

VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

PERLORODKA ŘÍČNÍ – OHROŽENÝ SVĚDEK MINULOSTI

Michal Bílý

Klíčová slova

perlorodka říční, životní cyklus, kvalita vody, oligotrofní toky, obnova ekosystému

Souhrn

Perlорodka říční (*Margaritifera margaritifera*) je jedním z našich nejvíce ohrožených živočichů. Během 20. století prodělal tento druh dramatický pokles početnosti, a to jak jedinců, tak lokalit výskytu.

Perlорodka říční má složitý životní cyklus. V první fázi vývoje žije paraziticky na zábrách lososovitě ryby, ve druhé zahrabává ve dně toku. Třetí, nejdelší období života pak tráví na povrchu dna, zpola zapuštěna do substrátu. Jde o dlouhověkého, až přes 100 let se dožívajícího živočicha.

Perlорodka je vázána na velmi čisté oligotrofní toky. Má vysoké nároky nejen na kvalitu vody, ale i na charakter dna a také na složení rostlinného pokryvu povodí. Okolní suchozemská rostlinná vegetace je totiž hlavním zdrojem potravy perlорodky – mikroskopických částecek polorozložené rostlinné hmoty.

Složitě provázání života perlорodky s mnoha složkami jejího prostředí, spolu se změnami, které vodní toky i jejich okolí především od 19. století prodělávají, mají za následek současný neutěšený stav populací perlорodky nejen v ČR, ale v Evropě vůbec. Aktuálně je v ČR známo pouhých 15 lokalit výskytu, přičemž jedna z nich je nejvýznamnější ve střední Evropě.

Pro záchranu perlорodky byl v ČR přijat záchranný program, jehož cílem je obnova ekologicky vyvážených oligotrofních toků, kde by perlорodka byla schopna trvalé existence.

Perlорodka říční (*Margaritifera margaritifera*) patří k nejpozoruhodnějším druhům naší fauny. Málokdo však ví, že jde v současnosti o jeden z nejvíce ohrožených živočišných druhů Evropy, který má statut druhu kriticky ohroženého a na území ČR zvláště chráněného.

Na to, že jde o bezobratlého živočicha, je perlорodka v povědomí naší veřejnosti poměrně známá. Jen pro zajímavost, zkuste kohokoli ve svém okolí požádat, aby vám vyjmenoval zástupce mlžů, které zná. Pokud vůbec bude vědět, co to mlži jsou, nejspíše si vzpomene na škebli (ta je pro většinu lidí prakticky synonymem pojmu „mlž“), dále na ústřici (dá se jíst) a v nejlepší případě právě na perlорodku (i když leckdo nezná rozdíl mezi naší sladkovodní perlорodkou a mořským živočichem *Pteris margaritifera*, česky perlотvorkou, která však patří do jiné taxonomické skupiny mlžů).

Právě tvorba perel udělala z perlорodky živočicha nesmírně populárního. Při dnešní výrobě umělých perel a také celosvětové distribuci perel již zmíněné mořské perlотvorky však tento význam prakticky zanikl a je spíše kuriozitou. Výjimečnost perlорodky říční spočívá ve způsobu jejího života a v jejím vztahu k ostatním prvkům ekosystému.

V historické době šlo o živočicha v zemích českých zcela obecně rozšířeného, který však během 19. století začal výrazně ustupovat a do konce 20. století vymizel z našeho území až na nepatrné výjimky úplně. Na rozdíl od některých jiných živočichů s podobným osudem jsou příčiny tohoto úbytku, hraničícího s extinkcí, relativně dobře známy. Souvisejí jednak s vysokými nároky perlорodky na kvalitu vody, jednak s jejím neobyčejně úzkým provázáním nejen s prostředím vlastního toku, ale i s okolní krajinou. Jak kvalita vody v tocích, tak krajinný ráz se ovšem za uplynulých několik století velmi změnil.

Perlорodka má dosti složitý životní cyklus. Podobně jako je tomu u některých jiných příbuzných mlžů (škeble, velevrub), se z oplozených

vajíček líhnou nejprve parazitické larvy zvané glochidie. Ty jsou samičím jedincem perlорodky vyvrhovány do vody, kde se pro svůj další zdárný vývoj musí setkat s hostitelským organismem – lososovitou rybou. Na jejích zábrách žijí glochidie několik měsíců. To je jediné období, kdy se perlорodka může přemísťovat na větší vzdálenosti jinak, nežli jen působením toku vody. Období pobytu na rybě je tedy klíčové pro šíření populace perlорodky jak proti proudu daného toku, tak i z povodí do povodí.

V současnosti je hostitelskou rybou v našich středoevropských podmínkách výhradně pstruh obecný (*Salmo trutta*). V minulosti to však byl i losos (*Salmo salar*), který díky svým pravidelným dlouhým cestám na trdliště ležící na horních tocích řek fungoval jako významný faktor šíření perlорodky po celém našem území.

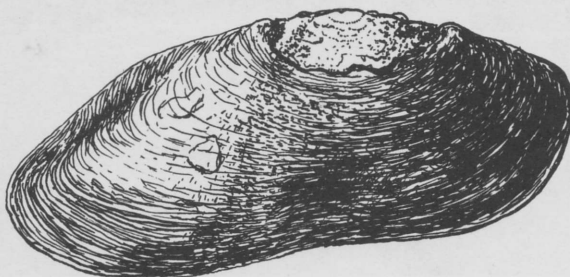
Během parazitické fáze larva metamorfuje a posléze z ryby odpadne. Tehdy začíná další, pro perlорodku velmi choulostivé období, kdy se mladí jedinci menší než 1 mm zahrabávají do dna toku (tzv. intersticiálního prostředí, podobně jako např. larvy mihule) a zůstávají 5 až 10 let několik cm až dm pod povrchem dna či břehů.

Teprve když dosáhnou určité velikosti, vystupují mladé perlорodky na povrch dna a začínají třetí, nejdelší fázi svého života. Tu tráví polozahrabány ve dnovém substrátu (do proudící vody vyčnívá asi polovina živočicha). V prosperující populaci tvoří jedinci rozsáhlé kolonie, kde jsou na sebe těsně nahloučeny stovky až tisíce mlžů. Takovéto „lavičky“ však dnes u nás prakticky nenajdeme, i v místech nejvyššího výskytu jde vždy spíše o solitérní jedince, byť v příhodných místech koryta více naakumulovaných. Během života může perlорodka své stanoviště mnohokrát opustit (např. při zvýšeném stavu vody, kdy dochází k disturbancím dna) a zachytit se na příhodném místě o kus dále – během života tak perlорodky sestupují směrem po proudu toku dolů.

Perlорodka je neobyčejně dlouhověký živočich, jedinci některých populací se prokazatelně dožívají stáří více než 100 let! Je tedy možné perlорodku označit za jednoznačně nejdéle se dožívající živočišný druh, který se na našem území vyskytuje.

Perlорodky mají velmi pomalý růst (jeho rychlost se snižuje s přibývajícím věkem), který však není, jako je tomu i u ostatních měkkýšů, věkově omezen. Největší jedinci tak mívají délku až 12 cm. Lastury se na první pohled liší od jakéhokoli jiného druhu našeho velkého mlže. Jsou neobyčejně těžké a mohutně stavěné, se silnou vrstvou perleti. Velmi dobře je na nich patrná vrstevnatost a u vzrostlých jedinců také opotřebovaná, doslova zkorodovaná nejstarší část (v okolí vrcholů obou lastur).

Jaké prostředí vlastně perlорodka vyžaduje? Především je to vysoká čistota vody. Přesné limity jednotlivých parametrů (celkový fosfor, dusičnany apod.) nelze zcela jednoznačně stanovit, spíše lze hovořit o optimálních hodnotách, jejichž dlouhodobé překračování způsobuje snižování životaschopnosti populace a odolnosti proti náhlým stresům (např. silným epizodickým znečištěním).



MS 03

Obr. 1. Lastury dospělých jedinců perlорodky říční mají charakteristický ledvinovitý tvar a velkou mocnost; jejich vrcholová část bývá často erodována



Obr. 2. Typický příklad přirozeně meandrujícího podhorského toku, jednoho z posledních útočišť perlorodky říční ve střední Evropě (foto O. Simon)



Obr. 3. Mnoho úseků toků, v nichž se perlorodka říční dosud vyskytuje, bylo v minulosti zcela nevhodně upraveno; kromě snížení samočistící schopnosti toku takto zanikl i pro perlorodku nezbytný přírodní charakter dna (foto O. Simon)

Z pohledu dnešního člověka je čistota „perlorodkové“ vody těžko představitelná. Mnohá povrchová voda, z hlediska množství dusičnanů klasifikovatelná jako kojenecká, je pro perlorodku již nevyhovující. Norma dusičnanů pro kojeneckou vodu je 15 mg/l, kdežto horní hranice optima pro perlorodku je uváděna jako 6 mg/l, a to ještě jen jako krátkodobě tolerované maximum. Ideální hodnota je 2,5 mg/l (!). Z hlediska množství organických látek lze lokality perlorodky zařadit do tzv. lepšího stupně oligosaprobity, hraničící s xenosaprobitou.

Jako sumarizující parametr, odrážející množství disociovatých látek ve vodě, je často používána specifická vodivost (konduktivita). I když perlorodky pravděpodobně snášejí i vyšší hodnoty, optimální konduktivita pro naše populace je maximálně do 90 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (při 25 °C). Kdo se jen trochu zabývá hydrochemií, ví, že takto nízké hodnoty se na velké části našeho území v povrchových tekoucích vodách prakticky nevyskytují.

Dřívější obecné rozšíření perlorodky může tak být dobrým měřítkem pro představu, jak čisté naše toky např. ještě v 19. století byly. Nejde jen o malé potoky. Perlorodka se běžně vyskytovala například ve středním toku Otavy i v jiných podobně velkých řekách. Kromě bodových zdrojů znečištění přispěla ke zvýšení trofie řek i celková degradace krajiny způsobená zemědělstvím, naposledy při masovém scelování orné půdy v 50. letech 20. století. Proces zvyšování trofie řek doslova zatlačil perlorodku až do nejhořejších částí toků, kde čistota vody dosud zůstala zachována.

Pro zajímavost: Uvědomme si, že vzhledem k dlouhověkosti perlorodky dosud velké množství v současnosti žijících jedinců významné krajinné změny i jim předcházející „lepší časy“ pamatuje. Tito staří „pamětníci“ jsou mnohdy jedinými přežívajícími jedinci zbytků populací. Velká citlivost juvenilních stadií perlorodky na kvalitu prostředí (a v současnosti s tím spojená jejich mortalita) má totiž za následek, že na většině ze zbývajících lokalit nedochází k přirozené obnově populace. A to i přes to, že staří jedinci jsou prokazatelně fertilní a glochidie jsou jimi stále produkovány. Tato nepříznivá věková skladba populací je spolu s plošným vymizením lokalit výskytu nejaktuálnějším problémem zachování perlorodky v naší přírodě.

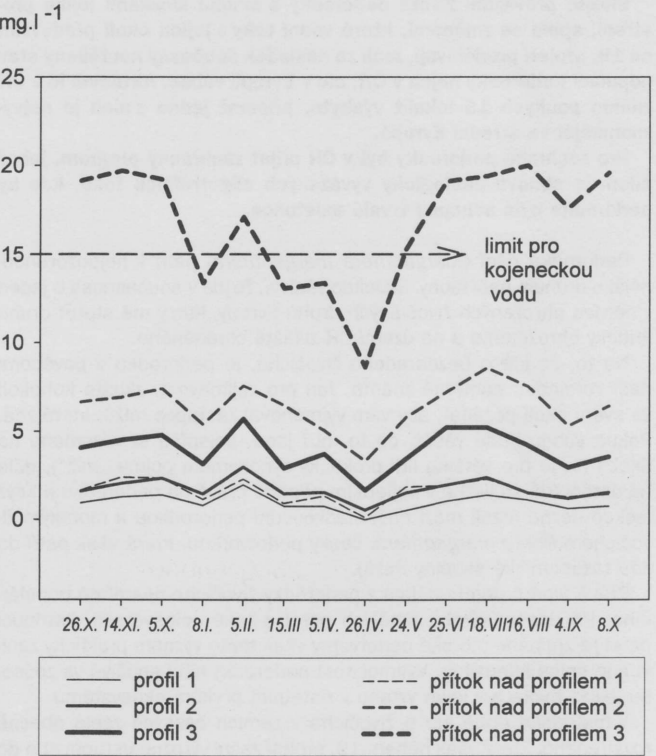


Obr. 4. Ukázka tzv. odchovného prvku pro mladé perlorodky, kde jsou uměle vytvořeny nejen meandrující stružky (v zimním období dobře viditelné), ale i jejich šterkové podloží; ve vegetačním období je zde udržován kosený travní porost (foto O. Simon)

Vlastní velikost toku není pro perlorodku směrodatná. Jsou známy případy, kdy populace dlouhodobě přežívala v potůčku o šíři 30 cm, ale v těchto lokalitách již začíná hrát roli riziko spojené s malou hloubkou toku. V zimě zde hrozí vymrznutí, v létě pak vyschnutí. Ve vyšších nadmořských výškách navíc přistupuje stres daný celoročně nižší teplotou vody.

Způsob života perlorodky určuje její nároky na typ dna. Bahnité nebo i jemně písčité dno je pro tyto živočichy zcela nevhodné, stejně jako dno tvořené ponejvíce velkými kameny, často vodou obrácenými. Perlorodka vyžaduje dno tvořené hrubým pískem až jemným šterkem a zároveň takové, kde je i v intersticiální voda prokysličená a dobře proudí.

Voda s sebou musí nést drobné částice detritu (na ty působí příliš jemný písek jako filtr). Jak mladá stadia žijící v intersticiální toku, tak posléze adultní jedinci se totiž živí polorozloženou organickou hmotou, detritem rostlinného původu. Té směrem proti proudu podhorských říček ubývá, takže perlorodky zde hladoví a jsou celkově fyziologicky



Obr. 5. Velmi nízký obsah dusičnanů je jednou z charakteristik perlorodkových vod; graf ukazuje roční kolísání tohoto parametru na šesti měrných profilech, ležících na nejvýznamnější lokalitě perlorodky v ČR – tři z profilů leží na hlavním toku (číslovány jsou ve směru po proudu), další tři na přítocích; přítok nad profilem 3 protéká obcí se zemědělskými objekty a perlorodky se v něm dnes s velkou pravděpodobností nevyskytují

oslabeny. Nedostatek potravy se projevuje mj. i zpomaleným až stagnujícím růstem mladých stadií. I samotné složení a charakter detritových částic jsou velmi podstatné. Například perlorodky jednotlivých životních stadií jsou schopny přijímat pouze částice určité velikosti.

O optimálním složení potravy perlorodek se dosud ví velmi málo a možno říci, že výsledky studia této problematiky budou jedním z klíčových faktorů, který ovlivní přežití perlorodky na našem území. Jako jednoznačné se jeví, že množství kvalitního potravního detritu prudce kleslo jednak se změnou druhové skladby lesa, kdy byly smíšené porosty nahrazeny smrkovými monokulturami, jednak úbytkem pastvin a kosených luk a v nivách řek a potoků, kde hlavním zdrojem organické hmoty byly traviny.

Z toho vyplývá, ač je to na první pohled překvapující, že na mnoha místech v Čechách a na Moravě bylo rozšíření perlorodky podmíněno lidskou činností. Perlorodka byla jedním z prvků určitého typu naší kulturní krajiny, charakteristického právě zmíněným lučním hospodařením v potočních nivách. Perlorodka tak de facto bývala tzv. synantropním, na člověka vázaným organismem.

Pozoruhodný je i fakt, že perlorodky kdysi byly, nadneseně řečeno, objektem jakéhosi silně extenzivního chovu. Pro tvorbu perel byly často člověkem záměrně přemísťovány a záměrně vysazovány do lokalit, kde by se jejich populace přirozeným způsobem neuchytila (např. do mlýnských náhonů). Takto přesazení dospělí jedinci se zde pravděpodobně nikdy úspěšně nerozmnožovali, ale díky své dlouhověkosti tu mohli po řadu desetiletí přežívat – do té doby, než byli při „sklizni“ perel usmrceni. Mnozí feudálové si dokonce vydržovali zaměstnance – perlaře, který se o sběr perel i o „dosadbu“ perlorodek staral. Perlorodka však kdysi byla díky svému masovému výskytu využívána i k daleko prozaičtějším účelům – jako levný zdroj potravy pro hospodářská zvířata, jmenovitě pro prasata.

Pověstné perly, podle nichž dostala perlorodka jméno, se zdaleka nevyskytují a nikdy nevyskytovaly v každém jedinci. Naopak, i v době rozkvětu našich populací perlorodek v období středověku šlo o záležitost spíše ojedinělou a sběrači perel museli mnohdy otevřít (a tím zahubit) tisíce jedinců, než objevili jednoho s perlou. V současné době, kdy jsou naše zbytkové populace početně velmi prořídle a navíc ve špatné fyziologické kondici (vznik perly je podmíněn mj. i dostatečně intenzivní produkcí perleťové vrstvy, která se u stresovaných jedinců velmi snižuje), je pravděpodobnost výskytu, a tím i nálezu perly prakticky nulová.

