s larvami hmyzu na dně  | < 2,5     |
| 2,0         | b                | β-mezosaprobita | přírodní vody bez antropogenního znečištění, rybí pásmo cejnové a parmové   | < 5,0     |
| 3,0         | a                | α-mezosaprobita | antropogenně znečištěné povrchové vody, ve kterých však stále ještě probíhají intenzivní samočistící procesy.   | < 10      |
| 4,0         | p                | Polysaprobita   | vodní toky a povrchové vody znečištěné odpadními vodami, ve kterých již nežijí ryby; charakteristický výskyt nitěnek a nálevníků, voda s výjimkou hnojivých závlah již není vhodná pro jakékoliv využití. | < 50      |
| 5,0         | i                | Izosaprobita    | odpadní voda z převážně komunálních zdrojů znečištění s výskytem bakterií, nálevníků a bičíkoviců   | < 400     |
| 6,0         | m                | Metasaprobita   | zahnívající komunální odpadní vody, vyskytují se sirmé bakterie a bičíkovci   | < 700     |
| 7,0         | h                | hypersaprobita  | velmi silně znečištěné odpadní vody komunální i průmyslové, metanizační fáze rozkladných procesů ve vodě  | < 2 000   |
| 8,0         | u                | Ultrasaprobita  | koncentrované průmyslové odpadní vody, které bez zředění nelze čistit   | < 120 000 |

### 10.1.1 Saprobni valence a saprobni index

Pro možnost kvantitativního vyjádření a klasifikace saprobity byly řadou autorů vyvinuty různé postupy hodnocení, přičemž základ představují hodnocení saprobní valence a saprobní index.

Saprobní valence vyjadřuje četnost výskytu určitého druhu v rámci normálního frekvenčního rozdělení (Obr. 72). Saprobní valence se vyjadřuje v desetibodové stupnici (Zelinka, Marvan, and Kubiček, 1959). Z hodnoty saprobní valence Sládeček odvodil indikační váhu druhu I, která je číselnou charakteristikou od 1 do 5 udávající charakteristiku indikátoru – od 1 pro nejhorší do 5 pro nejlepší (Sládeček and Sládečková, 1995). Vzhledem ke komplikované metodice stanovení se tato metoda v současné době v praxi již nepoužívá (Říhová - Ambrožová, 2009).



Obrázek 72 Systém saprobní valence (Upraveno dle Sládeček 1995)

Základní metodu užívanou pro klasifikaci jakosti vody na základě saprobity představuje v současné době Saprobni index S. Ten na rozdíl od saprobní valence, definované pro jednotlivé druhy, stanovuje charakteristiku celého společenstva. Pro stanovení je doporučováno určení více než 10 druhů, přesné podmínky pro stanovení saprobního indexu v ČR definuje norma ČSN 75 7716.

Saprobni index definovali Pantle a Buck (Pantle and Buck, 1955), přičemž způsob jeho výpočtu po uvedení do praxe prošel různými modifikacemi – např. (Zelinka and Marvan, 1986).

Saprobni index můžeme vyjádřit jako:

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n (S_i \cdot h_i \cdot I_i)}{\sum_{i=1}^n (h_i \cdot I_i)}$$

kde  $S$  je saprobni index,  $h_i$  individuální hojnost druhu a  $I_i$  je individuální indikační váha

Norma ČSN 75 7716 pro stanovení definuje seznam organismů s jejich individuálními saprobními indexy, indikační vahou druhu i saprobní valencí. Rozšířený saprobni index dosahuje hodnot dle čistoty či znečištění vod od -1 do +8 (Říhová - Ambrožová, 2009).

## 10.2 Trofický systém

Hodnocení biologické jakosti vody na základě trofického systému vyjadřuje intenzitu eutrofizačních procesů ve vodním prostředí. Eutrofizací označujeme proces, při kterém dochází k růstu obsahu minerálních živin, zejména sloučenin dusíku a fosforu s následným růstem biomasy. Trofie vyjadřuje schopnost vodního prostředí dodávat organismům živiny, aby mohly růst, rozmnožovat se a produkovat další organickou hmotu (Sládeček, 1965).

Podle podmínek vzniku můžeme rozlišovat eutrofizaci přirozenou a indukovanou, resp. antropogenně podmíněnou. Přirozená eutrofizace je vyvolána přírodním obsahem sloučenin dusíku a fosforu v půdě, dnových sedimentech a vodních organismech. Přirozenou eutrofizaci prakticky nelze regulovat a její intenzivní rozvoj v řadě případů působí značné komplikace při řízení eutrofizace indukované. Míra přirozené eutrofizace může být v některých případech tak vysoká, že i při odstranění vnosů živin z antropogenních zdrojů dochází k nadměrné eutrofizaci vod.

Antropogenně podmíněná eutrofizace představuje z hlediska řízení kvality vody nekritičtější prvek tohoto procesu. Ve většině případů jde o vnosy živin do recipientu ze zemědělské činnosti a komunálních odpadů. Hlavními zdroji živin, podmiňujících chod eutrofizačního procesu přitom bývají splachy z intenzivně obdělávaných zemědělských ploch, na kterých byla aplikována dusíkatá a fosforečná hnojiva. Další zdroje živin představují nečištěné nebo nedokonale čištěné komunální vody obsahující sloučeniny fosforu z detergentů a fekálií a odpady z živočišné výroby a potravinářského průmyslu.

Nejvýraznějším projevem eutrofizace je z biologického hlediska postupná změna společenstev v nádrži v důsledku přísunu živin, zejména dusíku a fosforu.

V první fázi dochází ke zvýšení rozvoje řas, sinic a vyšších rostlin spolu se změnou barvy a průhlednosti vody, která dostává modrozelenou až zelenou barvu. Na hladině se vytváří charakteristický vodní květ, představovaný nahromaděnými řasami a sinicemi, které tvoří převládající kulturu.

Ve vodním prostředí se postupně snižuje nasycení kyslíkem, které je doprovázené výskytem sirovodíku, amoniaku či tvorbou metanu. Tento proces může vést až ke vzniku kritického kyslíkového deficitu u dna s následnými dopady na život organismů v toku či nádrži.

Eutrofizace se projevuje jak z hlediska biologického, tak i chemického. Mezi chemické ukazatele projevů eutrofizace můžeme řadit podle Tůmy (2000):

- posun hodnot reakce vody pH do alkalické oblasti v důsledku spotřeby CO<sub>2</sub> při fotosyntéze
- změny v kyslíkovém režimu - zvýšená produkce kyslíku v tropogenní vrstvě a jeho totální spotřeba ve vrstvě tropolytické, která vede k deoxygenaci
- vznik redukčních podmínek, díky kterým dochází k částečné mineralizaci organických látek, redukcí nitrátů, uvolňování železa, manganu a fosfátů ze sedimentů do vody aj.

## 10.2.1 N a P jako limitující prvky eutrofizace

Rozhodujícím faktorem eutrofizace je přísun živin - zejména dusíku a fosforu, spolu s vysokou teplotou vody. Zvyšování koncentrace sloučenin fosforu a dusíku ve vodě je provázené přemnožením řas a sinic.

Pro produkci biomasy je optimální, aby byl splněn stechiometrický poměr živin mezi základními prvky C:N:P = 106:16:1. Pro rozvoj eutrofizace je důležitý zejména poměr mezi klíčovými živinami – dusíkem a fosforem N:P = 16:1, označovaný též jako Redfieldův poměr. Prvek této bilance, který je ve srovnání s optimální poměrem zastoupen nedostatečně je následně označován jako limitující. Platí proto, že je-li poměr:

$N:P < 16:1$       limitujícím prvkem je dusík

$N:P > 16:1$       limitujícím prvkem je fosfor

Ve většině nádrží v ČR je poměr N:P často výrazně vyšší než 16 (tab. 28), proto je v našich podmínkách zpravidla limitujícím prvkem eutrofizace fosfor. Příklad hodnot poměru N:P pro vybrané nádrže v ČR uvádí např. (Hejzlar, Nedoma, and Kopáček, 1994)

Tabulka 28 Poměr N:P u vybraných nádrží ČR. Hejzlar et al., 1994

| Nádrž     | Lipno | Orlík | Slapy | Římov | Želivka | Seč |
|-----------|-------|-------|-------|-------|---------|-----|
| Poměr N/P | 50    | 89    | 410   | 254   | 1370    | 207 |

Významný vliv na rozvoj eutrofizačních procesů má roční období – k maximu produkce vodního květu dochází v jarních a letních měsících. Podstatným činitelem, ovlivňujícím nastartování a intenzitu průběhu eutrofizačních procesů je rovněž hloubka nádrže (Tab. 29).

Tabulka 29: Přípustné zatížení Ncelk a Pcelk z hlediska eutrofizace nádrží (Tlapák, 1992)

| průměrná hloubka nádrže (m) | přípustné zatížení g/m <sup>3</sup> |      | Nebezpečné zatížení g/m <sup>3</sup> |      |
|-----------------------------|-------------------------------------|------|--------------------------------------|------|
|                             | N                                   | P    | N                                    | P    |
| 5                           | 1,0                                 | 0,07 | 2,0                                  | 0,13 |
| 10                          | 1,5                                 | 0,1  | 3,0                                  | 0,2  |
| 50                          | 4,0                                 | 0,25 | 8,0                                  | 0,5  |

Proces eutrofizace se neomezuje pouze na stojaté vody. Příznivé podmínky pro nastartování eutrofizačních procesů mohou nastat i na vodních tocích, při silném přísunu živin, zpomaleném proudění a dostatečném prohřátí vodní vrstvy.



Obrázek 73 Vodní květ na hladině u břehu nádrže. Hubačovský rybník., 6.8.2002. Foto J. Langhammer, 2002

## 10.2.2 Vztah mezi trofii a saprobitou

Na skutečnost, že mezi oběma hlavními zmíněnými systémy biologické klasifikace jakosti povrchových vod – systémem trofickým a saprobním existuje silná vazba a spojitost, poukázal opět Sládeček (1997) a jednotlivé stupně obou systémů zároveň sjednotil do podoby, kterou si můžeme uvést v přehledné tabulce:

Tabulka 30: Souvislost mezi saprobitou, trofii a BSK<sub>5</sub> Převzato z: Sládeček (1997)

| stupeň saprobity       | stupeň trofie                   | BSK <sub>5</sub><br>(g/m <sup>3</sup> ) | fyto-plankton<br>(jedn./ml) | Chlorofyl<br>(mg/m <sup>3</sup> ) | primární produkce C<br>mg/m <sup>2</sup> /den g/m <sup>2</sup> /rok |       |
|------------------------|---------------------------------|---|-----------------------------|-----------------------------------|---|-------|
| 0,5 xenosaprobity      | x - ultraoligotrofie            | 1                                       | 100                         | 1                                 | 50  | 10    |
| 1,5 oligosaprobity     | o - oligotrofie                 | 2,5                                     | 1 000                       | 5                                 | 100   | 30    |
| 2,0 gama-mezosaprobity | g - gama-eutrofie<br>mezotrofie | 3,7                                     | 10 000                      | 20                                | 250   | 100   |
| 2,5 beta-mezosaprobity | b - beta-eutrofie               | 5                                       | 100 000                     | 300                               | 500   | 150   |
| 3,5 alfa-mezosaprobity | a - alfa-eutrofie               | 10                                      | 1000 000                    | 1 000                             | 1 500   | 300   |
| 4,5 polysaprobity      | p - polytrofie                  | 50                                      | 10 000 000                  | 10 000                            | 12 000  | 4 000 |

### 10.2.3 Sinice

Velmi výrazným doprovodným projevem eutrofizace stojatých vod je rozvoj sinic. V letních měsících díky intenzivní eutrofizaci, dochází k nadprodukcí vodních rostlin a rozvoji sinic v nádrži, která znehodnocuje vodu v lokalitách, určených pro koupání.

Sinice tvoří cyanobakterie – vysoce toxické látky, které mohou při styku s pokožkou vyvolávat alergické reakce a ekzémy. Toxiny sinic se do krve člověka dostávají přes kůži. U dětí, starších lidí, těhotných nebo alergiků, mohou sinice vyvolat zdravotní potíže.

V případě požití kontaminované vody potom sinice působí bolesti hlavy, zvracení a průjemy, při dlouhodobějším požívání vody nebo u citlivých jedinců může dojít k poruchám činnosti jater, u těhotných žen potom mohou nastat komplikace v těhotenství, ve vážných případech může dojít dokonce až k potratu. Při kontaktu se znečištěnou vodou, kdy sinice ulpí na kůži, je proto doporučováno sinice nestírat, ale opláchnout čistou vodou, aby se nezvyšovalo množství toxických látek přenášených do krve.

Přítomnost sinic ve vodě je možno určit jednoduchým testem přímo v terénu. Do průhledné láhve odebereme vzorek vody, který necháme alespoň minimálně 30 minut, ustát. Pokud v odběrové láhvi zůstává homogenní vrstva zelené vody, jde s největší pravděpodobností o znečištění řasami. Pokud se u hrdla láhve kumuluje ve formě řetízků zelená hmota, která může mít podobu krupiček či sekané trávy nebo jehličí, ukazuje to na přítomnost toxických sinic. Vzhledem k tomu, že některé toxiny, produkované sinicemi, není možné odhalit prostým okem, je pro podrobnou analýzu nezbytné laboratorní stanovení.



*Obrázek 74 Sinice nakumulované u hrdla láhve. Foto J. Langhammer, 2005*

## 10.3 Mikrobiologické ukazatele jakosti vody

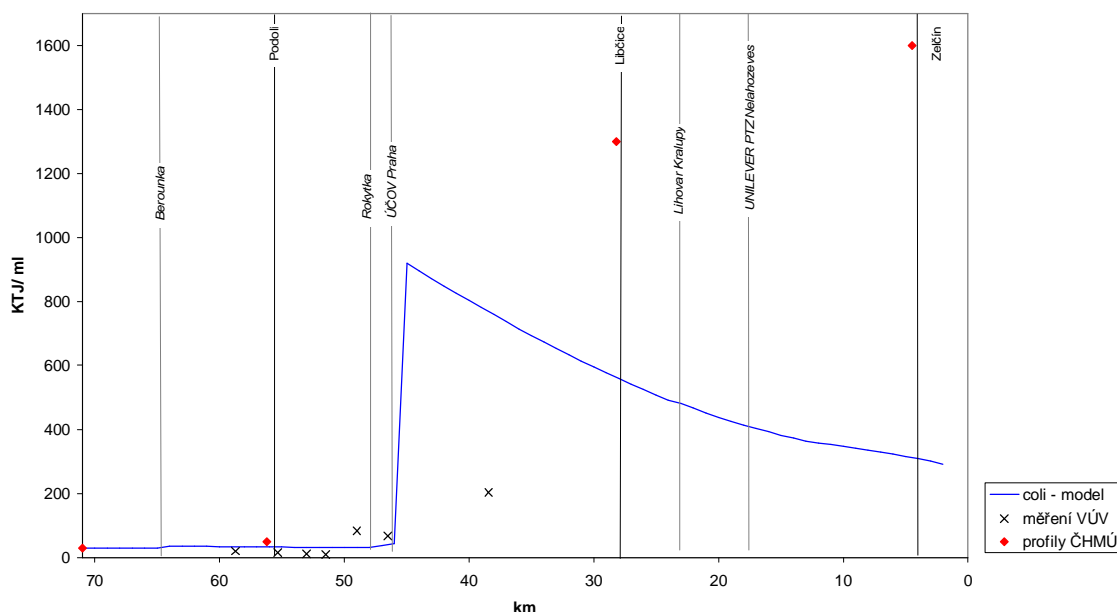
Třetím ze základních přístupů k biologickému hodnocení jakosti vody představují ukazatele mikrobiálního zatížení. Jde o velmi významný ukazatel, zejména při hodnocení vhodnosti použití vody pro odběry pitné vody, stejně jako pro rekreační účely, neboť bakteriologický rozbor vody představuje nejcitlivější indikátor jejího přímého i nepřímého fekálního znečištění. Mikrobiálně znečištěná voda v sobě obsahuje zpravidla zárodky infekčních a parazitárních chorob, které se do ní dostávají spolu s živočišnými odpady. Jedná se nejčastěji o mikroby střevního traktu či o produkty biochemických přeměn fekálií. Ty mohou být příčinou závažných onemocnění, která v případě že je kontaminován zdroj pitné vody mohou probíhat až epidemickou formou.

Mezi nejdůležitější mikrobiologické indikátory znečištění vody patří nalezený počet zárodků psychrofilních mikrobů v hodnoceném objemu vzorku vody, počet zárodků mezofilních mikrobů, počet zárodků čeledi *Enterobacteriaceae* a stanovení fekálních streptokoků. Nejdůležitějším indikátorem fekálního znečištění jsou přitom mikrobi, vyskytující se ve střevním traktu. Typickým takovým druhem je *Escherichia coli*, patřící mezi významné druhy střevní flóry (Pitter, 1992), používaný ke stanovení tzv. koliformních bakterií.

Nejčastějším indikátorem fekálního znečištění v povrchových vodách jsou koliformní bakterie. Vyjadřují se dvěma způsoby - buď jako *coli*, vyjádřené v počtu kolonií tvořících jednotku (KTJ) ve 100 ml vody, nebo jako *coli index*, kde udávají celkový počet mikrobů v 1 litru vody.

V pitné vodě se přítomnost fekálních koliformních bakterií nepřipouští, výjimečně se toleruje množství koliformních bakterií odpovídající 3 KTJ/100 ml pro hromadné zásobování, případně 1 KTJ/100 ml pro zásobování individuální.

Likvidace bakteriálního znečištění v pitné vodě se provádí chlorací, kde je pro zabezpečení pitné vody doporučována minimálně 30 minutová chlorace a koncentrace zbytkového chloru na úrovni alespoň 0,5 mg/l (Petrů, 1970). Při zabezpečení ozonifikací je udávána doba kontaktu minimálně 4 minuty při zbytkové koncentraci ozonu 0,2 - 0,4 mg/l (Pitter, 1992).



Obrázek 75 koncentrace koliformních bakterií v toku Vltavy při průchodu Prahou. Model QUAL 2E. Langhammer, 1997



Významné zdroje fekálního znečištění představují veškeré splaškové komunální odpady, stejně jako odpady z živočišné výroby - chovů prasat, dobytka, drůbeže aj.. Největšími zdroji jsou však jednoznačně velké sídelní aglomerace, které zejména v případě havárií nebo odstávek čistíren odpadních vod mohou být zdrojem ohrožení.

Vliv velkých komunálních zdrojů na mikrobiální znečištění si můžeme ukázat na příkladu obrovského nárůstu koncentrace koliformních bakterií v toku Vltavy při průchodu Prahou, simulovaný pomocí matematického modelu QUAL 2E (Langhammer, 1997).

## 10.4 Rybí pásma

Biologickou kvalitu vodního toku vyjadřuje dobře i jeho klasifikace do pásem podle charakteristických organismů, které je obývají, především ryb. Toto členění vychází z předpokladu, že pro úseky vodních toků, charakteristické z hlediska morfologie, vlastností proudění, stejně tak ale i míry zátěže, jsou typické určité druhy ryb a vodních organismů, které takové prostředí obývají.

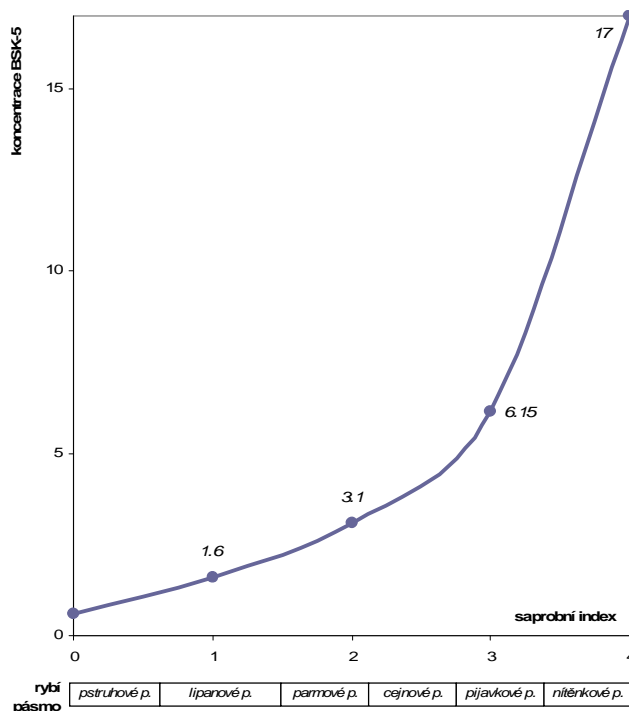
První členění podélného profilu toku podle dominantních druhů ryb sestavil Frič (1872). Podle převládajících druhů ryb vymezil pásmo pstruhové, lipanové, parmové a cejnové. Toto členění bylo postupně doplňováno a zpřesňováno (Lellák a Kubíček, 2000). V rozšířené podobě zahrnuje až šest pásem:

0. pásmo – bez ryb (pramenné úseky)
1. pásmo – pstruhové
2. pásmo – lipanové
3. pásmo – parmové
4. pásmo – kaprové, příp. cejnové
5. pásmo – brakické vody při ústí do moří

Rybí pásma vyjadřují přirozenou variabilitu přírodních podmínek pro výskyt druhů ryb. Složení společenstev ryb ovlivňuje řada přírodních faktorů i antropogenní změny toků a krajiny. Horký (2009) mezi nejdůležitější přírodní faktory, ovlivňující variabilitu rybích společenstev řadí abiotické parametry - podélný gradient a řád toku, vzdálenost od pramene, nebo plochu povodí. Zásadní roli v tomto procesu hraje množství dostupné energie v toku a heterogenita prostředí.

Dalším faktorem, který využitelnost systému rybích pásem výrazně omezuje, jsou intenzivní zásahy člověka do prostředí vodních toků. Mezi antropogenními vlivy jsou významné zejména vysazování cizorodých druhů a změny v krajině. Zde jsou klíčové zejména změny hydromorfologických charakteristik toků a jejich koryt (Langhammer, 2007), které představují migrační bariéry, mění stanovištní podmínky pro jednotlivé druhy, charakter proudění i teplotní charakteristiky. Důležitou roli hraje rovněž znečištění toků, které má z prostorového hlediska azonální charakter. To potvrdila i analýza prostorových vazeb variability ukazatelů kvality vody, hydromorfologických parametrů a fyzikogeografických charakteristik prostředí (Langhammer, Hartvich, Mattas, and Zbořil, 2009).

Odborná literatura - např. Sládeček (1997) uvádí vazby mezi vymezením rybích pásem a dalšími ukazateli jakosti vody – jako např. charakteristickou hodnotou zátěže BSK<sub>5</sub> a saprobním indexem (Obr. 74). V praxi je však tyto vztahy posuzovat opatrně a vzhledem k výše uvedeným antropogenním vlivům je považovat za obecné vyjádření teoretických vazeb, nikoli za prediktivní model.



obrázek 76 Vztah saprobního indexu, koncentrace BSK5 a rybího pásma (upraveno podle Sládečková a Sládeček, 1997)

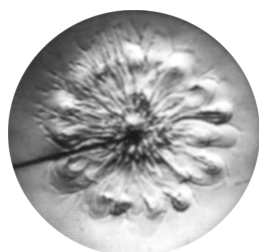
Ilies a Botosanenanu (1963) navrhli syntetickou klasifikaci, která toky člení na tři zóny obecného charakteru, které lze vymezit ve všech geografických podmínkách:

- I. Krenon (pramenné úseky)
- II. Ritron (potoky a malé říčky)
- III. Potamon (střední a dolní úseky řek)

Toto členění dnes představuje základní schéma klasifikace podélného profilu toků z hlediska výskytu druhů ryb (Lellák a Kubíček, 2000). Jednotlivé stupně jsou dále členěny vždy na tři úseky a jsou rozlišeny předponou *epi*- pro horní úsek, *meta*- pro střední úsek a *hypo*- pro dolní úsek.

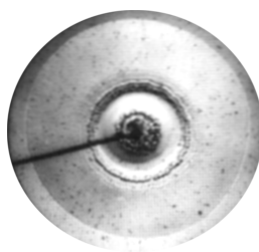
# IV. Alternativní přístupy k hodnocení kvality vody

Souběžně s tradičními přístupy k hodnocení kvality vody jsou vyvíjeny alternativní metody, které vycházejí z odlišných, zpravidla nepřímých metod hodnocení. Jednou z takových metod je např. metoda kapkového odrazu (Wilkens, Jacobi, and Schwenk, 2001). Metoda je založená na analýze změn pohyblivosti vody na úrovni jednotlivých kapek, ke které dochází díky přítomnosti znečišťujících látek. Znečištění vody způsobuje změny v elementárních pohybech vody, které jsou při normálních metodách sledování obtížně postižitelné. Metoda kapkového odrazu umožňuje pomocí jednoduché zobrazovací techniky tyto změny vizualizovat a hodnotit. Jde o metodu nepřímého hodnocení, která neumožňuje stanovit analyticky původ a obsah znečišťujících látek, ale vyjádřit celkovou míru zátěže vzorku vody znečišťujícími látkami. Metoda, která nepatří mezi standardně využívané přístupy, nabízí odlišný pohled na problematiku hodnocení zátěže povrchových vod polutanty.



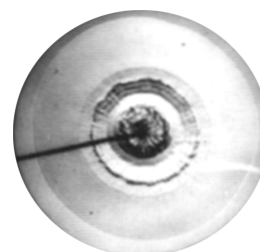
*Pramen řeky*

Čistá voda ve které žijí četná živočišná a rostlinná společenstva, kapkový obraz je vyvážený a mnohotvárný.



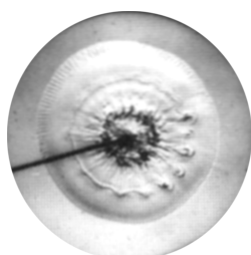
*50 m pod výpustí odpadních vod*

Nejvyšší koncentrace zátěže, voda je zakalená, v kapkovém obrazu jsou vidět pouze nejjednodušší formy, ve vodě dominují bakterie.



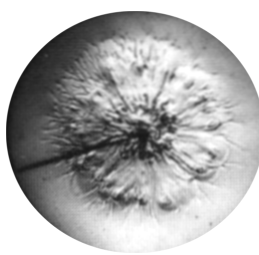
*700 m pod výpustí*

Stále vysoký obsah zátěže, voda je zakalená, s minimálním obsahem kyslíku, kapkový obraz je jednotvárný.



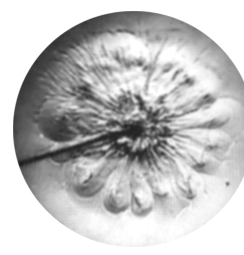
*1800 m pod výpustí*

Velká část zátěže je odbourána samočištěním, obnovený vysoký obsah kyslíku, výskyt červovitých larev hmyzu, kapkový obraz ukazuje počínající strukturalizaci a stahování disku.



*3000 m pod výpustí*

Prakticky odbouraná zátěž, voda je čistá, začátek produkční zóny –v potoce se opět vyskytuje zhruba 1/2 živočišných druhů, v kapkovém obraze patrná počínající tvorba vírů,



*8000 m pod výpustí*

Samočištění dokončeno, látky mineralizovány, obnovení rovnováhy biologických a chemických procesů, projevující se i rovnováhou v kapkovém obraze.

*Obrázek 77 Ukázka aplikace metody kapkového obrazu na hodnocení změn zátěže v podélném profilu toku. Převzato z Wilkens et al., 2001*

Základní princip zobrazovací metody je následující: do analyzovaného vzorku vody, jemuž je zvýšena viskozita, odkapává destilovaná voda a podle formy a charakteru vzniklých obrazců je možné hodnotit kvalitu vody.

Analyzovaná voda je kvůli zvýšení viskozity smíchána v poměru 1:10 s glycerinem a nalita do ploché skleněné misky s průměrem 14 cm, kde vytvoří vrstvu o síle 1,3 mm. Do této misky z výšky 10 cm v intervalu 5 sekund odkapávají z kanyly kapky destilované vody. Dopadající kapky vytvářejí obrazce, které se mění podle charakteru analyzovaného vzorku vody, které jsou zachyceny pomocí fotografií, pořízených s vysokou frekvencí snímání (1/10 000 sec).

Po dopadu kapek se plocha roztoku v misce postupně postupně člení na tři oblasti: oblast jádra okolo dopadu kapky, zónu vírů a zónu utváření dendritů. Vytvářené formy v těchto oblastech, resp. jejich poruchy jsou potom charakteristické pro určitý typ znečištění (Obr. 49).

Příkladem využití je ukázka hodnocení samočisticí schopnosti toku, uváděná autory (Wilkens, Jacobi, and Schwenk, 2001). Série kapkových obrazů vzorků vody, odebraných v podélném profilu horského potoka, znečištěného odpadními vodami z pivovaru ukazuje souvislost zátěže vodního prostředí a ztrátou diverzity forem kapkového obrazu.

Použitá metoda představuje velice zajímavý doplněk aktuálně používaných postupů hodnocení zátěže a ukazuje na stále nové možnosti a přístupy při hodnocení vodního prostředí. Pomocí empiricky založeného přístupu a objektivní metody sledování ukazuje na odlišné vlastnosti vody, které stávající analytické metody nejsou schopny rozlišit.

Zajímavá je např. schopnost odlišení rozdílných materiálů, ve kterých se voda o jinak shodných fyzikálně-chemických parametrech pohybuje nebo je uchovávána. Zásadní rozdíly autoři např. konstatují u skla, kovů či plastů tj. materiálů, které jsou využívány pro obalovou techniku nebo rozvody vody.

Interpretace takových zjištění je však obtížná, protože přes objektivní charakter záznamu nemají poznatky analytický základ a, podobně jako některé hydrobiologické přístupy, neumožňují kvantifikaci zátěže a identifikaci charakteru znečištění. Vzhledem k experimentálnímu charakteru metody jsou žádoucí studie, které by umožnily provázat tato empirická zjištění s existujícími poznatky z oblasti analytické chemie, hydrobiologie a fyziky.

# V. Zdroje znečištění povrchových vod

Kvalitu ovlivňuje řada činitelů a procesů, které můžeme členit na dvě základní skupiny podle jejich převládajícího charakteru na:

- Činitele ovlivňující změny kvality vody
- Zdroje znečištění povrchových a podzemních vod

Ovlivňující činitele představují procesy, které kvalitu vody ovlivňují nepřímo. Jde zpravidla o charakteristiky přírodního prostředí a přírodní procesy, které ovlivňují šíření a transport látek, intenzitu průběhu biochemických procesů v tocích, ale zdroje pozadového znečištění

Vlastní zdroje znečištění naproti tomu vycházejí z antropogenních aktivit. Přestože řada látek, sledovaných jako ukazatele kvality vody může být v toku přítomna i v důsledku přírodních procesů, o zdrojích znečištění hovoříme tehdy, je-li jejich uvolňování a transport podmíněn činností člověka.

Zdroje znečištění jsou velmi různorodé a pro jejich hodnocení proto používáme členění podle charakteristických aspektů procesu znečišťování. Rozlišujícími znaky může být typ ekonomické aktivity vyvolávající znečištění, prostorový charakter znečištění nebo způsob transportu znečišťujících látek.

V následujících kapitolách si představíme základní skupiny činitelů ovlivňujících jakost vody a jednotlivých zdrojů znečištění, jejich hlavní charakteristiky, hodnocené ukazatele, způsob hodnocení a specifika v rámci prostředí ČR.



*Obrázek 78 Průmyslové znečištění představuje závažný problém pro kvalitu vody na významných tocích i drobných vodotečích. Příbramsko - průmyslový komplex na horním toku Litavky. Foto J. Langhammer, 1999*

# 11 Činitele ovlivňující změny jakosti vody

Pod označením činitele ovlivňující kvalitu vody rozumíme procesy, které významně ovlivňují podmínky pro šíření znečištění z antropogenních zdrojů - ať již pozitivně, nebo negativně. Zároveň ale vytvářejí tzv. pozadové znečištění, tj. znečištění, které se v přírodě vyskytuje nezávisle na aktivitách člověka. Provázanost přírodní sféry s lidskými aktivitami a především současná míra ovlivnění přírodních procesů antropogenní sférou je však tak vysoká, že u řady procesů je velmi obtížné mezi nimi určit jednoznačnou hranici. Přímý či nepřímý vliv na jakost vody mají však obecně všechny hlavní složky přírodního prostředí, přičemž pro přehlednost můžeme vybrat pět následujících hlavních skupin:

- Geologické podloží
- Geomorfologické poměry
- Půdní poměry
- Vegetace
- Klimatické podmínky

## 11.1 Geologické podloží

Vliv geologického podloží na jakost vod spočívá především v možnostech vyplavování anorganických látek do vody v závislosti na typu podložní horniny a možnosti přístupu vody k ní. Jedná se o procesy, které ovlivňují úroveň pozadového znečištění, neboť v přírodním prostředí probíhá nezávisle na činnosti člověka. Vyplavování látek z hornin může být nicméně výrazně ovlivněno činností člověka – zejména v oblastech těžby, kde má za následek výrazné zvýšení intenzity původně přirozeně probíhajících procesů.

Příkladem může být vyluhování důlních vod z oblastí těžby uhlí. Zde se jedná především o vyluhování různých sloučeniny síry, které ve vodním prostředí reagují na kyselinu sírovou, která se dále dostává do oběhu povrchových vod. Obdobně v oblastech těžby rud může být významným faktorem znečištění důlních vod vyplavování např. těžkých kovů, ale například i radioaktivních látek.

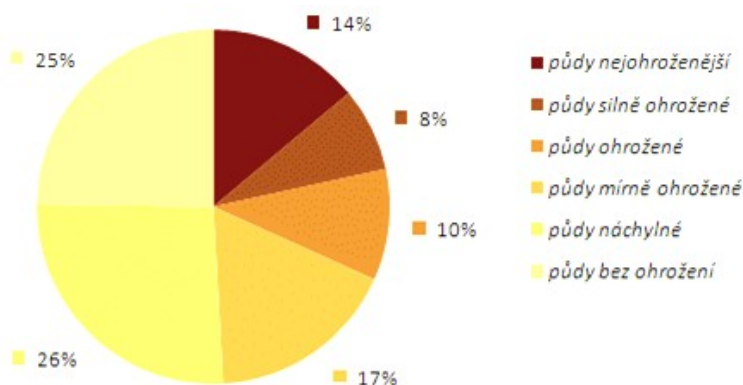
Silný vliv geologického podloží na kvalitu povrchových vod může být pozorován i v přírodních oblastech, kde může docházet k vyplavování látek z povrchových akumulací. Specifickým jevem může být např. vyplavování fosforu z vápenitých morén (Janský, 1982), které na malých vodních tocích může výrazně ovlivnit eutrofizační procesy. Dalším projevem vlivu geologického podloží je např. mineralizace podzemní vody, respektive jejich obohacování o přítomné minerály při pohybu horninovým prostředím.

## 11.2 Geomorfologické poměry

Geomorfologické poměry jako výsledek působení endogenních a exogenních sil zaujímají v procesech vývoje kvality vody důležité místo, neboť nastavují podmínky, ve kterých veškeré další procesy probíhají. Jejich význam je největší u plošného znečištění vytvářeného především povrchovým smyvem, kde ovlivňují např. průběh a intenzitu erozních procesů.

Řídicími faktory eroze jsou přitom zejména sklon a délka svahů, dále potom faktory ovlivňující intenzitu povrchového odtoku - srážky a další klimatické podmínky, půdní poměry, vegetační kryt. Erozními smyvy s splachy jsou zatěžovány vodní toky a nádrže v celé řadě ukazatelů. Jedná se přitom jak o hledisko kvalitativní tak i kvantitativní - kromě koncentrací jednotlivých látek i o celkový objem unášených rozpuštěných a nerozpuštěných látek, které ovlivňují zanášení nádrží.

V České republice bylo na počátku 90. let vodní erozí ohroženo na 31% zemědělské půdy, přičemž z toho více než 10% v kategorii silně ohrožené (Tlapák, Šálek, and Legát, 1992). Tento podíl potvrdily i další výzkumy. Jde např. o analýzu potenciálního erozního ohrožení a srovnání se stavem v Evropské unii (Dostál, Janeček, Langhammer, Kliment, Váška, Vrána, et al., 2006) nebo podrobné analýzy erozního ohrožení zemědělského půdního fondu, realizované VÚMOP (Janeček, 2007). Analýzy na základě podrobných dat BPEJ jednak potvrdily intenzitu ohrožení vodní erozí, především však ukázaly na setrvalý trend ohroženosti zemědělských půd vodní erozí. Tento trend je znepokojivý zejména ve světle strukturálních změn v českém zemědělství, které v první polovině 90. let vedly ke snížení rozlohy orné půdy i snížení intenzity hospodaření (Langhammer, 2009). Navzdory tomuto poklesu zůstává ve dvou nejsilněji potenciálně ohrožených kategoriích na 22 % rozlohy zemědělské půdy (Obr. 79).



Obrázek 79 Podíl kategorií potenciálního ohrožení zemědělské půdy ČR vodní erozí. VÚMOP, 2009

Vysoké hodnoty jsou do značné míry důsledkem necitlivých zásahů do krajiny a dlouhodobým nesprávným hospodařením na zemědělské půdě, nezanedbatelný vliv má však i konfigurace terénu, která intenzitu erozních procesů podmiňuje.





Obrázek 80 Orba po spádnicí na výrazně ukloněných svazích v povodí Olšavy. Foto J. Langhammer, 2006

Zajímavý aspekt nepřímého vlivu morfologie na jakost vod představuje názor Zajíčka, in: (Janský, 1982), který uvádí, že rozsáhlá území na rozvodí českých řek představují zarovnané povrchy, které jsou intenzivně zemědělsky využívány. To může mít podstatný vliv na často velmi vysoké koncentrace znečišťujících látek v pramenných úsecích malých vodních toků, kde díky nízkým vodnostem recipientů mohou způsobovat nejen lokální závažné problémy ale zároveň nastavovat již v počátečních úsecích silnou úroveň znečištění, kterou se díky následné kontaminaci na středním a dolním toku již nemusí dařit odstranit.

## 11.3 Půdní kryt

Zásadní vliv půdního krytu jako činitele ovlivňujícího kvalitu vody vidíme zejména v erozních procesech a plošném znečištění. Vlastnosti půd ovlivňují vymývání živin z půdních horizontů nebo naopak schopnosti je v půdě vázat, jejich fyzikální vlastnosti a s nimi spojenou odolnost vůči erozi, úroveň mikrobiálního života aj.

Obecně jsou z hlediska půdních druhů k erozi a tím i vymývání látek více náchylné lehčí půdy. Lze pozorovat závislost mezi zvyšujícím se podílem písku v půdním horizontu a odnosem živin. Výška půdního profilu má potom zásadní vliv na schopnost infiltrace a tím potenciální vnos látek do koloběhu podzemních vod.

Tabulka 31 Doba setrvání dusíku a vápníku v jednotlivých složkách lesního ekosystému (Rosendorf et al. 1998)

| Složka              | Dusík počet let | Vápník počet let |
|---------------------|-----------------|------------------|
| Půda                | 109             | 32               |
| Biomasa porostu     |                 |                  |
| nadzemní i podzemní | 88              | 8                |
| opad                | <5              | <5               |

Zásadní význam půdního krytu pro kvalitu vody je třeba vidět v jeho schopnosti dlouhodobé retence látek. Výzkumy, realizované na území ČR (Tab. 31) i rešerše zjištění výsledků ve světovém měřítku (Tab. 32) (Rosendorf and et al., 1998) ukazují, že schopnost půdního profilu vázat látky je významná

a částečně pomáhá vysvětlit neklesající úroveň zátěže z plošných zdrojů znečištění v oblastech, kde došlo k útlumu zemědělské výroby nebo aplikace hnojiv.

*Tabulka 32 Intenzita denitrifikace na různě obhospodařovaných půdách (Rosendorf et al. 1998)*

| <i>Typ využívání</i> | <i>Denitrifikace kg N/ha.rok</i> | <i>Autor</i>              |
|----------------------|----------------------------------|---------------------------|
| Lesní půdy           | 0-40                             | Groffman and Tiedje, 1989 |
| Pastviny             | 8-14                             | Bijay-Singh et al., 1989  |
| Orné půdy            | 50-87                            | Bijay-Singh et al., 1989  |

## 11.4 Vegetační kryt

Vegetační kryt vstupuje do procesu znečišťování povrchových vod dvojím způsobem

- nepřímo, kdy ovlivňuje kvantitativní složku srážko-odtokového procesu
- přímo, kdy dochází k vyplavování látek z vegetace povrchových vod

*Nepřímý* vliv vegetace spočívá především v ovlivnění kvantitativní složky srážko-odtokového procesu, kdy prostřednictvím intercepce a spotřeby půdní vláhy vegetace ovlivňuje, jaká část z objemu srážkové vody se bude dále účastnit povrchového odtoku. Tím nepřímo reguluje množství vody, která dále přichází do styku se zdrojem kontaminace. Vegetační kryt významně ovlivňuje průběh erozních procesů vzhledem k tomu, že jednotlivé druhy rostlin jsou schopny zadržet rozdílné množství vody. Z toho vyplývá rozdílná míra odnosu látek z rozdílně využívaných území. Tyto rozdíly byly dokumentovány na příkladu hodnot průměrné roční hodnoty ztráty půdy erozí pod rozdílným vegetačním krytem ve východní Anglii (Goudie, 1993), Tab. 22.

tabulka 33: Roční míra odnosu půdy z území s rozdílným vegetačním krytem (Goudie 1993)

| vegetační kryt     | odnos<br>t/ha |
|--------------------|---------------|
| <i>holá půda</i>   |               |
| horní část svahu   | 7,10          |
| střední část svahu | 17,69         |
| dolní část svahu   | 15,02         |
| <i>Tráva</i>       |               |
| horní část svahu   | 1,71          |
| střední část svahu | 8,21          |
| dolní část svahu   | 3,38          |
| <i>Les</i>         |               |
| horní část svahu   | 0,00          |
| střední část svahu | 0,012         |
| dolní část svahu   | 0,008         |

*Přímý vliv* na kvalitu vody spočívá zejména ve vyplachování látek z odumřelých částí rostlin do povrchových vod, ke kterému dochází při srážkách. Vzhledem ke značné kyselosti vyplavovaného materiálu může způsobit závažné problémy zejména v případech, kdy recipientem jsou nádrže či drobné vodní toky. Dalším aspektem ovlivnění jakosti vody vegetačním krytem může být ovlivnění rovnováhy v přísunu živin, potřebných pro výstavbu rostlin, zejména dusíku a fosforu, které rostliny čerpají z půdy, ale i vodního prostředí. Porušení rovnováhy mezi spotřebou a dotací např. v důsledku odlesnění může vést k problémům s eutrofizací toku či nádrže.

## 11.5 Klimatické poměry

Vliv klimatických činitelů na kvalitu povrchových vod můžeme vidět opět ve více rovinách – přímý vliv na kvantitativní i kvalitativní úrovni a vliv nepřímý, spočívající v nastavení podmínek pro průběh všech procesů.

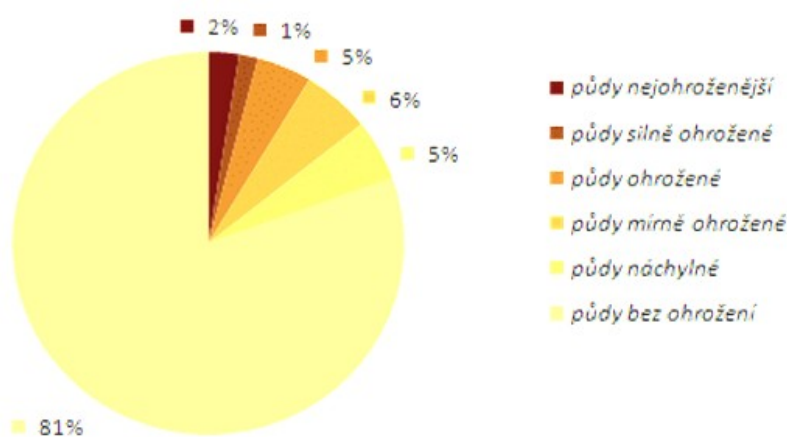
Přímý vliv klimatických poměrů na jakost vody má podobu kvantitativní a kvalitativní.

*Kvantitativní vliv* se uplatňuje na vyšší prostorové úrovni a zahrnuje především objem a časovou i prostorovou distribuci srážek na povodí. Množství srážek spadlé na povodí představuje hybnou sílu celého hydrologického cyklu a je tak jedním z předních faktorů, přímo i nepřímo ovlivňujících stav

jakosti vody v toku. Vedle vlivu na celkové objemové charakteristiky odtokového procesu je nepominutelný vliv srážek jako hlavního činitele erozních pochodů.

Přímý *kvalitativní aspekt* je významný zejména z lokálního či regionálního hlediska. Voda, spadlá ve formě srážek na zem však v sobě zároveň obsahuje mnohdy nemalé koncentrace látek, které se do ní dostávají především díky emisím z antropogenní činnosti - emisemi z dopravy, průmyslu, energetiky, ale i lokálních topenišť. Podíl atmosférické depozice na celkovém vnosu látek do vodních toků sice nebývá příliš veliký, vykazuje však značné rozdíly v prostorovém rozložení a v některých oblastech tak může hrát v procesu znečištění povrchových vod podstatnou roli. Příkladem může být mapa na obrázku 2, která znázorňuje rozložení atmosférických depozic SO<sub>2</sub> na území ČR v roce 1993, na které vidíme prakticky výlučnou koncentraci depozice do oblasti zdrojů emisí. Podle (Behrendt and Nesměrák, 1996) se v povodí Labe prostřednictvím atmosférické depozice do toků dostávají 3% celkového fosforu a 4% dusíku.

Z klimatických činitelů nelze rovněž opominout větrnou erozi. Ta podle současných výzkumů ohrožuje s rozdílnou mírou intenzity až 28% zemědělské půdy v ČR, přičemž na Moravě tento podíl představuje až 40%. Vítr zároveň napomáhá k šíření a přenosu látek aplikovaných při postřiku a hnojení do toků a nádrží.



Obrázek 81 Podíl kategorií potenciálního ohrožení zemědělské půdy ČR větrnou erozí. VÚMOP 2007

V nepřímé formě klimatické poměry působí na nastavení celkových parametrů přírodního prostředí, ve kterém probíhají veškeré procesy změny kvality vody. Zde je rozhodující zejména vliv teploty, která hraje zásadní roli při ovlivňování intenzity průběhu biochemických procesů jak ve vodním prostředí, tak v půdě a ovzduší.

## 11.6 Šíření znečištění v toku

Po vypuštění odpadní vody dochází k jejímu směšování s vodou v recipientu.

Průběh procesu znečištění povrchové vody ovlivňují dva hlavní faktory:

### 1. Charakter zdroje emisí.

Charakter zdroje znečištění určuje celkový průběh procesu znečišťování toku. Odlišný průběh bude mít znečištění z plošného zdroje, zdroje liniového či zdroje bodového. Zároveň je důležitý režim vypouštění emisí – zda se jedná o kontinuální či nárazové vypouštění emisí.

### 2. Hydraulické poměry toku.

Morfometrické vlastnosti koryta toku a charakter proudění ovlivňují významně proces směšování odpadní vody s vodou v recipientu, zejména jeho rychlost a intenzitu.

Základní vztah, umožňující výpočet výsledné koncentrace znečištění v toku v důsledku přímého znečištění udává obecná směšovací rovnice (Synáčková, 1996), uváděná ve tvaru:

$$c'_r = \frac{Q_{ov} \times c_{ov} + Q_r \times c_r}{Q_{ov} + Q_r}$$

kde:  $c'_r$  je výsledná koncentrace znečištění po smíšení,  
 $Q_{ov}$  průtok odpadních vod,  
 $c_{ov}$  koncentrace znečištění v odpadní vodě  
 $Q_r$  průtok v recipientu nad výpustí,  
 $c_r$  koncentrace znečištění v recipientu před výpustí.

Vlastní šíření znečištění v korytě toku je nicméně složitější. Působí na něj základní fyzikální procesy – advekce (posun látky po proudu) a disperze (rozptyl) , zároveň přitom ale dochází k interakcím s prostředím toku. Mezi hlavní procesy, ovlivňující výslednou úroveň koncentrací látek v toku patří:

- reakce s jinými látkami přítomnými v toku,
- procesy samočištění,
- sedimentace
- akumulace v živých organismech

Pro přesnější popis šíření znečištění v toku jsou využívány matematické modely, které integrují výpočet hydraulických charakteristik proudění s popisem hlavních procesů, ovlivňujících šíření látek v toku. Mezi procesy, simulované standardně používanými modely, patří zpravidla advekce, disperze, sedimentace a procesy samočištění.

## 11.7 Samočisticí schopnost toků

Pojem samočisticí schopnost vody označuje procesy, při kterých dochází ke zlepšení kvality vody přirozenou cestou, tj. bez přispění člověka. Samočištění představuje soubor fyzikálních, chemických a biologických procesů, jimiž se voda zbavuje znečištění. V průběhu samočištění dochází zejména k odbourávání a mineralizaci organických látek přirozeného nebo antropogenního původu, obsažených ve vodě. (Tlapák, 1992).

Míra samočisticí schopnosti toku ukazuje na jeho celkový ekologický stav a je odrazem přírodních faktorů, stejně jako míry ovlivnění krajiny člověkem. Samočisticí schopnost většiny toků na území České republiky je dlouhodobě výrazně potlačena v důsledku intenzivního využívání krajiny pro zemědělství, osídlení, průmysl, dopravu a další aktivity.

Účinnost samočisticích procesů je různá a závisí na mnoha vnějších vlivech – charakteru koryta toku a proudění vody, vegetaci, příjmu slunečního záření, stejně jako na charakteru využití celého povodí a z něj vyplývajícího stupně znečištění vody.

Přirozená samočisticí schopnost koryta toku může být posílena vhodnými zásahy, prováděnými např. v rámci revitalizačních opatření.

Z hlediska procesů, které ovlivňují samočištění můžeme rozlišovat procesy fyzikální, chemické a biologické.

### 11.7.1.1 Fyzikální procesy samočištění

Z fyzikálních procesů, které ovlivňují samočištění v tocích je nejvýznamnější **sedimentace**. Usazování částic, unášených v toku, ovlivňují zejména vlastnosti koryta, především potom jeho tvar v podélném i příčném profilu. Ten ovlivňuje celkovou hloubku vody v profilu a celkový charakter proudění. Významný vliv na proces sedimentace má rovněž struktura transportovaného materiálu. Proces sedimentace přímo ovlivněn rychlostí proudění vody a jeho nerovnoměrným rozložením v rámci koryta toku.

Množství suspendovaných látek můžeme přitom vyjádřit objemovou a hmotnostní koncentrací, což je poměr objemového množství tuhých částic k celkovému objemu směsi, resp. hmotnosti. Hmotnost tuhých částic, obsažených v jednotce směsi vyjadřujeme jako *kalnost* (*c*), kterou zpravidla udáváme v [ $\text{kg}/\text{m}^3$ ].

Sedimentaci ovlivňuje rovněž charakter látkové suspenze – ty můžeme dělit na vločkovité, které mají proměnlivou rychlost sedimentace a podléhají koagulaci a zrnité, s konstantní rychlostí sedimentace (Tlapák, 1992).

**Teplota vody** jako fyzikální činitel přímo ovlivňuje veškeré chemické, biochemické a biologické procesy, probíhající v tocích. Primárním zdrojem tepla ve vodě je příjem slunečního záření, které je po proniknutí pod hladinu absorbováno a měněno v teplo. Díky příjmu slunečního záření vykazuje teplota vody periodické změny – denní a sezónní. U stojatých vod se potom setkáváme s charakteristickou teplotní stratifikací vodního sloupce, která zásadním způsobem ovlivňuje mj. i procesy samočištění.

### 11.7.1.2 Chemické procesy samočištění

Mezi chemické procesy samočištění řadíme zejména **oxidaci** a **hydrolýzu**, pomocí kterých dochází k odbourávání části organického znečištění.

### 11.7.1.3 Biologické procesy samočištění

Biologické procesy se na samočištění podílejí rozhodujícím způsobem. Organické látky, přítomné ve vodě slouží za potravu nižším i vyšším vodním organismům. Při biologickém rozkladu je zachován přirozený potravní řetězec: organické látky slouží jako zdroj energie a zdroj sloučenin pro výstavbu buněčné hmoty nejnižším organismům. Tyto jsou potom potravou organismům vyšším, přičemž se mrtvá hmota neustále proměňuje ve stále výše organizovanou živou hmotu. Zároveň probíhají i

opačné procesy, kdy organismy umírají a dochází k rozkladným procesům, jichž se opět účastní nižší organismy (Synáčková, 1996). Za normálních podmínek panuje mezi oběma typy procesů rovnováha.

Při biologickém rozkladu se uplatňují aerobní i anaerobní procesy.

**Aerobní procesy** při biologickém a biochemickém odstraňování znečištění vody zpravidla převládají nad anaerobními. Spotřebovávají kyslík ze zásob rozpuštěného kyslíku ve vodě, který se do toků dostává převážně přestupem z atmosféry. Probíhají-li aerobní rozkladné procesy s příliš velkou intenzitou, rychle klesá koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě a rozkladné aerobní procesy se zastavují a s nimi i samočisticí procesy v toku.

Aerobních rozkladných procesů se účastní veškeré typy organismů od bakterií přes vodní rostliny až po ryby.

*Mikroorganismy* mají v procesu samočištění především roli destruentů, kteří rozrušují organickou hmotu. Destruenty, napadající mrtvé organismy přitom označujeme jako saprofyty, mikroorganismy napadající živou hmotu potom jako parazity. Mezi tyto destruenty řadíme např. viry, bakterie a houby.

*Bezobratlí a vyšší živočichové* mají při samočištění význam jednak jako vyšší článek potravního řetězce, přímo se potom samočištění účastní především filtrováním vody. Sem řadíme některé druhy mlžů a měkkýšů, koryšů, hmyz, ryby a další.

*Vodní rostliny* mají při samočištění velmi významnou roli. Ta spočívá především v produkci kyslíku fotosyntézou. Vyšší vodní rostliny zároveň působí i jako mechanické filtry, zachycující suspendované látky v toku, odebírají mineralizované látky, které poté akumulují ve svém těle. (Tlapák, 1992)

**Anaerobní procesy** probíhají zpravidla na dně vodního toku. Dochází při nich k následujícím procesům (Tlapák, 1992):

- redukci síranů na sirovodík, dusičnanů na dusitany, amoniak nebo až volný dusík.
- převodu močoviny na amonné sloučeniny
- rozkladu bílkovin na jednoduché štěpné produkty, přičemž konečným výsledkem jsou produkty mineralizace CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, NH<sub>3</sub> a H<sub>2</sub>S.
- štěpení mastných kyselin při současné tvorbě metanu
- štěpení celulózy a sacharidů

Anaerobní procesy probíhají zpravidla pomaleji než procesy aerobní, přičemž hnilobné pochody bývají doprovázeny tvorbou intenzivního zápachu.

## 11.7.2 Posilování samočisticí schopnosti toků

Význam samočisticích procesů pro zvyšování kvality vody je hodnocen různými autory dosti odlišně. Ve většině prací napříč spektrem domácích i zahraničních autorů se setkáme s tezemi o významu podpory samočisticích procesů pro zvyšování jakosti zejména drobných vodních toků. Tato obecná východiska se posléze promítají do konkrétních návrhů revitalizačních opatření, která si kladou za cíl mimo jiné podporou diverzity koryta docílit zlepšení kvality vody v toku.

Prováděné výzkumy, hodnotící účinnost opatření, směřujících k posílení samočisticí schopnosti koryt však ukazují, že při hodnocení efektu jednotlivých opatření je na místě určitá opatrnost. Např. Just (2000) zmiňuje výsledky výzkumů prováděných VÚV TGM na povodí Želivky, kdy byl sledován efekt provzdušňovacích stupňů na podporu samočištění. Autor konstatoval, že koncentrace kyslíku zde



je limitujícím činitelem jenom v silně znečištěných strouhách se stagnující vodou, přičemž zde kvůli spádovým poměrům instalace provzdušňovacích stupňů není proveditelná. U ostatních vodotečí, i silně znečištěných, bylo shledáno, že zvyšováním obsahu kyslíku nedochází k tak významnému odstraňování organického znečištění, který by odpovídal obecně platnými tezí.

Intenzita samočištění je podle autora více ovlivněna dobou a intenzitou kontaktu znečištěné vody s povrchem koryta, potaženým aktivní vrstvou mikroorganismů. Posílení procesu samočištění je podle autorů proto možno dosáhnout prodloužením doby zdržení vody v korytě a zvětšením příčné a podélné členitosti koryta spolu se zařazením nádrží, ve kterých se mohou produkty samočištění usazovat.

## 11.8 Antropogenní úpravy toků a krajiny jako činitel ovlivňující změny jakosti vody

Na změnách jakosti vody se podílí všechny typy antropogenních aktivit. Jedná se jak o činnosti, v jejichž důsledku se mění charakter území a procesů, v něm probíhajících, tak o přímou a nepřímou produkci znečišťujících látek a jejich transport do vodního prostředí.

Tyto činitele, ovlivňující kvalitu vody sice mají základ v přírodních procesech, ale umělou změnou vnějších podmínek, ve kterých probíhají mají výrazně odlišné účinky. Z činností, způsobujících změnu přírodních procesů, jejich intenzifikaci nebo naopak utlumení, můžeme uvést například následující vybrané aktivity.

