

VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

MOŽNOSTI ODSTRAŇOVÁNÍ VYBRANÝCH SPECIFICKÝCH POLUTANTŮ V ČOV

Miroslav Váňa, Filip Wanner, Lenka Matoušová,
Josef K. Fuksa

Klíčová slova

čistírný odpadních vod – degradace – diklofenak – farmaka – ibuprofen – karbamazepin – kyselina salicylová – PPCPs – recipienty – řeky

Souhrn

Významnou součástí specifických polutantů jsou léčiva vypouštěná po použití do splaškových vod. Jejich používání prakticky nelze přímo regulovat z důvodu ochrany životního prostředí. Příspěvek hodnotí účinnost standardních čistírenských technologií na nejdůležitější farmaka a možnosti jejich optimalizace. Reálné reziduální koncentrace léčiv a meziproductů jejich degradace v tocích jako recipientech odpadních vod mohou ovlivňovat vodní ekosystémy a zdroje pitné vody i při účinnostech čištění na úrovni 99 %.

S rozvojem čištění odpadních vod došlo v posledních třiceti letech k významnému poklesu zatížení toků v ČR nespecifickým organickým znečištěním, charakterizovaným např. hodnotami NL, CHSK, BSK. Relativně tím stoupá význam znečištění minerálními živinami (dusík, fosfor) a specifickými polutanty (anorganickými i organickými). Daughton a Ternes [1] zavedli v roce 1999 pro část specifických polutantů vypouštěných do toků pojem PPCP (Pharmaceuticals and Personal Care Products). Jsou to látky, které se do odpadních vod dostávají až po použití populací – obecně léčiva, kosmetické přípravky, čisticí a hygienické přípravky apod. Mezi PPCP zaujímají zvláštní místo léčiva, jejichž základní složkou jsou biologicky aktivní látky, podávané především perorálně, parenterálně a dermatologicky. Je to skupina látek vymezená podle používání a zahrnující látky s velmi různou chemickou strukturou a fyzikálními vlastnostmi. Z pohledu systémů kontroly znečištění je podstatné, že léčiva obecně nelze prohlásit za nebezpečné látky, a použít tedy standardní nebo modifikované legislativní podklady pro ochranu vod nebo životního prostředí vůbec. Je nutno respektovat jejich užívání v současné (a rozvíjející se) míře a zkoumat možnosti jejich eliminace v systémech čištění komunálních odpadních vod.

Spotřebu a užívání léčiv nelze prakticky regulovat – ani co do sortimentu, ani do spotřebovaného množství – a nutně po použití končí ve splaškových odpadních vodách. Jejich další osud nelze hodnotit jako jednoduchou eliminaci, odpovídající hodnocení klasických ukazatelů zatížení odpadních vod (CHSK, BSK). V případě použitého léčiva jsou již z těla vedle původní látky (a doprovodných látek obsažených v preparátu) vylučovány také metabolity, vše většinou ve formě polárních konjugátů, postupně v odpadní vodě štěpených na původní formu. Z původního podaného přípravku se tedy v odpadních vodách přicházejících na ČOV objevuje směs látek, které jsou významně různorodé jak chemicky, tak fyzikálně. Především to znamená, že „zmizení“ původní látky pod mez citlivosti příslušného postupu stanovení neznamená její degradaci na CO₂, ale vznik dalších sloučenin, mnohdy také s významnými biologickými nebo obecně toxickými účinky. Z hlediska sledování to představuje nutnost použít více paralelních metodik analytických stanovení a také více postupů koncentrace a další přípravy vzorků. Obecným doplňkem této problematiky je dnes i sledování užívání ilegálních drog (DAS – Drugs of Abuse). V jejich případě jsou ale zpravidla indikovány jen základní látky nebo vybrané signální metabolity – to je výhoda z hlediska vlastního stanovení, ale jejich přísun do odpadních vod je nekontrolovatelný a nepředvídatelný. Zvláštní specialitou je zneužívání léčiv pro výrobu drog – v ČR se dostává do odpadních vod ročně přes 10 tun ibuprofenu a možná stejně množství paracetamolu z ilegálních varen pervitinu/amfetaminu z pseudoefedrinu obsaženého v některých volně dostupných preparátech [2].

Při hodnocení a porovnávání údajů publikovaných v odborné literatuře je nezbytné uvažovat několik základních specifík: spotřeba farmak (na osobu) v jednotlivých státech i regionech se řídí specifickými zvyky, tj. oblíbeností u lékařů a obyvatelstva, a významně se vyvíjí v čase. Rovněž spotřeba vody na osobu, určující zatížení čistíren odpadních vod, se vyvíjí a liší se v různých oblastech. V obou případech jsou např. typické rozdíly mezi Evropou a Severní Amerikou [3]. Oficiální údaje o spotřebě farmak v jednotlivých státech či oblastech jsou k dispozici jen výjimečně a vždycky jsou zatíženy nejistotou odhadu podílu prodeje mimo státní kontrolu, zejména u léků prodávaných mimo odborné lékárny (over the counter sale).

Obecně se předpokládá, že zdrojem přísunu farmak do vod jsou městské čistírný odpadních vod, kam se léčiva dostávají po použití populací. Vedle výroby farmak, která je koncentrována a kontrolována, existují dva další možné zdroje – odpadní vody z nemocnic a vyhazování nepoužitých léků. Podle dnešního stavu sledování se odpadní vody z nemocnic s výjimkou speciálních terapií významně neliší od městských odpadních vod [4], zejména proto, že kromě vlastních ležících pacientů je vytváří převážně personál a denní ambulantní návštěvníci. Příspěvek léčiv vypouštěných s odpadními vodami z nemocnic do městských kanalizačních sítí je dnes považován za nevýznamný [5]. V případě vyhazování nepoužitých léků se dnes předpokládá, že jsou zčásti odevzdávány k řádné likvidaci, část jde s domovním odpadem na skládky a možný podíl léčiv vyhozených do kanalizace se vedle „řádne“ spotřeby nepovažuje za významný. Je nutno zdůraznit, že kromě vlastních léčiv mají význam také různé stopovače a kontrastní média. Ty jsou sice aplikovány v lékařských zařízeních, ale pacienti je pak postupně vylučují během normálního pohybu a činnosti.

Seznam farmak významných z hlediska přísunu do odpadních vod je rozsáhlý a je určen několika faktory: množstvím spotřebovaného léčiva (mění se v různých státech a vyvíjí se v čase), přísunem do odpadních vod, degradabilitou v ČOV a výskytem v povrchových a podzemních vodách. Obecně neobsahuje látky, pro které nejsou k dispozici dostupné analytické metody, může se tedy rozšiřovat. Rozsáhlý přehled podává vedle dalších citovaných prací Jemba [6]. V ČR byl v rámci studie VÚV T.G.M. vypracován seznam pěti nejvýznamnějších látek (plus tří základních hormonů), založený na datech o spotřebě v ČR (SÚKL) a publikovaném výskytu v odpadních vodách [2]:

- Diklofenak (CAS 15307-86-5) – analgetikum a nesteroidní protizánětlivé léčivo (NSAID). Přibližně 70 % se používá jako masť (volně prodejné), mimo Evropu je většina používána perorálně. Spotřeba v ČR cca 20 tun/rok.
- Ibuprofen (CAS 15687-27-1) – nesteroidní protizánětlivé léčivo (NSAID). Většinou je užíván perorálně. Spotřeba v ČR cca 200 tun/rok.
- Karbamazepin (CAS 298-46-4) – antiepileptikum, antidepressivum apod. Používá se výhradně perorálně a výhradně na lékařský předpis. Spotřeba v ČR cca 7,5 tun/rok.
- Kyselina salicylová (CAS 69-72-7) je základní metabolit kyseliny acetylsalicylové čili univerzálního léku Aspirinu (CAS 50-78-2). Jejím přímým použitím je omezeno na oční aplikace v nepatrných množstvích. Spotřeba Aspirinu v ČR snad až 600 tun/rok.
- Kyselina klofibrová (CAS 882-09-7) je základní metabolit fibrátů, používaných ke kontrole hladiny lipoproteinů v krvi. Spotřeba fibrátů v ČR cca 10 tun/rok.

Data o spotřebě farmak (aktivních látek) jsou od roku 2008 k dispozici na stránkách Státního ústavu pro kontrolu léčiv [8], i když pro některé preparáty zajisté existují i nekontrolované cesty spotřeby.

Léčiva jsou již z podstaty látky s vysokou biologickou aktivitou, takže lze jejich efekt v prostředí a priori považovat za významný i v koncentracích významně nižších, než jsou aktivní koncentrace v těle pacienta během léčby. Význam léčiv v prostředí zatím není, kromě antibiotik a základních endokrinních disruptorů, v centru veřejnosti, i když se do něj postupně dostává, protože v některých případech již byly zbytkové koncentrace těchto látek zjištěny i ve zdrojích pitné vody [9], především u karbamazepinu. Působení aktivních látek z orální antikoncepce (17 α -ethynylestradiol) na rybí populaci, vedoucí k obecné produkci samičích bílkovin, je popisováno od poloviny devadesátých let [10, 11]. Kidd et al. [12] prokázali vymizení krátkověké ryby populace v jezeře, do kterého byl experimentálně přidáván

17 α -ethynylestradiol v koncentracích dnes běžných v povrchových vodách, způsobem zásadním ovlivněním estrálního cyklu. I když je publikována řada mechanismů ovlivnění životaschopnosti různých populací vodních organismů až po totální vymření, není zatím význam znečištění farmaky a jejich produkty považován za zásadní pro sledování jakosti vody, dynamiky vodních společenstev apod. Typické mechanismy působení nízkých koncentrací léčiv např. snižují pachové (chuťové) vnímání predátorů [12], kteří mohou mít podstatně vyšší úspěšnost lovu a příslušné populace eliminovat.

Absence požadavků na sledování léčiv v odpadních, povrchových a podzemních vodách v současné vodohospodářské legislativě podstatně omezuje vyčleňování finančních prostředků na jejich výzkum a rutinní sledování [13]. Jediný obecně platný podklad pro prohlášení příslušným farmak do povrchových a podzemních vod za nežádoucí je Příloha VIII Rámcové směrnice pro vodní politiku EU [14], ovšem bez dalšího zapracování do národní legislativy (nejen v ČR).

Čistírenské technologie a eliminace léčiv

Problémy příslušným PPCP a zejména farmak do komunálních čistíren odpadních vod a jejich eliminaci během různých typů čistírenských procesů se k dnešku přímo nebo obecněji zabývají stovky publikací. V dalším se soustředíme na významná farmaka uvedená výše – jako primární látky diklofenak, ibuprofen, karbamazepin a jako základní metabolity kyseliny klofibrová a salicylová. Další tři základní látky – hormony (estron, 17-ethynylestradiol, syntetický 17 α -ethynylestradiol) – budou pojednány souhrnně vedle farmak. Protože jsou estradioly degradovány přes estron, jsou jeho koncentrace stanovené ve výtocích z ČOV hodnoceny již jako degradační meziproduct. Jinak se publikované práce až na výjimky zabývají pouze změnami koncentrace primární látky, nikoliv meziproducty degradace. Obecně zhodnotíme jednotlivé typy technologií a možnosti jejich optimalizace v praktickém provozu ČOV a budou zmíněny i specializované metodiky, které se používají spíše experimentálně než v praxi. Jde o:

- procesy ve vznosu – aktivace vč. membránových reaktorů (MBR),
- procesy v biofilmech – zkrápěné filtry, biofilmové reaktory (RBC),
- extenzivní systémy – kořenové čistírny apod.,
- speciální procesy – sorpce, UV ozařování atd., zařazované za standardní systémy čištění.

U aktivčních čistíren je základním parametrem doba zdržení (HRT) a stáří kalu (SRT). Obecně se předpokládá a zjišťuje nárůst účinku aktivního procesu na eliminaci farmak s rostoucí dobou zdržení a zejména s rostoucím stářím kalu, což se vysvětluje kromě delší reakční doby také vyšší diverzitou a adaptací mikrobiálního společenstva kalu. Při celkem standardním SRT 15–20 dní se uvádí účinnost eliminace přes 90 procent pro většinu farmak, s výjimkou karbamazepinu a kys. klofibrové a diklofenaku [15, 16, 17], i když některé standardní ČOV vykazují překvapivě nízkou eliminaci např. i pro degradabilní ibuprofen [18]. Experimentální data o vlivu SRT ale nejsou vždy ve shodě s reálnými procesy v ČOV a při běžném provozu může účinnost aktivace kolísat s kolísající dobou zdržení zejména při srážkových příhodách [18, 19]. Pro zvláště problematická farmaka karbamazepin a diklofenak zpracovali souhrnně literární údaje o vlivu SRT v aktivčních čistírnách na jejich eliminaci Zhang et al. [20]. Karbamazepin byl rezistentní v celém rozsahu SRT (do 100 dní), diklofenak vykazoval maximum (50% redukce) v segmentu 20–50 dní. Na rozdíl od kyseliny klofibrové a diklofenaku, u kterých je pokles koncentrace po průchodu čistírnou zjišťován alespoň v některých případech, karbamazepin obecně degradován není (pod 20 %) a velmi často jsou zjišťovány jeho přírůstky během průchodu čistírnou [16, 21, 22]. Částečným vysvětlením je podstatně pomalejší dekonjugace na stanovitelnou původní látku, ale již bilance příslušným karbamazepinu do ČOV neodpovídají předpokladům postaveným na průměrné spotřebě a počtech připojených obyvatel [13].

Speciálním případem jsou membránové reaktory (MBR), především technicky umožňující udržování vysokého SRT. Tomu odpovídá statisticky významně zvýšená eliminace farmak proti standardní aktivaci [23, 24, 25, 26]. Rovněž běžné doplnění aktivace o odstraňování živin má obecně vyšší účinnost i na eliminaci farmak [23, 27, 28]. Vliv mechanické části čištění na jejich eliminaci je všeobecně považován za nevýznamný, s výjimkou postupné transformace estradiolů na estron [29].

Pro systémy s biofilmem je k dispozici podstatně méně publikací. Kasprzyk-Hordern et al. [22] porovnávali dvě ČOV – jednu s aktivací pro 30 000 EO, druhou s aktivací pro 111 000 EO a v obou zjistili celkem shodnou eliminaci ibuprofenu (o 90 %) a kyseliny salicylové (100 %), pro diklofenak a karbamazepin zaznamenali v obou případech přírůstek proti přítoku (viz výše), vyšší u ČOV se zkrápěnými filtry. Dagnino et al. [30] zjistili podstatně nižší snížení „estrogenní aktivity“ na zkrápěném filtru proti aktivaci, ale nesledovali klasická farmaka. Nenašli jsme data o rotačních biofilmových čistírnách (RBC), zřejmě proto, že se používají jen pro malé objemy odpadních vod.

Extenzivní systémy jako kořenové čistírny různého uspořádání a laguny vykazují eliminaci řady léčiv, a to na rozdíl od aktivace apod., je však nutno počítat s daleko menší možností zobecňování výsledků. Lishman et al. [17] sledovali vedle aktivčních také tři extenzivní čistírny v Ontariu, konstru-

ované jako laguny. S použitím aerace dosahovali srovnatelných výsledků jako aktivční čistírny, bez výkyvů v sezonním cyklu. Matamoros et al. [31, 32] sledovali kořenovou čistírnu o ploše 1 ha, zařazenou za část odtoku z klasické aktivční čistírny. Efekt byl obecně pozitivní, avšak s významným sezonním cyklem, který nebyl podmíněn teplotou vody (Španělsko), ale rozdíl v efektu fotodegradace (systém měl otevřenou hladinu) a sezonním příslušným aktivací. Reif et al. [25] dokumentují srovnatelnost kořenové čistírny s aktivací. Z hlediska mechanismů efektu eliminace je podstatný rozdíl v tom, že aktivace pracuje v aerobních podmínkách, které jsou v kořenových čistírnách dodržovány jen obtížně. K problematice odstraňování léčiv přímo rostlinami (fytoremediace) existuje řada prací [33], z praktického hlediska čištění odpadních vod se však nelze vyhnout standardnímu komplexnímu systému kořenové čistírny nebo laguny s rostlinným porostem, který má výraznou sezonní dynamiku.

Speciální procesy zaměřené na eliminaci farmak při dočišťování odpadních vod jsou zatím zaměřeny spíše experimentálně než na rutinní provoz. Salgado et al. [34] experimentovali s dezinfekcí odpadních vod na odtoku z ČOV UV záření. Systém byl efektivní na kyselinu klofibrovou a diklofenak (prošli klasickou ČOV), nebyl efektivní na ibuprofen. Serrano et al. [35] zaznamenali pozitivní vliv dávkování práškového aktivního uhlí pro odstraňování karbamazepinu. Naopak použití $FeCl_3$ jako koagulantu k odstraňování farmak se ukázalo být neúčinné. Pozitivní efekt na eliminaci farmak pomocí ozonizace za aktivční čistírny zjistili Okuda et al. [27], technologie jako koagulace, sedimentace a písková filtrace, chlorace a UV dezinfekce neměly efekt.

Závěr

Standardní čistírenské procesy (aktivace, MBR, zkrápěné filtry, kořenové čistírny) dosahují při optimalizaci procesu účinnosti eliminace sledovaných farmak až mezi 90 a „100 %“. Žádný proces však nefunguje pro všechna (dnes významná) farmaka [36] a některé látky jsou prakticky rezistentní (karbamazepin), nebo s velmi nejistými úspěchy při čištění (diklofenak). Speciální technologie zařazené za klasické čistírny lze označit za poměrně spolehlivé u ozonizace, ostatní (UV dezinfekce) dávají zatím nejisté výsledky. Tímto způsobem jsou eliminována i farmaka, která jsou biologicky rezistentní, lze však očekávat tvorbu významných degradačních produktů.

I v případech účinnosti přes 99 % musíme počítat s tím, že do toků přicházejí stále ještě významné koncentrace reziduí farmak jakožto biologicky aktivních látek s účinkem na vodní společenstva. S reziduí primárních látek přicházejí také celkem neznámé, ale podstatně vyšší koncentrace metabolitů a meziproductů jejich degradace v čistírnách, rovněž s biologickou aktivitou. Z literatury vyplývají jen omezené možnosti zobecňování faktorů kontrolujících eliminaci léčiv na jednotlivých ČOV a absence detailních poznatků o degradačních produktech. Je tedy nutno intenzivně sledovat vybrané významné čistírny, a to jak z hlediska příslušným a odtoku reziduí farmak a degradačních produktů, tak z hlediska optimalizace řízení čistírenských procesů.