Výskyt perlorodky je svázán i s existencí dalších organismů. Vedle již zmíněného nezbytného pstruha je žádoucí i přítomnost dravců (vydra), kteří svým predančním tlakem udržují rybí populaci v přirozeném obnovovaném stavu s dostatečným počtem mladých jedinců. Ryba, která už jednou larvy perlorodky hostila, si proti nim vytvoří imunitu a při příštím kontaktu je nepřijme. Významná je i přítomnost různých bezobratlých živočichů, kteří napomáhají rozkladu rostlinné hmoty, a tím i zásobování perlorodek potravou.

Vidíme, že perlorodka je druhem natolik náročným a citlivým na změny prostředí, že je možno ji označit za signální druh kvality oligotrofního vodního toku. Díky své provázanosti se všemi složkami ekosystému je neobyčejně cenným bioindikátorem. Je třeba si uvědomit, že její ochrana je nejen prostou ochranou druhovou, ale ochranou celého ekosystému. Je ukázkou, jak úzce může hraničit vodohospodářství s krajinářstvím a může být jedním z mnoha připomenutí, že ochrana přírody vyžaduje komplexní, interdisciplinární přístup.

V současné době je na území České republiky známo pouhých 15 lokalit, kde se perlorodka dosud vyskytuje, či lépe řečeno donedávna vyskytovala: na části z nich dnes přežívá buď jen několik málo jedinců, nebo již druh zcela vymizel. Pouze několik málo lokalit lze označit za prosperující, nebo alespoň nevymírající. Přesto jedna z našich populací, třebaže početně velmi prořídla, je stále považována za nejvýznamnější v celé střední Evropě. Poněkud příznivější je situace na britských ostrovech a v severní až severovýchodní Evropě, kde leží těžiště současného rozšíření perlorodky.

Vzhledem k významu perlorodky a ke kritickému stavu jejích populací byl pro záchranu tohoto živočicha přijat v ČR záchranný program, jehož cílem je v první řadě stabilizace populací na stávajících lokalitách. Kromě managementu příslušných povodí (eliminace znečištění, opětovné zavedení vhodného vegetačního pokryvu, revitalizace dříve narušených úseků toků) je jeho součástí polopřirozený odchov mladých perlorodek. Ty jsou získávány z larev produkovaných jedinci stávajících vymírajících populací, které jsou takto získanou mladou generací posilovány. To je však pouze přechodný stav, který by neměl být cílem a není ani dlouhodobě udržitelný. Hlavním cílem by mělo být obnovení funkčních, ekologicky vyvážených oligotrofních vodních ekosystémů v rámci celého povodí, v nichž by mezi všemi organismy byla schopna trvalé existence i perlorodka říční.

Mgr. Michal Bílý
VÚV T.G.M. Praha
tel.: 220 197 267

Literatura

- [1] Absolon, K. a Hruška, J. Záchranný program „Perlorodka říční (*Margaritifera margaritifera* Linnaeus, 1758) v České republice“. AOPK ČR, Praha, 1999, 27s.
- [2] Perlorodka v oblasti trojmezí „Čechy – Bavorsko – Sasko“. MŽP, BSLSU, SSUL a Povodí Ohře, a. s., Plzeň, 1996, 67 s.
- [3] Bauer, G. Threats to the Freshwater Pearl Mussel *Margaritifera margaritifera* L. in Central Europe. *Biological Conservation*, 45, 1988, s. 239–253.
- [4] Dyk, V. Nejmenší lokality perlorodky. *Čas. Nár. muzea*, 126, 1957, s. 69–72.
- [5] Hruška, J. Problematika záchrany vybraných oligotrofních povodí a jejich přírodních společenstev v České republice. In *Sborník sympozia „Schutz und Erhaltung der Flussperlmuschelbestände“*, Landshut, 1995, s. 98–123.

Key words

pearl mussel, life cycle, water quality, oligotrophic water bodies, ecosystem rehabilitation

The Pearl Mussel – an Endangered Witness to the Past (Bílý, M.)

The pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) is one of our most endangered animals. During the 20th century this species saw a dramatic decline in numerousness of individuals and occurrence localities.

The pearl mussel has a complicated life cycle. In the first phase of evolution it parasitizes on the gills of a salmonid fish, in the second phase it lives buried in the bottom of a water body. The third, longest life period is then spent on the bottom surface, and the animal is half-inserted into the substrate. It is a longeval creature which may live more than 100 years.

The pearl mussel is confined to very clean oligotrophic water bodies. It has great demands not only on water quality, but also on the nature of the bottom, as well as on the composition of the vegetation cover of a catchment area. Surrounding terrestrial plant vegetation is the main source of food for the pearl mussel, consisting of microscopic particles of a half-decomposed vegetable matter.

The complicated interlinking of the pearl mussel's life with many components of its environment, together with changes in water bodies taking place especially since the 19th century, has resulted in a disconsolate situation of the pearl mussel populations not only in the Czech Republic, but also in Europe. In the Czech Republic there are currently known merely 15 occurrence localities, one of them being the most important one in Central Europe.

In order to preserve the pearl mussel, the Czech Republic has adopted a preservation programme aimed at rehabilitating ecologically balanced oligotrophic water bodies, where the pearl mussel would be able to exist permanently.

PŘÍSPĚVEK K PROBLEMATICE VÝSKYTU A SLOŽENÍ HUMINOVÝCH LÁTEK VE VODÁCH POVODÍ PŘEHRADNÍ NÁDRŽE FLÁJE

Petr Lochovský

Klíčová slova

huminové látky, vodárenská nádrž Fláje, Krušné hory, gelová chromatografie, organický uhlík

Souhrn

V rámci německo-českého bilaterálního projektu „Huminové látky v Krušných horách“, zaměřeného na problematiku výskytu, příčin a důsledku zvýšených obsahů huminových látek ve vodárenských přehradních nádržích Krušných hor, byly od června 2001 pravidelně v měsíčních intervalech sledovány koncentrace 18 základních chemických parametrů ve vodách povodí přehradní nádrže Fláje. V přítocích přehradní nádrže byly zjištěny relativně vysoké koncentrace DOC, hlíníku a železa, které značně kolísají v průběhu sledovaného období. V samotné přehradní nádrži však dochází k výrazné redukci těchto koncentračních výkyvů. K bližší identifikaci přítomných organických látek byla aplikována technika gelové chromatografie s OC detektorem. Dosavadní výsledky těchto sledování ukazují na vysoký podíl huminových látek (60–80%) a přítomnost dalších sku-

pin látek, jako polysacharidy, building blocks, amfifilní látky a některé další. Při úpravárenském procesu vody z přehradní nádrže Fláje dochází k odstranění zejména jejich výšemolekulárních frakcí.

Úvod

Huminové látky vznikají v přírodě rozkladem organické hmoty na základě řady chemických a biochemických pochodů. Jde o vysokomolekulární cyklické sloučeniny aromatického charakteru s vysokým zastoupením polyfenolů a polykarboxylových kyselin. Jsou obsaženy v půdách, rašelině a dnových sedimentech, odkud jsou následně louženy vodou [1]. Výskyt těchto látek nepředstavuje z hlediska přírodních ekosystémů žádná významná rizika a je součástí přirozených procesů rozkladu organických látek. Poněkud odlišné hledisko představuje oblast vodárenství, kde jejich přítomnost může znamenat problémy při technologických procesech úpravy pitné vody (zbarvení, zvýšené hodnoty biodegradabilního organického uhlíku – BDOC, vznik komplexů s kovy, vznik kancerogenních trihalometanů – THM po dezinfekci chlorem atd.). S výskytem huminových látek ve vodách se setkáváme v Krušných horách i u vodárenské nádrže Fláje, která byla v roce 1960 vybudována za účelem získání kvalitního zdroje pitné vody zejména pro města Litvínov, Most, Teplice a Ústí nad Labem. Voda z přehradní nádrže se převádí přes vodní elektrárnu potrubím o celkové délce přibližně 7 km do vyrovnávací nádrže úpravní vody v Meziboří. Úpravna vody je z technologického hlediska řešena jako jednostupňová (jednostupňová koagulace) při aplikaci sulfátu hlinitého jako koagulantu.

Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M. (VÚV T.G.M.) spolupracuje od června 2001 na bilaterálním německo-českém projektu [2] financovaném Spolkovým ministerstvem pro vědu a vzdělání (BMBF) ve SRN při řešení problematiky příčin a dopadů nárůstu koncentrace organického uhlíku (zejména huminových látek) v přehradních nádržích středněhorských oblastí Krušných hor. Projekt je koncipován jako sdružený ve spolupráci Stavební fakulty ČVUT Praha (katedra zdravotního inženýrství), Technologického centra pro vodu DVGW-TZW Karlsruhe (Aussenstelle Dresden) a Technické univerzity v Drážďanech (Geografický ústav). Projekt bude ukončen v druhé polovině roku 2004 s tím, že řada činností musela být v důsledku povodní v srpnu 2002 přesunuta až do závěrečného časového úseku řešení v letech 2003–2004.

Cílem příspěvku je poskytnout vybrané průběžné výsledky sledování základních chemických parametrů ve vzorcích vody odebraných v povodí nádrže Fláje od června 2001 za účelem zjištění časových koncentračních změn zejména těch chemických parametrů, které indikují přítomnost huminových látek. Pomocí techniky gelové chromatografie s detektorem organického uhlíku (OCD) byly dále získány první výsledky umožňující separaci a kvantifikaci skupin přítomných organických látek.

Povodí nádrže Fláje – vývoj znečištění vody huminovými látkami

Plocha povodí, které je zdrojem vody přehradní nádrže Fláje, činí 41,6 km² a nalézá se ve výšce 730–960 m n.m. Hlavní přítoky nádrže tvoří čtyři malé vodní toky (potoky Flájský, Radní, Rašeliník a Mackovský) s několika dalšími drobnými přítoky nevelkého významu. Plocha povodí, která byla v minulosti využívána především k lesnímu hospodaření, byla v 70.–80. letech vystavena silným kyselým emisím pocházejícím z neodsířených tepelných elektráren, povrchové těžby hnědého uhlí a koncentrovaného chemického průmyslu v oblasti měst Mostu a Litvínova. V důsledku těchto emisí postupně došlo k silnému poškození původního lesního porostu, přičemž snaha o opětné zalesnění poškozených ploch byla úspěšná pouze částečně. Přes vliv kyselých emisí nedocházelo však v uvedených letech ke zhoršování kvality vody z hlediska obsahu huminových látek. Z výsledků dřívějších sledování [3] vyplývá dokonce pokles průměrného obsahu rozpuštěného organického uhlíku (DOC) ve vodě přehradní nádrže Fláje od jejího napuštění v roce 1960 do roku 1982 přibližně na polovinu. K obratu v tomto vývoji však „paradoxně“ došlo v 90. letech po zásadní redukci zdrojů kyselých emisí (odsíření tepelných elektráren, omezení těžby uhlí, redukci exhalací z chemického průmyslu atd.). V této době začalo docházet k postupnému nárůstu koncentrace huminových látek ve vodě v celém povodí. Hodnota parametru CHSK_{Mn} vzrostla v letech 1989 až 2001 přibližně dvojnásobně ze 3 mg/l na 6 mg/l [4]. Tento negativní trend ve vývoji kvality vody v nádrži a současně surové vody na úpravně v Meziboří lze pozorovat až do současné doby. Obdobné problémy zvyšujícího se obsahu organického uhlíku (zejména huminových látek) ve vodárenských nádržích byly pozorovány v 90. letech i na německé straně Krušných hor (Rauschenbach, Muldenberg, Carlsfeld) [5]. Snaha o protipatření ke zvýšení hodnoty pH půdy vápněním tento trend vymýváním huminových látek přitom často ještě zhoršovala.

Odběrová místa, sledované parametry

Od června 2001 byly pravidelně v měsíčních intervalech odebírány vzorky vody celkem na 16 místech povodí nádrže Fláje (obr. 1). Do sledování byly vedle odběrového místa pro úpravnu vody v Meziboří (v nádrži Fláje) zařazeny její čtyři nejvýznamnější přítoky – potoky Flájský, Radní, Mackovský a Rašeliník, dále pak některé další drobné přítoky, odtok z přehradní nádrže pod hrází a odběrová místa zachycující oblast povodí pod nádrží směrem k německé hranici.

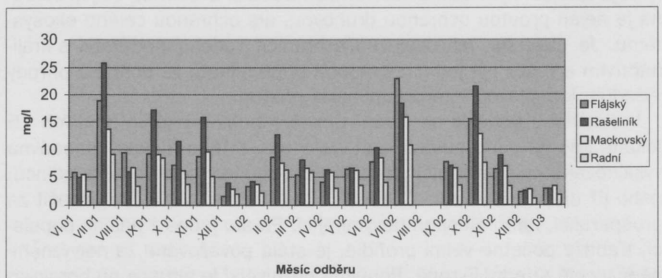


Obr. 1. Mapa odběrových míst v povodí Fláje

Stanovováno bylo 18 základních chemických parametrů: teplota, pH, vodivost, koncentrace rozpuštěného kyslíku, sulfáty, chloridy, fosfáty, dusičnany, dusitany, amoniak, CHSK_{Mn}, TOC, DOC, SAK₂₅₄, SAK₄₃₆ (spektrální absorpční koeficient), hliník, železo, mangan. V první polovině roku 2003 byla tato sledování rozšířena o stanovení gelovou chromatografií za účelem bližší charakterizace a identifikace přítomných organických látek (10 odběrových míst).

Výsledky analýz základních chemických parametrů

Obsah huminových látek ve vodách lze nepřímo sledovat stanovením parametrů DOC, SAK₂₅₄, SAK₄₃₆, CHSK_{Mn}. Na obr. 2 je jako příklad znázorněn průběh koncentrace DOC v přítocích přehradní nádrže Fláje ve sledovaném časovém úseku. Nejnižší nálezy DOC byly pozorovány v prosinci a lednu při nízkých teplotách a přítomnosti sněhu, zatímco nejvyšší hodnoty bylo možno pozorovat v období června a července. Vyšší nálezy DOC v přítocích nádrže přitom dobře korelují s intenzitou a délkou předchozích srážkových činností, jejichž vlivem jsou vymývány huminové látky z půdy v okolí jednotlivých vodních toků.

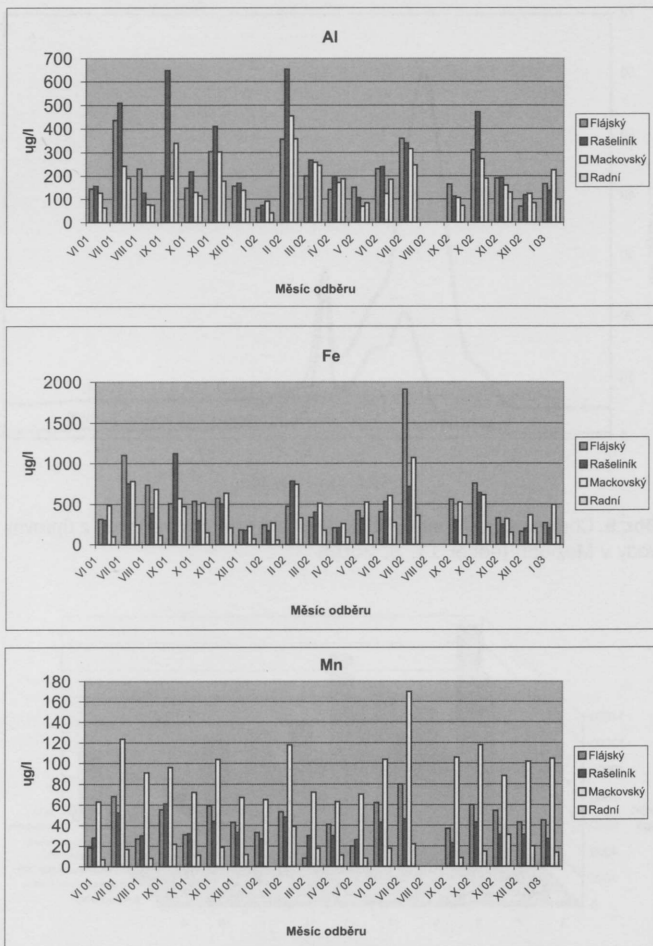


Obr. 2. DOC v hlavních přítocích přehradní nádrže Fláje v časovém úseku červen 2001–leden 2003

Rovněž u hliníku, železa a manganu v přítocích nádrže jsou koncentrační nálezy v průměru výrazně vyšší v porovnání s běžnými zdroji pitné vody. U hliníku byly zjištěny hodnoty až 700 µg/l, u železa přes 1 g/l. Nalezené koncentrace nejlépe korelují s obsahy DOC u hliníku, u železa je takto korelace méně významná a u manganu je již velmi slabá (obr. 3).

Ačkoli přítoky přehradní nádrže Fláje vykazují relativně značné kolísání koncentrací u řady základních chemických parametrů, jsou jejich nálezy v samotné nádrži po celé sledované období poměrně vyrovnané (obr. 4).

Na základě průběžných výsledků sledování lze vodu v přehradní nádrži Fláje i v jejích přítocích charakterizovat jako vodu měkkou s nízkým obsahem minerálních látek. Hodnoty pH vody jsou téměř neutrální, v rozmezí 6–7, s převažujícími nálezy kolem hodnoty pH 6,5. Vodivost analyzovaných vzorků vody v nádrži i v jejích přítocích se nalézá v rozmezí



Obr. 3. Koncentrace hliníku, železa a manganu ve vodě přítoků přehradní nádrže Fláje

60–130 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Koncentrace sulfátů byly zjištěny v rozmezí 16–30 mg/l , chloridů 1–3 mg/l a dusičnanů 2–5 mg/l . U dusitanů se většina nálezů pohybuje pod mezí stanovitelnosti použité analytické metody < 0,005 mg/l , u amonných iontů v koncentračním rozmezí < 0,01–0,1 mg/l a u fosfátů < 0,005–0,1 mg/l .