- **Změny funkce krajiny a landuse**

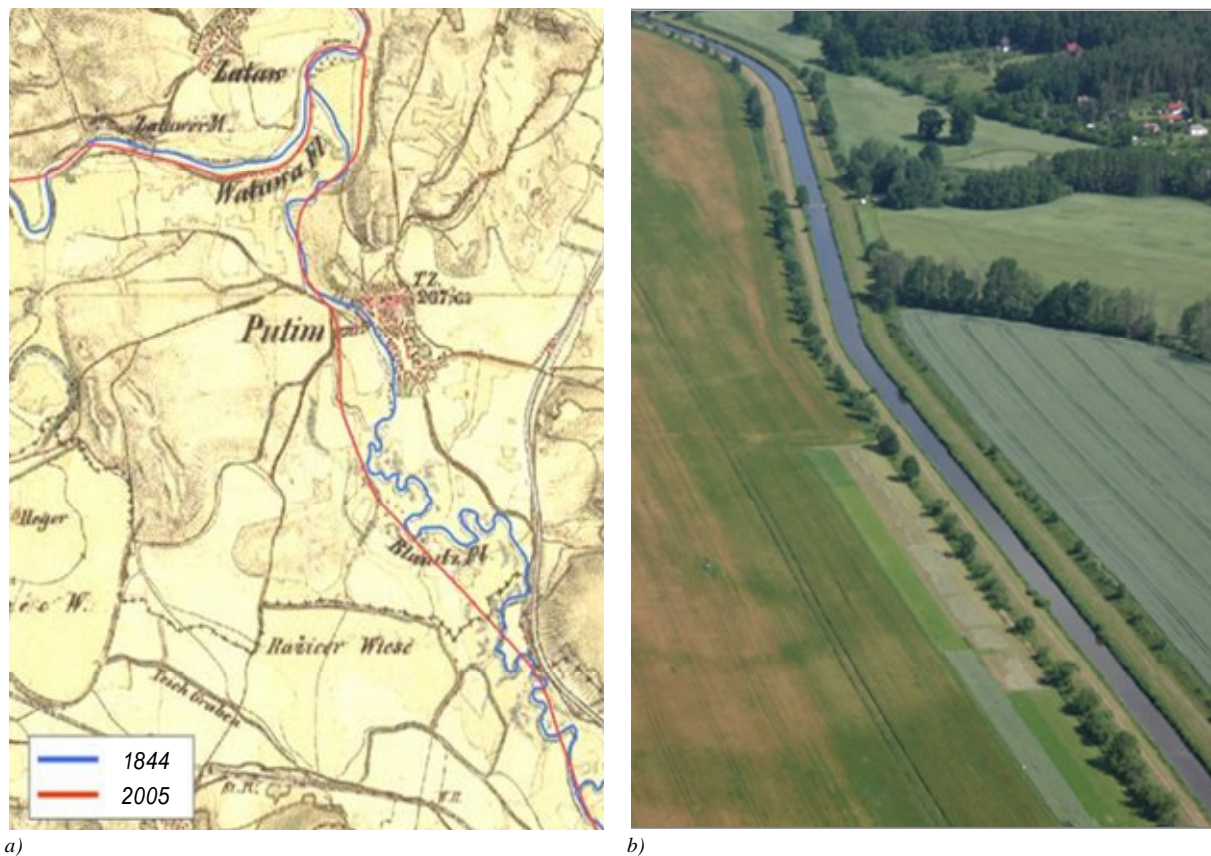
Na kvalitu povrchových vod má nepřímý vliv řada změn, které s rozdílnou rychlostí probíhají v krajině. Jedná se např. o změny struktury využití území a zejména zemědělského půdního fondu. Příkladem může být historické scelování pozemků v rámci socialistické kolektivizace v druhé polovině 20. století, které způsobilo rozsáhlé změny v odtokovém procesu i podmínkách pro transport znečišťujících látek v povodí.

Snížení biodiverzity a vyšší náchylnost k erozi si následně nepřímo vyžádaly potřebu zvýšeného umělého přísunu živin, přičemž odvodňovací a meliorační zásahy zároveň urychlily transport nutrietů do vodního prostředí. Jiným příkladem antropogenních změn v krajině, které mohou významně ovlivnit jakost povrchových a v tomto případě i podzemních vod, je těžební a důlní činnost. Obnažení rozsáhlých partií povrchových dolů způsobuje vyšší vyplavování látek, které by se za přirozených okolností do oběhu vod nedostaly. Obdobně v oblastech hlubinné těžby hrozí kontaminace podzemních vod látkami, vyplavovanými z opuštěných šachet a důlních prostor, přičemž často se jedná o látky velmi nebezpečné.

- **Změny v hydrografické síti**

V důsledku intenzivní zemědělské činnosti došlo k velmi závažným změnám v říční síti, zejména potom u malých vodních toků. Vodní toky byly v průběhu první a zejména druhé poloviny 20. století intenzivně napřimovány, přičemž zároveň docházelo k rozsáhlým úpravám koryt toků i údolní nivy (Langhammer and Vajskebr, 2003). To mělo za následek změnu odtokových podmínek v pramenných oblastech povodí, kde se projevilo zrychlením odtoku vody z krajiny i v údolních nivách, kde došlo ke snížení jejich přirozené transformační schopnosti.

Změny hydromorfologických charakteristik toků výrazně ovlivňují ekosystémy, vázané na vodní prostředí. Tomuto stavu napomáhají i četné meliorace, odvodňující zemědělské plochy systémem drenáží, přičemž zde dochází k podstatnému urychlení procesu odnosu látek zejména z půdy do vodních toků a snížení možnosti pozitivního vlivu přírodních procesů absorpce a samočištění. Z hlediska kvality vody tyto se změny projevují rychlejším vyplavováním a transportem látek z povodí, sníženou diverzita morfologie koryta a proudění, které negativně ovlivňuje i intenzitu procesů samočištění.



Obrázek 82 Napříměné koryto dolní Blanice. V průběhu posledních 150 let Blanice ztratila v dolní části povodí až 38 % původní délky. Langhammer a Vajskebr, 2003 a) Zkrácení toku, znázorněné na mapě 2. vojenského mapování. b) současná podoba napříměného koryta toku Blanice.

# 12 Zdroje znečištění povrchových vod

Z hlediska jakosti vody představují hlavní zdroj zátěže toků odpady, produkované z jednotlivých oblastí socioekonomických aktivit a transportovaných do povrchových nebo podzemních vod.

Zdroje znečištění můžeme členit podle různých kritérií. Nejčastějším způsobem klasifikace je členění podle původu znečištění, prostorové povahy zdroje či převažujícího mechanismu transportu látek.

Podle původu znečištění rozlišujeme zdroje:

- přírodního původu
- antropogenního původu.

Podle prostorové povahy zdroje znečištění zdroje členíme na:

- zdroje plošné
- zdroje liniové
- zdroje bodové

Nejčastějším dělícím kritériem, podle kterého členíme či kategorizujeme zdroje znečištění je však členění podle charakteru transportu znečišťující látky a charakteru zdroje. Podle mechanismu transportu znečištění do vodního prostředí můžeme členit zdroje znečištění na tři hlavní skupiny:

- *zdroje bodové*, představující místa soustředěného vypouštění surových nebo čištěných odpadních vod ze sídel, průmyslových závodů a dalších provozů do recipientu.
- *zdroje difúzní*, zahrnující rozptýlené drobné bodové zdroje znečištění (samoty, zemědělské usedlosti, skládky aj.)
- *zdroje plošné*, představované povrchovými splachy a smyvy z plochy povodí, zejména se zemědělským využitím a dále atmosférickou depozicí.

Toto členění však není zcela jednotné a univerzální. Často se totiž setkáváme dělením zdrojů pouze do dvou skupin – na zdroje bodové a plošné, přičemž zdroje difúzní představují zpravidla součást skupiny plošných zdrojů. Takto je ke zdrojům znečištění často přistupováno např. v anglosaské literatuře, především však v USA, kde toto členění má i jednoznačný odraz v terminologii. Zdroje znečištění povrchových vod jsou zde členěny na:

- point sources (bodové zdroje) a
- non-point sources (nebodové zdroje).

Samostatné vyčlenění či naopak integrace skupiny difúzních zdrojů znečištění do jedné ze skupin vyplývá z odlišné metodiky analýzy jednotlivých typů látkových vstupů a zároveň i z prostorového měřítko:

- Při podrobné analýze na *mikroúrovni*, tj. při velikosti povodí v řádu jednotek až desítek km<sup>2</sup> se totiž difúzní zdroje projevují jako zdroje bodové.
- Při analýze povodí na *mezoúrovni*, tj. při velikosti povodí v řádu desítek, častěji však stovek až jednotek tisíců km<sup>2</sup> se již drobné rozptýlené zdroje projevují odlišně od zdrojů bodových, stejně však i od zdrojů plošných. Od zdrojů bodových je odlišuje jednak řádová odlišnost

v objemu emisí zátěže, spojená s jejich obtížnou evidencí. Od zdrojů plošných je potom odlišuje rozdílný charakter vypouštěných látek.

Při analýze povodí na *makroúrovni* prostorového členění, tj. u povodí v řádu tisíců až desítek tisíců km<sup>2</sup> jsou často difúzní zdroje integrovány do kategorie zdrojů plošných, vzhledem k podobnému mechanismu transportu polutantů do recipientu.

Při členění zdrojů znečištění je třeba zohlednit jak prostorové měřítko, tak potřeby zadání, metodiku zpracování i dostupnost datových podkladů. Dále v textu je používáno členění zdrojů znečištění do všech tří hlavních skupin, tj. zdrojů bodových, difúzních a plošných.

Podíl jednotlivých skupin zdrojů znečištění na celkové zátěži povrchových vod (Tab. 34) není konstantní. Je odlišný pro jednotlivé ukazatele jakosti vody, má výrazný časový vývoj i regionální proměnlivost.

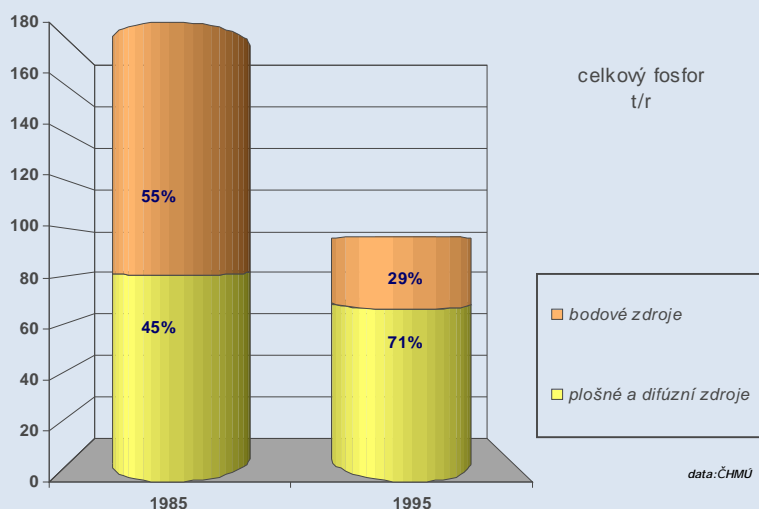
Tabulka 34: Podíl hlavních skupin zdrojů na znečištění Labe. MKOL, 1996

|                | BSK <sub>5</sub> % | CHSK <sub>Cr</sub> % | Ncelk % | Pcelk % |
|----------------|--------------------|----------------------|---------|---------|
| bodové zdroje  | 62,4               | 49,1                 | 35,7    | 59,7    |
| difúzní zdroje | 32,4               | 26,5                 | 21,3    | 34,8    |
| plošné zdroje  | 5,1                | 24,4                 | 43,0    | 5,5     |

#### Příklad – změna struktury zdrojů emisí v povodí Labe

Rychlé a výrazné změny v kvalitě vody Labe i jeho hlavních přítoků v průběhu devadesátých let 20. století provází výrazná změna struktury zdrojů příčinného znečištění.

V průběhu 90. let 20. století zde došlo k mimořádně rychlému poklesu objemu emisí z bodových zdrojů znečištění (Obr. 83). V případě průmyslových zdrojů představuje objem znečištění vypouštěného na konci devadesátých let pouhou jednu šestinu množství z počátku tohoto období. U komunálních zdrojů je tento pokles výrazně pomalejší, zejména díky zmíněné absenci čistíren odpadních vod u velkých sídelních celků na dolním toku Labe v průběhu devadesátých let. Přesto i v této složce zátěže došlo v období 1990-2000 k redukci emisí až na 1/3 původního objemu.

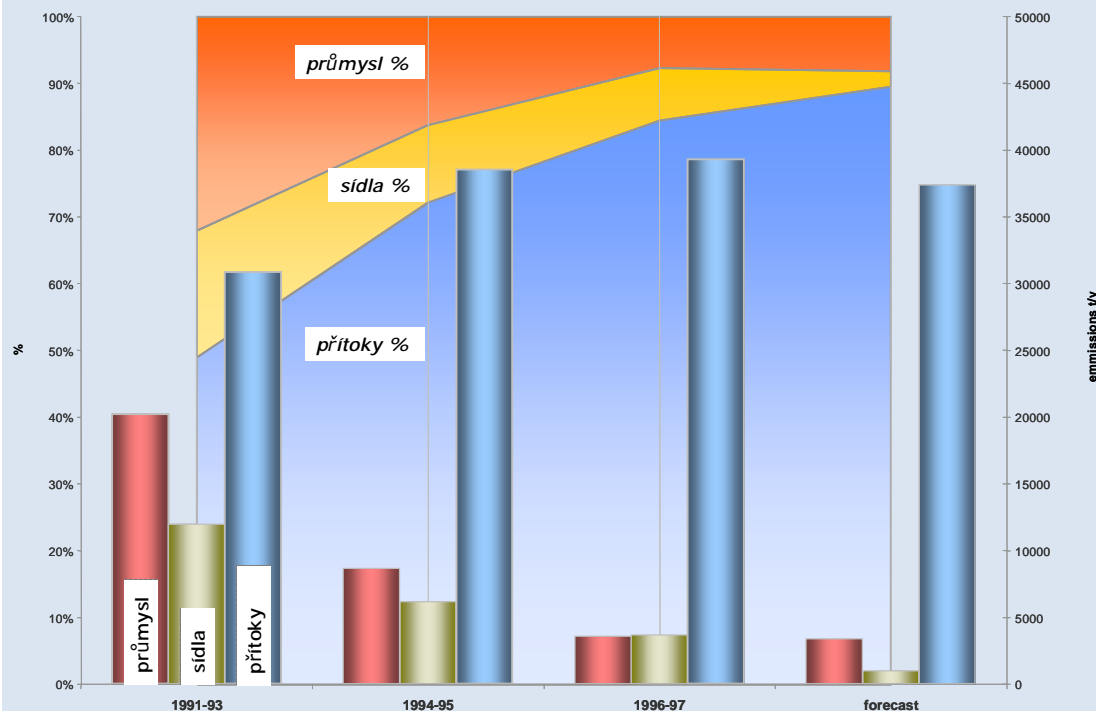


Obrázek 83 Změna struktury zdrojů znečištění v povodí Labe

Naproti tomu objem emisí z nebodových zdrojů – tj. ze zdrojů difúzních a plošných, výrazně neklesá a postupně tak získává rozhodující vliv na jakost povrchových vod v povodí Labe. Např. jen u ukazatele

celkového fosforu se tak celkový podíl plošných a difúzních zdrojů na celkovém objemu znečištění v rámci povodí Labe zvýšil mezi roky 1985 až 1995 ze 45% až na 71% (obr. 83).

Změnu struktury zdrojů emisí dokumentuje ještě výrazněji analýza změn struktury přímých emisí do toku Labe v ukazateli BSK5, popisující strukturu zdrojů emisí ve vybraných klíčových etapách změn kvality vody v 90. letech a modelové prognózy, zpracované modelem MIKE 11 pro situaci, odpovídající aplikaci environmentálních limitů RS (Langhammer, 2000). Zdroje znečištění podle své povahy rozděleny na tři skupiny – zdroje průmyslové, komunální a hlavní přítoky Labe, zahrnující i plošné zdroje znečištění.



V protikladu k poklesu znečištění, vypouštěného z přímých bodových zdrojů došlo u znečištění, přinášeného do Labe jeho přítoky, v průběhu devadesátých let ke stagnaci, a v některých ukazatelích i k mírnému nárůstu celkového objemu zátěže. Při rychle klesajícím objemu emisí z bodových zdrojů tak strmě roste jejich podíl na celkovém přímém znečištění Labe. Zatímco na počátku 90. let představoval podíl znečištění, vnášeného do Labe přítoky cca 49%, na konci tohoto období je to již 80%, přičemž podle prognózy tento podíl stále roste.

# 13 Bodové zdroje znečištění

Bodové zdroje znečištění představují nejvýraznější složku v procesu kontaminace povrchových vod znečišťujícími látkami. Představují místa, ve kterých dochází k vypouštění znečišťujících látek přímo do vodních toků nebo nádrží. Jedná se o výusti odpadních vod z průmyslových podniků ale i měst a obcí, a to jak v podobě zaústění kanalizačních stok, tak odpadů z čistíren odpadních vod.

Efekt bodového znečištění spočívá ve skokové změně kvality vody v podélném profilu toku, přičemž velké zdroje znečištění ovlivňují kvalitu vody v toku až na vzdálenost desítek kilometrů (Langhammer, 2004). Velkým bodovým zdrojům znečištění proto bývá věnována prioritní pozornost v rámci různých programů a opatření směřujících ke zlepšení jakosti vody v toku. Je to jednak proto, že eliminací tohoto znečištění se dosahuje rychlého a výrazného účinku, jednak i proto, že jakkoli jsou tato opatření finančně nákladná, jsou vždy technicky relativně snadno realizovatelná na rozdíl od zdrojů plošných a difúzních.

Odpadní vody jsou z hlediska legislativních předpisů u nás upravovány prostřednictvím zákona o vodě (zákon č. 138/1973 Sb.), který je definuje jako vody, použité v sídlištích, obcích, domech, závodech, ve zdravotnických zařízeních a jiných objektech či zařízeních, pokud po použití mají změněnou jakost (složení nebo teplotu), jakož i jiné vody z nich odtékající, pokud mohou ohrozit jakost povrchových nebo podzemních vod. Množství a složení vypouštěných odpadních vod je potom limitováno pro zdroje jednotlivých kategorií nařízením vlády ČR 171/92 Sb., které stanovuje přípustné ukazatele vypouštění odpadních vod a znečištění povrchových vod.

## 13.1 Emisní oblasti

Při hodnocení zátěže toků bodovými zdroji, ať již průmyslovými nebo komunálními představuje zásadní hledisko prostorová koncentrace zdrojů emisí.

Při tradičním přístupu jsou zdroje znečištění hodnoceny zpravidla jednotlivě – jak v případě koncentrací, tak objemu vypuštěných látek. S tímto způsobem hodnocení se setkáváme v evidenčních databázích, statistických přehledech, srovnávacích studiích nebo inventarizacích zdrojů znečištění. Tento způsob hodnocení však nezohledňuje zásadní vliv, který má prostorová koncentrace zdrojů znečištění na zátěž toku. Pro stav a vývoj kvality vody totiž může být velmi podstatným faktorem koncentrace většího množství zdrojů na malém území, kde může dojít k imisnímu přetížení vodních toků přestože emisní limity pro jednotlivé zdroje jsou dodrženy (Langhammer, 2004).

Pro vyhodnocení vlivu antropogenních aktivit na jakost vody v povodí je proto vhodné vymezit oblasti koncentrace bodových zdrojů – tzv. **emisní oblasti** a jejich vliv na zátěž toků posuzovat bilančně pro celý hodnocený uzel. Vzhledem k přirozené koncentraci ekonomických aktivit do zázemí velkých sídelních celků nebo průmyslových zón je tak do emisních oblastí zpravidla koncentrována převážná většina objemu emisí znečišťujících látek.

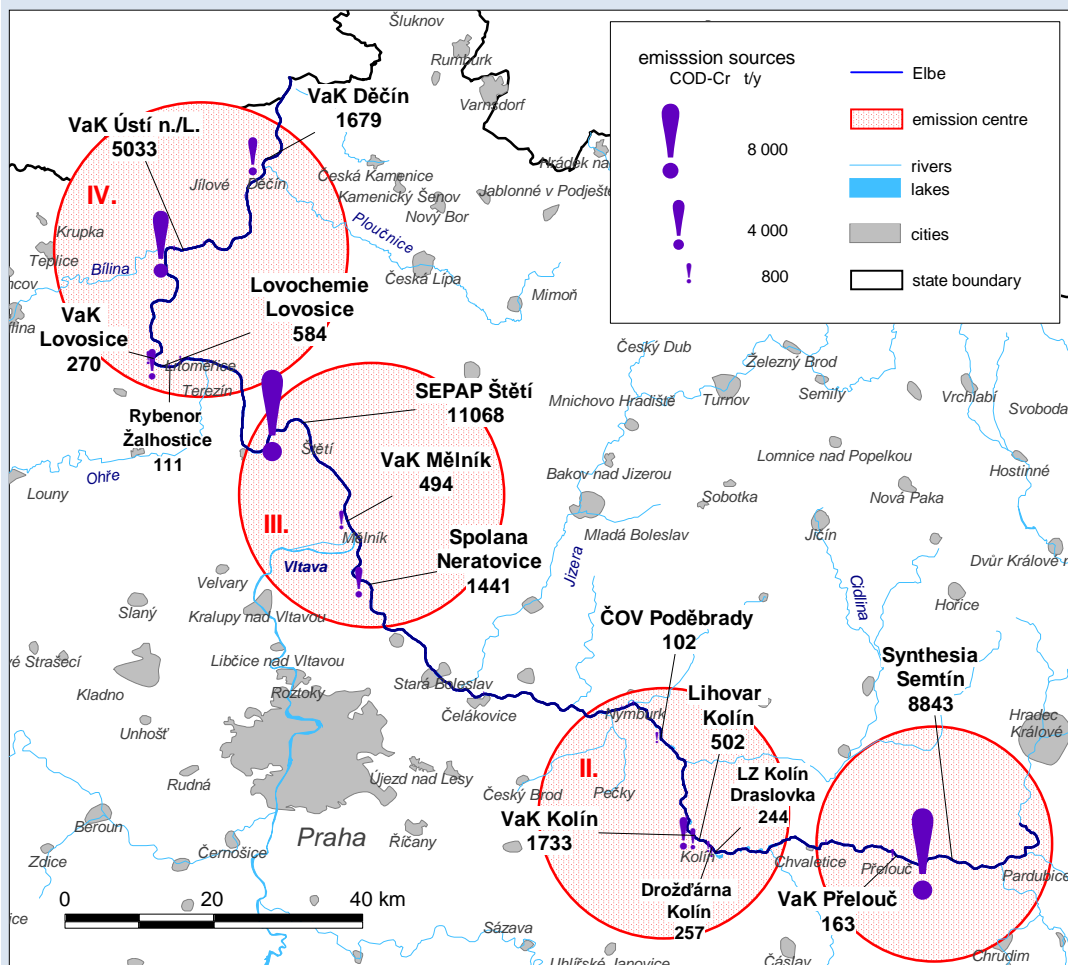
Při analýzách změn kvality vody v regionálním a širším měřítku je vhodné při hodnocení bilanční zátěže vždy hodnotit jak jednotlivé zdroje emisí, tak souhrnný efekt celých emisních oblastí na zátěž toku.

## Příklad – Emisní oblasti Labe

Příkladem významu prostorové koncentrace zdrojů bodového znečištění je tok středního a dolního Labe. Na základě látkové bilance bodových zdrojů a jejich prostorového rozložení v podélném profilu proto byly vymezeny čtyři hlavní emisní oblasti (Obr. 84), které mají specifické složení a strukturu zdrojů znečištění, které se projevují ve výsledné zátěži v toku Labe (Langhammer, 2001).

První z nich je emisní oblast Pardubic, která zahrnuje jeden z největších zdrojů znečištění v ČR vůbec – chemický závod Synthesia Semtín. Vzhledem k relativně nízké vodnosti Labe v této části toku jsou emise z tohoto zdroje rozhodující pro vývoj koncentrací většiny ukazatelů znečištění. Přímý dosah tohoto zdroje zátěže přesahuje 100 km. Tím, že nastavuje výchozí úroveň emisní zátěže Labe, ovlivňuje vývoj kvality vody na celém českém úseku jeho toku.

Z hlediska prostorové koncentrace je specifická emisní oblast Kolína. Zahrnuje řadu zdrojů potravinářského a chemického průmyslu, doplněné městskými komunálními odpadními vodami. Na rozdíl od pardubické oblasti, charakteristické jedním silným zdrojem, zde nacházíme více zdrojů střední velikosti na malém prostoru. Tyto zdroje díky prostorové koncentraci působí jako výrazné ohnisko emisí na podélném profilu Labe, které dále zvyšuje zátěž z oblasti Pardubic. Pod emisní oblastí Kolína byly dosahovány nejvyšší koncentrace zátěže organickými látkami v celém podélném profilu Labe.



Obrázek 84 Emisní oblasti Labe. Čísla u jednotlivých zdrojů znečištění udávají bilanční objem vypuštěného BSK5 v období 1995-97. Langhammer, 1999



Třetí emisní oblast představuje střední úsek toku Labe na českém území. Hlavní zdroje emisí zde představují dva závody chemického průmyslu - Spolana Neratovice a Sepap Štětí – a dále největší zdroj látkových vnosů do Labe na našem území vůbec – Vltava. Spolana Neratovice na počátku devadesátých let představovala největší zdroj emisí amoniakálního dusíku na toku Labe. Zátěž, přinášena Vltavou z oblasti Prahy se přes intenzifikaci pražské centrální ČOV v první polovině devadesátých let výrazně nezměnila a v některých parametrech (např. celkový fosfor) dokonce mírně vzrostla. Třetí hlavní zdroj této oblasti, kterým jsou papírny Sepap Štětí, vyniká především silným organickým znečištěním. Díky své poloze pod soutokem s Vltavou se přes vysoké objemy emisí na podélném profilu koncentrací hlavních ukazatelů výrazněji neprojevuje.

Poslední emisní oblastí je skupina zdrojů na dolním toku Labe. Vysoký celkový průtok Labe v této části toku je příčinou málo výrazného odrazu znečištění z této oblasti na podélném profilu kvality vody, přestože v bilančním hodnocení tato skupina zdrojů vyniká nad ostatními. Koncentrují se zde odpadní vody z průmyslových zdrojů spolu s odpady ze sídelních uskupení. Obrovský objem znečištění přináší rovněž Bílina, odvádějící průmyslové odpadní vody z podkrušnohorské pánve.

## 13.2 Průmyslové zdroje znečištění

Průmyslové zdroje patří k největším znečišťovatelům povrchových vod. Odpadní vody průmyslových podniků obsahují širokou škálu látek, které zahrnují organické látky, anorganické látky, ale i specifické znečištění – těžké kovy nebo specifické organické látky.

Složení odpadních vod z průmyslu je proměnlivé a závisí na technologii výroby a úrovni čištění. Ve většině průmyslových výroby můžeme rozlišovat následující základní druhy odpadních vod:

- Technologické odpadní vody
- Chladicí vody
- Splaškové vody

Jednotlivé typy odpadních vod mají velmi odlišné složení a míru koncentrace znečišťujících látek. V průmyslových kanalizačních systémech bývají od sebe oddělené, protože vyžadují různé metody a stupně čištění a jejich promíchání by mohlo výrazně zkomplikovat čistící procesy.

Koncentrované nebo nebezpečné odpady jsou v řadě výroby ukládány do retenčních nádrží, odkud jsou řízeně vypouštěny do toku při příznivé hydrologické situaci. Koncentrace látek v retenčních nádržích dosahuje řádově vyšších hodnot, než nacházíme v běžných technologických odpadních vodách. Retenční nádrže navíc představují významné riziko při mimořádných událostech – např. povodních, nebo při technické havárii.

Pro jednotlivé typy průmyslových výroby můžeme určit společné hlavní charakteristiky znečištění – vypouštěné látky, jejich typické koncentrace a rozložení emisí v čase. Stručný přehled typických látek, vypouštěných hlavními průmyslovými výrobami přináší Tab. 35. Dále stručně představíme čtyři odvětví, jejichž odpadní vody patří k prioritním zdrojům znečištění – chemický průmysl, papírenství, úprava kovů a průmysl potravinářský.

Tabulka 35: Vypouštěné znečišťující látky podle průmyslových odvětví. MKOL 1995

| průmyslové odvětví               | BSK <sub>5</sub> | CHSK | TOC | N <sub>celk</sub> | P <sub>celk</sub> | Hg | Cd | Cu | Pb | As | Cr | AOX |
|----------------------------------|------------------|------|-----|-------------------|-------------------|----|----|----|----|----|----|-----|
| chemický a farmaceutický průmysl |                  | ú    | ú   | ú                 | ú                 | ú  | ú  | ú  | ú  | ú  | ú  | ú   |
| průmysl papíru a celulózy        | ú                | ú    | ú   | ú                 | ú                 |    |    |    |    |    |    | ú   |
| výroba, zpracování a úprava kovů |                  | ú    | ú   |                   |                   | ú  | ú  | ú  | ú  | ú  | ú  | ú   |
| elektrotechnický průmysl         |                  | ú    | ú   | ú                 | ú                 |    |    | ú  | ú  | ú  | ú  | ú   |
| průmysl výživy                   | ú                | ú    | ú   | ú                 | ú                 |    |    |    |    |    |    |     |
| kožedělný průmysl                | ú                | ú    | ú   | ú                 | ú                 |    |    |    |    |    |    |     |
| textilní průmysl                 | ú                | ú    | ú   | ú                 | ú                 |    |    |    | ú  |    | ú  | ú   |
| těžba surovin                    |                  | ú    | ú   |                   |                   | ú  | ú  | ú  | ú  | ú  | ú  |     |
| výroba skla a keramiky           |                  | ú    | ú   |                   |                   |    |    | ú  | ú  | ú  |    |     |

### 13.2.1 Chemický průmysl

Odpadní vody z chemického průmyslu vynikají asi největší pestrostí a proměnlivostí složení, v závislosti na charakteru výroby. Odpadní vody z anorganických výrob obsahují zejména anorganické látky, rozpuštěné soli, kyseliny, těžké kovy a další toxické sloučeniny. Odpadní vody z výrob organických potom mohou obsahovat kromě výše zmíněných polutantů navíc specifické organické látky.

Charakter vypouštěného znečištění závisí na technologickém procesu, ale ve většině případů má relativně rovnoměrný charakter, který je dán i nutností minimálních výkyvů v kvalitě odpadních vody při jejich vstupu do čistících procesů. Z hlediska kvality vody v recipientu patří obvykle závody chemického průmyslu k hlavním zdrojům znečištění.



Obrázek 85 Chemický závod Procter & Gamble v Rakovníku představuje zásadní zdroj zátěže pro Rakovnický potok s přesahem do navazujícího toku Berounky. Foto J. Langhammer, 1999

## 13.2.2 Papírnický průmysl

Odpadní vody, které vznikají při výrobě papíru a celulózy obsahují velká množství organických, zpravidla obtížně rozložitelných látek.

Konkrétní složení odpadních vod závisí především na charakteru použité technologie. V zásadě se používají dva hlavní postupy při výrobě buničiny – v kyselém nebo alkalickém prostředí. V kyselém prostředí vznikají sulfitové výluhy z výrobních procesů v objemu přibližně 10 m<sup>3</sup> na 1 tunu vyrobené buničiny a vyznačují se silným zápachem po SO<sub>2</sub>. V toku jsou velmi obtížně rozložitelné a způsobují rychlé vyčerpání rozpuštěného kyslíku na oxidaci siřičitanů a biochemický rozklad sacharidů, které podporují masový růst vláknitých bakterií. U výroby buničiny v alkalickém prostředí je organické znečištění z výluhů (tzv. černý louh) do značné míry likvidováno při čistících procesech. Výsledné odpadní vody proto mají nižší koncentrace organických látek a hlavně jsou biologicky snáze rozložitelné (Synáčková, 1996).

Závody na výrobu papíru a celulózy patří k největším znečišťovatelům vodních toků. V České republice patří mezi nejvýznamnější zdroje emisí v oblasti papírnictví např. papírny ve Štětí na Labi nebo ve Větrní na Vltavě, které se řadí mezi absolutně největší zdroje emisí zejména v organickém znečištění.



Obrázek 86 Papírna Loučovice, významný zdroj zátěže horní Vltavy

## 13.2.3 Potravinářský průmysl

Odpadní vody z potravinářského průmyslu představují významné zdroje především organického znečištění toků, přičemž charakter znečištění je vysoce proměnlivý jednak podle vlastní výroby, jednak velmi často v závislosti na sezóně.

K největším znečišťovatelům patří lihovary, škrobárny, mlékárny a cukrovary. Typické složení odpadních vod vybraných odvětví potravinářského průmyslu ukazuje tabulka 36.



Znečištění z oblasti potravinářského průmyslu je charakteristické často velmi vysokými koncentracemi, zejména organických znečišťujících látek. Příčinou jsou jednak používané technologie, zároveň ale i výrazně nižší úroveň investic do čištění odpadních vod.

Řada podniků potravinářského průmyslu patří v absolutním srovnání mezi středně velké a menší zdroje znečištění. Vzhledem k tomu, že jsou často lokalizovány na menších tocích však působí v regionálním měřítku velmi významné problémy se zátěží toků.

Tabulka 36: Typické koncentrace vybraných ukazatelů v odpadních vodách potravinářského průmyslu. (Pitter, 1992)

|           | veškeré látky<br>mg/l | nerozpuštěné<br>látky mg/l | rozpuštěné<br>látky mg/l | CHSK <sub>Cr</sub><br>mg/l | BSK <sub>5</sub><br>mg/l | Ncelk<br>mg/l | pH  |
|-----------|-----------------------|----------------------------|--------------------------|----------------------------|--------------------------|---------------|-----|
| pivovary  | 1500                  | 300                        | 1200                     | 2400                       | 1850                     | 35            | 6.0 |
| droždárny | 5400                  | 100                        | 5300                     | 3460                       | 2200                     | 170           | 6.6 |
| škrobárny | 9500                  | 750                        | 8750                     | -                          | 5500                     | 300           | 7.2 |
| jatka     | 2600                  | 1600                       | 1000                     | 950                        | 600                      | -             | 7.3 |
| mlékárny  | 2100                  | 250                        | 1850                     | 2700                       | 1950                     | 120           | 6.2 |

### 13.2.4 Těžba surovin a zpracovatelský průmysl

Důlní vody a odpadní vody z kovo zpracujícího průmyslu jsou nebezpečné tím, že mohou být významným zdrojem nebezpečného znečištění, zejména kontaminace těžkými kovy, případně i radioaktivními látkami.



Důlní vody zpravidla obsahují příměsi látek podle těžených hornin. Z hlediska kvality vody jsou významné především zasolené důlní vody z hlubinné těžby a kyselé důlní vody, vznikající vyluhováním a oxidací pyritů.

Odpadní vody z kovo zpracujícího průmyslu odrážejí charakter výroby a použité technologie, kterou velmi často bývá galvanické pokovování pro finální úpravě součástek ve strojírenství a elektrotechnickém průmyslu. Při tomto procesu jsou používány vysoce koncentrované toxické roztoky, obsahující těžké kovy, kyanidy, apod. Koncentrace těchto látek se pohybují až ve stovkách mg/l, proto jejich úniky do toků mohou vést k vážným ekologickým haváriím.

Obrázek 87 Povrchová těžba kaolínu u Horní Břízy. Foto J. Langhammer, 1999

## 13.3 Komunální zdroje znečištění

Znečištění z komunálních zdrojů, tj. z měst a sídel patří vedle zdrojů průmyslových k nejzávažnějším zdrojům kontaminace povrchových vod organickými i anorganickými znečišťujícími látkami. Na rozdíl od zemědělství i průmyslu se odpadní vody z komunální sféry vyznačují relativní stálostí co do objemu produkce i chemického složení. Kromě vlastní produkce znečištění obyvatelstvem se na odpadech podílejí i dešťové povrchové splachy, smývající do kanalizační sítě různorodé látky. Koncentrace osídlení spolu s průmyslem a obslužnou dopravní sítí do velkých územních celků přináší vždy značné množství znečišťujících látek a zejména u méně vodných toků může působit kriticky. Pro minimalizaci vlivu sídel na znečištění vod je zásadní zajištění svodu odpadních vod do kanalizační sítě a následná úroveň čištění.

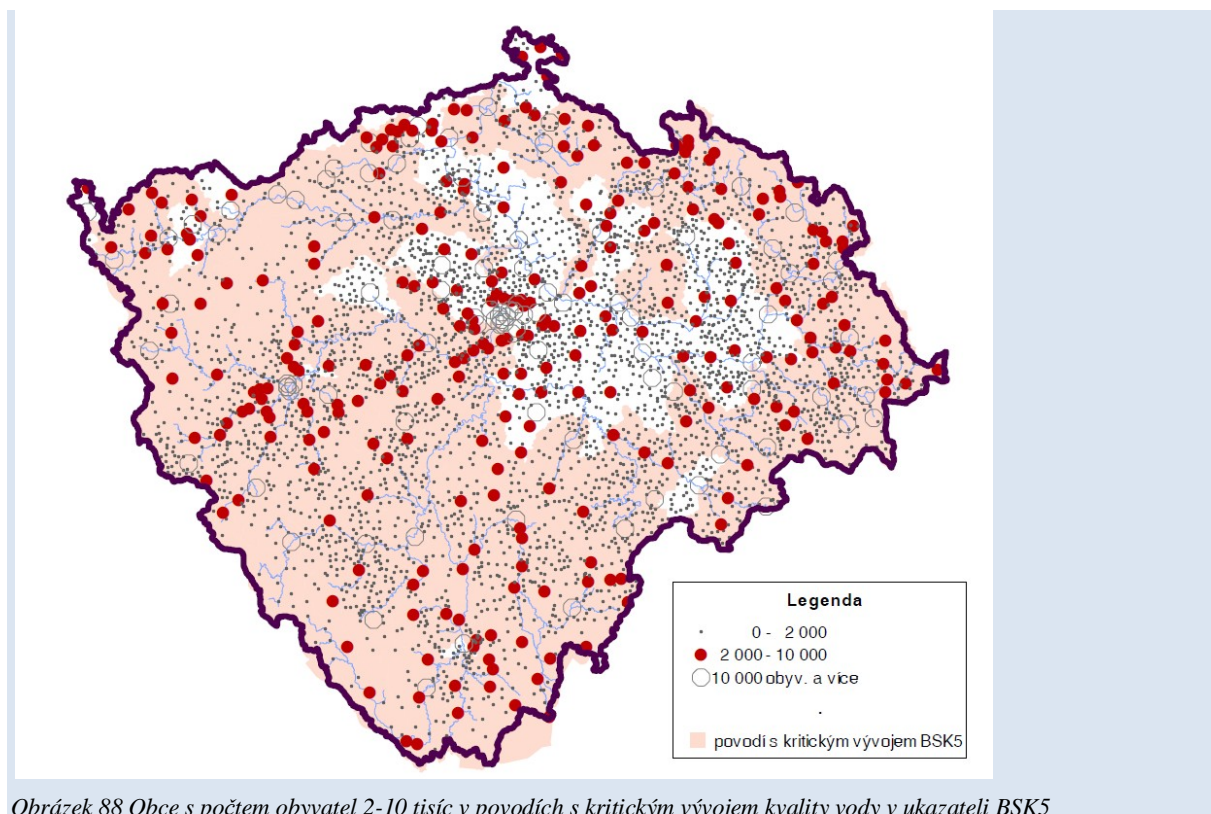
V České republice představovala problematika znečištění z komunálních zdrojů dlouhodobý problém. Teprve na konci devadesátých let byla na základě tlaku mezinárodních orgánů (MKOL aj.) dobudována síť čistíren odpadních vod u největších komunálních zdrojů znečištění. Řada menších sídel však stále vypouští nečištěné splaškové vody přímo recipientů, nebo jejich zařízení na úpravu odpadních vod jsou zastaralá a neumožňují eliminaci dusíku a fosforu. S ohledem na požadavky Rámcové směrnice i navazující české legislativy na čištění odpadních vod představuje přetrvávající problém čištění odpadních vod u malých sídel do 2000 obyvatel. Česká republika při přistoupení k EU dostala výjimku z povinnosti zabezpečení čištění odpadních vod u sídel této velikostní kategorie do roku 2010. Tato výjimka se však negativně promítla ve výrazném zpomalení eliminace zátěže toků malé a střední velikosti.

### Příklad – negativní dopad odkladu čištění odpadních vod u malých komunálních zdrojů

Pro vývoj jakosti povrchových vod v ČR představuje nejvýznamnější skutečností přechodné období pro implementaci směrnice 91/271/EHS o čištění městských odpadních vod. Jmenovitě jde o posun termínu splnění některých požadavků směrnice, konkrétně pro výstavbu čistíren městských odpadních vod a kanalizačních systémů v sídlech velikostní kategorie 2 000 – 10 000 EO a na intenzifikaci (odstraňování dusíku a fosforu) čistíren městských odpadních vod u sídel s velikostí nad 10 000 EO v tzv. citlivých oblastech.

Přestože jsou zřejmé u tohoto přechodného období zřejmé pozitivní ekonomické aspekty, které umožní rozložit investice do výstavby ČOV do delšího časového horizontu, jeho dopad na vývoj kvality vody v ČR je jednoznačně negativní. Z prostorových trendů změn kvality vody (Langhammer, 2005) je zřejmé, že ke stagnaci a k negativnímu vývoji kvality vody v tocích dnes dochází právě v těch oblastech, které jsou postiženy odkladem aplikace WFD – v oblastech drobných vodních toků, které jsou pod vlivem zátěže z malých a středních sídel, lokálního průmyslu a zemědělství.

Z GIS analýzy (Obr. 88) vyplývá, že z obcí s počtem obyvatel mezi 2-10 tis. obyvateli, kterých se odklad aplikace legislativy EU v oblasti čištění komunálních odpadních vod týká, leží přes 73 % v oblastech s kritickým vývojem kvality vody v ukazateli BSK<sub>5</sub> a žije v nich bezmála 75% obyvatel této velikostní kategorie sídel. U obcí s velikostí do 2 tis. obyvatel, u kterých je vybavenost kanalizací a ČOV nejnižší tento poměr stále přesahuje 70 %. Z analýzy vyplývá, že odklad aplikace environmentálních cílů WFD se do vývoje kvality vody projeví nejvíce negativně zejména v těch oblastech, které jsou i dnes z hlediska potřeby ochrany před znečištěním prioritní (Langhammer, 2005).



Obrázek 88 Obce s počtem obyvatel 2-10 tisíc v povodích s kritickým vývojem kvality vody v ukazateli BSK5

### 13.3.1 Splaškové odpadní vody

Produkce odpadních vod z komunálních zdrojů je z hlediska kvantitativního svázána se spotřebou vody obyvatelstvem, respektive s jejími odběry. Velikost odběru vody se velmi liší v závislosti na charakteru a velikosti sídelní struktury. Hodnoty, uváděné různými autory se často výrazně liší – zpravidla kolísají mezi 80 až 420 l na obyvatele a den. Na celkovém objemu odpadních vod je přímo závislé jejich složení, respektive koncentrace znečištění.

Produkce komunálního znečištění má z hlediska složení odpadních vod poměrně stálý charakter, daný vlastním charakterem znečištění. Odpadní vody obvykle obsahují především organické odpady z fekálií a zbytků jídla, které podléhají rychlému rozkladu, příměsi látek z čistících a pracích prostředků, používaných v domácnostech a dále drobné nerozpuštěné minerální látky aj. Největší pozornost je nutno věnovat organické složce odpadů, která vytváří hnilobné zárodky a může se při nedostatečném zpracování nebo úniku stát zdrojem šíření infekce. Odpadní vody zároveň obsahují značné množství živin, hlavně fosforu a dusíku, které se do odpadu dostávají jak prostým fyziologickým vylučováním, tak v případě fosforu z pracích a čistících prostředků.

Sloučeniny fosforu se do splaškových vod dostávají zejména z fekálních odpadů, zbytků potravy a syntetických detergentů. Čistá fyziologická produkce je různými autory udávána v množství 1 - 2 g fosforu na osobu a den, nejčastěji pak 1,6 g/os/den. Celková produkce fosforu potom představuje v České republice 2 - 4 g na osobu a den, což znamená, že množství fosforu, dodávané ze syntetických detergentů zvyšuje přirozenou produkci až na více než dvojnásobek.

Podrobnější vyhodnocení produkce fosforu z komunálních zdrojů bylo realizováno mj. v rámci Projektu Labe (Nesměrák, 1996). Na základě vyhodnocení dat z celkem 64 měst a obcí byla Nesměrákem odvozena regresní rovnice pro stanovení závislosti množství produkovaného celkového fosforu na počtu obyvatel bydlících v domech připojených na veřejnou kanalizaci:

$$P_{\text{celk.}} = 0,45442 * (O-VK)^{1,0612}$$

kde je  $P_{\text{celk}}$  celkové množství vyprodukovaného fosforu v kg/rok  
 $(O-VK)$  počet obyvatel bydlících v domech připojených na veřejnou kanalizaci

Pokud je sídlo připojeno na ČOV, celkové množství  $P_{\text{celk.}}$  je sníženo o 34,5 %, což je střední účinnost odstranění  $P_{\text{celk.}}$  ČOV v posuzovaných povodích.

Zdrojem dusíku v odpadních vodách z měst a obcí je zejména moč, přičemž močovina se ve vodě postupně rozkládá na amoniakální dusík. Pitter (1992) udává průměrnou produkci dusíku odpovídající 12 g N na osobu a den.

Obdobně jako v případě celkového fosforu, v rámci Projektu Labe bylo realizováno detailní šetření produkce z komunálních zdrojů i pro celkový dusík. Vyhodnocení provedl Nesměrák (1996) na základě dat z celkem 81 měst a obcí v letech 1991 – 1993. Autor zjišťoval specifickou produkci celkového dusíku a zatížení toků v závislosti na počtu obyvatel bydlících v domech připojených na veřejnou kanalizaci. Výsledky vyjádřil v regresní rovnici:

$$N_{\text{celk.}} = 5,2609 * (O-VK)^{0,10678}$$

kde je:  $N_{\text{celk.}}$  specifická produkce celkového dusíku v g/obyv. a den

$O-VK$  počet obyvatel bydlících v domech připojených na veřejnou kanalizaci.

Pro obce o počtu 1000 obyvatel tak vychází produkce celkového dusíku v odpadních nečištěných vodách v množství 11 g/obyv. a den, pro město o 1 mil. obyvatel potom již celých 23 g/obyv. a den. Rozdíl je podle autora způsoben vyšší občanskou vybaveností a návazným průmyslem připojeným na veřejnou kanalizaci v případě větších měst a sídelních uskupení.

Odpadní vody, zpracovávané na čistírnách odpadních vod potom vykazují pochopitelně nižší hodnoty produkce znečištění. S ohledem na standardní účinnost ČOV je možno ji vyjádřit opět ve tvaru regresní rovnice jako:

$$\text{vyč.}N_{\text{celk.}} = 7,1429 * (O-VK)^{0,04871}$$

Z této rovnice potom vyplývá specifické vypouštění celkového dusíku z ČOV pro obce s 1000 obyvateli na úrovni 10 g/obyv. a den a pro milionovou aglomeraci v hodnotě 14 g/obyv. a den.

Vzhledem k tomu, že splaškové odpadní vody obsahují především biologicky snadno rozložitelné látky, hlavním ukazatelem, který bývá pro jejich hodnocení používán je biochemická spotřeba kyslíku za 5 dní ( $BSK_5$ ). Koncentrace  $BSK_5$  ve splaškové vodě jsou závislé především na celkové spotřebě vody. Vzhledem k rostoucím odběrům vody ve vyspělých zemích se proto sice v průměru mírně snižují, celkové množství látek ale naopak mírně roste.

Pitter (1992) i Synáčková (1996) uvádějí průměrnou produkci znečištění jedním obyvatelem za den v hodnotách, uvedených v následující tabulce. Hodnoty, průměrné hodnoty produkce základních ukazatelů znečištění ve splaškových odpadních vodách, uváděné v tabulce, se u většiny autorů shodují. Je však nutno upozornit na skutečnost, že někteří autoři uvádějí hodnoty i výrazně odlišné. Je možno zmínit např. Nesměráka (1995), který se zabýval šetřením obsahu dusíku a fosforu v odpadních vodách z měst a obcí a který zjistil, že dané hodnoty se mohou významně lišit pro sídla různé velikosti. Značné rozdíly jsou potom patrné i z hlediska regionálního rozložení.



Tabulka 37: Produkce komunálního znečištění připadající na 1 obyvatele a den Pitter (1999)

| ukazatel         | g / d /obyv |
|------------------|-------------|
| BSK <sub>5</sub> | 60          |
| N                | 12          |
| P                | 1,6         |

Kromě typických splaškových komunálních vod produkovaných obyvatelstvem ještě musíme v městských oblastech počítat se specifickým znečištěním ze zdravotnických zařízení, výzkumných ústavů a drobných provozů, které jsou obtížně evidovatelné, ale často mohou být zdrojem závažného znečištění. Příkladem může být již citované znečištění rtuť z nefiltrovaných odpadních vod ze stomatologických pracovišť, které v povodí Moravy sledoval Tůma (1998).



Obrázek 89 Městská čistírna odpadních vod (ČOV Plzeň) Foto J. Langhammer, 1999

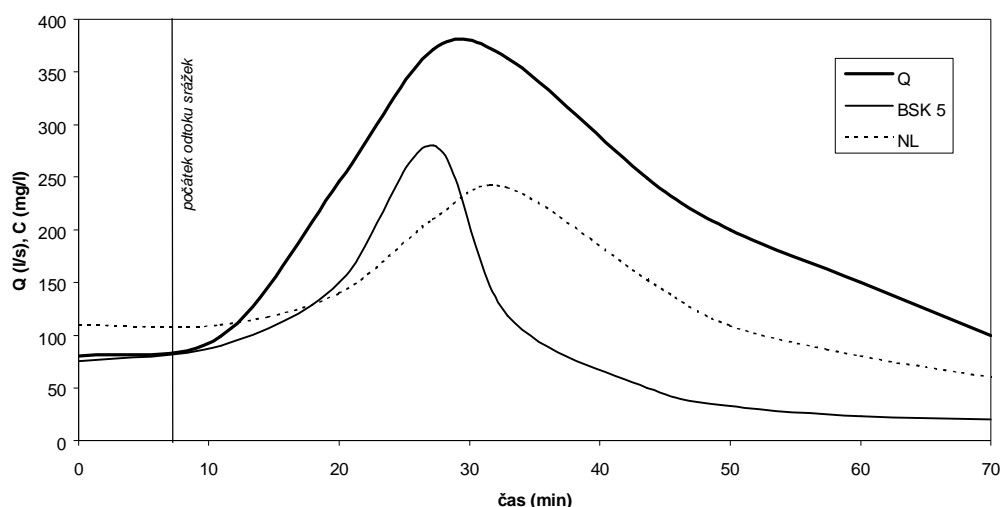
### 13.3.2 Srážkové odpadní vody

Znečištění, které vzniká odvedením srážkami spadlé vody prostřednictvím kanalizační sítě můžeme rozdělit na dvě samostatné složky. První tvoří vlastní koncentrace znečišťujících látek, přítomných ve srážkové vodě. Ty obvykle bývají malé, i když zde existují významné regionální rozdíly.

Druhou složku znečištění potom tvoří látky, které jsou srážkovou vodou splachované s povrchu a postupně odváděné kanalizací. Zde velmi záleží na charakteru zdrojové lokality, odkud jsou srážkové vody odváděny. Znečištění je obvykle tvořeno nerozpuštěnými anorganickými a organickými látkami, ropnými látkami, drobnými tuhými odpady, ale i mikroorganismy. Největší podíl odváděných srážkových vod připadá na města a sídelní struktury. Odlišné složení mají vody, odváděné z těles komunikací nebo průmyslových podniků, kde v případě mimořádných přívalových dešťů a nedostatečné kapacity kanalizační sítě mohou způsobit vážné ekologické havárie.

Průběh znečištění srážkových odpadních vod odváděných kanalizační sítí se mění s časem podle trvání srážek. V počáteční fázi srážky, trvající obvykle 10 – 15 minut je samotná srážková voda nejvíce

znečištěná, navíc dochází k vyplachování usazenin vytvořených v suchém období v kanalizační síti. Množství vyplachovaných látek potom klesá rychleji než celková vlna objemu odtoku srážek. Situace je znázorněna na Obr. 90.



Obrázek 90 Průběh znečištění v kanalizační síti. Upraveno dle Synáčková, 1996)

## 13.4 Populační ekvivalent

*Populační ekvivalent* je míra, udávající hypotetický počet obyvatel, který by způsobil stejné znečištění, jako je znečištění dané (Pitter, 1992). Jako referenční ukazatel se většinou používá právě BSK<sub>5</sub>, resp. množství BSK<sub>5</sub>, vyprodukované jedním obyvatelem za den. To je udáváno v literatuře obvykle jako 54 g na obyvatele a den, s postupným růstem spotřeby zejména v evropských a severoamerických zemích je nyní častěji udáváno množství 60 g/obyv. a den, pro některé země dokonce až 75 g/obyv. a den.

Při ověření výpočtem na základě dat nebo terénního šetření se však vyskytují značné rozdíly od od návrhových hodnot. Hodnoty, zaznamenané v ČR jsou tak často i významně nižší, než hodnoty, doporučované v tabulkách. Havlík (1997) konstatoval pro extrémně silně zatížené povodí Bíliny hodnotu 15 g/obyv/rok, Michalová (1998) v rámci bilance zdrojů znečištění v české části povodí Labe uvádí hodnotu 40 g/obyv/rok.

tabulka 38: Znečištění odpadních vod vybraných typů výrob hodnocené populačním ekvivalentem. Pitter (1990)

| Zdroj              | výrobní jednotka       | ekvivalentní počet obyvatel |
|--------------------|------------------------|-----------------------------|
| výkrm vepřů        | 1 vepř                 | 3                           |
| ustájení krav      | 1 kráva                | 5 - 10                      |
| cukrovarny         | 1 t řepy               | 45 - 70                     |
| mlékárny           | 1 m <sup>3</sup> mléka | 40 - 230                    |
| papírny            | 1 t papíru             | 200 - 900                   |
| škrobárny          | 1 t brambor            | 500                         |
| pivovary           | 1 m <sup>3</sup> piva  | 150 - 350                   |
| prádelny           | 1 t prádla             | 350 - 900                   |
| koželužny          | 1 t kůže               | 1 000 - 5 000               |
| sulfitová celulóza | 1 t celulózy           | 3 000 - 5 000               |
| droždárny          | 1 t droždí             | 5 000 - 7 000               |

## 13.5 Šíření znečištění v recipientu

Po vypuštění odpadní vody dochází k jejímu směšování s vodou v recipientu. Průběh procesu znečištění povrchové vody ovlivňují především dva hlavní faktory:

1. Charakter zdroje emisí. Charakter zdroje znečištění určuje celkový průběh procesu znečišťování toku. Odlišný průběh bude mít znečištění z plošného zdroje, zdroje liniového či zdroje bodového. Zároveň je důležitý režim vypouštění emisí – zda se jedná o kontinuální či nárazové vypouštění emisí.
2. Hydraulické poměry toku. Charakteristika koryta toku a vlastnosti proudění ovlivňují významně vlastní směšování odpadní vody s vodou v recipientu, rychlost a intenzitu tohoto procesu.

Relativně nejjednodušší je popis šíření znečištění v toku pod zdrojem vypouštění odpadních vod. Pro praktické výpočty lze tento komplexní soubor pochodů zjednodušit na prostý rozptyl a vlastní proces popsat pomocí **směšovací rovnice**. S její pomocí můžeme mj. vypočítat výslednou koncentraci znečištění v toku v důsledku přímého znečištění. Rovnici píšeme ve tvaru:

$$c'_r = \frac{Q_{OV} \times c_{OV} + Q_r \times c_r}{Q_{OV} + Q_r}$$

kde je:  $c'_r$  výsledná koncentrace znečištění po smíšení,  $Q_{OV}$  průtok odpadních vod,  $c_{OV}$  koncentrace znečištění v odpadní vodě  $Q_r$  průtok v recipientu nad výpustí,  $c_r$  koncentrace znečištění v recipientu před výpustí.

Další průběh znečištění v toku je již podstatně složitější. Vedle prostého fyzikálního rozptylu – disperze látek v recipientu dochází zároveň k reakcím s jinými látkami přítomnými v toku, samočištění, sedimentaci či akumulaci v živých organismech což celý proces šíření znečištění činí poměrně komplikovaným.

Pokud potřebujeme přesnější popis šíření znečištění, můžeme tuto úlohu řešit pomocí komplexnějších metod. Jedná se např. o metodu konečných rozdílů, racionální nebo experimentální výpočtové metody (viz např. Synáčková, 1996).

Velmi dobrou možnost popisu šíření znečištění v toku nabízejí matematické modely. Podle míry komplexnosti umožňují výpočet šíření a odbourávání znečištění v toku na základě kombinace různých postupů, přičemž přesnost výpočtu je možno řídit vhodnou kalibrací.

# 14 Difúzní zdroje znečištění

Do kategorie difúzních zdrojů znečištění obvykle zahrnujeme drobné rozptýlené bodové zdroje, ať již komunální, zemědělské nebo průmyslové, znečištění pocházející z dopravy, výluhy ze skládek apod..

Vzhledem ke značnému prostorovému rozptýlení difúzních zdrojů je jejich kvantifikace zpravidla obtížná a většina hodnocení je proto obvykle založena na dílčích nebo nepřímých údajích, přepočtech či odhadech.

Pro plošné a difúzní zdroje znečištění je, jak již bylo řečeno, velmi obtížné najít objektivní metodu hodnocení a kvantifikace odnosu látek ze sledovaného území. Obtížnost přesného vyjádření míry znečištění pocházejícího z nebodových zdrojů, jak jsou také někdy plošné a difúzní zdroje nazývány, má za následek velké množství existujících metod hodnocení.

Asi nejčastější metodou hodnocení je tzv. diferenční nebo bilanční metoda, kde od naměřeného látkového odnosu v určitém profilu je odečteno množství vnosů známých z bodových zdrojů znečištění. To však předpokládá zanedbatelný vliv retence a ztráty látek v rámci sledovaného povodí a neodpovídá přesně situaci. Výsledky z této metody udávají maximální možný podíl bodových zdrojů a minimální podíl zdrojů plošných a difúzních.

Behrendt a Nesměrák (1995) se v rámci bilance difúzních zdrojů v českém i německém povodí Labe pokouší definovat míru retence a odbourávání hlavních živin – dusíku a fosforu v krajině a zjistit tak skutečné množství vnosů těchto látek z difúzních zdrojů znečištění. Ve svém příspěvku, prezentovaném na mezinárodním semináři 5 let MKOL v Praze v roce 1995 dokazují, že rozdíl mezi vnosy a odnosy z difúzních zdrojů je značný. U hlavních nutrientů se tak v závislosti na charakteru povodí podíl retence, tj. rozdíl mezi difúzními vnosy a celkovým odnosem, zjištěným diferenční metodou pohybuje mezi 60 – 80% vnosu. Tato metodika je založena na odhadech podílu vnosu jednotlivými cestami a jejich následné kvantifikaci.