Text byl zpracován s podporou projektu NAZV č. Q192A223 Možnosti odstraňování vybraných specifických polutantů (PPCP) v ČOV.

Literatura

- [1] Daughton, CG. and Ternes, TA. (1999) Pharmaceuticals and personal care products in the environment: Agents of subtle change? *Environ. Health Perspectives*, 107, Suppl. 6, 907–938.
- [2] Svoboda, J., Fuksa, JK., Matoušová, L., Schönbauerová, L., Svobodová, A., Váňa, M. a Štátný, V. (2009) Léčiva a čistírny odpadních vod – možnosti odstraňování a reálná data. *VTEI*, 51 (2), 9–12, příloha *Vodního hospodářství*, 59 (4).
- [3] Kümmerer, K. and Schuster, A. (2008) Substance flows associated with medical care – significance of different sources. In Kümmerer, K. (ed.) *Pharmaceuticals in the environment*. Springer, 43–59.
- [4] Kümmerer, K. and Al-Ahmad, A. (1997) Biodegradability of the anti-tumour agents 45-fluorouracil, Cytarabine, and Gemcitabine: Impact of the chemical structure and synergistic toxicity with hospital effluent. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.*, 25 (4), 166–172.
- [5] Heberer, T. and Feldmann, D. (2008) Removal of pharmaceutical residues from contaminated raw water sources by membrane filtration. In Kümmerer, K. (ed.) *Pharmaceuticals in the environment*, Springer, 427–454.
- [6] Jemba, PK. (2006) Excretion and ecotoxicity of pharmaceutical and personal care products in the environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 63 (1), 113–130.
- [7] Státní ústav pro kontrolu léčiv <http://www.sukl.cz/spotreba-a-jina-hodnoceni>.
- [8] Fuksa, JK., Váňa, M. a Wanner, F. (2010) Znečištění povrchových vod farmaky a možnosti jejich nálezu ve zdrojích pitné vody. In Ambrožová J. (ed.) *Vodárenská biologie 2010* (v tisku).
- [9] Routledge, EJ., Sheahan, D., Desbrow, C., Brighty, GC., Waldock, M., and Sumpter, JP. (1998) Identification of estrogenic chemicals in STW effluent. 2. In vivo responses in trout and roach. *Environmental Science & Technology*, 32, 1559–1565.
- [10] Jobling, S., Nolan, M., Tyler, CR., Brighty, GC., and Sumpter, JP. (1998) Widespread sexual disruption in wild fish. *Environmental Science & Technology*, 32, 2498–2506.

- [11] Kidd, KA., Blanchfield, P.J., Mills, KH., Palace, VP., Evans, R.E., Lazorchak, J.M., and Flick, R.W. (2007) Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104 (21), 8897–8901.
- [12] Pestana, J.L.T., Loureiro, S., Baird, D.J., and Soares, AMVM. (2009) Fear and loathing in the benthos: Responses of aquatic insect larvae to the pesticide imidacloprid in the presence of chemical signals of predation risk. *Aquatic Toxicology*, 93 (2–3), 138–149.
- [13] Fuksa, J.K., Svoboda, J. a Svobodová, A. (2010) Bolí vás něco? Kolik léčiv od nás přiteče do ČOV? *Vodní hospodářství*, 60 (1), 16–19.
- [14] EU (2000) Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady ze dne 23. října 2000 ustávající rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky. Rozhodnutí Evropského parlamentu a Rady č. 2455/2001/ES ze dne 20. listopadu 2001, kterým se stanoví seznam prioritních látek v oblasti vodní politiky a mění směrnice 2000/60/ES.
- [15] Clara, M., Strenn, B., Ausserleitner, M., and Kreuzinger, N. (2004) Comparison of the behaviour of selected micropollutants in a membrane bioreactor and a conventional wastewater treatment plant. *Water Sci. Technol.*, 50 (5), 29–36.
- [16] Strenn, B., Clara, M., Gans, O., and Kreuzinger, N. (2004) Carbamazepine, diclofenac, ibuprofen and bezafibrate – investigations on the behaviour of selected pharmaceuticals during wastewater treatment. *Water Sci. Technol.*, 50 (5), 269–276.
- [17] Lishman, L., Smyth, S.A., Sarafin, K., Kleywegt, S., Toito, J., Peart, T., Lee, B., Servos, M., Beland, M., and Seto, P. (2006) Occurrence and reductions of pharmaceuticals and personal care products and estrogens by municipal wastewater treatment plants in Ontario, Canada. *Sci Total Environ.*, 2006, 367 (2–3), 544–558, e-pub. 12. 5. 2006.
- [18] Tauxe-Wuersch, A., De Alencastro, L.F., Grandjean, D., and Tarradellas, J. (2005) Occurrence of several acidic drugs in sewage treatment plants in Switzerland and risk assessment. *Water Research*, 39, 1761–1772.
- [19] Ellis, J.B. (2006) Pharmaceutical and personal care products (PPCPs) in urban receiving waters. *Environmental Pollution* 144 (1), 184–189.
- [20] Zhang, Y., Geissen, S.U., and Gal, C. (2008) Carbamazepine and diclofenac: Removal in wastewater treatment plants and occurrence in water bodies. *Chemosphere*, 73 (8), 1151–1161.
- [21] Sponberg, A.L. and Witter, J.D. (2008) Pharmaceutical compounds in the wastewater process stream in Northwest Ohio. *Science of the Total Environment*, 397 (1–3), 148–157.
- [22] Kasprzyk-Hordern, B., Dinsdale, R.M., and Guwy, A.J. (2009) The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. *Water Research*, 43 (2), 363–380.
- [23] Miede, C., Choubert, J.M., Ribeiro, M., Eusebe, M., and Coquery, M. (2008) Removal efficiency of pharmaceuticals and personal care products with varying wastewater treatment processes and operating conditions – conception of a database and first results. *Water Sci. Technol.*, 57(1), 49–56.
- [24] Smoak, T.M., Zho, H., and Zytner, R.G. (2008) Removal of ibuprofen from wastewater: comparing biodegradation in conventional, membrane bioreactor, and biological nutrient removal treatment system. *Water Science and Technology*, 57 (1), 1–8.
- [25] Reif, R., Besancon, A., Le Corre, K., Jefferson, B., Lema, J.M., and Omil, F. (2009) Comparison of PPCPs removal on a parallel-operated MBR and AS system and evaluation of effluent post-treatment on vertical flow reed beds. XENOWAC 2009, International Conference on Xenobiotics in the Urban Water Cycle, Cyprus.
- [26] Schonercklee, M., Peev, M., De Wever, H., Reemtsma, T., and Weiss, S. (2009) Modelling the degradation of micropollutants in wastewater: parameter estimation and application to pilot (laboratory-scale) MBR data in the case of 2,6-NDSA and BTSa. *Water Sci. Technol.*, 59 (1), 149–157.
- [27] Okuda, T., Kobayashi, Y., Nagao, R., Yamashita, N., Tanaka, H., Tanaka, S., Fujii, S., Konishi, C., and Houwa, I. (2008) Removal efficiency of 66 pharmaceuticals during wastewater treatment process in Japan. *Water Sci. Technol.* 57(1), 65–71.
- [28] Kreuzinger, N., Clara, M., Strenn, B., and Kroiss, H. (2004) Relevance of the sludge retention time (SRT) as design criteria for wastewater treatment plants for the removal of endocrine disruptors and pharmaceuticals from wastewater. *Water Sci. Technol.* 50 (5), 149–156.
- [29] Carballa, M., Omil, F., Lema, J.M., Llopart, M., García-Jares, C., Rodríguez, I., Gomez, M., and Ternes, T. (2004) Behavior of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a sewage treatment plant. *Water Research*, 38 (12), 2918–2926.
- [30] Dagnino, S., Gomez, E., Picot, B., Balaguer, P., and Fenet, H. (2009) Characterization of estrogenic, dioxin-like and PXR activities in wastewater treatment plant, comparison of different treatment technologies. (2009) XENOWAC 2009, International Conference on Xenobiotics in the Urban Water Cycle, Cyprus.
- [31] Matamoros, V., Garcia, J., and Bayona, J.M. (2008) Organic micropollutant removal in a full-scale surface flow constructed wetland fed with secondary effluent. *Water Research*, 42 (3), 653–660.
- [32] Matamoros, V., Arias, C., Bris, H., and Bayona, J.M. (2008) Preliminary screening of small-scale domestic wastewater treatment systems for removal of pharmaceuticals and personal care products. *Water Research*, 43 (1), 55–62.
- [33] Soudek, P., Petrová, Š., Benešová, D., Kotyza, J. a Vaněk, T. (2008) Fytoremediace a možnosti zvýšení její účinnosti. *Chem. listy*, 102, 346–352.
- [34] Salgado, R., Marques, R., Noronha, J.P., Oehmen, A., Carvalho, G., and Reis, M.M. (2009) Assessing the Dynamics of Pharmaceutical Compounds in a Full-Scale Activated Sludge Plant. XENOWAC 2009 – International Conference on Xenobiotics in the Urban Water Cycle, 11–13th March 2009, Cyprus.
- [35] Serrano, D., Lema, J.M., and Omil, F. (2009) Influence of the employment of coprecipitation and adsorption agents for the removal of PPCPs in Conventional Activated Sludge (CAS) systems. XENOWAC 2009, International Conference of Xenobiotics in the Urban Water Cycle, 11–13th March 2009, Cyprus.
- [36] Kümmerer, K. (2008) Strategies for reducing the input of pharmaceuticals into the environment. Chapter 25. In Kümmerer, K. (ed.) *Pharmaceuticals in the Environment*. Springer, 411–418.

Ing. Miroslav Váňa, Ing. Filip Wanner,
Ing. Lenka Matoušová, RNDr. Josef K. Fuksa, CSc.
VÚV T.G.M., v.v.i., Praha
Miroslav_Vana@vuv.cz, Josef_Fuksa@vuv.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

Possibilities of abatement of selected specific pollutants in WWTPs (Váňa, M., Wanner, F., Matoušová, L., Fuksa, J.K.)

Keywords

carbamazepine – degradation – diclofenac – ibuprofen – pharmaceuticals – PPCPs – recipients – river – salicylic acid – sewage treatment plants

Pharmaceuticals discharged into domestic sewage waters after use are a significant component of specific pollutants. It is practically impossible to introduce a direct control of their use for environmental reasons. The survey of literature evaluates efficiencies of standard wastewater treatment technologies on most significant pharmaceuticals and possibilities of optimization of the processes. Real residual concentrations of pharmaceuticals and their degradation product in rivers receiving sewage waters can influence aquatic ecosystems and also sources of drinking water even under the 99% efficiencies of wastewater treatment.

fekálního znečištění a způsobu šíření tohoto znečištění do koupací vody podle indikátorových mikroorganismů (fekální koliformní bakterie, *Escherichia coli* a střevní enterokoky).

Úvod

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2006/7/ES (dále jen „směrnice“) o řízení jakosti vod ke koupání a o zrušení směrnice 76/160/EHS ve svém článku 6 a Příloze III ukládá členským státům vytvořit **profily vod ke koupání**, které mohou zahrnovat jednu část vod ke koupání nebo několik spolu sousedících vod ke koupání. Profily vod ke koupání budou obsahovat popis veškerých charakteristik vod ke koupání, včetně dlouhodobého posouzení příčin znečištění a přijatých opatření. Členské státy zajistí, aby profily vod ke koupání byly vytvořeny do 24. března 2011 a pak pravidelně aktualizovány.

Směrnice zavádí tedy zcela nový pojem **profil vod ke koupání** a s tím i nový systém sběru dat a informací podle jejich požadavků s respektováním národních specifik.

Podle přílohy č. III směrnice musí **profil vod ke koupání** obsahovat tyto informace:

1. popis fyzikálních, geografických a hydrologických charakteristik vod ke koupání a jiných povrchových vod v povodí, které by mohly být příčinou znečištění, mají význam pro účely této směrnice a jsou předpokládány Rámcovou směrnicí;

PŘÍKLADY PROFILŮ VOD KE KOUPÁNÍ V ZEMÍCH EU

Helena Grünwaldová

Klíčová slova

profil vod ke koupání – kvalita koupací vody

Souhrn

Profily vod ke koupání zavádí směrnice Evropského parlamentu a Rady 2006/7/ES o řízení jakosti vod ke koupání a o zrušení směrnice 76/160/EHS. Směrnice ukládá členským státům ve svém článku 6 a Příloze III vytvořit profily vod ke koupání do 24. března 2011 a pak následně aktualizovat.

Článek přináší belgickou a holandskou interpretaci profilu vod ke koupání na konkrétní koupací lokalitě podle obecně vytvořeného uveřejněného schématu.

Profily vod ke koupání obsahují popis veškerých charakteristik vod ke koupání, včetně dlouhodobého posouzení příčin znečištění a přijatých opatření.

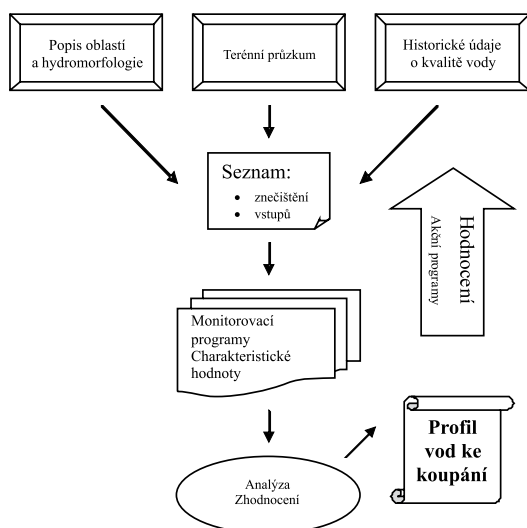
Profily vod ke koupání jsou posuzovány především z hlediska zdrojů

- určení a posouzení příčin znečištění, které mohou mít nepříznivý vliv na vodu ke koupání a poškodit zdraví koupajících se;
- posouzení možného rozmnožení sinic;
- posouzení možného rozmnožení makroskopických řas nebo fytoplanktonu;
- vyplývá-li z posouzení příčin znečištění, že existuje riziko krátkodobého znečištění, pak se musí dále uvést:
 - předpokládaný charakter, četnost a doba trvání očekávaného krátkodobého znečištění,
 - údaje o zbývajících příčinách znečištění, včetně přijatých opatření řízení a časového plánu k jejich odstranění,
 - opatření přijatá v případě krátkodobého znečištění s uvedením orgánů odpovědných za přijetí těchto opatření a údajů o spojení na tyto orgány;
- údaj o tom, kde se nachází monitorovací místo.

Na základě posouzení jakosti vody ke koupání v koupací oblasti se klasifikuje profil vod ke koupání a následně se aktualizuje [1].

Stanovení profilu vod ke koupání ve státech EU

Při stanovení profilu vod ke koupání např. členský stát EU **Holandsko** postupuje v jednotlivých krocích uvedených na obr. 1. Profil vod ke koupání podle holandských odborníků musí být především vytvořen a posuzován z hlediska zdrojů fekálního znečištění a způsobu šíření tohoto znečištění do koupací vody podle indikátorových mikroorganismů: *Escherichia coli* (*E. coli*) a střevní enterokoky. Důraz na ochranu kvality koupacích vod je kladen během celého procesu od monitoringu až po přijatá opatření.



Obr. 1. Postup pro vytvoření profilu vod ke koupání

Obsah jednotlivých dílčích kroků pro vytvoření profilu vod ke koupání uvedených ve schématu je v následujících přehledech [2, 7]:

1. Popis oblasti a hydromorfologie (celkový popis území)

Obecný popis a lokalizace koupacího místa (mapa lokality, lokalizace – poloha, městská/venkovská oblast, ohraničení území/vymezení území koupacích vod apod.)

Obecný popis pláže (sanitární zařízení, odpadové hospodářství, počet návštěvníků, povrch pláže a břehu apod.)

Hydrologický popis lokality (hydrologická mapa, ohraničení vodního systému, hloubkový profil, sledování vodní hladiny apod.)

Potenciální zdroje znečištění zjištěné z mapových podkladů (seznam jednotlivých zdrojů znečištění, návrh modelů pro charakteristiku proudění a větru apod.)

Podle Přílohy III, odst. 4 směrnice by měly být tyto informace vyznačeny na podrobné mapě (je-li to možné).

2. Terénní průzkum (průzkum lokality a přiléhajícího území)

Plán koupacího místa (sanitární zařízení, odpadové hospodářství, charakter břehu, počet návštěvníků/koupajících se, přítok srážkové vody do koupacího místa, viditelné znečištění, rekreační plavba, čištění odpadních vod, přítoky nečištěných odpadních vod, velko/malochov hospodářských zvířat v okolí, vodní ptactvo apod.)

Ekologické ukazatele (vodní rostliny, průhlednost, ryby, pach, kvalita vody – všeobecně, pěna, podloží koupací vody – jíl, písek, kameny)

3. Historické údaje o kvalitě vody (vyjádření trendů na základě porovnání dat)

Základní údaje (registrovaný počet a druh stížností, důvody a trvání zákazů koupání)

Bakteriologické údaje (hodnoty vyšší než v dlouhodobém normálu včetně překročení limitních hodnot, korelace s množstvím dešťových srážek, se směrem větru, s počtem koupajících se)

Chemické a ekologické údaje (problémy se sinicemi, zdravotní problémy koupajících se, znečištění vodního dna, vysoký obsah pesticidů ve vodě)

4. Seznam zdrojů znečištění a způsobu šíření znečištění do koupací vody

(odtoky z ČOV, odpady z velkochovů hospodářských zvířat, jateční hospodářství, výtoky z kanalizace, nečištěné odpadní vody, skládky, navážka, přepady z dešťových zdrží, splachy z komunikací, zemědělské znečištění, dobytek na pastvinách, skládky, prúsaky z úložišť hnoje, znečištění od koupajících se, ptactvo a zvířata na břehu, splaškové vody z rekreačních aktivit)

Podle Přílohy III, odst. 4 směrnice by měly být tyto informace vyznačeny na podrobné mapě (je-li to možné).