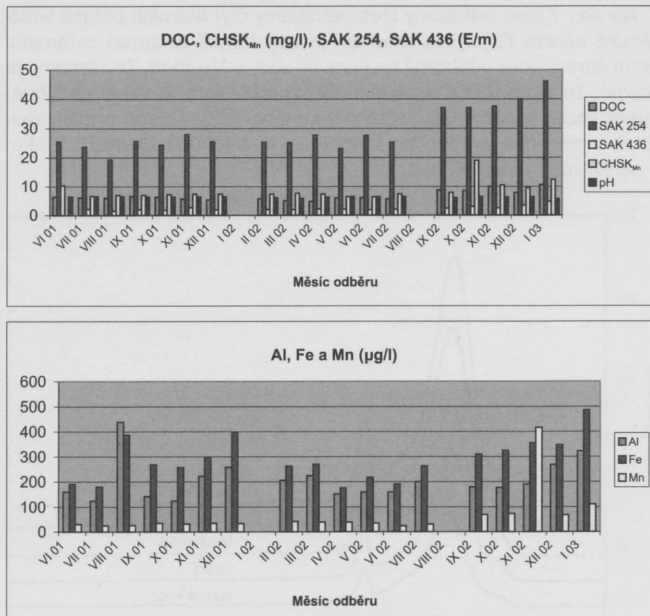
Po úpravě surové vody v Meziboří dochází k redukci v obsahu řady přítomných chemických látek. Na obr. 5 jsou zachyceny výsledky sledování pro parametry DOC, CHSK_{Mn} , SAK_{254} , které úzce souvisejí s měnícím se obsahem organických látek (zejména huminových látek), v časovém období prosinec 2001–leden 2003.

V porovnání se surovou vodou jsou nálezy uvedených parametrů v upravené vodě nižší, přesto však někdy dochází k překročení přípustných limitních hodnot pro pitnou vodu podle vyhlášky MZd č. 376/2000 u parametru CHSK_{Mn} (limit 3 mg/l) a hliníku (limit 200 $\mu\text{g}/\text{l}$). Vyšší nálezy hliníku úzce souvisejí s použitou technologií úpravy vody v Meziboří, kde se jako koagulant používá sulfát hlinitý. Za přítomnosti huminových látek tak může docházet ke vzniku relativně stabilních rozpustných komplexů, které nejsou zachycovány použitým filtračním zařízením.

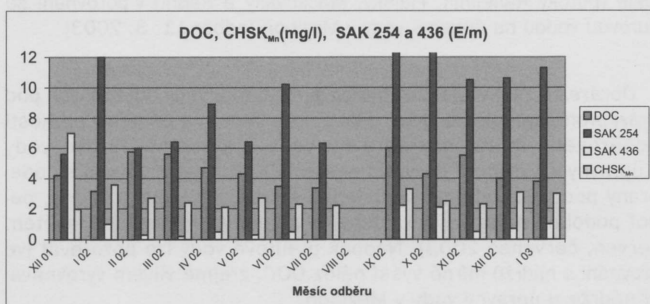
Koncentrační nálezy DOC v surové vodě poměrně dobře korelují s hodnotami CHSK_{Mn} v průběhu celého sledovaného období. Koeficient $\text{DOC}/\text{CHSK}_{\text{Mn}}$ se však po úpravě vody zvýší, což svědčí o zvýšení podílu obtížně oxidovatelných organických látek v pitné vodě, které nejsou postižitelné metodou CHSK_{Mn} .

Identifikace organických látek ve vzorcích vody z povodí nádrže Fláje pomocí gelové chromatografie

Výsledky základních chemických parametrů neumožňují ve sledovaných vzorcích vody získat bližší informace o formě přítomného organického uhlíku. Tyto informace jsou však cenné v souvislosti se zjišťováním potenciálu vzniku trihalometanů chlorací upravené vody, neboť je známo, že tyto látky vznikají převážně z určitých organických sloučenin. Rovněž biologická degradabilita organických látek (BDOC) v pitné vodě úzce souvisí s jejich složením. K bližší charakterizaci těchto látek byla proto ve spolupráci s DVGW-TZW Dresden aplikována metoda gelové chromatografie s detektorem organického uhlíku podle Hubera a Frimmla [6]. Na chromatogramech vzorků vody z povodí nádrže Fláje je možno pozorovat pět skupin látek. Látky o největší molekulární veli-

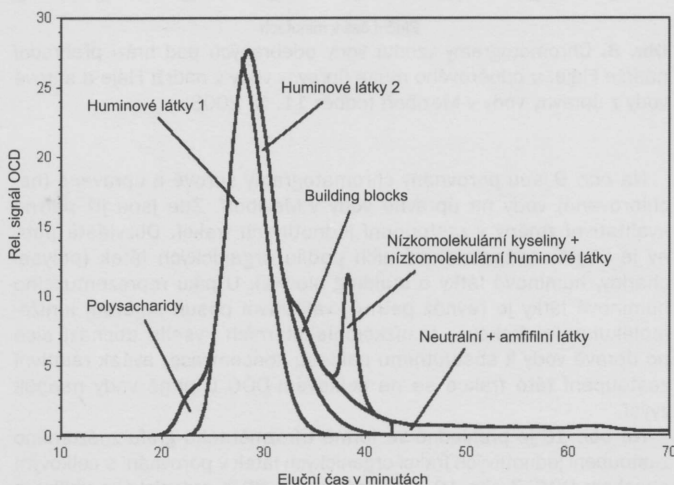


Obr. 4. Parametry DOC, CHSK_{Mn} , SAK, Al, Fe a Mn ve vodě přehradní nádrže Fláje v období červen 2001–leden 2003



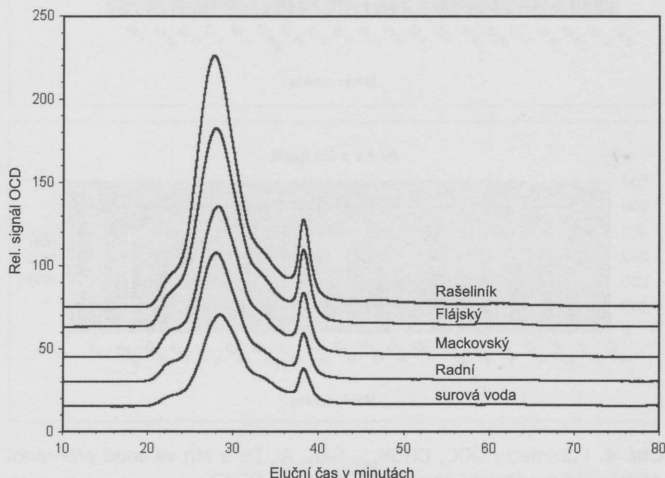
Obr. 5. Výsledky parametrů DOC, CHSK_{Mn} , SAK_{254} a SAK_{436} v pitné vodě na úpravě vody v Meziboří v časovém období prosinec 2001–leden 2003

kosti jsou zde zastoupeny polysacharidy. V podstatě jde o stavební materiál buněčných membrán a produkty látkové výměny řas. S klesající velikostí molekul následují huminové látky, které jsou ve sledovaných vzorcích vody nejsilněji zastoupeny. Po huminových látkách lze na chromatogramech pozorovat tzv. building blocks, které vznikají jako rozkladné produkty huminových látek oxidací a hydrolýzou. Dále pak následují nízkomolekulární kyseliny a nízkomolekulární huminové látky jako produkty oxidace přítomného DOC a konečně amfifilní a neutrální látky vznikající jako meziprodukty mikrobiálního rozkladu [7]. Na obr. 6 je pro názornost uveden chromatogram surové vody z úpravy v Meziboří s označením jednotlivých frakcí.



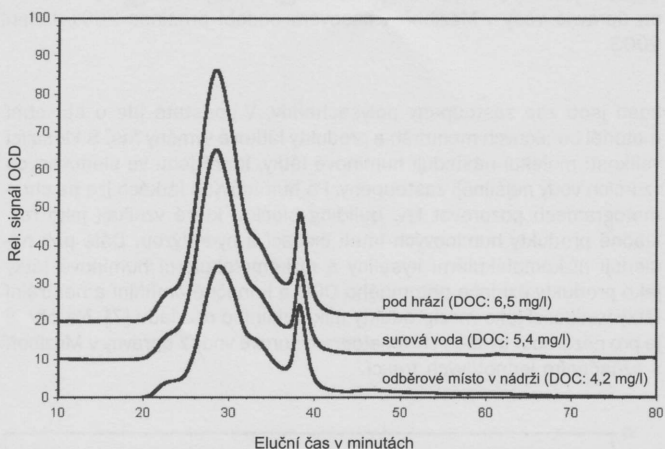
Obr. 6. Chromatogram surové vody z úpravy vody v Meziboří s označením jednotlivých frakcí

Na obr. 7 jsou zobrazeny chromatogramy čtyř hlavních přítoků vodárenské nádrže Fláje. Pro srovnání je zde rovněž zobrazen chromatogram surové vody odebrané na úpravě vody v Meziboří. Ze záznamů je patrné, že složení DOC v uvedených vzorcích vody je velmi podobné, jediný rozdíl spočívá v kvantitě přítomného DOC. Obsah organických látek u posledně uvedeného vzorku je v důsledku zředovacího efektu v nádrži nižší než u přítoků.



Obr. 7. Chromatogramy vzorků vody hlavních přítoků přehradní nádrže Fláje (potoky Rašeliník, Flájský, Mackovský a Radní) v porovnání se surovou vodou na úpravě vody v Meziboří (odběr 11. 3. 2003)

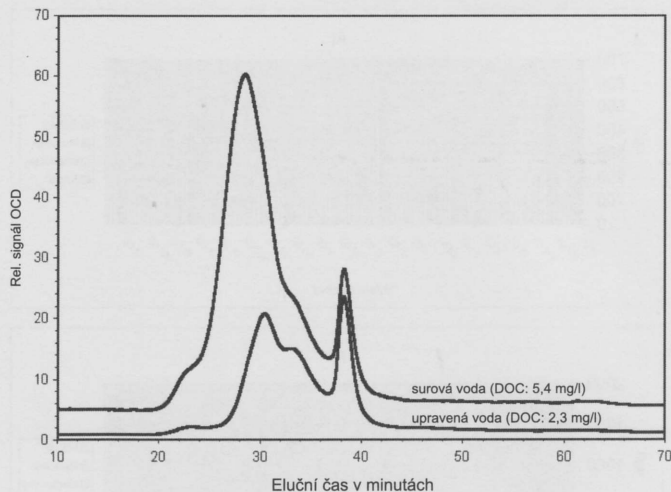
Obrázek 8 zachycuje chromatogramy vzorků vody odebraných pod hrází přehradní nádrže Fláje, dále pak ze samotné nádrže v blízkosti odběrového místa pro úpravu vody a konečně surové vody z úpravy v Meziboří. Nejvyšší obsah DOC zde vykazuje vzorek odebraný pod hrází, zřejmě v důsledku stratifikace vody v nádrži, neboť podobné nálezy byly zjištěny i v následujících měsících (květen, červen, červenec 2003). Naopak u surové vody lze pozorovat (ve srovnání s nádrží) mírně vyšší nález DOC, zřejmě vlivem vyrovnávací nádrže u úpravy vody v Meziboří.



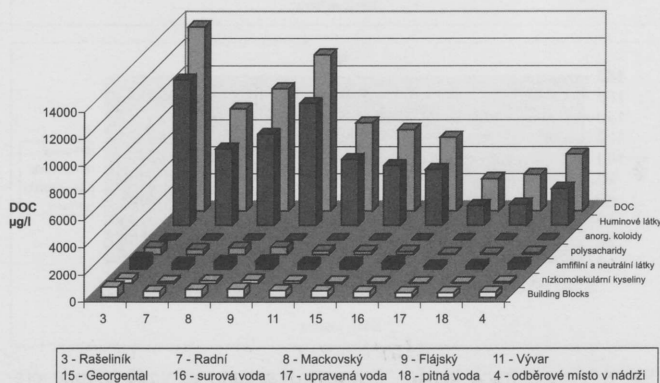
Obr. 8. Chromatogramy vzorků vody odebraných pod hrází přehradní nádrže Fláje, u odběrového místa úpravy vody v nádrži Fláje a surové vody z úpravy vody v Meziboří (odběr 11. 3. 2003)

Na obr. 9 jsou porovnány chromatogramy surové a upravené (nechlorované) vody na úpravě vody v Meziboří. Zde jsou již patrné kvalitativní změny v zastoupení jednotlivých frakcí. Obzvláště patrný je úbytek vyššemolekulárních podílů organických látek (polysacharidy, huminové látky a building blocks). U píku reprezentujícího huminové látky je rovněž patrný kvalitativní posun směrem k nížšemolekulárním frakcím. U nížšemolekulárních kyselin dochází sice po úpravě vody k absolutnímu poklesu koncentrace, avšak relativně zastoupení této frakce se na celkovém DOC u pitné vody naopak zvyšuje.

Na obr. 10 je přehledně ve formě třírozměrného grafu znázorněno zastoupení jednotlivých frakcí organických látek v porovnání s celkovým obsahem DOC. Z obr. 10 je patrné, že 70–80 % organického uhlíku je tvořeno huminovými látkami, ostatní složky jsou zastoupeny na nižších koncentračních úrovních.



Obr. 9. Chromatogramy surové a upravené (nechlorované) vody z úpravy vody v Meziboří (odběr 11. 3. 2003)



Obr. 10. Zastoupení jednotlivých frakcí organických látek ve vzorcích vody z povodí nádrže Fláje v porovnání s celkovým obsahem DOC (stanovení gelovou chromatografií s OCD detektorem z odběru 11. 3. 2003)

Závěr

V rámci bilaterálního německo-českého projektu, zaměřeného na problematiku huminových látek v povodí vodárenské přehradní nádrže Fláje, byly v časovém úseku let 2001–2002 získány informace o koncentračních změnách 18 základních chemických parametrů ve vzorcích vody odebraných v měsíčních časových intervalech na 16 odběrových místech v oblasti povodí této přehradní nádrže. Výsledky analýz ukazují na vysoký obsah organického uhlíku v přítocích nádrže, který značně kolísá v průběhu roku, zejména v závislosti na srážkové činnosti (se zvyšujícím se průtokem přítoků během srážkové periody dochází k nárůstu obsahu DOC ve vodě). V přehradní nádrži Fláje dochází vlivem značného objemu vody k vyrovnání těchto výkyvů. Nejvyšší absolutní nález DOC byly zjištěny u přítoku Rašeliník (přes 20 mg/l), nejvíce DOC je však v důsledku vysokého průměrného průtoku vody přiváděno do nádrže Flájským potokem. Rovněž obsah hliníku a železa ve vodě přehradní nádrže vykazuje relativně vysoké koncentrační nálezy (100–500 µg/l). Vysoký obsah DOC v surové vodě na úpravě vody v Meziboří způsobuje technologické problémy, jejichž důsledkem je občasné překročení limitních hodnot koncentrací pro pitnou vodu podle vyhlášky MZD č. 376/2000 u parametru CHSK_{Mn} (3 mg/l) a hliníku (200 µg/l).

Technikou gelové chromatografie byla provedena separace a identifikace organických látek ve vzorcích vody z povodí nádrže Fláje a v upravené vodě na úpravě vody v Meziboří. Dosavadní výsledky ukazují, že na celkovém obsahu DOC se podílejí 60–80 % huminové látky, z ostatních frakcí jsou pak menší měrou zastoupeny polysacharidy, building blocks, amfifilní a neutrální látky a nížšemolekulární kyseliny. Po úpravě vody dochází k poklesu koncentrací zejména u vyššemolekulárních frakcí (polysacharidy a huminové látky), zatímco podíl nížšemolekulárních frakcí se mění pouze nevýznamně. Teprve další sledování v rámci projektu však umožní zjistit změny v zastoupení jednotlivých frakcí organických látek v průběhu roku a zejména blíže specifikovat souvislosti mezi složením přítomného DOC, potenciálem vzniku THM a koncentrací BDOC v pitné vodě na úpravě vody v Meziboří.

Literatura

- [1] Pitter, P. Hydrochemie. SNL Praha, 1990, s. 355–361.
- [2] BMBF Forschungsprojekt O2 WT 0171 „Bilaterale Untersuchungen und modellgestützte Prognosen von Huminstoffeinträgen in Oberflächenwässern aufgrund veränderter Ökosystemzustände in Mittelgebirgsregionen und deren Relevanz für die Trinkwasserproduktion“. 2001–2004.
- [3] Micka, J., Fiala, L. a Chalupa, J. Humic Acids in the Inflows to the Fláje Reservoir after Deforestation of its Watershed. *Acta hydrochim. hydrobiol.*, 13, 1985, s. 47–52.
- [4] Bartoš, L. Vývoj kvality na nejdůležitějších zdrojích provozovaných Severočeskými vodovody a kanalizacemi, a.s., Teplice. *SOVAK*, 10, 2001, 5, s. 15–17.
- [5] Ökosystemanalyse und Modellierung stoffhaushaltlicher Prozesse im Erzgebirge-Einzugsgebiete und Thesen für veränderte Huminstoffeinträge in Trinkwasserspeicher. Workshop Prag, Oktober 2002.
- [6] Huber, SA. und Frimmel, FH. Gelchromatographie mit Kohlenstoffdetektion (LC-OCD): Ein rasches und aussagekräftiges Verfahren zur Charakterisierung hydrophiler organischer Wasserinhaltsstoffe. *Vom Wasser*, 86, 1996, s. 277–290.
- [7] Albrecht, O. Verhalten natürlicher organischer Wasserinhaltsstoffe im Prozess der Trinkwasseraufbereitung. Diplomarbeit TZW Dresden, 2002.