Vzhledem k tomu, že se vliv plošných a difúzních zdrojů znečištění na kvalitu vody díky snižování emisí z bodových zdrojů zvyšuje, jde o významný fenomén. Důležitost poznání procesů šíření znečištění z nebodových zdrojů umocňují navíc současné poznatky, které udávají, že podíl této složky na celkových vnosech zejména nutrientů do povodí může být výrazně daleko vyšší, než ukazují hodnoty bilančních odnosů. Právě procesy retence a sedimentace látek z plošných a rozptýlených zdrojů znečištění se jeví být klíčem k uspokojivé kvantifikaci celkové látkové bilance odnosu látek z povodí.

Hlavní zdroje znečištění z difúzních zdrojů představuje znečištění produkované ze zemědělství, z drobného osídlení, dopravy či skládek.

## 14.1 Zemědělství

Znečištění ze zemědělství má na celkových zdrojích difúzního znečištění největší podíl. Jedná se nejčastěji o prostorově rozptýlené bodové zdroje odpadních vod z živočišné výroby, úniky ze silážování, skladovacích prostor a technického zázemí.

Nejvýznamnějším zdrojem je živočišná výroba, zejména její koncentrovaná podoba. Velkochovy hovězího dobytka, prasat, a drůbeže produkují neustále velká množství fekálního odpadu, především kejdy a močůvky. Ty lze sice využívat pro hnojení zemědělských ploch v rostlinné výrobě, ale pouze

mimo vegetační období. Během zbylé části roku je třeba je skladovat a případně likvidovat. Vzhledem k produkovaným objemům odpadu jsou nároky na skladované množství obvykle velmi vysoké, přičemž skladovací prostory by měly být důkladně zajištěny proti možným únikům, průsakům a účinkům přívalových srážkových vod. V praxi ale jsou tato opatření často dodržována nedostatečně, částečně díky špatnému technickému stavu objektů, částečně vinou technologické nekázně nebo neznalosti problematiky. Dochází tak nejen k havarijním situacím, ale i k systematickým vypouštěním odpadů do povrchových vod. Koncentrace znečišťujících látek v těchto fekálních odpadech jsou enormní, přičemž při přímém úniku do povrchových vod ohrožují i jejich hygienickou závadnost (Synáčková, 1996).

Tabulka 39: Množství a složení odpadů z živočišné výroby

| ukazatel |                  | jednotka   | Skot    | Prasata | Drůbež  |
|----------|------------------|------------|---------|---------|---------|
| produkce | množství kejdy   | kg / d     | 57      | 6       | 0,1     |
|          | EO               |            | 29      | 3,4     | 0,15    |
|          | potřeba vody     | l / ks . d | 50-60   | 8-20    | 0,35    |
|          | BSK <sub>5</sub> | g / d      | 1760    | 205     | 9       |
| složení  | veškeré látky    | g / l      | 80-150  | 40-130  | 200     |
|          | N                | g / l      | 3,5-4,2 | 2,1-10  | 13-16   |
|          | P                | g / l      | 0,5-1,0 | 0,4-2,4 | 5,0-6,5 |
|          | K                | g / l      | 1,7-3,1 | 0,8-3,1 | 4,4-7,0 |

Další potenciální zdroje úniku látek ze zemědělství představují nedokonale zajištěné prostory pro skladování hnojiv, silážování ale i dalších látek včetně pohonných hmot, velmi časté jsou úniky ropných látek ze zastaralého vozového parku nebo opraven zemědělských strojů.



Obrázek 91 Drůbežářský závod u Uherského Brodu, představující jeden z řady zdrojů znečištění povrchových vod z oblasti živočišné výroby v povodí Olšavy. Foto J. Langhammer, 2007

## 14.2 Rozptýlené osídlení

Komunální odpadní vody z rozptýleného osídlení jsou druhou hlavní složkou podílející se na difúzním znečištění. Jedná se o menší i větší vesnice, skupiny domů, ale i samostatná jednotlivá stavení a zemědělské usedlosti, jejichž drtivá většina nevyjímaje velkou část vesnic, není napojena na kanalizaci s následným čištěním odpadních vod. Podle údajů Ministerstva životního prostředí tak v domech napojených na veřejnou kanalizaci v České republice bydlí celkem 80 % z celkového počtu obyvatel. Mezi jednotlivými regiony panují velké rozdíly, když podíl obyvatel využívajících veřejnou kanalizaci kolísá v jednotlivých regionech mezi 66,8% až 92,8%, přičemž nejvyšších hodnot je dosaženo v městech a koncentrovaných sídelních uskupeních. Výjimku tvoří Praha, kde podíl napojení obyvatel na kanalizaci je prakticky stoprocentní (Tab. 40).

Charakteristiky znečištění jsou stejné jako v případě komunálního znečištění z velkých bodových zdrojů, popisovaném dále. Z hlediska dopadu na kvalitu vody si můžeme všimnout produkce a odnosu hlavních nutrientů fosforu a dusíku. Problémem znečištění z rozptýlených zdrojů je obecně špatná možnost jeho inventarizace a tím následné kvantifikace. Při hodnocení je tak nutno většinou postupovat přepočtem přes počty obyvatel v dané oblasti.

Tabulka 40 Podíl obyvatel ČR napojených na kanalizaci . MZe 2008

| Kraj                 | Podíl obyvatel napojených na kanalizaci (%) |
|----------------------|---|
| Hl. město Praha      | 99,7  |
| Středočeský kraj     | 66,8  |
| Jihočeský kraj       | 85,0  |
| Plzeňský kraj        | 77,6  |
| Karlovarský kraj     | 92,8  |
| Ústecký kraj         | 82,5  |
| Liberecký kraj       | 68,9  |
| Královehradecký kraj | 73,0  |
| Pardubický kraj      | 69,6  |
| Kraj Vysočina        | 83,2  |
| Jihomoravský kraj    | 86,5  |
| Olomoucký kraj       | 75,0  |
| Zlínský kraj         | 83,5  |
| Moravskoslezský kraj | 79,1  |
| ČR                   | 80,8  |

Metodice výpočtu rozptýleného znečištění z individuálních komunálních zdrojů se věnovala řada autorů, mj. např. Straškraba a kol. (1973), Nesměrák (1995, 1996) nebo Just (1995). Ve svých pracích hodnotili odhadované množství produkce jednotlivých nutrientů jako podklad pro vstup do látkového koloběhu. Produkci fosforu tak například sledoval v závislosti na velikosti obce Nesměrák (1996) a výsledky tohoto šetření jsou uvedeny v oddíle, pojednávajícím o bodových zdrojích, neboť hodnotil pouze obce a města, připojená na kanalizaci ať již s následným čištěním na ČOV nebo bez. Pro sídla nepřipojená na jednotný kanalizační systém je nutno použít přibližné přepočty. Straškraba pro odhad emisí z obcí nepřipojených na centrální kanalizaci a bez čistírny odpadních vod uvádí odtok z povodí  $0,5 \text{ kg P.obyv.}^{-1}.\text{r}^{-1}$  pro septiky vzdálené méně než 500 m od toku a  $0,01 \text{ kg P.obyv.}^{-1}.\text{r}^{-1}$  pro septiky umístěné ve větší vzdálenosti. Just (1995) potom udává specifickou celkového fosforu v rozmezí 0,3 až 3 g/obyv a den, přičemž jako průměr uvádí  $1,25 \text{ g/obyv. a den}$ , což se slučuje s většinou obdobných odhadů (např. Pitter, Tlapák aj.).

Pro hodnocení produkce dusíku je možno postupovat obdobným způsobem, tj. přepočty, nejčastěji přes počty registrovaných obyvatel. Straškraba tak podle analogického postupu udává odtok celkového dusíku z povodí v důsledku znečištění z obcí bez svodu odpadních vod kanalizací a bez zpracování na čistírně odpadních vod v hodnotách  $1 \text{ kg N.obyv.}^{-1}.\text{r}^{-1}$  pro septiky do vzdálenosti 500 m od recipientu a  $0,5 \text{ kg N.obyv.}^{-1}.\text{r}^{-1}$  pro septiky, lokalizované ve vzdálenosti větší.



## 14.3 Skládky

Skládky jsou dalším z obtížně kvantifikovatelných ale lokálně mnohdy nebezpečných zdrojů znečištění. U starých a neřízených skládek je mnohdy velmi těžké odhadnout jejich složení a vyloučit přítomnost toxického odpadu, který se může, zejména pokud není skládka zajištěna nepropustným ložem, vyluhovat do povrchových vod.

V České republice je tak jenom v českém povodí Labe v současné době v databázi Ministerstva životního prostředí evidováno na 1300 skládek, přičemž celá jedna třetina z nich je umístěna v severočeském průmyslovém regionu s velmi krátkou potenciální cestou polutantů do Labe (Sameš, 1995). Přes 40 km<sup>2</sup> území zabírají staré skládky, obsahující podle odborných odhadů na 700 milionů m<sup>3</sup> rozdílně závadného odpadu. Velká část těchto skládek je odvodňována do málo vodných recipientů, kde mohou působit významné škody. Z hlediska nebezpečnosti jsou na čelním místě skládky radioaktivního odpadu, kde byly zaznamenány výluhy aktivního materiálu na Příbramsku a v povodí Ploučnice. Významné zdroje kontaminace představují rovněž výluhy ze skládek velkých chemických závodů, lokalizované poblíž vodních toků. Zejména při přívalových deštích nebo povodních se mohou stát zdrojem obecného ohrožení.

Názorným příkladem ohrožení povrchových a zejména podzemních vod nedokonale spravovanými skládkami nebezpečných odpadů může být likvidace skládek vojenského materiálu, která u nás probíhala po odchodu sovětských vojsk na počátku devadesátých let. V prostoru vojenského letiště Hradčany v obci Ralsko a ve vojenském prostoru Mladá – Milovice byly shledány rozsáhlé kontaminace podzemních vod a zemin leteckým petrolejem a chlorovanými uhlovodíky na celkové ploše asi 80 000 m<sup>2</sup>. Zejména druhé území přitom patří k nejvýznamnějšímu hydrogeologickému rajonu ČR, neboť leží v těsné blízkosti vodárenské oblasti toku Jizery, ze které je filtrací jímána pitná voda pro zásobování podstatné části hlavního města Prahy.



*Obrázek 92 Černá skládka komunálního odpadu v povodí Mnichovky. Neřízené a nekontrolované ukládání odpadů může mít díky přítomnosti toxických látek mezi komunálním odpadem závažné důsledky na kontaminaci povrchových, ale často i podzemních vod. Foto J. Langhammer, 2002*



## 14.4 Doprava

Doprava se na difúzním znečištění podílí jednak v oblastech vlastních dopravních těles - silnic, železnic, tak v oblastech obslužných ploch a technického zázemí - parkovišť, lokomotivních dep a opraven.

Častým zdrojem znečištění silnic bývá jejich solení v zimním období, které je při tání sněhu vyplavováno do vodních toků. Pro prakticky všechny dopravní tahy jsou společným problémem úniky pohonných hmot a olejů, přičemž riziko jejich vymývání roste s koncentrací dopravy a na odstavných plochách.

Nepřímo bývá doprava původcem znečištění následkem havárií v silniční a železniční přepravě, kde často dochází k extrémnímu zatížení díky nepředvídatelnosti těchto situací a následné pozdní likvidaci.



Obrázek 93 Dopravní uzel v Plzni. Foto J. Langhammer, 1999

# 15 Plošné zdroje znečištění

Pod pojmem plošné zdroje znečištění rozumíme aktivity, které způsobují produkci znečišťujících látek a jejich následný transport do povrchových a podzemních vod v ploše krajiny. Na rozdíl od bodových zdrojů, kde transport znečišťujících látek do recipientu probíhá v jednom bodě prostřednictvím soustředěného odtoku kanalizací nebo výpustí odpadních vod, je u plošných zdrojů znečištění proces kontaminace podstatně složitější. Část znečišťujících látek je splachována povrchovým odtokem, část je ukládána v půdním profilu, část je transportována hypodermálním odtokem a část odtokem bazálním. Pro jednotlivé znečišťující látky, ale i typy prostředí tyto transportní cesty a mechanismy fungují rozdílně.

Hlavním zdrojem znečištění, zahrnovaného do kategorie plošných zdrojů, je zemědělská činnost, z ní potom hlavně rostlinná výroba. Vlastními zdroji znečištění jsou přitom na jedné straně aplikovaná hnojiva, na druhé straně pesticidy a ochranné chemické postřiky obecně. Dalším faktorem, podílejícím se na plošném znečištění, jsou rovněž atmosférické depozice.



*Obrázek 94 Rozorávání mezí v 50. letech. Politicky motivované změny v zemědělství, které vedly ke scelování pozemků a následně využívání těžké techniky a intenzivních forem hospodaření vedly k výraznému nárůstu erozního ohrožení a odnosu živin do povrchových a podzemních vod. Foto ČTK*

Zátěž z plošných zdrojů znečištění není možné, na rozdíl od bodových zdrojů, přímo měřit. Jednotlivé metody pro hodnocení emisí z plošných zdrojů znečištění jsou založeny na nepřímých metodách, vycházejících z bilančních přepočtů, empiricky odvozených vztahů nebo aplikace matematických modelů.

S nemožností přímo sledovat zátěž z plošných zdrojů znečištění navíc souvisí i obtížná možnost regulace této složky znečištění. Zatímco zátěž z bodových zdrojů emisí je možné eliminovat technickými opatřeními, u plošných zdrojů znečištění je možné omezení zátěže dosáhnout výhradně nepřímými metodami – změnami ve způsobu hospodaření, založenými zpravidla na legislativní regulaci, využívání nových technologií nebo dotační politice.

## 15.1 Zemědělství

Problematika plošných zdrojů v zemědělství je ve velké většině případů problematikou nadměrného vnosu živin na zemědělsky využívané plochy a jejich následného transportu do vodního prostředí. Rostliny ke svému růstu potřebují z živin zejména dusík, fosfor a draslík. Tyto sice v přírodním prostředí přítomné jsou, ale ne v takovém množství, aby mohly pokrýt stále se zvyšující nároky na výnosy z rostlinné výroby. Z tohoto důvodu jsou zemědělské plochy hnojeny, přičemž částečně díky nesprávnému způsobu aplikace, ale i často díky nadměrnému množství používaných látek dochází k jejich přenosu do vodního prostředí.

Používaná hnojiva můžeme rozdělit na přírodní a umělá. Přírodní hnojiva představují hlavně odpady ze živočišné výroby - močůvka, hnůj a především kejda. Při klasických nízkokapacitních metodách chovu a ustájení dobytka vzniká díky promísení fekálií se stelivem *hnůj*, který má vlastnosti, velmi dobře využitelné pro hnojení. Při velkokapacitních chovech však zvířata bývají ustájena bez steliva a výsledný odpad proto tvoří směs tuhých fekálií, moči a technologické vody. Tato suspenze, označovaná jako *kejda* je velmi účinným hnojivem, je však obtížně zpracovatelná a její aplikace s sebou nese některá rizika. Díky tomu, že neobsahuje pevné rostlinné pojivo, je to vysoká náchylnost ke splachům a vymývání z půdy, při rozstřiku zase možnost přenosu větrem. Vysoká koncentrace živočišné výroby do velkovýkrmnů má za následek vysokou produkci kejdy. Ta potom z nedostatku možností efektivní likvidace nebo distribuce bývá často aplikována v nadměrných objemech na přilehlé zemědělské plochy, přičemž právě nadměrné množství živin, které plodiny ani půda nejsou schopny vstřebat, je odnášeno do vodních toků a nádrží.

Umělá hnojiva mají oproti hnojivům přírodním vyšší rozpustnost ve vodě a díky tomu jsou prostředím rychleji vstřebávány. Zároveň se však při předávkování rychleji stávají předmětem transportu do povrchových vod. Kromě živin mohou v závislosti na složení obsahovat i látky, jejichž přítomnost v přírodě je nežádoucí, jako například těžké kovy.



Obrázek 95 Orná půda v údolní nivě jako zdroj zátěže toku nutrienty v povodí Blšanky Foto J. Langhammer, 2004

## Precision farming

V současné době se ve světě a postupně i u nás rozvíjí systém tzv. přesného hospodaření (z anglického "precision farming"). Jedná se o postup, který využívá moderní technologie jako je GPS k eliminaci nevyrovnanosti základních půdních vlastností v prostorovém měřítku. Na základě podrobných půdních analýz probíhá mapování půdních vlastností daného pozemku, jejich interpretace a vyhodnocení, na které navazuje výsledná optimalizace hospodářských postupů - hnojení průmyslovými hnojivy, aplikace pesticidů a další operace. Vlastní zpracování prováděných analýz probíhá za využití systému GPS, který umožňuje přesně prostorově lokalizovat jednotlivé zjištěné kategorie půd, a následné zhodnocení jejich prostorového rozložení. Výstupem jsou aplikační mapy, které umožňují přesné vymezení území s rozdílnou potřebou aplikace buď hnojiv, pesticidů, nebo vápnění.

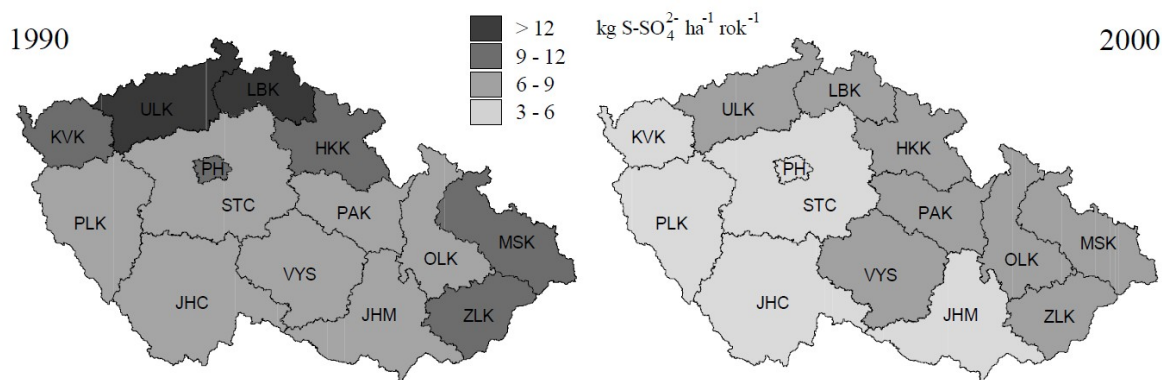
Přesné hospodaření přináší jednak vyšší výnosy, jednak lepší kvalitu vypěstovaných produktů. V neposlední řadě je výrazně pozitivním rysem zásadní omezení vnosů hnojiv na zemědělské plochy, což má pozitivní vliv jednak na samotné zemědělce, neboť jim šetří prostředky, z hlediska jakosti vody je potom podstatné významné snížení odnosů živin z takto obdělávaných ploch do vodního prostředí.

Systém však předpokládá určitou technickou připravenost a zázemí ze strany zemědělců. To představuje hlavní bariéru uplatňování tohoto pokročilého systému hospodaření u nás, neboť v zemědělské sféře stále nacházíme nejvyšší počet zastaralých strojů a zařízení, malou pružnost vlastních hospodářů v přístupu k inovacím a velmi rozšířenou technologickou nekázeň, která může ve výsledku veškeré snahy o selektivní přístup k území snadno znehodnotit.



## 15.2 Atmosférické depozice

V rámci plošných zdrojů znečištění představují jejich důležitou součástí atmosférické depozice jako následek antropogenních emisí do ovzduší. Produkce emisí je všeobecně a dlouhodobě známým faktorem, ovlivňujícím především stav kvality ovzduší. Nejvíce negativně se dlouhodobě projevuje zejména spalování fosilních paliv, především nekvalitního uhlí, které obsahuje vysoké množství síry, ale často i dalších látek, které jsou pro organismus nebezpečné, včetně těžkých kovů. V České republice v devadesátých letech můžeme pozorovat výrazný trend směrem k omezení emisí zejména z energetického průmyslu včetně odpovídající odezvy ve zlepšené imisní situaci.



Obrázek 96 Průměrná mokrá depozice síranů v kg S-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> na území krajů ČR v letech 1990 a 2000 (Převzato ze Zapletal a Chroust, 2005)



Změny v objemech emisí do ovzduší jsou přitom výrazné. Jednou z hlavních příčin byl rozsáhlý program ekologizace tepelných elektráren společnosti ČEZ v letech 1992-98, v důsledku kterého se v tomto období snížily emise z elektráren této společnosti v případě SO<sub>2</sub> o více než 90%, popílků rovněž o téměř 90%, NO<sub>x</sub> o 50%.

Pokles úrovně emisní zátěže ovzduší v průběhu 90. let zřejmý na celém území ČR. V letech 1990 – 2000 došlo na celém území ČR k poklesu emisí SO<sub>2</sub> o 86 %, u amoniaku o 53 %. síranů (Zapletal and Chroust, 2005). Pokles úrovně imisních koncentrací a depozic je nicméně nižší, přičemž hlavní roli zde hrají rozdílné meteorologické podmínky i nerovnoměrné prostorové rozložení zdrojů emisí. Prostorové rozdíly v úrovni mokré depozice síranů na území ČR v období 1990-2000 dokumentuje obr. 97.

## 15.3 Hodnocení plošných zdrojů znečištění

Protože přímá měření látkového odnosu z plochy povodí nejsou možná, pro kvantifikaci této složky zátěže povrchových vod jsou používány metody nepřímé. Ty můžeme rozdělit do tří hlavních skupin – na klasické metody bilanční a aditivní a na hodnocení pomocí matematických modelů.

### 15.3.1 Bilanční metody

Bilanční hodnocení vychází z látkového odnosu naměřeného v určitém profilu toku. K tomuto odnosu jsou přičteny hodnoty možných ztrátových procesů probíhajících v povodí nad tímto profilem, k nimž jsou k dispozici naměřené či odhadnuté údaje. Sem patří například hodnoty ztrát dusíku denitrifikací v říčních korytech a v kanalizacích, či hodnoty zadržetí dusíku a fosforu v nádržích atd.). Od takto získaných hodnot je odečten podíl připadající na známé bodové zdroje a přísun z atmosférické depozice. Takto vypočtené hodnoty lze považovat za minimální odhady odnosu živin z plošných zdrojů v daném povodí, jelikož nezahrnují celkovou retenci látek v povodí, stejně jako např. část erozních smyvů, které jsou ukládány v údolních nivách či sedimentech. Bilančně odhadnuté odnosy z plošných zdrojů znečištění tedy představují kvantum živin s bezprostředním vlivem na jakost vody ve sledovaném profilu.

Jinou variantou bilančního přístupu hodnocení může být metoda, kterou použil (Janský, 1990). Pro vyhodnocení specifického látkového odnosu použil součinu průměrných koncentrací vybraného ukazatele s hodnotami M-denních průtoků. Tím získal hodnoty látkových odnosů, které pak byly vztaheny k příslušným plochám povodí nad hodnoceným profilem. Takto byly vypočteny specifické látkové odnosy pro jednotlivá překročení průtoků, čímž je bylo možné porovnat v jednotlivých povodích.

### 15.3.2 Aditivní přístup

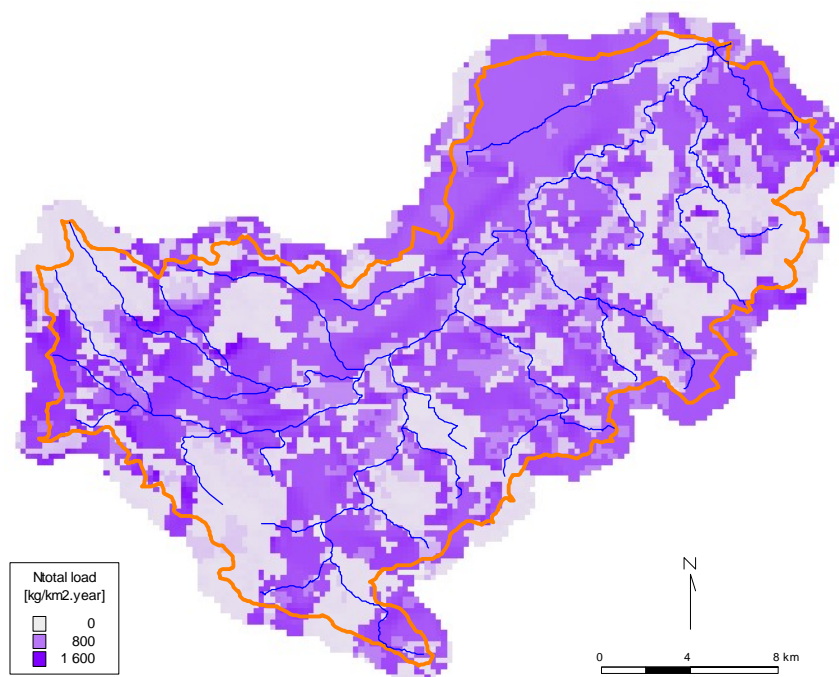
Aditivní přístup vychází z rozdělení celkového odtoku z povodí na dílčí odtok z různým způsobem využívaných ploch území (les, zemědělská půda, intravilán aj.) a případně ještě dále na jednotlivé složky odtoku – povrchovou a podpovrchovou. Množství odnosu dané látky se zde vypočte z naměřených nebo odhadnutých látkových odnosů, které mohou být funkcí dalších parametrů (např. teplota, roční období, morfologie terénu, půdní typ, průtok, látkový přísun do povodí hnojením a srážkami). Celkový odnos je potom vypočten jako součet všech jednotlivých uvažovaných složek.

Tento přístup například používá ve své práci (Jurča, Damaška, and Damašková, 1997) nebo (Rosendorf and et al., 1998).

Pro výpočet produkce dvou hlavních živin – dusíku a fosforu je zde použito rozdílných postupů, když produkce dusíku je uvažována jako jednosložková, zatímco výpočet odnosu celkového fosforu je rozdělen na dvě složky – povrchovou a podpovrchovou. První bilancuje přímý odtok fosforu z ploch. Ten je realizován povrchovým odtokem, ke kterému dochází v důsledku srážkových situací či tání sněhu a ledu, a který se projevuje erozí půdy. Odnos fosforu je v této složce vázán na erodované částice. Druhá část výpočtu zahrnuje podpovrchovou složku odtoku fosforu. Obě jeho základní složky – podzemní odtok z oblasti nasycení podzemní vodou, tj. pod hladinou podzemní vody i odtok hypodermický jsou kvůli obtížnému členění uvažovány jako jeden nedělený celek, tj. celkový odtok.

### 15.3.3 Matematické modely

Na rozdíl od klasických přístupů hodnocení pomocí modelování nehodnotí látkový odnos z naměřených hodnot, nýbrž tyto hodnoty jsou modelovány. Simulace probíhá na základě fyzikální a matematické definice simulovaného procesu a známých vstupních veličin a okrajových hodnot modelu. (Langhammer, 1999). Postup hodnocení je tedy oproti klasickému hodnocení přesně opačný. Při analýze známých, naměřených dat zjišťujeme pomocí různých metod statistické analýzy vztahy a závislosti mezi jednotlivými ovlivňujícími složkami sledovaného procesu.

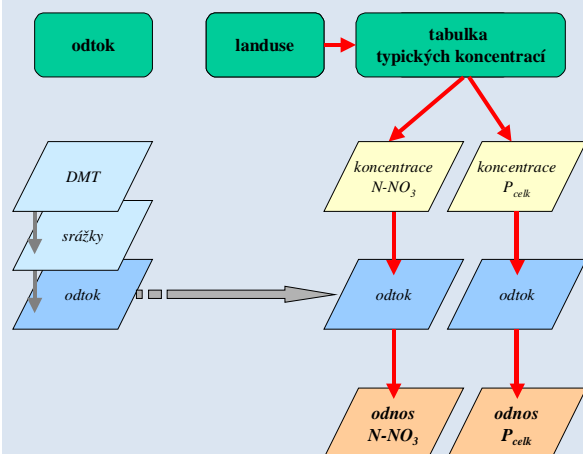


Obrázek 97 Model odnosu celkového dusíku z povodí Blšanky. Model TCM, Langhammer, 2001

Při modelování naopak vycházíme ze znalosti studovaného procesu, resp. z jeho fyzikálního a matematického popisu, přičemž na základě postupné kalibrace modelu, jeho parametrů a vstupních dat výsledné hodnoty simulujeme. Tento postup je sice při prvotní fázi zpracování náročnější na čas, požadovaný objem dat i použité prostředky, nicméně při úspěšné kalibraci systému poskytuje podstatně širší možnosti využití. Dává nám totiž možnost simulovat průběh a dopad změn ve vnějších podmínkách a hodnotit tak např. potenciální krizové situace, predikovat další vývoj stejně jako hodnotit vliv antropogenně podmíněných změn v hodnoceném území na hodnocené procesy a simulované veličiny.

### Příklad – aplikace modelu NPSm pro identifikaci kritických oblastí zátěže z plošných zdrojů

Příkladem hodnocení vlivu zátěže z plošných zdrojů znečištění je využití modelu NPSm pro identifikaci kritických oblastí zátěže z plošných zdrojů znečištění (Langhammer, 2005). Pro analýzu byl použit empiricky založený gridový model NPSm, navržený autorem. Model je založen na předpokladu, že voda, odtékající povrchovým odtokem z území vykazuje pro oblasti shodného využití obdobné charakteristiky znečištění, vyjádřitelné koncentracemi vybraných znečišťujících látek (Obr. 97). Prostorově diferenciovaný povrchový odtok a charakter využití území – landuse je tak možné označit za hlavní hnací síly (driving forces) procesu látkového odnosu, uvažovaném v modelu. Výpočet je založen na kombinaci údajů z dostupných distančních dat o Zemi – satelitních snímků a digitálního modelu reliéfu a naměřených empirických dat, integrovaných do gridového GIS modelu.



Obrázek 98 Funkční schéma modelu NPSm (Langhammer, 2003)

Analýza byla provedena na třech povodích v pramenných oblastech s odlišnými fyzicko-geografickými vlastnostmi i rozdílným charakterem socioekonomických aktivit. Povodí horní Vltavy představuje extenzivně využitá území se značným zalesněním a minimálním vlivem zemědělství a osídlení, povodí Želivky představuje dominantně zemědělské území a povodí Bíliny představuje území s mimořádně intenzivním vlivem industrializace a zátěží z bodových zdrojů emisí. Při vymezování kritických zón látkového odnosu celkového dusíku byla použita metoda separace histogramů, na jejímž základě byly podle intenzity ročního odnosu celkového dusíku vymezeny dvě základní zóny:

- Oblast nízkých látkových odnosů z plochy v hodnotách do 20 kg N<sub>celk</sub>/ha za rok.
- Oblast kritických látkových odnosů, představující na histogramu četností ucelenou skupinu v oblasti hodnot intenzity odnosu nad 20 kg/ha.rok.

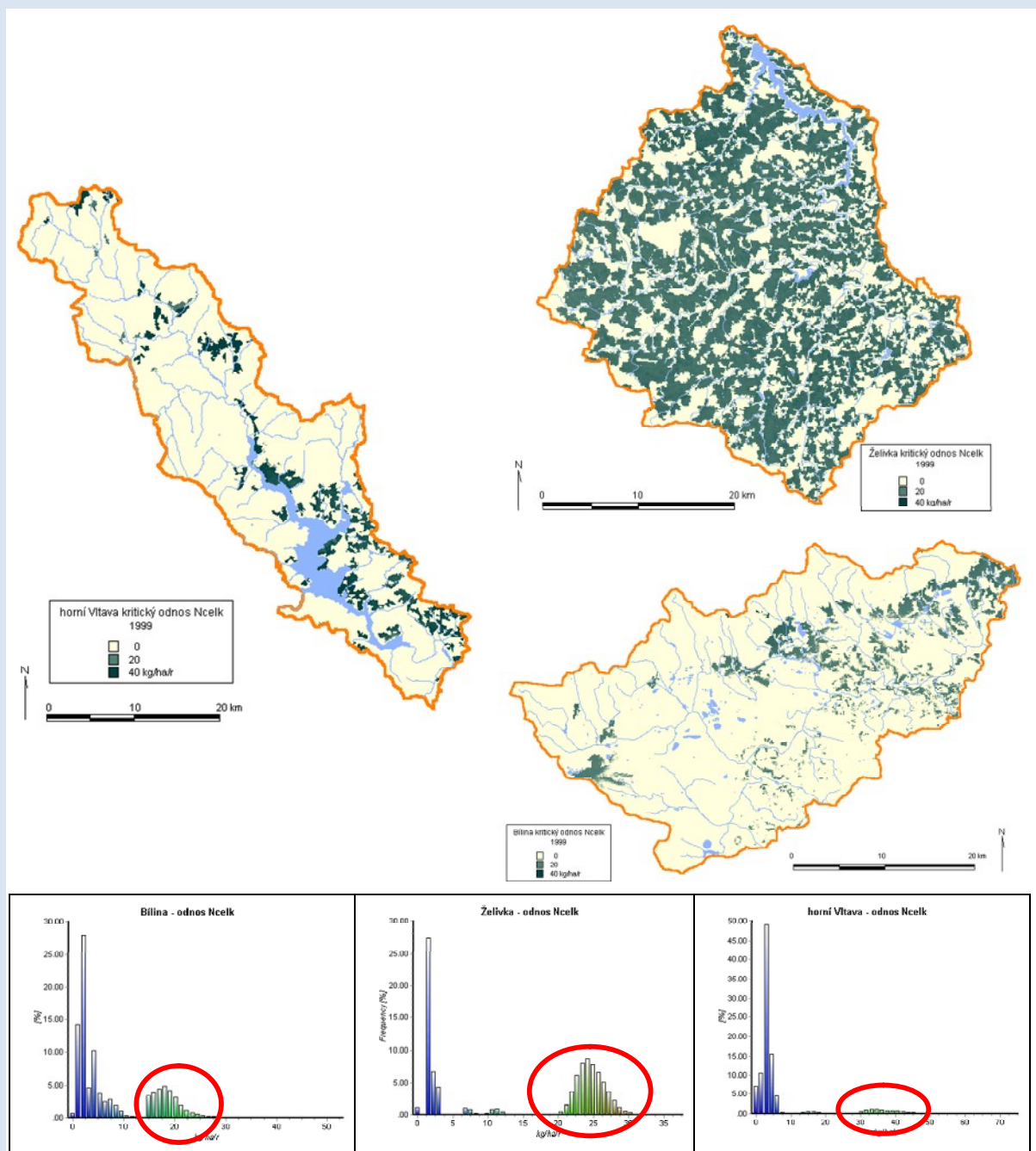
Analýza pomocí modelu NPSm ukázala na rozdílné zastoupení i prostorové rozložení oblastí s kritickou úrovní zátěže (Obr. 98). Podíl kritické zóny na celkovém látkovém odnosu celkového dusíku je nejvýraznější na povodí Želivky, kde tato zóna generuje až 92 % látkového odnosu N<sub>celk</sub>. Plocha území, na které ke kritickému látkovému odnosu dochází představuje navíc celých 55 % rozlohy povodí. Takto vysoká rozloha kritických zón na povodí je z hlediska vývoje jakosti vody v povodí problematická pro možnosti účinné ochrany povodí před znečištěním z plošných zdrojů.

Vysoká intenzita látkového odnosu v kritické zóně se výrazně projevuje i na povodí horní Vltavy, kde kritická zóna vymezená podle stejných kritérií při 10% rozloze vytváří 55 % produkce celkového dusíku na povodí. Vzhledem k poloze kritických zón v okolí VD Lipno je zřejmé, že právě tyto oblasti



zásadním způsobem přímo ovlivňují jakost vody v nádrži, zejména potom eutrofizační procesy a proto by měly být cílem prioritních ochranných opatření.

V povodí Bíliny je rozložení intenzity látkového odnosu celkového dusíku více rovnoměrné, přesto i zde je význam kritické zóny na objemu výsledné zátěže podstatný, když přispívá do celkové bilance 1/5 ročního množství emisí.



Obrázek 99 Vymezení kritických zón látkového odnosu Ncelk v modelových povodích

# VI. Hodnocení a klasifikace jakosti vody

## 16 Analýza dat jakosti vody

Pro zpracování a analýzu dat o jakosti vody používáme řadu různých technik. Mezi hlavní přístupy k analýze dat kvality vody patří:

- hodnocení časového chodu a variability
- závislostní hodnocení
- pravděpodobnostní hodnocení
- hodnocení látkové bilance
- analýza specifického látkového odnosu
- aplikace vícerozměrných statistických metod
- matematické modelování

Jednotlivé analytické techniky mají odlišné oblasti využití a pracují s odlišnými typy dat. Níže uváděné metody představují základní techniky, využívané ve výzkumu i vodohospodářské praxi.

Základní metodu pro vstupní analýzu dat o jakosti vody představuje hodnocení časového chodu a variability zátěže. Analýza časových řad, vycházející z hodnot vztažených na jednotlivé profily je základním typem hodnocení, využívaného pro hodnocení trendů vývoje zátěže toků.

Závislostní hodnocení je založeno na sledování závislosti chodu znečištění na jednom či více parametrech, nejčastěji na čase nebo na průtoku. Jedná se o základní metodou pro posuzování stavu a vývoje jakosti vody v určitém profilu toku.

Pravděpodobnostní hodnocení představuje hodnocení dat jakosti vody na základě výběrové distribuční křivky, tzv. čáry překročení, čímž umožňuje hodnocení a vzájemné srovnání údajů z různých časových období, částí toku nebo odlišných povodí. Pravděpodobnostní hodnocení je standardně používáno pro klasifikace dat jakosti vody.

Hodnocení látkové bilance a analýza specifického látkového odnosu jsou techniky, využívané pro účely vyhodnocení bilance látkových toků v území a jejich prostorové diferenciaci. Bilanční analýza je nezbytnou součástí vodohospodářské bilance a umožňuje sledovat dlouhodobé změny emisí znečišťujících látek ve vztahu k vývoji zátěže toků.

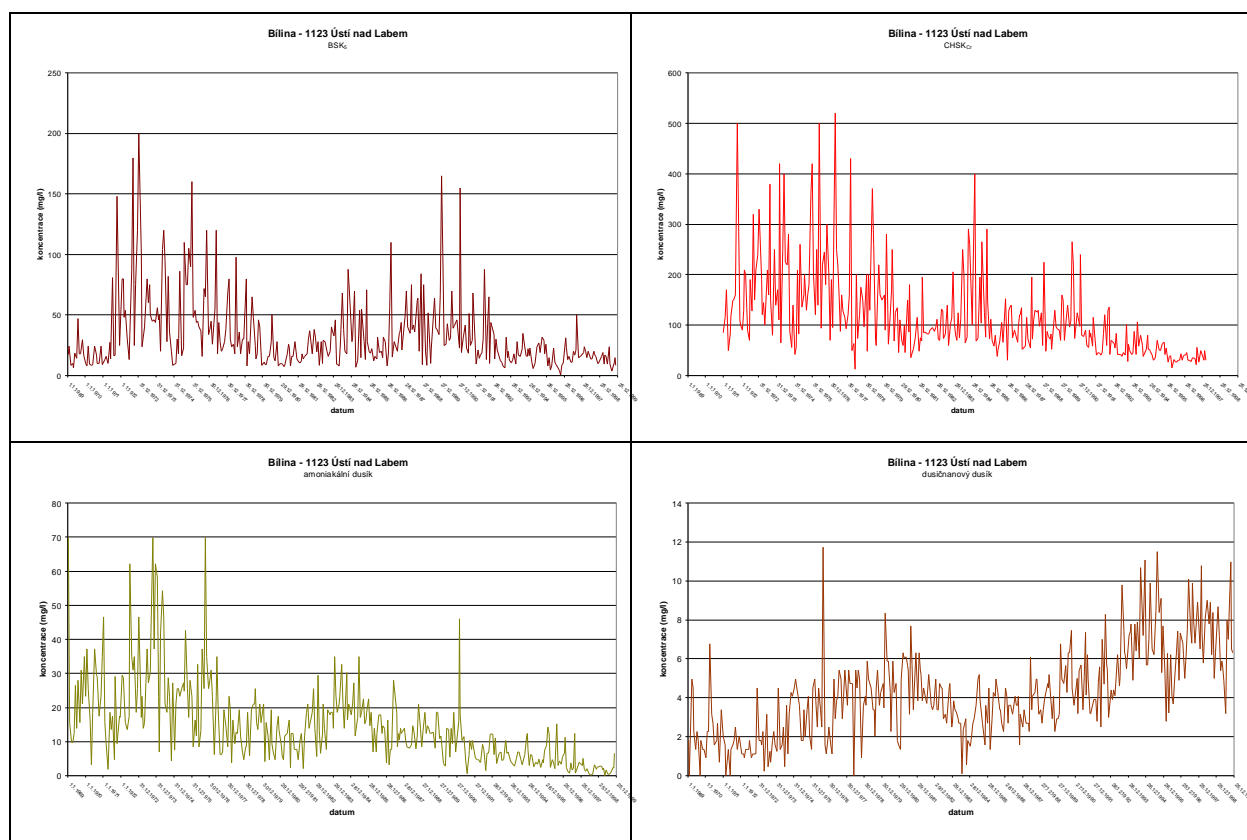
Vícerozměrné statistické metody a kombinace statistických metod jsou využívány pro identifikaci a analýzu příčinných faktorů změn kvality vody, dlouhodobých trendů změn a prostorových vazeb mezi zátěží a jejími příčinnými faktory.

Matematické modelování je využíváno zejména pro simulace vývoje a změn podmínek proudění a kvality vody v toku a prognózy situace v závislosti na měnících se vnějších podmínkách.

## 16.1 Hodnocení časového chodu a variability znečištění

Hodnocení prostého časového průběhu koncentrací sledovaného ukazatele jakosti vody je nejzákladnější metodou používanou při hodnocení stavu a vývoje jakosti vody v příčném profilu toku. Jedná se o vyjádření chodu koncentrací vybrané látky v toku v průběhu času.

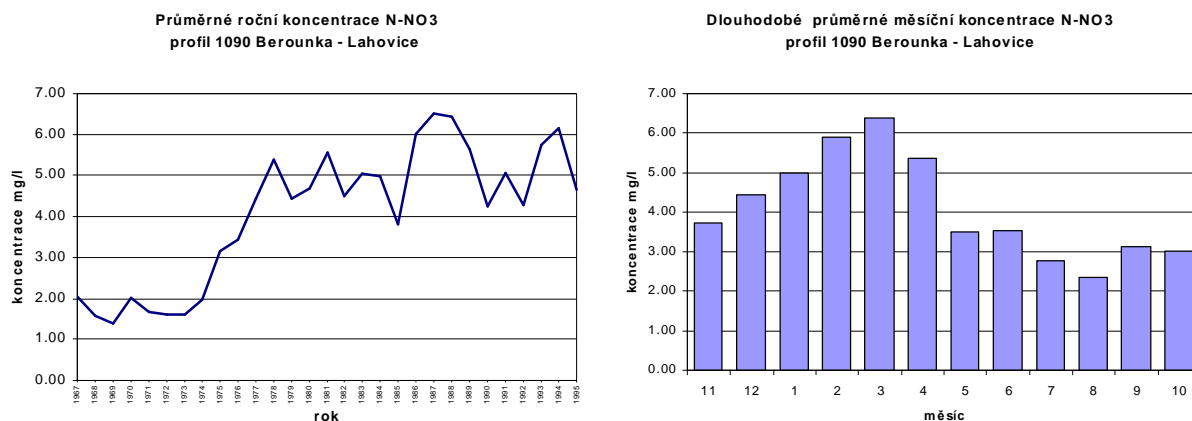
Základní situací je vyjádření prostého kontinuálního časového vývoje daného ukazatele (viz obr 40). Udává nám základní informace o charakteristikách časového vývoje znečištění ve sledovaném období, dosažených minimálních a maximálních hodnotách, míře variability souboru dat a umožňuje časovou lokalizaci a hodnocení periodicity jednotlivých jevů.



Obrázek 100 Časový vývoj měsíčních hodnot koncentrací vybraných ukazatelů kvality vody na profilu Bílina – Ústí nad Labem. Data. ČHMÚ

Při sledování časové proměnlivosti chodu znečištění se však nemůžeme vždy spokojit s prostým vyjádřením časového sledu hodnot. Časové hodnoty proto můžeme vyjadřovat v souhrnných ukazatelích – zpravidla v průměrných ročních, dlouhodobých průměrných měsíčních hodnotách či hodnotách, kumulovaných za zvolené části roku – vegetační a mimovegetační sezóny, roční období aj.

Takové vyjádření nám již umožňuje podrobnější přiblížení zákonitosti výskytu a rozložení sledovaných jevů v čase. Ukázka vyjádření hodnot, uvedených na prvním grafu kontinuálního vývoje jakosti vody v souhrnných ukazatelích – ročních průměrných a dlouhodobých měsíčních průměrných hodnotách je na následující dvojici grafů.



Obrázek 101 Chod průměrných ročních a dlouhodobých průměrných měsíčních koncentrací N-NO<sub>3</sub> Data: ČHMÚ

Hodnotíme-li vývoj daného kvalitativního ukazatele v průběhu jednoho roku nebo na základě dlouhodobých měsíčních hodnot, je vhodné zachovávat konvenci v řazení dat za hydrologický rok místo roku kalendářního. Zejména v případech hodnocení látkových odnosů sledovaných látek je toto vyjádření zcela na místě, neboť z bilančního hlediska je tak vyjádřeno uzavřené období, ve kterém veškeré procesy odtoku a s ním spojeného látkového odnosu probíhají.

## 16.2 Závislostní hodnocení

Závislostní hodnocení představuje jednu ze základních a nejběžnějších metod, využívaných při hodnocení dat jakosti vody. Podstatou hodnocení je hodnocení závislosti ukazatelů znečištění na nezávislé proměnné, nejčastěji na průtoku.

V hydrologii i geografii obecně představuje sledování závislostí jeden z nejdůležitějších prvků poznání, neboť nám umožňuje nahlédnout do příčinných souvislostí procesů a prostřednictvím toho je následně zpětně ovlivňovat. Je přitom důležité si uvědomit, že i když nalezneme statisticky významnou vazbu mezi závislou a nezávislou proměnnou, respektive mezi jednotlivými zkoumanými procesy či proměnnými, v rámci přírodních procesů se nemusí jednat o změnu na základě pouze jednoho, námi zkoumaného prvku, ale většinou celého souboru procesů a prvků dalších. Je proto vhodné neomezovat závislostní hodnocení pouze na úzký okruh vybraných proměnných, ale pokoušet se nalézt širší příčiny hodnoceného jevu v rámci sledovaného území a času.

Pro analýzu dat kvality vody používáme při závislostním hodnocení hlavně vyjádření závislosti vybraných ukazatelů kvality vody na vnějších podmínkách, tj. na čase a na průtoku, případně mezi jednotlivými ukazateli navzájem. Pro možnosti detailnějšího rozboru chodu znečištění a jeho zdrojů potom využíváme hodnocení látkových odnosů, které nám mohou pomoci odhalit převažující charakter zdrojů znečištění a míru přísunu vlastních znečišťujících látek do toku. Při vzájemném srovnání více profilů jednoho toku, rozdílných časových období nebo jednotlivých toků mezi sebou je potom možné odstínit determinující vliv lokálních podmínek na řídicí veličinu – průtok tím, že místo

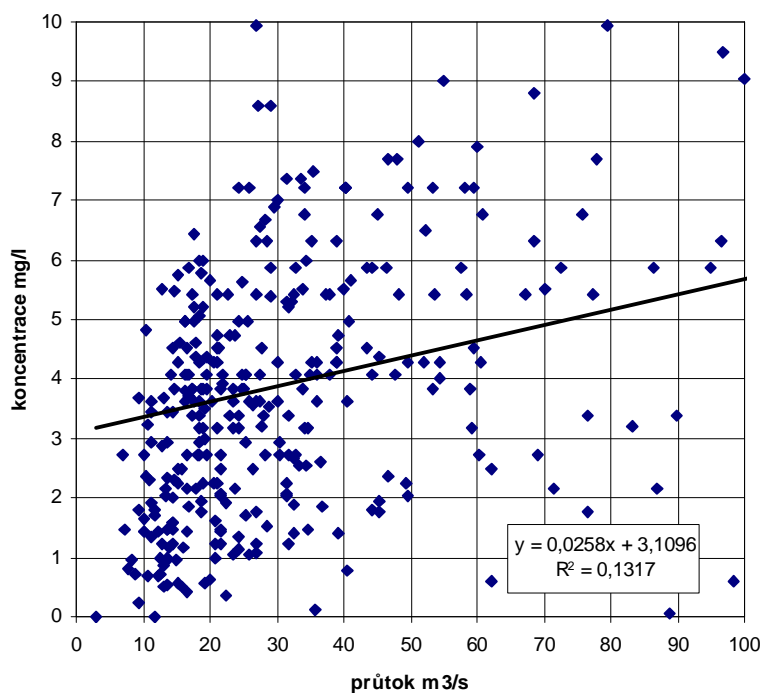
závislosti na průtoku hodnotíme závislost na překročení průtoku podle tzv. čáry překročení. Kombinace závislosti znečištění vody na dvou proměnných – průtoku a času, respektive ročním období potom můžeme využít k detailní analýze režimu znečištění.

## 16.2.1 Hodnocení závislosti koncentrace na průtoku

Průtok je v hydrologii základní veličinou, řídící všechny procesy, které ve vodním prostředí probíhají. Protože při sledování kvality vody hodnotíme jakost vody v toku nejčastěji pomocí stanovení koncentrace vybraných látek v odebraném vzorku vody, je pro správné hodnocení a interpretaci výsledků nezbytná vazba takto naměřených hodnot na průtok, který tak reprezentuje aktuální stav vodního systému v době odběru.

Pro takové hodnocení používáme nejčastěji hodnocení závislosti koncentrace vybraných ukazatelů na stavu průtoku. Hodnocený soubor dat můžeme graficky vyjádřit prostřednictvím korelačního diagramu, kde hodnoty průtoku představují nezávislou proměnnou a hodnoty koncentrací proměnnou závislou (viz následující graf). Výsledným diagramem můžeme proložit odpovídající regresní čáry, které nám v případě, že se jedná o těsnější závislost, popisují průběh závislosti respektive schéma změn obou sledovaných proměnných. Těsnost závislosti potom můžeme hodnotit pomocí standardních statistických metod - koeficientu determinace či Pearsonova korelačního koeficientu. Nejčastěji je pro zhodnocení těsnosti závislosti používán koeficient determinace označovaný  $r^2$ , který dává hodnoty v rozsahu  $<0;1>$ , přičemž čím blíže se jeho hodnota blíží jedné, tím je sledovaná závislost těsnější a naopak. Koeficient determinace je vyjádřen jako podíl druhé mocniny kovariance a součinu variance obou proměnných:

$$r^2_{XY} = \frac{\text{cov}^2 XY}{\text{var } X \cdot \text{var } Y}$$



Obrázek 102 Závislost koncentrace N-NO<sub>3</sub> na průtoku. Profil Berounka – Lahovice, období 1965-95. Data: ČHMÚ

Hodnocení závislosti koncentrací určitého ukazatele jakosti vody na průtoku nám poskytuje poměrně komplexní informaci nejen o imisní situaci v dané lokalitě, ale i o pravděpodobném charakteru a původu znečištění. Můžeme přitom vycházet z reálného předpokladu, že bodové a plošné zdroje znečištění povrchových vod vykazují díky rozdílnému mechanismu transportu polutantů do toku odlišné hodnoty a rozložení výsledných koncentrací při různých průtokových situacích.

Při vyhodnocování rozložení pole závislosti hodnot koncentrace určité znečišťující látky v kontrolním profilu toku na okamžitém průtoku můžeme vycházet ze dvou základních teoretických situací rozdílného rozložení, odpovídajících dvěma hlavními skupinám zdrojů znečištění – zdrojů bodových a zdrojů plošných a difúzních:

#### 16.2.1.1 Vliv bodových zdrojů

Znečištění z bodových zdrojů (průmysl, komunální zdroje apod.) je do vodního prostředí přenášeno prostřednictvím jednoznačně lokalizovatelného zaústění kanalizace či výpusti odpadních vod. Množství vypouštěných znečišťujících látek je přitom na vlastním průtoku recipientu nezávislé. V praxi to znamená, že v případě, kdy dochází k nárůstu průtoku množství emisí zůstává stejné, ale díky vyššímu objemu vody v korytu toku výsledná koncentrace dané látky klesá.

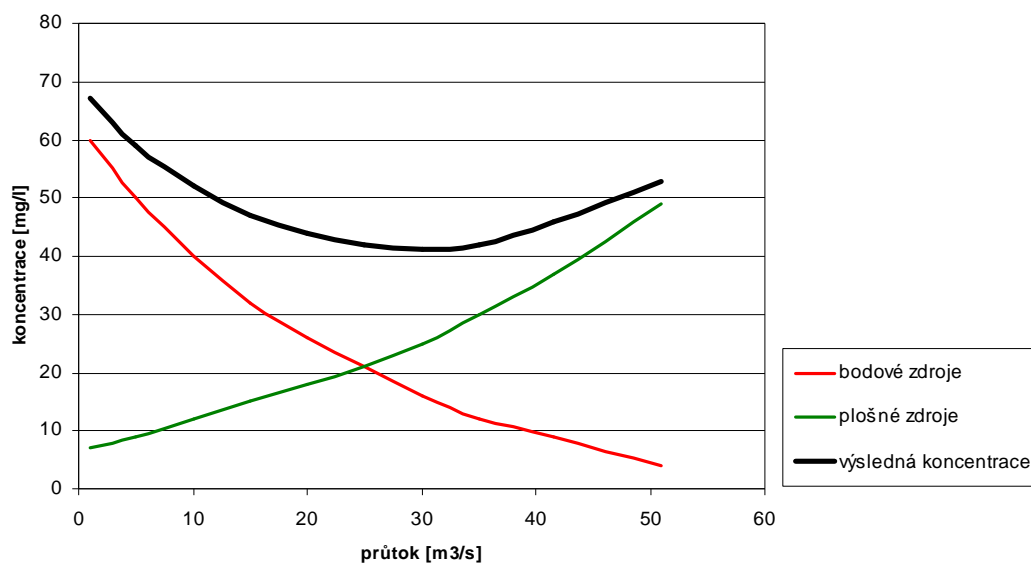
Takový průběh závislosti je typický pro profily, které jsou dominantně ovlivněny silnými zdroji přímého bodového znečištění a pro ukazatele, které toto znečištění odrážejí - BSK<sub>5</sub>, CHSK<sub>Cr</sub>, amoniakální dusík, fosfor, ale i toxické látky a těžké kovy. Obdobný průběh závislosti můžeme najít na úsecích toků ležících pod velkými sídelními aglomeracemi či průmyslovými centry, stejně jako na menších tocích pod místy vypouštění odpadních vod.

#### 16.2.1.2 Vliv plošných a difúzních zdrojů

U plošných a difúzních zdrojů znečištění (zemědělství, rozptýlené drobné osídlení aj.) dochází naopak k transportu látek do toku v důsledku smyvu a povrchových splachů. Část látek se do vodního toku následně dostává přímou cestou spolu s povrchovým odtokem (fosfor), jiné přes hypodermický a podzemní odtok (dusičnany). To způsobuje, že se v období, kdy dochází k nárůstu průtoku, způsobeném obvykle intenzivními srážkami nebo táním sněhové pokrývky, do toku touto cestou dostává větší množství znečišťujících látek než v období nízkých průtoků. Ukázka této situace je rovněž na následujícím grafu, který ukazuje obě složky znečištění včetně výsledné koncentrace, která vzniká jejich složením v korytě toku.

S uvedeným typem rozložení závislosti koncentrace na průtoku se je možné setkat v případě profilů, neovlivněných přímým bodovým znečištěním, které zůstávají pouze pod vlivem zdrojů plošného a difúzního znečištění. Znečištění z plošných zdrojů se odráží v ukazatelích, spojených s odpovídajícími aktivitami v daném povodí - u zemědělských oblastí jsou to většinou dusičnany, fosfor, draslík, u splachů z nezemědělských oblastí můžeme brát v úvahu i komplexní ukazatele organického znečištění jako BSK<sub>5</sub> či CHSK<sub>Cr</sub>.

Uvedené příklady však představují teoretické situace na profilech, ovlivněných pouze jednou ze dvou hlavních skupin zdrojů znečištění. Ve skutečnosti jsou takové případy řídké, většina toků je pod vlivem jak plošného a difúzního znečištění, tak znečištění z bodových zdrojů. Křivka závislosti výsledné koncentrace ve sledovaném profilu je potom podstatně složitější a její tvar závisí na vzájemném poměru emisí z obou typů zdrojů, pochopitelně pak i na sledovaném ukazateli jakosti vody.



Obrázek 103 Závislost koncentrace na průtoku

## 16.2.2 Závislost koncentrace na překročení průtoku

V praxi se často setkáváme s potřebou porovnávat více jednotlivých hodnocených profilů téhož toku mezi sebou nebo dokonce mezi více vodními toky navzájem. Pro taková srovnání však není vždy vhodné vycházet z ukazatelů, založených na konkrétních hodnotách průtoku. Hodnota průtoku je totiž pro každý tok a pro každý profil určitého toku specifická a obsahuje v sobě řadu nepřenositelných informací. Je jednak odrazem celkových vlastností povodí, aktuálních i dlouhodobých klimatických poměrů, ale výrazně závisí též na parametrech lokálních – morfologii koryta, jeho drsnosti a materiálu, stavu vegetace a dalších faktorech, ovlivňujících charakter proudění.

Tyto vlastnosti jsou pro každý profil toku unikátní a zejména při srovnání hodnot mezi více toky jsou navzájem těžko přenosné. Proto při takových hodnoceních nahrazujeme absolutní hodnoty průtoků hodnotami jeho statistické významnosti z hlediska tzv. čáry překročení. Hodnoty překročení průtoku potom zpravidla označujeme jako “m”.