5. Monitorovací programy/charakteristické hodnoty

(schematizace dané koupací lokality a přiřazení charakteristických hodnot ukazatelů, pro každý zdroj znečištění existují charakteristické hodnoty a nápravná opatření, výběr správného období pro monitoring a posouzení vlivu daného zdroje znečištění, počet monitorovacích programů je přímo úměrný druhům znečištění v dané lokalitě)

6. Analýza/zhodnocení

(vyhodnocení a prověření výsledků, zjištění nejvýznamnějšího zdroje znečištění podle datové analýzy, terénního průzkumu a mapových podkladů, pořadí důležitosti dalších druhů znečištění)

7. Profil vod ke koupání

(vytvoření profilu vod ke koupání se seznamem zdrojů a šíření znečištění, seznam ostatních rizikových vlivů – např. množení sinic, využitelný instituce odpovědnými za jakost koupacích vod)

8. Zhodnocení, akční programy

(podíl jednotlivých zdrojů znečištění na jakosti koupací vody v dané lokalitě, přijatá opatření ke snížení znečištění po koupací sezoně).

Další členský stát EU **Belgie** na základě těchto obecných pravidel pro sestavení profilu vod ke koupání zveřejnil svůj předběžný návrh profilu vod ke koupání v dané lokalitě [6].

Belgický příklad zpracování profilu vod ke koupání:

Kemping Villatoile (Pont-à-Lesse)

Charakteristika toku

Tok: Lesse

Povodí: Lesse

Kód ORI: n246110

Kategorie: splavný tok

Vzdálenost od zdroje: 92 km

Přítoky: potok Fossé Chavi
potok Sebia
potok Vesse
potok Forges

Šířka: 24 m

Hloubka: 1 m

Průtok prům.: 18,083 m³

Průtok min.: 1,135 m³ (11. 8. 96)

Průtok max.: 412,5 m³ (21. 12. 93)

Období sledování: Gendron 1986–1996

Charakteristika koupacího místa

Uvedení do provozu: 1990

Statut:

Místo: Kemp Villatoile, levý břeh

Provincie: Namur

Obec před KM : Pont-à-Lesse

Obec za KM : Dinant

Infrastruktura: restaurace, rekreační hry

Frekvence koupajících se: silná

Vodní sporty (kajaky): velmi silná frekvence

Kód umístění: I14

Mapa IGN:53/8 Koord. Lambert: 188325 – 102215

Litorál: oblázky, kamínky

Břeh: přírodní – přístup z pontonu

Vegetace: stromy, louka

Rekreační zóna Pont-à-Lesse

Situace:

Rekreační oblast je komunální zónou, spravovanou obcí (Anseremme). Je situována na levém břehu, přímo nad přehradou, v okolí kempu Villatoile. Důležitým kritériem v této oblasti je hloubka vody.

Oblast leží v záplavové zóně, není vybavena žádnou vlastní infrastrukturou s výjimkou jednoho pontonu, umožňujícího snadný přístup k řece. Obec se aktivně nepodílí na řízení rekreace a koupání v místě.

Blízkost přehrady je důvodem provozu kajaků, které se pují na stejné levé straně řeky, jako je rekreační a koupací oblast. Kajakáři využívají tamější dostupnou infrastrukturu (restaurace, kemp).

Historie opatření v rekreační zóně v Pont-à-Lesse sahá do roku 1990. Nejsou k dispozici údaje z roku 1997. Jakost vody je velmi špatná, analýzy



Obr. 2. Poloha rekreační oblasti Pont-à-Lesse v provincii Namur



Obr. 3. Koupací místo Kemping Villatoile

jakosti koupací vody v jednotlivých letech se velmi odlišují, lze pozorovat určité zlepšení od r. 1998. Minima počtu KTJ klesají pod 1 000/100 ml; zlepšení je pozorovatelné zejména u fekálních koliformních bakterií. Maxima zůstávají nicméně vysoká (120 000 KTJ/100 ml u koliformních bakterií a 30 000 KTJ/100 ml u fekálních koliformních bakterií začátkem července 1999).

Kontaktované osoby:

Administrativa obce Dinant:

Vlastník kempu Villatoile:

Projednávané podklady:

Zpráva PCGE Dinant

Topografická mapa IGN 53/8

Zpráva sestavená Správou povrchových vod (Bakteriologická jakost povrchových vod v oblasti: „Povodí Lesse“, „Povodí L'Ourthe“).

Průzkum zdrojů kontaminace je zachycen v *tabulce 1* a na *obr. 4*.

Pro vyhodnocení mikrobiologických ukazatelů v celé oblasti koupání a rekreace, tj. v profilu vod ke koupání, je třeba prioritně zjistit dlouhodobou kvalitu vody na přítocích do koupacího místa (KM), a to za různých podmínek [9]:

přísun fekálního znečištění do KM,
dlouhodobá kvalita KM a přítoků,
kvalita vody KM a přítoků za extrémních podmínek.

Dále je třeba zajistit i další informace:
zdroj znečištění – občasný, stálý,
potenciální zdroj znečištění – jako pomocné kritérium.

Grafy na *obr. 5* znázorňují širokou rekreační a koupací oblast podél řeky, její zatížení fekálními koliformními bakteriemi (FC) a enterokoky (ENT) v průběhu dvou let za různých přírodních podmínek, a to mezi rekreačním místem v Pont-à-Lesse a obcí Hulsonniaux [6].

Vyhodnocení grafů

- Významná degradace mikrobiologické jakosti vody v toku Lesse vlivem odtoku z hotelu Merkur a zejména z kempu Villatoile (hlavní zdroj kontaminace).
- Zhoršená jakost nad rekreační oblastí vlivem fekálních bakterií z potoka Forges. Odpadní vody z Ry de Sebia mají naproti tomu nepatrný vliv na jakost vody v rekreační zóně Pont-à-Lesse.

Je zřejmé, že zásahy, které je nutno uskutečnit v místě Pont-à-Lesse, budou rozděleny do dvou fází.

- První fáze zahrnuje řadu akcí, které budou prováděny společně:
- potlačit výtok z kempu Villatoile na základě provedeného auditu;
- ověřit účinnost ČOV hotelu Merkur, zhodnotit její funkci pomocí detritu, pozorovaného na úrovni vypouštění vyčištěných OV;
- čistit odpadní vody z Celles; prioritou tohoto zdroje spočívá v tom, že ovlivňuje jakost vod ve dvou rekreačních oblastech.

Po realizaci těchto akcí je nutno analyzovat vliv odtoku z Furfooz.

V místě dochází ke konfliktu zájmů v jeho využívání kajakáři a koupajícími se. Hlavní riziko je zde bezpečnostní, a ne hygienické. Bez ohledu na to je však nutno zlepšit jakost vody. Vyhodnocení ukázalo, že oblast je mimořádně navštěvovaná kajakáři a návštěvníky kempu.

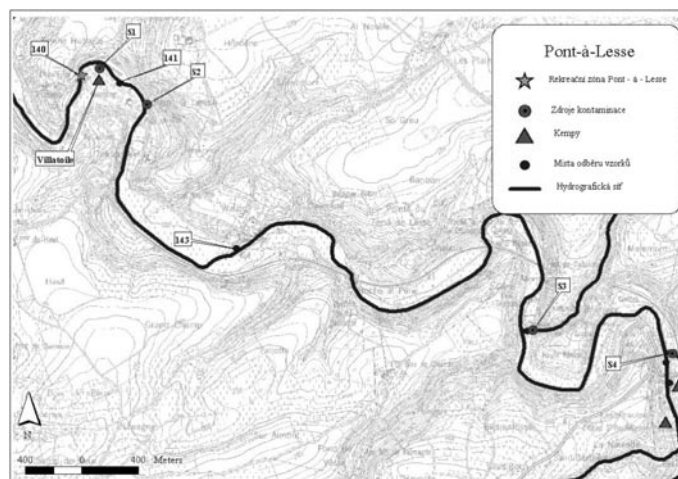
Pro vytvoření profilů vod ke koupání je nutno charakterizovat jednotlivé zdroje znečištění podle priority vlivu na jakost vody v koupacím místě. Pro tento účel je možné vytvořit systém hodnocení podle zatížení fekálními bakteriemi (*Escherichia coli* – EC a intestinálními enterokoky – IE) a na základě toho zařazení hodnoceného profilu vod ke koupání do jedné ze čtyř kategorií podle holandské metodiky [5] (*tabulka 2*). Barevnými kódy (odstíny šedé) jsou označeny možné výsledky a závěry hodnocení zdrojů znečištění pro ovlivnění jakosti koupací vody. Pro počet koupajících se jsou také znázorněny výsledky průzkumů pro zátěžové situace. Ve dvou označených sloupcích je znázorněno výsledné posouzení veškerých zdrojů znečištění pro koupací vodu jak pro běžné, tak pro extrémní podmínky [5, 7, 8].

Závěr

Profil vod ke koupání je nově zaveden směrnicí Evropského parlamentu a Rady 2006/7/ES o řízení jakosti vod ke koupání a o zrušení směrnice 76/160/EHS. Členské státy včetně České republiky mají za povinnost vytvořit poprvé **profily vod ke koupání do 24. března 2011**.

Návrhy holandské a belgické metodiky pro vytvoření profilů vod ke koupání názorně představují konkrétní sestavení profilu vod ke koupání v koupací oblasti včetně výsledků sledování, a to podle uvedeného schématu.

Profil koupacích vod je primárně určen pro charakteristiku zdrojů a šíření



Obr. 4. Lokalizace zdrojů znečištění zjištěných v rekreační oblasti Pont-à-Lesse [6]

Tabulka 1. Průzkum zdrojů kontaminace [1] – zdroje znečištění ovlivňující dlouhodobě mikrobiologickou jakost vody v koupací oblasti

Zdroj	Popis	Zatížení	Vzdálenost od koupacího místa (m)
S1	Kemp Villatoile (auditovaný): kemp je vybaven dvěma sanitárními bloky, dvěma noclehárnami o celkové kapacitě 22 osob, společenskou místností, jedním apartmánem a bytem majitele. Vybavení infrastruktury zahrnuje různé septiky, vyúsťující na třech místech do toku Lesse. Septiky jsou čištěny 1x ročně. Kemp je napojen na individuální ČOV.	558 zaměstnanců 330 trvale bydlících	200–300
S2	Výpust z hotelu Merkur: hotel je připojený na individuální ČOV (200 EO). Odtok z ČOV je veden do toku Lesse nad rekreační zónou. V blízkosti výtoku je detritus, pocházející z ČOV.	200 EO	700
S3	Výpust z Furfoozu: obec má kanalizaci, ústící na ČOV. Sif vyúsťuje v Ry de Sebia do toku Lesse.	170 EO	6 150
S4	Potok Forges: do potoka ústí přímo kanalizační síť obce Celles.	620 EO	8 100

Tabulka 2. Podíly znečištění v koupací oblasti [5]

	Průměr EC	Velké zatížení EC	Průměr IE	Velké zatížení IE	Vyhodnocení EC (průměr)	Vyhodnocení EC (velké zatížení)
Koupající se						
Čistírna odpadních vod						
Zemědělské znečištění					Vyhodnocení IE (průměr)	Vyhodnocení IE (velké zatížení)
Velkochovy zvířat a jejich zpracování						
Nečistěné vody						
Lodní doprava						
Drobné podnikání						
Lodní přístavy						
Vodní ptactvo						
Lokální zdroj znečištění (občasny)						
Lokální zdroj znečištění (stálý)						

Legenda EC

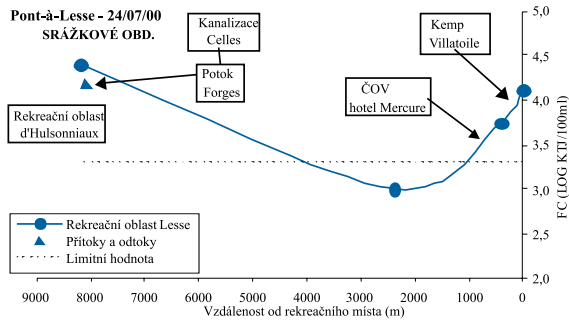
	Nemá vliv na kvalitu koupací vody, EC < 200 KTJ/100 ml
	Malý vliv na kvalitu koupací vody EC 200–500 KTJ/100 ml
	Podstatný vliv na kvalitu koupací vody EC 500–900 KTJ/100 ml, občas i překročení limitní hodnoty
	Velký vliv na kvalitu koupací vody EC > 900 KTJ/100 ml, nezbytné přijetí opatření

Legenda IE

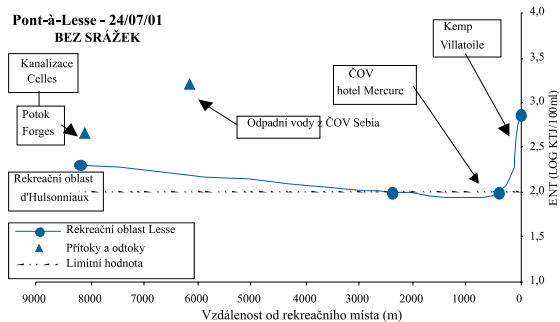
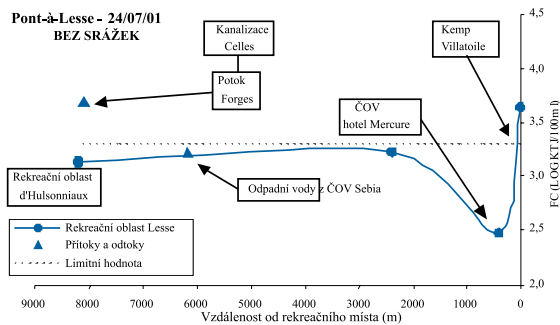
	Nemá vliv na kvalitu koupací vody, IE < 100 KTJ/100 ml
	Malý vliv na kvalitu koupací vody IE 100–200 KTJ/100 ml
	Podstatný vliv na kvalitu koupací vody IE 200–330 KTJ/100 ml, občas i překročení limitní hodnoty
	Velký vliv na kvalitu koupací vody IE > 330 KTJ/100 ml, nezbytné přijetí opatření

Obr. 5. Výsledky sledování (fekální koliformní bakterie – FC a enterokoky – ENT) v období 2000–2001

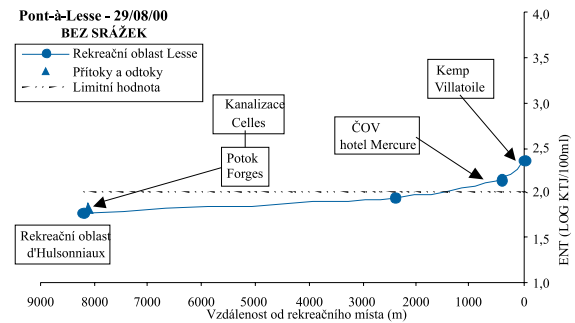
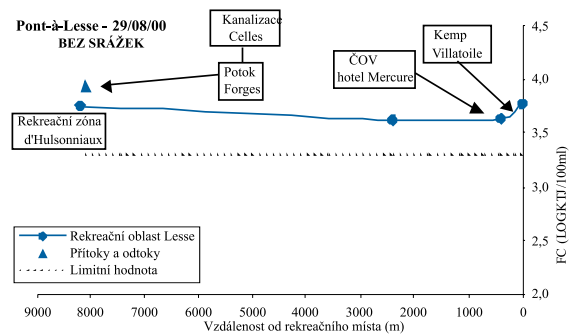
1. období – 24. 7. 2000



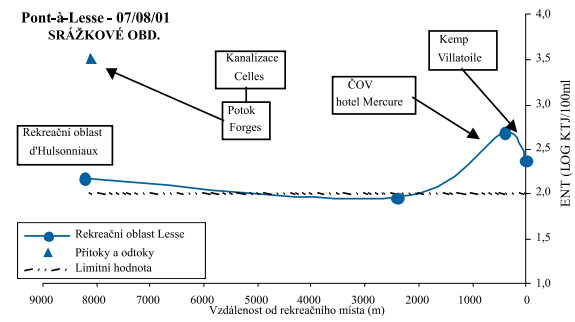
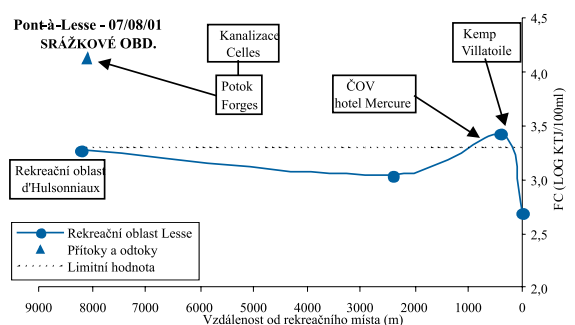
3. období – 24. 7. 2001



2. období – 29. 8. 2000



4. období – 7. 8. 2001



fekálního znečištění (fekální koliformní bakterie, enterokoky, *Escherichia coli*). Sekundárně slouží k definování jiných rizikových vlivů jako např. rozmnožení sinic. Profil vod ke koupání je správně sestavený a vytvořený pouze tehdy, jestliže je možno ho použít k řízení jakosti vod odpovědnými institucemi a pro přijetí příslušných opatření řízení.

Poděkování

Článek vznikl za podpory projektu VaV SP/2e7/58/08 Zjištění parametrů ovlivňujících profily vod ke koupání z hlediska životního prostředí.

Literatura

- [1] Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2006/7/ES ze dne 15. února 2006 o řízení jakosti vod ke koupání a o zrušení směrnice 76/160/EHS.
- [2] Grünwaldová, H. Obecný postup pro stanovení profilu vod ke koupání. Praha : VÚV T.G.M., 2008, 30 s., edice Výzkum pro praxi, 56.
- [3] Kalinová, M., Baudišová, D., Grünwaldová, H., Rosendorf, P., Pumann, P., Šašek, J. a Duras, J. Profil vod ke koupání – jeho náplň a popis. Praha : VÚV T.G.M., 2009, 84 s., edice Výzkum pro praxi, 58.
- [4] Grünwaldová, H. Profil vod ke koupání (a bathing water profile). *VTEI*, roč. 50, 2008, č. 5, s. 5–7, příloha *Vodního hospodářství* č. 10/2008.
- [5] Handdreiking bij het opstellen van een zwemwaterprofiel. Riza – Grontmij, 21. 6. 2005, 44 s.
- [6] Pont-à-Lesse – Dinant – Camping Villatoile. Troisième Partie – Fiches descriptives. Convention DGRNE – FUSAGx – FUL. P. 461–471, 2002. Prezentace. Namur, June 2007. Water Bathing Profile Workshop.
- [7] Bathing water profiles in the Netherlands. A Dutch interpretation of the bathing water directive 2006/7/EC. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Rijkswaterstaat, Namur, June 2007. Water Bathing Profile Workshop.