RNDr. Petr Lochovský
VÚV T.G.M. Praha
tel. 220 197 266

Key words

humine substances, water-supply reservoir Fláje, Ore Mountains (Erzgebirge), gel chromatography, organic carbon

A Contribution to the Issue of Occurrence and Composition of Humine Substances in Waters of the Catchment Area of the Fláje Reservoir (Lochovský, P.)

In the framework of the Czech-German bilateral project 'Humine Substances in the Ore Mountains', aimed at the issue of occurrence, causes and consequences of increased contents of humine substances in water-supply reservoirs in the Ore Mountains, starting in June 2001 concentrations of 18 basic chemical parameters in waters of the catchment area of the Fláje reservoir have regularly been monitored at one-month intervals. In the tributaries of the reservoir, there have been found relatively high concentrations of DOC, aluminium and iron, owing to the occurrence of humine substances, which fluctuated considerably during the period of monitoring. However, in the reservoir itself a significant reduction of these concentration fluctuations comes about. To identify, in more detail, the composition of the present organic carbon, the technique of gel chromatography with an OC detector has been applied. The results of this monitoring have so far shown a high share of humine substances amounting to 60–80 %, as well as the presence of other groups of substances, such as polysaccharides, building blocks, amphiphilic substances, and some others. In the process of treating water from the Fláje reservoir, especially the fractions of bigger molecular size are being removed.

Publikace vydané VÚV T.G.M.

Vliv těžby uranových rud na vývoj kontaminace hydrosféry Ploučnice v období 1966–2000 (Hanslík, E.)

Studie shrnuje v přehledné formě výsledky dlouholetého sledování kontaminace radioaktivními látkami v důsledku těžby a zpracování uranu v okolí Stráže pod Ralskem v povodí Ploučnice. Sledování prováděli pracovníci VÚV T.G.M., Povodí Ohře a dalších organizací po dobu více než 30 let. Jsou uvedeny rozsáhlé poznatky o časově prostorových změnách jakosti povrchových vod v povodí řeky Ploučnice, dlouhodobě zatěžované důlními vodami a splachy z terénu v okolí těžby uranové rudy ve Stráži pod Ralskem a také na referenčních nezatížených lokalitách. Sledování probíhalo v několika etapách a nejsoustavněji bylo prováděno v období 1986–1990. Sledovány byly zvláště i rozpuštěné a nerozpuštěné formy radioaktivních látek ve vodách se zvláštním zaměřením na radium-226 a uran a z neradioaktivních látek zejména baryum. Zjišťován byl obsah radia-226 a uranu v říčních dnových sedimentech v podélném profilu Ploučnice a v jejích zrnitostních frakcích. Podobné sledování zahrnovalo i zeminy v záplavovém území, včetně závislosti distribuce radioaktivních látek na hloubce, ze které byly odebírány vzorky. Pozornost byla věnována i kontaminaci vodních makrofyt a ryb. Byla hodnocena bilance radioaktivních látek ve vodě a pevných materiálech.

Hodnocena byla i funkce Centrální dekontaminační stanice, vliv utlumení a následně zastavení hornické těžby na zlepšení jakosti prvků hydrosféry Ploučnice.

Paralelně s terénním sledováním byly prováděny laboratorní testy na zjištění distribučních konstant pro radioaktivní látky a pevné prvky vodního prostředí, včetně materiálů opevnění koryta Ploučnice. Na základě souhrnného hodnocení faktorů ovlivňujících kontaminaci v povodí Ploučnice radioaktivními látkami byly navrženy třídy čistoty pro dnové sedimenty a vodní makrofyty z hlediska obsahu radia-226 a uranu. Dále byly navrženy přípustné obsahy těchto radionuklidů ve vodě, sedimentech a vodních makrofytech, odpovídající stavu, kdy nebude docházet k zúžení druhového spektra vodních organismů, včetně ryb.

Výsledky tohoto sledování představují i referenční úroveň pro hodnocení dlouhodobých změn jakosti hydrosféry Ploučnice po ukončení těžby, resp. v průběhu sanace roztoků kyselého loužení v lokalitě Stráž pod Ralskem.

Výzkum pro praxi, sešit 45, 150 stran, 70 obrázků, 36 tabulek

Biomonitoring českého Labe – výsledky z let 1993–1996–1999 (Fuksa, JK.)

Práce shrnuje výsledky biomonitoringu získané v letech 1993, 1996 a 1999 na sérii postupných profilů na českém Labi a dolní Vltavě. Práce byly prováděny standardizovanými metodikami jako základ dlouhodobé řady sledování vlivu antropogenních faktorů na říční ekosystém. Byly sledovány tyto složky:

- Ichtyofauna: Druhová struktura, diverzita, celková biomasa a kontaminace (obsah rtuti ve svalovině) signálních druhů (okoun a cejn).
- Makrozoobenthos: Druhová struktura, diverzita a kontaminace (obsah kadmia, olova a rtuti v biomase) řady signálních druhů, z nichž *Asellus aquaticus* je přítomen na všech profilech.
- Fytoplankton: Celková biomasa (chlorofyl-a) v podélném profilu ve vrcholu vegetačního období.
- Sedimenty: Koncentrace řady kovů (ve frakcích < 2 mm a < 20 µm) a organických polutantů (ve frakci < 2 mm).
- Biofilmy: Kontaminace biofilmů vytvořených na deskách exponovaných v proudnici toku na standardním plovoucím zařízení. Rozsah a metody stanovení jsou identické se sedimenty.
- *Dreissena polymorpha*: V roce 1999 byly přímo v toku 56 dní exponovány vzorky standardní populace tohoto mlže; byla stanovena řada kovů a organických polutantů.

Výsledky dokumentují celkový pokles zátěže ekosystému nespécifickými i specifickými polutanty a ukazují nutnost současného využívání několika metodik (indikačních systémů). V období 1993–1996 došlo, s obecným poklesem vypouštění znečišťujících látek, ke změně typu hlavního antropogenního tlaku – ze „znečištění“ na absenci přirozených habitatů vodních organismů a společenstev. Pro návrat k ekosystému blízkému přírodnímu je nutno obnovit spojení hlavního toku s inundační zónou, břehové zóny, upravit režim průtoků, kontinuitu toku apod. Znečištění zůstává významným faktorem v oblasti specifických polutantů a farmak, pro které jsou metody biomonitoringu perspektivní metodou indikace.

Výzkum pro praxi, sešit 46, 106 stran, 25 obrázků, 9 tabulek

Možnosti využití metod kapilární elektroforézy pro analýzu malých iontů ve vodách (Pavonič, M.)

Publikace se v teoretické části snaží o zhodnocení současného stavu možností využití metody kapilární zónové elektroforézy CZE pro stanovení malých iontů – především anorganických aniontů a částečně i kationtů – ve vodách, a to v kontextu ostatních metod kapilární elektroforézy i dalších rutinně používaných analytických metod v této oblasti. Součástí práce je stručné shrnutí principu CZE, včetně používané instrumentace a způsobů dávkování a detekce pro identifikaci látek touto metodou.

V experimentální části práce přináší souhrn výsledků téměř sedmileté praktické zkušenosti s touto metodou pro stanovení aniontů ve vodách, a to především povrchových, odpadních a pitných, včetně zhodnocení výhod a nevýhod metody CZE ve srovnání s ostatními metodami, především metodou iontové chromatografie IC. Součástí publikace je poměrně detailní popis metodiky stanovení a validace metody pro stanovení chloridů, síranů, dusičnanů, dusitanů a fluoridů ve vodách.

Výzkum pro praxi, sešit 47, 80 stran, 14 obrázků, 72 tabulek

ODHAD PŘÍČINKU PLOŠNÝCH A DIFUZNÍCH ZDROJŮ ZNEČIŠTĚNÍ

Ivan Nesměrák

Klíčová slova

plošný zdroj znečištění, difuzní zdroj znečištění, povrchové vody, odhad příčinku

Souhrn

Difuzní zdroje znečištění se podílejí na znečištění povrchových vod v zájmovém profilu. Je-li jejich příčinek v zájmovém profilu oproti příčinku bodových zdrojů znečištění již v současnosti významný, bude po vyřešení problému bodových zdrojů třeba uplatnit pro řešení problému difuzních zdrojů znečištění tzv. nejlepší environmentální postupy. Článek ukazuje jednu z možných metod odhadu příčinku difuzních zdrojů znečištění v zájmovém profilu.

Článek 10(1) Rámcové směrnice [1] požaduje, aby členské státy Evropské unie regulovaly všechna vypouštění znečišťujících látek do vod povrchových pomocí kombinovaného (sdruženého) přístupu, a to nejpozději do 22. 12. 2012.

Článek 10(2) pro bodové zdroje znečištění požaduje (jako nutnou podmínku této regulace) zavedení nejlepších dostupných technik ve výrobě a dosažení odpovídajících emisních standardů vypouštěných znečišťujících látek. Pro difuzní zdroje znečištění pak článek požaduje, pokud je to účelné, uplatnění *nejlepších environmentálních postupů*.

Článek 10(3) směrnice požaduje přísnější regulaci tam, kde jakostní cíl nebo standard kvality (imisní standard) vyžaduje přísnější podmínky, než které vyplývají z odstavce 2. Článek 10(3) tedy de facto požaduje současně dodržení emisních i imisních standardů.

Stejný přístup k bodovým zdrojům stanovuje nařízení vlády č. 61/2003 Sb. [2] v § 6, odst. 11 s tím, že vodoprávní úřad je povinen stanovit emisní limity (pouze) kombinovaným přístupem od 1. 1. 2008. Nařízení vlády se však týká pouze vypouštění odpadních vod (z bodových zdrojů znečištění) do vod povrchových, a proto nařízení (ale bohužel ani vodní zákon) neobsahuje žádné Rámcové směrnici ekvivalentní požadavky na plošné (z plochy) a difuzní (neevidované drobné a občasně bodové) zdroje znečištění (dále jen difuzní zdroje).

Právem vzniká otázka, zda bude nutné pro některé druhy znečišťujících látek uplatňovat speciální řešení (nejlepší environmentální postupy pro difuzní zdroje znečištění). V každém případě to bude nutné tehdy, jestliže zavedení nejlepších dostupných technik ve výrobě a dosažení odpovídajících emisních limitů u bodových zdrojů znečištění nezajistí dosažení potřebných imisních standardů v zájmových bodech nebo úsecích.

Princip odhadu velikosti a příčinku difuzních zdrojů znečištění

Již dříve jsme se pokusili provést odhad *velikosti* difuzních zdrojů znečištění v různých ukazatelích jakosti vody [3]. Toto vyhodnocení bylo založeno na konfrontaci časové řady ročních látkových odnosů látky s časovou řadou roční bilance množství vypouštěné látky z evidovaných bodových zdrojů znečištění pomocí jednoduchého modelu.

Odhad *příčinku* difuzních zdrojů znečištění v zájmovém profilu (tj. hodnoty, jakou se podílejí difuzní zdroje znečištění na látkovém odnosu v zájmovém profilu) je založen na zhodnocení statistické závislosti velikosti ročního látkového odnosu nebo průměrné roční koncentrace znečišťující látky v zájmovém profilu na roční bilanci množství vypouštěné látky z evidovaných bodových zdrojů nad zájmovým profilem. Oba postupy při tom vycházejí z přesvědčení, že časové řady ukazatelů jakosti vody obsahují více informací, než kolik se z nich obvykle získává.

V obou postupech byla hodnota ročního látkového odnosu vyjádřena jako průměrný látkový odnos (roční průměr látkových odnosů ve dnech vzorkování) v g.s⁻¹ (popř. v mg.s⁻¹) [4] – tedy nikoliv jako součin průměrného ročního průtoku a průměrné roční koncentrace, jak se někdy chybně doporučuje. Roční bilance byla též vyjádřena místo v t.rok⁻¹ v g.s⁻¹; možný je přirozeně opačný postup, na věci a výsledku to však nic nemění.

Roční průměr látkových odnosů je obecně závislý na vodnosti roku (na průměrném ročním průtoku ve dnech vzorkování), protože látkový odnos – podle definice – implicitně zahrnuje průtok vody; podobná závislost může existovat i u průměrných ročních koncentrací. V této souvislosti se nabízejí dvě základní cesty: pracovat buď přímo s „průtokově nekorigovanými“ průměrnými látkovými odpady a průměrnými ročními koncentracemi, nebo nejdříve vliv průtoku z časových řad vyloučit. Použili jsme obě cesty a ukázalo se, že vedou prakticky ke

stejnému odhadu příčinku difuzních zdrojů znečištění, ovšem při různé těsnosti vztahu.

Při korekci látkových odnosů na průtok vody jsme jednak provedli rektifikaci látkových odnosů na referenční průtok Q_{ref} (za referenční průtok zde byl zvolen průměrný průtok během sledovaného období) podle zásad MKOL, tj. podle rovnice (1)

$$LO_{rektif,i} = LO_i * Q_{ref}/Q_i \quad (1)$$

kde $LO_{rektif,i}$ je látkový odnos v i-tém roce rektifikovaný na Q_{ref} v g.s⁻¹ (popř. v mg.s⁻¹),
 LO_i – látkový odnos v i-tém roce v g.s⁻¹ (popř. v mg.s⁻¹),
 Q_{ref} – referenční průtok v m³.s⁻¹,
 Q_i – průměrný průtok v i-tém roce v m³.s⁻¹.

a jednak jsme při rektifikaci na referenční průtok provedli současně trendové vyrovnání podle dříve mnohokrát použité logaritmické trendové rovnice (2)

$$\ln(LO_i) = \ln(a) + b * \ln(Rok_i) + d * \ln(Q_i) \quad (2)$$

kde Rok_i je označení (číslo) i-tého roku,
 a, b, d – regresní součinitele.

Po výpočtu regresních součinitelů a, b, d v regresní rovnici (2) byly s jejich pomocí a po dosazení Q_{ref} do rovnice (2) za Q_i vypočteny průtokově rektifikované a trendově vyrovnané hodnoty látkových odnosů $LO_{trend,i}$ z rovnice (3)

$$\ln(LO_{trend,i}) = \ln(a) + b * \ln(Rok_i) + d * \ln(Q_{ref}) \quad (3)$$

Při rektifikaci průměrných ročních koncentrací na referenční průtok Q_{ref} jsme provedli současně trendové vyrovnání podle mnohokrát použité logaritmické trendové rovnice (4) a z rovnice (5) vypočetli průtokově a trendově vyrovnané hodnoty průměrných koncentrací $C_{pr,trend,i}$

$$\ln(C_{pr,i}) = \ln(a) + b * \ln(Rok_i) + d * \ln(Q_i) \quad (4)$$

$$\ln(C_{pr,trend,i}) = \ln(a) + b * \ln(Rok_i) + d * \ln(Q_{ref}) \quad (5)$$

kde $C_{pr,i}$ je průměrná roční koncentrace v i-tém roce v mg.l⁻¹ (popř. v µg.l⁻¹),
 $C_{pr,trend,i}$ – průtokově a trendově vyrovnaná průměrná koncentrace v i-tém roce v mg.l⁻¹ (popř. v µg.l⁻¹).

Současně jsme provedli trendové vyrovnání i bilance vypouštěného znečištění podle logaritmické trendové rovnice (6) a vypočetli trendově vyrovnané hodnoty $BZ_{trend,i}$ z rovnice (7)

$$\ln(BZ_i) = \ln(a) + b * \ln(Rok_i) \quad (6)$$

$$\ln(BZ_{trend,i}) = \ln(a) + b * \ln(Rok_i) \quad (7)$$

kde BZ_i je bilance vypouštěného znečištění v i-tém roce v g.s⁻¹ (popř. v mg.s⁻¹),
 $BZ_{trend,i}$ – trendově vyrovnaná hodnota bilance vypouštěného znečištění v i-tém roce v g.s⁻¹ (popř. v mg.s⁻¹).

Zdůrazňujeme však, že trendové vyrovnání není nutné, zatímco korekce na referenční průtok u průměrných látkových odnosů je nutná a u průměrných ročních koncentrací ji lze doporučit. Vztah mezi látkovými odtoky nebo průměrnými ročními koncentracemi (průtokově nekorigovanými, průtokově korigovanými nebo průtokově a trendově vyrovnanými) a bilancí množství vypouštěného znečištění (trendově nevyrovnaného nebo trendově vyrovnaného) byl popisován nejjednodušší regresní rovnicí – lineární rovnicí, kde úsek na ose pořadnic se přibližně rovná příčinku difuzních zdrojů znečištění.

Je-li tento úsek významně velký (např. vzhledem k současné hodnotě), pak je nutno přistoupit k použití nejlepších environmentálních postupů ke snížení příčinku difuzních zdrojů znečištění.