Při závislostním hodnocení, zejména při použití delších časových řad musíme mít vždy na vědomí, že stav a podmínky jak pro proudění, tak pro kvalitu vody v hodnoceném profilu podléhají neustálým změnám. Jestliže tedy pro závislostní hodnocení jakosti vody používáme z důvodu vyšší statistické věrohodnosti co nejdelší časové řady, nemusíme vždy dospět nutně k lepším výsledkům. V průběhu hodnoceného období se mohly výrazně změnit podmínky v povodí – jak podmínky pro proudění, dané třeba rozsáhlým odlesněním či jinak výraznou změnou využití území, tak zejména emisní poměry – s velkou pravděpodobností došlo ke změně struktury zdrojů znečištění v důsledku změn v osídlení, průmyslové výrobě a její struktuře, v režimu vypouštění a složení odpadních vod apod. Dlouhou časovou řadu tak může být výhodnější rozdělit do několika homogennějších časových úseků, které nám mohou o charakteru situace podat úplnější informaci.

## 16.2.3 Hodnocení závislosti koncentrace na překročení průtoku a ročním období

Pro detailní analýzu charakteru a časového rozložení průběhu znečištění v konkrétním profilu toku můžeme aplikovat závislostní hodnocení koncentrací na více parametrech. Ukazatel odtokových



poměrů je pro takovéto hodnocení použít ve formě, oprostěné od vlivu lokálních podmínek, proto zpravidla používáme závislost na překročení průtoku. K takto vyjádřené závislosti koncentrace na průtoku přidáváme jako druhou proměnnou ukazatel, vyjadřující rozložení chodu této závislosti v čase. Janský (1982) navrhuje vyjadřovat časový horizont pomocí ukazatele pořadí dne v roce. Tento ukazatel nám umožňuje zavést do hodnocení proměnnou, komplexně hodnotící podmínky výskytu dále sledovaných procesů. Pořadí dne v roce totiž nepřímo odráží stav rozložení klimatických poměrů – především teplot, dále vegetace, která významně ovlivňuje celý odtokový proces i procesy látkového koloběhu. Pomocí tohoto ukazatele do hodnocení dostáváme nepřímo vyjádření antropogenních aktivit v povodí, zejména v zemědělství, které je podstatnou složkou emisí určitých látek do vodního prostředí. Kombinací závislosti koncentrace dané látky na parametrech překročení průtoku a pořadí dne v roce můžeme zjistit velmi cenné informace o režimu znečišťování toku, o převažujícím charakteru zdrojů znečištění a o pravděpodobnosti jeho výskytu.

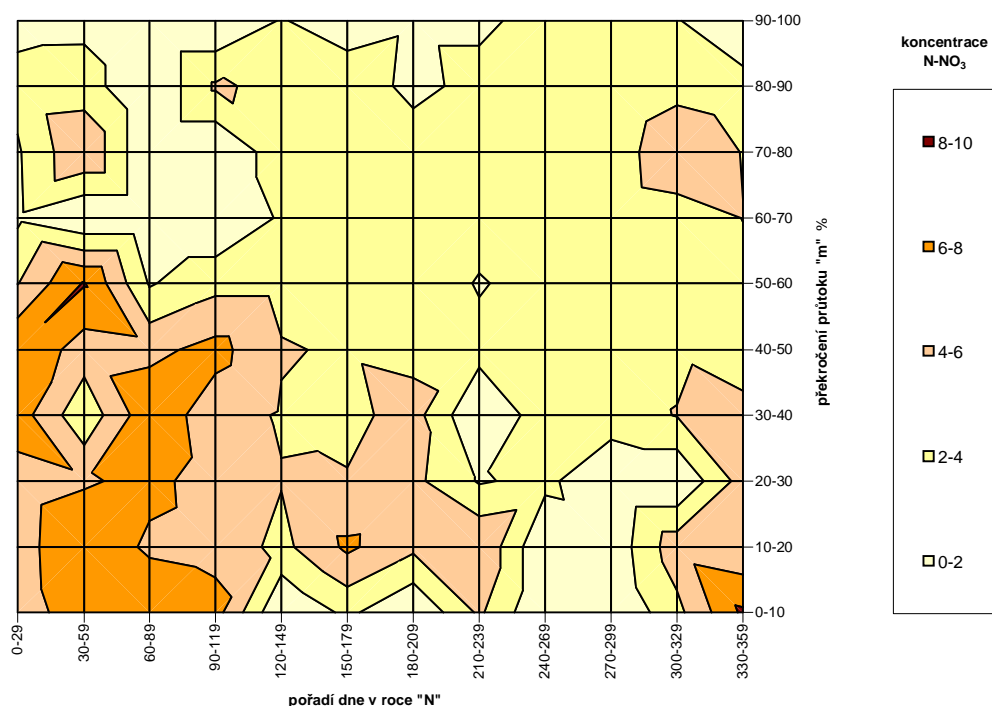
Při výpočtu této dvojí závislosti postupujeme následovně. Pro daný datový soubor, obsahující data odběrů kvality vody, průtoky a koncentrace vybraných látek vyjádříme pro každý záznam nejprve pořadí dne v daném roce odběru a míru překročení průtoku podle empirické čáry překročení. Tyto hodnoty vyjádříme do kontingenční tabulky (viz následující tabulka), kde jednotlivé osy pořadnic i kategorií jsou rozděleny do námi předem zvolených intervalů. V jednotlivých polích tabulky potom vyjádříme průměrné hodnoty, připadající na jednotlivé intervaly. Pro kvalitní zpracování je zapotřebí co nejdelší, respektive nejhustší časové řady, která by pokud možno pokrývala co nejširší rozsah měřených hodnot průtoku v rámci celého roku. Při použití dlouholetých časových řad se opět podobně jako v případě prostého závislostního hodnocení můžeme setkat s nehomogenitami, způsobenými změnami v povodí, které mohly ovlivnit odtokový režim i charakter a míru znečištění v toku. Při použití krátkých nebo nepříliš reprezentativních časových řad naopak hrozí disproporce v datovém pokrytí polí kontingenční tabulky, kdy pro některá intervalová pole budeme mít k dispozici velké množství měření, ale pro některá nebudou údaje žádné. To vidíme i na následujícím příkladu, kde je závislostní hodnocení na překročeném průtoku a pořadí dne v roce aplikováno na příkladu ukazatele dusičnanového dusíku na výústním profilu Berounky na základě třicetileté řady. Přes dlouhou řadu měření řada intervalů zůstává neobsazena, což se promítá do výsledné vypovídací schopnosti tabulky.

tabulka 41: Závislost koncentrace  $N-NO_3$  na překročení průtoku a pořadí dne v roce

**Berounka - Lahovice 1965-1995**

| "m"    | pořadí dne v roce |       |       |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
|--------|-------------------|-------|-------|--------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
|        | 1-29              | 30-59 | 60-89 | 90-119 | 120-149 | 150-179 | 180-209 | 210-239 | 240-269 | 270-299 | 300-329 | 330-365 |
| 0-10   | 5,20              | 6,89  | 7,67  | 6,82   | -       | 2,44    | -       | 4,35    | -       | -       | 3,39    | 8,36    |
| 10-20  | 5,29              | 7,45  | 5,68  | 5,28   | 3,43    | 6,36    | 4,40    | 5,87    | -       | 0,61    | 5,17    | 4,29    |
| 20-30  | 5,20              | 5,79  | 6,48  | 5,20   | 4,10    | 4,15    | 4,52    | 1,81    | 2,54    | -       | -       | 4,86    |
| 30-40  | 7,00              | 2,52  | 7,43  | 4,84   | 3,82    | 3,45    | 4,79    | -       | 3,16    | 3,17    | 4,07    | 5,15    |
| 40-50  | 7,91              | 5,03  | 5,48  | 6,66   | 4,15    | 3,77    | 3,40    | 2,71    | 3,53    | 3,39    | 3,65    | 2,09    |
| 50-60  | 3,95              | 8,13  | 1,81  | 3,39   | 3,37    | 2,65    | 3,61    | 1,81    | 2,97    | 3,94    | 2,17    | 3,61    |
| 60-70  | 1,63              |       | -     | -      | 2,27    | 3,20    | 2,55    | 3,01    | 3,78    | 2,72    | 3,14    | 4,03    |
| 70-80  | 1,76              | 5,82  | -     | -      | 3,24    | 3,57    | 3,39    | 2,78    | 3,84    | 2,94    | 5,45    | 3,93    |
| 80-90  | 2,63              | 2,96  | -     | 4,27   | 3,45    | 3,54    | 1,28    | 2,78    | 2,44    | 2,33    | 3,40    | 2,88    |
| 90-100 | 1,42              | 1,45  | -     | -      | 2,15    | 0,70    | 1,51    | 1,50    | 2,88    | 2,93    | 2,15    | -       |

Výsledné hodnoty můžeme buď vyjadřovat pomocí znázorněné tabulky, nebo v odpovídající grafické formě. Tou může být například tabulkový graf, kde jednotlivá pole jsou tematicky obarvena podle výsledné průměrné hodnoty. Přesnější je potom grafické vyjádření interpolovaných hodnot na základě celého souboru dat. Pro prezentaci můžeme zvolit buď formu izolinií odstupňovaných podle předem definovaného intervalu výsledných koncentrací nebo libovolnou formu trojrozměrného povrchového grafu. Následující graf ukazuje vyjádření stejných dat, hodnocených v kontingenční tabulce prostřednictvím interpolace:



Obrázek 104 Závislost koncentrací N-NO<sub>3</sub> na překročení průtoku a pořadí dne v roce. Profil Berounka - Lahovice, období 1965-95. Data: ČHMÚ

I na tomto ilustračním příkladu si můžeme povšimnout základních možností, které nám tato metoda nabízí. Je to především přehledné grafické vyjádření situace, ze kterého v tomto případě jasně vidíme vyplývající tendence zvýšených koncentrací dusičnanů při vysokých hodnotách odtoku hlavně v počátečních měsících jednotlivých let.

Hodnocení rozložení koncentrací sledovaných látek v závislosti na překročení průtoku a pořadí dne v roce představuje ukázkou komplexního přístupu k hodnocení naměřených dat kvality vody. Do procesu hodnocení zahrnuje souborný parametr ročního období, vyjadřující v sobě celý soubor procesů, který by jinak bylo velmi obtížné kvantifikovat a postihuje tak i vliv činitelů, které jsou klasickými metodami závislostního nebo látkově bilančního hodnocení těžko vyjádřitelné.

## 16.3 Pravděpodobnostní hodnocení

Pravděpodobnostní hodnocení představuje vyjádření míry pravděpodobnosti dosažení nebo překročení určité hodnoty daného ukazatele na základě výběrové distribuční křivky, tzv. čáry překročení, která představuje jednu z nejdůležitějších a hlavně nejpoužívanějších metod hodnocení v hydrologii vůbec. Přínos použití čáry překročení pro hodnocení údajů o jakosti vody spočívá v tom, že na rozdíl od závislostního hodnocení umožňuje zpracovávat a následně porovnávat hodnoty ukazatelů, vyskytující se při rozdílných hydrologických situacích, časových obdobích a obecně odlišných poměrech. Při

pravděpodobnostním hodnocení tak hodnotíme významnost daného jevu ve srovnání s ostatními prostřednictvím hodnocení míry pravděpodobnosti jeho dosažení či překročení.

Na pravděpodobnostním hodnocení je například založena metodika klasifikace jakosti vody podle platné ČSN 75 72 21 „Klasifikace jakosti povrchových vod“ (viz kapitola Hodnocení jakosti vody), stejně jako většina metodik pro klasifikaci jakosti povrchových vod v Evropě i ve světě.

Klasifikace je podle této normy prováděna srovnáním vypočtené charakteristické hodnoty se soustavou mezních hodnot a následným zařazením do jedné z celkem pěti tříd jakosti vody. Charakteristická hodnota zde představuje hodnotu s pravděpodobností nepřekročení 90% (v případě rozpuštěného kyslíku překročení 90%). Je vypočtena ze souboru minimálně 24 hodnot - jelikož na většině profilů jakosti vody probíhají odběry kontrolních vzorků jednou měsíčně, představuje tento soubor zpravidla období dvou let. V případech, kdy je nutno provést zatřídění na základě menšího počtu hodnot, například za jeden rok, charakteristickou hodnotu představuje aritmetický průměr tří nejnejpříznivějších hodnot ze souboru. Výsledná třída jakosti vody je potom stanovena pro celou skupinu ukazatelů podle nejhoršího ukazatele z dané skupiny.

Pravděpodobnostní hodnocení tím, že vychází ze zpracování souboru dat z delšího časového období ukazuje na rozložení statistické významnosti jednotlivých naměřených hodnot. Tím však, že tyto hodnoty jsou „zbaveny“ návazných údajů o datu, času, průtoku či jiných veličinách, je vypovídací hodnota pravděpodobnostního hodnocení značně omezena. Tato omezená informační hodnota je patrná zejména při hodnoceních, ve kterých se může uplatnit geografický přístup, tam, kde se snažíme zasazením empiricky naměřených hodnot do reálného času, prostoru a souvislostí objasňovat charakter a příčiny jednotlivých jevů.

## 16.4 Hodnocení bilance látkového odnosu

Hodnocení prostého nebo statisticky upraveného časového chodu koncentrací vybraného ukazatele představuje hodnocení ochuzené o jednu z nejzásadnějších hydrologických veličin – průtok. Ten představuje klíčové pojítko mezi imisní situací, vyjádřenou naměřenými koncentracemi sledovaných látek a situací emisní, tj. objemem a charakterem vypouštěného znečištění v zájmové oblasti. Při hodnocení koncentrací nejsme bez souběžné znalosti velikosti a časového rozložení průtoku schopni dešifrovat informace, které nám o celkové imisní situaci lomená čára časového rozložení koncentrací vypovídá.

### 16.4.1 Látkový odnos

Hodnocení a analýza látkových toků je nepostradatelnou analytickou metodou při hodnocení emisně-imisní situace na tocích, při analýze charakteru zdrojů znečištění, režimu vypouštění odpadních vod a při sestrojování bilancí odnosu jednotlivých znečišťujících látek ze sledovaného povodí.

Látkový odnos můžeme vyjádřit jednoduše jako součin aktuálního průtoku a koncentrace:

$$L = c \cdot Q$$

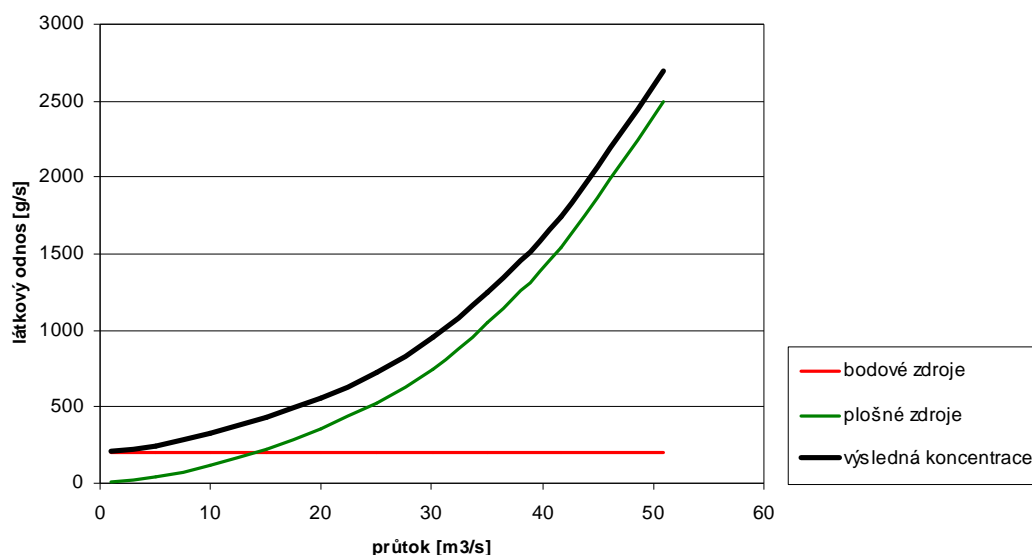
kde je:

|   |  |
|---|--|
| L | je objem látkového odnosu                    |
| c | koncentrace uvedeného ukazatele              |
| Q | okamžitý průtok, odpovídající měřené situaci |

Jednotky látkového odnosu jsou nejčastěji udávány v g/s, při dlouhodobějších bilančních hodnoceních potom v kg/den či t/rok.

Látkový odnos je kromě hodnocení kvality vody v říční síti rovněž základní veličinou používanou při bilančních hodnoceních zdrojů znečištění. Prakticky veškerá základní hodnocení a evidence zdrojů znečištění jsou založeny na údajích, udávajících produkci znečištění v látkovém objemu za danou časovou jednotku, nejčastěji měsíc nebo rok. Týká se to evidence zdrojů znečištění v základním registru – Státní vodohospodářské bilanci, databázích Projektu Labe a MKOL a jiných.

Obdobně jako u hodnocení závislosti koncentrací na průtoku i látkový odtok v daném profilu sestává ze dvou základních složek podle charakteru zdrojů znečištění - z emisí z bodových a plošných zdrojů. Při pohledu na graf znázorňující obě složky látkového odtoku vidíme, že charakteristická křivka závislosti látkového odnosu na průtoku má v případě hodnocení látkových toků odlišný průběh. U odnosu z bodových zdrojů pozorujeme při nárůstu průtoku nezměněnou hodnotu celkového látkového odnosu, protože emise z bodového zdroje vypouštění – průmyslu nebo komunálního znečištění nejsou na průtoku závislé. Přes zvýšený průtok tak celkové množství sledované látky v toku zůstává stejné.



Obrázek 105 Závislost látkového odnosu na průtoku

Naproti tomu u zdrojů plošných nebo difúzních vidíme, že křivka znázorňující vývoj závislosti látkového odnosu na průtoku má vzestupný charakter – při rostoucím průtoku roste i látkový odnos z plošných a difúzních zdrojů. To je způsobeno charakterem odnosu látek z plošných a difúzních zdrojů. Zvýšený průtok je způsobený rostoucím povrchovým splachem, s sebou unáší i více materiálu. To se projevuje i na křivce závislosti látkových toků na celkovém průtoku.

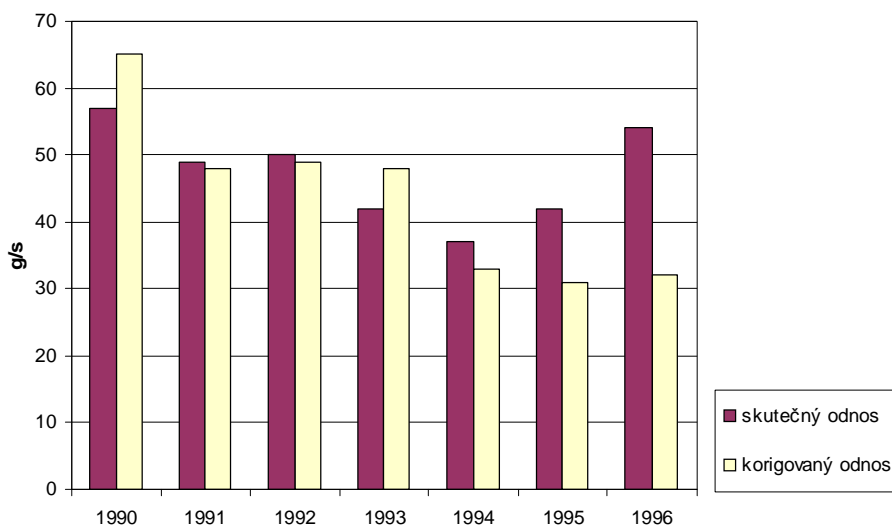
## 16.4.2 Separace složek zátěže z bilance látkového odnosu

Chceme-li v rámci bilance látkového odnosu hodnotit samostatně vliv bodových nebo plošných zdrojů znečištění, musíme jednotlivé složky od sebe odseparovat. Nesměrák (1978) navrhuje postup pomocí eliminace složky, reprezentující plošné a difúzní zdroje. V praxi takový případ nastává poměrně často, když provádíme analýzu bilance látkového odnosu v dlouhodobém časovém horizontu a potřebujeme zjistit změnu přísunu látek z bodových zdrojů v jednotlivých hodnocených letech.

Pro separaci složek zátěže používáme přepočtení látkového odnosu na stejný průtok ve všech hodnocených letech, čímž odstíníme vliv změn látkového odnosu způsobeného změnami průtoku, což odpovídá změnám odnosu z plošných a difúzních zdrojů. Pro jednotlivé roky nejprve vypočteme regresní závislost látkového odtoku na průtoku. Z takto vypočtených závislostí potom vypočteme novou hodnotu korigovaného látkového odnosu pro průtok, odpovídající průměrnému pro celé sledované období.

Vyhodnocením korigovaného látkového odnosu můžeme potom získat informace o změnách emisní situace ze zdrojů bodového znečištění, stejně jako na druhé straně porovnáním rozdílů mezi skutečným a korigovaným odnosem naopak o změně úrovně zátěže plošnými a difúzními zdroji znečištění. Jako příklad je možno uvést srovnání látkového odnosu fosforu z výústního profilu Vltavy (Obr. 68), které jako součást hodnocení závěrových profilů hlavních povodí pro období 1990-1996 provedla Kalinová (1997).

Obě metody – závislostní hodnocení koncentrací i hodnocení látkového odnosu mají nezastupitelné místo při analýze dat jakosti vody. Každá z nich má přitom poněkud odlišné pole použití. Bilanční hodnocení látkového odnosu sledovaných látek používáme především pro analýzu celkové imisní situace v dlouhodobém horizontu a pro sledování bilance imisní zátěže toků. Hodnocení koncentrací látek v toku jsou zase nepostradatelná pro vyjádření míry celkové okamžité zátěže vodního prostředí znečišťujícími látkami, která je zásadní nejen pro vyhodnocení změn celkového stavu jakosti vody v toku, ale zejména je limitujícím faktorem pro mnohé biologické a biochemické procesy. Ať se již jedná o život nižších i vyšších vodních organismů, pro které je nezbytnou podmínkou pro přežití určitá minimální koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě, přes eutrofizační procesy, kde opět určité hodnoty koncentrací živin v nádržích a tocích představují limity pro nastartování a průběh těchto biochemických procesů, až třeba po limity koncentrací látek specifického znečištění, představující hranice toxicity pro živé organismy člověka nevyjímaje.



Obrázek 106 Korigovaný a skutečný látkový odnos celkového fosforu v profilu Vltava-Zelčín. Data: VÚV TGM.

## 16.5 Specifický látkový odnos

Specifický látkový odnos (dále SLO) je ukazatel, udávající intenzitu látkového odnosu z plochy povodí. Vyjadřuje příspěvek jednotlivých částí k celkové bilanci zátěže, přičemž je zpravidla vyjadřován za ucelené časové období, zde například jeden rok. Hodnoty absolutního látkového odnosu jsou vztaženy k ploše povodí, přičemž pro vyjádření příspěvku dílčího povodí k celkové bilanci látkovému odnosu je nutno od hodnot látkového odnosu povodí odečíst látkové vstupy z výše položených povodí.

Pro celé povodí jako je SLO vyjádřen následovně:

$$L = \frac{C \times Q \times T}{A}$$

kde:  $L...$  je specifický látkový odnos  
 $C...$  koncentrace daného ukazatele  
 $Q...$  průtok  
 $T...$  čas  
 $A...$  plochu povodí

Pro vyjádření SLO z dílčího povodí je potom nutno celý vztah psát jako:

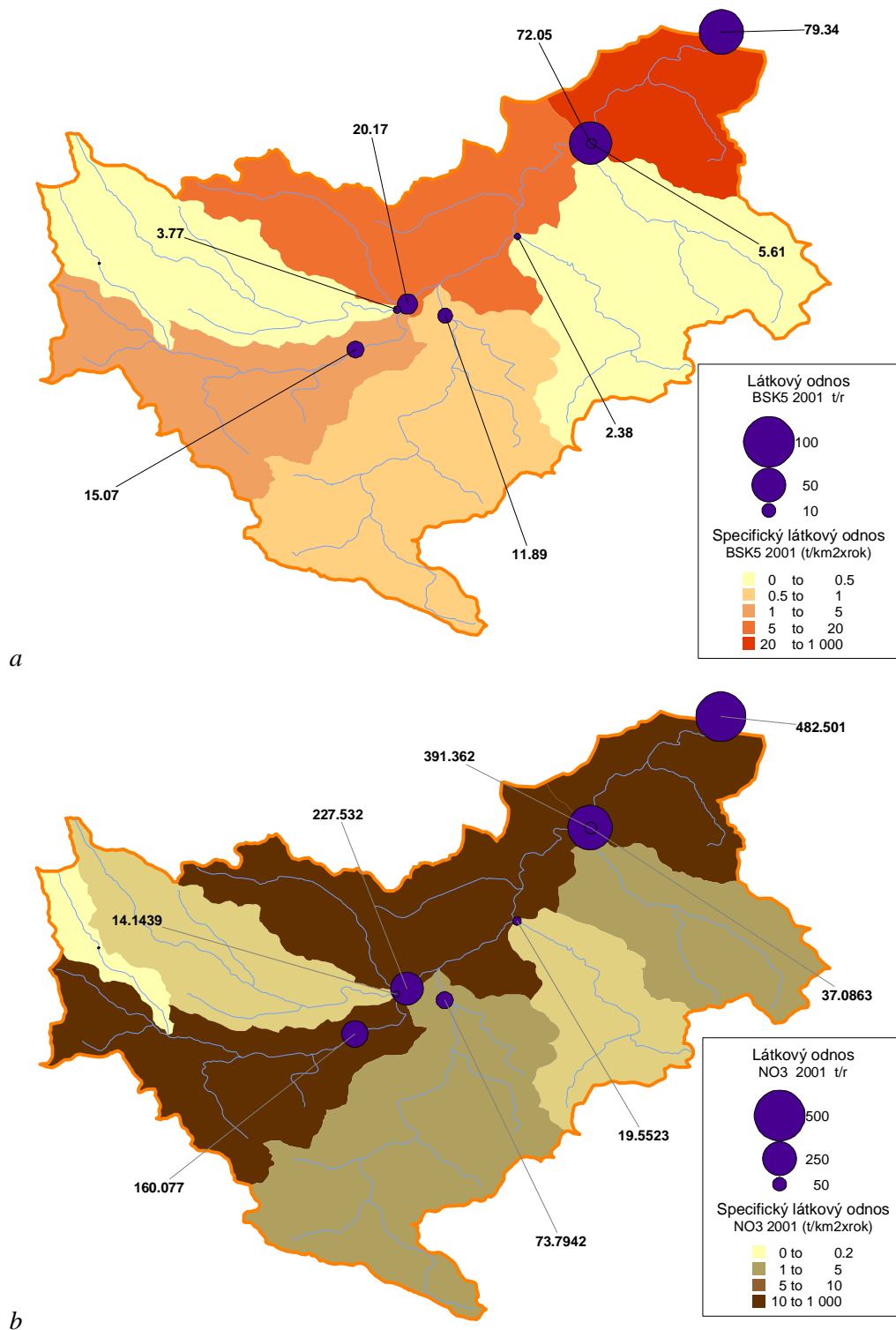
$$L_x = \frac{(C_x \times Q_x \times T_x) - \sum_{i=1}^n C_i \times Q_i \times T_i}{A_x}$$

kde:  $L_{x...}$  je SLO hodnoceného povodí  
 $C_x, Q_x, T_x$  je koncentrace, průtok a čas pro hodnocené povodí  
 $C_i, Q_i, T_i$  je koncentrace, průtok a čas pro jednotlivá povodí, ležící nad hodnoceným povodím a představující látkový vstup do něj  
 $A_x$  plocha hodnoceného povodí

Hodnocení SLO se provádí zpravidla za účelem vyhodnocení vlivu plošných a difúzních zdrojů znečištění a i identifikace zdrojových oblastí zátěže v povodích, kde je nedostatek informací o zdrojích znečištění. Příkladem je hodnocení SLO v dílčích povodí Blšanky (Langhammer, Kliment, 2009), které představuje jedno z experimentálních povodí PřF UK, ve kterých je sledována kvalita povrchových vod a zdroje znečištění (obr. 65).

Prostorová diferenciací specifického látkového odnosu v ukazatelích BSK5 a N-NO<sub>3</sub> odráží rozdílný původ znečištění i mechanismus jeho transportu v povodí. V případě organického znečištění BSK5 (Obr. 69 a) jsou v celkových úhrnech dominantní hustěji osídlené oblasti na středním a dolním toku Blšanky, zatímco horní část povodí a pravostranné přítoky, zejména Černocký potok se na specifickém látkovém odnosu podílejí minimálně. Prostorová distribuce SLO dusičnanů (Obr. 69b) je

svázána se zemědělským využitím území a dosahuje proto nejvyšších hodnot na středním a dolním toku, kde nacházíme nejvyšší rozlohy orné půdy včetně chmelnic, které jsou pro zemědělství v tomto regionu charakteristické. Právě chmelnice, které působí jako silně negativní faktor z hlediska erozní náchylnosti představují patrně nejintenzivnější zdroj odnosu dusičnanů z plochy povodí do povrchových vod.



Obrázek 107 Rozložení specifického látkového odnosu v dílech povodí Blšanky. a - BSK5, b - N-NO3. Hodnoty za rok 2001, Data PřF UK Praha

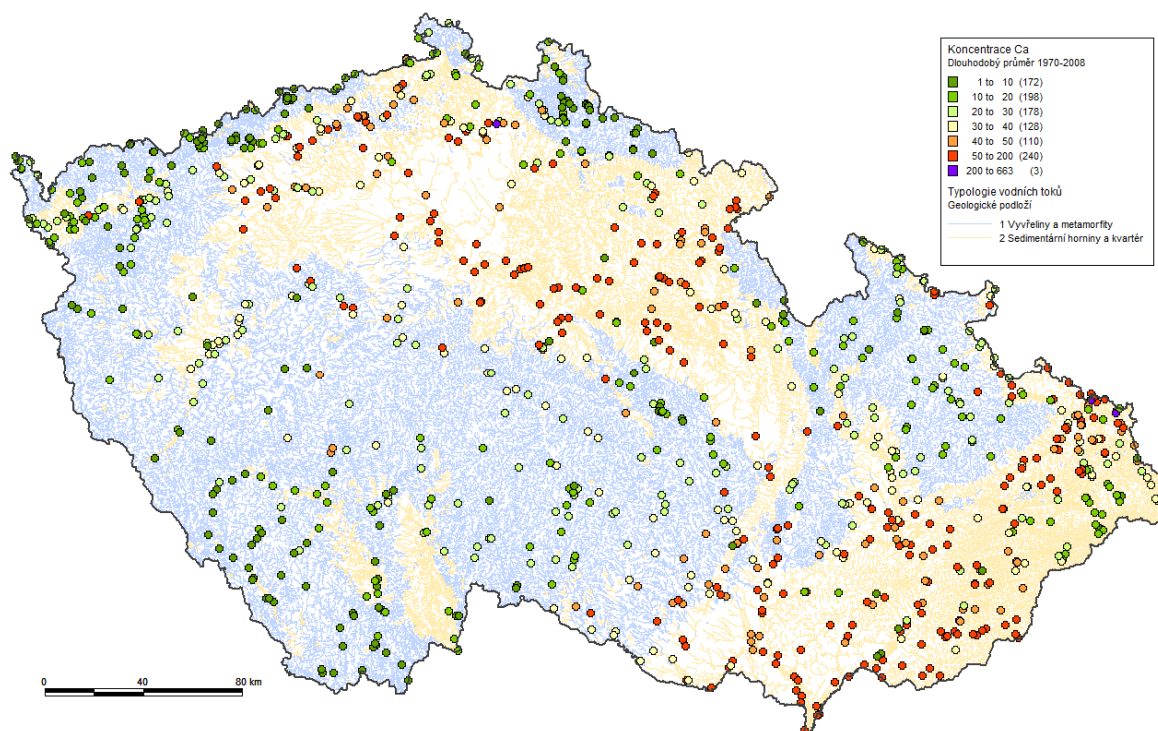


## 16.6 Shluková analýza

Shluková analýza je obecně metoda, umožňující seskupovat prvky celkové množiny objektů do shluků nebo tříd, na základě jejich vzájemné podobnosti nebo rozdílnosti. Jedná se o vícerozměrnou statistickou metodu, pomocí které vytváříme určitý počet tříd prvků s příbuznými sadami ukazatelů.

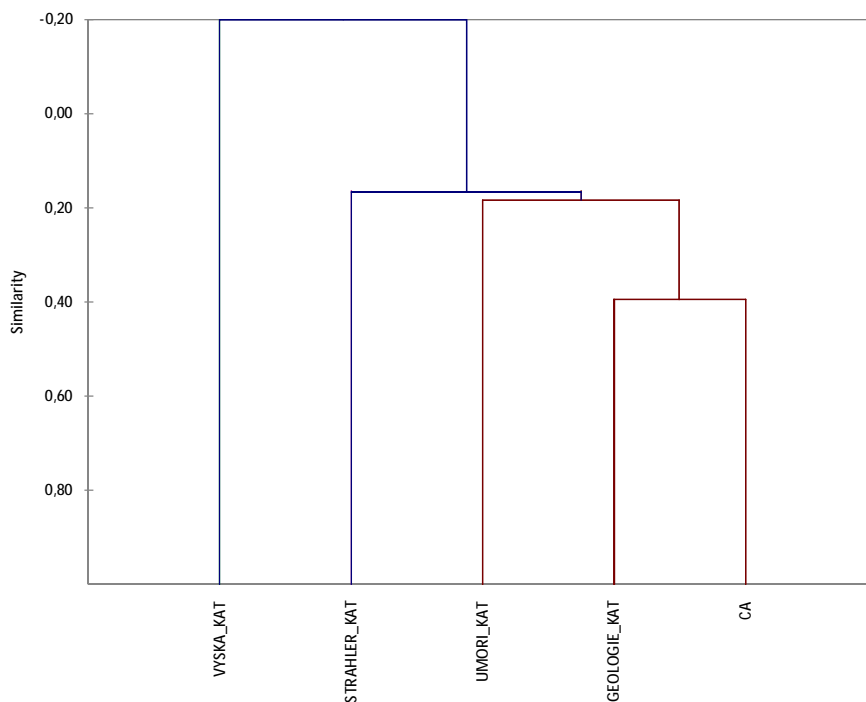
Při hodnocení a analýze dat kvality vody je možné shlukovou analýzu využít pro hledání vazeb mezi ovlivňujícími prvky znečištění nebo hledání pravidelností v prostorovém rozložení zátěže. Přínos shlukové analýzy je možno vidět zejména v hodnocení širších oblastí a velkých souborů dat, kde tato metoda může odhalit vzájemné provázanosti a pravidelnosti, které jiné metody nedokáží postihnout.

Příkladem využití shlukové analýzy je vyhodnocení vazeb mezi výsledky monitoringu jakosti vody a fyzickogeografickými parametry, které bylo prováděno pro verifikaci typologie vodních útvarů (Langhammer a kol., 2009). Hodnoty dlouhodobých průměrných koncentrací ukazatelů na profilech monitoringu za třicetileté období byly analyzovány ve vazbě na základní parametry, definující regionalizaci typů vodních útvarů, kterými jsou nadmořská výška, řád toku, úmoří a geologické podloží. Vazba dlouhodobých průměrných koncentrací vápníku ve vodách na hlavní kategorie geologického podloží je zřejmá již z vizualizace pomocí GIS (Obr. 71).



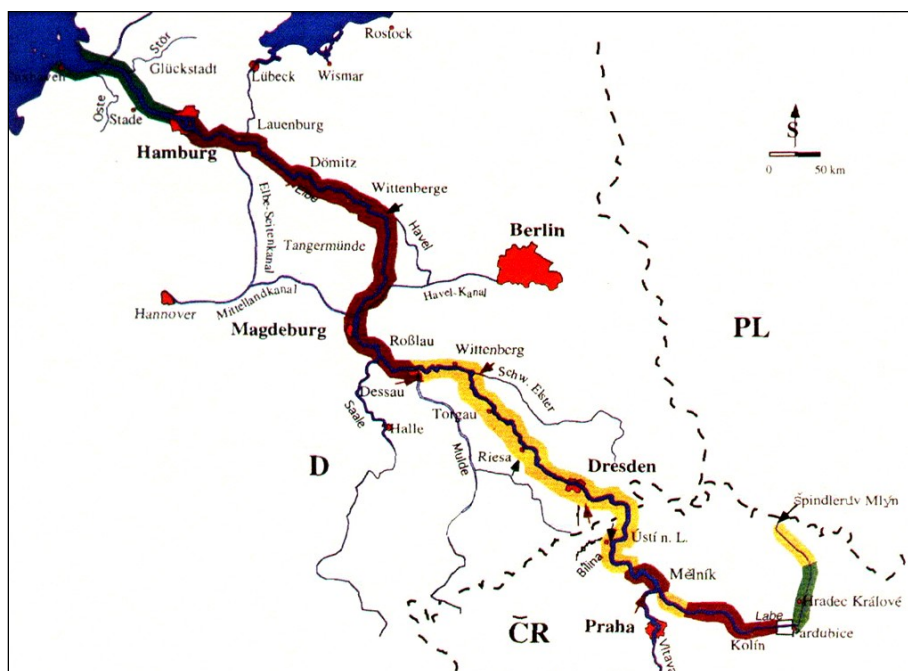
Obrázek 108 Rozložení dlouhodobých průměrných hodnot vápníku na síti monitorovacích profilů

Shluková analýza umožnila vyhodnotit sílu vazeb mezi jednotlivými proměnnými. Shlukování pomocí metody AHC, využívající pro vizualizaci výsledků dendrogramy ukázalo na zřejmou vazbu koncentrací vápníku na geologické podloží a naopak praktickou nezávislost hodnot na úmoří, řádovostní kategorii nebo nadmořské výšce.



Obrázek 109 Shluková analýza vazeb mezi koncentracemi Ca a parametry typologie vodních útvarů

Jiným příkladem může být aplikace shlukové analýzy na Labi, kde v rámci projektu Mezinárodní komise na ochranu Labe, zaměřeného na hodnocení typické distribuce škodlivin v Labi jsou shlukovou analýzou hodnoceny výsledky analýz kvality vody a dnových sedimentů na českém i německém úseku toku. Na základě analýzy distribuce celkem 60 prvků byly tyto rozděleny do celkem čtyř skupin, podle kterých následně proběhlo rozdělení toku Labe na několik úseků s obdobnými charakteristikami rozložení hlavních ukazatelů kvality vody (Obr. 70).



Obrázek 110 Výsledky shlukové analýzy distribuce vybraných prvků znečištění na Labi. Zdroj MKOL

## 16.7 Analýza variability trendů změn kvality vody

Metodika analýzy trendů vývoje kvality představuje kombinaci geostatistických metod pro vyhodnocení časových a prostorových trendů dlouhodobých změn kvality vody v tocích. Metodika, vyvinutá autorem (Langhammer, 2009; Langhammer, 2005) umožňuje vyhodnotit dlouhodobé trendy změn kvality vody ve vybraných ukazatelích na jednotlivých profilech a následně vyhodnotit prostorovou diferenciaci těchto trendů v hodnoceném území.

Metodika využívá kombinace metod regresní a shlukové analýzy. Princip metodiky spočívá v odvození charakteristik trendů vývoje kvality vody na všech hodnocených profilech, následné identifikaci příbuzných rysů vývoje a jejich přiřazení k základním modelům změn kvality vody.

Časové řady ročních průměrných koncentrací vybraných ukazatelů pro jednotlivé profily jsou nejprve rozděleny do homogenních časových úseků, korespondujících s významnými obdobími změn jakosti vody. Pro jednotlivá hlavní období vývoje kvality jsou pomocí regresní analýzy vypočteny směrnice trendu změny pro jednotlivé ukazatele. Tyto směrnice vstupují jako zdrojová data do shlukové analýzy, jejímž výstupem je klasifikace typů dynamiky změn kvality vody na základě vývoje v hlavních obdobích. Na základě shlukové analýzy jsou odvozeny základní modely trendů změn kvality vody. K těmto modelům jsou následně pomocí prahování přiřazeny trendy změn na všech profilech. Výsledná data jsou přenesena do GIS, kde jsou analyzována z hlediska prostorového rozložení. Výpočet je postupně opakován pro všechny hodnocené ukazatele jakosti vody.

### Příklad – analýza variability změn kvality vody v povodí Labe

Příkladem je analýza variability trendů změn kvality vody v české části povodí Labe (Langhammer, 2005). Jako vstupní data byly použity údaje o průměrných ročních koncentracích vybraných ukazatelů jakosti vody ze 160 profilů sítě ČHMÚ v rámci povodí Labe v časovém období od roku 1970 do roku 2002 (ČHMÚ, 2004, Rieder a kol, 2000). Časová řada byla rozdělena do tří období, která jsou v povodí Labe z hlediska vývoje kvality vody klíčová:

1971-1980: počáteční období sledování, nástup intenzivního znečišťování povrchových vod.

1981-1990: období vrcholící zátěže toků ze zdrojů průmyslového a komunálního znečištění.

1991-2000: změny po roce 1989, odrážející jak systémová opatření (výstavba ČOV u velkých zdrojů znečištění), tak změny v ekonomickém a sociálním prostředí (uzavírání řady výrobních a budování nových provozů, rozvoj sídel, změny v zemědělství).

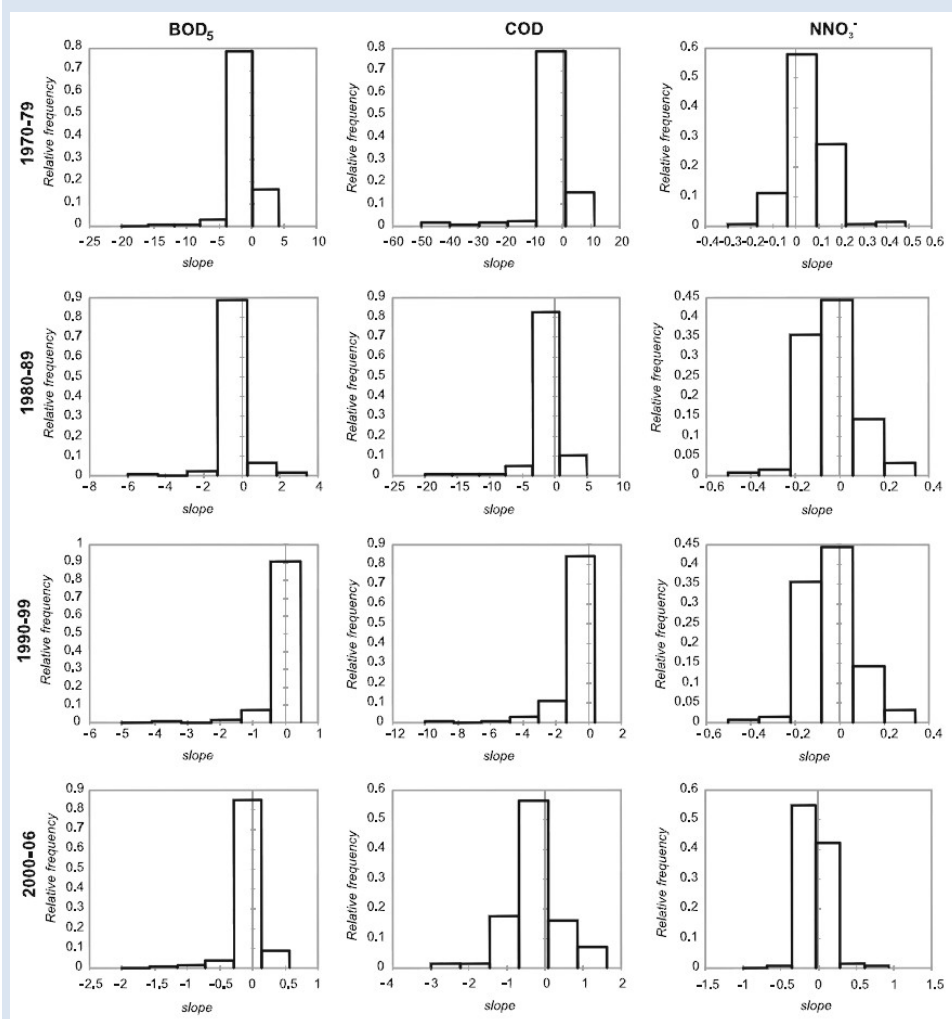
Pro tato období byly z hodnot průměrných ročních koncentrací jednotlivých ukazatelů pro všechny profily vypočteny směrnice trendů lineární regrese, ukazující na trend změn kvality vody v daném ukazateli pro toto období. Tímto postupem byly pro každý profil a každý ukazatel odvozeny trendy charakteristického průběhu změn kvality vody v průběhu celého období. Odvozené souhrnné hodnoty směrnic trendů pro hlavní sledované ukazatele ukazuje Obr. 113.

Trendy vývoje v jednotlivých obdobích byly použity jako vstupní údaj pro clusterovou analýzu. Jako metoda shlukování byl využit algoritmus K-means, pomocí kterého bylo odvozeno 6 shluků s příbuznými charakteristikami směrnic trendů změn pro jednotlivá časová období. Trendy byly označeny jako rostoucí (+), pokud směrnice trendu v daném období přesahovala hodnotu 0,2, jako klesající (-), pokud směrnice trendu dosahovala hodnoty nižší než 0,2 a neutrální (0) pro hodnoty



mezi těmito limity (Tabulka 30). Do těchto shluků byly rozděleny trendy změn pro jednotlivé ukazatele na všech 160 profilech

Obrázek 111 Postup analýzy dlouhodobých změn kvality vody metodou analýzy trendů změn

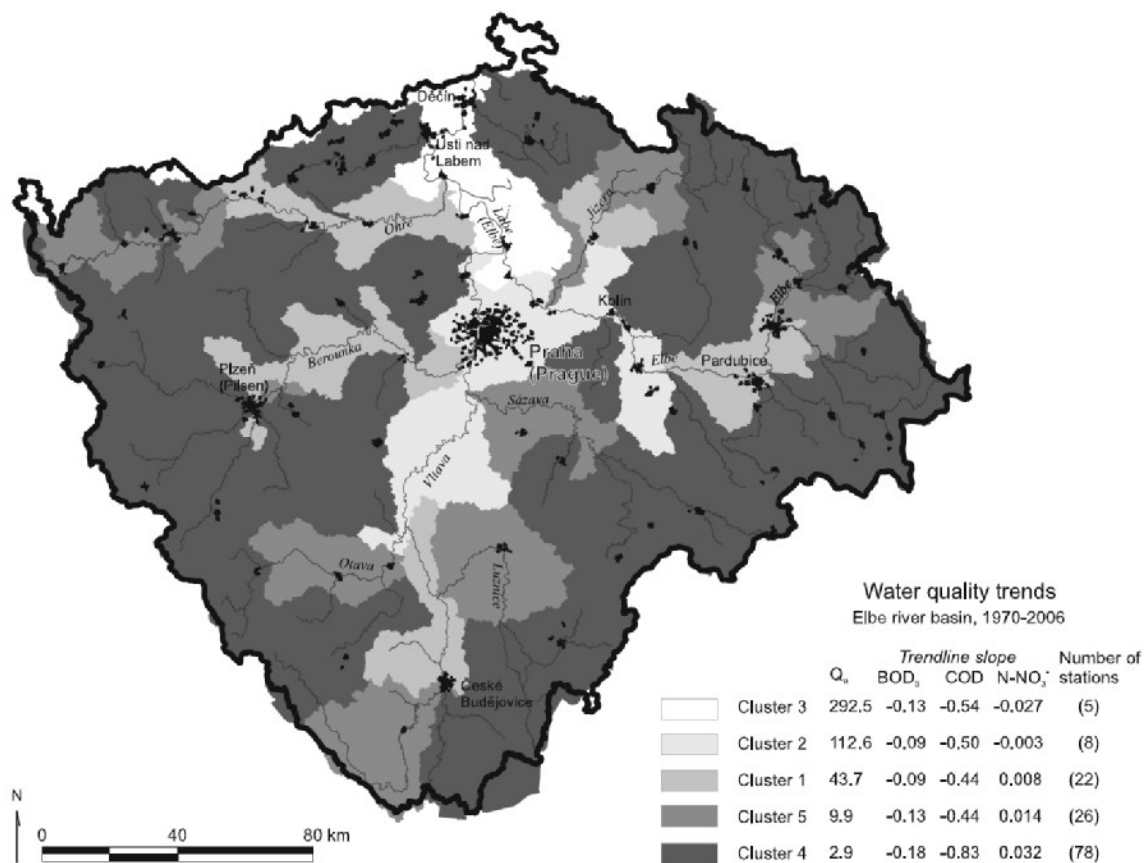


Obrázek 112 Hodnoty směrnic trendů vývoje kvality vody pro vybrané ukazatele a hlavní časové periody změn kvality vody v povodí Labe. Zdroj: Langhammer, 2009

Regresní analýza byla provedena pro celý soubor profilů a ukazatelů kvality vody, zahrnující celkem 160 profilů a 12 jakostních parametrů – BSK<sub>5</sub>, CHSK<sub>Cr</sub>, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>3</sub>, P<sub>celk</sub>, RL, NL, saprobita, konduktivita, Pb, Cd, Hg. Pro další postup zpracování pomocí shlukové analýzy byla zhodnocena reprezentativnost datových řad a byly vyřazeny ty ukazatele, které hodnocené období pokrývaly nedostatečně. Šlo zejména o parametry zátěže těžkými kovy, kde datové řady začínají až v průběhu 90. let a i zde jsou nekompletní. Vyřazen byl i ukazatel celkový fosfor, kdy pro většinu profilů byly k dispozici opět pouze hodnoty za období po roce 1990 a kde i u profilů s počátkem stanovení v 70. letech měla značná část z nich přerušenu datovou řadu v průběhu dekády 80. let (např. povodí Ohře). Jako stěžejní ukazatele byly zvoleny parametry BSK<sub>5</sub>, CHSK<sub>Cr</sub> a N-NO<sub>3</sub>.

Tabulka 42 Charakteristiky shluků, vyjadřujících trendy změn kvality vody pro ukazatele BSK<sub>5</sub>, CHSK a N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Zdroj: Langhammer, 2009

|                                      | Cluster 1 | Cluster 2 | Cluster 3 | Cluster 4 | Cluster 5 | Cluster 6 |
|--------------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| <b>BOD<sub>5</sub></b>               |           |           |           |           |           |           |
| Number of stations                   | 47        | 4         | 8         | 82        | 9         | 4         |
| Average concentration in 2006 (mg/l) | 3.5       | 2.8       | 2.5       | 2.1       | 6.6       | 5.5       |
| 1970–1979 Trend                      | –         | –         | –         | 0         | +         | –         |
| 1980–1989 Trend                      | +         | –         | –         | 0         | +         | +         |
| 1990–1999 Trend                      | –         | –         | –         | 0         | –         | –         |
| 2000–2006 Trend                      | 0         | 0         | –         | 0         | –         | +         |
| <b>COD</b>                           |           |           |           |           |           |           |
| Number of stations                   | 77        | 6         | 52        | 9         | 3         | 7         |
| Average concentration in 2006 (mg/l) | 14.5      | 15.6      | 21.4      | 37.5      | 21.2      | 29.0      |
| 1970–1979 Trend                      | –         | –         | 0         | –         | –         | –         |
| 1980–1989 Trend                      | –         | –         | –         | +         | +         | –         |
| 1990–1999 Trend                      | –         | –         | –         | –         | –         | –         |
| 2000–2006 Trend                      | –         | 0         | –         | +         | –         | 0         |
| <b>N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>  |           |           |           |           |           |           |
| Number of stations                   | 27        | 50        | 39        | 18        | 15        | 5         |
| Average concentration in 2006 (mg/l) | 1.3       | 2.4       | 3.2       | 4.5       | 6.5       | 3.9       |
| 1970–1979 Trend                      | 0         | +         | +         | +         | –         | +         |
| 1980–1989 Trend                      | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | +         |
| 1990–1999 Trend                      | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         | 0         |
| 2000–2006 Trend                      | 0         | 0         | 0         | 0         | +         | –         |



Obrázek 113 Prostorové rozložení trendů dlouhodobých změn kvality vody v povodí Labe v ukazateli BSK<sub>5</sub>. Zdroj: Langhammer, 2009

Možnosti využití metody trendové analýzy pro hodnocení změn kvality vody jsou zřejmé. Změny kvality vody mají v dlouhodobém pohledu výrazně variabilní charakter, který není možné hodnotit pomocí lineárních charakteristik. Dekompozice dlouhého období do časových úseků s homogenním vývojem, typologie změn v těchto obdobích a následná analýza prostorové variability těchto trendů umožní vyhodnotit vnitřní charakter změn jakosti vody v rozsáhlých územích. Metodika je vhodná pro aplikace na rozsáhlejších povodích s dostatečně dlouhou a kvalitní datovou základnou.



# 17 Modelování změn jakosti vody

Matematické modelování představuje oproti hodnocením závislostním a pravděpodobnostním kvalitativně odlišný způsob hodnocení. Výše uvedené metody analýzy – závislostní i pravděpodobnostní totiž vždy pracují s reálnými hodnotami, které matematicky a statisticky dále upravují, ale vždy se jedná o hodnocení, prováděné v rámci stejného ukazatele, výsledné hodnoty jsou odvozeny z hodnot téže proměnné či veličiny.

U modelování naopak je kýžená veličina vypočítávána na základě veličin jiných. Příklad: pro hodnocení kvality vody v určitém ukazateli závislostní i pravděpodobnostní metodou jsou používána data o koncentracích daných látek, získaná odběry z toku. Při hodnocení modelováním jsou však koncentrace vypočítávány na základě kombinace údajů nepřímých – okrajových podmínek proudění a počátečního stavu a emisí ze zdrojů znečištění.

Nevycházíme tedy z již známých hodnot, ale snažíme se k nim dopracovat na základě rovnic, popisujících fyzikální, chemické a biochemické procesy, odehrávající se v přírodě. Tento přístup, založený na hodnocení podle stavu vnějších podmínek nabízí právě díky této logice své konstrukce možnosti nejrůznějších simulací a prognóz chování systému při změně vstupních podmínek.

Matematické modely v sobě integrují dlouho známé a ověřené základní fyzikální, chemické a biochemické principy procesů, odehrávajících se ve vodním prostředí s možnostmi, které nabízí současná vyspělá výpočetní technika. Tato vzájemná kombinace z nich vytváří velmi účinný nástroj, umožňující hodnotit a simulovat průběhy procesů v rozsahu, který klasické metody hodnocení nemohou poskytnout. Aplikací modelů je v rámci jednotlivých hydrologických disciplín nepřeborně, přičemž oblast jakosti povrchových vod patří k těm nejvíce frekventovaným. Podrobněji se tomuto tématu, nejprve z obecného pohledu, potom při ukázce konkrétní aplikace budeme věnovat v následujících oddílech.

Základní typy modelů, využívaných pro analýzy změn kvality vody mohou být členěny podle různých kritérií:

| Podle modelovaného procesu   | Podle charakteru modelu   |
|--|---|
| <ul style="list-style-type: none"><li>- Srážkoodtokové modely</li><li>- Modely povrchového odtoku</li><li>- Erozní modely</li><li>- Modely plošného znečištění</li><li>- Hydraulické modely</li><li>- Modely šíření znečištění v korytě</li><li>- Modely proudění a stratifikace v nádržích</li><li>- Modely proudění v uzavřených systémech</li><li>- Hydrogeologické modely</li><li>- Integrované modely</li></ul> | <ul style="list-style-type: none"><li>I. statistické modely</li><li>II. empirické modely</li><li>III. fyzikálně založené modely</li></ul> |

Dále v textu jsou popsány aplikace tří základní přístupy, využívané při modelování jakosti vody. Jedná se o:

- Regresní modely
- Modely šíření vody v korytě toku
- Modely plošných zdrojů znečištění.

## 17.1 Regresní modely

Metoda vícenásobné regresní analýzy umožňuje vytvářet jednoduché predikční modely založené na empiricky ověřených vazbách mezi predikovanou veličinou a ovlivňujícími faktory. Typicky jde o nalezení rovnic, které mohou pomoci predikovat bilanční hodnoty nebo koncentrace výskytu daného ukazatele v závislosti na řídicích parametrech.

Metody vícenásobné regrese se u analýzy změn jakosti vody aplikovaly v praxi např. při analýze zdrojů znečištění v územích, kde nejsou k dispozici přesná měření a datové zdroje. Pomocí této metody je možné vytvořit jednoduchý predikční model, který může sloužit k odhadu zátěže při změnách charakteristik využití území, odvození hodnot pozadové zátěže nebo jako nástroj pro ověřování výpočtů jinými metodami.

Vytvoření regresního modelu koncentrací má dvě fáze. Nejprve jsou pomocí korelační analýzy testovány vazby mezi fyzicko-geografickými a socioekonomickými charakteristikami povodí a průtokově váženými koncentracemi živin v odtoku. Vysvětlující proměnné mohou být charakteristiky využití území, demografické charakteristiky, socioekonomické parametry nebo fyzicko-geografické charakteristiky území.

Pro parametry, které vykazují nejtěsnější vazbu k jednotlivým ukazatelům zátěže jsou následně pomocí vícenásobné lineární regrese odvozeny rovnice, které vyjadřují koncentrace dané látky v závislosti na hodnotách řídicích parametrů. Tyto rovnice

Příkladem aplikace tohoto postupu může být analýza vlivu struktury krajiny na koncentrace nutriétů v povodí Lipna (Hejzlar, Žaloudík, and Rohlík, 2001). Jako vysvětlující proměnné byly autory použity parametry hlavních kategorií land-use (procentuální podíl sídel, polí a luk v rámci povodí) a hustota obyvatelstva, z ukazatelů jakosti vody byly použity ukazatele N-NO<sub>3</sub>, N<sub>celk</sub>, P-PO<sub>4</sub> a P<sub>celk</sub>.

Korelační matice ukázala u ukazatelů fosforu na nejtěsnější vazby k podílu sídel a technogenních ploch a dále luk a pastvin, u dusičnanů na podíl polí a kulturních luk, u celkového dusíku podíl sídel.