Nová publikace VÚV v řadě Výzkum pro praxi

Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., vydal v řadě Výzkum pro praxi jako 57. sešit publikaci s názvem **K problematice náhrad hodnot pod mezí stanovitelnosti při chemických analýzách a monitorování stavu vod** s podtitulem Vliv náhrady hodnot pod mezí stanovitelnosti polovinou meze stanovitelnosti na statistické charakteristiky souborů hodnot.

Ve Výzkumném ústavu vodohospodářském, v.v.i., byla při ochraně jakosti vody v minulosti intuitivně přijata zásada nahrazovat při měření jakosti vody v tocích a při hodnocení provozu čistíren odpadních vod hodnoty pod mezí stanovitelnosti polovinou této hodnoty a počítat základní statistické charakteristiky koncentrací a látkových odnosů (aritmetický průměr, směrodatnou odchylku, koeficient variace a koeficient asymetrie) pouze v případech, že hodnot pod mezí stanovitelnosti je méně než polovina naměřených hodnot.

Směrnice Komise ES 2009/90/ES, kterou se podle směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES stanoví technické specifikace chemické analýzy a monitorování stavu vody, uvádí v článku 5 odst. 1, že hodnoty pod mezí stanovitelnosti se nahrazují polovinou této meze a z takto upravených hodnot lze vypočítat aritmetický průměr. Jestliže se průměrná hodnota vypočtená podle odstavce 1 nachází pod mezí stanovitelnosti, pak se taková hodnota podle článku 5 odst. 2 označuje jako „menší než MS“, kde MS je mez stanovitelnosti.

Marie Kulovaná, spolupracovnice a kamarádka, zemřela

Marie Kulovaná byla nezapomenutelnou osobností. Bohužel však odešla velmi brzy a zanechala za sebou již jen vzpomínky. Po celou dobu spolupráce s ní jsme si uvědomovali, jak velký vliv má na své okolí. Svým přístupem k práci, nespočetnými nápady v oblasti výzkumu a vysokými nároky nejen na sebe, ale i na ostatní se stala hnací silou celého týmu spolupracovníků.

Marie Kulovaná se narodila 3. 9. 1958. Na Vysoké škole chemicko-technologické v Praze vystudovala obor voda na Fakultě technologie paliv a vody. Od ukončení studií postupně pracovala jako podnikový vodohospodář, redaktorka nakladatelství, odborná pracovníce laboratoře a v roce 2002 nastoupila do Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka v Praze-Podbabě do nově vznikajícího Centra pro hospodaření s odpady zabývajícího se problematikou nakládání s odpady.

S jejím příchodem přišla osobnost se širokým rozhledem a v neposlední řadě s praxí, která je ve výzkumu velmi potřebná. Všechny své dosavadní znalosti a zkušenosti přenesla beze zbytku do problematiky nakládání s odpady, kde byla její hlavní doménou příprava a následně realizace nových přístupů k hodnocení kvality odpadů. V této oblasti využila své rozsáhlé znalosti analytiky, ale i toxikologie a souvisejících oborů. Tyto znalosti formou pochopitelnou i nechemikům převáděla do praxe. Neustále se vzdělávala, získávala nové podněty pro výzkum a jeho následnou aplikaci do praxe. Snažila se získat všechny dostupné odborné informace, trápila



- [8] The new bathing water directive (Directive 2006/7/EC). Implementation in Germany. Namur, June 2007. Water Bathing Profile Workshop.
- [9] Synthesis of the relevant elements from the national presentations. Namur, June 2007. Water Bathing Profile Workshop.

Ing. Helena Grünwaldová, CSc.
VÚV T.G.M., v.v.i., Praha
Helena_Grunwaldova@vuv.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

The examples of bathing water profiles in the states of EU (Grünwaldová, H.)

Key words

a bathing water profile – quality of bathing water

The bathing water profile is described in the new Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC. Member States shall ensure that bathing water profiles are established, shall be reviewed and updated in accordance with Annex III. Bathing water profiles shall be established for the first time by 24 March 2011.

A bathing water profile is primarily intended to gain understanding of the faecal sources and routes of pollution, and focuses on the indicators for faecal pollution: either *Escherichia coli* (*E. coli*) and intestinal enterococci or thermotolerant bacteria. Secondary it is intended to gain understanding about other risks like cyanobacteria.

This paper makes the Dutch and Belgian interpretations of the bathing water profile at the real bathing water location.

Je zřejmé, že náhradou neurčité hodnoty pod mezí stanovitelnosti polovinou této meze se dopouštíme určité chyby, která se pak promítá do výpočtu jednotlivých statistických charakteristik souborů koncentrací látek a souborů látkových odnosů těchto látek kontrolním profilem. Publikace stanovuje velikost této chyby v závislosti na procentním počtu hodnot pod mezí stanovitelnosti, a to u průměru, směrodatné odchylky, koeficientu variace a koeficientu asymetrie souborů koncentrací a látkových odnosů pro různé tvary rozdělení souborů koncentrací a základní typy závislostí koncentrací na průtoku vody v toku.

Publikace dále určuje, jakou hodnotou bychom měli v jednotlivých případech nahrazovat hodnoty pod mezí stanovitelnosti, pokud bychom chtěli dostat správnou hodnotu průměrné koncentrace. Ostatní statistické charakteristiky koncentrací (směrodatná odchylka, koeficient variace a koeficient asymetrie) a všechny statistické charakteristiky látkových odnosů však zůstávají i v tomto případě zatíženy určitou chybou.

Publikace doporučuje počítat statistické charakteristiky koncentrací a látkových odnosů pouze tehdy, pokud je hodnot pod mezí stanovitelnosti méně než polovina. Pokud je přesto při větším počtu hodnot pod mezí stanovitelnosti třeba určitou statistickou charakteristiku počítat, je nutno upozornit na existenci výše uvedené chyby.

Získané poznatky platí nejen pro jakosti vody v tocích, ale i pro jakost podzemních vod a jakost odpadních vod na přítoku a odtoku z čistírny odpadních vod.

Praha, VÚV T.G.M., v.v.i., 2009, 108 s., ISBN 978-80-85900-90-3.

se nad překlady i ve snaze přijmout nebo vysvětlit závěry vyslovené v jiných výzkumných a odborných pracích.

Měla velkou zásluhu na inovaci přístupu ke vzorkování odpadů i na vypracování nového postupu hodnocení ekotoxicity odpadů, který odpovídá nejnovějším evropským i světovým trendům. Výsledky svých výzkumných prací aplikovala i do návrhů právních předpisů pro oblast nakládání s odpady. Její kolegové určitě nezapomenou na bouřlivé diskuse nad řešením jednotlivých problémů, nad formulací závěrů výzkumných zpráv, kdy Marie zacházela do největších podrobností, včetně perfektního českého jazyka. Pro svůj rozhled a široké znalosti se také stala členkou Redakční rady VÚV T.G.M., v.v.i., která řídí ediční politiku ústavu.

V roce 2005 se stala hlavní řešitelkou dlouholetého výzkumného záměru zaměřeného na problematiku odpadů. I po celou dobu své nemoci, se kterou bojovala od roku 2006, se neprestala podílet na jeho řešení. Publikovala velké množství odborných článků a aktivně se účastnila různých odborných konferencí a seminářů. Její práce nebude jistě v okruhu odborníků, zabývajících se analytikou odpadů, nikdy zapomenuta.

I přes své zaujetí prací byla schopná se plně věnovat také rodině i rozvíjení svých uměleckých sklonů. Marie milovala svou rodinu a zejména své tři děti. Její velkou zálibou se stala keramika. Ztvárňování jejích představ a pocitů pomocí hlíny ji plně uspokojovalo.

Marie Kulovaná, která svůj boj s nemocí prohrála 7. 3. 2010, nebude zapomenuta nejen svou rodinou, ale ani svými kolegy a kolegyněmi. S Marií Kulovanou jsme se rozloučili, ale přesto nadále zůstává v našich srdcích a mnohým z nás zůstane i pomínka na ni v podobě keramického díla.

Spolupracovnici

VLIV RYBNÍKŮ NA JAKOST VODY V RECIPIENTU

Tomáš Luzar, Hana Nowaková

Klíčová slova

rybník – recipient – jakost vody – eutrofizace

Souhrn

Voda vytékající z rybníků nebo rybničních soustav ovlivňuje recipient. Monitoring rybníků není běžný, většinou jde o objekty se složitou hydrologickou situací a těžko vysledovatelnými zásahy do jakosti vody. Vliv intenzivního rybářského hospodaření na recipient byl sledován na pěti vybraných lokalitách v ostravském regionu. Během roku 2009 byla monitorována jakost vody jak ve výtoku z rybníků nebo rybničních soustav, tak v recipientu. Výsledky sledování potvrdily statisticky významné ovlivnění recipientu vodou přitékající z rybníka, které je úměrné významu vyústění rybniční vody z hlediska průtokových poměrů v recipientu. V recipientu dochází ke zvýšení organické zátěže a také k vnášení planktonních řas jakožto možného inokula pro další rozvoj říčního fytoplanktonu. Koncentrace dusičnanového dusíku v profilech pod rybníky klesaly. U amoniakálního dusíku a fosforu odpovídá jejich obsah spíše koncentraci v recipientu, přičemž v eutrofizovaném recipientu mohou být tyto koncentrace srovnatelné s rybniční vodou. Vliv rybníků se může v recipientu projevit i zvýšením teploty vody, což zhoršuje stav z hlediska eutrofizace toku.

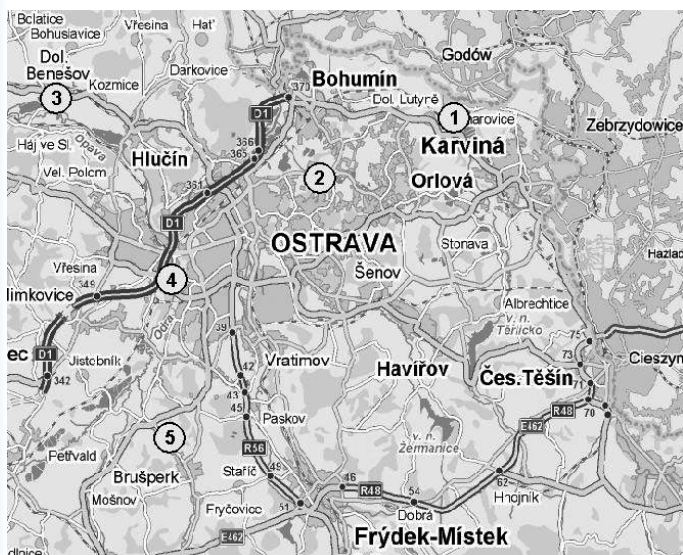
Úvod

Cílem práce je posouzení vlivu intenzifikovaných rybníků, popřípadě rybničních soustav s intenzivním hospodařením na recipient. Zabývá se modelovými lokalitami regionálního významu (Ostravsko), nicméně její závěry se dají do určité míry generalizovat.

Rybníky jsou uměle vytvořené nádrže, které slouží především k chovu ryb. Produkce ryb je zde podporována jednak hnojením a jednak přímou aplikací krmných směsí pro ryby. Do rybníka mohou být také svedeny komunální odpadní vody. Míra eutrofizace celého ekosystému se zvyšuje na eutrofní až hypertrofní stav. Cílem je podpořit větší rozvoj přirozené potravy ryb a dosáhnout vyšší produkce ryb (Pokorný a Hauser, 2002). Zvyšování produkce je obecně spojeno s vnášením závadných látek ve smyslu § 39 odst. 1 zákona č. 254/2001 Sb., o vodách. Tato forma hospodaření je řešena na základě vodoprávního řízení výjimkou z tohoto ustanovení.

Pro intenzifikaci rybničního hospodářství jsou vhodné mělké rybníky, do nichž se voda přivádí náhonem z napájecího toku a podobným způsobem se také odvádí. V soustavách rybníků bývá vybudována stoka (též označovaná jako náhon), často tekoucí po jejich obvodu, která slouží k napouštění i vypouštění rybníků a pod rybníky ústí zpět do recipientu. Rybníky lze tímto způsobem snadno regulovat (Čítek et al., 1993).

S ohledem na hospodárnost chovu ryb je v zájmu provozovatele rybníka, aby nedocházelo ke ztrátám živin, a vliv intenzifikace byl tím co nejvíce omezen na daný rybník. Zároveň je nutné udržovat v rybníci podmínky, které se negativně neprojevují na produkci ryb. V průběhu sezony je zpravidla zachovávan pouze minimální nutný přítok a odtok, a také vliv na recipient lze předpokládat malý. Pouze v období vypouštění rybníků po určitý časový úsek odtéká významně větší množství vody. Monitoring



Obr. 1. Sledované lokality

rybníků není obvyklý, jde o objekty se složitou hydrologií i zásahy majícími dopad na jakost a odtékající množství vody. Rybniční voda zpravidla pochází z recipientu a v rybníci je obohacována o živiny a organické látky (živiny mohou být do velké míry vázány v biomase). Problémy mohou způsobovat eutrofní a hypertrofní rybníky, a to především jako zdroje fosforu a inokula fytoplanktonu (např. sinic). Voda v rybníci může mít také vyšší teplotu, jiné kyslíkové poměry a obsah nerozpuštěných látek (Čítek et al., 1993; Duras a Potužák, 2009; Hartman et al., 1998; Pokorný a Hauser, 2002).

Metody

Sledované lokality

Během roku 2009 byly vzorky odebrány celkem na pěti lokalitách (obr. 1). Výběr lokalit byl podmíněn intenzivním hospodařením na daném rybníci/rybníci, výskytem definovaného recipientu a možností jeho vzorkování. Jednotlivé lokality se liší v různých ohledech, rybniční stoka nebo náhon nebyla považována za recipient (s výjimkou lokality Dolní Benešov).

Ke sledování byly vybrány čtyři lokality, později k nim přibyla ještě jedna. Jde o následující lokality (číslování odpovídá číslům na obr. 1):

1 – Dětmarovice – jde o soustavu rybníků (Větrov a další), která ústí do Olše, řeky s průtokem cca $10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Úsek Olšinského náhonu mezi rybníkem a recipientem je dlouhý cca 400 m, průtok v něm se podle odhadu při vzorkování pohyboval kolem 10 vteřinových litrů.

2 – Rychvald – zde ústí významný chovný rybník (Velký Cihelník, cca 15,5 ha) do malého, silně znečištěného toku (Stružka).

3 – Dolní Benešov – významný rybník (Nezmar, 65 ha) je napájen náhonem, který současně napájí sádky, které jsou k rybníku přidružené. Průtok vody oběma větvemi je srovnatelný a pod lokalitou se voda z obou objektů zase stéká. Za recipient je v tomto případě považován samotný náhon. Při posledních dvou vzorkováních byl rybník vypouštěn.

4 – Porubka – do říčky Porubky ústí náhon Mlýnka, vedoucí od vzdálenější rybniční soustavy (u Jistebníka). Průtok vody náhonem je významný v poměru k vodnosti recipientu.

5 – Machůvka – zde do soustavy malých rybníků ústí drobný tok, který soustavu napájí i odvodňuje a pod rybníky je zcela znečištěn. Tato lokalita byla do sledování zařazena dodatečně, a k dispozici je tedy méně získaných dat.

V každé lokalitě byly vzorkovány celkem tři profily. Šlo o profil nad vlivem rybníka, dále profil pod zaústěním s respektováním míscí zóny a konečně vlastní vyústění rybníka. V případě odběru vzorků přímo z rybníka (lokality Rychvald) byla vzorkována hladinová vrstva, z níž voda přepadala do odtoku v bezprostřední blízkosti. Konkrétní lokalizace profilů se řídila podmínkami v terénu.

Vzorkovací plán, sledované ukazatele

Vzorkování probíhalo v období červen–listopad 2009. Během roku proběhlo deset vzorkování (v červnu až září 2009 s četností 2x měsíčně, v říjnu a listopadu pak 1x měsíčně). Na lokalitě Machůvka byly vzorky odebrány pouze 5x (v období září až listopad).

Sledování bylo zaměřeno na nutrienty, ukazatele kyslíkového režimu a chlorofyl-a. Přímou na místě (sonda *in situ*) byly sledovány tyto ukazatele: teplota vody, konduktivita, pH, rozpuštěný kyslík a saturace kyslíkem. Ostatní ukazatele byly stanoveny v laboratoři: BSK_5 (ČSN EN 1899-1,2), CHSK_C (TNV 75 7520), rozpuštěný amoniakální dusík (ČSN ISO 7150-1), dusičnanový dusík (ČSN ISO 7890-3), celkový fosfor (ČSN EN ISO 6878), nerozpuštěné látky při 105 °C (ČSN EN 872), chlorofyl-a (ČSN ISO 10260), koliformní bakterie (TNV 75 7837). Na všech lokalitách byl navíc sledován fytoplankton (resp. drift) a byl posouzen jeho stav (Heteša a Marvan, 2006).

Analýza dat

Pro každý profil byly vypočteny aritmetické průměry hodnot ze všech vzorkování. K názornému srovnání vybraných jakostních charakteristik byly vytvořeny grafické výstupy.

Na základě průměrných hodnot ukazatelů bylo možné určit směr vlivu pro danou lokalitu a daný ukazatel (k vyšším či nižším hodnotám). Nebyli-li tento směr v souladu s hodnotou ukazatele na vyústění, byl vliv automaticky považován za neprokázaný (varianta „prázdné pole“ v tabulce 2). V případě souladu hodnot daného ukazatele byl k analýze použit jednostranný párový t-test. Nulová hypotéza předpokládala pouze náhodné rozdíly uvnitř párů hodnot, alternativní hypotéza předpokládala nenáhodný rozdíl, orientovaný ve směru působení vyústění. Hladina významnosti byla zvolena jako $\alpha = 0,05$ (Ott a Longnecker, 2008). Dále bylo posouzeno, zda je možné přičíst tento signifikantní rozdíl působení vyústění, anebo ne.

Výsledky

Analýza dat

Průměrné hodnoty pro všechny sledované ukazatele a profily jsou sumarizovány v tabulce 1, výsledky pro vybrané ukazatele jsou navíc graficky znázorněny na obr. 2, ze kterého je zároveň patrná rozdílnost jednotlivých lokalit. Množství fytoplanktonu bylo nejvyšší na lokalitách Machůvka (nejvyšší hodnoty byly dosaženy za výskytu silného vodního květu) a Rychvald, následuje Dolní Benešov. Velmi podobné jsou na tom profily i v obsahu organických látek. Graf pro fosfor srovnává lokality s ohledem na profil,

kteřá je nejvyšší na lokalitě Machůvka a Rychvald, následuje Porubka. Lokalita Machůvka se vymykala průměru v mnoha ukazatelích.