Odhad příčinku pro CHSK_{Cr}

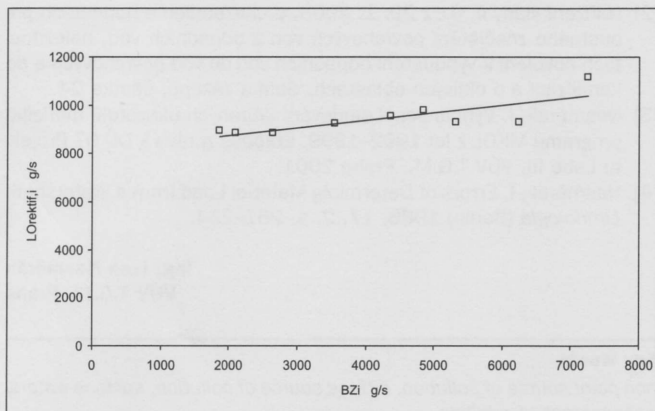
Pro výpočet odhadu příčinku difuzních zdrojů znečištění vyjádřeného v ukazateli CHSK_{Cr} jsme použili časovou řadu průměrných látkových odnosů a průměrných koncentrací (podle měřicího programu MKOL) v profilu Labe-Děčín v letech 1992–2000 a časovou řadu bilance vypouštěného CHSK_{Cr} na území českých podniků Povodí podle Vodohospodářských věstníků za totéž období.

Průměrné látkové odpady LO_i vykazovaly na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ statisticky významnou kladnou lineární závislost na průměrném ročním průtoku Q_i ($r = 0,968$), zatímco průtokově rektifikované látkové odpady $LO_{rektif,i}$ byly na průtoku Q_i již statisticky nezávislé ($r = 0,001$).

Průměrné koncentrace $C_{pr,i}$ vykazovaly na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ pouze slabou negativní lineární závislost na Q_i ($r = 0,206$). U látkových odnosů je proto nějaká rektifikace na referenční průtok nutná, zatímco u průměrných koncentrací pouze vhodná.

Aplikujeme-li lineární regresní rovnici na závislost látkových odnosů LO_i na bilanci množství vypouštěného znečištění BZ_i , dostaneme významný úsek na ose pořadnic (odhad příčinku difuzních zdrojů znečištění) $9\,245\text{ g.s}^{-1}$ proti průměru látkových odnosů z let 1992–2000 $LO_{prům} = 9\,447\text{ g.s}^{-1}$. Vypočtená lineární regresní rovnice měla na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ statisticky nevýznamný koeficient korelace $r = 0,036$.

Uplatníme-li lineární regresní rovnici na závislost průtokově rektifikovaných látkových odnosů $LO_{rektif,i}$ na bilanci množství vypouštěného znečištění BZ_i , dostaneme významný úsek na ose pořadnic (odhad příčinku difuzních zdrojů znečištění) $8\,164\text{ g.s}^{-1}$. Vypočtená lineární regresní rovnice měla na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ statisticky významný koeficient korelace $r = 0,719$. Závislost je graficky znázorněna na obr. 1.

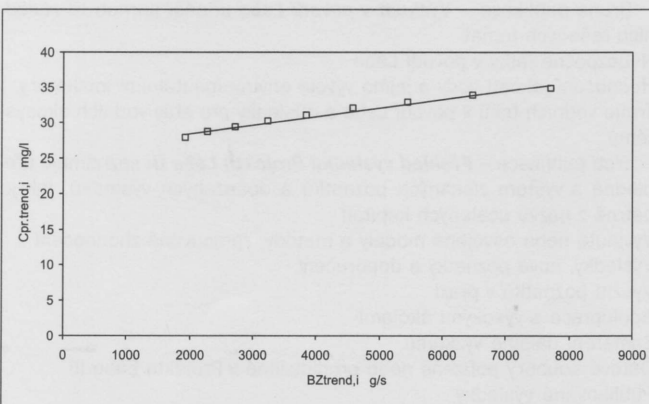


Obr. 1. Závislost rektifikovaného látkového odnosu $CHSK_{Cr}$ ($LO_{rektif,i}$) na bilanci vypouštěného $CHSK_{Cr}$ z bodových zdrojů znečištění (BZ_i) nad profilem Labe-Děčín v letech 1992–2000

Aplikujeme-li lineární regresní rovnici na závislost průtokově a trendově vyrovnaných látkových odnosů $LO_{trend,i}$ na bilanci množství trendově vyrovnaného vypouštěného znečištění $BZ_{trend,i}$, dostaneme významný úsek na ose pořadnic (odhad příčinku difuzních zdrojů znečištění) $8\,238\text{ g.s}^{-1}$. Vypočtená lineární regresní rovnice měla na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ statisticky významný koeficient korelace $r = 0,986$.

Uplatníme-li lineární regresní rovnici na závislost průměrné koncentrace $C_{pr,i}$ na bilanci množství vypouštěného znečištění BZ_i , dostaneme významný úsek na ose pořadnic (odhad příčinku difuzních zdrojů znečištění) $25,9\text{ mg.l}^{-1}$ proti průměru průměrných koncentrací z let 1992 až 2000 $C_{prům} = 31,2\text{ mg.l}^{-1}$. Vypočtená lineární regresní rovnice měla na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ statisticky významný koeficient korelace $r = 0,805$.

Aplikujeme-li lineární regresní rovnici na závislost průtokově a trendově vyrovnaných průměrných koncentrací $C_{pr,trend,i}$ na bilanci množství trendově vyrovnaného vypouštěného znečištění $BZ_{trend,i}$, dostaneme významný úsek na ose pořadnic (odhad příčinku difuzních zdrojů znečištění) $26,1\text{ mg.l}^{-1}$. Vypočtená lineární regresní rovnice měla na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ statisticky významný koeficient korelace $r = 0,987$. Závislost je graficky znázorněna na obr. 2.



Obr. 2. Závislost trendově vyrovnané průměrné koncentrace $CHSK_{Cr}$ ($C_{pr,trend,i}$) na trendově vyrovnané bilanci vypouštěného $CHSK_{Cr}$ z bodových zdrojů znečištění ($BZ_{trend,i}$) nad profilem Labe-Děčín v letech 1992–2000

Shrneme-li výsledky aplikace regresních rovnic pro odhad příčinku difuzních zdrojů znečištění pro ukazatel $CHSK_{Cr}$, můžeme odhadnout příčinek látkových odnosů na cca $8\,200\text{ g.s}^{-1}$ a příčinek průměrných koncentrací na cca 26 mg.l^{-1} – asi na 87 % průměrného látkového odnosu z období 1992–2000 a asi na 83 % průměru průměrných ročních koncentrací z hodnoceného období. To znamená, že aplikace nejlepších environmentálních postupů je nutná a je zcela namístě.

Odhad příčinku pro 1,2-dichlorethan

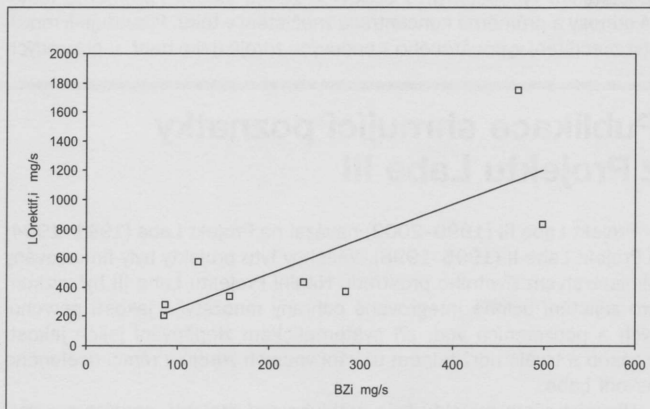
Zatímco $CHSK_{Cr}$ je příkladem ukazatele, pro který máme k dispozici kvalitní sledování jakosti vody v tocích i poměrně dobrou bilanci vypouštěného znečištění z evidovaných bodových zdrojů znečištění, je 1,2-dichlorethan ukazatel s relativně dobrým sledováním koncentrace v toku, ale s neúplnými informacemi o bilanci vypouštěného znečištění.

Pro výpočet odhadu příčinku difuzních zdrojů znečištění v ukazateli 1,2-dichlorethan jsme použili časovou řadu průměrných látkových odnosů a průměrných koncentrací (podle měřicího programu MKOL) v profilu Labe-Děčín v letech 1992–1999 a časovou řadu bilance vypouštěného znečištění v povodí českého Labe podle podkladů MKOL za totéž období.

Průměrné látkové odnosy LO_i i $LO_{rektif,i}$ vykazovaly na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ statisticky nevýznamnou zápornou lineární závislost na průměrném ročním průtoku Q_i ($r = 0,103$ a $0,394$), což neodpovídá fyzikální podstatě problému; je to způsobeno tím, že silnější závislost na čase (trend) ovlivňuje charakter závislosti látkových odnosů na průtoku vody. Průměrné koncentrace $C_{pr,i}$ vykazovaly na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ rovněž statisticky nevýznamnou negativní lineární závislost na Q_i ($r = 0,252$).

Aplikujeme-li lineární regresní rovnici na závislost látkových odnosů LO_i na bilanci množství vypouštěného znečištění BZ_i , dostaneme relativně menší úsek na ose pořadnic (odhad příčinku difuzních zdrojů znečištění) 167 mg.s^{-1} proti průměru látkových odnosů z let 1992–1999 $LO_{prům} = 547\text{ mg.s}^{-1}$. Vypočtená lineární regresní rovnice měla na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ statisticky nevýznamný koeficient korelace $r = 0,682$.

Uplatníme-li lineární regresní rovnici na závislost průtokově rektifikovaných látkových odnosů $LO_{rektif,i}$ na bilanci množství vypouštěného znečištění BZ_i , dostaneme nevýznamný úsek na ose pořadnic (odhad příčinku difuzních zdrojů znečištění) $16,13\text{ mg.s}^{-1}$. Vypočtená lineární regresní rovnice měla na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ statisticky významný koeficient korelace $r = 0,775$. Závislost je graficky znázorněna na obr. 3.



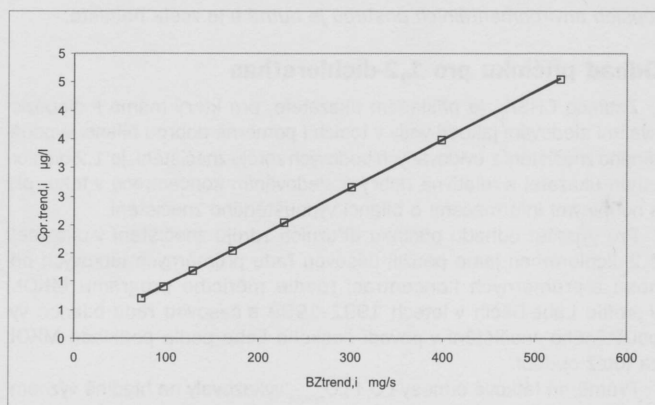
Obr. 3. Závislost rektifikovaného látkového odnosu 1,2-dichlorethanu ($LO_{rektif,i}$) na bilanci vypouštěného 1,2-dichlorethanu z bodových zdrojů znečištění (BZ_i) nad profilem Labe-Děčín v letech 1992–2000

Aplikujeme-li lineární regresní rovnici na závislost průtokově a trendově vyrovnaných látkových odnosů $LO_{trend,i}$ na bilanci množství trendově vyrovnaného vypouštěného znečištění $BZ_{trend,i}$, dostaneme nevýznamný záporný úsek na ose pořadnic (odhad příčinku difuzních zdrojů znečištění) $-18,35\text{ mg.s}^{-1}$. Vypočtená lineární regresní rovnice měla na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ statisticky významný koeficient korelace $r = 0,999$.

Uplatníme-li lineární regresní rovnici na závislost průměrné koncentrace $C_{pr,i}$ na bilanci množství vypouštěného znečištění BZ_i , dostaneme relativně malý úsek na ose pořadnic (odhad příčinku difuzních zdrojů znečištění) $0,644\text{ µg.l}^{-1}$ proti průměru průměrných koncentrací z let 1992–1999 $C_{prům} = 2,34\text{ µg.l}^{-1}$. Vypočtená lineární regresní rovnice měla na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ statisticky významný koeficient korelace $r = 0,760$.

Aplikujeme-li lineární regresní rovnici na závislost průtokově a trendově vyrovnaných průměrných koncentrací $C_{pr,trend,i}$ na bilanci množství

trendově vyrovnaného vypouštěného znečištění $BZ_{trend,i}$ dostaneme nevýznamný úsek na ose pořadnic (odhad přičinku difuzních zdrojů znečištění) $0,089 \mu\text{g.l}^{-1}$. Vypočtená lineární regresní rovnice měla na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ statisticky významný koeficient korelace $r = 0,999$. Závislost je graficky znázorněna na obr. 4.



Obr. 4. Závislost trendově vyrovnané průměrné koncentrace 1,2-dichloroethanu ($C_{pr.trend,i}$) na trendově vyrovnané bilanci vypouštěného 1,2-dichloroethanu z bodových zdrojů znečištění ($BZ_{trend,i}$) nad profilem Labe-Děčín v letech 1992–2000

Shrňme-li výsledky aplikace regresních rovnic pro odhad přičinku difuzních zdrojů znečištění pro ukazatel 1,2-dichloroethan, můžeme odhadnout přičinek látkových odnosů a přičinek průměrných koncentrací na hodnotu blízkou nule. To znamená, že aplikace nejlepších environmentálních postupů zřejmě nebude nutná a zcela postačí aplikovat u bodových zdrojů znečištění nejlepší dostupné techniky ve výrobě a dodržovat u nich emisní standardy.

Závěr

Popisovaná metoda odhadu přičinku difuzních zdrojů znečištění je použitelná, jsou-li k dispozici delší (alespoň 10leté) časové řady průměrných látkových odnosů a průměrných koncentrací (včetně průměrů průtoků vody ve dnech odběrů) a stejně dlouhé časové řady bilance množství vypouštěného znečištění z evidovaných bodových zdrojů znečištění.

Metoda je založena na předpokladu, že s klesajícím zatížením toků znečištěním vypouštěným z bodových zdrojů klesají i průměrné látkové odnosy a průměrné koncentrace znečištění v toku. Převažuje-li množství znečištění vypouštěného z bodových zdrojů (jako např. u cizorodých

látek) nad množstvím pocházejícím z difuzních zdrojů, vytvoří se poměrně statisticky významná závislost a extrapolací k nulovým hodnotám bilance množství vypouštěného znečištění z bodových zdrojů nalézáme zpravidla přičinky difuzních zdrojů znečištění blízké nule.

Je-li však množství znečištění vypouštěné z bodových zdrojů menší než z difuzních zdrojů, nebo převažuje-li výrazně znečištění pocházející z difuzních zdrojů znečištění (jako např. u CHSK_{Cr} , nerozpuštěných látek, celkového dusíku a dalších), pak závislost průměrných látkových odnosů a průměrných koncentrací na bilanci množství znečištění vypouštěného z evidovaných bodových zdrojů může být statisticky slabá a extrapolací dostáváme vysoké hodnoty přičinků difuzních zdrojů znečištění. Pak také musíme počítat s nutností uplatnit u difuzních zdrojů znečištění nejlepší environmentální postupy.

Podklady

- [1] Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky. *Official Journal L 327*, 22. 12. 2000, s. 1.
- [2] Nařízení vlády č. 61 z 29. 1. 2003, o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostí povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech. Sbírka zákonů, částka 24.
- [3] Nesměrák, I. Vyhodnocení sledování vybraných ukazatelů měřícího programu MKOL z let 1992–1999. Etapová zpráva k DÚ 07 Projektu Labe III, VÚV T.G.M., Praha 2001.
- [4] Nesměrák, I. Errors of Determining Material Load from a Watershed. *Limnologia* (Berlin) 1986, 17, 2, s. 251–254.

Ing. Ivan Nesměrák
VÚV T.G.M. Praha

Key words

non-point source of pollution, diffuse source of pollution, surface waters, assessment of addition

Assessing the Addition of Non-point and Diffuse Sources of Pollution (Nesměrák, I.)

The diffuse sources of pollution take part in polluting surface waters in the interest profile. If their addition in the interest profile is currently significant in comparison with the addition of point sources of pollution, after solving the problem of point sources it will be necessary to apply the so-called best environmental procedures so as to solve the problem of diffuse sources of pollution. The article shows one of the accessible methods of assessing the addition of diffuse sources of pollution in the interest profile.

Publikace shrnující poznatky z Projektu Labe III

Projekt Labe III (1999–2002) navázal na Projekt Labe (1991–1994) a Projekt Labe II (1995–1998). Všechny tyto projekty byly financovány Ministerstvem životního prostředí. Náplní Projektu Labe III byl výzkum pro zajištění účinné integrované ochrany množství a jakosti povrchových a podzemních vod, při systematickém zlepšování jejich jakosti a zásob a trvale udržitelném užívání vodních zdrojů v rámci uceleného povodí Labe.

Hlavním cílem projektu bylo prohlubování znalostí, analýza a syntéza poznatků v uceleném povodí Labe v intencích Rámcové směrnice 2000/60/ES, směřující zejména k

- vývoji postupů stanovení chemického a ekologického stavu (potenciálu) povrchových vod,
- vývoji postupů integrované ochrany povrchových a podzemních vod,
- hodnocení přínosů ochrany vod environmentálními indikátory.

Rozloha povodí Labe však neumožňuje věnovat se všem dílčím povodím do velké hloubky, proto byl projekt rozdělen na tři tematické okruhy:

- povodí Labe,
- vlastní tok Labe,
- modelové povodí Jizery.

Na závěr řešení projektu byly některé významné poznatky shrnuty do tří publikací vydaných Výzkumným ústavem vodohospodářským T. G. Masaryka.