Tabulka 43 Matice korelačních koeficientů závislosti mezi charakteristikami povodí a koncentracemi nutriétů v povodí Lipna. Hejzlar et al., 2001

| Parametr                      | Sídla, %    | Louky, %    | Pole, %     | Obyvatelstvo, km <sup>2</sup> | NH <sub>4</sub> -N, mg/l | NO <sub>3</sub> -N, mg/l | N <sub>celk</sub> , mg/l | PO <sub>4</sub> -P, mg/l | P <sub>celk</sub> , mg/l |
|-------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| Sídla, %                      | <b>1.00</b> |             |             |                               |                          |                          |                          |                          |                          |
| Louky, %                      | <b>0.44</b> | <b>1.00</b> |             |                               |                          |                          |                          |                          |                          |
| Pole, %                       | 0.08        | 0.20        | <b>1.00</b> |                               |                          |                          |                          |                          |                          |
| Obyvatelstvo, km <sup>2</sup> | <b>0.84</b> | 0.35        | 0.11        | <b>1.00</b>                   |                          |                          |                          |                          |                          |
| NH <sub>4</sub> -N, mg/l      | <b>0.38</b> | <b>0.51</b> | -0.03       | <b>0.63</b>                   | <b>1.00</b>              |                          |                          |                          |                          |
| NO <sub>3</sub> -N, mg/l      | 0.35        | 0.08        | <b>0.52</b> | 0.16                          | -0.01                    | <b>1.00</b>              |                          |                          |                          |
| N <sub>celk</sub> , mg/l      | <b>0.40</b> | 0.23        | <b>0.58</b> | 0.25                          | 0.14                     | <b>0.97</b>              | <b>1.00</b>              |                          |                          |
| PO <sub>4</sub> -P, mg/l      | <b>0.85</b> | <b>0.54</b> | 0.15        | <b>0.88</b>                   | <b>0.53</b>              | 0.06                     | 0.15                     | <b>1.00</b>              |                          |
| P <sub>celk</sub> , mg/l      | <b>0.66</b> | <b>0.62</b> | 0.21        | <b>0.80</b>                   | <b>0.70</b>              | -0.01                    | 0.16                     | <b>0.89</b>              | <b>1.00</b>              |

Pomocí vícenásobné lineární regrese byly pro tyto ukazatele odvozeny rovnice, které na základě struktury krajinného krytu, vyjádřené podílem hlavních tříd landuse umožňují orientační výpočet předpokládaných koncentrací nutriétů (Tab. 30)



Tabulka 44 Výsledné rovnice vyjadřující závislost koncentrace nutrientů na struktuře landuse v povodí Lipna. Hejzlar a kol., 2001

|   |                  |
|---|------------------|
| $P_{\text{celk}}$ (mg /l) = 0,023 + 0,0222*Sídla + 0,00152*Louky            | ( $R^2 = 0,57$ ) |
| $P\text{-PO}_4$ (mg/ l) = 0,010 + 0,0189*Sídla + 0,000425*Louky             | ( $R^2 = 0,76$ ) |
| $N_{\text{celk}}$ (mg /l) = 1,46 + 0,306*Sídla + 0,0972*Pole                | ( $R^2 = 0,46$ ) |
| $N\text{-NO}_3$ (mg l-1) = 0,72 + 0,266*Sídla + 0,0899*Pole                 | ( $R^2 = 0,37$ ) |
| kde: Sídla představují procento ploch sídel a technogenních ploch v povodí  |                  |
| Louky představují procento luk a pastvin v povodí                           |                  |
| Pole představují sumární procentické zastoupení ploch polí a kulturních luk |                  |

Jiný příklad představuje aplikace regresních modelů při stanovení podílu plošných a difúzních zdrojů na znečištění v povodí Labe v rámci Projektu Labe II (Michalová and et al., 1998). V této studii, která popisuje rozložení plošného znečištění v hlavních subpovodích Labe byly jako vysvětlující proměnné uvažovány mj. koeficient transportní stability zemědělské půdy, poměr plochy zemědělské půdy k ploše bilancovaného povodí, poměrná vodnost hodnoceného roku, poměr počtu obyvatel žijících v sídlech o velikosti pod 500 obyvatel k celkové ploše povodí aj.

Pomocí vícenásobné logaritmické regrese byly zjištěny průměrné koncentrace sledovaných znečišťujících látek a následně vypočteny hodnoty látkové bilance dílčích povodí a následně celé české části povodí Labe. Vzhledem k aplikovanému postupu považují autoři zjištěné výsledky za spodní hranici objemu plošného znečištění.

Praktické využití regresních modelů má zřejmé limity dané vysokou mírou generalizace komplikovaných procesů, které vedou ke kontaminaci toků. Pro věrohodnost výsledku je klíčová vhodná volba vysvětlujících proměnných. Pokud je volba řídicích parametrů založena na znalosti hodnoceného procesu a je podložena statisticky významnými vazbami, může i takto jednoduchý nástroj poskytovat věrohodné odhady hodnot. Výhodou je malá náročnost na data a možnost využití obecně dostupných výpočetních nástrojů.

## 17.2 Modelování znečištění v korytech toků

Matematické modelování jakosti vody v tocích představuje relativně mladou avšak rychle se rozvíjející metodu hodnocení kvality vody. Jedná se o metodu, která umožňuje sledovat vývoj kvality vody v kontinuálním podélném profilu toku či říční síti a v čase, který může představovat buď jeden vybraný moment, nebo spojitě časové období.

Hlavní síla matematických modelů však spočívá v možnostech simulace. Umožňují tak buď simulovat různé hydrologické situace - povodně, období sucha či jiné zadané hydrologické situace, a to jak z hlediska čistě hydraulického, tj. z hlediska změn proudění a vodních stavů, tak z hlediska změn jakosti vody. Modely tak umožňují simulovat průběh změn v objemech či režimech vypouštění polutantů od jednotlivých zdrojů znečištění, jejich dopad na kvalitu vody v korytě toku a simulovat účinek změn a opatření.

Základ hodnocení kvality vody v tocích pomocí matematického modelování tvoří hydraulický model koryta toku či říční síti, včetně jednotlivých definovaných regulačních objektů - jezů, hrází, zdrží apod. Spolu s tím je zadána struktura zdrojů znečištění - bodových či plošných. Výsledná kvalita vody je potom vypočítávána kombinací rovnic, popisujících na základě hydrodynamiky proudění v korytě toku šíření polutantů spolu s rovnicemi chemickými, definujícími probíhající chemické procesy a

vzájemné interakce jednotlivých látek. Výstupem modelu je potom stanovení koncentrací vybraných látek pro jednotlivé úseky podélného profilu v čase.

Praktické využití modelů kvality vody bylo umožněno v podstatě až s prudkým rozvojem výpočetní techniky. Náročnost a složitost výpočtů totiž ještě v nedávné době dovolovala realizovat takovéto simulace téměř výhradně na výkonných sálových počítačích. V dnešní době je možné provozovat tyto matematické modely na běžných pracovních stanicích či osobních počítačích, což zvyšuje možnost nasazení těchto nástrojů.

Matematické modelování si postupně vydobývá pevnou pozici mezi standardními metodami hodnocení kvality vody. Může jednak vhodně doplňovat měření, realizovaná prostřednictvím sítě měrných profilů, především však výrazně zefektivňuje činnost sledování významu jednotlivých zdrojů na znečištění toku a jeho vývoje, nezastupitelnou pozici má potom v oblasti vodohospodářské praxe či v projekční činnosti.

## 17.2.1 Typy modelů

Z hlediska popisovaného procesu můžeme rozlišovat různé kategorie modelů::

- hydraulické a hydrologické modely, zabývající se hydrodynamikou odtokového procesu v povodí, simulacemi změn průtoku v závislosti na čase, stavu koryta či změně vnějších podmínek - modely *HEC-1, HEC-RAS, MIKE 11, SMADA, HydroTools, AquaDyn*,
- modely pro simulaci jakosti vody v tocích, resp. šíření znečištění v otevřených korytech a vývoje kvality vody v závislosti na změnách vnějších podmínek - *QUAL 2E, MIKE 11, HEC-5, QSim, HydroTech*
- modely popisující proudění a šíření znečištění v nádržích, zohledňující specifika tohoto prostředí - odlišné podmínky proudění, teplotní stratifikaci, odlišné mechanismy šíření a odbourávání látek, eutrofizaci aj. - *MIKE 21, FLUVIUS*
- modely pro simulaci proudění v pobřežních oblastech moře a ústí řek, které kombinují vlastnosti proudění říčního s vlivem dmutí a zohledňují rozdílné vlastnosti a chemismus sladké a slané vody a šíření látek v něm aj. - *ACES, MIKE-SHE*
- hydrogeologické modely, popisující proudění a šíření látek podpovrchovým a podzemním odtokem - *MODFLOW, HSSM, CHEMFLO, HSI GeoTrans*
- modely, simulující proudění v uzavřených systémech - kanalizaci, zatrubněných vodních tocích a potrubních systémech - *TOXIROUTE, EPANET*
- integrované modely, kombinující jednotlivé modely pro dílčí sféry zájmu - vodní toky, nádrže, plošné zdroje, podzemní vody aj. v jednom společném prostředí a umožňující sledování vzájemných vazeb mezi nimi. - *BASINS, HEC-HMS, WMS*

Modelování proudění a jakosti vody v tocích představuje asi nejvíce frekventovaný typ aplikace matematických modelů v hydrologii. Pomocí hydraulických a hydrodynamických modelů jsou řešeny návrhy a testování regulačních úprav a objektů na tocích, řešení mimořádných vodních stavů, výpočty zátopových oblastí, dotokových dob, transformace odtokové vlny aj. Modely kvality vody potom navíc umožňují na definovaném hydraulickém podkladě simulovat šíření znečištění v korytě toku, dosah a vliv jednotlivých zdrojů znečištění či dopad a vliv různých scénářů opatření na stav a vývoj kvality vody v toku. Hlavní cíle aplikace modelů představují:

- výpočet hodnot jednotlivých ukazatelů kvality povrchové vody v prostoru a čase
- simulaci vývoje jakosti vody v prostoru a čase za různých vnějších podmínek (změny průtoků, zatížení polutanty aj.)
- prognózy vývoje kvality vody v jednotlivých ukazatelích

Při vlastním provádění simulace pomocí matematických modelů je vždy nutné mít na zřeteli, že výsledné vypočtené hodnoty jsou vždy hodnoty pouze pravděpodobné a že míra jejich pravděpodobnosti je přímo závislá na:

- fyzikální oprávněnosti matematického modelu
- vhodnosti zvoleného matematického popisu fyzikální podstaty
- kvalitě vstupů

Použitelnost matematických modelů v hydrologii je obecně velmi široká a zasahuje prakticky všechny hlavní hydrologické disciplíny. Kromě výhod však musíme mít na paměti i úskalí, která před nás využívání této technologie staví. Automatizace výpočtů především vyvolává tlak na zvýšenou kvalitu, věrohodnost a vypovídací schopnost použitých vstupních dat i správnou interpretaci dosažených výsledků a jejich selektivní hodnocení.

## 17.2.2 Modely změn jakosti vody v tocích

Mezi jednotlivými modely pro hodnocení jakosti vody v tocích existují četné rozdíly, které odrážejí rozdílné podmínky a účel, pro který byly tyto modely navrženy, stejně jako okolnosti jejich vzniku. Každý typ modelu je totiž koncipován pro odlišné podmínky a tím i předurčen pro různé oblasti nasazení. Přestože modely popisují obecné podmínky proudění v tocích a jsou co do možností použití značně flexibilní, nejsou naprosto univerzální. To zvyrazňuje nutnost uvážlivé volby vhodného modelu pro konkrétní projekt ještě před započítáním prací, aby mohly být dosaženy optimální výsledky s ohledem na potřeby zadání, rozsah a kvalitu vstupních dat a požadované výstupy. Podle základní koncepce přístupu k hodnocení časového průběhu sledovaných veličin tak můžeme vidět dvě hlavní skupiny modelů:

- modely pro výpočet v ustáleném stavu proudění
- dynamické modely

Modely, pracující v režimu *ustáleného stavu* počítají zadanou soustavu pro jeden definovaný časový okamžik. Tímto momentem může být jeden konkrétní den v roce, stejně jako hodnoty, vyjadřující delší časové období, vyjádřené např. dlouhodobými průměry. To je výhodné zejména při hodnocení standardních časových period, ročních či víceletých průměrů, při simulacích a prognózách dopadu změn znečišťování na kvalitu vody na základě statistických údajů. Nezanedbatelnou výhodou je rovněž menší náročnost na objem vstupních údajů, kterými v případě delších časových období jsou data statisticky předzpracovaná. Značnou předností, vyplývající z charakteru modelu je rovněž menší náročnost na výpočetní výkon. Daní je zde však často menší přesnost a zejména omezenost hodnocení na jeden časový moment. Asi nejrozšířenějším představitelem tohoto typu modelů je americký model QUAL 2E, vyvinutý v United States Environmental Protection Agency (dále U.S. EPA). Tento model, široce používaný ve světě i v našich podmínkách si zároveň přiblížíme v následující kapitole. Do

skupiny modelů jakosti vody v ustáleném stavu dále můžeme dále řadit některé modely vytvořené v Hydrologic Engineering Centre of US Army Corps of Engineers, významného centra vývoje matematických modelů v hydrologii a hydraulice.

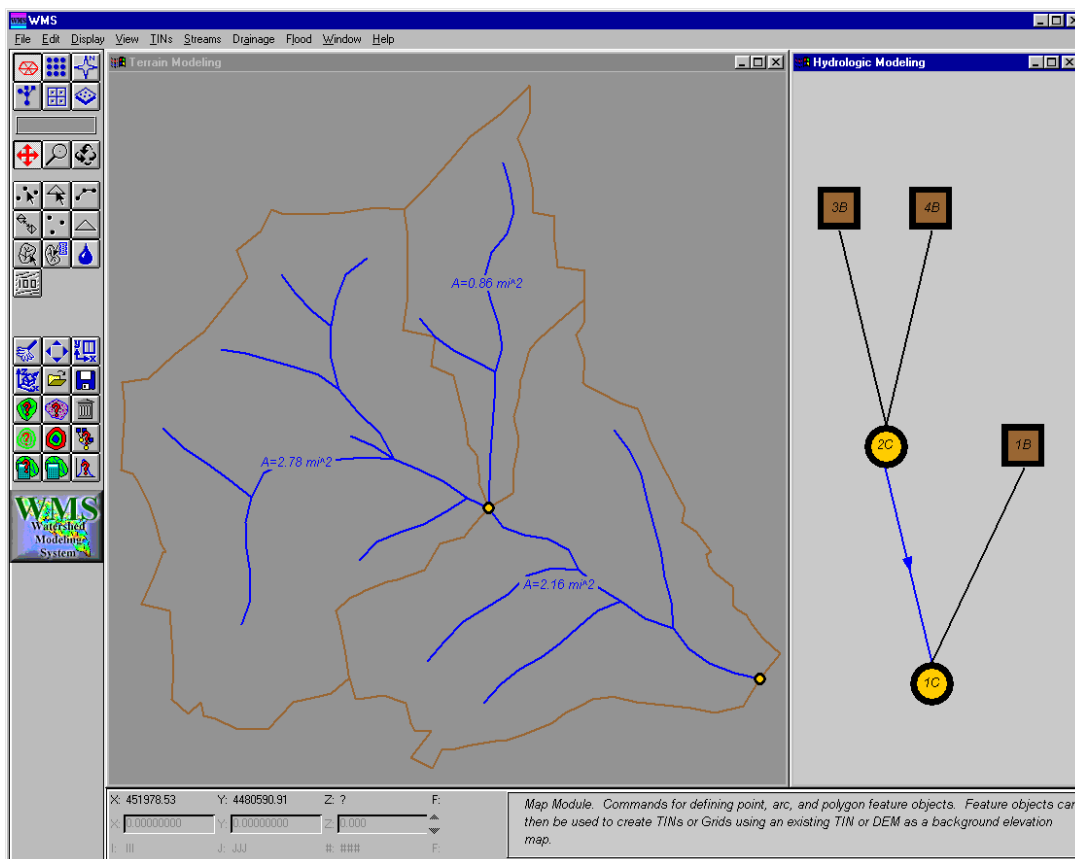
Druhou skupinu tvoří *dynamické modely*. Ty umožňují simulaci v prostoru a čase, definovaném dle potřeby úlohy. Vstupní údaje zde tvoří časové řady, vztahující se k jednotlivým zdrojům zadané struktury. Data přitom nemusí být u všech zdrojů časově homogenní - model počítá s časovým průnikem hodnot jednotlivých řad. Výsledky modelu potom umožňují sledovat vývoj znečištění v toku v zadaném časovém období a kroku. Zatímco modely ustáleného stavu pracují obvykle s průměrnými či jinak statisticky vymezenými hodnotami, dynamické modely obvykle využívají jako vstupní data reálné hodnoty. To zvyšuje nároky na přesnost zadání a potažmo na celou datovou základnu modelu.

Hlavní předností je zde již zmíněná možnost simulace vývoje jednotlivých jevů ve spojitě časové řadě, možnost přímo zjistit hodnotu zvoleného ukazatele pro konkrétní časový okamžik a bod toku, možnost porovnání vývoje kvality vody v různých obdobích, sledování dopadu změn vnějších vlivů na kvalitu vody aj. Dynamické modely jsou však zároveň velmi náročné na výpočetní výkon. Na rozdíl od modelů, pracujících v ustáleném stavu, pro jejichž provoz postačí běžné osobní počítače, tyto modely pro smysluplný provoz vyžadují již výkonné osobní počítače nebo pracovní stanice. Typickým představitelem této je model MIKE 11, vyvinutý v Dánském hydraulickém institutu (Danish Hydraulic Institute, dále DHI), který doznal značného rozšíření zejména v evropských zemích a který je mj. základním modelem, používaným pro řešení úloh v rámci Mezinárodní komise na ochranu Labe. Tento model je zároveň použit pro hodnocení variability ročního chodu znečištění Labe v této práci.

Prezentace výsledků matematického modelování potom závisí na možnostech a schopnostech konkrétního programového modelovacího balíku. Nejběžnější metodou bývá vykreslení grafů podélného profilu toku, kde vypočtené údaje lze kombinovat s reálnými naměřenými hodnotami, popř. výsledky simulací za jiné období. Dynamické modely potom díky spojitě časové řadě výsledků nabízejí možnost animace vývoje znečištění v podélném profilu, kde buď v krocích nebo v celku můžeme sledovat časový vývoj simulovaného jevu. Dnes již standardní možnost v této oblasti představuje integrace výsledků výpočetního jádra modelu s geografickým informačním systémem (GIS), kde jako výstup mohou být použity tematické mapy.

Základním prvkem matematických modelů, používaných v hydrologii je vždy definice simulované říční soustavy, morfometrie koryta a hydraulických, resp. hydrodynamických poměrů proudění. Popis, použitý v matematickém modelu je vždy určitým schematickým účelovým zjednodušením reálných poměrů, panujících v toku (viz obr. 9). Říční síť v povodí je tak podle potřeby zjednodušena a dále definována více či méně schematicky. Většina modelů kromě hlavního toku umožňuje při současném běhu modelovat i proudění v jednotlivých přítocích. Využití možnosti simulace v síti však klade vyšší nároky na výpočetní zpracování, proto je třeba před definicí projektu vždy vzít v úvahu požadovanou přesnost výsledku s ohledem na náročnost zpracování; v případě zjednodušeného modelu potom méně významné přítoky definujeme obdobně jako bodové zdroje.

Morfologie koryta bývá obvykle definována prostřednictvím série příčných profilů řečištěm, jejich nadmořskou výškou a geografickou polohou. Hustota těchto profilů záleží na charakteru koryta a celkové míře jeho proměnlivosti. Na toku potom dále definujeme jednotlivé hydrologické a regulační objekty - nádrže, hráze, jezy, zdrže. Ty bývají většinou zadány prostřednictvím údajů o jejich tvaru a vlivu na proudění - šířky, výšky hráze, rozdílu hladin, podílu přepadu přes korunu, charakteru hrany přepadu apod.

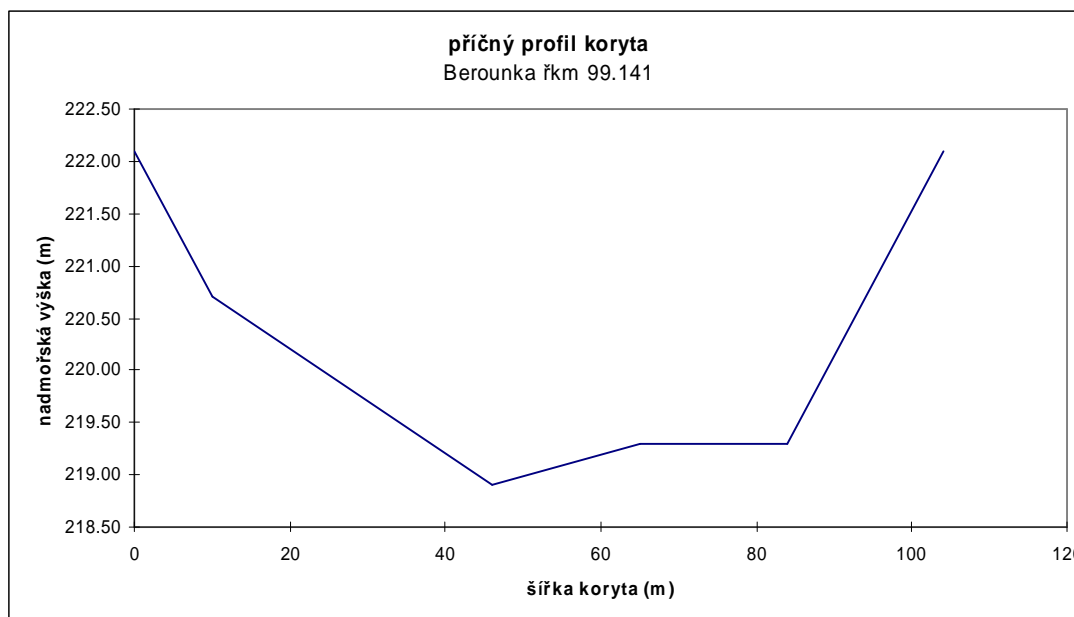


Obrázek 114 Příklad schematické interpretace struktury říční sítě modelem WMS

Pro vlastní výpočet je potom celý tok (či síť) rozdělen na jednotlivé úseky s pevně či proměnlivě definovanou délkou, ve kterých potom vždy probíhají výpočty změn proudění a následně i kvality vody. Délku těchto úseků - elementárních výpočetních kroků - volíme v závislosti na rozsahu projektu a jeho požadované přesnosti většinou v rozmezí od desítek metrů po kilometry. K takto definovanému projektu je třeba rovněž zadat vstupní a okrajové podmínky, které vymezují oblast řešení modelu.

Vytvořený model hydrodynamiky proudění koryta či říční sítě je potom v první řadě třeba optimalizovat porovnáním vypočtených hodnot s hodnotami, naměřenými v reálném toku. Sady parametrů, upravujících popis proudění, nastavených na počátku na hodnoty, popisující podmínky, platné pro obecné proudění v otevřených korytech je tak třeba zkalibrovat na daný tok a jeho specifika. Na podkladu takto odladěného modelu proudění vody v korytě potom probíhá vlastní výpočet kvality vody.

Pro simulaci šíření jednotlivých znečišťujících látek v korytě toku je nutno nejprve navrhnout a sestavit strukturu zdrojů znečištění, tj. vybrat a lokalizovat všechny významné zdroje vypouštění znečišťujících látek, stejně jako odběrů vody. Do této struktury řadíme i jednotlivé přítoky hlavního toku, které nejsou modelovány jako samostatný tok v rámci říční sítě. Tyto bodové zdroje jsou potom definovány kilometrůž, umožňující lokalizaci zdroje a jeho začlenění do hydraulické soustavy, údaji o objemu vypouštěných látek a o jejich chemismu. Vedle zdrojů bodových je možno definovat rovněž zdroje difusní, které v praxi pokrývají zejména znečištění, pocházející ze zemědělské činnosti a povrchového splachu. To bývá nejčastěji modely interpretováno jako podélný přírůstek průtoku pro jednotlivé úseky, opět spolu s údaji o chemismu vod. U modelů, které definici nebodových zdrojů znečištění neumožňují, je nutno tyto hodnoty zahrnout do vstupů bodových zdrojů, obvykle adekvátním navýšením imisí na přítocích.



Obrázek 115 Ukázka zadání příčného profilu koryta v modelu MIKE 11

Jádrem výpočtu kvality vody v matematických modelech je vždy výpočet kyslíkového režimu - tj. rozpuštěného kyslíku a BSK, na jehož základě se poté odvíjejí reakce dalších ukazatelů - jednotlivých forem dusíku, fosforu, biologického znečištění aj.. Speciální ukazatele, jako těžké kovy aj., bývají obvykle modelovány jako konzervativní látky.

Rovněž pro výpočet kvality vody je naprosto nevyhnutelná kalibrace modelu porovnáním s údaji, naměřenými na kontrolních profilech. Teprve na základě optimalizovaného a zkalibrovaného modelu je možno přistoupit k vlastnímu modelovému výpočtu či simulaci jednotlivých variant.

Dynamických hydrologických modelů existuje velké množství. Velká část z nich je primárně orientovaná na problematiku odtokového režimu, srážkoodtokových vztahů a hydrodynamiku proudění v korytě toku. Sem můžeme řadit modely z již zmíněného Hydrologic Engineering Centre of US Army Corps of Engineers - HEC-RAS, HEC-1, HEC-HMS, stejně jako dále podrobněji popisovaný německý model QSim, vytvořený institutem BfG, model WMS a celou řadu modelů dalších.

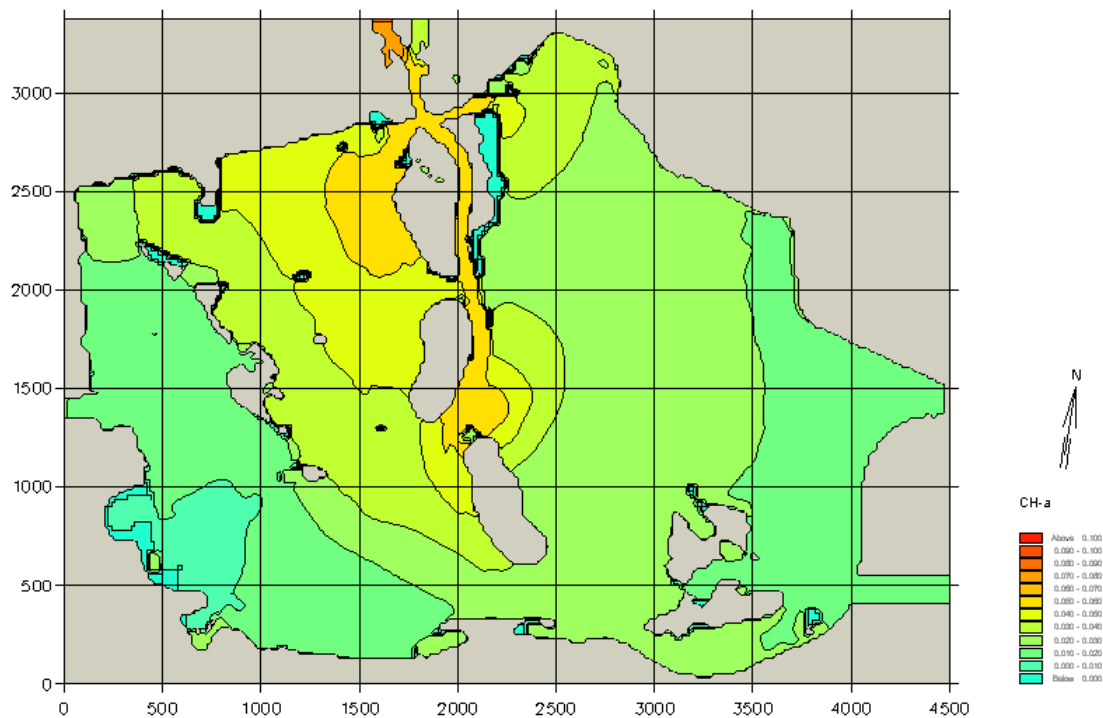
## 17.3 Modely změn jakosti vody v nádržích

Problematika modelování proudění a šíření látek v nádržích je řešena v řadě modelovacích balíčků. Jako příklad komplexního dvourozměrného matematického modelu si můžeme uvést model MIKE 21, vyvinutý, obdobně jako MIKE 11 v DHI. Jeho vývoj probíhá od 70. let a v současné době tak model pokrývá širokou oblast problematiky hydrologických simulací v prostředí vodních nádrží. Základem je opět hydrodynamický model, který vychází ze základních Saint-Venantových rovnic pro popis neustáleného proudění s volnou hladinou. Jednotlivé přídatné moduly pracující jako nadstavby hydrodynamického modelu popisují mimo jiné následující vybrané procesy:

- Simulaci pohybu splavenin, ukládání a eroze soudržných i nesoudržných materiálů včetně výpočtu pohybu splavenin v závislosti na hydrodynamických podmínkách proudění.

- Modelování kvality vody - simulování šíření a vývoje znečištění v ukazatelích: rozpuštěný kyslík, organické látky, amoniak, dusičnany a fosforečnany, zohledňující stratifikaci vodního prostoru nádrže.
- Eutrofizaci - modelování eutrofizačních procesů v nádržích v návaznosti na koloběh uhlíku a dusíku, nárůstu fytoplanktonu a zooplanktonu či kyslíkové bilance nádrže.

Součástí modelu je rovněž modul pro zpracování dat a prezentaci výsledků, umožňující tvorbu grafů, tematických map a animací.



Obrázek 116 Prognóza eutrofizace střední nádrže díla Nové Mlýny po výstavbě ostrovů - chlorofyl a. Tůma 1998

Využití modelů kvality vody v nádržích je zejména v řešení specifických úloh - příkladem může být např. model vývoje kvality vody v soustavě nádrží vodního díla Nové Mlýny (viz obr. 6), kdy byla pomocí modelu MIKE 21 pro potřeby Ministerstva životního prostředí ČR podnikem Povodí Moravy řešena problematika eutrofizace nádrží a simulována účinnost navržených variant řešení situace. Model proudění byl zároveň použit pro výběr optimálních lokalit na výstavbu nových ostrovů v prostřední nádrži usnadňujících migraci vodního ptactva tak, aby v nádrži nebyly výrazně zhoršeny průtokové poměry a nedocházelo tím k nadměrné sedimentaci.

## 17.4 Modelování erozních procesů a znečištění z plošných zdrojů

Modelů, řešících problematiku odnosu znečištění z plochy povodí vzniklo v souvislosti s rozvojem výpočetní techniky velké množství, přičemž jednotlivé modely se navzájem liší jak svoji celkovou koncepcí, účelem použití, způsobem interpretace hodnocených procesů, velikostí zpracovávaného území, tak vlastní praktickou realizací. Navíc, protože řešení problematiky látkového odnosu je nedílně spjata s erozními procesy, velká část modelů, používaných pro hodnocení plošných zdrojů znečištění vychází primárně z popisu erozních procesů a kvalitativní složku procesu řeší jako nadstavbu.



Pro snazší orientaci v problematice si používané modely můžeme rozdělit do několika kategorií podle dvou hlavních hledisek hodnocení:

- a. podle velikosti hodnoceného území
- b. podle koncepce modelu.

Kritérium rozdělení modelů podle velikosti hodnoceného území je z geografického i čistě praktického pohledu velmi významné, neboť různá prostorová úroveň řešení předurčuje míru generalizace popisu procesů a tím zásadně ovlivňuje celkovou koncepci, charakter a možnost použití modelu. Při prostorovém rozdělení se můžeme přidržit klasického geografického členění úrovní hodnocení na makro-, mezo-, mikroúroveň hodnocení. Jednotlivé úrovně nabízejí rozdílné možnosti popisu sledovaných procesů, vyžadují rozdílná data a poskytují různé možnosti aplikací. Obecně platí, že čím větší je zpracovávané území, tím vyšší je úroveň generalizace popisu hodnocených procesů, nižší nároky na objem přesnost vstupních dat a menší prostorové i časové rozlišení výstupů a naopak. Pro makro-úroveň, představovanou povodími o ploše v řádu stovek až tisíců km<sup>2</sup> jsou používány modely převážně bilančního charakteru, pomocí kterých stanovujeme dlouhodobé úhrnné hodnoty látkového odnosu z velkých územních celků, hodnotíme celkový podíl plošných zdrojů na znečištění a vymezujeme kritické oblasti zátěže. Mezo-úroveň řešení, zahrnující samostatná povodí o rozloze desítek až stovek km<sup>2</sup>, poskytuje asi největší prostor pro různé přístupy k hodnocení. Zde se setkáváme s přesahy z obou krajních poloh úrovně řešení – makro i mikro. Pro tuto prostorovou úroveň je dimenzována velká část v praxi využívaných modelů, přičemž převažují řešení, založená na empirických vztazích, jakým je třeba klasická USLE (Universal Soil Loss Equation) a její modifikace. Na mikroúrovni, představované dílčími malými povodími či jednotlivými zemědělskými plochami nebo erozními svahy jsou potom převážně aplikovány fyzikální, událostně založené dynamické modely. Ty umožňují kontinuální simulaci srážko-odtokového procesu, eroze a transportu látek v čase a představují tak výtečný nástroj pro detailní analýzu erozně-transportních procesů, probíhajících v krajině. Přehledně jsou možnosti a limity použití modelů pro jednotlivá prostorová měřítka shrnuty v tabulce 1.

tabulka 45 Rozdělení modelů plošných zdrojů znečištění podle prostorového měřítka

| prostorová úroveň   | velikost hodnoceného o území      | zájmové území                                | časové měřítko hodnocení | metody hodnocení   | oblast využití  | nároky na objem vstupních dat | charakter modelu   |
|---------------------|-----------------------------------|--|--------------------------|--|---|-------------------------------|--------------------|
| <b>makro-úroveň</b> | stovky až tisíce km <sup>2</sup>  | velká uzavřená povodí regionálních o významu | delší ucelená období     | zjednodušené metody odhadu rizika eroze látkového odnosu a výpočtu bilančních hodnot | vymezení oblastí erozního rizika, bilanční hodnoty látkového odnosu   | nízké až střední              | regresní modely    |
| <b>mezo-úroveň</b>  | desítky až stovky km <sup>2</sup> | povodí menší a střední velikosti             | smíšené                  | USLE a její modifikace, empirické vyjádření procesů                                  | výpočet střednědobého odnosu látek z dílčích povodí a zemědělské půdy | střední až vysoké             | empirické modely   |
| <b>mikro-úroveň</b> | nejvýše jednotky až               | malá povodí jejich dílčí                     | kontinuální simulace     | fyzikálně založené   | výpočet srážko-odtokového   | vysoké                        | fyzikálně založené |

|  |                         |                         |                       |   |   |  |        |
|--|-------------------------|-------------------------|-----------------------|---|---|--|--------|
|  | desítky km <sup>2</sup> | dásti, jednotlivé svahy | jednotlivých událostí | hodnocení, dynamická kontinuální simulace | procesu, přesného množství erodovaných a transportovaných látek v jednotlivých fázích procesu |  | modely |
|--|-------------------------|-------------------------|-----------------------|---|---|--|--------|

Z uvedeného srovnání vidíme, že prostorové měřítko velmi výrazně determinuje výběr vhodného nástroje pro řešení konkrétních potřeb. Paralelně s prostorovým členěním tak vystávají tři hlavní skupiny modelů, členěných z hlediska jejich celkové koncepce – bilanční, empirické a fyzikálně založené modely.

#### 17.4.1.1 Regresní modely

Regresní modely umožňují jednoduché stanovení objemu a podílu znečištění, vnášeného do povrchových vod z plošných a difúzních zdrojů. Výpočet je vztažen vždy k celé ploše hodnoceného povodí, přičemž výstupy modelu poskytují bilanční zhodnocení látkového odnosu za dlouhodobé časové úseky. Výpočet je vždy vztažen k celé ploše hodnoceného území a zpravidla sestává ze tří hlavních dílčích kroků.

Nejprve jsou pomocí vhodné metody vybrány hlavní vysvětlující proměnné procesu znečištění, tj. hlavní faktory, které ovlivňují odnos látek z povrchu povodí. Jako výběrovou metodu je možné použít např. shlukovou (clusterovou) analýzu příp. jiné vhodné geostatistické metody. Pro každou znečišťující látku je skupina vysvětlujících proměnných odlišná, přičemž jednotlivé proměnné vyjadřují potenciální riziko znečištění, plynoucí z kombinace fyzickogeografických vlastností hodnoceného území a míry a charakteru jeho antropogenní zátěže.

Druhý krok řešení spočívá v nalezení soustavy regresních rovnic, pomocí kterých je možné na základě známých hodnot vybraných vysvětlujících proměnných vypočítat průměrné koncentrace jednotlivých znečišťujících látek.

Závěrečným krokem je vlastní výpočet bilanční zátěže vybraných povodí jednotlivými znečišťujícími látkami pro dané časové období.

#### 17.4.1.2 Empirické modely

Empirické modely, které k hodnocení procesu látkového odnosu z povodí využívají metody výpočtu, popisují hodnocené procesy na základě empiricky zjištěných vztahů. Hodnoceným časovým horizontem bývá obvykle ucelené období, např. rok, vegetační období, měsíc atp. Výpočty, prováděné empirickými modely, mají proto zpravidla bilanční charakter, přičemž umožňují zhodnotit prostorové rozložení látkového transportu v hodnoceném území. Kromě vlastního výpočtu látkového odnosu je tak můžeme dobře použít pro posuzování celkového podílu plošného znečištění na látkové bilanci dílčích povodí.

Asi nejčastějším mechanismem, používaným jako základ pro výpočet, je USLE (Univerzální rovnice ztráty půdy) a její jednotlivé modifikace (MUSLE, RUSLE). K základním výpočtům látkového odnosu navíc může být přiřazen výpočet transportu či sedimentace. Příkladem modelů, vycházejících z USLE jsou například modely EPIC, SWAT, SWRRB. Částečně je výpočet erozních procesů pomocí USLE zahrnut v modelech ANSWERS, SPUR aj..

Empirické modely pracují obvykle s povodím malých až středních rozměrů. Velikost zpracovávaného území závisí na charakteru použitého modelu, náročnosti na vstupní data – jejich charakter a strukturu a vlastní konstrukci modelu. Velikost zpracovávaného území se tak obvykle pohybuje v řádu desítek, maximálně stovek km<sup>2</sup>. Díky vhodnému poměru mezi nároky na vstupní data a poskytovanými výsledky se s empiricky založenými modely často setkáváme v praxi, kde jsou používány k efektivnímu posuzování erozních rizik procesů transportu látek v povodí.

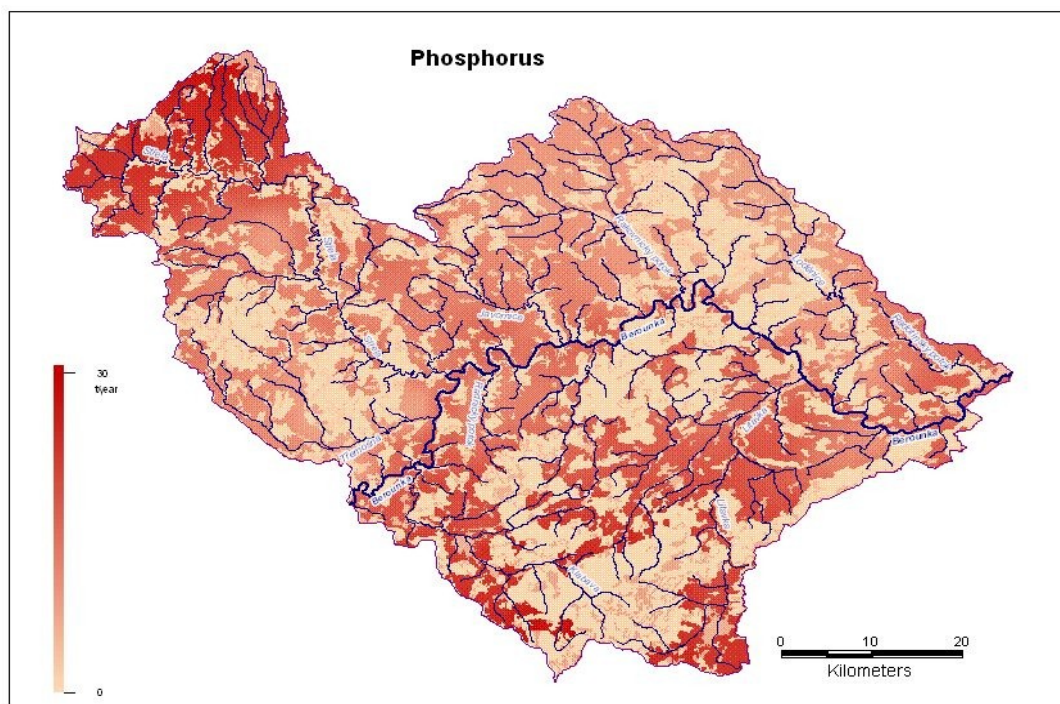
### 17.4.1.3 Fyzikálně založené modely

Fyzikálně založené modely obvykle pracují v režimu kontinuální dynamické simulace konkrétní srážko-odtokové události, proto bývají označovány též jako modely událostní (event-based models). Hodnocený časový krok je zde volen podle rozsahu hodnoceného území, podle celkové délky doby simulované události a požadované přesnosti, přičemž řádově se může pohybovat od minut po hodiny či desítky hodin.

Získané výsledky na rozdíl od regresních a empirických modelů nejsou omezeny celkovým bilančním zhodnocením ztráty půdy a látkového odnosu, ale umožňují studovat dynamiku srážko-odtokového procesu a plošného znečištění v jeho jednotlivých fázích.

Fyzikálně založené modely zároveň kladou oproti předchozím typům modelů jasně nejvyšší nároky na celkový objem, strukturu a přesnost vstupních dat. Díky tomu je velikost typicky zpracovávaného území ze všech popisovaných kategorií modelů nejmenší. Jedná se o malá povodí o rozloze jednotek, maximálně desítek km<sup>2</sup>, v řadě případů je řešení omezeno pouze jediným erozním svahem.

Typickým představitelem jsou např. německé modely EROSION-3D a EROSION-2D, používané k hodnocení erozních procesů povodí (3D) či svahů (2D). Dalšími často používanými modely této kategorie, které umožňují hodnotit odtok, erozi a transport znečištění v rámci povodí jsou např. model CREAMS, AGNPS, SMODERP, EUROSEM, WEPP aj.



Obrázek 117 Metodika hodnocení plošných zdrojů znečištění v povodí Berounky

## 17.5 Charakteristiky vybraných modelů kvality vody

V této části si postupně podrobněji představíme tři modely, reprezentující rozdílné přístupy k hodnocení šíření znečištění v korytech toků - model QUAL 2E, pracující v režimu ustáleného stavu, model MIKE 11 založený na dynamickém modelování a model QSim, který se od prvních jmenovaných liší silnou orientací na biologické parametry jakosti vody.

První dva vybrané matematické modely představují patrně nejrozšířenější a u nás v praxi asi nejčastěji používané modely. Třetí model dokazuje pestrost možností, které popis reality prostřednictvím modelů nabízí. Všechny modely jsou přitom prakticky používány pro práce v rámci Mezinárodní komise na ochranu Labe (MKOL) a Projektu Labe pro hodnocení kvality vody v povodí Labe. Použité ukázky jsou ze studií zpracovaných autorem v rámci Projektu Labe ve s VÚV TGM v Praze.

### 17.5.1 QUAL 2E

#### 17.5.1.1 Obecná charakteristika

Programový balík QUAL 2E představuje univerzální model pro simulaci proudění a změny jakosti vody ve vodních tocích při ustáleném stavu.

Umožňuje simulaci celkem 15 ukazatelů jakosti vody při jejich libovolné kombinaci po celé délce vodního toku či říčního systému. Model rozděluje vodní tok na úseky, které mají relativně podobné charakteristiky. Tyto úseky se dále člení na jednotlivé elementy o konstantní délce, které tvoří základní jednotku pro výpočty.

Topologie říčního koryta je zadávána pro jednotlivé úseky. Jsou definovány staničením, spádem čáry energie, Manningovým koeficientem drsnosti a příčným profilem, který je charakterizován šířkou dna a sklonem břehů. Na toku je rovněž možno simulovat existenci jezů a zdrží. Kvalita vody je počítána na základě zadané struktury bodových zdrojů znečištění a odběrů vody, navíc je možno definovat i plošné zdroje látek pomocí zadání přírůstku látkového odnosu z těchto zdrojů pro jednotlivé úseky.

Tabulka 46 Látky simulované modelem QUAL 2E

|                         |
|-------------------------|
| průtok                  |
| teplota                 |
| BSK <sub>5</sub>        |
| O <sub>2</sub>          |
| N-NH <sub>3</sub>       |
| N-NO <sub>3</sub>       |
| N-NO <sub>2</sub>       |
| N-org                   |
| P-org                   |
| P-rozp                  |
| chlorofyl-a             |
| koliformní bakterie     |
| konzervativní látka 1-3 |
| nekonzervativní látka   |

Počet úseků je v základním nastavení modelu omezen na 50, přičemž každý úsek může obsahovat až 20 elementů. Počet jezů je omezen na 25, maximální počet zdrojů bodového znečištění je omezen celkovým počtem výpočetních elementů, neboť jednomu elementu může být přiřazen nanejvýš jeden

zdroj vypouštění či místo odběru vody. Soustavu lze zadat jako síť celkem 6 vodních toků včetně hlavního. Jednotlivé parametry lze podle potřeby upravit v konfiguračním souboru modelu.

Model QUAL 2E sestává z celkem 3 základních částí: programu AUQUAL 2, který slouží pro zadání a přípravu dat, program QUAL 2E, který provádí vlastní simulační výpočty, a program Q2 PLOT, který za předpokladu, že je instalován grafický systém GKS (Graphic Kernel System), umožňuje výstup vypočtených hodnot ve formě grafu podélného profilu koncentrací. Uvedené údaje se týkají verze modelu pro operační systém DOS. V současné době je k dispozici verze pro systém Windows, vzniklá pro potřeby výše zmíněného integrovaného modelu BASINS. Zde jsou již jednotlivé součásti sloučeny do jednotného uživatelského prostředí, nicméně jejich původní oddělená funkčnost je stále patrná. Verze modelu pro operační systém Windows sice přináší některá zjednodušení v ovládní programu, nicméně vlastní výpočetní jádro zůstalo nezměněné. Navíc tato verze vykazuje určitou nekompatibilitu se starší verzí programu, určitá omezení týkající se struktury dat a jejich ukládání, které vycházejí z potřeb integrace s modelem BASINS, ale pro samostatné použití jsou spíše na překážku.

Údaje o zdrojích znečištění jsou do modelu zadávány společně s daty, týkajícími se popisu hydrauliky a hydrodynamiky toku ve formě tabulek v programu AQUAL2. Výsledkem činnosti tohoto programu je textový soubor, který slouží jako vstupní soubor pro vlastní kalkulaci programem QUAL2E. Výsledkem simulace je opět textový soubor, obsahující kompletní soupis koncentrací modelovaných látek pro jednotlivé elementy, hydraulický sumář, hodnoty použitých reakčních koeficientů a strukturu zadání soustavy.

Pro prezentaci výstupních údajů lze použít buď již zmíněný program Q2PLOT, nebo údaje z výstupního souboru zpracovat v některém z obecných prostředků pro manipulaci s daty - tabulkovém kalkulátoru (Excel, QuatroPro, atp.) či databázi.

### 17.5.1.2 Specifické vlastnosti

Model QUAL2E je autory navržen pro ideální použití na středně velkých tocích s říční sítí stromovitěho typu. Tomu odpovídá i poněkud zjednodušená forma popisu topologie morfometrie říčního koryta, která se však při simulaci ustáleného stavu toku řeky velikosti Labe jeví jako vyhovující. Zadání dat je jednoduché. Vzhledem ke skutečnosti, že se všechny údaje vztahují vždy k jednomu časovému okamžiku je však nutno počítat s nutností jejich statistického předzpracování.

K silným stránkám modelu bezesporu patří schopnost simulovat velké množství kvalitativních ukazatelů (celkem 15, včetně tří konzervativních a jedné nekonzervativní látky) při minimálních požadavcích na použitý hardware. Rychlost výpočtu je vysoká, což umožňuje operativní ladění celého modelu a celkový rychlý postup prací na modelování.

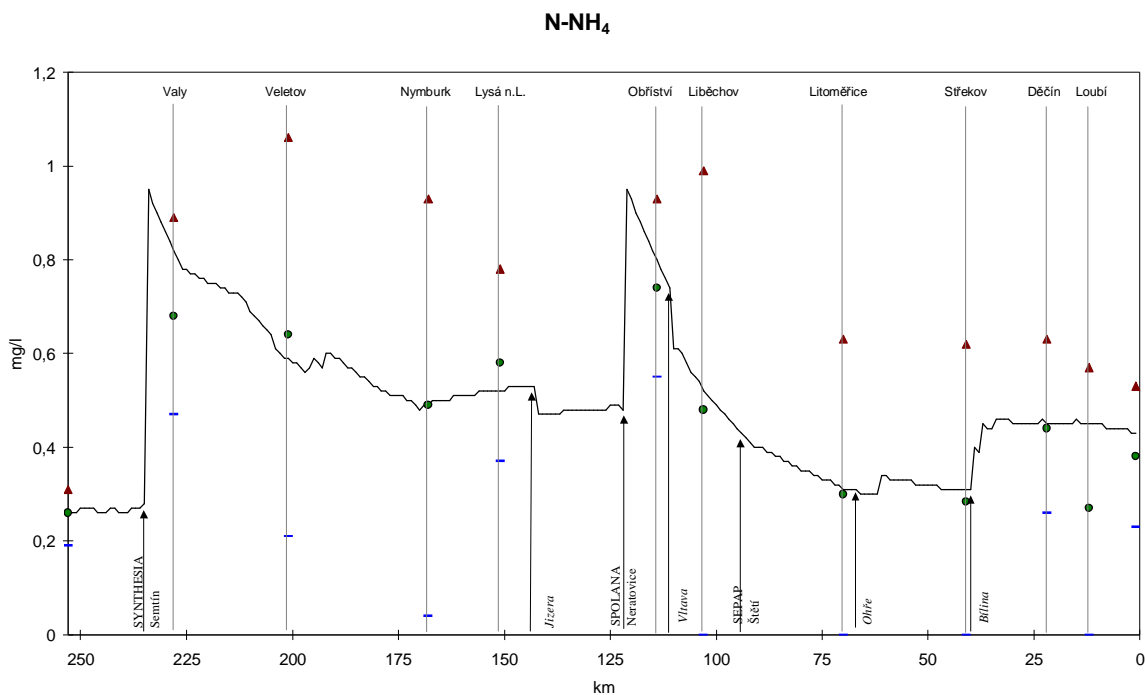
### 17.5.1.3 Potřeba dat

Data, používaná modelem QUAL2, stejně jako jinými modely pro simulování jakosti vody jsou v podstatě dvojího druhu: data pro hydraulický popis koryta a hydrodynamiku proudění a data pro simulaci kvality vody, sestávající z údajů o emisích do toku.

Pro popis koryta toku používá program QUAL následující údaje: staničení úseku, šířku dna koryta, sklon břehů, sklon čáry energie a Manningův koeficient drsnosti. Jednotlivé regulační struktury na toku jsou popsány těmito ukazateli: staničení objektu, druh přepadu, podíl přepadu přes korunu jezu a koeficient čistoty vody.

Zdroje bodového znečištění jsou stejně jako okrajové podmínky definovány průtokem zdroje a koncentracemi vypouštěných látek. Zdroje plošného znečištění lze zadat jako postupný přírůstek průtoku pro jednotlivé úseky opět společně s koncentracemi jednotlivých ukazatelů. Pro každý úsek lze rovněž měnit nastavení reakčních konstant pro rovnice, použité k simulaci.

Vzhledem k tomu, že se simulace vztahuje vždy k jednomu časovému okamžiku, je nutno data o emisích do toku zadávat do soustavy již statisticky zpracovaná a ošetřená. Tato skutečnost může při výpočtech modelu pro více časových období znamenat podstatné zvýšení času, potřebného pro vlastní modelování.



Obrázek 118 Ukázka výstupu podélného profilu koncentrací N-NH<sub>4</sub> (Labe 1994-95)

#### 17.5.1.4 Využití modelu v praxi

Model QUAL 2E je v praxi používán hlavně pro operativní hodnocení stavu a vývoje jakosti vody na středních a velkých tocích pro delší časová období. Využívá se pro simulace změn v emisním režimu zdrojů znečištění, pro prognózy účinnosti navrhovaných opatření či legislativních limitů. Vysoká výpočetní rychlost umožňuje operativní ladění modelu a simulaci většího množství variant. Nezanedbatelnou výhodou, využívanou v praxi je rovněž široká škála modelovaných ukazatelů při zachování relativně nízkých nároců na objem vstupních dat.

### 17.5.2 MIKE 11

#### 17.5.2.1 Obecná charakteristika

MIKE 11 je dynamický jednorozměrný obecný model použitelný pro simulování proudění a kvality vody v povrchových tocích.

Program sestává z několika vzájemně propojených modulů, které provádějí modelování jednotlivých procesů. Jádrem systému je hydrodynamický modul (HD), který umožňuje simulaci proudění ve vodních tocích či jejich sítích. Model je dynamický, tzn. umožňuje sledování kvalitativních změn sledovaných veličin, zde vodních stavů a průtoků, v zadaném časovém intervalu. Vypočtené časové řady potom představují základ pro výpočty kvality vody pomocí návazných modulů AD (advection-dispersion) a WQ (water quality). Výsledky modelování kvalitativních ukazatelů jsou potom opět ve formě časových řad pro zvolené úseky podélného profilu a zadané časové období. Pro prezentaci výsledných dat je možno použít integrovaný program, zobrazující animaci vývoje vybraných veličin v podélném či příčném profilu v průběhu stanoveného časového úseku s možností výstupu libovolné fáze animace na připojené výstupní zařízení nebo do databázového souboru.

Topologie říční sítě a koryta je poměrně precizně definována v modulu HD. Koryto toku je opět určeno prostřednictvím příčných profilů, které jsou definované jako polygony. Kromě svého tvaru je příčný profil určen dále staničením, nadmořskou výškou a zeměpisnými souřadnicemi. Při zadání profilu je automaticky vypočítána odpovídající Q-h relace, kterou je možno v případě potřeby manuálně upravit. Drsnost koryta je zadávána nejčastěji jako Manningovo  $n$ , je zde však i možnost alternativní definice pomocí Chézyho  $C$ . Jezy a zdrže je možno v modelu MIKE 11 definovat různými způsoby, nejčastěji je však používán přepad přes širokou korunu (broadcrested weir), určený mj. opět definovatelnou Q-h relací (konsumpční křivkou).

Modul Advection – Dispersion provádí simulaci advekce a disperze konzervativních látek a sedimentů. Tvoří součást modulu WQ, kde doplňuje chemickou a biologickou část modelu šíření látek v toku.

Modul Water Quality umožňuje podle použité verze modelování celkem 5 základních ukazatelů: teploty, BSK<sub>5</sub>, O<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, NO<sub>3</sub> a dalších ukazatelů podle instalovaných modulů. Modelování probíhá na 6 možných úrovních (level 1 - 6) s rozdílným rozsahem simulovaných procesů:

1. BSK<sub>5</sub> + O<sub>2</sub>
2. BSK<sub>5</sub> + O<sub>2</sub> + proces výměny s organickými sedimenty
3. BSK<sub>5</sub> + O<sub>2</sub> + nitrifikace
4. BSK<sub>5</sub> + O<sub>2</sub> + nitrifikace + denitrifikace
5. dtto 4 + výměna se sedimentem, rozdělení BSK
6. všechny procesy, zahrnuté v úrovních 1-5

Průběh simulace uvedených procesů lze ovlivňovat změnou reakčních konstant a koeficientů, použitých při výpočtu. Mimo uvedené ukazatele je možno simulovat šíření dalších polutantů v toku jako konzervativních látek. Modelování znečištění těžkými kovy lze provádět s využitím modulu HM (Heavy Metals). Tento modul provádí výpočet obsahu těžkých kovů jak v říční vodě, tak v dnovém sedimentu. Dalším z rozšiřujících modulů je například modul eutrofizační, umožňující simulaci biologických procesů.

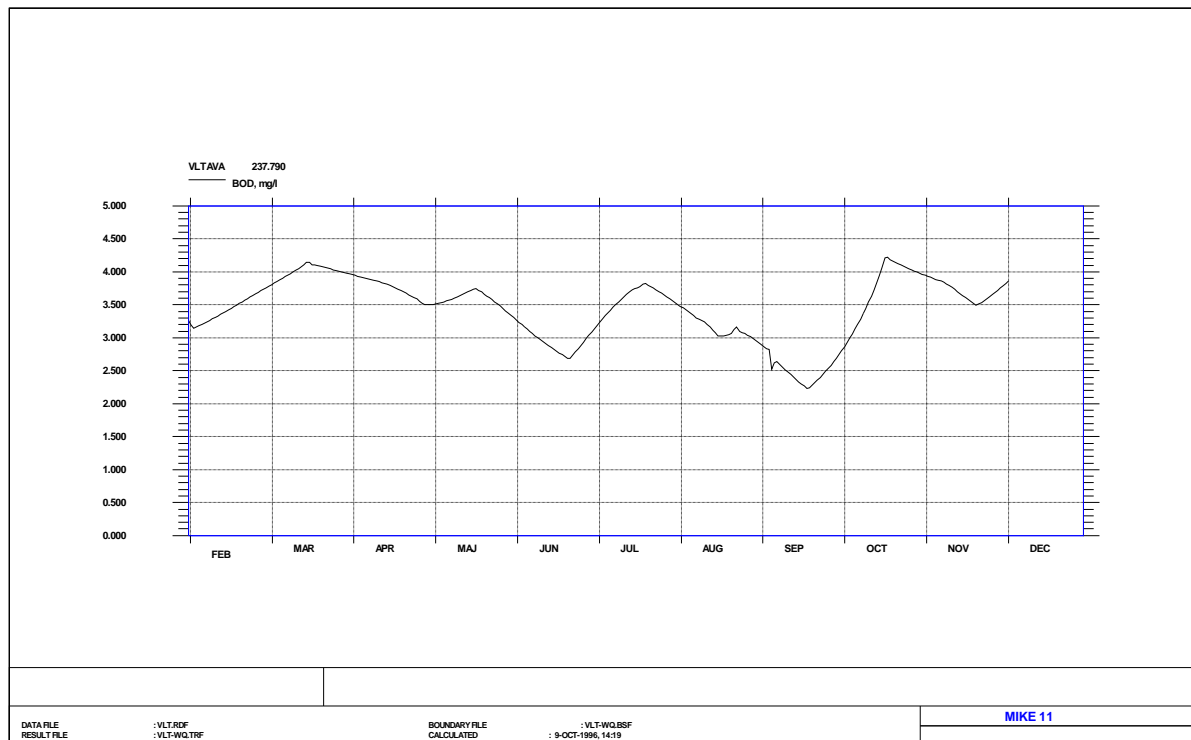
Údaje o zdrojích znečištění se zadávají ve formě časových řad pro jednotlivé zdroje a ukazatele zvlášť. Jako časová řada se rovněž zadává údaj o objemu vypouštěných látek. Na tuto řadu potom probíhají odkazy z řad obsahujících údaje o koncentrací jednotlivých polutantů. Při výpočtu jsou z těchto časových řad použity údaje, tvořící průnik s časovým úsekem, definovaným v podmínkách pro kalkulaci. Kromě těchto údajů o emisích látek je nutno stejným způsobem definovat okrajové



podmínky pro počátek a konec modelovaného úseku a podmínky počáteční - buď globální, s platností pro celý říční systém nebo specifické pro zvolené úseky.