Vzorkování probíhalo v období červen až listopad, proto nejsou patrné sezónní tendence v jarním období. Určité sezónní tendence byly nalezeny u fosforu, dusičnanů a amoniaku (v případě chlorofylu-a naopak ne). Maximum fosforu bylo zjištěno na lokalitách Dětmárovice a Rychvald na začátku sledování v červnu, v létě pak následoval pokles. Lokalita Porubka měla maxima fosforu v červenci a Dolní Benešov v srpnu. Hodnoty dusičnanů byly minimální obecně koncem léta, výrazné maximum se vyskytlo na lokalitách Dětmárovice a Porubka v červnu. Koncentrace amoniaku byly vyšší na začátku sledování, během července až září byly nižší a další nárůst se objevil až koncem září.

Srovnání lokalit je důležité zejména v případě Rychvaldu a Dolního Benešova, kde byl sledován přímo odtok z rybníka (nikoli stoka). Hodnoty ukazatelů jsou celkově rozkolísanější na lokalitě Rychvald, důvodem může být rozdíl ve velikosti rybníků. V lokalitě Rychvald byl zaznamenán celkově větší rozvoj fytoplanktonu, vyšší úroveň organického znečištění a vyšší koncentrace živin (obr. 2).

Zachytit vypouštění rybníka se podařilo pouze na lokalitě Dolní Benešov, zde ale zvýšený odtok podle výsledků neměl za následek výraznější odchylku v ovlivnění recipientu. Zbývající lokality buď nebyly v roce 2009 vypouštěny, anebo se vypouštění ve stoce projevilo jen minimálně (lokalita Porubka, zvýšený průtok zde byl pravděpodobně odkláněn pod rybníky shybku přímo do řeky Odry).

Výsledky párového t-testu jsou shrnuty v tabulce 2, kde je vyznačeno, ve kterých případech byl nalezen signifikantní rozdíl mezi soubory naměřených hodnot. Podle těchto výsledků je na první pohled vliv rybníka/soustavy minimální v případě lokality Dětmárovice, zatímco na zbývajících lokalitách je vliv prokazatelný. Pro grafickou ilustraci vlivu (obr. 3) byla vybrána „rybníční“ lokalita Rychvald a „náhonová“ lokalita Porubka a ukazatele chlorofyl-a, BSK₅ a dusičnanový dusík. Je patrný nárůst koncentrace chlorofylu-a i BSK₅ a pokles koncentrace dusičnanů.

Hodnocení lokalit

Dětmárovice

Na této lokalitě nebylo během sledování zachyceno významnější vypouštění rybníků. Voda přítékající náhonem má v tomto jediném případě průměrný obsah chlorofylu-a nižší než recipient (pravděpodobným důvodem je sedimentace a zastínění v dlouhém úseku náhonu), vodivost je také nižší. Zvýšená je naopak koncentrace amoniakálního dusíku a BSK₅.

Statistický rozbor neprokázal signifikantní vliv vyústění rybníční soustavy. Signifikantní výsledek v případě CHSK (tabulka 2) zde nelze přisoudit působení sledovaného faktoru.

Složení fytoplanktonu v recipientu odpovídalo klasickému společenstvu mírně tekoucích vod. Fytoplankton v Olši byl ovlivněn přítomností dlouhého úseku stojaté vody nad jezem, ležícím několik set metrů nad vzorkovacím profilem. Společenstvo fytoplanktonu pocházející z rybníka se do jisté míry podobalo společenstvu v recipientu, zejména na počátku vegetační sezony. Vliv rybníční soustavy byl proto minimální.

Tento výsledek ilustruje situaci, kdy malý přítok rybníční vody nemá vliv na jakost vody v mnohem větším recipientu.

Rychvald

Sledovaný rybník nebyl v roce 2009 vypouštěn. Voda v rybníce má oproti recipientu výrazně vyšší koncentraci chlorofylu-a, výrazně vyšší hodnotu BSK₅. Koncentrace živin jsou zde naopak nižší. Tok Stružka má poměrně vysokou konduktivitu oproti rybníční vodě, vysoký obsah solí v toku je způsoben důlními vlivy.

V recipientu došlo ke statisticky významnému vzrůstu koncentrace chlorofylu-a a nerozpuštěných látek. O vlivu vyústění rybníka svědčí mírný, ale signifikantní nárůst teploty vody a pokles konduktivity. V případě nutrientů je průkazný pokles koncentrace amoniakálního dusíku. Byl zaznamenán také signifikantní nárůst nasycení kyslíkem, tento náleží ale spíše důsledkem fyzikálních procesů v toku. V tomto toku došlo k signifikantnímu poklesu abundance koliformních bakterií.

Složení fytoplanktonu nad vyústěním rybníka odpovídalo běžnému společenstvu mírně tekoucích vod. Nejhojněji byly zastoupeny *Bacillariophyceae*,

Tabulka 1. Průměrné hodnoty ukazatelů

		Teplota	Vodivost	pH	Rozp. O ₂	Nasyc. O ₂	CHSK _{Cr}	BSK ₅
		°C	mS/m	-	mg/l	%	mg/l	mg/l
Dětmárovice	nad	17,2	106	7,96	8,75	93,4	21,1	1,88
	pod	17,2	115	8,20	9,47	100,4	17,3	1,83
	vyústění	14,9	43	7,70	7,39	75,3	18,1	2,18
Rychvald	nad	17,2	482	7,95	6,54	69,6	42,0	2,99
	pod	17,5	441	7,95	7,04	75,1	47,8	4,18
	vyústění	19,3	70	8,10	6,38	70,3	50,7	9,12
Benešov	nad	16,5	27	7,72	7,83	82,3	13,5	2,31
	pod	17,8	28	7,73	7,66	82,5	23,1	4,18
	vyústění	19,4	27	8,03	7,76	85,9	32,1	6,06
Porubka	nad	15,4	51	7,91	7,90	84,7	14,8	2,24
	pod	15,7	57	7,82	7,92	81,5	17,9	2,65
	vyústění	16,1	73	7,66	6,24	64,6	22,2	3,46
Machůvka	nad	13,7	52	7,82	5,70	56,5	14,5	4,03
	pod	16,1	41	8,20	7,96	82,5	43,8	5,06
	vyústění	16,0	41	8,77	9,66	100,5	84,3	17,85

		Amon. N	Dusič. N	Celk. P	Nerozp. látky	Chl-a	Kolif. b.
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	KTJ/1 ml
Dětmárovice	nad	0,13	2,09	0,42	54,6	23,1	414
	pod	0,10	1,70	0,23	21,3	11,1	370
	vyústění	0,30	1,51	0,26	14,7	8,0	267
Rychvald	nad	0,46	2,05	0,62	63,3	13,0	284
	pod	0,43	1,97	0,62	77,9	22,1	206
	vyústění	0,25	0,09	0,34	78,6	132,3	147
Benešov	nad	0,16	1,73	0,21	33,9	9,6	166
	pod	0,37	1,15	0,26	40,3	34,1	120
	vyústění	0,17	0,07	0,17	38,8	76,0	168
Porubka	nad	0,35	4,94	0,31	28,8	5,3	244
	pod	0,41	3,77	0,29	28,5	8,5	251
	vyústění	0,67	0,97	0,32	43,0	20,0	235
Machůvka	nad	1,58	6,52	0,84	5,6	1,3	53
	pod	0,41	1,26	0,47	119,5	161,8	30
	vyústění	0,49	1,11	0,50	119,8	266,8	16

ostatní skupiny se příliš nerozvíjely, zřejmě důsledkem zástínění vegetací. V rybníce došlo k rozvoji fytoplanktonu v mnohem větší míře, především docházelo k rozvoji *Chlorophyceae* a *Euglenophyceae*. Je možné, že samotný charakter fytoplanktonu v recipientu je již ovlivněn výše položenými rybníky. Vliv vyústění sledovaného rybníka byl nicméně patrný.

Celkově lze říci, že vyústění rybníka se v recipientu projevuje v mnoha ukazatelích. Jakost vody v samotném recipientu je ale nízká, jde o znečištěný eutrofizovaný tok. Podle sledovaných ukazatelů tedy ovlivnění není výrazně nepříznivé.

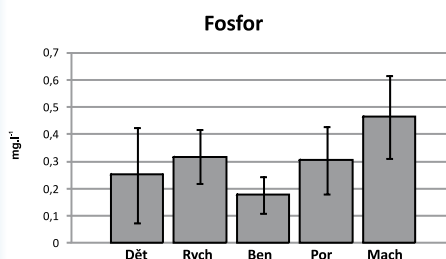
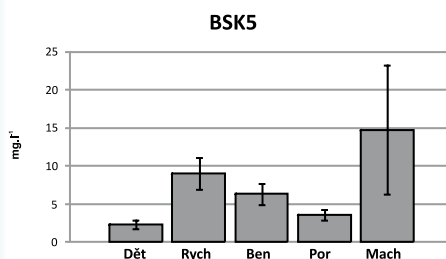
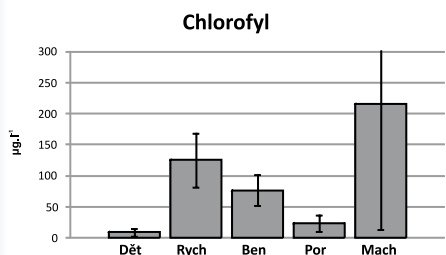
Dolní Benešov

V tomto případě bylo vypouštění rybníka zachyceno při dvou vzorkováních. Podle sledovaných ukazatelů má výtok z rybníka výrazně vyšší obsah chlorofylu-a a organických látek a naopak zřetelně nižší hodnoty dusičnanového dusíku.

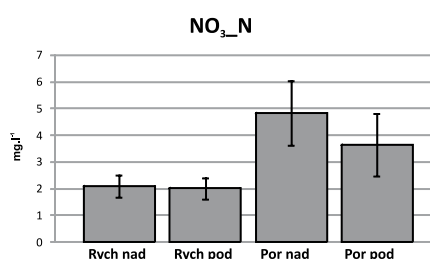
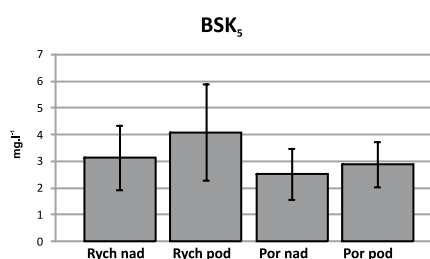
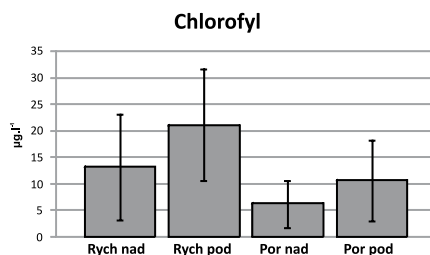
Výsledky statistické analýzy potvrzují vliv rybníka (popř. částečně i sádek). Vlivem působení odtoku z rybníka dochází v náhonu k signifikant-

Tabulka 2. Výsledky statistického testu (+ signifikantní, - nesignifikantní, prázdná pole – nesignifikantní bez použití testu)

Ukazatel	Dětmárovice	Rychvald	Benešov	Porubka	Machůvka
teplota (vody)	-	+	+	-	+
vodivost		+		+	+
pH		-	-	+	+
rozpuštěný kyslík			-		+
nasycení kyslíkem		+	-	+	+
CHSK _{Cr}	+	-	+	+	+
BSK ₅		-	+	+	-
amoniakální dusík		+	-	+	+
dusičnanový dusík	-	-	+	+	+
celkový fosfor	-				+
nerozpuštěné látky	-	+	-	-	+
chlorofyl-a	-	+	+	+	+
koliformní bakterie	-	+	-		+



Obr. 2. Srovnání lokalit podle vybraných ukazatelů



Obr. 3. Vliv rybníků na vybrané ukazatele

nímu nárůstu chlorofylu-a, BSK₅, CHSK. Kromě toho klesá koncentrace dusičnanového dusíku a byl zjištěn také nárůst teploty vody.

Společenstvo fytoplanktonu je charakteristické pro mírně tekoucí vody. Třída *Bacillariophyceae* byla zastoupena nejhojněji, ostatní třídy pak spíše sporadicky. Voda v náhonu byla ve velmi mírném pohybu a pocházela z jezové zdrže na řece Opavě, proto se zde rozvíjely i taxony specifické pro stojaté eutrofní vody. V rybníce docházelo k největšímu rozvoji fytoplanktonu. Lokalita pod rybníkem byla rybníkem prokazatelně ovlivněna. Druhá pestrost zde byla velmi vysoká. Objevily se druhy jak mírně tekoucích vod, tak druhy typické pro stojaté rybníční vody.

Náhon sám o sobě je umělým tokem a je těžké posoudit jeho kvalitu. Z hlediska sledovaných ukazatelů je ale možné konstatovat, že vliv rybníka v tomto případě vede ke zhoršení jakosti vody v recipientu.

Porubka

Voda v náhonu se významně liší od recipientu v mnoha sledovaných ukazatelích. Na základě statistického testu byl zjištěn signifikantní nárůst hodnoty chlorofylu-a (hodnoty nicméně celkově zůstávají nízké), určitý nárůst konduktivity a pokles nasycení kyslíkem. Úroveň BSK₅ i CHSK v recipientu vlivem vyústění náhonu roste. Co se týče živin, koncentrace amonných iontů roste, zatímco koncentrace dusičnanů klesá. V tomto případě byl zaznamenán také malý, ale signifikantní pokles hodnoty pH. Nárůst amonných iontů lze přisoudit skutečnosti, že náhon neústí přímo u soustavy rybníků, ale teče pod ní ještě několik kilometrů, takže pravděpodobně získává specifický charakter.

Složení fytoplanktonu v recipientu nad ústím náhonu odpovídalo skladbě planktonu v tekoucích vodách. V náhonu, vedoucím od rybníční soustavy, bylo složení fytoplanktonu odlišné, mělo celkově vyšší abundanci a obsahovalo taxony navíc, např. *Closterium* a *Euglenophyceae*. Společenstvo v recipientu pod ústím bylo směsí obou společenstev, vliv náhonu byl tedy zřejmý.

Na lokalitě Porubka se projevil také určitý vliv náhonu na habitat dna v recipientu. Pod jeho ústím je dno pokryto sedimentem a diverzita habitatu je celkově nižší než v úseku nad ústím.

Celkově můžeme tvrdit, že zaústění náhonu z rybníční soustavy ovlivňuje jakost vody v recipientu nepříznivě.

Machůvka

V tomto případě je vliv rybníční soustavy na recipient největší ze všech sledovaných lokalit. Signifikantní rozdíl byly nalezeny prakticky u všech sledovaných ukazatelů s výjimkou BSK₅. Ke snížení hodnot došlo u amoniakálního i dusičnanového dusíku, celkového fosforu, konduktivity a kolidních bakterií, zbývající ukazatele vykazují zvýšení hodnoty.

Zastoupení fytoplanktonu na profilu nad rybníky bylo velmi chudé z důvodu silného zastínění. Nejhojněji byly zastoupeny centrické rozsivky. Největší rozvoj fytoplanktonu probíhal v rybníční soustavě. Nejvýraznější bylo zastou-

pení sinic spolu s *Euglenophyceae*. Jedinci rodu *Microcystis*, *Euglena* a *Trachelomonas* při svém přemnožení vytvořili vegetační zabarvení vody až vodní květ. V recipientu pod vyústěním dolního rybníka bylo možné pozorovat taxony pocházející z fytoplanktonu rybníka.

Celkově lze vliv rybníční soustavy hodnotit obtížně. Vliv na organické znečištění je jednoznačně nepříznivý a současně vliv na živiny v toku je jednoznačně příznivý.

Diskuse a závěr

K posouzení vlivu vyústění rybníka/soustavy rybníků bylo vybráno pět lokalit a během roku 2009 na nich byly sledovány vybrané ukazatele kvality vody.

Získané výsledky indikují eutrofní až hypertrofní stav na všech rybníčních lokalitách. Množství organických látek vyjádřené hodnotou BSK₅ ukazuje na intenzivní rozkladné procesy v rybníčních vodách. Nejvyšší trofie, rozvoj fytoplanktonu i obsah organických látek byly zaznamenány na lokalitě Machůvka (pro niž bylo k dispozici méně dat). Z ostatních míst byla vyšší koncentrace chlorofylu-a i organických látek zaznamenána na „rybníčních“ lokalitách Rychvald a Dolní Benešov ve srovnání s „náhonovými“ lokalitami Dětmarovice a Porubka, přestože hodnoty fosforu na „náhonových“ lokalitách byly relativně vyšší (obr. 2). Tyto výsledky odpovídají situaci, kdy trofický potenciál není plně využit v důsledku proudění vody a zastínění.

Dynamika vybraných ukazatelů nepokrývá celé vegetační období a vztahuje se jenom k jednomu roku, proto není možné vyvozovat obecné závěry. Jednotlivé lokality se liší, což může být způsobeno mnoha faktory. Podle zdrojů (Duras a Potužák, 2009; Janda et al., 1996) jsou koncentrace fosforu v rybníčních vodách nejvyšší v létě, koncentrace amoniakálního dusíku jsou nejvyšší v období květen/červen s následujícím poklesem a koncentrace dusičnanů jsou nejvyšší na jaře. Výsledky této práce jsou s uvedenými tvrzeními přibližně v souladu.

Vliv soustavy rybníků se ukázal zanedbatelný, je-li recipient dostatečně vodný. Je-li odtok z vyústění z rybníka/soustavy významný v poměru k vodnosti recipientu, vliv se projevil na jakosti vody, na složení fytoplanktonu a v jednom případě se projevil dokonce i na habitatu dna. Konkrétní vliv nicméně závisel na jakosti vody v samotném recipientu. Při výraznějším ovlivnění může docházet také k nárůstu teploty vody, což se může projevit na chemických i biochemických procesech.