První publikace PL III – **Výzkum na českém úseku toku Labe** prezentuje výsledky, které poslouží k naplňování požadavků české legislativy, rámcové směrnice EU o vodní politice a cílů Mezinárodní komise pro ochranu Labe. Popisovaná témata jsou zřejmá z obsahu publikace:

Podmínky přirozené reprodukce rybního společenstva

Význam záplavové zóny řeky Labe pro přirozenou reprodukci ryb

Kontaminace sedimentů v hlavním toku a záplavové zóně

Časově prostorové změny fytoplanktonu v Labi: vztah k úrovni živin a hydrologickým podmínkám

Dynamika nebezpečných látek a studium resuspendace sedimentů zatížených polutanty

Monitoring zatížení toku cizorodými látkami versus stabilita společenstva říčních ryb

Vliv Spolchemie na ekologický stav Labe

Využití kontinuálních dat z monitorovacích stanic MKOL k předpovědi průchodu vlny havarijního znečištění

Ekologický význam skutečných a potenciálních polutantů Labe

Hodnocení jakosti vody a jejího vývoje environmentálními indikátory

Druhá publikace – **Výzkum v povodí Labe** přináší shrnutí tří zásadních řešených témat:

Nebezpečné látky v povodí Labe

Hodnocení jakosti vody a jejího vývoje environmentálními indikátory

Trofie vodních toků v povodí Labe a důsledky pro stav vodních ekosystémů

Třetí publikace – **Přehled výsledků Projektu Labe III** seznamuje přehledně s výčtem získaných poznatků a dosažených výsledků, jak je patrné z názvů ucelených kapitol:

Vyvinuté nebo osvojené modely a metody, zpracovaná zhodnocení

Výsledky, nové poznatky a doporučení

Využití poznatků v praxi

Spolupráce s vysokými školami

Zaměření dalšího výzkumu

Datové soubory pořízené nebo prodloužené v Projektu Labe III

Publikované výsledky

Vydané publikace jsou příspěvkem k poznání a ochraně vod řeky Labe a jejího povodí.

POZNATKY Z OVĚŘOVÁNÍ METODY STANOVENÍ CHSK V ODPADNÍCH VODÁCH PODLE ČSN 75 7360 (STANOVENÍ ABSORBANCE)

Lenka Fialová, Radim Staněk

Klíčová slova

chemická spotřeba kyslíku, obsah organických látek, odpadní vody, absorbance

Souhrn

Článek shrnuje výsledky získané při ověřování metodiky stanovení CHSK v odpadních vodách pomocí měření absorbance podle ČSN 75 7360. Úkolem bylo zjistit, nakolik je metoda vhodná pro stanovení nebo alespoň pro odhad obsahu organických látek v odpadní vodě. Na základě získaných výsledků lze konstatovat, že je použitelná pouze pro odpadní vody s koncentracemi filtrované CHSK_{Cr} > 150 mg/l a přibližně odpovídá hodnotě CHSK_{Cr} stanovené dichromanovou metodou ve filtrovaném vzorku.

Cílem této studie bylo zjistit, nakolik je metoda měření absorbance podle ČSN 75 7360 použitelná pro stanovení, resp. alespoň pro věrohodný odhad obsahu organických látek v odpadní vodě.

CHSK (chemická spotřeba kyslíku) se jako základní indikátor organického znečištění vody stanovuje v chemických laboratořích nejčastěji pomocí dvou základních metod:

- Stanovení oxidací manganistanem (CHSK_{Mn})

Tato metoda je sice relativně jednoduchá a rychlá, avšak používá se převážně pro indikaci organických látek v povrchových vodách, kde se koncentrace pohybuje řádově v jednotkách až desítkách mg/l [1].

- Stanovení oxidací dichromanem (CHSK_{Cr})

Tato metoda se běžně používá pro stanovení obsahu organických látek v odpadních vodách a lze jí stanovit koncentrace pohybující se i v desítkách tisíc mg/l. Její nevýhoda spočívá v tom, že ke stanovení je třeba 2hodinového varu, po kterém ještě následuje buď titrační, nebo spektrofotometrická koncovka [1].

Při sledování kvality odtoku a přítoku na běžné ČOV (např. při hodnocení jejího provozu, resp. při úvahách o její rekonstrukci) se často stává, že vzorků odebraných k analýze je tolik, že je laboratoř není schopna všechny pojmout. Z tohoto důvodu není překvapivé, že existuje snaha o nalezení metody, která by poskytovala věrohodné výsledky a zároveň by byla časově méně náročnější. Jako metoda, která by mohla splňovat výše uvedená kritéria, bývá obvykle uváděna metoda stanovení absorbance podle ČSN 75 7360, která slouží pro účely indikace znečištění vody organickými látkami [2].

Podstatou této zkoušky je měření absorbance světla při vlnové délce 254 nm, která je způsobena některými rozpustnými organickými látkami přítomnými ve vzorku vody. Měření absorbance se provádí v čirém roztoku¹⁾ (po sedimentaci, odstředění nebo filtraci vzorku), takže stanovená hodnota by potom měla v případě odpadních vod odpovídat hodnotě filtrované CHSK stanovené dichromanovou metodou.

Kalibrační křivka

Jako u kterékoliv jiné, povahou podobné spektrofotometrické metody bylo i zde třeba proměřit závislost absorbance vzorku (při vlnové délce 254 nm) na koncentraci organických látek ve vzorku – kalibrační křivku. Pro tento účel byla použita kyselina benzoová, která je relativně dobře rozpustná v destilované vodě, absorbuje záření při zvolené vlnové délce a umožňuje proměření širokého spektra koncentrací. Absorbance se měřila proti destilované vodě. V tabulce 1 jsou uvedeny koncentrace kyseliny benzoové, odpovídající vypočtené hodnoty TSK (tzv. teoretická spotřeba kyslíku) a k tomu odpovídající naměřené absorbance pro všechny kalibrační roztoky²⁾.

¹⁾ Norma se zmiňuje i o případech, kdy se nepodaří získat čirý vzorek a vzorek i po fyzikální úpravě vykazuje zákal. V tomto případě se pozitivní chyba způsobená měřením slabě zakaleného vzorku od naměřené hodnoty odečte (viz stanovení podle části 7 ČSN 83 0530).

²⁾ ČSN 75 7360 (při použití kyvet s optickou dráhou 1 cm) připouští hodnoty absorbance v rozmezí od 0,01 do 0,5. Protože však byl dostupný takový spektrofotometrický přístroj (Unicam), který je schopen měřit absorbance až do hodnoty 3, bylo rozhodnuto, že se proměří taková řada kalibračních roztoků, aby ve vzorku s maximální koncentrací kyseliny benzoové byla naměřena absorbance přibližně 2,5. V případě nelinearity závislosti absorbance na TSK by pak vzorky překračující hodnotu absorbance 0,5 byly z kalibrační křivky vypuštěny.

Naměřené absorbance byly následně vyneseny do grafu v závislosti na vypočtených hodnotách TSK u všech kalibračních vzorků. Poté byla vyneseny body proložena kalibrační přímka a stanovena hodnota směrodatné odchylky, viz obr. 1.

Z proložené kalibrační přímky a vypočtené směrodatné odchylky je na první pohled zřejmé, že pro lineární závislost jsou použitelné všechny kalibrační roztoky (body) a není tak třeba žádné z této závislosti vyjmát.

Rovnice kalibrační přímky pro výpočet TSK (pro odpadní vody filtrované CHSK_{Cr}) z naměřené absorbance při vlnové délce 254 nm byla tedy tato:

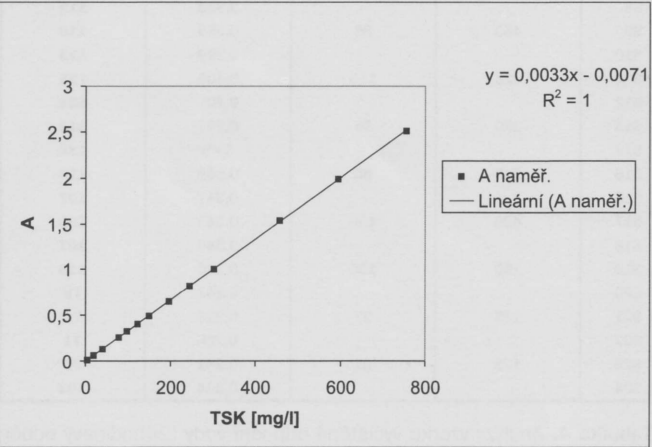
$$TSK = (A + 0,0071) / 0,0033 \sim CHSK_{Cr} \text{ filtrovaná}$$

Tabulka 1. Kalibrační křivka – naměřené hodnoty

Kalibrační roztok č.	Ředění	Druh roztoku	Objem vzorku [ml]	Koncentrace kyseliny benzoové [mg/l]	TSK vypočtená [mg/l]	A naměřená
1	50,00	ZR	1,00	2	4	0,005
2	10,00	ZR	5,00	10	20	0,057
3	5,00	ZR	10,00	20	39	0,123
4	2,50	ZR	20,00	40	79	0,257
5	2,00	ZR	25,00	50	98	0,326
6	15,87	SR	3,15	63	124	0,403
7	12,99	SR	3,85	77	151	0,495
8	10,00	SR	5,00	100	197	0,648
9	8,00	SR	6,25	125	246	0,815
10	6,49	SR	7,70	154	303	1,005
11	4,29	SR	11,65	233	458	1,530
12	3,30	SR	15,15	303	595	1,983
13	2,60	SR	19,20	384	755	2,509

kyselina benzoová
standardní roztok: M = 122,1246 g/mol
c (SR) = 100 mg/l
zásobní roztok: c (ZR) = 1 000 mg/l
vlnová délka: 254 nm

TSK = 1,97 g/g
kyveta: 1 cm



Obr. 1. Kalibrační křivka

Takto získanou rovnicí kalibrační přímky bylo dále nutné experimentálně ověřit na reálných vzorcích odpadní vody, odebraných při sledování konkrétních čistíren odpadních vod. Pro toto ověření byly použity vzorky odpadní vody ze dvou lokalit. První lokalitou byla čistírna průmyslové odpadní vody textilní firmy s vysokým obsahem barviv, druhou potom čistírna komunální odpadní vody v malé obci o cca 500 obyvatelích a bez průmyslu.

Experimentální ověření metody

Odpadní voda z textilního průmyslového podniku

Na ČOV textilního podniku přitéká směs průmyslové odpadní vody pocházející z barvírního textilu a splaškové vody z firmy. Pro čištění této směsné odpadní vody se využívá chemický proces koagulace, která se provádí odpadní zelenou skalicí a popř. specifickými organickými flokulanty. Během ověřování funkčnosti tohoto procesu tak byly na této čistírně odebrány prosté i 24hodinové slévané vzorky přítoku, resp. odtoku [3].

U všech testovaných vzorků byly stanoveny hodnoty CHSK_{Cr} a filtrované CHSK_{Cr}, a byla také proměřena absorbance filtrovaných vzorků při vlnové délce 254 nm a z ní vypočtena hodnota CHSK podle výše uvedené rovnice kalibrační přímky. Výsledky jsou uvedeny v tabulce 2.

Jak je zřejmé z výsledků uvedených v tabulce 2, CHSK vypočtená pomocí výše uvedené rovnice kalibrační přímky skutečně poměrně přesně odpovídala hodnotám filtrované CHSK_{Cr}. Významnější odchylka byla zaznamenána pouze u odtoku č. 2, kde byla filtrovaná CHSK_{Cr} rovna pouze 100 mg/l.

Tabulka 2. Analýzy vzorků z ČOV průmyslového podniku

Označení vzorku	Popis vzorku	Datum odběru	Čas odběru	Ředění	A 254 nm	CHSK vypočtená [mg/l]	CHSK _{cr} [mg/l]	CHSK _{cr} filtrovaná [mg/l]
P1	přítok	25. 6. 01	11:30	5	0,268	417	590	390
O1	odtok	25. 6. 01	16:00	3	0,316	294	300	270
P2	přítok	26. 6. 01	07:00	2	0,310	192	270	215
O2	odtok	26. 6. 01	10:00	1	–	73	110	100
Osl	sl. odtok	26. 6. 01	10:00	2	0,354	219	230	200

Odpadní vody z malé aglomerace

Na ČOV přitéká městská odpadní voda, která je zde čištěna klasickou biologickou aktivací s odstraňováním organického uhlíku, dusíku a částecí i fosforu. Na této čistírně byly po dobu jednoho týdne odebrány vždy po 1 hodině vzorky za účelem vytvoření teoretického matematického modelu, a bylo tak k dispozici velké množství vzorků [4]. Záměrem bylo v tomto případě zjistit, zda by se na stanovování takového množství vzorků mohla právě aplikovat metoda stanovení absorpce.

U všech vzorků odtoku a přítoku odebraných během prvního dne sledování byly stanoveny hodnoty CHSK_{cr}, filtrované CHSK_{cr}, a byla také proměřena absorpance filtrovaných vzorků při vlnové délce 254 nm a z ní vypočtena hodnota CHSK podle výše uvedené rovnice kalibrační přímky. Výsledky jsou uvedeny v tabulkách 3 a 4.

Tabulka 3. Analýzy vzorků surové odpadní vody (24hodinový odběr) z malé aglomerace

	CHSK _{cr}	CHSK _{cr} filtrovaná	A	CHSK vypočtená
S1	160	48	0,375	116
S2			0,37	114
S3	145	64	0,406	125
S4			0,384	119
S5	370	105	0,372	115
S6			0,393	121
S7	385	90	0,379	117
S8			0,363	112
S9	450	86	0,355	110
S10			0,399	123
S11	325	115	0,405	125
S12			0,401	124
S13	280	86	0,382	118
S14			0,45	139
S15	215	80	0,368	114
S16			0,347	107
S17	420	130	0,343	106
S18			0,346	107
S19	160	135	0,366	113
S20			0,242	76
S21	135	27	0,226	71
S22			0,226	71
S23	125	21	0,242	76
S24			0,334	103

Tabulka 4. Analýzy vzorků vyčištěné odpadní vody (24hodinový odběr) z malé aglomerace

	CHSK _{cr}	CHSK _{cr} filtrovaná	A	CHSK vypočtená
O1	11		0,177	55,8
O2			0,182	57,3
O3	27		0,182	57,3
O4			0,177	55,8
O5	16		0,174	54,9
O6			0,176	55,5
O7	5		0,175	55,2
O8			0,175	55,2
O9	32		0,174	54,9
O10			0,174	54,9
O11	21		0,176	55,5
O12			0,174	54,9
O13	21		0,175	55,2
O14			0,178	56,1
O15	21		0,184	57,9
O16			0,175	55,2
O17	21		0,176	55,5
O18			0,175	55,2
O19	21		0,174	54,9
O20			0,173	54,6
O21	21		0,174	54,9
O22			0,174	54,9
O23	16		0,171	54,0
O24			0,17	53,7
Sslév.	290		0,364	112,5
Oslév.	16		0,182	57,3

Z obou uvedených tabulek vyplývá, že až na malé výjimky se CHSK vypočtená pomocí výše uvedené rovnice kalibrační přímky značně rozcházela s hodnotami filtrované CHSK_{cr}. Vzhledem k tomuto závěru bylo rozhodnuto, že metoda stanovení absorpance nebude dále pro účely sledování této ČOV používána.

Shrnutí výsledků

Metoda stanovení absorpance podle ČSN 75 7360 je tedy na základě výše uvedených výsledků použitelná pouze pro odpadní vody s koncentracemi filtrované CHSK_{cr} > 150 mg/l a získané hodnoty přibližně odpovídají CHSK_{cr} stanovené dichromanovou metodou ve filtrovaném vzorku.

Při použití této metody pro stanovení CHSK s koncentracemi nižšími než 150 mg/l se nepodařilo získat dostatečně spolehlivé hodnoty a metodu nelze doporučit k použití.

Vzhledem k malému počtu testovaných vzorků (nízké spolehlivosti) je však nutné poznamenat, že v případě zájmu o využití této metody při sledování parametrů jakékoliv ČOV je žádoucí si tuto shodu nejprve alespoň u několika reálných vzorků z dané ČOV ověřit.

Literatura

[1] Horáková, M. Analytika vody. VŠCHT FTVP Praha, 2000.
[2] ČSN 75 7360 Stanovení absorpance. Jakost vod.
[3] Tymichová, L. Posudková činnost pro ČiŽP. Závěrečná zpráva dílčího výzkumného úkolu 1021.04 Praha, prosinec 2001.
[4] Štastný, V. aj. Integrovaný přístup při návrhu rekonstrukcí a modernizací ČOV. Zpráva řešení projektu NAZV QCO244 (úkol ÚV T.G.M. č. 6430) v roce 2001, Praha, leden 2002.

Ing. Lenka Fialová, Ing. Radim Staněk
Praha

Key words

chemical oxygen demand (COD), content of organic substances, waste waters, absorbance

Knowledge Obtained from Verifying the Method of COD Determination in Waste Waters According to the Standard ČSN 75 7360 (Absorbance Determination) (Fialová, L., Staněk, R.)

The article summarizes the results obtained from verifying the methodology of COD determination in waste waters by means of absorbance measurement according to the standard ČSN 75 7360. The aim was to find out how far the method is suitable for determining, or at least estimating, the content of organic substances in waste water. On the basis of the obtained results it is possible to conclude that it is applicable only to waste waters with concentrations of a filtrated COD_{cr} > 150 mg/l, corresponding approximately to a COD_{cr} value determined by the dichromate method in a filtrated sample.