Prezentace výsledků simulace probíhá formou animace vývoje stavu ukazatele ve zvoleném úseku podélného profilu či v profilu příčném, pro zadané časové období. Požadovanou fázi simulace lze vytisknout či vykreslit na připojeném výstupním zařízení, případně je možno uložit soubor s výslednými časovými řadami do databázového souboru. Navíc je zde díky skutečnosti, že všechny příčné profily, definující koryto jsou zasazeny do zeměpisných souřadnic, možnost nechat si vývoj šíření znečištění v toku vykreslit na obrazovce či výstupním zařízení ve formě tematické mapy.

graf 1: Ukázka výstupu časové řady koncentrací BSK5 v příčném profilu toku (Vltava Zelčín 1995)



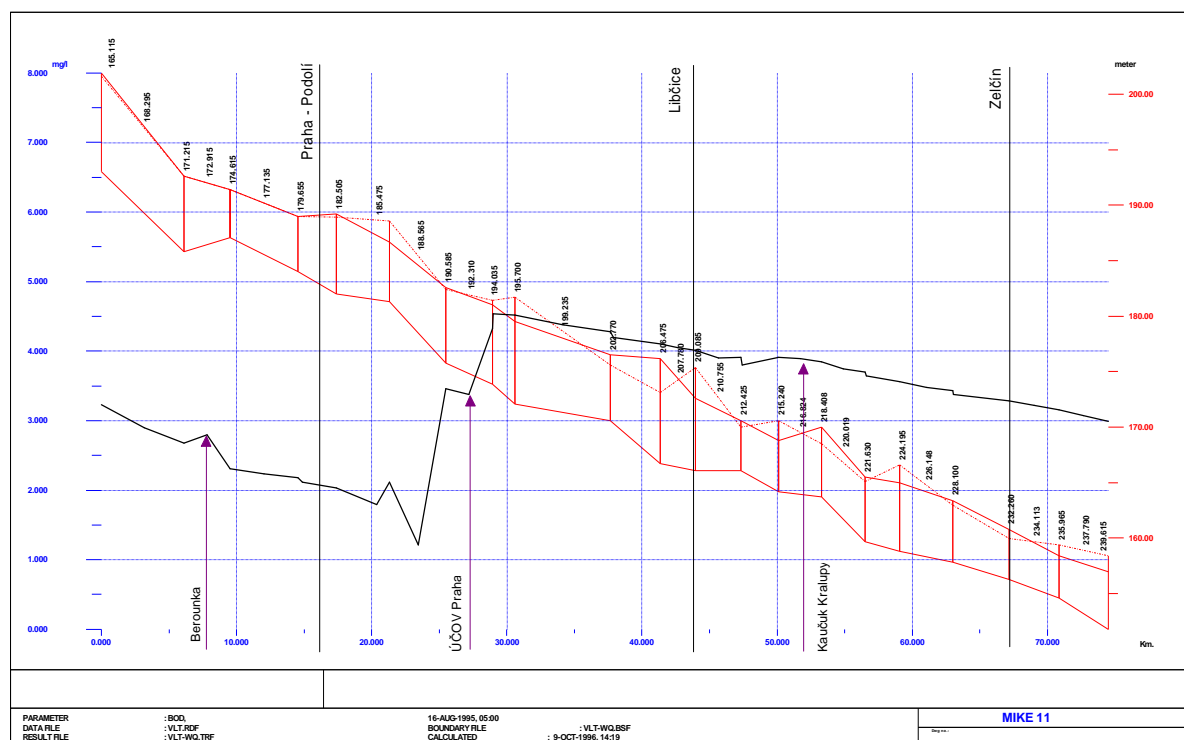
### 17.5.2.2 Specifické vlastnosti

Orientace na dynamické modelování spolu s důkladně zpracovanou hydrodynamikou i simulací ukazatelů kvality vody činí ze systému MIKE11 velice silný profesionální nástroj pro modelování proudění a kvality vody a jejich vývoje v čase.

V tomto ohledu se jako šťastný jeví i způsob zadávání jednotlivých modelovaných jevů ve formě časových řad, ze kterých si program pro výpočet sám interpoluje či dosazuje potřebné hodnoty. Ke kvalitnímu znázornění simulovaných jevů v čase přispívá rovněž schopnost spojitého zobrazení hodnoty jevu ve formě animace.

Program MIKE 11 je v současné době provozován na 4 počítačových platformách: UNIX, DOS a Windows 3.x a Windows 95/NT. Práce, prováděné v rámci projektů MKOL byly prováděny na verzi pro Windows 3.x, proto veškeré údaje a poznatky o tomto programu se vztahují k této mutaci. Dynamické modelování klade na rozdíl od modelování ustáleného stavu podstatně vyšší nároky na použitý hardware. Při provozování na počítačích třídy PC-Pentium je nutno počítat s dobou výpočtu středně složitěho projektu řádově v hodinách až desítkách hodin, zatímco výpočet ustáleného stavu stejného projektu pomocí modelu QUAL na počítači stejné třídy lze počítat na maximálně desítky sekund.

graf 2: Ukázka výstupu časové řady koncentrací BSK5 v podélném profilu toku (Vltava, 16.8. 1995)



Specifickou kapitolou je ovládání modelu, respektive jeho uživatelské rozhraní. Je zde patrný značný rozdíl mezi výpočetním jádrem systému a následným ošetřením jeho vstupů a výstupů. Veškerá komunikace se systémem probíhá na základě tzv. vstupních datových karet, které jsou dostupné z hierarchicky řazeného systému menu. Toto uspořádání je pro verze DOS, UNIX i Windows 3.x prakticky identické, včetně vzhledu a ovládání jednotlivých prvků. Použité karty však nemají jednotné ovládání, v ovládacích prvcích se občas mísí angličtina s dánštinou, nejsou navíc použitelné ani základní ovládací prvky operačního systému včetně podpory myši. Neohrabanost a komplikovanost ovládání výrazným způsobem zpomaluje a komplikuje práci s modelem a může být zároveň zdrojem četných chyb při operátorských vstupech. Nutno přiznat, že v nové 32-bitové verzi modelu, optimalizované pro systémy Windows 95/98/NT je uživatelské rozhraní zásadně přepracováno, základní struktura celého systému a provázanosti jeho jednotlivých součástí však stále zůstává zbytečně komplikovaná a uživatelsky nepřívětivá.

### 17.5.2.3 Potřeba dat

Model MIKE vyžaduje pro simulaci vývoje vybraných ukazatelů kvality vody data pro popis hydrauliky a hydrodynamiky koryta a vlastní časové řady emisí jednotlivých látek.

Pro definici říční soustavy používá model staničení, které jako km 0 uvažuje pramen řeky. Pro zadávání hydrologických objektů či zdrojů emisí je proto třeba provést přepočítání ze staničení oficiálního do staničení vyžadovaného modelem. Použitý způsob inverzního staničení se jeví jako poměrně nevýhodný zejména v případě úprav modelu a změn ve vymezení modelovaného úseku - v takových případech je nutno pro každou změnu přepočítat staničení pro všechny zadané objekty v modelu.

Hydraulická část je definována pomocí příčných profilů. Tyto jsou zadávány jako polygony ve formě tabulky udávající nadmořskou výšku a šířku koryta. Údaje jsou doplněny o drsnost, definovanou obvykle jako Manningovo  $n$ . Příčný profil je rovněž zasazen do sítě zeměpisných souřadnic, což

umožňuje následné vykreslení modelovaného systému buď ve vlastním zobrazovacím modulu programu MIKE, nebo jeho export do prostředků GIS.

Regulační objekty na toku mohou být definovány několika různými způsoby, přičemž nejběžnější je typ přepadu přes širokou korunu, specifikovaný geometrií jezu, podílem přepadu přes korunu a kalibračními koeficienty. K zadaným příčným profilům či jezům program automaticky dopočítá Q-h relace, které lze uživatelsky editovat.

Údaje o emisích znečišťujících látek jsou zadávány pomocí časových řad. Pro každý zdroj a každou látku je vytvořena samostatná časová řada, která obsahuje údaje o koncentraci vypouštěné látky, resp. jejím průtoku vztažené ke konkrétnímu datu. Z databáze časových řad jsou potom pro vlastní výpočet tyto vybírány přiřazením. Okrajové podmínky jsou definovány jako samostatné časové řady se staničením odpovídajícím počátku, resp. konci soustavy. Počáteční podmínky mohou být zadány v libovolných úsecích; pro nezadané úseky jsou použity nastavené podmínky globální. Reakční koeficienty rovnic lze pro požadované úseky upravovat nebo ponechat hodnoty předem nastavené. Zdroje plošného znečištění přímo zadávat nelze.

Zadávání dat o zdrojích znečištění ve formě časových řad, obsahujících reálné hodnoty vztažené ke konkrétním časovým momentům spolu s automatickou interpolací pro výpočet představuje značné zjednodušení práce při modelování delšího časového úseku. Navíc není nutné jednotlivé kvalitativní údaje pro různé zdroje vztahovat ke stejnému časovému období či je statisticky upravovat.

#### 17.5.2.4 Využití modelu v praxi

Hlavním těžištěm aplikací modelu MIKE 11 jsou dynamické simulace vývoje vybraných ukazatelů jakosti vody v prostoru a čase. Model je s úspěchem využíván pro hydraulické simulace, v protipovodňové ochraně či hodnocení splaveninového režimu toků. Moduly pro výpočet kvality vody potom jsou hojně využívány pro simulace vývoje jakosti vody při změně vnějších podmínek či pro sledování šíření látek v tocích. Typickými úlohami, řešenými modelem MIKE jsou simulace havárií na tocích, hodnocení dosahu zdrojů znečištění, hodnocení změn režimu jednotlivých ukazatelů v závislosti na průtokové situaci, hodnocení dopadu změn emisního zatížení jednotlivými zdroji znečištění a podobně. MIKE 11 je plnohodnotný profesionální nástroj široce používaný jak ve výzkumné činnosti, tak v běžné vodohospodářské praxi.

### 17.5.3 QSim

#### 17.5.3.1 Obecná charakteristika

Model QSim vznikl v rámci projektu "Kyslíková bilance a biologické procesy v Mosele a Saare", zadaným Mezinárodní komisí na ochranu Mosely a Saary za cílem vysvětlení úbytku kyslíku v těchto tocích během letních měsíců. Za tímto účelem byl od roku 1977 průběžně vyvíjen a aplikován model kvality vody, vyvinutý ve spolupráci německého institutu BfG a universitami v Liege a Namuru. Během vývoje byl model doplněn o biologický modul, umožňující sledovat sezónní vývoj významných parametrů jakosti vody.

Model představuje jednorozměrný deterministický model. Vlastní program je napsán v jazyce FORTRAN 77. Verze ASJ (Automatická simulace jednoho roku) umožňuje simulovat sezónní cyklus několika ukazatelů kvality vody. Výpočet sestává ze 123 běhů v rámci jednoho roku, což reprezentuje výpočet hodnot kvality vody pro každý druhý den v období 1. března - 31. října.

Model má, obdobně jako ostatní modely kvality vody, modulární strukturu. Základní částí je hydraulický modul, na který navazuje sada modulů, simulujících biologické procesy.

První 3 moduly jsou počítány pro každou simulaci pouze jednou.

- Modul HYDRAU počítá hydrodynamiku proudění v toku. Na základě vypočítaných rychlostí proudění je stanovena potenciální spotřeba kyslíku sedimentací (pot. SOD)
- Modul SYSGEN potom rozdělí tok na základě vypočtených hydraulických parametrů na úseky s dobou dotoku rovnou jedné hodině.
- Následující modul TIME STEP stanoví dobu simulace, která odpovídá počtu segmentů. Pro každý časový krok je vypočtena globální radiace a teplota vzduchu. Následné výpočty kvality vody potom probíhají v jednotlivých segmentech toku.

Návazné moduly potom počítají pro jednotlivé segmenty vývoj následujících ukazatelů: teplotní režim, kyslíkový režim, BSK a CHSK, proces nitrifikace s výslednými koncentracemi amoniakálního a dusičnanového dusíku, výpočet ortofosfátu a rozpuštěného křemíku, výpočet a simulace stavu zooplanktonu, další moduly pak zahrnují do výpočtu plankton, zelené řasy a diatomy, včetně produkce a spotřeby kyslíku řasami a makrofyty až po dynamický výpočet biomasy dnových konzumentů.

### 17.5.3.2 Specifické vlastnosti

Ve srovnání s ostatními běžně používanými modely (QUAL 2E, MIKE 11) nabízí model QSim podstatně širší možnosti modelování biologických parametrů jakosti vody. Kromě chlorofylu jsou modelovány dva druhy řas – zelené řasy a diatomy a zooplankton. Mechanismus výpočtu biologických procesů tvoří součást systému modelu a je tak úzce provázán s ostatními ukazateli.

Pro rutinní práci však právě biologická orientace modelu může přinášet některá úskalí. Za prvé je nutno počítat s omezením časového období, pro které lze model sestavovat. Model QSim totiž umožňuje simulovat pouze vegetační období a to od počátku března do konce měsíce října. Odpadá tak možnost hodnotit zimní období, během kterého dochází na tocích k výrazným teplotním, ale hlavně průtokovým změnám.

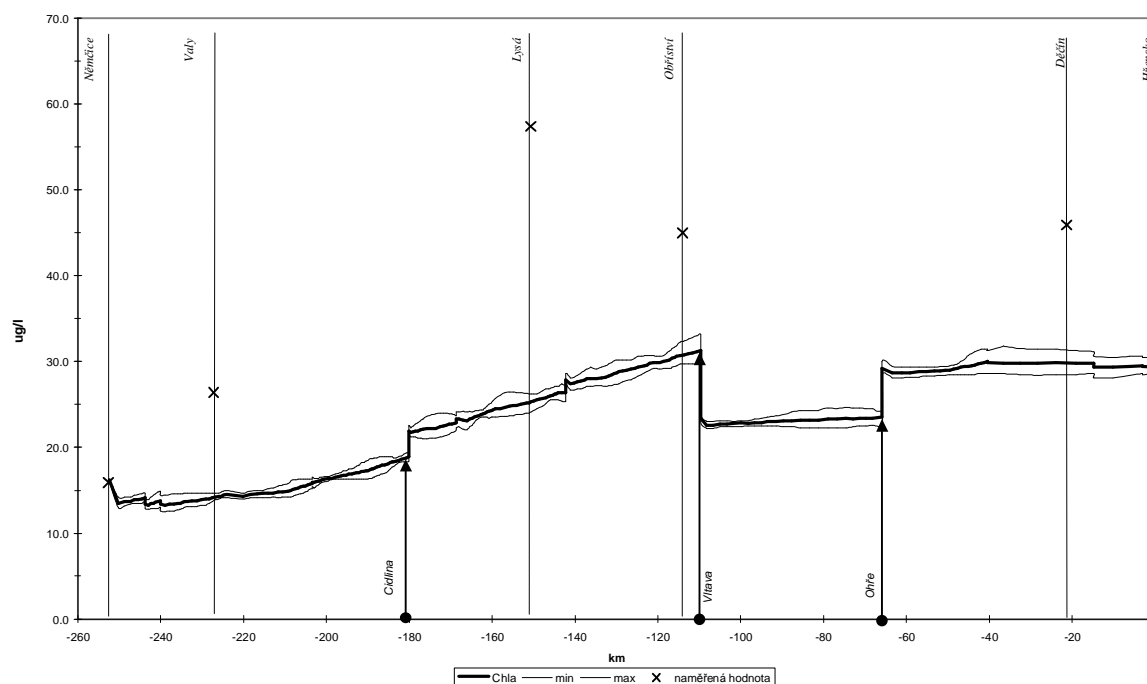
Druhý limit potom může představovat dostupnost potřebných dat. Stanovení biologických ukazatelů jakosti vody, vyžadovaných modelem, nejsou běžně prováděna na všech kontrolních profilech, zejména u drobných vodních toků, představujících vstupy do modelu.

Zdrojem potenciální nepřesnosti může být i způsob interpretace biochemické spotřeby kyslíku modelem. Model QSim totiž počítá pouze s uhlíkovou BSK5 a vzhledem k tomu, že C-BSK5 není stanovována, je nutno její hodnoty získat přepočtem přes BSK5 a N-NH<sub>4</sub>. Při nepřesném stanovení jednoho z ukazatelů tak roste možnost zanesení chyby do výpočtu dalších procesů.

Z uživatelského hlediska je možno říci, že program obdobně jako ostatní programy tohoto druhu klade větší důraz na výpočetní jádro než na uživatelskou přívětivost, která je však v tomto případě na slušné úrovni. Jedná se o program pro prostředí DOS, který neklade příliš vysoké nároky na použitý hardware. Jelikož byl tento produkt vyvinut v Německu, celý systém od vstupních menu po označení ukazatelů jakosti vody a jednotek je popsán v německém jazyce, což pro část uživatelů může představovat určitou bariéru.

### 17.5.3.3 Využití modelu v praxi

Model QSim je v praxi využíván zejména pro své schopnosti simulace biologických procesů. Kromě primárního využití při německo-francouzském projektu na Mosele a Saaře byl rovněž využit při řešení simulace vývoje kvality vody v české a německé části toku Labe. Při jeho nasazení však představují určité omezení zmíněné limity - omezení simulovaného časového úseku na vegetační období a potřeba nestandardních datových vstupů.



Obrŕzek 119 Ukŕzka vŕstupu z modelu QSim - Chlorofyl-a - Labe srpen 1996

### 17.5.4 Integrovanŕ modely

Konec devadesŕtŕch let pŕnŕsŕi spolu s intenzivnŕm vŕvojem vŕpoŕetnŕi techniky i novŕe moŕnosti pro matematickŕ modelovŕnŕ. Dochŕzŕi k prudkŕmu rozvoji a ŕŕŕenŕi geografickŕch informaŕnŕch systŕmŕ (GIS), zejmŕna v podobŕe tzv. "Desktop mappng", uŕivatelsky snadno ovladatelnŕch, ale silnŕch nŕstrojŕ na prostorovou analŕzu vizualizaci dat. V souvislosti s tŕm jsou patrnŕe snahy o logickŕ integrovŕnŕ jednotlivŕch existujŕcŕch matematickŕch modelŕ pŕvŕe do prostŕedŕi GIS, kdy jednotlivŕe komponenty modelŕ - topologie, vstupnŕ i vŕstupnŕ charakteristiky jsou dostupnŕe v grafickŕ podobŕe jako digitŕlnŕ mapy a je moŕno k nim interaktivnŕe pŕstupovat.

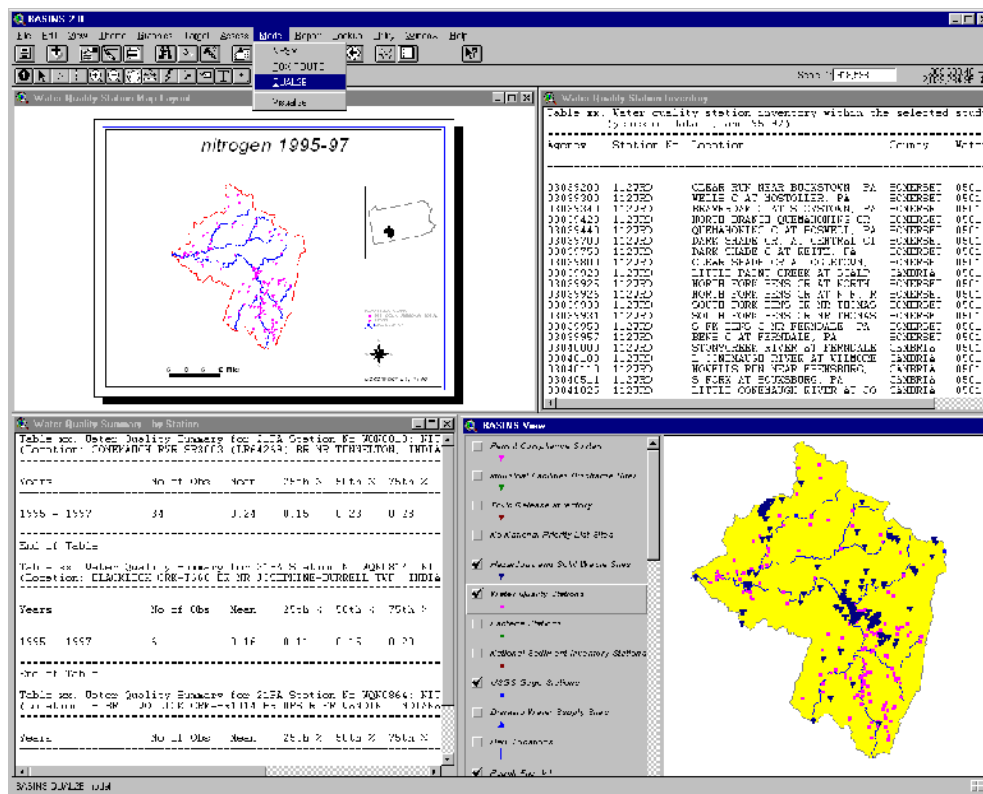
Jednŕm z nejlŕpe propracovanŕch pŕedstavitelŕ tŕto novŕe generace simulaŕnŕch nŕstrojŕ je model BASINS vyvinutŕ U.S. EPA. Je zaloŕen na kombinaci jŕiŕ existujŕcŕch modelŕ v prostŕedŕi GIS – v prvnŕch verzŕch v prostŕedŕi ESRI ArcView, v souasnŕe dobŕe v prostŕedŕi open source GIS MApWindow. Zde model funguje jako jeho nadstavba a využívajŕ zŕroveň jeho zobrazovacŕch, editaŕnŕch a databŕzovŕch funkcŕ. Model je sestaven z mnoŕstvŕi jednotlivŕch komponent, hierarchicky uspoŕadŕnŕch do celkem pŕti ŕrovnŕi:

- Sprŕva globŕlnŕch databŕzŕ a dat GIS
- Nŕstroje pro posuzovŕnŕ kvality vody na rŕznŕch ŕrovnŕch vstupŕ: model TARGET pro hodnocenŕ celŕho zŕjmovŕho ŕzemŕ, ASSESS pro analŕzu zdrojŕ v rŕmci jednotlivŕch dŕlŕcŕch povodŕŕ a Data Mining pro hledŕnŕi relacŕ mezi jednotlivŕmi datovŕmi zdrojŕi.

- Nástroje umožňující manipulaci s lokálními daty, reklasifikaci landuse, digitálního modelu terénu, vymezení dílčích povodí či správu dat, naměřených na měrných profilech
- Modely pro hodnocení kvality vody v povodí a jednotlivých tocích: modely QUAL2E pro simulaci šíření znečištění v otevřených korytech, NPSM pro modelování nebodových zdrojů znečištění a model TOXIRROUTE sloužící ke sledování postupu šíření znečištění v zadané síti toků.
- Zpracování výsledných dat pro interpretaci výstupů jednotlivých modelů a nástrojů.

Model vyžaduje značné množství vstupních dat - od charakteristik prostorového uspořádání a využití sledovaného území v podobě vrstev GIS, výškopisu ve formě digitálního modelu terénu, vymezení sítě toků a rozvodnic dílčích povodí, půdním krytu, vrstvy landuse či charakteristik socioekonomických struktur až po vlastní vstupní data modelů - klimatické a hydrologické údaje, data z měrných profilů jakosti vody aj.

Přestože jsou jednotlivé modely integrovány do prostředí ArcView, jejich činnost je nezávislá a mohou být používány samostatně.



Obrázek 120 Ukázka prostředí integrovaného modelu BASINS 2.0 a GIS ArcView

Nevýhodou modelu jsou především nároky na specifickou strukturu zdrojových dat, přizpůsobené podmínkám USA. Právě problémy se zabezpečením potřebných vstupních dat do modelu mohou představovat v našich podmínkách výrazný limitující faktor vzhledem k jejich často problematické dostupnosti či cenové náročnosti. Na příkladu tohoto modelu se tak odráží rozdíly v politice přístupu k datům obecně v jednotlivých zemích - model vznikl a byl optimalizován na podmínky USA, kde data, vytvořená státními federálními institucemi jsou veřejně přístupná, přičemž přístup k těmto datům je bezplatný prostřednictvím internetu. Struktura dat potřebných pro jeho provozování, od digitálního modelu reliéfu, hydrografické sítě, vrstev landuse, údaje z klimatických a hydrologických měření aj. jsou veřejně

přístupné a tudíž zde použitelné. V našich podmínkách zajištění plnohodnotných vstupních dat znamená nemalou finanční investici spojenou s rozsáhlou administrativní agendou. Další komplikací při použití představuje fakt, že struktura jednotlivých datových vrstev je navržena pro standardy, používané v USA a většinu místních dat je proto potřeba upravit a reklasifikovat pro potřeby modelu.

Model BASINS ukazuje možnou budoucí cestu vývoje modelů v oblasti kvality vody, kdy izolované nástroje budou integrovány do jednotného prostředí, integrujícího databázové nástroje, výpočetní moduly i grafické výstupy. Komplexní řešení, o které tyto modely usilují, jsou navíc mnohem bližší geografickému pojetí problematiky modelování kvality vody, neboť se snaží vidět a popisovat jednotlivé procesy v jejich celku, nikoli odděleně. Na druhou stranu je třeba vidět rizika možného zvýšení nepřesností výpočtů v důsledku prudce zvýšeného objemu potřebných vstupních dat a s tím spojené menší možnosti kontroly simulovaného procesu a možnosti odhalení chyb a nepřesností v nich spolu s jejich možným následným zavlečením do výsledků.



# 18 Klasifikace jakosti vody

Jedním z hlavních cílů aplikace jednotlivých představených metod hodnocení kvality vody je jejich využití k systematické klasifikaci jakosti vody v tocích a následně jako podklad pro ochranu vod před znečištěním prostřednictvím legislativních předpisů a nařízení.

Metody, které jsou používány v České republice, různých státech Evropy ale i světa pro posuzování kvality vody a pro stanovení obecně platných principů na ochranu vod před znečištěním jsou různé. Vyplynávají z obecně rozdílného pojetí problematiky kvality a ochrany vod v jednotlivých zemích i z historického vývoje.

Klasifikací jakosti vody můžeme interpretovat jako zařazení kvalitativních hodnot vybraných ukazatelů kvality vody do pevně daného systému kritérií tak, aby bylo možno nezávisle na velikosti vodního toku, charakteru povodí či časovém období určit stupeň jeho znečištění. Ve většině zemí je pro klasifikaci jakosti vody používán pravděpodobnostní princip, který umožňuje odstínit lokální a vnější podmínky a hodnotit tak vlastní míru významnosti naměřeného znečištění.

Klasifikace jakosti vody v ČR, stejně jako ve světě, je založena na principu pravděpodobnostního hodnocení, s jehož výsledky jsou porovnávány limitní hodnoty pro jednotlivé ukazatele.

## 18.1 Klasifikace jakosti povrchových vod v ČR

### 18.1.1 Povrchové vody

Základním nástrojem pro hodnocení kvality povrchových vod v České republice je norma ČSN 75 7221. Ta slouží ke klasifikaci jakosti vody do jedné z celkem pěti tříd podle velikosti charakteristické hodnoty daného ukazatele, vypočítané na základě pravděpodobnosti nepřekročení 90% podle výběrové distribuční čáry. Pravděpodobnostní základ hodnocení jakosti vody umožňuje vzájemné srovnání dat z rozdílných profilů, toků i oblastí, stejně jako časových horizontů.

Sledované ukazatele jsou rozděleny do celkem 6 skupin (viz příloha I) podle jejich charakteru. Hodnocení je prováděno zvlášť pro každý ukazatel v jednotlivých skupinách, přičemž výsledná třída jakosti se u každé skupiny určí podle nejnepříznivějšího ukazatele kvality vody v dané skupině.

Tabulka 47: Rozdělení skupin ukazatelů pro klasifikaci jakosti vody

| skupina ukazatelů |                               | Ukazatele  |
|-------------------|-------------------------------|--|
| A                 | kyslíkového režimu            | rozpuštěný kyslík, BSK <sub>5</sub> , CHSK <sub>Cr</sub> nebo CHSK <sub>Mn</sub>   |
| B                 | základní chemické a fyzikální | pH, teplota vody, rozpuštěné látky, vodivost nebo nerozpuštěné látky, amoniakální dusík, dusičnanový dusík, celkový fosfor |
| C                 | doplňující chemické           | vápník, hořčík, chloridy, sírany, tensidy aniontové, nepolární extrahovatelné látky, organicky vázaný chlor                |
| D                 | těžké kovy                    | rtuť, kadmium, arsen, olovo  |
| E                 | biologické a mikrobiologické  | saprobni index, koliformní bakterie, fekální koliformní bakterie   |
| F                 | radioaktivita                 | celková objemová aktivita alfa, celková objemová aktivita beta   |

Celková klasifikace přitom musí být založena alespoň na klasifikaci vybraných základních ukazatelů (viz Tabulka 47) ve skupinách ukazatelů kyslíkového režimu, základních chemických a fyzikálních ukazatelů a ukazatelů biologických a mikrobiologických.

Pro klasifikaci ve všech sledovaných ukazatelích podle platné normy ČSN 75 7221 používáme celkem 5 tříd jakosti vody, jejichž základní charakteristiky jsou uvedené v následující tabulce. Pro kartografické vyjádření potom norma stanovuje i standardní barvu, která má být pro znázornění daných tříd použita, přičemž barevná škála se pohybuje od světle modré, přes tmavě modrou, zelenou, žlutou až po červenou, která přísluší třídě s nejhorší jakostí vody.

Tabulka 48: Charakteristiky tříd jakosti vod podle ČSN 75 7221

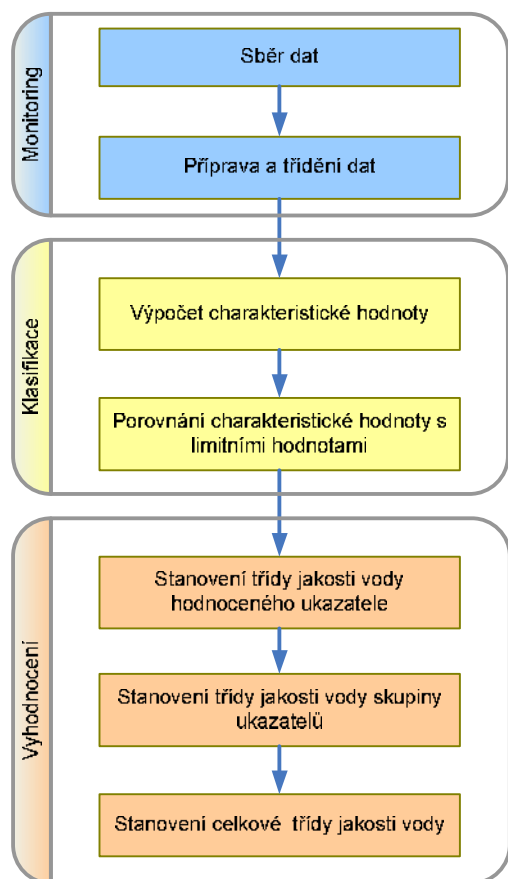
| třída      | charakteristika             | typické využití  |
|------------|-----------------------------|--|
| I. třída   | velmi čistá voda            | Voda je obvykle vhodná pro všechna užití, mj. pro <ul style="list-style-type: none"> <li>• vodárenské účely</li> <li>• potravinářský průmysl</li> <li>• koupání</li> <li>• chov lososovitých ryb</li> </ul> Voda má velkou krajínovornou hodnotu |
| II. třída  | čistá voda                  | Voda je obvykle vhodná pro většinu užití, mj. pro: <ul style="list-style-type: none"> <li>• vodárenské účely</li> <li>• chov ryb</li> <li>• vodní sporty</li> <li>• zásobování průmyslu vodou</li> </ul> Voda má krajínovornou hodnotu           |
| III. třída | znečištěná voda             | Voda obvykle vhodná jen pro zásobování průmyslu vodou.<br>Pro vodárenské účely je voda použitelná jen podmíněně, pokud není k dispozici zdroj lepší jakosti, při vícestupňové úpravě<br>Voda má malou krajínovornou hodnotu                      |
| IV. třída  | silně znečištěná voda       | Voda je obvykle vhodná jen pro omezené účely.  |
| V. třída   | velmi silně znečištěná voda | Voda se obvykle nehodí pro žádný účel.   |

### 18.1.1.1 Princip klasifikace

Pro hodnocení se používá soubor dat o kvalitě vody za ucelené časové období. Minimální délka hodnoceného období je jeden rok, nejdelší se zpravidla nevolí delší než pět let vzhledem k možným nastalým změnám v povodí.

Proces klasifikace dat jakosti vody, uvedený na následujícím schématu, můžeme vnímat jako třístupňový:

- I. Vlastní klasifikaci předchází monitoring, tj. sběr a předpříprava dat o kvalitě vody.
- II. Klasifikace je podle platné normy prováděna na pravděpodobnostním principu, kdy nejprve vypočteme tzv. charakteristickou hodnotu, kterou následně porovnáme se soustavou limitních hodnot. Pro praktické použití to znamená, že se soustavou limitních hodnot koncentrací neporovnááme přímo hodnoty koncentrací jednotlivých ukazatelů, naměřené v konkrétních odebraných vzorcích, ale charakteristickou hodnotu, vypočtenou ze souboru dat za ucelené období, zpravidla 2 let.
- III. Porovnáním s limitními hodnotami stanovíme třídu jakosti pro daný ukazatel, podle nejhorší třídy jakosti ve skupině ukazatelů stanovíme třídu jakosti pro celou skupinu a podle nejhorší třídy jakosti ve všech skupinách stanovíme výslednou jakost vody.



Obrázek 121 Proces klasifikace jakosti vody, Langhammer, 2004

### 18.1.1.2 Výpočet charakteristické hodnoty a zařazení do třídy jakosti

Vlastní zařazení probíhá na pravděpodobnostním principu, konkrétně na základě porovnání vypočtené, tzv. charakteristické hodnoty se soustavou limitních hodnot, vymezujících jednotlivé třídy jakosti. *Charakteristická hodnota* je přitom hodnotou s pravděpodobností nepřekročení 90%. Počítá se ze souboru s minimálním rozsahem 24 hodnot, což pro většinu profilů jakosti vody, kde je četnost sledování jedenkrát za měsíc, představuje období dvou let. Pro výpočet používáme podle potřeby buď pevná, nebo klouzavá dvouletí. Musíme-li hodnotit období kratší, např. jeden rok, charakteristickou hodnotu počítáme jako aritmetický průměr 3 nejnepříznivějších hodnot v daném souboru.

Výpočet charakteristické hodnoty vychází z výpočtu empirické pravděpodobnosti nepřekročení podle Čegodajeva:

$$P_m = \frac{(m - 0,3)}{(n + 0,4)}$$

kde je:

- $P_m$  empirická pravděpodobnost  $m$ -té hodnoty v řadě
- $m$  pořadové číslo prvku ve vzestupné řadě
- $n$  počet prvků řady

U rozpuštěného kyslíku se naopak jedná o pravděpodobnost překročení, přičemž hodnota  $m$  ve vzorci udává pořadové číslo prvku v řadě sestupně uspořádané. Podrobný popis metody výpočtu charakteristické hodnoty je obsažen v příloze normy ČSN 75 7221.

Mezní hodnoty jednotlivých tříd jakosti vody pro vybrané ukazatele přináší následující tabulka:

Tabulka 49 Limitní hodnoty pro stanovení jakosti vody povrchových vod. Zdroj: ČSN 757221

| Ukazatel   | Jednotka              | Třída   |         |         |         |           |
|--|-----------------------|---------|---------|---------|---------|-----------|
|  |                       | 1       | 2       | 3       | 4       | 5         |
| <b>A. Ukazatele kyslíkového režimu</b>           |                       |         |         |         |         |           |
| Rozpuštěný kyslík                                | mg.l <sup>-1</sup>    | >7      | >6      | >5      | >3      | <3        |
| Biochemická spotřeba kyslíku                     | mg.l <sup>-1</sup>    | <2      | <5      | <10     | <15     | >15       |
| Chemická spotřeba kyslíku - Mn                   | mg.l <sup>-1</sup>    | <5      | <10     | <15     | <25     | >25       |
| Chemická spotřeba kyslíku - Cr                   | mg.l <sup>-1</sup>    | <15     | <25     | <35     | <55     | >55       |
| Organický uhlík                                  | mg.l <sup>-1</sup>    | <5      | <8      | <11     | <17     | >17       |
| Sulfan a sulfidy                                 | mg.l <sup>-1</sup>    | *       | *       | *       | <0,02   | >0,02     |
| <b>B. Chemické ukazatele - základní</b>          |                       |         |         |         |         |           |
| Reakce vody, pH                                  |                       | 6,0-8,5 | 6,0-8,5 | 6,0-8,5 | 5,5-9,0 | <5,5;>9,0 |
| Teplota vody                                     | °C                    | <22     | <23     | <24     | <26     | >26       |
| Rozpuštěné látky                                 | mg.l <sup>-1</sup>    | <300    | <500    | <800    | <1 200  | >1 200    |
| Vodivost   | mS.m <sup>-1</sup>    | <40     | <70     | <110    | <160    | >160      |
| Nerozpustné látky                                | mg.l <sup>-1</sup>    | <20     | <40     | <60     | <100    | >100      |
| Veškeré železo                                   | mg.l <sup>-1</sup>    | <0,5    | <1,0    | <2,0    | <3,0    | >3,0      |
| Veškerý mangan                                   | mg.l <sup>-1</sup>    | <0,05   | <0,1    | <0,3    | <0,8    | >0,8      |
| Amoniakální dusík (a)                            | mg.l <sup>-1</sup>    | <0,3    | <0,5    | <1,5    | <5,0    | >5,0      |
| Dusitanový dusík (b)                             | mg.l <sup>-1</sup>    | <0,002  | <0,005  | <0,02   | <0,05   | >0,05     |
| Dusičnanový dusík (c)                            | mg.l <sup>-1</sup>    | <1,0    | <3,4    | <7,0    | <11     | >11       |
| (a) - přepočít pro amoniak                       | mg.l <sup>-1</sup>    | <0,39   | <0,64   | <1,9    | <6,4    | >6,4      |
| (b) - přepočít pro dusitany                      | mg.l <sup>-1</sup>    | <0,007  | <0,016  | <0,066  | <0,164  | >0,164    |
| (c) - přepočít pro dusičnany                     | mg.l <sup>-1</sup>    | <4,43   | <15,1   | <31,0   | <48,7   | >48,7     |
| Organický dusík                                  | mg.l <sup>-1</sup>    | <0,5    | <1,0    | <2,5    | <3,5    | >3,5      |
| Veškerý fosfor                                   | mg.l <sup>-1</sup>    | <0,03   | <0,15   | <0,4    | <1,0    | >1,0      |
| <b>C. Chemické ukazatele - doplňující</b>        |                       |         |         |         |         |           |
| Chloridy   | mg.l <sup>-1</sup>    | <50     | <200    | <300    | <400    | >400      |
| Sírany   | mg.l <sup>-1</sup>    | <80     | <150    | <250    | <300    | >300      |
| Vápník   | mg.l <sup>-1</sup>    | <75     | <150    | <200    | <300    | >300      |
| Hořčík   | mg.l <sup>-1</sup>    | <25     | <50     | <100    | <200    | >200      |
| Absorbance                                       | mg.l <sup>-1</sup>    | <0,15   | <0,25   | <0,35   | <0,55   | >0,55     |
| Fluoridy   | mg.l <sup>-1</sup>    | <0,2    | <0,5    | <1,0    | <1,5    | >1,5      |
| Fenoly těkavé                                    | mg.l <sup>-1</sup>    | <0,002  | <0,01   | <0,02   | <0,5    | >0,5      |
| Tenzidy  | mg.l <sup>-1</sup>    | *       | <0,5    | <1,0    | <2,0    | >2,0      |
| Nepolární extrahovatelné látky                   | mg.l <sup>-1</sup>    | *       | <0,05   | <0,1    | <0,3    | >0,3      |
| Veškeré kyanidy                                  | mg.l <sup>-1</sup>    | *       | *       | <0,2    | <0,5    | >0,5      |
| Aktivní chlor                                    | mg.l <sup>-1</sup>    | *       | *       | *       | <0,05   | >0,05     |
| Extrahovaný organický chlor                      | mg.l <sup>-1</sup>    | <5      | <10     | <20     | <30     | >30       |
| <b>D. Těžké kovy</b>                             |                       |         |         |         |         |           |
| Rtuť   | mg.l <sup>-1</sup>    | <0,1    | <0,2    | <0,5    | <1,0    | >1,0      |
| Kadmium  | mg.l <sup>-1</sup>    | <3      | <5      | <10     | <20     | >20       |
| Olovo  | mg.l <sup>-1</sup>    | <10     | <20     | <50     | <100    | >100      |
| Arzen  | mg.l <sup>-1</sup>    | <10     | <20     | <50     | <100    | >100      |
| Měď  | mg.l <sup>-1</sup>    | <20     | <50     | <100    | <200    | >200      |
| Veškerý chrom                                    | mg.l <sup>-1</sup>    | <20     | <100    | <200    | <500    | >500      |
| Chrom (VI)                                       | mg.l <sup>-1</sup>    | *       | <10     | <20     | <50     | >50       |
| Kobalt   | mg.l <sup>-1</sup>    | <10     | <20     | <50     | <100    | >100      |
| Nikl   | mg.l <sup>-1</sup>    | <20     | <50     | <100    | <200    | >200      |
| Zinek  | mg.l <sup>-1</sup>    | <20     | <50     | <100    | <500    | >500      |
| Vanad  | mg.l <sup>-1</sup>    | <10     | <20     | <50     | <100    | >100      |
| Stříbro  | mg.l <sup>-1</sup>    | *       | <10     | <20     | <50     | >50       |
| <b>E. Biologické a mikrobiologické ukazatele</b> |                       |         |         |         |         |           |
| Saprobni index                                   |                       | <1,2    | <2,2    | <3,2    | <3,7    | >3,7      |
| Psychrofilní bakterie                            | KTJ.1ml <sup>-1</sup> | <500    | <1 000  | <5 000  | <104    | >104      |
| Koliformní bakterie                              | KTJ.1ml <sup>-1</sup> | <1      | <10     | <100    | <1 000  | >1 000    |
| Fekální koliformní bakterie                      | KTJ.1ml <sup>-1</sup> | <0,2    | <2      | <20     | <200    | >200      |
| Enterokoky                                       | KTJ.1ml <sup>-1</sup> | <0,1    | <1      | <10     | <100    | >100      |
| <b>F. Ukazatele radioaktivity</b>                |                       |         |         |         |         |           |
| Aktivita alfa                                    | mBq.l <sup>-1</sup>   | <50     | <100    | <500    | <2 500  | >2 500    |
| Aktivita beta                                    | mBq.l <sup>-1</sup>   | <200    | <500    | <1 000  | <2 500  | >2 500    |
| Radium 226                                       | mBq.l <sup>-1</sup>   | <20     | <50     | <120    | <500    | >500      |
| Uran   | mg.l <sup>-1</sup>    | <5      | <20     | <50     | <100    | >100      |
| Tritium  | Bq.l <sup>-1</sup>    | <10     | <100    | <1 000  | <5 000  | >5 000    |

## 18.2 Klasifikace jakosti vody v Evropě

Přestože ve většině evropských zemí, které jsou členy Evropské Unie platí jednotné emisní a imisní standardy pro ochranu kvality vody, v jednotlivých státech se velmi výrazně liší národní systémy klasifikace jakosti vody. Ty přitom vycházejí z rozdílných hledisek, názorů a potřeb jednotlivých zemí.

Jak již bylo zmíněno v kapitole o ukazatelích znečištění povrchových vod, hodnocení jakosti vody může probíhat v zásadě na základě dvou principů: fyzikálně chemického nebo biologického, případně kombinace obou. Situace v jednotlivých zemích tyto varianty hodnocení odráží. Ve státech, kladoucích vyšší důraz na využitelnost povrchových vod pro různé účely, jsou více rozšířeny metody fyzikálně chemické, umožňující přesnější kvantifikaci jednotlivých ukazatelů. Tento přístup převažuje například ve Francii, Španělsku, Itálii, ale i Skotsku, Slovinsku nebo České republice. Naopak velký důraz na hodnocení celkového ekologického stavu vodního toku a tím na biologické metody hodnocení je kladen v zemích jako Německo, Rakousko nebo Lucembursko (Šváchová, 1997).

Tabulka 50 Klasifikace jakosti vody v zemích EU. Data: EEA

| Stát            | počet tříd jakosti | chemické hodnocení | biologické hodnocení |
|-----------------|--------------------|--------------------|----------------------|
| Belgie          | 5                  | ano                | ano                  |
| Dánsko          | 4+2                | ano                | ano                  |
| Německo         | 4+3                | ano*               | ano                  |
| Anglie          | 4+1                | ano                | ano*                 |
| Francie         | 3+2                | ano                | ano                  |
| Itálie          | 5*                 | ano*               | ano*                 |
| Lucembursko     | 5                  | ano                | -                    |
| Nizozemí        | 1 základní         | ano                | ano*                 |
| Rakousko        | 4+3                | ano*               | ano                  |
| Portugalsko     | -                  | -                  | -                    |
| Irsko           | 3+1                | -                  | ano                  |
| Skotsko         | 4                  | ano                | ano*                 |
| Švýcarsko       | 4                  | ano                | -                    |
| Slovinsko       | 4                  | ano                | ano                  |
| Španělsko       | 5*                 | -                  | ano*                 |
| Česká republika | 5                  | ano                | ano                  |

Klasifikace v jednotlivých zemích sice probíhá na obdobném základu - obvykle na pravděpodobnostním principu, přičemž hodnoty nepřekročení pro jednotlivé ukazatele jsou porovnávány se systémem limitních hodnot, vymezujících jednotlivé třídy. Počet tříd jakosti vody, hodnocení vhodnosti využití vody těchto tříd i vlastní limity se však velmi výrazně liší. Porovnání nám asi nejbližší normy - německé s naší na příkladu ukazatele BSK<sub>5</sub> a saprobního indexu ukazuje následující tabulka.

U každého systému můžeme najít některé prvky, které jsou lépe propracované než u systémů jiných a naopak. Díky neustále se prohlubující mezinárodní spolupráci v Evropě a zejména díky přeshraničnímu charakteru znečištění vodních toků je však čím dále patrnější tlak na postupné sjednocování hodnotících kritérií a snaha o interkalibraci používaných přístupů.

Rozdílnost v metodice hodnocení je na překážku i mezinárodním programům (Mezinárodní komise na ochranu Rýna, Labe, Dunaje a Odry), které nejednotnosti v hodnocení řeší zaváděním účelových kritérií platných pro potřeby daného programu. Sjednocení metodiky klasifikace jakosti vody v rámci

Evropské unie je tak v pohledu do budoucna nezbytným krokem pro zajištění větší operativity a akceschopnosti mezinárodních aktivit.

Tabulka 51: Porovnání kritérií klasifikace jakosti vody v ukazatelích BSK<sub>5</sub> a N-NH<sub>4</sub> mezi ČR a SRN, Francí a Velkou Británií. Data: EEA

| třída jakosti |    |    |     | BSK <sub>5</sub> [mg/l] |      |       |      | N-NH <sub>4</sub> [mg/l] |       |         |       |
|---------------|----|----|-----|-------------------------|------|-------|------|--------------------------|-------|---------|-------|
| D             | UK | F  | CZ  | D                       | UK   | F     | CZ   | D                        | UK    | F       | CZ    |
| I             | A  | 1A | I   | < 1                     | < 3  | < 3   | < 2  | < 0,1                    | < 0,3 | < 0,1   | < 0,3 |
| I-II          |    |    |     | 1-2                     |      |       |      | 0,1                      |       |         |       |
| II            | B  | 1B | II  | 2-6                     | < 5  | 3-5   | < 5  | < 0,4                    | < 0,7 | 0,1-0,5 | < 0,5 |
| II-III        | C  | 2  | III | 5-10                    | < 9  | 5-10  | < 10 | < 1,3                    | < 3,0 | 0,5-2,0 | < 1,5 |
| III           |    |    |     | 7-13                    |      |       |      | 0,6-?                    |       |         |       |
| III-IV        | D  | 3  | IV  | 10-20                   | < 17 | 10-25 | < 15 | více                     | -     | 2,0-8,0 | < 5,0 |
| IV            | E  |    | V   | > 15                    | > 17 |       | > 15 | více                     | -     |         | > 5,0 |

Příkladem odlišných hraničních hodnot a kritérií mohou být normy největších evropských zemí – Německa a Francie.

Francouzská norma má, podobně jako česká, 5 tříd kvality, které však jsou odlišně označeny a vycházejí z rozdílných limitních hodnot. Třídy kvality jsou ve francouzské normě definovány následkovně:

1A – normální stav

1B – mírné znečištění

2 – značné znečištění

3 – významné znečištění

4 – nadměrné znečištění

Přestože norma používá stejný počet tříd i shodný pravděpodobnostní princip hodnocení za využití charakteristické hodnoty, limitní hodnoty tříd jakosti jsou odlišné než u normy ČR. Příkladem může být ukazatel BSK<sub>5</sub>, kde hranice pro nejlepší třídu jakosti podle české normy odpovídá charakteristické hodnotě koncentrace BSK<sub>5</sub> < 2 mg/l, ve francouzské < 3 mg/l.

Tabulka 52 Ukázka systému limitních hodnot francouzské normy pro hodnocení jakosti vody. Zdroj DIREN

| Code                           | Groupes de paramètres  |       | 1A<br>Excellente | 1B<br>Bonne | 2<br>Passable      | 3<br>Médiocre | hors classe<br>Pollution<br>Excessive |
|--------------------------------|------------------------|-------|------------------|-------------|--------------------|---------------|---------------------------------------|
|                                | Conductivité           | µS/cm | <=400            | 400 à 750   | 750 à 1500         | 1500 à 3000   | >3000                                 |
|                                | Chlorures              | mg/l  | <=100            | 100 à 200   | 200 à 400          | 400 à 1000    | >1000                                 |
|                                | Température            | °C    | <=20             | 20 à 22     | 22 à 25            | 25 à 30       | >30                                   |
|                                | pH                     |       | 6,5 à 8,5        | -           | 6 à 6,5 ou 8,5 à 9 | 5,5 à 9,5     | <5,5 ou >9,5                          |
| MES                            | Matières en suspension | mg/l  | <=30             | -           | -                  | 30 à 70       | >70                                   |
| OX                             | O2 Dissous             | mg/l  | >7               | 5 à 7       | 3 à 5              | <=3           | -                                     |
| Matière organiques (oxydables) | % Saturation           | %     | >90              | 70 à 90     | 50 à 70            | <=50          | -                                     |
|                                | DBO                    | mg/l  | <=3              | 3 à 5       | 5 à 10             | 10 à 25       | >25                                   |
|                                | DCO                    | mg/l  | <=20             | 20 à 25     | 25 à 40            | 40 à 80       | >80                                   |
| A                              | NH4                    | mg/l  | >=0,1            | 0,1 à 0,5   | 0,5 à 2            | 2 à 8         | >8                                    |
| Ammoniaque                     | II K                   | mg/l  | <=1              | 1 à 2       | 2 à 3              | >3            | -                                     |
| II                             | NO3                    | mg/l  | <5               | 5 à 25      | 25 à 50            | 50 à 100      | >100                                  |
| Nitrates                       |                        |       |                  |             |                    |               |                                       |
| P                              | PO4                    | mg/l  | <0,2             | 0,2 à 0,5   | 0,5 à 1            | 1 à 5         | >5                                    |
| Matières phosphorées           | Phosphore total        | mg/l  | <0,1             | 0,1 à 0,25  | 0,25 à 0,5         | 0,5 à 2,5     | >2,5                                  |

| Code              | Paramètres     |      | Situation normale | Pollution Modérée | Pollution notable | Pollution importante | Pollution excessive |
|-------------------|----------------|------|-------------------|-------------------|-------------------|----------------------|---------------------|
| T                 | Fer (FE)       | mg/l | <=0,5             | 0,5 à 1           | 1 à 1,5           | >1,5                 | -                   |
| Matières toxiques | Manganèse (Mn) | mg/l | <=0,1             | 0,1 à 0,25        | 0,25 à 0,5        | >0,5                 | -                   |
|                   | Cuivre (Cu)    | mg/l | <=0,02            | 0,02 à 0,05       | 0,05 à 1          | >1                   | -                   |
|                   | Zinc (Zn)      | mg/l | <=0,5             | 0,5 à 1           | 1 à 5             | >5                   | -                   |
|                   | Arsenic (As)   | mg/l | <=0,01            | -                 | 0,01 à 0,05       | >0,05                | -                   |
|                   | Cadmium (Cd)   | mg/l | <=0,001           | -                 | -                 | >0,001               | -                   |
|                   | Chrome (Cr)    | mg/l | <=0,05            | -                 | -                 | >0,05                | -                   |
|                   | Cyanure (CN)   | mg/l | <=0,05            | -                 | -                 | >0,05                | -                   |
|                   | Plomb (Pb)     | mg/l | <=0,05            | -                 | -                 | >0,05                | -                   |
|                   | Sélénium (SE)  | mg/l | <=0,01            | -                 | -                 | >0,01                | -                   |
|                   | Mercur (Hg)    | mg/l | <=0,0005          | -                 | -                 | >0,0005              | -                   |
|                   | Fluor (F)      | mg/l | <=0,7             | 0,7 à 1,7         | -                 | >1,7                 | -                   |
|                   | Phénols        | mg/l | 0                 | 0 à 0,01          | 0,01 à 0,05       | 0,05 à 0,5           | >0,5                |
|                   | Détergents     | mg/l | <=0,2             | -                 | 0,2 à 0,5         | >0,5                 | >0,5                |

Jiným příkladem je německá norma LAWA. Ta pracuje s odlišným počtem tříd kvality – definuje celkem 7 tříd. Ke čtyřem základním třídám jsou vloženy třídy přechodné.

Níže uvedená tabulka uvádí charakteristiky tříd a limitní hodnoty pro ukazatele BSK5 a N-NH4.

| charakteristika          | Třída  | BSK5  | N-NH4 |
|--------------------------|--------|-------|-------|
| neznečištěná             | I      | < 1   | < 0,1 |
| slabě znečištěná         | I-II   | 1-2   | 0,1   |
| středně znečištěná       | II     | 2-6   | < 0,4 |
| kriticky znečištěná      | II-III | 5-10  | < 1,3 |
| silně znečištěná         | III    | 7-13  | 0,6-? |
| velmi silně znečištěná   | III-IV | 10-20 | více  |
| nadmíru silně znečištěná | IV     | > 15  | více  |



# VII. Monitoring kvality vody

Pro hodnocení kvality vody se jako základní vstupní údaj používá výsledek rozboru vody, odebrané z určitého pevně stanoveného místa, tzv. kontrolního profilu. Pro soustavné sledování, vyhodnocení a řízení kvality vody je v České republice provozována síť profilů jakosti vody, na kterých se v pravidelných intervalech odebírají a analyzují vzorky povrchové vody. Sledovány přitom bývají různé skupiny ukazatelů znečištění - ukazatele kyslíkového režimu, zachycující zejména míru biologického a komunálního znečištění, základní chemické ukazatele, odrážející zatížení zemědělstvím a průmyslem, kam řadíme jednotlivé formy dusíku, fosforu, ale i obsah veškerých rozpuštěných a nerozpuštěných látek ve vzorku, reakci vody pH apod. Pro postižení vlivu zatížení z průmyslových výroby s mimořádnou mírou závažnosti vlivu na životní prostředí je potom sledována skupina ukazatelů těžkých kovů a specifického organického znečištění a radioaktivity, pro hodnocení hygienických parametrů dále pak speciální ukazatele biologické a mikrobiologické.

## 19 Systém monitoringu jakosti vody v ČR

Systematický monitoring jakosti povrchových v ČR relativně dlouhou tradici. Počátky monitoringu sahají do 60. let 20. století a jak délkou pozorování, tak hustotou monitorovací sítě patří ČR mezi špičku ve světovém srovnání.

V ČR dlouhodobě existuje několik hlavních sítí monitoringu, ve kterých je realizován monitoring jakosti vody, přičemž tyto sítě vycházejí z potřeb plnění různých národních nebo mezinárodních programů monitoringu. Páteř monitorovací sítě představuje tzv. státní síť profilů, spravovaná ČHMÚ, která udržuje kontinuitu monitoringu od počátku sledování v 60. letech. Tuto síť doplňují sítě správců toků – zejména podniků Povodí, Zemědělské vodohospodářské správy, Lesů ČR aj. Data, pořizovaná jednotlivými sítěmi slouží k různým účelům a jsou pořizována v rozdílné struktuře ukazatelů, periodicitě a prostorové podrobnosti sledování.

Sledování jakosti vody je v současné době součástí komplexního monitoringu ekologického stavu povrchových a podzemních vod, definovaného Rámcovou směrnici o vodní politice 60/2000/ES, která nově vymezila různé typy monitoringu a stanovila pro jednotlivé oblasti pravidla pro organizaci sběru dat, monitoring, správu a poskytování dat i reporting.