Obecně platí, že vlivem vyústění rybníka/soustavy roste v recipientu koncentrace chlorofylu-a jakožto následek rozvoje fytoplanktonu v eutrofní stojaté vodě. Dále roste hodnota BSK₅ a CHSK. Vliv na organickou zátěž v recipientu je nepříznivý, zejména obsah biologicky odbouratelného znečištění byl na všech pěti vyústěních rybníků nebo náhonů zřetelně vyšší než v recipientu. Příklad takového nárůstu je na obr. 3.

Koncentrace amoniakálního a dusičnanového dusíku naopak klesají, neboť živiny z vodního prostředí jsou vázány v biomase. Dopad na měřené koncentrace dusíku je spíše příznivý (tento jev je patrnější u dusičnanového dusíku (obr. 3)). V případě amoniakálního dusíku a fosforu mohou být koncentrace v rybníce a v recipientu srovnatelné. Rybníční soustavy leží v nížinných oblastech, kde mohou být toky zatíženy živinami na podobné úrovni jako voda přítékající z rybníka, proto se vnos dalších živin nemusí projevat nepříznivě. Na druhé straně dochází v recipientu ke zvýšení koncentrace řas, které představují inokulum pro případný rozvoj fytoplanktonu ve vhodných úsecích níže po toku. Celkový vliv rybníka/soustavy na recipient je vždy nutné posuzovat relativně vůči stavu v recipientu, tedy z imisního hlediska.

Poděkování

Článek byl připraven na základě výsledků v rámci projektu „Identifikace antropogenních tlaků v české části mezinárodního povodí řeky Odry“ s finanční podporou MŽP.

Literatura

- Čítek, J., Krupauer, V. a Kubý, F. (1993) Rybníkářství. Praha: Informatorium.
 Duras, J. a Potužák, J. (2009) Výsledky sledování „velkých“ rybníků v povodí VN Orlický. Sborník semináře Revitalizace Orlické nádrže 2009, Písek, 6.–7. 10. 2009. Vysoká škola technická a ekonomická v Českých Budějovicích, s. 106–118.
 Hartman, P., Příkrýl, I. a Štédronský, E. (1998) Hydrobiologie. Praha: Informatorium, 335 s.
 Heteš, J. a Marvan, P. (2006) Metodika odběru a zpracování vzorků fytoplanktonu tekoucích vod. VÚV T.G.M.

Janda, J., Pechar, L. aj. (1996) Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko. IUCN.

Ott, R.L. and Longnecker, M.T. (2008) An Introduction to Statistical Methods and Data Analysis. Brooks/Cole, 1273 s.

Pokorný, J. and Hauser, V. (2002) The restoration of fish ponds in agricultural landscapes. *Ecological Engineering*, 18, p. 555–574.

Mgr. Tomáš Luzar, Mgr. Hana Nowaková
VÚV T.G.M., v.v.i., Ostrava
Tomáš_Luzar@vuv.cz, Hana_Nowaková@vuv.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

The influence of ponds on the water quality in the recipient (Luzar, T.; Nowaková, H.)

Keywords

pond – recipient – water quality – eutrophication

PROCESY NA REDOX ROZHRAŇÍ VOD VYTÉKAJÍCÍCH Z RAŠELINIŠŤ V POVODÍ FLÁJSKÉHO POTOKA V KRUŠNÝCH HORÁCH

Petr Lochovecký

Klíčová slova

huminové látky – rašeliniště – redox procesy – půdní jádra

Souhrn

Práce se zabývá sledováním změn v jakosti vod vytékajících z rašelinných ploch v horních partiích Flájského potoka v Krušných horách. Vody odtékající po povrchu těchto ploch se vyznačují nízkou hodnotou pH a vysokým obsahem rozpuštěného organického uhlíku (DOC) v důsledku přítomných huminových látek a velmi nízkým obsahem nutrientů a bazických kationtů. Následkem komplexotvorných vlastností huminových látek obsahují tyto vody značně vysoké koncentrace železa, které se však při styku s atmosférickým kyslíkem nevyplavují ve formě nerozpustných sraženin hydratovaných oxidů Fe(III). Ve spodních rašelinných horizontech, na hranici geologického podloží, však vykazovaly vzorky půdní vody hodnoty pH pouze ve slabě kyselé až neutrální oblasti. Při výstupu těchto vod na povrch (v odvodňovacích příkopech a rýhách) docházelo k oxidaci rozpuštěných forem dvojmocného železa vzdušným kyslíkem za vzniku hnědočervených sraženin oxidu železitého, na které byly kromě huminových látek vázány nebo pouze sorbovány i relativně vysoké koncentrace fosforu, vápníku, těžkých kovů a arzenu. Další transport uvedených látek vodním tokem je tím značně omezen. Experimentálně bylo zjištěno, že rozhodujícím faktorem pro vznik výše uvedených sraženin je vedle koncentrace železa, DOC a anaerobie vytékajících vod zejména hodnota pH.

Na dvou lokalitách rašelinných ploch v horních partiích Flájského potoka byl proveden odběr a analýza půdních jader. Obecně bylo možno pozorovat nárůst hodnoty pH s rostoucí hloubkou odebraného materiálu. Ve svrchních rašelinných polohách byly pozorovány relativně vysoké koncentrace některých těžkých kovů.

Úvod

V důsledku globálních klimatických změn, ke kterým dochází v posledních letech – zejména oteplování a odlišný průběh srážkové činnosti (delší období sucha se střídáním větších srážkoodtokových situací), lze očekávat i změny v obsahu organického uhlíku a nutrientů v horských a středněhorských oblastech s výskytem rašelinných ploch. Obecně lze předpokládat, že zvýšené teploty a delší období sucha budou v důsledku poklesu podzemní vody podporovat aerobní humifikaci a mineralizaci organického materiálu v rašelinistích a rašelinných půdách. Vznikající rozpustné organické látky budou následně vyplavovány v průběhu větších srážkoodtokových situací společně s nutrienty a dalšími látkami, které jsou v rašelinných půdách fixovány (Grunewald et al., 2005). Urychlená mineralizace svrchních rašelinných horizontů, která probíhá při zmíněném poklesu podzemní vody a vysoké koncentrace nutrientů v půdní vodě, však nemusí automaticky znamenat jejich zvýšený obsah povrchovými vodami (Zak et al., 2005), jak je tomu často u revitalizovaných eutrofních rašelinist a mokřadů. Uvedení autoři podrobně studovali koncentrační změny fosforu, ke kterým dochází při výstupu vody z anaerobního prostředí do prostředí oxického (redox

The water flowing out the ponds or pond systems is influencing the recipient. The monitoring of ponds is not a common practice, they are usually objects with complicated hydrological situation and hard-to-raise interventions in water quality. The influence of intense fish pond management was studied on five selected sites in the region of Ostrava (Czech Republic). The water quality both in the pond (pond system) drain and in the recipient was monitored during 2009. The results of the monitoring confirmed a statistically significant influence in the recipient by the water flowing from the ponds, which is proportional to the importance of the pond drain regarding discharge. The recipient is influenced by increase of organic load and by incoming planktonic algae as possible inoculum for further development of river phytoplankton. The concentrations of nitrate nitrogen in the profiles under pond drains were decreasing. The influence on ammonia nitrogen and phosphorus was depending on their concentration in the recipient, whereas, in the eutrophicated recipient, those concentrations can be comparable with the pond water. The influence of ponds can manifest itself in the recipient by increase of water temperature, which negatively affects the state regarding eutrophication.

rozhraní), a zjistili, že jeho další transport závisí zejména na koncentračním poměru železa a fosforu v půdní vodě. Pokud je molární koncentrační poměr Fe/P větší než tři, dochází k významnému poklesu fosforu v důsledku jeho sorpce na hydratovaných oxidech železa, které se tvoří na redox rozhraní. Naopak při nižším poměru může docházet k jeho vyplavování do vod povrchových. U oligotrofních rašelinist, ke kterým patří i většina rašelinných ploch v povodí Flájského potoka, je však vznik hydratovaných oxidů železa do značné míry inhibován vznikem stabilních komplexů železa. Pokles koncentrace fosforu na redox rozhraní je pak zřejmě řízen pouze poklesem koncentrace DOC, na který je fosfor vázán (Zak et al., 2004).

Práce navazuje na příspěvek (Lochovecký, 2008), který se zabýval sledováním změn jakosti vody v povodí Flájského potoka v Krušných horách od pramenist v rašelinistích v horních partiích povodí po vodárenskou nádrž Fláje. Z výsledků sledování uvedené práce vyplývá, že odnos organického uhlíku zde probíhá nárazově, při větších srážkoodtokových situacích, zejména těch, které následují po delším období sucha (tání sněhu, letní přivalové deště). Dochází přitom k vymývání rašelinist a rašelinných ploch s vysokými koncentracemi DOC, které se zde vytvořily v důsledku mineralizačních procesů v období sucha při poklesu spodní vody. V povrchových vodách povodí Flájského potoka bylo možné v období sucha pozorovat velmi nízké koncentrace DOC a naopak zvýšené hodnoty pH, vyšší koncentrace sulfátů, nitrátů a kovů alkalických zemin v důsledku dominujícího bazálního odtoku a současně velmi nízkých odtoků povrchové vody z rašelinných ploch.

Cílem práce bylo sledování kvalitativních a kvantitativních změn vybraných chemických ukazatelů jakosti vody, ke kterým dochází při výstupu anoxických rašelinist vod na povrch na vybraných lokalitách v povodí Flájského potoka, a získání informací o složení rašelinist půd ve vertikálních půdních profilech sledovaných lokalit.

Experimentální část

Sledované lokality

Předmětem sledování bylo jednak Grünwaldské vřesoviště na přítoku Flájského potoka, odvodňujícího výše uvedené vřesoviště, jednak březový les ležící v horním úseku Flájského potoka poblíž pramenist. Grünwaldské vřesoviště je živé rašelinist vrchovištního typu s přirůstající organickou hmotou. Rašelinist půdy se zde vyznačují mocností převážně do 1 m, na některých místech vřesoviště lze však pozorovat vrstvy rašeliny o mocnosti až 7 m.

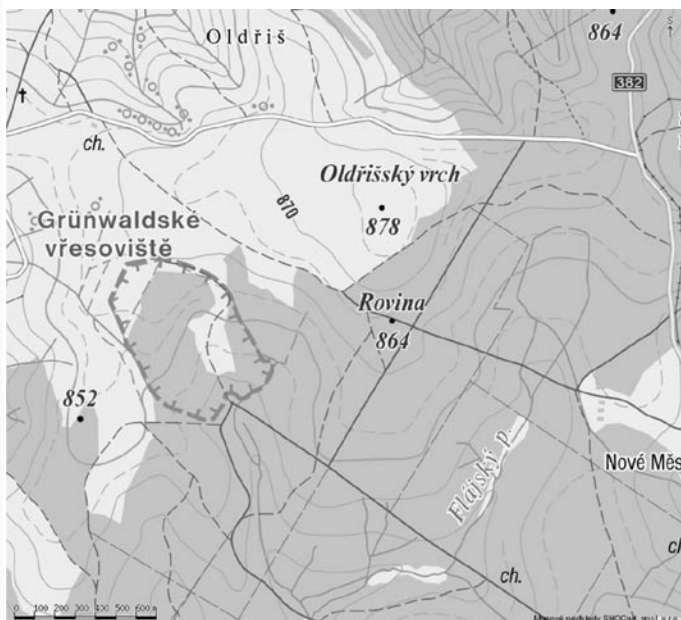
Rašelinist plochy v březovém lesíku v horním úseku Flájského potoka představují rašelinist již nefunkční, značně degradované, stáří březového porostu lze odhadnout na 40–50 let.

Odtok vody z obou uvedených rašelinist ploch probíhá jednak laterálně po povrchu a ve svrchních půdních horizontech, část vody (zejména po déle trvajícím srážkovém období) však může pronikat i do hlubších poloh. Ve vertikálním směru je však transport vody do značné míry omezen horizonty silně degradované rašelinist půdy s nízkou propustností, která se nachází v hloubce přibližně 30–40 cm. Na uvedených lokalitách byla současně odebrána i půdní jádra do hloubky úrovně geologického podloží.

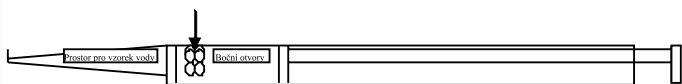
Z geologického i hydrogeologického hlediska je povodí Flájského potoka jednoduché a je tvořeno pro vodu nepropustnými, převážně kyselými granitickými horninami s vysokým obsahem SiO₂ a Al₂O₃ a primárně nízkým obsahem bází (CaO a MgO) (Štemprok, 1986). Vody odtékající z rašelinist jsou oligotrofní s nízkým obsahem minerálních látek (Ferda, 1973; Lochovecký, 2008).

Obě sledované lokality leží v horních partiích povodí Flájského potoka v nadmořské výšce kolem 850 m a jsou zobrazeny na obr. 1.

Zdrojem vody na rašelinist plochách v horních partiích Flájského potoka jsou prakticky výlučně vody srážkové (ombrogenní rašelinist), které



Obr. 1. Sledované lokality v horních partiích povodí Flájského potoka



Obr. 2. Schematický náčrt pístopového vzorkovače půdní vody

z nich odtékají jednak po povrchu a svrchních půdních horizontech, jednak v hlubších polohách na rozhraní spodních rašelinných horizontů a geologického podloží. Chemické složení uvedených vod je přitom odlišné.

Odběr vzorků vody a materiálu půdních jader

Vzorky vody z podpovrchové rašelinné vrstvy byly odebrány po vyhloubení jamky o průměru přibližně 10 cm do hloubky 15 cm. Rašelinná voda, která pronikala do jamky z okolí, byla odebrána pomocí 100ml plastové injekční stříkačky. Voda ze spodních rašelinných horizontů, na hranici geologického podloží, byla odebrána na obou sledovaných lokalitách z hloubky přibližně 1 m. K odběru byl použit pístopový vzorkovač půdní vody, který byl zhotoven z plexiskla podle (Ukonmaanaho et al., 2004) – obr. 2. Při vytvoření podtlaku proudila rašelinná voda bočními otvory do spodní části vzorkovače, kde byla shromažďována.

Materiál vertikálních rašelinných profilů byl odebrán pomocí ručního vzorkovače o průměru 28 mm, který byl zatlučen do země pomocí silonové palice. Odebraný materiál půdního jádra byl rozdělen na segmenty, které byly po stanovení pH samostatně analyzovány na obsah jednotlivých chemických ukazatelů. Obdobně byly analyzovány sraženiny hydratovaných oxidů železa, které se tvořily v odvodňovacích příkopech ohraničujících rašelinné plochy sledovaných lokalit.

Analytické metody

Stanovení v terénu

pH, konduktivita: elektrometricky (Eutech PC 10), rozpuštěný kyslík: elektrometricky (WTW Oxi 330).

Stanovení v laboratoři

SO₄²⁻, Cl⁻, NO₃⁻: iontová chromatografie (Dionex ICS 2500), DOC/TOC: termální rozklad vzorku s detekcí CO₂ (Shimadzu 5000A), kovy a arzen, S_{celk.}, P_{celk.}: optická emisní spektrometrie ICP-EOS (Thermo IRIS Intrepid II),

kovy: atomová absorpční spektrometrie – bezplamenová technika (Varian AA 240Z).

Materiál pevných vzorků byl po vysušení lyofilizací rozložen tlakovým rozkladem lučavkou královskou v mikrovlnné peci.

Výsledky a diskuse

Na rašelinných plochách lokalit Grünwaldského vřesoviště a březového lesa (viz sledované lokality) byly odebrány vzorky vody z podpovrchových rašelinných horizontů a hlubších horizontů na hranici geologického podloží. V místě odběru byla stanovena pH reakce. V laboratoři VÚV T.G.M. byly ze vzorků vody centrifugací odstraněny suspendované částice a polovina objemu vzorku byla analyzována na obsah vybraných chemických ukazatelů. Zbývající část vzorku byla po dobu

24 h provzdušňována (simulace aerobního prostředí) a poté před analýzou centrifugována. Výsledky analýz jsou uvedeny v tabulce 1.

Z koncentračních nálezů jednotlivých chemických ukazatelů v tabulce 1 a z nálezů předchozích pozorování (Lochovský, 2008) je patrné, že půdní voda ve svrchních rašelinných horizontech Grünwaldského vřesoviště i výše uvedeného březového lesa se vyznačuje kyselou reakcí (pH 4–5) s vysokými obsahy DOC (40–200 mg/l) a železa (až 40 mg/l) a naopak velmi nízkými koncentracemi fosforu (setiny až desetiny mg/l), dusičnanů (převážně < 0,1 mg/l), síranů (0,5–5 mg/l), vápníku (1–2 mg/l) a hořčíku (< 1 mg/l). Po provzdušnění vzorků vody ze svrchních rašelinných horizontů došlo pouze k mírnému snížení koncentrace DOC, koncentrace železa se prakticky nezměnila. U vzorků vody ze spodních půdních horizontů však došlo ke značnému poklesu koncentrace železa v důsledku jeho vysrážení ve formě nerozpustných hydratovaných oxidů. Současně došlo i k poklesu koncentrace fosforu, který je podle literárních údajů fixován ve formě nerozpustných sloučenin se železem, popřípadě může být na hydratovaných oxidech železa sorbován (Buffle, 1989). Kromě železa byl pozorován i pokles koncentrací DOC a SO₄²⁻, v porovnání s poklesem koncentrace železa je však menší. Pro vznik sraženiny hydratovaných oxidů železa je kromě jeho samotné koncentrace a koncentrace DOC významná zejména hodnota pH, protože v kyselém prostředí svrchních rašelinných horizontů k jeho srážení nedochází v důsledku vzniku stabilních komplexů s huminovými látkami (Pitter, 2009). V tabulce 1 je rovněž patrný nárůst hodnoty pH po provzdušnění rašelinných vod vzdušným kyslíkem. Tuto změnu vysvětluje řada autorů uvolněním vysokých koncentrací CO₂, které jsou přítomny v anaerobních půdních horizontech (Zak et al., 2004; Shotyka a Steinman, 1997; Rausch, 2005), projevuje se však až při hodnotách pH vyšších než 4,5, kdy se již uplatňuje uhličitavý tlumivý systém.