VODATECH, s.r.o.
Milotická 499/40
696 04 Svatobořice-Mistřín

VÝROBCE ZAŘÍZENÍ PRO ČISTÍRNÝ ODPADNÍCH VOD

FLOTAČE
ROTAČNÍ SÍTA
SEPARÁTORY
ŠNEKOVÉ LISY

CHEMICKÉ JEDNOTKY
AERAČNÍ SYSTÉMY
OBSLUŽNÉ LÁVKY

Tel.: 518 620 962-4
e-mail: vodatech@vodatech.net

Fax: 518 620 962
http://www.vodatech.net

„Chraňte tu vodu, nedejte, aby osleplelo prastaré zrcadlo hvězd...“
(J. Skácel: Modlitba za vodu)

Zemřel prof. Ing. Ladislav Žáček, DrSc.

V pátek 26. září 2003 jsme se rozloučili s prof. Ing. Ladislavem Žáčkem, DrSc. Po ročním statečném boji podlehl zákeřné nemoci. Odešel člověk, který zasvětil nejpłodnější léta svého života problémům a rozvoji vodárenských technologií. Na tomto poli získal všechny hodnoty, kterých lze ve vědě a pedagogické činnosti dosáhnout. Jeho odchodem ztrácí odborná, zejména vodárenská vodohospodářská veřejnost, osobnost nejpovolnější.

Po absolvování studia v roce 1959 na Fakultě paliv a vody VŠCHT v Praze nastoupil na Ředitelství vodohospodářských děl (pozdější ŘVR) v Praze a specializoval se na úpravu vody. Během svého působení ve Výzkumném ústavu vodohospodářském (od r. 1963 do r. 1996) se v tomto oboru v rozšiřujícím se okruhu odborné veřejnosti stal postupně uznávaným a stále známějším odborníkem. V roce 1972 obhájil kandidátskou disertační práci „Zjednodušený matematický model koagulačních procesů probíhajících při úpravě vody“. Doktorskou práci „Úprava huminových vod čiřením“ obhájil v roce 1990. Tématem jeho docentské habilitační práce v roce 1995 bylo „Odstraňování hliníku z huminových vod“. Dne 15. prosince 1998 byl jmenován tehdejší prezidentem České republiky Václavem Havlem vysokoškolským profesorem pro obor chemie a technologie ochrany životního prostředí.

Jeho pedagogická činnost začínala vedením a oponováním diplomových prací převážně na VŠCHT – Ústavu technologie vody a prostředí, pokračovala vedením a oponováním kandidátských a doktorandských prací. Od přednášek v Energetickém institutu Praha (pro pomaturitní studium vodního hospodářství 1975–1990) se jeho pedagogická činnost rozšířila prostřednictvím výuk v postgraduálním studiu na VŠCHT Praha i jinde, například na Českou zemědělskou univerzitu v Praze. Technologii úpravy pitných vod, speciální vodárenskou technologii a hydrochemii přednášel od roku 1994 do roku 2002 na VUT Brno, Chemické fakultě – Ústavu chemie a technologie ochrany životního prostředí.

Profesor Žáček za sebou zanechal řadu odborných prací publikovaných v mezinárodních a národních časopisech s recenzním řízením i ve sbornících; referátových a přehledných článků, učebních textů, učebnic a monografií na tomto místě jen těžko v úplnosti citovatelnou. Jde

o více než sto výzkumných zpráv, přes 300 odborných publikací včetně osmi knih a osmi účelových publikací. V rámci činnosti pedagogické byl autorem nebo spoluautorem celkem osmi učebních textů, skript a vysokoškolských učebnic.

Výsledky své vědecké a teoretické činnosti uplatňoval též v technické realizaci. Byl autorem či spoluautorem 12 patentů a autorských osvědčení (z nichž tři byly zčásti realizovány) a 15 zlepšovacích návrhů (z nichž šest bylo realizováno na úpravách vody).

Od roku 1975 do roku 1995 byl pověřován koordinací komplexních výzkumných úkolů (rezortních a státních). Nelze opominout ani celou řadu expertních posudků z oboru technologie úpravy vody pro pitné účely vypracovanou buď pro státní správu, vodohospodářské organizace, nebo pro průmyslové podniky.

Profesor Žáček byl v roce 1993 hlavním autorem ČSN 75 7214 „Jakovost vod. Surová voda pro úpravu na pitnou vodu“. Podílel se i na tvorbě nového zákona a vyhlášky MZe týkající se této problematiky.

Během práce ve VÚV byl dlouholetým členem redakční rady časopisu VTEI, v letech 1994 až 1996 byl jejím předsedou. V redakční radě časopisu SOVAK působil od samého začátku, tj. od nultého čísla v prosinci 1991 až do konce svého života.

Dále byl členem oborové rady aplikované a krajinné ekologie VŠCHT Praha, členem vědecké rady FTOP VŠCHT Praha, interní vědecké rady VÚV T.G.M. Praha, členem státní komise pro státní zkoušky oboru technologie úpravy vody (VŠCHT Praha), členem komise pro státní zkoušky na Stavební fakultě v Brně a členem komise pro obhajoby doktorandských a doktorských prací. Působil v Národním komitétu mezinárodní organizace IWSA (International Water Supply Association), od roku 1991 do roku 1993 byl jejím místopředsedou a po dvě období, od roku 1993 do roku 1997, jejím předsedou.

Profesoru Žáčkovi bylo uděleno též několik čestných uznání a medailí (MLVH, VTS, VÚV a SOVAK). Medaile prof. PhDr. Ferdinanda Schulze mu byla předána za mimořádné zásluhy o rozvoj oboru technologie vody v roce 1991.

S odchodem prof. Ing. Ladislava Žáčka, DrSc., ztrácí vodohospodářská veřejnost nejen mezinárodně uznávaného odborníka, ale také hluboce lidského a čestného kolegu. Výsledky jeho práce, jeho celoživotního díla, budou využívány i dalšími generacemi.

Nezapomeneme.

Ing. Jana Hubáčková, CSc.

INTEGROVANÝ PŘÍSTUP PŘI NÁVRHU REKONSTRUKCÍ A MODERNIZACÍ ČOV – VÝSLEDKY ŘEŠENÍ V ROCE 2002

Václav Šťastný, Martin Novák

Klíčová slova

rekonstrukce a modernizace ČOV, matematické modelování, ekonomická kritéria

Souhrn

Článek se zabývá výsledky řešení projektu Integrovaný přístup při návrhu rekonstrukcí a modernizací ČOV získanými v roce 2002. Pokračovalo ověřování matematického modelu řízení provozu na ČOV Nebuše, dále bylo zahájeno ověřování systému hodnocení v rámci posuzování ČOV, jejich skupin a typů a byl zpracován návrh na zjednodušení matematických rovnic k výpočtu dosazovacích nádrží. Významnou součástí projektu bylo také stanovení ekonomických kritérií pro posuzování malých ČOV. Projekt pokračuje i v roce 2003.

V roce 2002 pokračovalo v rámci Národní agentury pro zemědělský výzkum MZe (NAZV) řešení projektu „Integrovaný přístup při návrhu rekonstrukcí a modernizací ČOV“, jehož nositelem a hlavním řešitelem je VÚV T.G.M. ve spolupráci s VŠCHT, ČVUT a firmou AERAQA Praha.

Cílem projektu je zpracování návrhu komplexního systému pro přípravu, rekonstrukci a provoz čiřtění odpadních vod s maximálním využitím moderních technologických prvků. Způsob řešení projektu a jeho výsledky do roku 2001 (řešení projektu bylo zahájeno v roce 2000) byly popsány v článku ve VTEI č. 2/2002 [1]. Tento příspěvek přináší informace o výsledcích řešení za rok 2002.

V roce 2002 proběhly především následující práce:

- Bylo provedeno další ověřování matematického modelu řízení provozu ČOV, a to na lokalitě ČOV Nebuše. Výsledkem bylo zpracování obsáhlé studie zabývající se možnostmi využití matematických modelů v oboru čiřtění odpadních vod [2]. Ve studii jsou naznačeny možnosti aplikace genetických algoritmů pro odvození optimálních pravidel použitelných pro provoz řízení ČOV. Studie dále navazuje na předchozí výzkum v oblasti aplikací umělých neuronových sítí a popisuje velice nadějný přístup neuro-fuzzy modelů, který je následně aplikován na data získaná v roce 2002. Konkrétní aplikace se zaměřila na konstrukci predikce CHSK v surové vodě pomocí ostatních snadno měřitelných veličin, a to ve vazbě na předchozí vývoj systému. Mezi daty byly objeveny velmi významné vazby, což umožňuje zkvalitnit proces rozhodování a řízení ČOV.

- Bylo zahájeno ověřování systému hodnocení v rámci posuzování ČOV a jejich skupin a typů. Během prací na řešení této etapy bylo zpracováno hodnotové rozčlenění jednotlivých kritérií pro posuzování ČOV, a to jak kritérií popisujících funkci ČOV, tak i kritérií mimoekonomických. Systém hodnocení skupin technologií čiřtění odpadních vod byl pro tuto oblast předběžně dokončen a aplikován na vzorové skupině ČOV. V rámci výzkumné zprávy jsou zpracovány údaje z vybraných 16 čiřtění odpadních vod, na kterých byly srovnávány údaje o nákladech ve vztahu k velikosti ČOV. Byly srovnávány soubory dat týkající se
 - provozních nákladů,
 - investičních nákladů v cenové hladině roku 2000,
 - průměrné koncentrace znečištění na přítoku a na odtoku,
 - celkového množství přiváděného a vypouštěného znečištění,
 - celkových provozních a investičních nákladů.

Výsledky jsou shrnuty v dílčí zprávě o řešení úkolu [3].

- V roce 2002 probíhalo ověřování dalších inovačních prvků dosazovacích nádrží. Ve zprávě [4] jsou shrnuty výsledky provozních měření na lokalitách Sušice, Turnov, Hranice (počet lokalit byl rozšířen především proto, že na ČOV Sušice bylo sledování přerušeno povodněmi), kde bylo použito inovované vybavení dosazovacích nádrží v souladu s návrhy

řešení z roku 2001 a 2002. V rámci řešení byly ověřeny funkce následujících inovačních prvků dosazovacích nádrží (a to s velmi dobrými výsledky)

- vtokového deflektoru nátokové roury,
- hydropneumatického systému stahování plovoucích nečistot,
- uzavřené flokulační zóny s vertikálním mícháním a řízenou výtokovou rychlostí (v mělké i hluboké kruhové dosazovací nádrži).

• Byl také zpracován návrh na zjednodušení matematických rovnic k výpočtu dosazovacích nádrží, výsledky prací v roce 2002 jsou shrnuty v dílčí zprávě [5]. Tyto práce se soustředily na získání podkladů pro popis vlivu kalového indexu na poměr mezi skutečnou a teoretickou koncentrací vratného kalu, současně pokračovaly práce na vyhodnocení vlivu velikosti recirkulace (recirkulačního poměru) na poměr mezi skutečnou a teoretickou koncentrací vratného kalu. Získané podklady byly využity pro předběžnou podobu zjednodušení návrhového postupu dosazovací nádrže. Ukázalo se, že primární vliv obtížně definovatelných vstupních podmínek, jakými jsou kalový index a různý stupeň nehomogenity hmotnostního proudění v dosazovací nádrži, není možné exaktně popsat jasnými závislostmi. Proto je vhodné generovat zjednodušený postup návrhu dosazovací nádrže překrývajícím vliv těchto parametrů. První návrh je předložen k diskusi.

• V rámci projektu byla také stanovena ekonomická kritéria pro posuzování malých ČOV. Základem řešení byly ekonomické analýzy podkladových materiálů k investičním a provozním nákladům malých ČOV, získaných řešitelem v rámci řešení úkolu. Základními ekonomickými kritérii pro malé ČOV jsou investiční a provozní náklady vyjádřené jako specifické hodnoty vztahované na jednoho ekvivalentního obyvatele. Závěrečná zpráva této dílčí části projektu [6] má tři konkrétní výstupy

- závislost specifických investičních nákladů odděleně pro oblast malých ČOV do 500 EO a pro oblast od 500 do 5 000 EO,
- závislost specifických provozních nákladů odděleně pro oblast malých ČOV do 5 000 EO,
- navržená vzorová sestava pro propočet provozních nákladů malé ČOV.

Výstupy jsou přímo využitelné pro srovnávací analýzy nebo jako vstupní hodnoty pro cost-benefit analýzy variantních řešení v rámci studií proveditelnosti. Výstupy budou využity rovněž při zpracování krajských plánů rozvoje vodovodů a kanalizací, kde je úloha malých ČOV ve výhledu dominantní z pohledu nových investic. Budou samozřejmě využity také při dalším řešení projektu, především při aplikaci metod hodnotové analýzy na hodnocení technologií čištění odpadních vod.

• Bylo zpracováno pokračování literární rešerše o anaerobně-aerobním čištění odpadních vod. Etapová zpráva [7] je doplněním literární rešerše zpracované v rámci řešení projektu v roce 2000.

V roce 2003 budou dokončeny v rámci projektu práce na části řešení „Literární rešerše o separaci kalu“. Závěrečná zpráva bude zahrnovat především návrh zjednodušení matematických rovnic na výpočet dosazovacích nádrží a souhrn poznatků týkajících se aplikace inovačních prvků dosazovacích nádrží.

Bude pokračovat ověřování použití matematických modelů na ČOV, a to včetně ověřování postupů k hodnocení dlouhodobého sledování jedné lokality.

Dále bude postupovat i ověřování systému posuzování skupin ČOV a jejich typů metodou hodnotové analýzy a pro kritéria hodnocení ČOV

budou metodou párového srovnání upřesněny váhy a určen hodnotový rozsah ve spolupráci se širším kolektivem hodnotitelů z řad odborné veřejnosti.

Pokračovat bude také ověřování optimálního postupu hodnocení provozu ČOV a v roce 2003 bude zpracován návrh metodického pokynu pro optimální sledování a hodnocení ČOV.

Dílčí výzkumné zprávy o řešení projektu v roce 2002 je možné si objednat za provozní náklady (poštovné, balné a náklady za množení a vazbu) na adrese Ing. Martin Novák, sekce 240 VÚV T.G.M. Praha, Podbabská 30, 160 62 Praha 6, nebo na emailové adrese neuro-nek@seznam.cz

Literatura

- [1] Novák, M. a Fuchs, P. Integrovaný přístup při návrhu rekonstrukcí a modernizací ČOV. *VTEI*, 2, 2002, s. 9–10.
- [2] Grünwald, A. a Fošumpauer, P. Ověření funkce matematických modelů při sledování ČOV. Zpráva spolunositelů úkolu, Praha, 2002.
- [3] Fuchs, P. a Písařová, M. Podklady pro hodnocení skupin čistěních odpadních vod. Zpráva spolunositelů úkolu, Praha, 2002.
- [4] Kosová, B. Ověřování inovačních prvků dosazovacích nádrží. Zpráva spolunositelů úkolu, Praha, 2002.
- [5] Kosová, B. Zpracování a ověřování podkladů pro návrh koncepce zjednodušení matematických rovnic pro navrhování dosazovacích nádrží. Zpráva spolunositelů úkolu, Praha, 2002.
- [6] Kosová, B. Určení ekonomických kritérií pro malé ČOV. Zpráva spolunositelů úkolu, Praha, 2002.
- [7] Felberová, L. a Novák, M. Ověřování provozu čištění odpadních vod v kombinaci anaerobního a aerobního čištění. Zpráva spolunositelů úkolu, Praha, 2002.

Ing. Václav Šťastný, Ing. Martin Novák
VÚV T.G.M. Praha
tel. 220 197 249

Key words

wastewater treatment plants, reconstruction and modernization, mathematical modelling, economic criteria

An Integrated Approach to Designing Reconstructions and Modernizations of Wastewater Treatment Plants: Results of the 2002 Solution (Šťastný, V., Novák, M.)

The article deals with the results obtained in 2002 from solving the project 'An Integrated Approach to Designing Reconstructions and Modernizations of Wastewater Treatment Plants'. A verification has continued of a mathematical model of operating the Nebušice wastewater treatment plant. Furthermore, a verification has been launched of the assessment system in classifying wastewater treatment plants, their groups and types, and a proposal has been elaborated with a view to simplifying mathematical equations for the calculation of settling tanks. A significant part of the project was also the determination of economic criteria for assessing small wastewater treatment plants. The project is being continued.

Rekonstrukce a modernizace knihovny VÚV T.G.M. Praha po povodni 2002

Katastrofální povodeň 13.–18. 8. 2002 značně zničila původní, od roku 1919 postupně vytvářený knihovní fond VÚV T.G.M. v Praze. Malá část tohoto knihovního fondu zůstala zachována (díky tomu, že v době povodně byla rozpůjčená). K opětovné restauraci knihovního fondu (co do počtu tištěných knihovních jednotek) výrazně napomohly také nezištné knihovní dary cca 32 dárců (jiných knihoven, organizací a soukromých osob). Současný rozsah knihovního fondu z oblasti „voda“ a „odpady“ tak činí cca 4 000 knihovních jednotek.

Obnova plné funkce knihovny, jakož i všech činností střediska vědeckotechnických informací (SVTI) v Praze na úroveň před povodní 2002 (stavební rekonstrukce, aktuální zkatalogizování všech fyzicky existujících knihovních jednotek atd.), v podstatě probíhala do října 2003.

Neočekaná devastace knihovny se však zároveň stala pozitivní výzvou nejen ke vhodnějšímu (i pro velkou povodeň nedosažitelnému) prostorovému zabezpečení rekonstruované knihovny, hlavně však k racionální modernizaci jejích funkcí v souladu s celosvětovým trendem elektronizace knihoven a zpřístupňování jejich primárních a sekundárních informačních zdrojů na internetu.