### 19.1 Monitoring jakosti vody v kontextu RS

Z hierarchického hlediska představuje v současné době základní prvek vazba monitoringu kvality vody na monitoring ekologického stavu vodních útvarů pro účely plnění požadavků Rámcové směrnice. Ta sleduje chemický a biologický stav povrchových a podzemních vod, přičemž do tohoto monitoringu je začleněno sledování jakosti povrchových vod, dříve realizované v rámci státní sítě monitoringu kvality vody i dalších monitorovacích sítí, zřizovaných správci toků – zejména podniky Povodí nebo Zemědělskou vodohospodářskou správou.

Z hlediska účelu sledování jsou monitorovací sítě, pracující v kontextu Rámcové směrnice rozčleněny na následující oblasti:

- Situační monitoring
- Provozní monitoring
- Monitoring kvantitativního stavu povrchových a podzemních vod
- Monitoring referenčních podmínek
- Průzkumný monitoring

### **Situační monitoring**

Programy situačního monitoringu zahrnují monitorování chemického a ekologického stavu povrchových vod (tekoucích a stojatých) a monitorování chemického stavu podzemních vod (ES, 2000).

Situační monitoring představuje základ monitorovací sítě, který poskytuje informace pro hodnocení stavu a dlouhodobých změn kvality vody pro legislativní účely, pro plánování v oblasti vod, vodní bilanci a pro návrhy a aktualizaci ostatních programů monitoringu.

### **Provozní monitoring**

Programy provozního monitoringu zahrnují monitorování chemického a ekologického stavu, ekologického potenciálu povrchových vod a monitorování chemického stavu podzemních vod (ES, 2000).

Provozní monitoring představuje podpůrný informační nástroj pro správu vodních toků, pomocí kterého jsou sledovány změny kvality vody v důsledku antropogenních aktivit, monitorována účinnost přijatých opatření, sbírána data pro mezinárodní a přeshraniční programy monitoringu a pro plánování v oblasti vod.

### **Monitoring kvantitativního stavu vod**

Programy monitoringu kvantitativního stavu povrchových a podzemních vod zahrnují monitorování povrchových a podzemních vod (ES, 2000).

Programy monitoringu kvantitativního stavu povrchových a podzemních vod sbírají a vyhodnocují kvantitativní informace o režimu a bilanci povrchových a podzemních vod a zajišťují operativní informace. Tato data jsou důležitým doplňkem při hodnocení jakosti vody.

### **Monitoring referenčních podmínek**

Program monitoringu referenčních podmínek zahrnuje monitorování stavu vod v referenčních lokalitách (ES, 2000).

Monitoring referenčních podmínek představuje nový prvek v systému hodnocení stavu vod v rámci monitoringu jejich ekologického stavu, daného Rámcovou směrnicí. Referenční podmínky představují hodnoty tzv. složek biologické kvality odpovídající velmi dobrému ekologickému stavu, které jsou definovány jako základní měřítko pro hodnocení stavu ekosystému, ovlivněného antropogenní činností. Základním principem je definování stavu jednotlivých sledovaných parametrů, odpovídající neovlivněným nebo minimálně ovlivněným podmínkám, se kterými jsou následně srovnávány hodnoty parametrů, zjištěné vlastním monitoringem.

## Průzkumný monitoring

Programy průzkumného monitoringu zahrnují monitorování vod, ve kterých byly zjištěny mimořádné jevy nebo havarijní znečištění (ES, 2000).

Průzkumný monitoring představuje nástroj pro řešení mimořádných situací, jakými jsou třeba analýzy příčin mimořádných jevů (např. povodně), hodnocení dopadu havarijních situací, analýz příčin neplnění stanovených cílů ochrany vod aj.

Pro jednotlivé programy monitoringu jsou obecně Rámcovou směrnicí a konkrétně pro ČR Vodním zákonem definovány kompetence, povinnosti a pravidla pro zajišťování monitoringu i pro poskytování informací. Od roku 2007 monitoring vod řídí Ministerstvo životního prostředí ČR, přičemž jednotlivé programy monitoringu jsou ve správě různých organizací.

## 19.2 Monitoring kvality povrchových vod v ČR

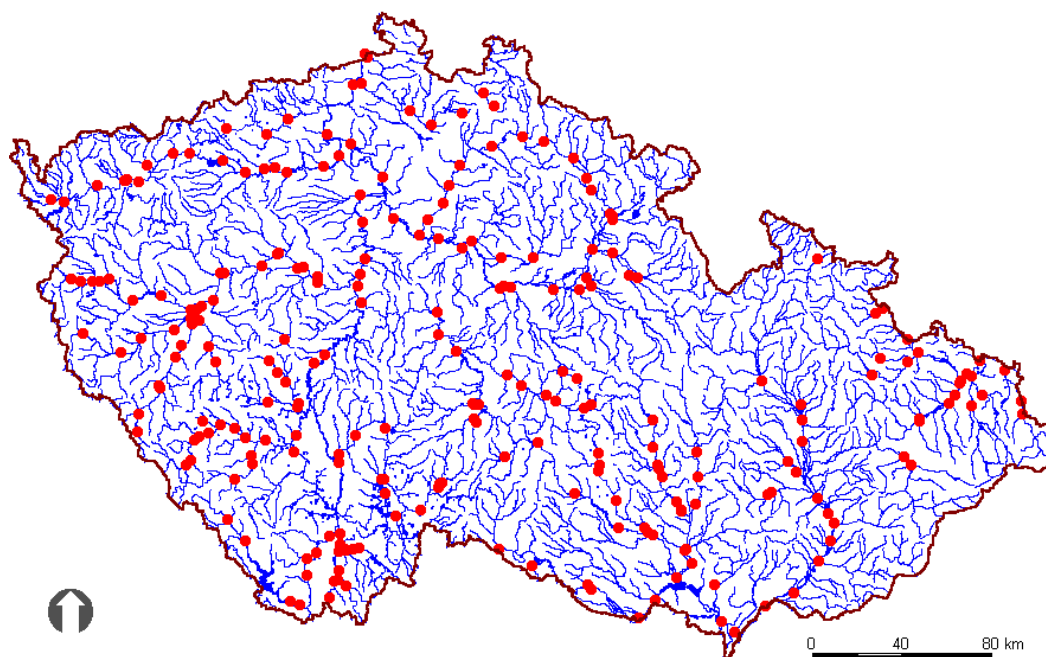
Schéma organizace sledování jakosti povrchových vod v ČR a toku dat je znázorněno na obrázku 7. Celý systém sledování jakosti vody prošel na přelomu 21 století výraznou reorganizací tak, aby nový systém monitoringu byl kompatibilní s požadavky Rámcové směrnice o vodní politice ES.

### 19.2.1 Státní síť sledování jakosti vody v tocích

V České republice existuje svým plošným rozsahem jedna z nejhustších sítí měrných profilů v Evropě. Pravidelné sledování kvality vody na našich tocích bylo zahájeno v roce 1963 jako reakce na prudké zhoršování jakosti vody v tocích. (Kodeš et al, 2000). Podoba sítě sledování, četnost odběrů a rozsah sledovaných parametrů se v průběhu času velice výrazně vyvíjely.

#### 19.2.1.1 Rozsah sítě sledování

Monitoring ve státní síti profilů probíhá od roku 1963. Na počátku sledování síť zahrnovala 150 profilů, na kterých byl 4x ročně prováděn základní chemický rozbor odebraných vzorků vody.

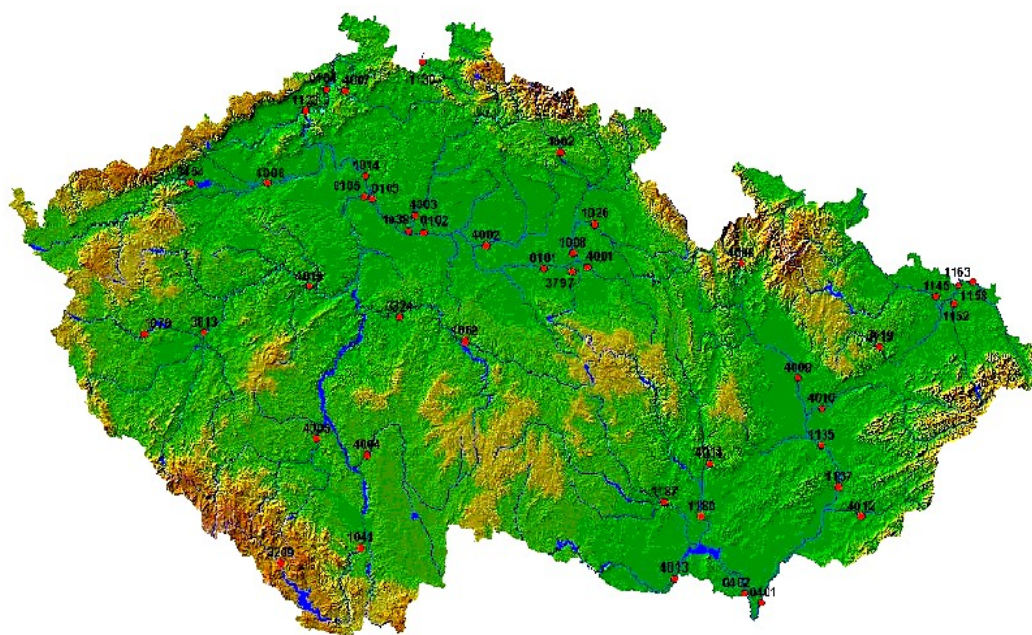


Obrázek 122 Síť kontrolních profilů ČHMÚ

V současné době státní síť sledování jakosti vody v tocích představuje 257 profilů (Obr. 123) na vodohospodářsky významných tocích, na kterých jsou 12x až 24x ročně odebírány vzorky vody. Na těchto profilech jsou sledovány fyzikálně-chemické ukazatele a biologické ukazatele v rozsahu, odpovídajícím normě ČSN 757221. Fyzikálně-chemické ukazatele jsou sledovány v měsíční frekvenci odběrů, biologické ukazatele (fytoplankton a makrobezobratlí) v měsíční a šestiměsíční frekvenci.

Na celkem 85 profilech navíc probíhá monitoring radiologických ukazatelů kvality vody. Jde o bilanční profily, doplněné o profily, zachycující zátěž v místech aktuální nebo minulé kontaminace radioaktivními odpady.

Od roku 2000 byl navíc zahájen monitoring v tzv. síti komplexního sledování jakosti vody, která v jednom profilu kombinuje sledování zátěže vody, sedimentu, plavenin a bioty. Komplexní síť zahrnuje celkem 44 vybraných profilů státní jakostní sítě (obr. 124).



Obrázek 123 Síť komplexního sledování jakosti povrchových vod

V síti komplexního sledování jakosti vody je jakost vody sledována měsíčně s výjimkou saprobního indexu, který je sledován 2x ročně. Sledování koncentrace plavenin probíhá denně, přičemž 4x v roce je hodnoceno zrnitostní složení plavenin a je stanoven obsah těžkých kovů, celkového uhlíku a celkového fosforu. Sedimenty jsou v rámci komplexního monitoringu sledovány na profilech 2x ročně a z odebraných vzorků je stanovováno jejich zrnitostní složení a pro frakci pod 0,02 mm je stanoven obsah těžkých kovů, celkového uhlíku, celkového fosforu a specifických organických látek (PCB, PAU a chlorované pesticidy (ČHMÚ, 2004).

### 19.2.1.2 Sledované ukazatele

Rozsah sledovaných ukazatelů se v průběhu vývoje sítě monitoringu postupně rozšiřoval a měnil jednak v důsledku vývoje poznání a analytických metod, zároveň však v důsledku změn politických požadavků i ekonomických a provozních možností. V současnosti je na profilech státní sítě standardně sledováno 78 ukazatelů, přičemž ne všechny ukazatele jsou sledovány na všech profilech. Seznam všech historicky sledovaných ukazatelů zahrnuje až 340 položek.

Hlavní etapy změn struktury sledovaných ukazatelů kvality vody:

- Od 1963 - základní chemické a fyzikální ukazatele
- Od 1966 – radiologické ukazatele
- Od 80. let těžké kovy
- Od 1993 – 5 automatických profilů v rámci sítě MKOL (4x Labe, 1x Vltava)
- Od poloviny 90. let specifické organické látky
- Od 1996 těžké kovy v sedimentovaných plaveninách
- Od 1999 specif. org. látky v sedimentovaných plaveninách
- Od 2000 – komplexní sledování jakosti vody.

### 19.2.1.3 Přístup k informacím výsledků monitoringu

Základní informace o organizaci monitoringu, monitorovacích programech, schválených metodikách i výsledcích přináší portál odboru ochrany vod MŽP ČR na adrese <http://www.mzp.cz/cz/voda>.

Výsledky monitoringu, prováděného podle schématu, definovaného Rámcovou směrnicí, jsou ukládány v databázovém systému Arrow.

Informace o systému Arrow, struktuře ukládaných dat a definici metodických postupů hodnocení jsou dostupné z portálu MŽP na adrese [http://www.mzp.cz/cz/arrow\\_referencni\\_podminky](http://www.mzp.cz/cz/arrow_referencni_podminky).

Výsledky monitoringu jsou přístupné na portálu ČHMÚ, který přístup k databázi zprostředkovává, na adrese [http://hydro.chmi.cz/arrowdb\\_p/index.php](http://hydro.chmi.cz/arrowdb_p/index.php). V databázi Arrow je možné vyhledávání jak zpracovaných klasifikovaných výsledků monitoringu chemického, biologického i hydromorfologického stavu, tak zdrojových hodnot stanovení jednotlivých ukazatelů jakosti vody.

| ID programu  | Název programu                                  | Platnost od | Platnost do | Statistika |
|--------------|---|-------------|-------------|------------|
| PROBMLA2007  | <a href="#">Provozní monitoring Labe 2007</a>   | 01.01.2007  | 31.12.2007  |            |
| PROBMO2007   | <a href="#">Provozní monitoring Morava 2007</a> | 01.01.2007  | 31.12.2007  |            |
| PROBMOD2007  | <a href="#">Provozní monitoring Odry 2007</a>   | 01.01.2007  | 31.12.2007  |            |
| PROBMOH2007  | <a href="#">Provozní monitoring Ohře 2007</a>   | 01.01.2007  | 31.12.2007  |            |
| PROBMVL2007  | <a href="#">Provozní monitoring Vltava 2007</a> | 01.01.2007  | 31.12.2007  |            |
| PROMZVHS2007 | <a href="#">Provozní monitoring ZVHS 2007</a>   | 01.01.2007  | 31.12.2007  |            |
| REBM2007     | <a href="#">Referenční monitoring 2007</a>      | 01.01.2007  | 31.12.2007  |            |
| SIBM2007     | <a href="#">Situační monitoring 2007</a>        | 01.01.2007  | 31.12.2007  |            |

Obrázek 124 Prostředí informačního systému Arrow.



Tradiční zdroj souhrnných údajů o jakosti vody představují ročenky Jakost vody v tocích. Ročenka uvádí měsíční hodnoty koncentrací všech látek, sledovaných na daném profilu, dále průměrné hodnoty, dvouleté průměry, charakteristickou hodnotu a třídu jakosti. Ročenky jakosti vody jsou publikované ČHMÚ v Praze a dostupné v odborných knihovnách.

| 0104 Labe                     |  | Děčín                |        |        |        |        |         |        |        |        |        |        |        |        |                                   |         |         |         |       |
|-------------------------------|--|----------------------|--------|--------|--------|--------|---------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-----------------------------------|---------|---------|---------|-------|
| 2000                          |  | Říční kilometr 88,02 |        |        |        |        |         |        |        |        |        |        |        |        | Hydrologické pořadí : 1-14-02-021 |         |         |         |       |
| Typ odběru : Bodový           |  | Matrice : Voda       |        |        |        |        |         |        |        |        |        |        |        |        |                                   |         |         |         |       |
| Datum odběru                  |  | Jedn.                | Průměr | 05/01  | 02/02  | 01/03  | 29/03   | 26/04  | 24/05  | 21/06  | 19/07  | 16/08  | 13/09  | 11/10  | 08/11                             | 06/12   | Průměr  | C90     | Třída |
| Hodina odběru                 |  | 2000                 | 13:00  | 12:30  | 11:30  | 13:00  | 11:00   | 10:45  | 12:30  | 13:00  | 12:15  | 10:30  | 11:30  | 12:15  | 12:00                             | 99 - 00 | 99 - 00 | 99 - 00 |       |
| průtok průměrný denní         |  | m <sup>3</sup> /s    | 275.03 | 143.32 | 744.70 | 475.48 | 1007.14 | 374.77 | 175.28 | 106.52 | 220.80 | 112.33 | 118.14 | 165.60 | 142.35                            | 129.77  | 277.80  | 688.40  | -     |
| teplota vzduchu               |  | °C                   | 16.9   | 5.0    | 8.2    | 12.0   | 12.0    | 21.0   | 20.1   | 32.0   | 19.0   | 28.4   | 21.0   | 18.0   | 6.0                               | 15.4    | 15.4    | 24.4    | -     |
| teplota vody                  |  | °C                   | 13.1   | 4.0    | 3.8    | 6.0    | 7.4     | 14.9   | 17.6   | 23.9   | 18.5   | 22.6   | 19.9   | 13.5   | 10.6                              | 7.4     | 12.7    | 22.0    | -     |
| pach                          |  | stupně               | 0.0    | 0      | 0      | 0      | 0       | 0      | 0      | 0      | 0      | 0      | 0      | 0      | 0                                 | 0       | 0.0     | 0.0     | -     |
| zákal                         |  | ZF                   | 17.8   | 7.0    | 78.0   | 14.0   | 31.0    | 21.0   | 16.5   | 10.0   | 17.0   | 11.0   | 7.0    | 8.0    | 5.5                               | 6.0     | 16.3    | 31.4    | -     |
| rozpuštěný kyslík             |  | mg/l                 | 8.6    | 12.1   | 11.5   | 10.2   | 10.4    | 8.2    | 8.8    | 8.7    | 7.5    | 8.3    | 6.7    | 4.4    | 6.8                               | 8.4     | 8.5     | 6.8     | II    |
| nasycení kyslíkem             |  | %                    | 82.0   | 100    | 89     | 83     | 90      | 82     | 93     | 99     | 81     | 97     | 75     | 45     | 62                                | 71      | 80.4    | 99.3    | -     |
| BSK <sub>2-5</sub>            |  | mg/l                 | 4.0    | 3.3    | 12.0   | 2.9    | 3.2     | 3.3    | 4.7    | 4.3    | 3.7    | 2.6    | 2.6    | 1.9    | 4.0                               | 2.9     | 4.1     | 5.7     | III   |
| CHSK - Mn                     |  | mg/l                 | 8.1    | 6.3    | 14.0   | 6.0    | 8.3     | 7.2    | 9.3    | 8.9    | 8.3    | 8.2    | 8.0    | 7.2    | 7.4                               | 6.6     | 8.1     | 11.1    | III   |
| CHSK - Cr                     |  | mg/l                 | 25.6   | 18     | 56     | 37     | 22      | 20     | 25     | 25     | 25     | 20     | 22     | 21     | 21                                | 21      | 28.3    | 42.1    | III   |
| bezkovový organický uhlík     |  | mg/l                 | 12.0   | 10.0   | 19.6   | 10.9   | 12.9    | 9.7    | 10.1   | 17.4   | 10.4   | 9.8    | 18.7   | 9.9    | 10.2                              | 5.9     | 11.2    | 17.5    | IV    |
| rozp. org. uhlík              |  | mg/l                 | 7.4    | 8.9    | 7.0    | 7.0    | 8.6     | 6.3    | 8.7    | 10.8   | 6.0    | 6.3    | 6.9    | 8.2    | 8.6                               | 3.0     | 7.1     | 8.9     | -     |
| reakce vody                   |  | 7.9                  | 7.7    | 7.6    | 7.8    | 7.8    | 7.9     | 8.2    | 8.5    | 8.0    | 8.0    | 7.8    | 7.7    | 7.8    | 7.6                               | 8.0     | 8.6     | -       |       |
| KNK do pH 4,5                 |  | mmol/l               | 1.74   | 2.02   | 1.97   | 1.47   | 1.37    | 1.28   | 1.70   | 1.75   | 1.83   | 1.70   | 1.77   | 1.87   | 1.76                              | 2.08    | 1.81    | 2.11    | -     |
| konduktivita                  |  | mS/m                 | 51.4   |        |        |        |         |        |        |        | 50.7   | 48.9   | 49.2   | 52.6   | 51.4                              | 55.5    | 46.7    | 52.5    | II    |
| rozp.l.žihané 105 st.         |  | mg/l                 | 322.6  | 360    | 352    | 274    | 246     | 264    | 342    | 348    | 336    | 332    | 314    | 346    | 320                               | 360     | 331.8   | 372.6   | II    |
| rozp.l.žihané 550 st.         |  | mg/l                 | 232.5  | 264    | 252    | 198    | 166     | 182    | 240    | 260    | 230    | 240    | 206    | 236    | 278                               | 270     | 242.2   | 282.7   | -     |
| nerozp.l. žihané 105 st.      |  | mg/l                 | 25.6   | 8      | 134    | 18     | 43      | 20     | 17     | 17     | 24     | 11     | 9      | 11     | 13                                | 8       | 23.5    | 53.3    | III   |
| zbytek po žih. (podz.vodjner) |  | mg/l                 | 18.1   | 4      | 108    | 14     | 36      | 14     | 8      | 11     | 17     | 5      | <2     | 6      | 8                                 | 3       | 16.8    | 43.2    | -     |
| amoniakální dusík             |  | mg/l                 | 0.30   | 1.10   | 0.88   | 0.36   | 0.21    | 0.04   | 0.07   | 0.03   | 0.08   | 0.03   | 0.12   | 0.19   | 0.38                              | 0.44    | 0.31    | 0.89    | III   |
| dusitanový dusík              |  | mg/l                 | 0.060  | 0.050  | 0.028  | 0.061  | 0.045   | 0.048  | 0.085  | 0.051  | 0.047  | 0.034  | 0.077  | 0.085  | 0.100                             | 0.075   | 0.064   | 0.101   | -     |
| dusičnanový dusík             |  | mg/l                 | 4.10   | 4.20   | 5.20   | 4.90   | 3.90    | 3.60   | 3.10   | 3.80   | 4.10   | 3.90   | 4.10   | 4.10   | 4.20                              | 4.20    | 4.16    | 5.01    | II    |
| veškerý dusík                 |  | mg/l                 | 5.2    | 6.2    | 7.0    | 6.0    | 5.5     | 4.3    | 5.0    | 4.3    | 5.0    | 4.7    | 4.8    | 4.8    | 5.2                               | 5.3     | 5.4     | 6.2     | -     |
| veškerý fosfor                |  | mg/l                 | 0.22   | 0.26   | 0.38   | 0.17   | 0.20    | 0.11   | 0.17   | 0.24   | 0.22   | 0.21   | 0.27   | 0.21   | 0.18                              | 0.26    | 0.22    | 0.29    | III   |

Obrázek 125 Ročenka Jakost vody v tocích - ukázka listu pro profil Labe-Děčín

Výsledky monitoringu jakosti vody jsou přístupné on-line na stránkách oddělení jakosti vody ČHMÚ na adrese <http://voda.chmi.cz/ojv2/>.

On-line databáze umožňuje přístup k historickým řadám jakosti vody v souhrnném i detailním pohledu a představuje unikátní zdroj dat pro analýzy a hodnocení pro účely výzkumu i studentských prací.

## 19.2.2 Ostatní síť monitoringu kvality vody

Mezi další významné síť monitoringu patří síť správců toků. Správcem vodohospodářsky významných toků jsou podniky Povodí, které udržují hustou síť monitoringu, důležitou především z hlediska podchycení antropogenních vlivů a vodohospodářského řízení.

Významnou sítí, která je důležitým zdrojem dat pro oblast výzkumu i pro studentské práce je monitoring kvality vody malých vodních toků, který provádí Zemědělská vodohospodářská správa (ZVHS).

Mezi další síť monitoringu dále patří sledování na hraničních profilech nebo sítě sledování, zřízené v rámci mezinárodních programů.

### 19.2.2.1 Monitoring ZVHS – sledování jakosti vody malých vodních toků

ZVHS zajišťuje sledování jakosti vody od roku 1993 v rámci následujících programů monitoringu:

- Monitoring profilů pro státní síť sledování jakosti povrchových vod ČHMÚ
- Monitoring významných bodových zdrojů znečištění na drobných vodních tocích
- Monitoring malých vodních nádrží

- Monitoring hodnocení ekologického stavu drobných vodních toků (hydrobiologický monitoring)
- Monitoring dusičnanů pro potřeby směrnice Rady 91/676/EH (nitratová směrnice)
- Monitoring sedimentů v DVT a MVN

Rozsah těchto sítí monitoringu je rozdílný – např. monitoring bodových zdrojů znečištění na drobných tocích pokrývá 248 profilů sledovaných měsíčně, monitoring malých vodních nádrží zahrnuje 77 nádrží, sledovaných 6x ročně, monitoring sedimentů zahrnuje 70 profilů na síti drobných vodních toků a všech 77 profilů nádrží ve frekvenci sledování 1x ročně.

V rámci jednotlivých monitorovacích programů je sledováno rovněž rozdílné spektrum znečišťujících látek. Rozsah sledovaných látek je oproti státní síti sledování kvality vody výrazně užší. Mezi nejvýznamnější sledované látky v rámci monitoringu drobných vodních toků patří:

- BSK<sub>5</sub>
- Dusičnanový dusík
- Amoniakální dusík
- Celkový fosfor
- Rtuť
- PCB
- PAU
- Enterokoky
- Bakterie – F koli
- Chlorofyl a



Obrázek 126 Profily sítě ZVHS pro monitoring dusičnanů

Aktuální informace o programech monitoringu ZVHS, používaných metodikách, rozmístění odběrných profilů včetně souhrnných zpráv s výsledky monitoringu jsou dostupné na internetovém portálu <http://www.zvhs.cz>.



# VIII. Ochrana vod před znečištěním

## 20 Legislativní nástroje ochrany vod EU

Legislativní normy a směrnice, týkající se kvality vnitrozemských povrchových a podzemních vod platné v rámci Evropské unie, vznikaly postupně v průběhu přibližně posledních dvou desetiletí a do konce 90. let vytvořily komplex než 70 dokumentů, zejména směrnic a rozhodnutí Rady. Pro sjednocení těchto částečně nesourodých dokumentů byl vytvořen nový zastřešující dokument - Rámcová směrnice o vodní politice 2000/60/ES (dále Rámcová směrnice, RS), který představuje základní legislativní předpis vodního hospodářství EU. Rámcová směrnice jednak propojuje a integruje samostatné směrnice a normy, dříve často nesourodé, především však přinesla koncepčně nový pohled na oblast vodního hospodářství. RS vychází ze zásad trvale udržitelného rozvoje a k vodnímu hospodářství přistupuje z komplexního ekosystémového pohledu.

Stávající směrnice, upravující nakládání s vodami a vypouštění znečišťujících látek nicméně i po přijetí RS zůstávají nadále v platnosti, přičemž Rámcová směrnice se na tyto dokumenty odvolává v případě stanovení limitních hodnot, metodických postupů aj. Zároveň nicméně dochází k postupnému rušení dílčích směrnic a jejich začlenění do Rámcové směrnice.

Údaje o legislativě EU a plná znění jednotlivých směrnic v anglickém i českém jazyce jsou dostupná na řadě webových portálů. Pro oblast vodního hospodářství jsou v souhrnné podobě veřejně přístupné na portálu MŽP ČR. k dispozici jsou dostupné Aproximace komunitární legislativy v oblasti voda a Rámcové směrnice vodní politiky Společenství (MŽP, 2001) které jsou v plném znění publikovány na internetových stránkách Ministerstva životního prostředí ČR (<http://www.mzp.cz/cz/legislativa>).

### 20.1.1 Rámcová směrnice pro vodní politiku ES

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky, zkráceně „Rámcová směrnice pro vodní politiku Společenství“ byla formulována na základě návrhu směrnice o ekologické kvalitě vody, stávajících směrnic a dalších dokumentů. Práce probíhaly intenzivně několik let. Definitivní text směrnice byl schválen Evropským parlamentem a Radou 23.října 2000 a směrnice nabyla v platnosti 22. prosince 2000.

Rámcová směrnice vychází ze zásad trvale udržitelného rozvoje, navazuje na směrnici o integrované prevenci a omezování znečištění (IPPC), vytváří rámec pro komplexní přístup k ochraně vod (povrchových a podzemních, vnitrozemských i mořských) a s ní spojených ekosystémů (mokřady), a to jak z hlediska kvality, tak i kvantity. Rámcová směrnice rovněž přebírá a rozšiřuje řadu osvědčených ustanovení současné legislativy ES.

Cílem směrnice je zvýšená a komplexní ochrana kvality i kvantity vod, prevence zhoršování a dosažení alespoň tzv. dobrého stavu (chemického i ekologického) vod a s nimi spojených ekosystémů,

jako základ pro trvale udržitelné užívání vod (vodní zdroje, rekreace, ekosystémy) a zmírňování následků povodní a sucha.

Jako prostředek dosažení těchto cílů je požadována správa povrchových i podzemních vod v rámci hydrologických povodí a hydrogeologických rajónů a stanovení emisních a imisních limitů a kvalitativních cílů. Důraz je rovněž kladen na minimalizaci vnosu živin a nebezpečných látek do vodního prostředí.

Pro zdroje vody se požaduje ochrana jak kvality tak kvantity pro zajištění trvale udržitelných odběrů zejména pro výrobu pitné vody. Prostředkem je klasifikace zdrojů a vyhlášení chráněných oblastí s vymezeným statutem a omezeními.

|   |  |
|---|--|
| Úřední věstník č. L 327, 22.12.2000, s. 1   | Official Journal No L 327, 22.12.2000, p. 1  |
| <b>SMĚRNICE 2000/60/ES</b><br><b>EVROPSKÉHO PARLAMENTU A RADY</b><br><b>ze dne 23. října 2000</b><br><b>ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky</b><br><b>(ve znění dodatků)<sup>1)</sup></b>  |  |
| <p><b>EVROPSKÝ PARLAMENT</b><br/><b>A RADA EVROPSKÉ UNIE</b></p> <p>s ohledem na Smlouvu ustavující Evropské společenství a obzvláště na čl. 175 odst. 1 této smlouvy,</p> <p>s ohledem na návrh Komise<sup>2)</sup>,</p> <p>s ohledem na stanovisko Hospodářského a sociálního výboru<sup>3)</sup>,</p> <p>s ohledem na stanovisko Výboru regionů<sup>4)</sup>,</p> <p>v souladu s postupem stanoveným v článku 251 Smlouvy<sup>5)</sup> a na základě společného textu schváleného Dohodovacím výborem dne 18. července 2000,</p> <p>vzhledem k tomu, že:</p> <ol style="list-style-type: none"><li>1. Voda není komerčním produktem jako ostatní výrobky, ale spíše dědictvím, které musí být chráněno, střeženo a nakládáno s ním jako takovým.</li><li>2. Závěry Semináře ministrů o vodní politice Společenství ve Frankfurtu v roce 1988 zdůraznily potřebu právních předpisů Společenství pokrývajících ekologickou kvalitu. Rada ve svém usnesení ze dne 28. června 1988<sup>6)</sup> požádala Komisi, aby předložila návrhy na zlepšení ekologické kvality povrchových vod Společenství.</li></ol> | <p>vod, a požadovalo, aby byl do roku 2000 uskutečněn program činností zaměřený na udržitelné hospodaření a ochranu zdrojů sladkých vod. Rada ve svých usneseních ze dne 25. února 1992<sup>7)</sup> a ze dne 20. února 1995<sup>8)</sup> a revizi směrnice Rady 80/68/EHS ze dne 17. prosince 1979 o ochraně podzemních vod před znečišťováním určitými nebezpečnými látkami<sup>9)</sup> jako součást celkové politiky pro ochranu sladkých vod.</p> <p>4. Vody ve Společenství podléhají vzrůstajícím nárokům vyplývajícím ze stále rostoucích požadavků na dostatečné množství vody dobré jakosti ke všem účelům. Dne 10. listopadu 1995 uvedla Evropská agentura pro životní prostředí ve své zprávě "Životní prostředí v Evropské Unii - 1995" aktualizované sdělení o stavu životního prostředí, které potvrdilo potřebu opatření na ochranu vod Společenství jak z hlediska jakosti tak i množství.</p> <p>5. Dne 18. prosince 1995 přijala Rada závěry požadující mimo jiné vypracování návrhu nové rámcové směrnice ustavující základní zásady trvale udržitelné vodní politiky v Evropské Unii a vyzvala Komisi k předložení návrhu.</p> <p>6. Dne 21. února 1996 schválila Komise Sdělení Evropskému parlamentu a Radě o vodní politice Evropského společenství, které stanovuje zásady vodní politiky Společenství.</p> <p>7. Dne 9. září 1996 předložila Komise návrh rozhodnutí Evropského Parlamentu a Rady o akčním programu pro integrovanou ochranu</p> |
| <p><sup>1)</sup> Změny podle rozhodnutí Evropského parlamentu a Rady č. 2455/2001/ES ze dne 20. listopadu 2001 ustavující seznam prioritních látek v oblasti vodní politiky.</p>  |  |

Obrázek 127 Rámcová směrnice o vodní politice ES. [www.mzp.cz](http://www.mzp.cz)

Směrnice má ustanovení pro řízení a správu vod na bázi hydrologických povodí a zavádí nástroje pro vodní plánování jako jsou plány řízení povodí, charakteristiky povodí, analýzy antropogenních vlivů, ekonomické analýzy užívání vod, programy monitoringu stavu vod, programy opatření a akční plány včetně obsahu těchto dokumentů. Důraz je kladen na včasné a komplexní projednávání programů a plánů se zainteresovanými subjekty a veřejností v povodích, a to včetně zahraničních partnerů u mezinárodních toků a povodí.

V ekonomické oblasti směrnice požaduje zpracování ekonomických analýz a zavedení cenové politiky směřující k dosažení cen za užívání vod a vodohospodářské služby odpovídajících nákladovým cenám, a to včetně nákladů na zlepšení a údržbu vodních ekosystémů, při současném zohlednění klimatických a sociálních specifík území.

Rámcová směrnice stejně jako další sektorové rámcové směrnice (vzduch, odpady) realizuje princip komplexního nadsložkového pojetí ochrany životního prostředí prostřednictvím stanovení ekologických cílů, zahrnutím souvisejících ekosystémů, důslednou demokratizací plánování a řízení oblasti a využíváním ekonomických nástrojů. Opírá se zejména o institut časově omezených povolení a oprávnění pro stavební aktivity, činnosti spojené s čerpáním a vypouštěním vod a pro další užívání vod.

Pro dosažení environmentálních cílů směrnice je stanoveno období 15 let ( resp. 21 a 27 let, při nutnosti zpřísnit přijatá opatření) od data nabytí platnosti směrnice, ale řada postupných opatření má termíny kratší (Tabulka X)

Tabulka 53 Harmonogram implementace RS Zdroj: EEA

| Termín               | Činnost  |
|----------------------|--|
| 2003                 | Transpozice a implementace směrnice v členských státech                                  |
| 2003                 | Vymezení oblastí povodí včetně mezinárodních a určení kompetentních orgánů               |
| 2004                 | Zpracování charakteristik povodí, analýz vlivů lidské činnosti, a ekonomických analýz    |
| 2005                 | Vytvoření registru chráněných oblastí  |
| 2006                 | Vymezení silně ovlivněných vod   |
| 2006                 | Zpracování programu monitoringu stavu vod a chráněných oblastí                           |
| 2009                 | Zpracování a schválení plánů řízení povodí   |
| 2009                 | Zpracování a schválení programů k dosažení environmentálních cílů směrnice               |
| 2010                 | Zavedení cenové politiky směřující nákladovosti cen a podpoře environmentálních cílů     |
| 2012                 | Zavedení sdruženého přístupu k emisím do povrchových vod                                 |
| 2015<br>(2021, 2027) | Dosažení environmentálních cílů pro útvary povrchových a podzemních vod a chráněná území |
| 2020                 | Eliminace vypouštění a úniků prioritních nebezpečných látek do vod                       |

V rámci zavádění Rámcové směrnice jsou postupně rušeny dílčí směrnice, nicméně řada jejich ustanovení, zejména emisní a imisní limity, budou převzaty. Harmonogram shrnuje tabulka 42:

Tabulka 54 Harmonogram rušení dílčích směrnic v oblasti vodního hospodářství. Zdroj: EEA

| Termín | Zrušení  |
|--------|--|
| 2000   | článek 6 SR 76/464/EHS o nebezpečných látkách v povrchových vodách   |
| 2007   | SR 76/440/EHS o surové vodě pro výrobu pitné vody SR 79/869/EHS o monitoringu surové vody RR 77/795/EHS o komunitárním informačním systému kvality povrchových vod   |
| 2013   | SR 78/659/EHS o kvalitě vod pro podporu života ryb<br>SR 79/923/EHS o požadované kvalitě měkkýšových vod<br>SR 80/68/EHS o nebezpečných látkách v podzemních vodách<br>SR 76/464/EHS o nebezpečných látkách v povrchových vodách |

## 20.1.2 Vybrané související směrnice a předpisy EU

Oblast vodohospodářské politiky je v rámci legislativy EU velmi rozsáhlá. Vedle zastřešujících dokumentů (Rámcová směrnice, IPPC aj.) ji tvoří na 70 dokumentů, převážně směrnic a rozhodnutí Rady.

Vzhledem k rozmanitosti prostředí EU nejsou všechny pro ČR relevantní např. z geografických důvodů. Mezi další směrnice, které představují důležité dokumenty i pro českou legislativu, patří:

- Čištění komunálních odpadních vod - SR 91/271/EHS;
- Ochrana vod před nitráty ze zemědělských zdrojů - SR 91/676/EHS;
- Znečištění povrchových vod nebezpečnými látkami - SR 76/464/EHS + 5 speciálních tzv. dceřiných směrnic (SR 82/176/EHS, SR 83/513/EHS, SR 84/176/EHS, SR 84/491/EHS, SR 86/280/EHS a její doplňky SR 88/437/EHS, SR 90/415/EHS);
- Vody pro koupání - SR 76/160/EHS;
- Pitná voda - SR 80/778/EHS (platnost do 24.12.2003), SR 98/83/ES;
- Surová voda pro výrobu pitné vody - SR 75/440/EHS a její monitoring SR 79/869/EHS;
- Informační systém kvality povrchových sladkých vod - RR 77/795/EHS;
- Ochrana podzemních vod - SR 80/68/EHS;
- Podpora života ryb a měkkýšů - SR 78/659/EHS a SR 79/923/EHS.

Jednotlivé směrnice můžeme podle charakteru a tematického vymezení rozčlenit do dvou hlavních skupin:

- Směrnice a normy, definující požadovanou kvalitu vody pro různé způsoby jejího využití.
- Směrnice, upravující nakládání se znečištěním, vypouštěním do povrchových vod.

Pro všechny hlavní směrnice jsou jako limitní kritéria definovány dva imisní standardy - hodnoty maximálně přípustné, závazné pro všechny státy EU, označované jako I (imperative) a hodnota přísnější - G (general), která má charakter hodnoty doporučené. Imisní standardy mají pravděpodobnostní charakter, přičemž u hodnot I operují s pravděpodobností nepřekročení 95%, u hodnot G potom 90%. U ostatních směrnic jsou jakostní cíle stanoveny obvykle jako roční průměry.

## 20.2 Transpozice vodohospodářské legislativy EU do prostředí ČR

Vzhledem k asociační dohodě ČR a EU z roku 1993 a následnému vstupu ČR do EU v roce 2004 proběhla postupná integrace legislativních směrnic a norem EU do českého legislativního systému – tzv. transpozice.

Základním prvkem je implementace Rámcové směrnice do české vodohospodářské legislativy. Zde představuje zásadní dokument Vodní zákon, který by veškeré principy RS měl vyjadřovat. Tento úkol je splněn, nicméně přes novelizace nejsou některé aspekty RS ve Vodním zákonu dostatečně implementovány.

Zcela nový prvek, který česká vodohospodářská legislativa dříve neznala, představují tzv. vodní útvary, zavedené jako základní jednotka pro stanovení environmentálních cílů, stanovení opatření k jejich dosažení a pro reportování o současném stavu a postupu plnění cílů, plánování, a pro monitoring chemického a ekologického stavu.

Vodní útvary představují nástroj, nikoliv cíl Rámcové směrnice. Hlavní účel jejich vymezení spočívá v možnosti přesného popisu jeho stavu a srovnání s environmentálními cíli (EC 2003). Základní podmínkou při jejich vymezování je, že vodní útvar musí představovat „samostatnou a významnou“ jednotku v říčním povodí. To znamená, že vodní útvar musí být charakterizován jednou kategorií

(řeka, jezero, silně ovlivněný vodní útvar, umělý vodní útvar) a jedním typem (Langhammer a kol., 2009).

Vymezení vodních útvarů pro ČR bylo provedeno VÚV TGM v Praze v roce 2004 (Fuksa, 2004) a aktualizováno v roce 2005 (Fuksa, 2005). V současné době probíhají práce na zpřesnění a převymezení vodních útvarů tak, aby byly v souladu s nově přijatou typologií vodních toků (Langhammer a kol., 2009).

Rámcová směrnice zavádí novou strukturu monitoringu a hodnocení stavu vod. Stav vod je posuzován komplexně, přičemž výsledný tzv. ekologický stav je výslednicí chemického a biologického stavu toku.

Pro oblast monitoringu je podstatné rozlišení jednotlivých typů monitoringu podle účelu sledování. Nově tak rozlišujeme monitoring situační Situační monitoring, provozní, průzkumný a referenční.

Základní princip legislativního vymezení ochrany kvality vod prostřednictvím soustavy emisních limitů zůstává analogický předchozímu stavu v ČR. Liší se způsob definice hodnot emisních standardů, přičemž v české legislativě mají hodnoty emisních standardů charakter hodnot nepřekročitelných, tj. hodnot maximálně přípustných. Emisní standardy podle směrnic EU naproti tomu mají charakter pravděpodobnostní. Směrnice EU přitom definují zároveň četnost sledování v závislosti na velikosti zdroje a zároveň počet hodnot, které mohou emisní standard překročit a míru tohoto překročení.

# 21 Legislativní nástroje ochrany vod v ČR

Legislativa ČR v oblasti vodního hospodářství vychází ze čtyř úrovní zákonných předpisů, které mají hierarchickou úroveň platnosti.

- Zákony
- Nařízení vlády
- Vyhlášky
- Normy



## Principy legislativní ochrany vod

- Stanovení emisních limitů pro zdroje znečištění
- Stanovení imisních limitů pro vodní toky
- Monitoring a klasifikace jakosti vody
- Monitoring emisí znečištění
- Úprava nakládání s nebezpečnými látkami
- Úprava práv a povinností správců toků a subjektů nakládajících s povrchovými a podzemními vodami
- Poplatky za znečišťování

## 21.1 Zákony

- **Zákon č.254/2001 Sb.o vodách (tzv.Vodní zákon).** Základní legislativní dokument pro oblast vodního hospodářství a ochrany vod v ČR, do kterého jsou implementovány požadavky základního legislativního dokumentu vodního hospodářství EU - Rámcové směrnice o vodní politice 2000/60/ES.
- **Zákon č.274/2001Sb.o vodovodech a kanalizacích.** Zákon upravuje oblast nakládání s vodou a vypouštění odpadních látek do kanalizačních systémů.

## 21.2 Nařízení vlády

Mezi základní nařízení vlády, upravující vodohospodářskou politiku v oblasti kvality a znečišťování povrchových vod, patří:

- **61/2003 Sb., Nařízení vlády o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech**
- **71/2003 Sb., Nařízení vlády o stanovení povrchových vod vhodných pro život a reprodukci původních druhů ryb a dalších vodních živočichů a o zjišťování a hodnocení stavu jakosti těchto vod**

- **85/1981 Sb.**, vlády České socialistické republiky o chráněných oblastech přirozené akumulace vod Chebská pánev a Slavkovský les, Severočeská křída, Východočeská křída, Polická pánev, Třeboňská pánev a Kvartér řeky Moravy
- **103/2003 Sb.**, Nařízení vlády o **stanovení zranitelných oblastí** a o používání a skladování hnojiv a statkových hnojiv, střídání plodin a provádění protierozních opatření v těchto oblastech
- 368/2003 Sb., Nařízení vlády o integrovaném registru znečišťování.

## 21.3 Vyhlášky

Vyhlášky představují nejčastěji aktualizovaný a měnící se typ legislativního dokumentu, který reaguje na aktuální potřeby jednotlivých resortů doplňuje základní legislativní opatření o prováděcí předpisy. Níže jsou uvedeny vybrané vyhlášky, vztahující se k problematice ochrany vod. Vzhledem k časté aktualizaci jejich výčet nemůže být úplný ani aktuální. Pro aktuální informace je vhodné sledovat internetové portály hlavních resortů, pro které je problematika ochrany vod relevantní, tj. MŽP, Mze a MPO.

- 225/2002 Sb., Vyhláška Ministerstva zemědělství o podrobném vymezení staveb k vodohospodářským melioracím pozemků a jejich částí a způsobu a rozsahu péče o ně
- 236/2002 Sb., Vyhláška Ministerstva životního prostředí o způsobu a rozsahu zpracovávání návrhu a stanovování záplavových území
- 241/2002 Sb., Vyhláška Ministerstva dopravy a spojů o stanovení vodních nádrží a vodních toků, na kterých je zakázána plavba plavidel se spalovacími motory, a o rozsahu a podmínkách užívání povrchových vod k plavbě
- 292/2002 Sb., Vyhláška Ministerstva zemědělství o oblastech povodí
- 293/2002 Sb., Vyhláška Ministerstva životního prostředí o poplatcích za vypouštění odpadních vod do vod povrchových
- 428/2001 Sb., Vyhláška Ministerstva zemědělství, kterou se provádí zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích)
- 431/2001 Sb., Vyhláška Ministerstva zemědělství o obsahu vodní bilance, způsobu jejího sestavení a o údajích pro vodní bilanci
- 432/2001 Sb., Vyhláška Ministerstva zemědělství o dokladech žádosti o rozhodnutí nebo vyjádření a o náležitostech povolení, souhlasů a vyjádření vodoprávního úřadu
- 470/2001 Sb., Vyhláška Ministerstva zemědělství, kterou se stanoví seznam významných vodních toků a způsob provádění činností souvisejících se správou vodních toků
- 471/2001 Sb., Vyhláška Ministerstva zemědělství o technickobezpečnostním dohledu nad vodními díly
- 7/2003 Sb., Vyhláška o vodoprávní evidenci
- 20/2002 Sb., Vyhláška Ministerstva zemědělství o způsobu a četnosti měření množství a jakosti vody



- 125/2004 Sb., Vyhláška, kterou se stanoví vzor poplatkového hlášení a vzor poplatkového přiznání pro účely výpočtu poplatku za odebrané množství podzemní vody
- 137/1999 Sb., Vyhláška Ministerstva životního prostředí, kterou se stanoví seznam vodárenských nádrží a zásady pro stanovení a změny ochranných pásem vodních zdrojů
- 139/2003 Sb., Vyhláška o evidenci stavu povrchových a podzemních vod a způsobu ukládání údajů do informačního systému veřejné správy
- 140/2003 Sb., Vyhláška o plánování v oblasti vod
- 159/2003 Sb., Vyhláška, kterou se stanoví povrchové vody využívané ke koupání osob
- 195/2002 Sb., Vyhláška Ministerstva zemědělství o náležitostech manipulačních řádů a provozních řádů vodních děl

## 21.4 Normy

## 21.5 Poplatky

Jedním z prvků regulace využívání přírodních zdrojů a nakládání s odpady, využívaných českou legislativou, představují poplatky. V oblasti jakosti vody se týkají především dvou oblastí - využívání zdrojů vody, tj. platby za odebrané množství vody, jednak úhrad za povolené vypouštění odpadních vod do vod povrchových i podzemních (Tab. 37).

Tabulka 55 Přehled hlavních plateb za využívání přírodních zdrojů a znečišťování životního prostředí ČR.  
Převzato z [www.cenia.cz](http://www.cenia.cz)

| OBLAST | PLATBA  | PRÁVNÍ ZAKOTVENÍ*               | POPLATNÍK   | PŘÍJEMCE                           |
|--------|---|---------------------------------|---|------------------------------------|
| VODA   | platba za odebrané množství podzemní vody                       | zákon č.254/2001 Sb., o vodách  | ten, kdo odebírá podzemní vodu                    | 50 % SFŽP**<br>50 % rozpočet kraje |
|        | poplatky za vypouštění odpadních vod do vod povrchových         | zákon č.254/2001 Sb., o vodách  | ten, kdo vypouští odpadní vody do vod povrchových | SFŽP                               |
|        | poplatek za povolené vypouštění odpadních vod do vod podzemních | zákon č.254/2001 Sb., o vodách  | ten, kdo vypouští odpadní vody do vod podzemních  | obec                               |
|        | platba k úhradě správy vodních toků a správy povodí             | zákon č. 254/2001 Sb., o vodách | ten, kdo odebírá povrchovou vodu z vodního toku   | správce vodního toku               |

Vedle těchto poplatků, souvisejících se standardním způsobem užívání jsou dále uplatňovány sankce za překročení povolených limitů. Vybírání a vymáhání pokut za porušování předpisů v oblasti životního prostředí provádí zpravidla Česká inspekce životního prostředí, Státní fond životního prostředí a Celní úřady. Přehled rozdělení kompetencí jednotlivých úřadů v oblasti vybírání pokut je uveden na portálu agentury Cenia (<http://www.cenia.cz>).

# 22 Vybrané legislativní předpisy

## 22.1 Vodní zákon

Zákon č. 254/2001 Sb o vodách a o změně některých zákonů, označovaný běžně jako Vodní zákon, představuje základní legislativní dokument pro vodní hospodářství a ochranu vod v ČR, na který navazují další nařízení a předpisy. V souvislosti se vstupem ČR do EU v roce 2004 byly do Vodního zákona implementovány prvky a termíny, vyplývající z díkce základního legislativního dokumentu EU v oblasti vodohospodářské politiky – Rámcové směrnice o vodní politice ES.

Účelem a předmětem zákona je: „Chránit povrchové a podzemní vody, stanovit podmínky pro hospodárné využívání vodních zdrojů a pro zachování i zlepšení jakosti povrchových a podzemních vod, vytvořit podmínky pro snižování nepříznivých účinků povodní a sucha a zajistit bezpečnost vodních děl.

Zákon upravuje právní vztahy k povrchovým a podzemním vodám, vztahy fyzických a právnických osob k využívání povrchových a podzemních vod, jakož i vztahy k pozemkům a stavbám, s nimiž výskyt těchto vod přímo souvisí, a to v zájmu zajištění trvale udržitelného užívání těchto vod, bezpečnosti vodních děl a ochrany před účinky povodní a sucha“ (Zákon 254/2001Sb).

Vodní zákon sestává z hlavních částí, které upravují klíčové oblasti vodního hospodářství. Pro oblast ochrany vod před znečištěním jsou důležité zejména:

### **Část II. Nakládání s vodami**

#### Oddíl 3. Povolení

Povolení k nakládání s vodami §8

Povolení k vodohospodářským dílům §9

Povolení k některým činnostem §10

### **Část III. Ochrana vod**

Oddíl 1. Ochrana přirozené akumulace vod a vodních zdrojů §17-19

Oddíl 2. Ochrana jakosti povrchových a podzemních vod §22-27

### **Část IV. Podzemní vody a zásobování obyvatelstva vodou**

### **Část IX. Úplaty ve vodním hospodářství §43-46**

### **Část IX. Pokuty §47**

Vodní zákon prošel řadou novelizací, které aktualizují vždy vybrané oblasti zákona. Zatím poslední novela z 1.7.2008 byla zaměřena na aktualizaci otázek protipovodňové ochrany, kdy zákon usnadňuje budování tzv. měkkých protipovodňových opatření v krajině, jako jsou poldry a komplexní úpravy krajiny. Za tímto účelem nově upravuje možnost vyvlastnění pozemků pro účely opatření protipovodňové ochrany, nicméně za přísných ochranných podmínek. Z hlediska běžné praxe je důležitá nová definice přirozeného koryta, která odstraňuje dosavadní často kontraproduktivní nutnost úprav přirozených změn koryta, vzniklých např. po povodních.

Plné znění vodního zákona je k dispozici na řadě webových portálů, věnovaných legislativní problematice, např. zde: <http://www.tzb-info.cz/t.py?t=15&i=342>.

## 22.2 Zákon o integrované prevenci a omezování znečištění

Integrovaná prevence a omezování znečištění je způsobem regulace vybraných průmyslových a zemědělských činností pro dosažení vysoké úrovně ochrany životního prostředí. Cílem opatření je předcházet znečištění a pokud to není možné, tak omezovat vznik emisí. Nižší zátěže životního prostředí je dosaženo snížením produkovaných emisí především aplikací preventivních opatření, nikoli použitím koncových technologií, které odstraňují již vzniklé znečištění ([www.ippc.cz](http://www.ippc.cz)).

IPPC představuje nástroj, jehož základním smyslem je zajištění existence veřejně přístupného informačního systému, v němž bude možné získat data týkající se případného negativního vlivu zařízení na životní prostředí.

IPPC je definován směrnicí 2008/1/ES (dříve 96/61/ES) o integrované prevenci a omezování znečištění. Do českého právního řádu je směrnice transponována zákonem č. 76/2002 Sb., o integrované prevenci a omezování znečištění.

Směrnice stanoví požadavky, které mají členské státy přijmout pro to, aby se zamezilo znečišťování ovzduší, vody a půdy, případně, aby se toto znečištění co nejvíce omezilo.

Požadavky se týkají určitých průmyslových činností, které jsou největšími producenty znečištění a u kterých je snaha dosáhnout největší možné ochrany životního prostředí.

Směrnice stanovuje následující základní požadavky na provoz zařízení:

- musí být provedena vhodná preventivní opatření proti znečišťování životního prostředí, a to především na základě použití nejlepší dostupné techniky,
- nesmí docházet k významnému znečišťování,
- musí se předcházet vzniku odpadu (resp. škodliviny) a pokud odpad vznikne, má být především zhodnocován. Není-li zhodnocení možné z technického a ekonomického hlediska, musí se odpad zneškodnit tak, aby byl vyloučen nebo omezen jeho dopad na životní prostředí,
- musí se efektivně využívat energie,
- musí být přijata opatření k zabránění vzniku havárií a k omezení jejich následků,
- musí být přijata opatření k vyloučení rizika znečištění po definitivním ukončení provozu zařízení a k revitalizaci lokality.

Nová zařízení v EU musí tzv. integrované povolení získávat již od září r. 1998. U stávajících zařízení dojde k přezkoumání činnosti podle požadavků směrnice, na jehož základě bude nebo není vydáno integrované povolení po r. 2007.

### Informace o IPCC

#### ČR

Informační portál IPCC při MPO : <http://www.ippc.cz/>

#### EU

Komise Evropských společenství, generální ředitelství pro životní prostředí  
[www.europa.eu.int/comm/dgs/environment](http://www.europa.eu.int/comm/dgs/environment)

The screenshot shows the homepage of the IPPC portal. At the top, there is a navigation bar with links like 'Úvodní stránka', 'Nejlepší dostupné techniky', 'Referenční dokumenty', 'Legislativa', 'Integrovaná povolení', 'Systém výměny informací', 'Technické pracovní skupiny', 'Kontakty a odkazy', and 'Archiv webu'. Below this, there is a search bar and a 'Hledat' button. The main content area is divided into several sections: 'Aktuality' (News) with a list of recent updates, 'Veřejná diskuse' (Public Discussion) with links to discussions, registrations, and announcements, and 'Úžitečné odkazy' (Useful Links) with links to the portal, industry associations, and the IPPC register. The central part of the page features a large heading 'Integrovaná prevence a omezování znečištění' and a detailed text block explaining the IPPC system, its goals, and the role of BAT and BREF. There are also three small images: industrial pipes, a field with power lines, and a factory interior.

Obrázek 128 Český informační portál IPPC při Ministerstvu průmyslu a obchodu ČR

## 22.2.1 BAT a BREF

Směrnice 2008/1/ES zavádí dva nové instituty, BAT a BREF, které představují soubor nejlepších dostupných technik a k nim stanovených podmínek provozu, které mají zaručit plnění podmínek směrnice.

### BAT (Best Applicable Technique)

Nejlepší dostupná technika – nejúčinnější a nejpokročilejší způsob činnosti a jejich provozních metod, dokládající vhodnost určité techniky jako základu pro stanovení emisních limitů k zabránění, nebo, není-li to možné, ke snížení emisí a vlivů na životní prostředí jako celku.

### BREF (BAT Reference Documents)

BREF představuje soubor dokumentů, shrnující informace pro stanovení podmínek provozu, o dosažitelných hodnotách emisních limitů škodlivin i o vyšší spotřeby surovin, energií a materiálů, které mohou být dosaženy v rámci BAT.

## 22.3 IRZ - Integrovaný registr znečišťování

IRZ představuje databázi údajů o vybraných látkách, jejich přenosech a emisích, zřízenou jako nástroj pro realizaci zákona č. 25/2008 Sb., o integrovaném registru znečišťování a integrovaném systému

plnění ohlašovacích povinností v oblasti životního prostředí. Znečištění povrchových vod představuje pouze jednu ze složek IRZ, který pokrývá komplexně všechny složky přírodního prostředí.

Dokumenty i data integrovaného registru znečištění jsou veřejně přístupné na portálu IRZ na adrese <http://www.irz.cz/> (Obr. 80) a obsahují zejména následující okruhy informací:

- seznam ohlašovaných látek včetně ohlašovacích prahů, při jejichž překročení je spuštěna povinnost ohlašovat do registru IRZ,
- postupy zjišťování a vyhodnocování ohlašovaných látek,
- vyhledávání v datech IRZ včetně mapové aplikace, provazující databázi s mapovým portálem státní správy,
- legislativní dokumenty, prováděcí předpisy a související dokumenty.