Vznik sraženin hydratovaných oxidů železa je možno v povodí Flájského potoka pozorovat zejména v odvodňovacích strouhách a rýhách, kde se voda ze spodních rašelinných horizontů dostává na povrch a je oxidována vzdušným kyslíkem. Experimentálně bylo zjištěno, že pH této vody vykazovalo vždy hodnoty > 6, v kyslejších vodách ke srážení nedocházelo. Pokud do odvodňovacího příkopu se sraženinami hydratovaných oxidů železa přitékala povrchová voda ze svrchních rašelinných horizontů o nízké hodnotě pH a s vysokým obsahem DOC (lokality v březovém lese), docházelo k opětovnému rozpuštění vzniklých sraženin. Přítomnost železa v rašelinných půdách hraje tudíž významnou roli při odnosu nejen organického uhlíku, ale i nutrientů, těžkých kovů a arzenů.

Podmínkami vzniku nerozpustných sraženin hydratovaných oxidů železa v různých typech rašelinářů se podrobně zabývali (Zak et al., 2004). V rámci výzkumných činností autoři zjistili, že ke vzniku výše uvedených sraženin dochází na redox rozhraní vod vytékajících z rašelinářů pouze v eutrofních a některých mezotrofních rašelinářích s vysokým obsahem železa a hodnotou pH v neutrální oblasti. Naopak u oligotrofních rašelinářů ke vzniku sraženin nedocházelo v důsledku nízké hodnoty pH a komplexotvorných vlastností přítomných huminových látek. Tvorba sraženin hydratovaných oxidů železa takto inhibuje odnos zejména fosforu, DOC a těžkých kovů, které jsou na vzniklé sraženiny fixovány a nemohou být dále transportovány vodním tokem. Výše uvedení autoři experimentálně zjistili, že odnos fosforu zejména z revitalizovaných eutrofních rašelinářů hrozí v případě nízkých koncentrací železa v půdních vodách anaerobního prostředí. Pokud je molární poměr Fe/P > 3, k odnosu nedochází. Na obou sledovaných lokalitách v povodí Flájského potoka je molární poměr koncentrací železa a fosforu výrazně vyšší než 3, ke zvýšenému odnosu fosforu povrchovými vodami by zde tudíž nemělo docházet. Dalším faktorem podporujícím tento předpoklad je oligotrofie rašelinářů rozkládajících se v povodí Flájského potoka.

V odvodňovacích příkopech ohraničujících Grünwaldské vřesoviště a lokalitu březového lesa v horním úseku Flájského potoka byly odebrány vzorky sraženin obsahujících směs hydratovaných oxidů železa hnědočervené barvy a následně analyzovány na obsah vybraných chemických ukazatelů. Průměrné koncentrační nálezy v sušně sraženiny jsou uvedeny v tabulce 2.

Tabulka 1. Složení půdní vody (koncentrační rozmezí ze tří odběrů) ve svrchních a spodních rašelinných horizontech v mg/l (A) a procentuální změny těchto koncentrací v % (B), ke kterým došlo po 24 hodinách provzdušnění kyslíkem (simulace aerobního prostředí)

Ukazatel	Grünwaldské vřesoviště				Březový les			
	svrchní horizont		spodní horizont		svrchní horizont		spodní horizont	
	A	B	A	B	A	B	A	B
pH	4,0–5,2	+ 0,1	5,6–6,2	+ 0,6	4,1–4,8	0	6,3–6,8	+ 0,4
DOC	46–85	- 8	11–25	- 25	50–190	- 12	22–30	- 18
SO ₄ ²⁻	< 0,5–4	- 5	3,2–7,5	- 15	2–5	- 8	4–11	- 20
Fe	10–21	0	15–35	- 92	8–30	- 5	5–12	- 88
Ca	1,2–3	0	6–13	- 5	1,5–3,3	0	8–18	- 10
Mg	0,5–0,8	0	1–2,5	0	0,9–1,3	0	1–2,8	0
P _{celk.}	0,05–0,6	- 8	0,03–0,08	- 25	0,08–0,2	- 5	0,05–0,1	- 50

Jak je patrné z výsledků analýz v *tabulce 2*, obsahují sraženiny v odvodňovacích příkopech kromě vysokých koncentrací železa i přibližně 20 % TOC. Rovněž je zde patrný relativně vysoký obsah manganu, vápníku, síry a fosforu, který je výrazně vyšší v porovnání s jejich obsahem v rašelinných půdách. Z prvků antropogenního původu jsou patrné vysoké koncentrace arzenu, kadmia a olova, které se dostaly do rašelinných půd pravděpodobně vzdušnou cestou v důsledku rozvoje průmyslu a důlních a těžebních činností.

Na *obr. 3 a 4* je graficky znázorněn koncentrační průběh některých vybraných chemických ukazatelů ve vertikálních půdních profilech odebraných v lokalitách Grünwaldského vřesoviště a březového lesa. Kromě TOC, celkového obsahu síry a fosforu byl v materiálu stanoven i obsah kovů a arzenu. Na základě vodních výluhů byla rovněž stanovena půdní pH reakce.

Z *obr. 3 a 4* je patrný obdobný průběh půdní reakce u obou sledovaných profilů; s přibývajícím hloubkou hodnota pH roste, maxima je dosaženo na hranici geologického podloží, kde se již neprojevuje vliv kyselých rašelinných půd a pH reakce je ovlivněna materiálem podloží. Obsah organického uhlíku v rašelinném profilu na obou lokalitách s přibývajícím hloubkou mírně klesá, zlomovitě pak na rozhraní geologického podloží, kde se nachází směs rašelinného materiálu a minerálního sedimentu. Síra, železo a fosfor jsou významně zastoupeny jak v rašelinném materiálu svrchních půdních horizontů, tak v materiálu geologického podloží, u fosforu jsou však patrné výrazně vyšší nálezy ve svrchních půdních polohách. Ve svrchních rašelinných polohách jsou rovněž zajímavé relativně vysoké nálezy olova, které odrážejí antropogenní kontaminaci vzdušnou cestou v období průmyslového rozvoje zejména v 19. a 20. století. Obdobný průběh kontaminace těžkými kovy, včetně olova, byl pozorován i na lokalitách v Německu nebo ve Švýcarsku (Shotyk, 1996; Ukonmaanaho et al., 2004).

Závěr

V rámci průzkumu v povodí Flájského potoka v Krušných horách bylo sledováno chování půdní vody z rašeliníšť v horních partiích potoka při styku s atmosférickým kyslíkem po intenzivním provzdušnění. U povrchových rašelinných vod s vysokým obsahem DOC a nízkým obsahem minerálních látek a nutrientů a železem vázaným ve stabilních komplexech s huminovými látkami docházelo po provzdušnění kyslíkem pouze k malému snížení koncentrace DOC, jež bylo doprovázeno současným poklesem koncentrací fosforu a sulfátů, které jsou na přítomné huminové látky vázány. U půdních vod v hlubších polohách, na hranici rašelinných horizontů a geologického podloží, docházelo po provzdušnění kyslíkem ke vzniku hnědočervených sraženin nerozpustných hydratovaných oxidů Fe(III) a organických látek. Tyto sraženiny rovněž obsahovaly vysoké koncentrace těžkých kovů a arzenu. Vznik sraženin je vedle dostatečně vysokých koncentrací železa a anoxických poměrů závislý zejména na hodnotě pH. Experimentálně bylo zjištěno, že sraženiny se na sledovaných lokalitách tvořily pouze v prostředí o pH vyšším než 6. Přítomnost vysokých koncentrací železa v rašelinných vodách může tudíž za určitých podmínek napomáhat v retenci těžkých kovů a nutrientů, a omezit tak jejich další transport vodním tokem.

Zpracováno s podporou výzkumného záměru MZP0002071101. Veškeré analýzy byly provedeny v Referenční laboratoři složek životního prostředí a odpadů VÚV T.G.M., v.v.i., Praha.

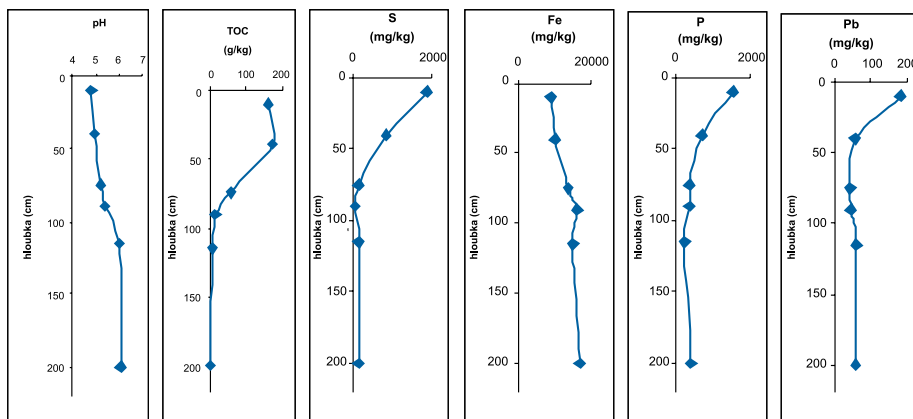
Literatura

- Buffle, J., De Vitre, R.R., Perret, D., and Leppard, G.G. (1989) Physico-chemical characteristics of a colloidal iron phosphate species formed at the oxic-anoxic interface of a eutrophic lake. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 53, 399–408.
- Ferda, J. (1973) Zur Problematik der hydrologischen Funktion der Moore in Gebirgsgebieten. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung*, 14, S. 178–189.
- Grunewald, K., Schmidt, W. (2005) Problematische Huminstoffeinträge in Oberflächengewässern im Erzgebirge. Berlin : Rhombos Verlag, 244 S.
- Lochovský, P. (2008) Sledování jakosti vody v povodí Flájského potoka v Krušných horách. *VTEI*, roč. 50, č. 6, s. 9–13, příloha *Vodního hospodářství* č. 12/2008.
- Pitter, P. (2009) Hydrochemie. Praha : Vydavatelství VŠCHT (4. aktualizované vydání).
- Shotyk, W. (1996) Natural and anthropogenic enrichments of As, Cu, Pb, Sb and Zn in rain-water-dominated versus groundwater-dominated peat bog profiles, Jura Mountains, Switzerland. *Water, Air, and Soil Pollution*, 90, 375–405.

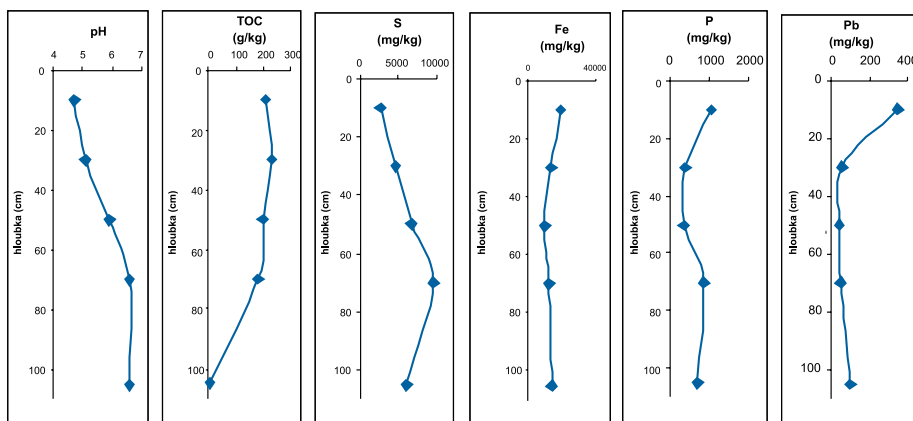
Tabulka 2. Průměrné koncentrace vybraných chemických ukazatelů v hnědočervených sraženině hydratovaných oxidů železa nacházející se v odvodňovacích příkopech lokalit Grünwaldského vřesoviště a březového lesa v horním úseku Flájského potoka

TOC g/kg	Fe _{celk.} g/kg	Mn g/kg	S _{celk.} g/kg	P _{celk.} g/kg
210	65	2,2	4,3	5,2

Ca g/kg	Mg g/kg	As mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg
26	1,7	660	6,3	540



Obr. 3. Koncentrační průběh vybraných chemických ukazatelů ve vertikálním půdním profilu odebraném v Grünwaldském vřesovišti (živé funkční rašeliníště)



Obr. 4. Koncentrační průběh vybraných chemických ukazatelů ve vertikálním půdním profilu odebraném v lokalitě březového lesa v horním úseku Flájského potoka (rašeliníště již nefunkční)

- Steinman, P. and Shotyk, W. (1997) Chemical composition, and redox state of sulphur and iron in complete vertical porewater profiles from two Sphagnum peat bogs. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 61, 1143–1163.
- Štemprok, M. (1986) Petrology and geochemistry of the Czechoslovak part of the Krušné hory Mts. Granite pluton. *Sborník geologických věd, ložisková geologie a mineralogie*, 27, 111–156.
- Ukonmaanaho, L., Nieminen, T.M., Rausch, N., and Shotyk, W. (2004) Heavy metal and arsenic profiles in ombrogenous peat cores from four differently loaded areas in Finland. *Water, Air, and Soil Pollution*, 158, 277–294.
- Zak, D., Gelbrecht, J., and Steinberg, C. (2004) Phosphorus Retention at the Redox Interface of Peatlands Adjacent to Surface Waters in Northeast Germany. *Biogeochemistry*, vol. 70, No. 3, 357–368 (12).

RNDr. Petr Lochovský
VÚV T.G.M., v.v.i., Praha
e-mail: petr_lochovsky@vuv.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

Processes at the redox boundary in waters flowing out of the peat bogs in the basin of Flájský stream in the Krušné (Ore) Mountains (Lochovský, P.)

Key words

humic substances – redox processes – peat bogs – soil cores

The article is dealing with the changes in the quality of waters flowing out of the peat bog areas in the upper parts of the Flájský stream in the Krušné (Ore) Mountains. The waters found on the surface of these peat bog areas can be characterised with high DOC concentrations, low pH values and very low nutrient and basic cation content. As a consequence of the presence of humic substances these waters contain high concentrations of iron which does not precipitate in contact with atmospheric oxygen. On the other hand, in the water samples collected from deeper

peat horizons, at the geological boundary, markedly higher pH values were observed. In contact of these samples with atmospheric oxygen insoluble Fe(III) oxides together with organic matter were precipitated. The precipitates contained high concentrations of TOC, phosphorus, calcium, arsenic and some heavy metals. The transport of this pollution to surface waters of the catchment area is in this way significantly reduced. Critical factor for the formation of the mentioned precipitate play the pH value and iron concentration in anoxic pore waters.

DALŠÍ ZDROJ DAT IDENTIFIKACE POTENCIÁLNĚ KONTAMINOVANÝCH A KONTAMINOVANÝCH MÍST V ČR

Marta Martínková, Pavel Eckhardt

Klíčová slova

kontaminované místo – potenciálně kontaminované místo – kontaminace – mapování kontaminovaných míst – toxické kovy

Souhrn

V článku jsou prezentovány výsledky studie, jejímž cílem bylo ověřit možnosti využití datového obsahu Registru kontaminovaných ploch Ústředního kontrolního a zkušebního ústavu zemědělského v Brně pro účely Národní inventarizace kontaminovaných míst v ČR. Uvedeny jsou výsledky pro rtuť, kadmium a chrom. Z těchto výsledků vyplývá, že datový obsah tohoto registru může být využitelný pro identifikaci a inventarizaci kontaminovaných míst v rámci Národní inventarizace kontaminovaných míst jako jeden z možných zdrojů informací.

Úvod

Při mapování potenciálně kontaminovaných míst a kontaminovaných míst je vhodné využít různé zdroje informací. Jednou z možností je zpracování datového obsahu Registru kontaminovaných ploch Ústředního kontrolního a zkušebního ústavu zemědělského v Brně (ÚKZÚZ). V Registru kontaminovaných ploch ÚKZÚZ (Registr) jsou vedeny údaje o obsazích rizikových látek a rizikových prvků v půdách na zemědělských plochách, jejichž sledování vyplývá ze zákona č. 156/1998 Sb., o hnojivech, ve znění pozdějších předpisů [14]. Podrobný popis datového obsahu Registru, způsoby odběrů vzorků a analýz je popsán v [4].

Údaje o zjištěných koncentracích prvků podle Registru byly v této studii použity pro zjišťování možného výskytu kontaminovaných a potenciálně kontaminovaných míst. Data z Registru byla zpracována pomocí prostředků statistické průzkumné analýzy a GIS. Výsledky jsme porovnali s datovým obsahem Systému evidence kontaminovaných míst (SEKM) [10]. Pro řešení jsme měli k dispozici databázi Registru za období 1990 až 2004 pro následující prvky: arzen, berylium, chrom, kadmium, kobalt, měď, rtuť, molybden, nikl, olovo, vanad a zinek. V tomto článku jsou prezentovány konkrétní výsledky pro rtuť, kadmium a chrom.

Protože pro ČR není k dispozici závazná definice kontaminovaného místa a potenciálně kontaminovaného místa, jsou tyto pojmy v následujícím textu chápány takto podle [2]: Termín „kontaminované místo“ je definován jako ohraničená plocha, kde byla potvrzena kontaminace, a možné dopady na člověka nebo ekosystémy jsou takové, že sanace území je potřebná, zvláště ve vztahu k současnému nebo plánovanému využití území. Termín „potenciálně kontaminované místo“ zahrnuje jakékoliv místo, kde se dá předpokládat kontaminace, ale nebyla dosud potvrzena a pro její ověření je potřebný průzkum, zda existuje možnost dopadu rizika kontaminace na ekosystémy nebo na lidské zdraví.

Prezentované výsledky jsou využitelné pro účely Národní inventarizace kontaminovaných míst (NIKM).

Použité metody a charakteristika sledovaných prvků

Použité metody

Odběrná místa Registru byla nejdříve přiřazena katastrálním územím podobně jako v [11]. Pro účely inventarizace kontaminovaných míst bylo v této studii každé katastrální území charakterizováno nejvyšší zjištěnou koncentrací daného prvku. Záznamy z Registru pro daný prvek a mineralizační činidlo jsme analyzovali pomocí prostředků statistické průzkumné analýzy. Pro využití dat z Registru při mapování potenciálně kontaminovaných míst a kontaminovaných míst je důležité pokusit se odlišit hodnoty, které mohou indikovat přítomnost kontaminovaného místa a hodnoty, které vyjadřují přirozený stav daného území. Proto byly pro každý prvek hodnoty analýz kategorizovány do tříd podle statistických vlastností vstupního souboru dat, příslušných limitů podle [14] a orientačně také normativů podle [6]. Odlehlejší hodnoty v příslušných histogramech pak indikují výskyt potenciálně kontaminovaného nebo kontaminovaného místa. Pro každý prvek byla pak

vytvořena mapová schémata pro území ČR. Byla vybrána katastrální území, kde alespoň jedna koncentrace překročila hodnotu limitu pro lehké půdy podle [14]. Pro každé katastrální území byla vybrána nejvyšší hodnota koncentrace. Plocha každého katastrálního území je pak reprezentována v mapovém schématu nejvyšší hodnotou pro příslušný prvek a činidlo. Jako pomocný údaj byl pro každé katastrální území zjištěn počet analýz a hodnota aritmetického průměru koncentrací prvků zjištěných při těchto analýzách. Byla také vytvořena pomocná mapová vrstva, jež vyjadřuje, na kterých katastrálních územích byly analýzy prováděny [5].