Díky podpoře a vstřícné spolupráci vědecké rady VÚV T.G.M. byla zpracována výchozí koncepční studie k modernizaci a postupné elek-

tronizaci knihovny v Praze. Ta nejprve rekapituluje dosavadní práce na rekonstrukci knihovny a komentuje „úkoly“ vědecké rady k prezentaci výzkumných a dalších odborných prací VÚV T.G.M. i představu o dalším rozvoji knihovny.

Těžiskem koncepční studie jsou „úkoly pro knihovnu“ ve smyslu modernizace činností (aplikací moderního knihovnického software), postupné elektronizace knihovního fondu v oblasti „vody“ a „odpadů“ v podobě digitálních, popř. i digitalizovaných informačních dokumentů (knih, časopisů, výzkumných zpráv aj.), včetně možností přístupu k vybraným plnotextovým databázím v souladu s růstem významu informačního sektoru (průmyslu) při rozvoji informační společnosti ve světě i u nás.

Je předložena typologie informačních dokumentů, kategorizace elektronických (off-line a on-line) dokumentů a možnosti propojování elektronických informačních zdrojů virtuálních knihoven světa prostřednictvím globální počítačové sítě – internetu. Stručně se analyzují možnosti přístupu VÚV T.G.M. do světových plnotextových knihovních databází a technické a softwarové předpoklady postupné systematické elektronizace knihovny v Praze. Uvedena je krátká charakteristika knihovního software KP-win (využívá jej např. Povodň Vltavy, AOPK, ČHMÚ aj.), k jehož volbě směřuje naše představa o softwarové podpoře automatizace činností knihovny v Praze. V závěru je uveden výkladový přehled cca 90 nejfrekventovanějších pojmů základní terminologie knihovnicko-informační vědy.

Ing. Jaroslav Veselý, CSc.

PRODUKCE A VYUŽITÍ KALŮ Z ČOV

Marie Michalová

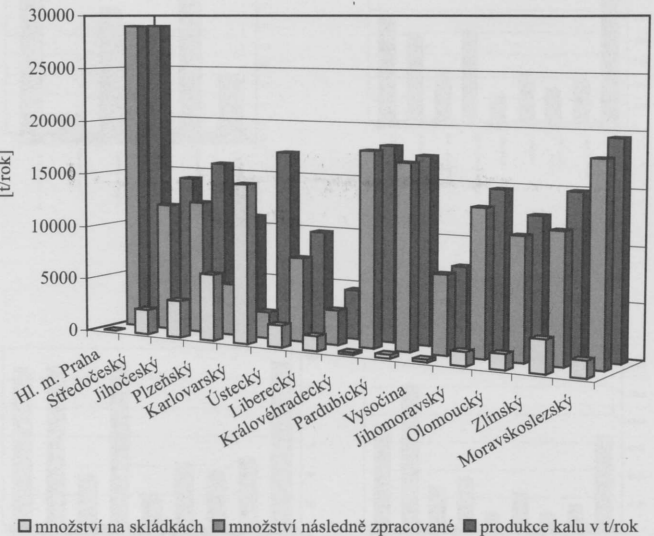
Klíčová slova

hodnocení možností a způsobů nakládání s čistírenskými kaly, produkce kalu, složení kalu, zákon o odpadech a prováděcí předpisy, využití kalu v zemědělství, kompostování, rekultivace, skládkování, energetické využití

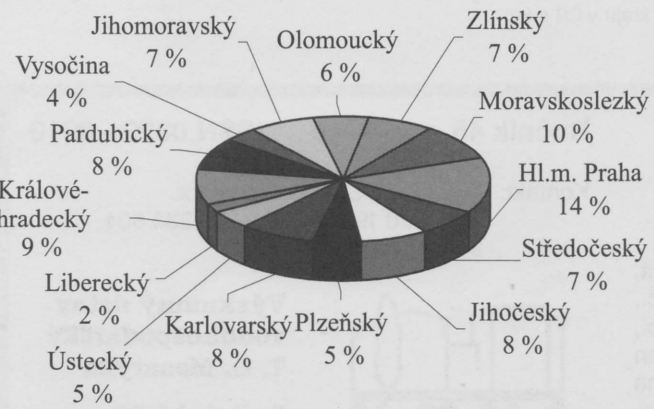
Souhrn

Článek vychází z řešení úkolu „Množství a hodnocení způsobů využití kalů z ČOV“. Cílem řešení je hodnocení možností a způsobů nakládání s čistírenskými kaly v ČR v souladu s novým zákonem č. 185/2001 Sb., o odpadech a jeho prováděcími předpisy, zejména vyhláškou MŽP č. 382/2001 Sb., o podmínkách použití upraveného kalu na zemědělské půdě. Cílem úkolu je prohlubovat a rozšiřovat znalosti pro optimální řešení zachrany organické hmoty v životním koloběhu a publikovat jeho výsledky. Konkrétně jde o vývoj a ověřování nástrojů pro hodnocení účinnosti zákona o odpadech a o posuzování dalších metod využívání a odstraňování kalů z ČOV, jako je např. kompostování a rekultivace.

Tento problém se stále více dostává do centra pozornosti jak v členských zemích EU, tak i u nás, a to samozřejmě v souvislosti s připravovaným vstupem ČR do EU. Rostoucí zájem o využití kalů – recyklaci – je v posledních letech v zemích EU důsledkem zprísnění požadavků na snižování množství biodegradabilního odpadu ukládaného na skládky (čistírenské kaly do biodegradabilního odpadu patří) a zákazu vypouštět kaly do moře v přímořských státech. Recyklace kalů patří zároveň mezi nejlevnější způsoby odstraňování kalů. V zemích EU je v současnosti proto již recyklováno cca 40–45 % čistírenských kalů,



Obr. 1. Produkce a nakládání s kaly z ČOV v krajích ČR v roce 2001
Zdroj: ČSÚ



Obr. 2. Podíl jednotlivých krajů v ČR na produkci kalů za rok 2001

přičemž většina z tohoto množství je využívána v zemědělství. Zbývající část kalů je ukládána na skládky (30–35 %), spalována (15–20 %) nebo jinak využívána (5–10 %), zejména ve stavebnictví. V tabulce 1 uvádíme přehled o produkci kalů a způsobů nakládání s nimi v členských zemích EU z let 1980 až 1990, a to v absolutním i procentním vyjádření. Pro porovnání jsme připojili do tabulky hrubý přepočtení produkce kalu na 1 obyvatele v jednotlivých zemích a dále doplnili údaje z dostupných pramenů za Českou republiku a zároveň i podle možnosti aktuální zpřesnění údajů u některých zemí – ve spodní části tabulky jsou údaje z let 2000–2001 (v tabulce tučně vtištěno). Pro některé země je z uvedených údajů možno zároveň usoudit, jaký byl vývoj situace v nakládání s kaly v průběhu uplynulých 10 let.

Tabulka 1. Přehled o produkci kalů a způsobech nakládání s nimi v zemích EU

Země		Zemědělství		Ukládání na skládky		Spalování/ Termální zpracování		Ukládání do moře		Celkem		Specifická produkce kalu
název	počet obyv. v mil. (1980–89)	tis. tun za rok	%	tis. tun za rok	%	tis. tun za rok	%	tis. tun za rok	%	tis. tun za rok	%	kg/obyv. za rok
Německo	78	698	32	1286	59	196	9	0	0	2180	100	27,9
Anglie a Wales	57	507	53	151	16	66	7	234	24	958	100	16,8
Irsko	3,5	7	30	4	17	0	0	12	52	23	100	6,6
Itálie	57,3	270	34	440	55	90	11	0	0	800	100	14,0
Belgie	9,9	8	28	15	52	6	21	0	0	29	100	2,9
Řecko	10	0	0	15	100	0	0	0	0	15	100	1,5
Lucembursko	0,4	12	80	3	20	0	0	0	0	15	100	37,5
Holandsko	14,5	127	64	55	28	6	3	11	6	199	100	13,7
Portugalsko	10,4									25	100	2,4
Španělsko	39	173	62	28	10	0	0	79	28	280	100	7,2
Švédsko 1988	8,4	108	60	72	40		0		0	180	100	21,4
Rakousko 1989	7,6	57	29	67	34	74	37		0	198	100	26,1
Francie	55,9	234	28	446	52	170	20	0	0	850	100	15,2
ČR 2000	10,7		34*		21		1		0	207	100	19,3
Německo			40		31		22		0			
UK			45		8		5		32			
Francie			58		24		18		0		100	
Holandsko			26		54		1		0			
Itálie			33		56		1		0			
Španělsko			50		36		4		10		100	
Švédsko			40		60		0		0		100	

Zdroj: European Commission 1999 and ETC/W questionnaire
*před uvedením vyhlášky MŽP č. 382/2001 Sb., o podmínkách využití upravených kalů v zemědělství, v platnost

Pro zvážení výhod a nevýhod při hodnocení využití kalu zejména v zemědělství v ČR a pro představu o množství živin na straně jedné a škodlivin (těžkých kovů) na straně druhé, které jsou obsaženy v roční produkci kalu z ČOV v ČR, uvádíme některé vybrané výstupy z prací projektu VaV/720/4/02 „Množství a hodnocení způsobů využití kalů z ČOV“ (obr. 1–5). Pro hodnocení dalších škodlivin (organické znečištění) v kalu v ČR nemá zpracovatel v současnosti dostatečné množství informací k dispozici.

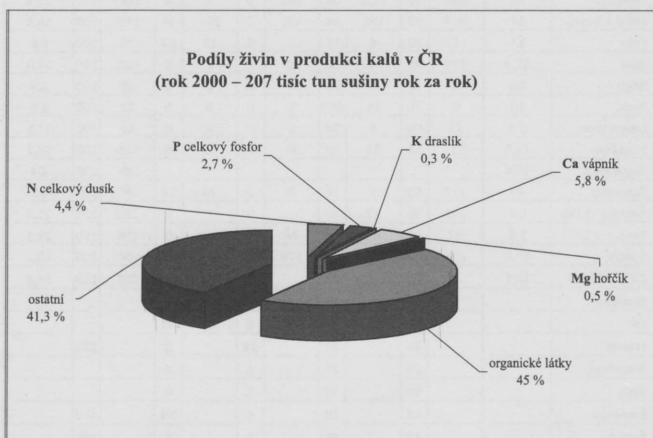
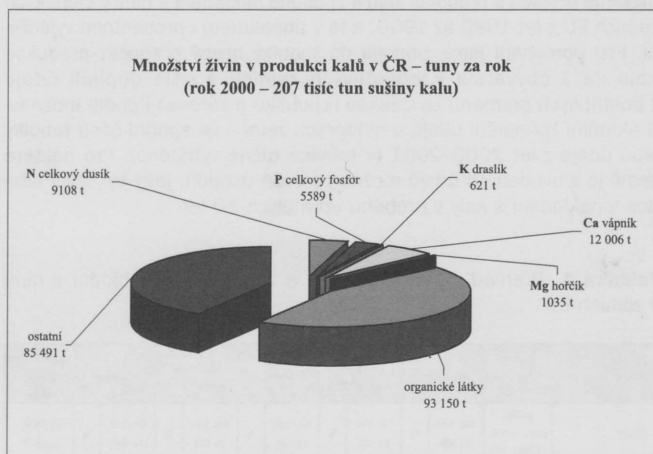
Ing. Marie Michalová
VÚV T.G.M. CeHO
tel. 220 197 247

Keywords

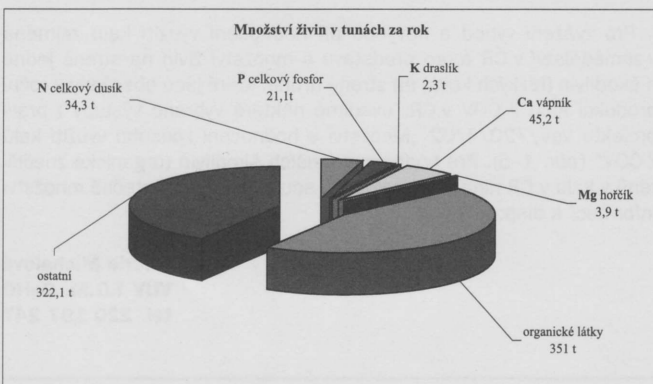
sewage sludge, waste, fertilizer, sewage water treatment plant, the act on waste and its implementing regulations, sewage sludge reuse for agricultural purposes, composting, land reclamation, land filling, energy reuse (recovery)

Production and Utilization of Sludges from Wastewater Treatment Plants (Michalová, M.)

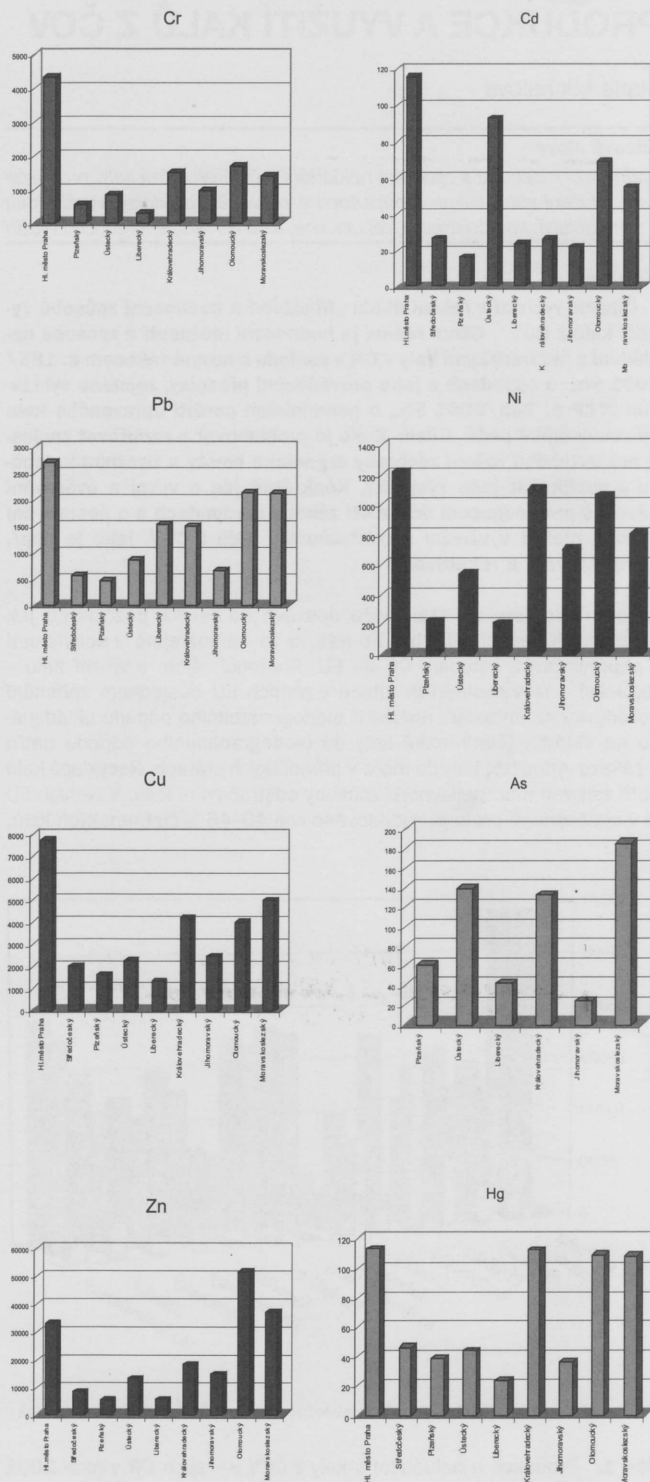
The issue of the research is the assessment of the possibilities and the ways of sewage sludge treatment in the Czech Republic conformable with the act on waste nr. 185/2001 Col. and its implementing regulations (especially the decree nr. 382/2001 Col. on the conditions of agricultural reuse of the treated sewage sludge). The aim of the task is to deepen and to enrich the knowledge for the optimal solution of the organic mass saving in the life cycle and to publish the results. In particular it concerns the development and the verification of the tools for the act on waste efficiency assessment and the other methods of sewage sludge recovery (like composting and land reclamation) or disposal.



Obr. 3. Obsah a podíl živin v roční produkci kalů v ČR – rok 2000



Obr. 4. Příklad okresního města s cca 30 tisíci obyvatel



Obr. 5. Množství těžkých kovů v roční produkci kalů z ČOV vybraných krajů v ČR v kg

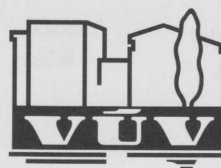
VTEI VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

Redakční rada: Ing. Jiřina Barchánková, RNDr. Dana Baudišová, Ph.D., Ing. Václav Bečvář, CSc., Ing. Šárka Blažková, DrSc., RNDr. Blanka Desortová, CSc., Ing. Jana Hubáčková, CSc., RNDr. Josef Fuksa, CSc., Ing. Ladislav Kašpárek, CSc., Ing. Ivan Koruna, CSc., Ing. Václav Matoušek, DrSc., RNDr. Hana Mlejnková, Ph.D., Ing. Věra Očenášková, Ing. Václav Štastný, Ing. Naďa Wannerová, Ing. Václav Zeman

Ročník 45

ISSN 0322 - 8916

Kontakt: Mgr. Josef Smrták – redaktor
Tel.: 220 197 282, fax: 233 333 804
e-mail: smrtak@vuv.cz



**Výzkumný ústav
vodohospodářský
T. G. Masaryka**

Podbabská 30
160 62 Praha 6