The screenshot shows the IRZ portal interface. At the top, there is a search bar and navigation links. The main content area is divided into sections: 'Vyhledat v registru' (Search in register) with a search input field, 'Nabídka' (Menu) with various links like 'Úvodní stránka', 'O IRZ', 'Aktuality', etc., and 'Statistické údaje o IRZ' (Statistical data on IRZ). Under 'Statistické údaje o IRZ', there are two tables:

**Počet látek dle typu úniku/přenosu**

| Typ úniku/přenosu     | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 |
|-----------------------|------|------|------|------|------|
| Úniky do ovzduší      | 36   | 36   | 39   | 36   | 36   |
| Úniky do vody         | 24   | 24   | 25   | 31   | 30   |
| Úniky do půdy         | 10   | 10   | 0    | 0    | 0    |
| Přenosy v odp. vodách | 32   | 22   | 25   | 28   | 30   |
| Přenosy v odpadech    | 34   | 38   | 40   | 39   | 41   |

**Počet provozoven dle typu úniku/přenosu**

| Typ úniku/přenosu | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 |
|-------------------|------|------|------|------|------|
| Úniky do ovzduší  | 657  | 743  | 849  | 864  | 842  |
| Úniky do vody     | 61   | 54   | 57   | 67   | 75   |

Obrázek 129 Portál IRZ

## 22.4 Nitrátová směrnice

Směrnice Rady 91/676/EHS o ochraně vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů doplňuje směrnici o čištění komunálních odpadních vod o problematiku plošného (difúzního) znečištění vod nitráty ze zemědělských statkových a průmyslových hnojiv. Má za cíl ochranu zdrojů pitné vody před nitráty a ostatních vod před nebezpečím jejich eutrofizace. Směrnice se vztahuje jak k povrchovým tak k podzemním vodám.

Na základě výsledků monitoringu se vymezují tzv. zranitelné oblasti. Jsou to povodí (územní části) vodních útvarů s nadlimitním obsahem dusičnanů a povodí vodních zdrojů pro výrobu pitné vody. Vymezení nemusí být provedeno, vztáhnou-li se požadovaná přísnější opatření na celé území státu. Pro tyto oblasti musí být stanoveny akční programy, které vycházejí ze Zásad správné zemědělské



praxe a další podmínky pro zemědělskou praxi, které se zde stávají závaznými. Revize vymezených zranitelných oblastí a hodnocení účinnosti opatření se provádí každé čtyři roky.

Problematiku vlivu zemědělství na jakost povrchových vod dále upravuje *směrnice Rady 86/278/EHS o ochraně životního prostředí a půdy při užívání splaškových kalů v zemědělství*, která formuluje zásady pro zacházení s čistírenskými kaly při jejich aplikaci v zemědělství, stanovuje kritéria ochrany půdy, limitní koncentrace těžkých kovů a požadavky na analýzy.

Úplné znění směrnice je dostupné na portálu Nitrátové směrnice na adrese <http://www.nitrat.cz/images/stories/documents/nitratova%20smernice%20676-91.doc>.

Nitrátová směrnice stanovuje i hlavní nástroje ke snížení znečištění vod dusičnany:

- Zásady správné zemědělské praxe pro ochranu vod před znečištěním dusičnany

V zásadách jsou popsány požadavky na hospodaření, které omezují ztráty dusíku do vod, jako je vyloučení hnojení dusíkem v nevhodném období, na podmáčených, zaplavených nebo zamrzlých zemědělských pozemcích. Popsány jsou zásady hospodaření na svažitých pozemcích, v blízkosti povrchových vod a principy použití hnojiv s ohledem na půdně-klimatické podmínky, potřebu porostu a výživný stav půdy.

- Akční program

stanovující účinná opatření v konkrétních zranitelných oblastech, uvedený v nařízení vlády č. 103/2003 Sb., o stanovení zranitelných oblastí a o používání a skladování hnojiv a statkových hnojiv, střídání plodin a provádění protierozních opatření v těchto oblastech.

Nitrátová směrnice se týká povrchových i podzemních vod a obsahuje mimo jiné požadavky na:

- vyhodnocení obsahu dusičnanů v povrchových a podzemních vodách a
- vymezení eutrofizovaných vod pro určení zranitelných
- realizaci kontrolních monitorovacích programů pro posouzení účinnosti akčních programů, kterými se kontroluje obsah nitrátů na měřících místech.

Do české legislativy jsou požadavky Nitrátové směrnice transponovány v různých předpisech – ve Vodním zákoně, ale např. i v zákoně o hnojivech.

Komplexní informace o nitrátové směrnici a její aplikaci jsou dostupné na portálu nitrátové směrnice na adrese <http://www.nitrat.cz/>

## 22.5 Nařízení vlády o zranitelných oblastech

Pojem zranitelné oblasti je do české legislativy transponován z Rámcové směrnice o vodní politice ES a je zakotven v § 33 Vodního zákona. Zranitelné oblasti jsou definovány jako území, kde se vyskytují:

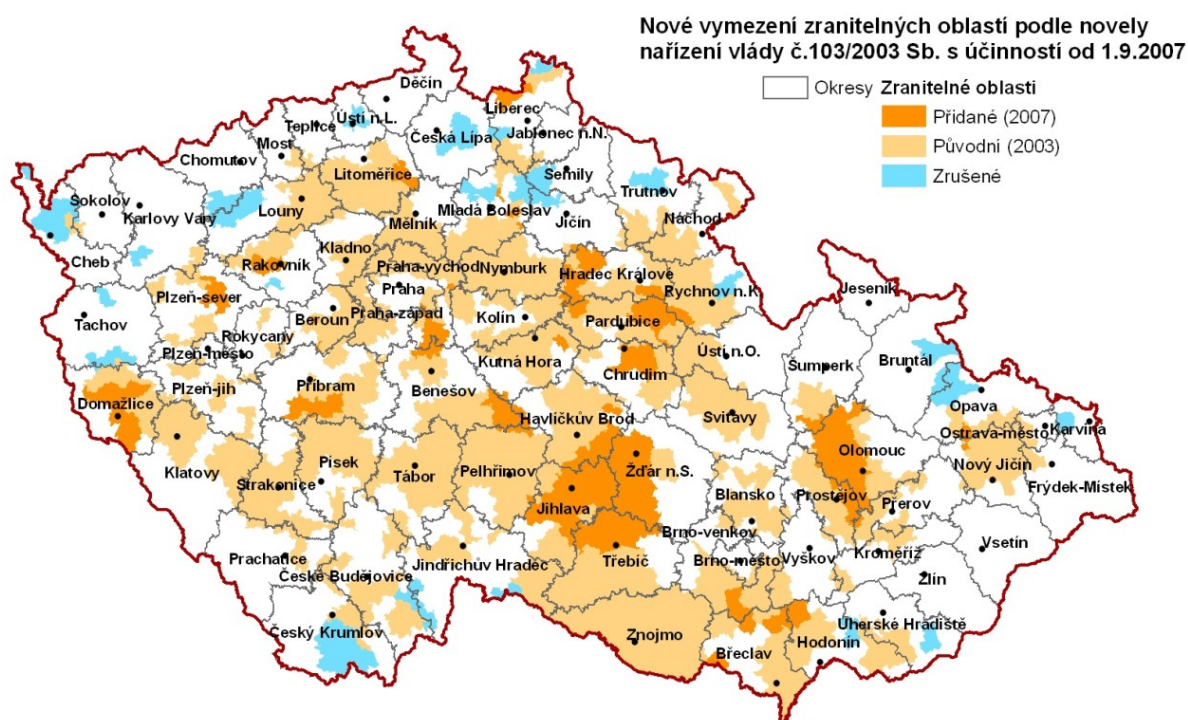
a) povrchové nebo podzemní vody, zejména využívané nebo určené jako zdroje pitné vody, v nichž koncentrace dusičnanů přesahuje hodnotu 50 mg/l nebo mohou této hodnoty dosáhnout, nebo

b) povrchové vody, u nichž v důsledku vysoké koncentrace dusičnanů ze zemědělských zdrojů dochází nebo může dojít k nežádoucímu zhoršení jakosti vody.

Prováděcím předpisem k vodnímu zákonu pro zranitelné oblasti je nařízení vlády č. 103/2003 Sb., o stanovení zranitelných oblastí a o používání a skladování hnojiv a statkových hnojiv, střídání plodin a

provádění protierozních opatření v těchto oblastech. Nařízení vlády je dostupné ke stažení na adrese <http://aplikace.mvcr.cz/archiv2008/sbirka/2003/sb042-03.pdf>

Vymezení zranitelných oblastí proběhlo v roce 2003, novelizováno bylo v roce 2007 (Obr. 132)



Obrázek 130 Vymezení zranitelných oblastí. Převzato z [www.nitrat.cz](http://www.nitrat.cz)

## 22.6 Nařízení vlády o emisních a imisních limitech

Nařízení vlády 61/2003 (ČR, 2003) upravuje hodnoty přípustné zátěže vod ve dvou směrech:

- stanovuje hodnoty emisních limitů pro vypouštění odpadních vod podle charakteru výroby
- stanovuje imisní limity maximální přípustné zátěže toků

*Emisní standardy* jsou rozděleny do skupin podle typických zdrojů znečištění. První skupinu tvoří zdroje komunální, kde jsou hodnoty členěny podle velikosti sídla (viz tabulka). Limitní hodnoty jsou uvedeny ve dvou úrovních:

**P** – hodnoty přípustné při rozboru ve směsných vzorcích

**M** – hodnoty maximálně přípustné u rozboru prostého vzorku

Emisní limity pro zdroje průmyslové jsou rozděleny do deseti hlavních odvětvových skupin s dílčími podskupinami podle charakteru výroby.

Imisní limity potom jednak stanovují podmínky pro celkový kvalitativní stav toku a dále stanovují limitní hodnoty maximálního přípustného znečištění vody v recipientu, přičemž se rozlišují toky vodárenské a ostatní. Uvedené hodnoty koncentrací jednotlivých ukazatelů mají vazbu na průtok  $Q_{355}$  nebo minimální zabezpečený a mají charakter hodnot nepřekročitelných. Hodnocení pro  $Q_{355}$  má vyjadřovat nejnepříznivější stav, ale v praxi jsou tyto hodnoty interpretovány jako hodnoty s pravděpodobností nepřekročení 90%, aby s nimi mohly být srovnávány hodnoty ukazatelů se stejnou pravděpodobností  $c_{90}$ , jaká je aplikována v normě ČSN 757221. Vodní toky jsou rozděleny na toky



vodárenské a ostatní, přičemž imisní standardy pro toky vodárenské musí být splněny po celé délce jejich toků (ne však už na jejich přítocích). Vodohospodářský orgán může stanovit pro vybrané úseky toků i hodnoty přísnější.

Vodní toky jsou rozděleny na toky vodárenské a ostatní, přičemž imisní standardy pro toky vodárenské musí být splněny po celé délce jejich toků (ne však už na jejich přítocích). Vodohospodářský orgán může stanovit pro vybrané úseky toků i hodnoty přísnější.

Pro hodnocení je použit pravděpodobnostní princip

- Hodnoty koncentrací jednotlivých ukazatelů mají vazbu na průtok Q355 nebo minimální zabezpečený a mají charakter hodnot nepřekročitelných.
- Hodnocení pro Q355 má vyjadřovat nejnepříznivější stav, ale v praxi jsou tyto hodnoty interpretovány jako hodnoty s pravděpodobností nepřekročení 90%, aby s nimi mohly být srovnávány hodnoty ukazatelů se stejnou pravděpodobností c90, jaká je aplikována v normě ČSN 757221.

## 22.6.1 Imisní limity

Hodnoty ukazatelů vyjadřují znečištění povrchových vod při 355 denním průtoku, popřípadě při minimálním zaručeném průtoku vody v nich a po smíšení s odpadními nebo zvláštními vodami, nebo hodnotu ukazatele s pravděpodobností nepřekročení 90 % (u kyslíku překročení).

Tabulka 56 Hodnoty imisních limitů. Zdroj: nařízení vlády č. 61/2003 Sb.

| ukazatel   | vodárenské toky | ostatní toky |
|--|-----------------|--------------|
| 1. Rozpuštěný kyslík O [mg/l]  | 7               | 5            |
| 2. Biochemická spotřeba kyslíku BSK [mg/l]                           | 4               | 8            |
| 3. Chemická spotřeba kyslíku manganistanem CHSK <sub>Mn</sub> [mg/l] | 7               | 20           |
| 4. Chemická spotřeba kyslíku dichromanem CHSK <sub>Cr</sub> [mg/l]   | 20              | 50           |
| 5. Celkový organický uhlík TOC [mg/l]                                | 8               | 18           |
| 6. Sulfidy, sulfan S <sup>2-</sup> , HS [mg/l]                       | 0,01            | 0,02         |
| 7. Reakce vody [pH]  | 6 - 8           | 6 - 9        |
| 8. Teplota t [°C]  | 20              | 26           |
| 9. Rozpuštěné látky sušené RL105 [mg/l]                              | 500             | 1 000        |
| 10. Rozpuštěné látky žíhané RL550 [mg/l]                             | 380             | 820          |
| 11. Železo celkové Fe [mg/l]   | 0,5             | 2,0          |
| 12. Mangan celkový Mn [mg/l]   | 0,1             | 0,5          |
| 13. Volný amoniak NH [mg/l]  | 0,05            | 0,5          |
| 14. Amoniakální dusík N-NH <sup>+</sup> [mg/l]                       | 0,3             | 2,5          |
| 15. Dusitanový dusík N-NO <sup>-</sup> [mg/l]                        | 0,02            | 0,05         |
| 16. Dusičnanový dusík N-NO <sup>-</sup> [mg/l]                       | 3,4             | 11           |
| 17. Organický dusík N <sub>org</sub> [mg/l]                          | 1,5             | 3,0          |
| 18. Fosfor celkový P <sub>c</sub> [mg/l]                             | 0,15            | 0,4          |
| 19. Chloridy Cl <sup>-</sup> [mg/l]                                  | 150             | 350          |
| 20. Sírany SO <sup>2-</sup> [mg/l]                                   | 200             | 300          |
| 21. Vápník Ca <sup>2+</sup> [mg/l]                                   | 200             | 300          |
| 22. Hořčík Mg <sup>2+</sup> [mg/l]                                   | 100             | 200          |
| 23. Fluoridy F <sup>-</sup> [mg/l]                                   | 1,0             | 1,5          |
| 24. Fenoly jednosytné FN 1 [mg/l]                                    | 0,005           | 0,1          |
| 25. Tenzory aniontové PAL-A [mg/l]                                   | 0,2             | 1,0          |
| 26. Nepolární extrahovatelné látky NEL [mg/l]                        | 0,05            | 0,2          |
| 27. Veškeré kyanidy CN [mg/l]  | 0,01            | 0,2          |
| 28. Aktivní chlor Cl [mg/l]  | 0,005           | 0,05         |
| 29. Bor B [mg/l]   | 0,3             | 0,5          |
| 30. Rtuť Hg [mg/l]   | 0,0005          | 0,001        |
| 31. Kadmium Cd [mg/l]  | 0,001           | 0,005        |
| 32. Olovo Pb [mg/l]  | 0,05            | 0,1          |
| 33. Arsen As [mg/l]  | 0,05            | 0,1          |

|   |        |        |
|---|--------|--------|
| 34. Měď Cu [mg/l]   | 0,05   | 0,1    |
| 35. Chrom celkový Cr [mg/l]   | 0,05   | 0,3    |
| 36. Chrom (VI) Cr <sup>VI</sup> [mg/l]  | 0,02   | 0,05   |
| 37. Kobalt Co [mg/l]  | 0,05   | 0,1    |
| 38. Nikl Ni [mg/l]  | 0,025  | 0,15   |
| 39. Zinek Zn [mg/l]   | 0,02   | 0,2    |
| 40. Hliník Al [mg/l]  | 1,5    | 5,0    |
| 41. Molybden Mo [mg/l]  | 0,05   | 0,2    |
| 42. Vanad V [mg/l]  | 0,02   | 0,1    |
| 43. Stříbro Ag [mg/l]   | 0,01   | 0,05   |
| 44. Selen Se [mg/l]   | 0,01   | 0,05   |
| 45. Baryum Ba [mg/l]  | 0,7    | 1,0    |
| 46. Beryllium Be [mg/l]   | 0,0002 | 0,001  |
| 47. Celková objemová aktivita alfa a [Bq/l]   | 0,2    | 0,5    |
| 48. Celková objemová aktivita beta a [Bq/l]   | 1,0    | 2,0    |
| 49. Celková objemová aktivita beta po odečtení <sup>40</sup> K a <sup>40</sup> K [Bq/l] | 0,5    | 1,0    |
| 50. Radium <sup>226</sup> Ra [Bq/l]   | 0,1    | 0,3    |
| 51. Uran U [mg/l]   | 0,05   | 0,1    |
| 52. Tritium <sup>3</sup> H [Bq/l]   | 700    | 5 000  |
| 53. Koliformní bakterie KOLI [KTJ/100ml <sup>2</sup> ]                                  | 2 000  | 20 000 |
| 54. Fekální koliformní bakterie FKOLI [KTJ/100ml]                                       | 400    | 4 000  |
| 55. Enterokoky ENT [KTJ/100ml]  | 200    | 2 000  |
| 56. Benzen BZ [ g/l]  | 10     | 50     |
| 57. Chlorbenzen CB [ g/l]   | 3      | 10     |
| 58. Dichlorbenzeny DCB <sup>3</sup> [ g/l]  | 0,3    | 1      |
| 59. Polychlorované bifenyly PCB <sup>4</sup> [ g/l]                                     | 0,01   | 0,01   |
| 60. Polycyklické aromatické uhlovodíky PAU <sup>5</sup> [ g/l]                          | 0,2    | 0,5    |
| 61. Adsorbovatelné organicky vázané halogeny AOX [ g/l]                                 | 25     | 50     |
| 62. Benzo(a)pyren BZP [ g/l]  | 0,01   | 0,05   |
| 63. Fluoranten [ g/l]   | 0,04   | 0,1    |
| 64. Xyleny (suma) [ g/l]  | 10     | 50     |
| 65. Toluén [ g/l]   | 10     | 50     |
| 66. Naftalen [ g/l]   | 1      | 10     |
| 67. Tetrachlormethan [ g/l]   | 0,5    | 1      |
| 68. Trichlormethan [ g/l]   | 0,5    | 1      |
| 69. 1,2-dichlorethan [ g/l]   | 3      | 10     |
| 70. 1,1,2-trichlorethen [ g/l]  | 0,3    | 1      |
| 71. 1,1,1,2-tetrachlorethen [ g/l]  | 3      | 10     |
| 72. -HCH (lindan) G-HCH [ g/l]  | 0,01   | 0,05   |
| 73. Hexachlorbenzen HCB [ g/l]  | 0,001  | 0,05   |
| 74. Nitrobenzen [ g/l]  | 1      | 10     |
| 75. 1,2-cis-dichlorethen [ g/l]   | 0,5    | 1      |
| 76. 1,2,4-trichlorbenzen [ g/l]   | 0,1    | 0,5    |
| 77. 2-monochlorfenol [ g/l]   | 0,1    | 0,1    |
| 78. 2,4-dichlorfenol [ g/l]   | 0,1    | 0,1    |
| 79. 2,4,6-trichlorfenol [ g/l]  | 0,1    | 0,1    |
| 80. Pentachlorfenol PCP [ g/l]  | 0,1    | 1      |

Poznámky:

<sup>1</sup>) Vodárenské toky jsou určeny vyhláškou č., kterou se určují vodárenské toky a jejich povodí a stanoví se seznam vodohospodářsky významných vodních toků.

<sup>2</sup>) KTJ - kolonii tvořící jednotka.

<sup>3</sup>) Dichlorbenzeny = 1,2-dichlorbenzen a 1,4-dichlorbenzen.

<sup>4</sup>) Koncentrace polychlorovaných bifenyly vyjádřena jako součet koncentrací vybraných kongenerů PCB 28, 52, 101, 138, 153 a 180 (číslování podle Ballschmidtera).

<sup>5</sup>) Polycyklické aromatické uhlovodíky vyjádřené jako součet koncentrací 6 sloučenin: fluoranthen, benzo(b)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen, benzo(a)pyren, benzo(ghi)perylen, indeno(1,2,3-cd)pyren.

## 22.6.2 Emisní limity

### 22.6.2.1 Komunální odpadní vody

Tabulka 57 Emisní limity pro zdroje komunálního znečištění. Zdroj: nařízení vlády č. 82/1999 Sb.

| Velikost zdroje znečištění (EO) | CHSK <sub>Cr</sub> mg/l |     | BSK mg/l |    | NL mg/l |    | N-NH <sup>+</sup> mg/l |       | N <sub>anorg</sub> mg/l |       | P <sub>c</sub> mg/l |   |
|---------------------------------|-------------------------|-----|----------|----|---------|----|------------------------|-------|-------------------------|-------|---------------------|---|
|                                 | p                       | m   | p        | m  | p       | m  | p                      | m     | p                       | m     | p                   | m |
| do 500*)                        |                         |     |          |    |         |    |                        |       |                         |       |                     |   |
| 501 - 5 000                     | 120                     | 170 | 30       | 70 | 30      | 70 | 20                     | 40    | --                      |       | --                  |   |
| 5 001 - 25 000                  | 100                     | 150 | 25       | 50 | 25      | 50 | 15                     | 30    | 25                      | 40    | --                  |   |
| 25 001 - 100 000                | 90                      | 130 | 20       | 40 | 20      | 40 | 10                     | 20    | 20                      | 30    | 3                   | 6 |
| 25 001 - 100 000                |                         |     |          |    |         |    | 15(Z)                  | 30(Z) | 25(Z)                   | 40(Z) |                     |   |
| nad 100 000                     | 75                      | 125 | 15       | 30 | 20      | 40 | 5                      | 10    | 15                      | 20    | 1,5                 | 3 |
| nad 100 000                     |                         |     |          |    |         |    | 15(Z)                  | 30(Z) | 25(Z)                   | 40(Z) |                     |   |

Vysvětlivky:

**p** - přípustná hodnota koncentrací pro rozbor smíšených vzorků vypouštěných odpadních vod

**m** - maximálně přípustná hodnota koncentrací pro rozbor prostých vzorků vypouštěných odpadních vod

**N<sub>anorg</sub>** - celkový anorganický dusík (součet N-NH<sup>+</sup> + N-NO<sup>-</sup> + N-NO<sup>2-</sup>)

**EO** - ekvivalentní obyvatel, definován produkcí znečištění 60 g BSK za 1 den

**Z** Hodnoty platí pro období, ve kterém je teplota odpadní vody v odtoku z biologického stupně nižší než 12 C. Teplota odpadní vody se pro tento účel považuje za nižší než 12 C, pokud z 5 měření provedených v průběhu dne byly alespoň ve 2 měřeních zjištěny teploty nižší než 12 C.

\*) Ukazatele přípustného stupně znečištění a jejich hodnoty stanoví vodoohospodářský orgán na základě technického řešení čištění odpadních vod, maximálně do úrovně těchto hodnot stanovených pro velikost zdroje znečištění 501 - 5 000 EO.

Rozbor odtoků z biologických dočišťovacích nádrží (ČSN 75 6401) se provádějí ve filtrovaných vzorcích, přičemž koncentrace nerozpuštěných látek nesmí přesáhnout 100 mg/l.

### 22.6.2.2 Průmysl

Emisní limity pro různé typy průmyslových a zemědělských výroby jsou členěny podle charakteru výroby, pro které jsou sledovány různé skupiny ukazatelů s rozdílnými limitními hodnotami. Hlavní skupiny výroby představují:

- Hutní výroba
- Strojírenská a elektrotechnická výroba
- Energetika
- Chemický průmysl
- Výroba léčiv
- Spotřební průmysl
- Potravinářský průmysl
- Zemědělská výroba

Hodnoty emisních limitů, uváděné nařízením vlády 82/199 pro vybrané typy výroby shrnuje Tab. 39:

Tabulka 58 Emisní limity pro vybrané typy průmyslových a zemědělských výroby. Zdroj: nařízení vlády č. 82/1999 Sb.

| Potravinářský průmysl |      |        |
|-----------------------|------|--------|
| Mlékárny              |      |        |
| EL                    | mg/l | 10     |
| CHSK <sub>Cr</sub>    | mg/l | 160    |
| BSK                   | mg/l | 40     |
| NL                    | mg/l | 50     |
| N-NH <sup>+</sup>     | mg/l | 10     |
| N-NH <sup>+</sup>     | mg/l | 18 (Z) |
| N <sub>anorg</sub>    | mg/l | 20     |

|  |      |         |
|--|------|---------|
| N <sub>anorg</sub>                     | mg/l | 34 (Z)  |
| P <sub>c</sub>                         | mg/l | 5       |
| <i>Pivovary a sladovny</i>             |      |         |
| CHSK <sub>Cr</sub>                     | mg/l | 130     |
| BSK                                    | mg/l | 40      |
| NL                                     | mg/l | 40      |
| N-NH <sup>+</sup>                      | mg/l | 10      |
| N-NH <sup>+</sup>                      | mg/l | 18 (Z)  |
| N <sub>anorg</sub>                     | mg/l | 20      |
| N <sub>anorg</sub>                     | mg/l | 34 (Z)  |
| P <sub>c</sub>                         | mg/l | 5       |
| <i>Zpracování masa</i>                 |      |         |
| EL                                     | mg/l | 10      |
| CHSK <sub>Cr</sub>                     | mg/l | 200     |
| BSK                                    | mg/l | 50      |
| NL                                     | mg/l | 80      |
| N-NH <sup>+</sup>                      | mg/l | 20      |
| N-NH <sup>+</sup>                      | mg/l | 36 (Z)  |
| N <sub>anorg</sub>                     | mg/l | 30      |
| N <sub>anorg</sub>                     | mg/l | 50 (Z)  |
| P <sub>c</sub>                         | mg/l | 10      |
| <i>Kafilerie</i>                       |      |         |
| EL                                     | mg/l | 10      |
| CHSK <sub>Cr</sub>                     | mg/l | 200     |
| BSK                                    | mg/l | 40      |
| NL                                     | mg/l | 40      |
| N-NH <sup>+</sup>                      | mg/l | 40      |
| N-NH <sup>+</sup>                      | mg/l | 75 (Z)  |
| N <sub>anorg</sub>                     | mg/l | 60      |
| N <sub>anorg</sub>                     | mg/l | 105 (Z) |
| P <sub>c</sub>                         | mg/l | 10      |
| <i>Lihovary, droždárny a škrobárny</i> |      |         |
| CHSK <sub>Cr</sub>                     | mg/l | 200     |
| BSK                                    | mg/l | 50      |
| NL                                     | mg/l | 80      |
| N-NH <sup>+</sup>                      | mg/l | 20      |
| N-NH <sup>+</sup>                      | mg/l | 36 (Z)  |
| N <sub>anorg</sub>                     | mg/l | 30      |
| N <sub>anorg</sub>                     | mg/l | 50 (Z)  |
| P <sub>c</sub>                         | mg/l | 10      |
| <i>Cukrovary</i>                       |      |         |
| CHSK <sub>Cr</sub>                     | mg/l | 160     |
| BSK                                    | mg/l | 40      |
| NL                                     | mg/l | 80      |
| N-NH <sup>+</sup>                      | mg/l | 10      |
| N-NH <sup>+</sup>                      | mg/l | 20 (Z)  |
| N <sub>anorg</sub>                     | mg/l | 20      |
| N <sub>anorg</sub>                     | mg/l | 35 (Z)  |
| P <sub>c</sub>                         | mg/l | 10      |
| <i>Výroba tuků a olejů</i>             |      |         |
| EL                                     | mg/l | 10      |
| CHSK <sub>Cr</sub>                     | mg/l | 250     |
| BSK                                    | mg/l | 50      |
| NL                                     | mg/l | 40      |
| <i>Konzervárny ovoce a zeleniny</i>    |      |         |
| CHSK <sub>Cr</sub>                     | mg/l | 200     |
| BSK                                    | mg/l | 50      |
| NL                                     | mg/l | 40      |
| N-NH <sup>+</sup>                      | mg/l | 20      |
| N-NH <sup>+</sup>                      | mg/l | 36 (Z)  |
| N <sub>anorg</sub>                     | mg/l | 30      |
| N <sub>anorg</sub>                     | mg/l | 50 (Z)  |
| P <sub>c</sub>                         | mg/l | 10      |

| <b>Zemědělská výroba</b> |      |         |
|--------------------------|------|---------|
| <i>Chovy drůbeže</i>     |      |         |
| CHSK <sub>Cr</sub>       | mg/l | 200     |
| BSK                      | mg/l | 50      |
| NL                       | mg/l | 80      |
| N-NH <sup>+</sup>        | mg/l | 20      |
| N-NH <sup>+</sup>        | mg/l | 36 (Z)  |
| N <sub>anorg</sub>       | mg/l | 30      |
| N <sub>anorg</sub>       | mg/l | 50 (Z)  |
| P <sub>c</sub>           | mg/l | 10      |
| <i>Chovy prasat</i>      |      |         |
| CHSK <sub>Cr</sub>       | mg/l | 500     |
| BSK                      | mg/l | 100     |
| NL                       | mg/l | 140     |
| N-NH <sup>+</sup>        | mg/l | 60      |
| N-NH <sup>+</sup>        | mg/l | 400 (Z) |
| N <sub>anorg</sub>       | mg/l | 200     |
| N <sub>anorg</sub>       | mg/l | 400 (Z) |

| <b>Chemický průmysl</b>               |         |        |
|---------------------------------------|---------|--------|
| <i>Zpracování ropy a petrochemie</i>  |         |        |
| NL                                    | mg/l    | 50     |
| CHSK <sub>Cr</sub>                    | mg/l    | 250    |
| BSK                                   | mg/l    | 50     |
| N-NH <sup>+</sup>                     | mg/l    | 20     |
| N-NH <sup>+</sup>                     | mg/l    | 40 (Z) |
| NEL                                   | mg/l    | 5      |
| PAU                                   | mg/l    | 0,01   |
| NL                                    | mg/l    | 50     |
| CHSK <sub>Cr</sub>                    | mg/l    | 250    |
| NEL                                   | mg/l    | 5      |
| PAU                                   | mg/l    | 0,01   |
| <i>Výroba hnojiv kromě draselných</i> |         |        |
| N-NH <sup>+</sup>                     | mg/l    | 30     |
| N-NO-                                 | mg/l    | 50     |
| P <sub>c</sub>                        | mg/l    | 10     |
| fluoridy                              | mg/l    | 2      |
| kadmium                               | mg/l    | 0,2    |
| RAS                                   | mg/l    | 1 500  |
|                                       | kg/t *) | 85     |
| <i>Organické syntézy</i>              |         |        |
| CHSK <sub>Cr</sub>                    | mg/l    | 500    |
| BSK                                   | mg/l    | 80     |
| RAS                                   | mg/l    | 1 000  |
| <i>Výroba buničiny</i>                |         |        |
| <i>- sulfitová</i>                    |         |        |
| CHSK <sub>Cr</sub>                    | mg/l    | 400    |
|                                       | kg/t *) | 70     |
| BSK                                   | mg/l    | 40     |
|                                       | kg/t *) | 20     |
| NL                                    | mg/l    | 60     |
| <i>- sulfátová</i>                    |         |        |
| CHSK <sub>Cr</sub>                    | mg/l    | 300    |
|                                       | kg/t *) | 60     |
| BSK                                   | mg/l    | 30     |
|                                       | kg/t *) | 5      |
| NL                                    | mg/l    | 40     |
| <i>Výroba papíru</i>                  |         |        |
| CHSK <sub>Cr</sub>                    | mg/l    | 200    |
| BSK                                   | mg/l    | 40     |
| NL                                    | mg/l    | 40     |

|     |      |     |
|-----|------|-----|
| AOX | mg/l | 0,5 |
|-----|------|-----|

| <b>Spotřební průmysl</b>        |      |          |
|---------------------------------|------|----------|
| <i>Koželužny</i>                |      |          |
| <i>Koželužny (chromočinění)</i> |      |          |
| CHSK <sub>Cr</sub>              | mg/l | 500      |
|                                 |      | E = 80 % |
| BSK                             | mg/l | 50       |
| chrom celkový                   | mg/l | 1,5      |
| sulfidy                         | mg/l | 2        |
| N-NH <sup>+</sup>               | mg/l | 80       |
| N-NH <sup>+</sup>               | mg/l | 150 (Z)  |
| N <sub>anorg</sub>              | mg/l | 100      |
| N <sub>anorg</sub>              | mg/l | 175 (Z)  |
| NL                              | mg/l | 40       |
| RAS                             | mg/l | 5 000    |
| <i>Koželužny (třísločinění)</i> |      |          |
| CHSK <sub>Cr</sub>              | mg/l | 1 000    |
|                                 |      | E = 70 % |
| BSK                             | mg/l | 100      |
| sulfidy                         | mg/l | 2        |
| N-NH <sup>+</sup>               | mg/l | 100      |
| N-NH <sup>+</sup>               | mg/l | 175 (Z)  |
| N <sub>anorg</sub>              | mg/l | 120      |
| N <sub>anorg</sub>              | mg/l | 200 (Z)  |
| NL                              | mg/l | 40       |
| RAS                             | mg/l | 5 000    |
| <i>Textilní průmysl</i>         |      |          |
| NL                              | mg/l | 40       |
| CHSK <sub>Cr</sub>              | mg/l | 300      |
| BSK                             | mg/l | 50       |
| NEL                             | mg/l | 5        |
| RAS                             | mg/l | 2 000    |
| <i>Sklářny</i>                  |      |          |
| CHSK <sub>Cr</sub>              | mg/l | 150      |
| NL                              | mg/l | 40       |
| fluoridy                        | mg/l | 16       |
| olovo                           | mg/l | 1,5      |
| arzen                           | mg/l | 1        |
| baryum                          | mg/l | 5        |

*Legenda:*

|                    |   |
|--------------------|---|
| CHSK <sub>Cr</sub> | chemická spotřeba kyslíku dichromanovou metodou   |
| BSK                | biochemická spotřeba kyslíku pětidenní s potlačením nitrifikace   |
| NL                 | nerozpuštěné látky  |
| RAS                | rozpuštěné anorganické soli   |
| AOX                | adsorbovatelné organické halogeny   |
| PAU                | polycyklické aromatické uhlovodíky vyjádřené jako součet koncentrací 6 sloučenin: fluoranthen, benzo(b)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen, benzo(a)pyren, benzo(ghi)perylene, indeno(1,2,3-cd)pyren   |
| N-NH <sup>+</sup>  | amoniakální dusík   |
| N-NO <sub>2</sub>  | dusičnanový dusík   |
| N-NO <sub>3</sub>  | dusitanový dusík  |
| Pc                 | celkový fosfor  |
| EL                 | extrahovatelné látky  |
| NEL                | nepolární extrahovatelné látky  |
| Nanorg             | celkový anorganický dusík   |
| E                  | účinnost čištění v %  |
| Z                  | období, ve kterém je teplota vody v odtoku z biologického stupně čistírny odpadních vod nižší než 12 C. (Teplota vody se pro tento účel považuje za nižší než 12 C, pokud z 5 měření provedených v průběhu dne byly zjištěny alespoň ve 2 měřeních teploty nižší než 12 C.) |
| *)                 | kg/t kg produkovaného znečištění na 1 tunu výrobku  |

# 23 Mezinárodní programy na ochranu vod

ČR je členem tří programů mezinárodní spolupráce při ochraně vod, které pokrývají jednotlivá hlavní povodílavní:

Mezinárodní komise pro ochranu Labe - MKOL (od 1990)

Mezinárodní komise pro ochranu Dunaje – MKOD (od 1999)

Mezinárodní komise pro ochranu Odry - MKOO (od 1999)

## 23.1 Mezinárodní komise pro ochranu Labe

První a nejvýznamnější mezinárodní aktivitu, orientovanou na ochranu přírodního prostředí, která svým úspěšným působením stimulovala vznik dalších programů, zejména Mezinárodní komise na ochranu Dunaje a Odry, je Mezinárodní komise pro ochranu Labe (MKOL, něm. zkratka IKSE, <http://www.ikse-mkol.org>) představuje v prostoru střední Evropy

MKOL byla založena 8.10.1990 v Magdeburku. Smluvními stranami byly oba státy, jejichž území tvoří povodí Labe – ČSSR (a následně ČR), SRN a Evropská unie. Od roku 2004, kdy je ČR členem EU má EU statut pozorovatele, stejně jako Polsko a Rakousko.

Mezinárodní komise na ochranu Labe byla při svém vzniku inspirována úspěchem Mezinárodní komise na ochranu Rýna (<http://www.iksr.org>), založené devíti státy povodí Rýna v roce 1963.

Hlavní cíle MKOL představují:

- umožnit užívání vody (především získávání pitné vody z břehové infiltrace a zemědělské využívání vody a sedimentů)
- dosáhnout co nejpřirozenějšího ekosystému se zdravou četností druhů,
- trvale snižovat zatížení Severního moře z povodí Labe.
- získávání primárních dat o jakosti vody v Labi a na závěrových profilech jeho významných přítoků v celém mezinárodním povodí.

K dosažení těchto cílů MKOL vidí jako nezbytné zejména:

- zlepšit stav Labe a jeho přítoků z fyzikálního, chemického a biologického hlediska v komponentech voda, plaveniny, sedimenty a organismy
- zvýšit ekologickou hodnotu poříční krajiny Labe.

Pro naplnění deklarovaných cílů byla přijata řada opatření, která měla za cíl identifikovat hlavní zdroje znečištění, definovat prioritní znečišťující látky, stanovit cílové hodnoty jakosti vody a stimulovat konkrétní opatření na snížení zátěže Labe a ochranu před znečištěním.

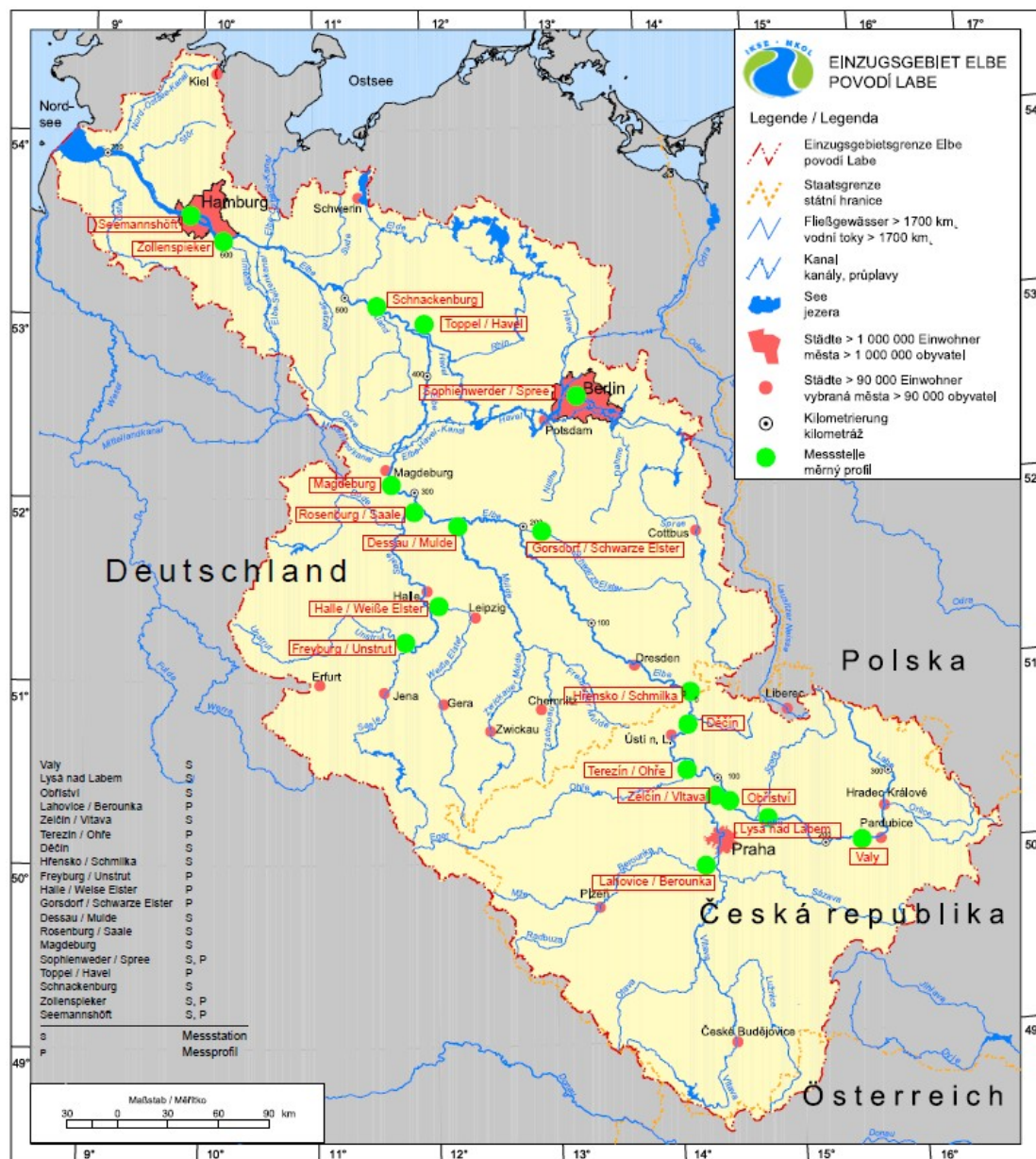
V roce 1991 přijat Naléhavý program ke snížení odtoku škodlivých látek, který definoval cestu ke snížení emisí 15 prioritních látek z nejdůležitějších průmyslových zdrojů znečištění výstavbou čistíren odpadních vod. Díky mimořádnému úsilí se v průběhu 90. let podařilo významným způsobem snížit znečištění z průmyslových i komunálních bodových zdrojů a těžiště pozornosti MKOL se posunulo od



ochrany před znečištěním k zajištění komplexní ochrany biotopů Labe. V roce 1995 byl přijat Akční program Labe, který definoval cíle, které mají být splněny do roku 2010, které již zasahují :

- snížení znečištění komunálních a průmyslových odpadních vod
- snížení plošného znečištění ze zemědělství
- snížení znečištění ze skládek, srážek
- zlepšení biotopních struktur
- opatření na ochranu před havarijním znečištěním vody

MKOL pořádá každé dva roky mezinárodní vědecké konference – tzv. Magdeburské semináře, shrnující výsledky výzkumu v oblasti ochrany vod povodí Labe. Tyto konference představují zásadní platformu pro prezentaci výsledků hydrologického výzkumu v evropském měřítku. Tradičním aktivním účastníkem seminářů je od roku 1994 rovněž PřF UK v Praze.



Obrázek 131 Mapa měrných profilů MKOL v povodí Labe. Zdroj: MKOL

Jako důležitý nástroj pro sledování plnění cílů MKOL vybuďovala i vlastní síť monitoringu, která doplňuje národní monitorovací síť kvality vody. V devadesátých letech byla na Labi a jeho hlavních přítocích vybudována mezinárodní měřicí síť, která zahrnovala 17 měrných profilů (5 v České republice a 12 v Německu). Pozitivní trend ve vývoji jakosti vody v Labi umožnil snížit počet měrných profilů v roce 2001 na 12 (5 v České republice a 7 v Německu).

V měrných profilech je sledováno přes 100 vybraných fyzikálních, chemických a biologických ukazatelů. V rámci MKOL se každoročně stanovují ukazatele, které jsou sledovány na mezinárodní úrovni, a schvalují se formou Mezinárodního programu měření MKOL. Základní ukazatele, jako jsou teplota vody, hodnota pH, vodivost, rozpuštěný kyslík a průtok, se měří kontinuálně v měřicích stanicích. Pro stanovení dalších ukazatelů jsou rovněž v měřicích stanicích automaticky odebírány vzorky a následně analyzovány v laboratořích (MKOL, 2008).

První mezinárodní zpráva o jakosti vody v Labi byla vydána již v roce 1990 a zabývala se hodnocením výchozí situace znečištění Labe škodlivými látkami v roce 1989. V následujících letech jsou periodicky publikovány zprávy o jakosti vody, které pokrývají roky 1990/1991, 1993, 1995, 1997, 1999, 2000–03, 2004 – 05“. Od roku 2005 jsou zprávy publikovány výhradně na internetové stránce MKOL a jsou dostupné na adrese <http://www.ikse-mkol.org>.

Za období své aktivity vydala MKOL řadu programových dokumentů, které představují milníky, které ovlivnily další vývoj monitoringu a opatření na ochranu Labe před znečištěním, ochrany biotopů i systém protipovodňové ochrany v povodí Labe. Mezi zásadní programové dokumenty MKOL patří:

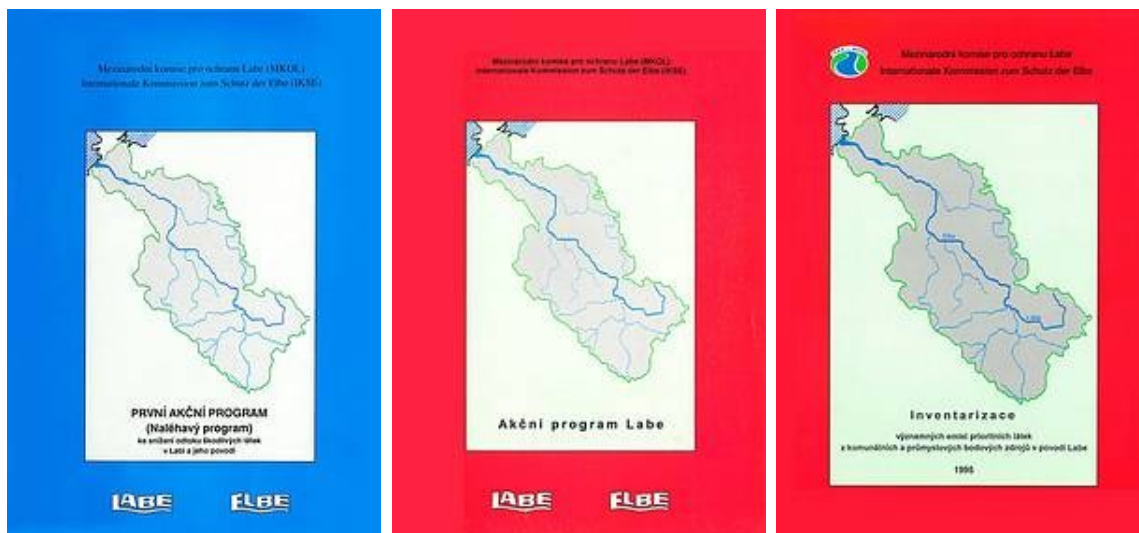
- První akční program (Naléhavý program) ke snížení odtoku škodlivých látek v Labi a jeho povodí (pro období 1991 - 1995)
- Naléhavá ekologická opatření k ochraně a zlepšení biotopních struktur Labe (1993)
- Ekologická studie k ochraně a utváření vodních struktur a břehových zón Labe (1994)
- Akční program Labe (pro období 1996 - 2010)
- Strategie povodňové ochrany v povodí Labe (1998)
- Akční plán povodňové ochrany v povodí Labe (2003)
- Zpráva pro Evropskou komisi s analýzou charakteristik podle čl. 5 Rámcové směrnice (Zpráva 2005 pro Mezinárodní oblast povodí Labe)
- Mezinárodní varovný a poplachový plán Labe (1991, 1995, 2004)

Vedle programových dokumentů MKOL vydala řadu publikací a zpráv, které shrnovaly výsledky aktivit a opatření, realizovaných v návaznosti na stanovené cíle a programové priority, stejně jako výsledky dílčích výzkumů. Na české straně se řešením úkolů v rámci MKOL zabýval především Výzkumný ústav vodohospodářský TGM a podniky Povodí, řada úkolů byly řešena rovněž ve spolupráci s Katedrou fyzické geografie a geoekologie PřF UK v Praze (Langhammer a Janský 1995, Langhammer, 1996, 1997., 1998, 2001).

Mezi zásadní hodnotící výstupy MKOL patří:

- Závěrečná zpráva o stavu realizace opatření obsažených v „Prvním Akčním programu (Naléhavém programu) ke snížení odtoku škodlivých látek v Labi a jeho povodí“ (období 1991 - 1995)

- Zprávy o plnění „Akčního programu Labe“ v letech 1996 - 1997, 1998 - 1999, 2000 - 2002, 2003 - 2004
- Zpráva o stavu realizace „Naléhavých ekologických opatření k ochraně a zlepšení biotopních struktur Labe“ (1997)
- Zprávy o jakosti vody v Labi (každé dva roky)
- Dokumentace povodně v srpnu 2002 v povodí Labe (2004)
- Výsledky výzkumu Labe v letech 1991 - 1995
- Zmapování stávající úrovně povodňové ochrany v povodí Labe (2001)
- Labe – cenný přírodní klenot Evropy (1995, 2000)
- Labe a jeho povodí – geografický, hydrologický a vodohospodářský přehled (2005)



Obrázek 132 Základní programové dokumenty MKOL

# IX. Literatura

- Behrendt, H. and Nesměrák, I. (1996) "Zatížení systému Labe z plošných a difúzních zdrojů" in Magdeburg, IKSE.
- ČHMÚ (2009) Kyanidy. Pasporthy nebezpečných látek, 1-6.
- ČIŽP (2007) Havarijní únik kyanidů z Lučebních závodů Draslovka a.s. Kolín - náprava závadného stavu podle zákona o vodách. ČIŽP - Archiv aktualit a zpráv - Rok 2006, 2-3.
- ČR (2003) Nařízení vlády 61/2003 o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech. , 1-58.
- Dostál, T., Janeček, M., Langhammer, J., Kliment, Z., Váška, J., Vrána, K., et al. (2006) "Soil Erosion in Czech Republic" in New York, Wiley & sons, 107-116.
- Goudie, A. (1993) The Nature of the Environment, Oxford, Blackwell Publishers.
- Grünvald, A. (1997) Hydrochemie, Praha, ČVUT.
- Hejzlar, J., Nedoma, J., and Kopáček, J. (1994) "Formy fosforu v procesu eutrofizace údolních nádrží" in Aktuální otázky vodárenské biologie. Praha, Pobočka ČVVS Ministerstva životního prostředí ČR, 29-35.
- Hejzlar, J., Žaloudík, J., and Rohlík, V. (2001) "Koncentrace živin (N, P) v tocích v povodí nádrže Lipno a jejich závislost na struktuře krajinného krytu" in Aktuality šumavského výzkumu. Srní, NP Šumava, 82-86.
- Janeček, M. (2007) Ochrana zemědělské půdy před erozí. Praha:, 2007, Praha.
- Janský, B. (1982) Vliv plošných zdrojů látek na kvalitu povrchových vod v českém povodí Labe, Praha, PřF UK.
- Janský, B. (1990) Bilance specifického látkového odnosu z plošných zdrojů v kartografickém vyjádření, Praha, PřF UK.
- Janský, B. (1992) Geografie moří a oceánů, Praha, Karolinum.
- Jurča, V., Damaška, J., and Damašková, H. (1997) Látkový transport z plošných zdrojů v České republice, Praha, VÚMOP.
- Just, T., Ondráková, D., and Mattiello, E. (1996) Produkce živin v plošných a bodových zdrojích v povodí a jejich podíly na celkové produkci fosforu a dusíku. Závěrečná zpráva dílčího úkolu 265/240: Mechanismy transportu látek v povodí a v nádrži Želivka, Praha, VÚV TGM.
- Kliment, Z., Langhammer, J., and Jurčák, P. (2003) Dynamika plošného odnosu látek z povodí v geograficky odlišných podmínkách ČR (na příkladu povodí Blšanky, Loučky, Lužické Nisy a Olšavy), Praha, PřF UK.
- Klímová, J. (2007) Češi pomáhají bojovat s kletbou Agent Orange 23. iDnes, 1(23.11.2007).
- Kolkwitz, R. and Marsson, M. (1902) Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitt. Königl. Prüf.anst. f. Wasservers. u. Abwasserbes., Berlin-Dahlem, 1, 33-72.
- Kubo, M. (2008) Zelená revoluce v Indii.

- Langhammer, J. (2001) Modelování vývoje kvality vody Labe. *Práce a Štúdie*, (65), 105-120.
- Langhammer, J. (2004) Modelling the structural changes of water quality in the Elbe river basin. *Ekologia Bratislava*, 23(SUPPL. 1), 157-169.
- Langhammer, J. (2004) Water quality changes in the Elbe River Basin. *Geografie - Sborník ČGS*, 109(2), 93-104.
- Langhammer, J. (2005) Classification of the dynamics of water quality changes in the Elbe River basin. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 53(4), 205-218.
- Langhammer, J. (2005) Geostatistická klasifikace změn kvality vody v povodí Labe. *Geografie - Sborník ČGS*, 110(1), 15-31.
- Langhammer, J. (2005) Modelling the nonpoint pollution sources. *Acta Universitatis Carolinae - Geographica*, 2003(1), 203-208.
- Langhammer, J. (2007) HEM - Hydroekologický monitoring. Metodika pro monitoring hydromorfologických ukazatelů ekologické kvality vodních toků, Praha, MŽP ČR.
- Langhammer, J. (2009) Water quality changes in the Elbe River basin, Czech Republic, in the context of the post-socialist economic transition. *GeoJournal*.
- Langhammer, J. and Sedlářová, B. (2000) Tritium ve Vltavě - I. etapa před spuštěním JETE, Praha, VÚV TGM.
- Langhammer, J. and Vajskebr, V. (2003) Historical Shortening of River Network in the Otava River Basin. *Acta Universitatis Carolinae - Geographica*, 38(2), 109-124.
- Langhammer, J., Hartvich, F., Mattas, D., and Zbořil, A. (2009) Vymezení typů útvarů povrchových vod. , 101.
- Lellák, J. and Kubíček, F. (1991) *Hydrobiologie*, Praha, Karolinum.
- Maidment, D. R. (1993) *Handbook of Hydrology*, New York, McGraw-Hill.
- Michalová, M. and et al. (1998) Projekt Labe II - EÚ 02 Plošné zdroje znečištění, příloha 15/1, údaje z monitoringu v resortu Mze ČR, Praha, VÚV TGM.
- MKOL (1995) Akční program Labe, Magdeburg, MKOL.
- MKOL (1996) Seminář 5 let MKOL, Magdeburg, MKOL.
- MKOL (1997) Výsledky výzkumu Labe v letech 1991-1995, Magdeburg, MKOL.
- Mohaupt, V., Sieber, U., van den Roovaart, J., Verstappen, C. G., Langenfeld, F., Braun, M., et al. (2001) Diffuse sources of heavy metals in the Rhine basin. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 44(7), 41-9.
- MZP (2003) Zpráva o stavu ochrany vod v ČR v roce 2002. *American journal of clinical pathology*, 132(2), 81.
- MŽP (2007) Zpráva o životním prostředí České republiky v roce 2007. , 314.
- MŽP (2009) Celkový organický uhlík (TOC). IRZ - Integrovaný registr znečišťování, 1-4.
- Nesměrák, I. (1996) Města a obce jako zdroj dusíku. *VTEI*, 96(5).
- Nesměrák, I. (1997) Města a obce jako zdroj fosforu. *VTEI*, 27(2).
- Otyepková, E., Kvítek, L., Otyepka, M., and Panáček, A. (2005) Cvičení z vybraných fyzikálně-chemických metod, Olomouc, Univerzita Palackého Olomouc, Přírodovědecká fakulta, Katedra fyzikální chemie.
- Pantle, R. and Buck, H. (1955) Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas- und Wasserfach. Wasser und Abwasser*, 96, 609-620.
- Pitter, P. (1999) *Hydrochemie*, Praha, ČVUT.

- Rosendorf, P. and et al. (1998) Omezování plošného znečištění povrchových a podzemních vod v ČR, etapová zpráva za rok 1998, Praha, VÚV TGM.
- Říhová - Ambrožová, J. (2009) Encyklopedie hydrobiologie, Praha, VŠCHT.
- Sita (2004) Projekt spolana - dioxiny. Odstranění starých ekologických zátěží. r, 124.
- Sládeček, V. (1965) The future of the saprobity system. *Hydrobiologia*, 25(3-4), 518-537.
- Sládeček, V. and Sládečková, A. (1995) *Hydrobiologie*, Praha, Vydavatelství ČVUT.
- Straka, P. (1995) *Obecná chemie*, Litomyšl, Paseka.
- Synáčková, M. (1996) *Čistota vod*, Praha, ČVUT.
- Šuta, M. (2009) Agent Orange a Spolana 03-04-2009. *Literární noviny*, 03(04), 4.
- Šváb, M., Müllerová, M., and Beneš, P. (2005) Informace o látkách zařazených do Integrovaného registru znečišťování. , 47.
- Švehláková, H. (2009) Fosfor. *Ekologické aspekty technické hydrobiologie*, 43-46.
- Tlapák, V., Šálek, J., and Legát, V. (1992) *Voda v zemědělské krajině*, Praha, Brázda a MŽP ČR.
- Tůma, A. (2000) *Kvalita vody v nádržích Nové Mlýny*, Brno, Povodí Moravy.
- Volaufová, L. and Langhammer, J. (2006) Specifické znečištění vody a sedimentů v povodí Klabavy. *Geografie - Sborník ČGS*, 111(2), 152-167.
- Vrba, J., Fott, J., Kohout, L., and Kopáček, J. (2004)" Současné zotavování acidů kovaných jezer na Šumavě" in *Aktuality šumavského výzkumu*. Srní, 99-103.
- WB (2008) *India: Priorities for Agriculture and Rural Development*. World Bank - *Agricultura in South Asia*, 3-5.
- Wilkins, A., Jacobi, M., and Schwenk, W. (2001) *Voda - učme se jí rozumět*, Praha, Dharmagaia.
- Wynne, C. (2008) První fáze likvidace dioxinů ve Spolaně byla úspěšně dovršena. *CHEMagazín*, 8(4), 36.
- Zapletal, M. (2001) Atmospheric deposition of nitrogen and sulphur compounds in the Czech Republic. *TheScientificWorldJournal*, 1 Suppl 2, 294-303.
- Zapletal, M. and Chroust, P. (2005)" Nelineární vztah mezi emisemi oxidu siřičitého a mokrou a suchou depozicí síry ve vybraných oblastech ČR" in *Sborník konference Ovzduší 2005*. Brno, Masarykova Univerzita v Brně, 100-108.
- Zelinka, M. and Marvan, P. (1986)" Saprobni index, jeho varianty a možnosti použití" in *Metodický pokyn MLVH ČSR 50*. Praha, MLVH ČSR, 19-37.
- Zelinka, M., Marvan, P., and Kubiček, F. (1959) *Hodnocení čistoty povrchových vod*, Opava.