Pro zjištění případných prostorových závislostí mezi kontaminovanými místy sledovanými v SEKM a katastrálními územími se zjištěnými zvýšenými koncentracemi podle Registru byl následně zpracován datový obsah SEKM. Byla vybrána kontaminovaná místa, kde byly zjišťovány koncentrace sledovaných prvků. Tyto hodnoty byly porovnány s normativy podle [6] a byla vytvořena příslušná bodová mapová vrstva.

Podrobněji byla následně zpracována území, kde byly zjištěny zvýšené koncentrace prvků podle Registru. Šlo především o ta katastrální území, kde nejvyšší zjištěná hodnota koncentrace překročila úroveň normativu C podle [6]. Pro území, kde byly podle Registru zjištěny zvýšené koncentrace daného prvku, byla provedena analýza podle následujícího postupu: 1) popis možných přirozených zdrojů daného prvku a případné navazující důlní činnosti, 2) popis kontaminovaného místa z databáze SEKM, kde byly zjištěny koncentrace daného prvku nad úroveň normativu C a toto místo by mohlo být popřípadě zdrojem kontaminace a 3) zjištění koncentrací daného prvku podle Registru na odběrných místech na území a v okolí katastrálního území, kde byla zjištěna zvýšená koncentrace pro daný prvek a činidlo. Nakonec byla vytvořena mapová schémata v podrobnějším měřítku pro území, kde se z dosavadních výsledků dá předpokládat, že zvýšené koncentrace mohou souviset s výskytem potenciálně kontaminovaných nebo kontaminovaných míst. Výstupem je pak interpretace původu kontaminace a seznam katastrálních území, kterým by měla být věnována zvýšená pozornost při NIKM z hlediska výskytu daného prvku.

Charakteristika jednotlivých prvků

Rtuť

Rtuť je za běžných podmínek kapalný kovový prvek stříbřitě bílé barvy. V přírodě se rtuť vyskytuje vzácně, a to většinou ve formě sulfidu rtuťnatého (minerologicky cinabarit), popř. jako elementární prvek. Patří mezi prvky, jejichž vliv na zdravotní stav lidského organismu je jednoznačně negativní, a náleží mezi tzv. kumulativní jedy. V průmyslu se rtuť používá zejména při výrobě chloru a hydroxidu sodného elektrolyzou solanky. Na území ČR se takto vyrábí chlor ve Spolane Neratovice a ve Spolchemii v Ústí nad Labem. Rtuť a její sloučeniny se také používají při výrobě barev, jako konzervační přísady, v elektrických relé, v bateriích, ve vakuových rtuťových čerpadlech. Většina emisí rtuti je antropogenního původu. Přibližně 80 % rtuti uvolňované lidskou činností je emitováno do vzduchu ve formě kovové rtuti. Ke zdrojům emisí rtuti do ovzduší mohou patřit např. tepelné elektrárny spalující uhlí, spalovny odpadů, hutní a koksárenské provozy a krematoria, např. [8]. Do půdy se mohla dostávat rtuť z hnojiv, fungicidů, komunálního odpadu a atmosférickou depozicí. Do vody může rtuť pronikat především prostřednictvím odpadních vod z průmyslu. Přirozeným zdrojem rtuti je zvětrávání hornin obsahujících rtuť. Na území ČR jsou známa místa výskytu cinabaritu, jako např. Horní Luby u Kraslic a Svatá severně od Zdic, obě hydrotermálního žilného původu, a především Jedová hora u Neřežina, což je lokalita s impregnačním a žilným zrudněním [12]. Podle vyhlášky [14] je limit pro rtuť v lehkých půdách 0,6 mg/kg a v ostatních půdách 0,8 mg/kg při mineralizaci lučavkou královskou. V Registru kontaminovaných ploch jsou uváděny analýzy celkového obsahu rtuti při použití analyzátoru AMA [4]. Podle Metodického pokynu MŽP [6] je pro kontaminace zemin rtuť hodnota normativu A = 0,4 mg/kg, B = 2,5 mg/kg, C = 10 mg/kg pro obytné účely, C = 15 mg/kg pro rekreační účely a C = 20 mg/kg pro průmyslové využití území.

Kadmium

Kadmium je měkký, lehce tavitelný toxický kovový prvek. Protože dobře odolává korozi, používá se jako součást různých slitin a k povrchové ochraňe jiných kovů před korozi. Protože je kadmium včetně všech sloučenin toxické, je jeho praktické využití omežováno na nejnutnější minimum. V přírodě se kadmium vyskytuje jako příměs rud zinku a olova. Je například běžnou izomorfní příměsí zinku ve sfaleritu. V České republice má zvýšený obsah kadmia sfalerit ze Zlatých Hor (až 0,34 % Cd) a sfalerity z Kutné Hory a Příbrami [3]. Podle Vyhlášky [14] je limit pro kadmium 0,4 mg/kg

v lehkých půdách a v ostatních půdách 1,0 mg/kg při mineralizaci kyselinou dusičnou i při mineralizaci lučavkou královskou. Podle Metodického pokynu MŽP [6] je pro kontaminace zemín kadmii hodnota normativu A = 0,5 mg/kg, B = 10 mg/kg, C = 20 mg/kg pro obytné účely, C = 25 mg/kg pro rekreační účely a C = 30 mg/kg pro průmyslové využití území.

Chrom

Chrom je světle bílý, lesklý, velmi tvrdý a zároveň křehký kov. Využívá se v metalurgickém průmyslu především při výrobě ušlechtilých ocelí. Soli trojmocného chromu se používají ve sklářském průmyslu k barvení skla a kožedělném průmyslu při činění kůží. Kožedělný průmysl může být zdrojem kontaminace chromem v povrchových vodách [13].

Sloučeniny šestmocného chromu se používají mj. při výrobě barev a v textilním průmyslu jako oxidační činidlo. Účinky chromu na organismy jsou silně závislé na mocenství, ve kterém se tento prvek do organismu dostává. Zvláště šestmocný chrom působí negativně a je pokládán za potenciální karcinogen. Zvýšené obsahy chromu v půdách jsou na ultramafických matečných horninách (peridotity, dunity a pyroxenity), které zvětrávají na serpentinity. Chrom obsažený v půdách vzniklých na těchto horninách je ale relativně málo mobilní [9]. Na serpentinizované peridotity je vázáno např. i ložisko chromu u Drahonína, které ale nedosáhlo hospodářského významu [7]. Zvýšené obsahy chromu jsou též v půdách vyvinutých na syenitech. Podle vyhlášky [14] je limit pro chrom v lehkých půdách i ostatních půdách při mineralizaci kyselinou dusičnou 40 mg/kg, 100 mg/kg při mineralizaci lučavkou královskou pro lehké půdy a 200 mg/kg pro ostatní typy půd. Podle Metodického pokynu MŽP [6] je pro kontaminace zemín chromem hodnota normativu A = 130 mg/kg, B = 450 mg/kg, C = 500 mg/kg pro obytné účely, C = 800 mg/kg pro rekreační účely a C = 1 000 mg/kg pro průmyslové využití území.

Výsledky a diskuse

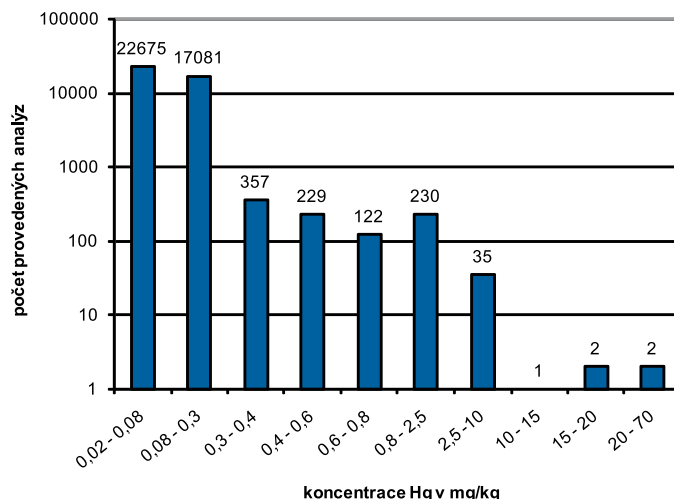
Rtut

Pro rtuť existuje v Registru 40 734 výsledků analýz vzorků půd. Přibližně 0,2 % záznamů pro rtuť v Registru bylo nad hodnotou 0,8 mg/kg, což je úroveň limitu pro ostatní půdy podle vyhlášky [14]. Obrázek 1 znázorňuje četnosti pro jednotlivé třídy koncentrací rtuti. Extrémní odlehle hodnoty (třídy koncentrací nad úroveň normativu C pro obytné účely, jehož hodnota je 10 mg/kg podle [6]), indikují výskyt potenciálně kontaminovaného nebo kontaminovaného místa. Nad uvedenou hodnotu jsou nejvyšší zjištěné koncentrace podle Registru na pěti katastrálních územích. Ve všech případech jde pouze o jednu extrémně vysokou hodnotu. Nejvyšší koncentrace rtuti v půdě byla podle Registru na katastrálním území Nové Heřminovy, a to 69,1 mg/kg. Na katastrálním území a jeho širokém okolí byly všechny ostatní zjištěné koncentrace pod 0,6 mg/kg. Obdobná situace je na katastrálních územích Hrabí a Kašperské Hory. Na katastrálním území Kašperské Hory byla nejvyšší zjištěná koncentrace 15,1 mg/kg, na ostatních odběrných místech v tomto katastrálním území a v okruhu 10 km byly všechny zjištěné koncentrace pod úroveň limitu pro rtuť pro lehké půdy podle [14]. Zvýšená koncentrace rtuti zde může být způsobena tím, že se v minulosti používala pro získávání zlata z rudy. Na katastrálním území Šenov u Nového Jičína byla nejvyšší zjištěná koncentrace podle Registru 14,0 mg/kg, koncentrace na ostatních odběrných místech na tomto katastrálním území byly řádově nižší. S tímto katastrálním územím sousedí katastrální území Nový Jičín-Horní Předměstí a Žilina u Nového Jičína, kde byly zjištěny zvýšené koncentrace na několika odběrných místech, nicméně nižší než 10 mg/kg. Ve výše zmíněných místech výskytu cinabaritu jsou zjištěné koncentrace rtuti podle Registru následující: Okolí Horních Lub není pokryto odběrnými místy Registru, kde by byly prováděny analýzy obsahu rtuti. V okolí Jedové hory byly všechny zjištěné koncentrace rtuti pod limit pro rtuť pro lehké půdy podle [14]. V katastrálním území Svatá byla zjištěna koncentrace rtuti pouze na jednom odběrném místě, koncentrace rtuti zde byla 3,17 mg/kg. V katastrálním území Zdice byly zjišťovány koncentrace rtuti na celkem devíti odběrných místech, nejvyšší koncentrace zde byla zjištěna v úrovni 4,03 mg/kg.

V SEKM byla rtuť sledována v zemínách na celkem 32 lokalitách, z toho na čtyřech kontaminovaných místech byly zjištěny koncentrace rtuti nad normativ C pro obytné účely. V okolí několika kilometrů kolem těchto kontaminovaných míst byly zjištěny koncentrace rtuti podle ÚKZÚZ pod limitem pro rtuť pro lehké půdy podle [14]. Pro katastrální území, kde byly podle Registru zjištěny zvýšené koncentrace rtuti, předpokládáme antropogenní původ kontaminace. Z toho plyne, že zvýšené obsahy rtuti indikují přítomnost potenciálně kontaminovaného místa čistě antropogenního původu. Na tato katastrální území by bylo vhodné zaměřit zvýšenou pozornost při NIKM: Nové Heřminovy, Hrabí, Bohušovice nad Ohří, Kašperské Hory, Šenov u Nového Jičína, Nový Jičín-Horní Předměstí, Žilina u Nového Jičína.

Kadmium

Pro kadmium existuje v Registru kontaminovaných ploch 48 334 analýz vzorků půd po rozkladu kyselinou dusičnou, přičemž nad limitem podle [14] bylo 2,5 % vzorků všech typů půd. Medián hodnot koncentrace kadmia po rozkladu kyselinou dusičnou je 0,19 mg/kg. Obrázek 2 znázorňuje četnosti pro jednotlivé třídy koncentrací.



Obr. 1. Četnosti hodnot koncentrací rtuti ve vzorcích půd po rozkladu na analyzátoru AMA

V SEKM bylo kadmium sledováno v zemínách na 57 lokalitách, z toho na 26 lokalitách byly poslední zjištěné koncentrace nad 20 mg/kg [10]. Nejvyšší koncentrace kadmia v zemínách byla 6 900 mg/kg na bývalé skládce lom Štěbřov u Jablonce nad Nisou. V širokém okolí této komunální skládky byly nejvyšší zjištěné koncentrace kadmia podle Registru velmi nízké.

Nejvyšší koncentrace kadmia po rozkladu kyselinou dusičnou podle Registru byly zjištěny v katastru obce Drahlín (29,6 mg/kg). Zvýšené koncentrace kadmia zde mj. souvisí s kontaminovaným místem vedeným v SEKM – Kovohutě Příbram, které je historicky využívané k hutnímu zpracování stříbrných a olověných rud, pocházejících především z okolního důlního revíru. Sfaleryty z okolí Příbrami mají také potvrzený zvýšený obsah kadmia [3].

Velmi vysoké koncentrace kadmia byly opakovaně zjištěny podle Registru v katastru obce Raškovice. Zvýšené koncentrace jsou na tomto území pravděpodobně antropogenního původu, což je v souladu s tvrzením uvedeným v [1].

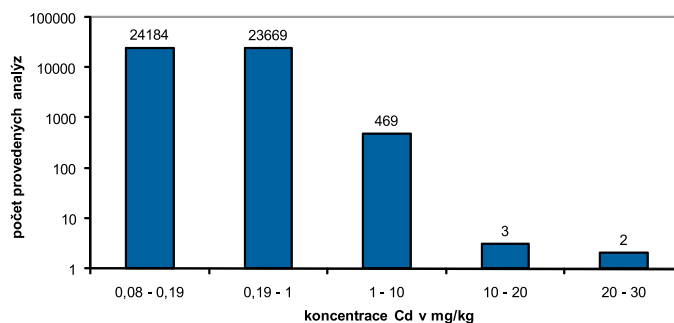
Pro katastrální území Drahlín je vysoce pravděpodobné, že kontaminace kadmii je kombinovaného původu (zvýšený přirozený výskyt, důlní činnost a popř. navazující hutní činnost). Pro ostatní katastrální území, kde byly podle Registru zjištěny vysoké koncentrace kadmia, je pravděpodobný antropogenní původ. Na tato katastrální území by bylo vhodné zaměřit zvýšenou pozornost při NIKM z hlediska kadmia: Drahlín, Raškovice, Dolní Rašnice a Vysoké Studnice.

Chrom

Pro chrom existuje v Registru 48 319 analýz vzorků půd po rozkladu kyselinou dusičnou, z čehož je 2 % nad limitem podle [14].

Medián koncentrace chromu po rozkladu kyselinou dusičnou je 4,7 mg/kg. Obrázek 3 znázorňuje četnosti pro jednotlivé třídy koncentrací. Extrémní odlehle hodnoty (třídy koncentrací nad úroveň normativu C pro obytné účely) v histogramu indikují výskyt potenciálně kontaminovaného nebo kontaminovaného místa. V SEKM byl chrom sledován v zemínách na 42 lokalitách, z toho na 21 lokalitě byly poslední zjištěné koncentrace nad 500 mg/kg. Kontaminovaná místa leží v katastrálních územích, kde nebyl zjištěn zvýšený obsah chromu podle Registru s výjimkou kontaminovaného místa v Otrokovicích.

Tyto vysoké koncentrace pravděpodobně souvisí s tím, že počátkem 30. let 20. století byl v této lokalitě vybudován průmyslový areál, který sloužil



Obr. 2. Četnosti hodnot koncentrací kadmia ve vzorcích půd po rozkladu kyselinou dusičnou

jako obuvnická a gumárenská prvovýroba pro druhovýrobu ve Zlíně. Byly zde soustředěny koželužny, chemická výroba pro obuvnictví (chromitá činidla, pigmenty atp.), textilní výroba pro obuvnictví a opravní strojů [10].

Poměrně vysoké koncentrace chromu byly zjištěny i v katastrálních územích na východ a sever od Otrokovic směrem ke Zlínu a Tlumačovu. Západním a jižním směrem odsud jsou koncentrace chromu podle Registru velmi nízké. Je velmi pravděpodobné, že na katastrálních územích Zlín a Tlumačov na Moravě leží zdroje kontaminace chromem antropogenního původu.

Na katastrálním území Bystřice pod Hostýnem byla nejvyšší zjištěná koncentrace podle Registru 505 mg/kg. Zvýšené koncentrace chromu zde byly zjištěny opakovaně na různých místech. Na tomto katastrálním území se sice nachází kontaminované místo vedené v SEKM, ale nebyly zde zjišťovány koncentrace chromu v zeminách. Zvýšené hodnoty koncentrací chromu podle Registru na některých odběrných místech souvisí též s výskytem hornin obsahujících ve zvýšené míře chrom. Příkladem je třebíčský masiv [5]. Pro katastrální území, kde byly podle Registru kontaminované plochy ÚKZÚZ zjištěny vysoké koncentrace chromu, je velmi pravděpodobné, že kontaminace chromem je čistě antropogenního původu. Z hlediska výskytu chromu doporučujeme zaměřit zvýšenou pozornost při NIKM na tato katastrální území: Otrokovice, Zlín, Tlumačov a Bystřice pod Hostýnem.

Závěr

V této studii jsme zjišťovali možnosti využití Registru kontaminovaných ploch ÚKZÚZ pro účely identifikace a inventarizace kontaminovaných míst. Z prezentovaných výsledků vyplývá, že datový obsah tohoto registru může být využitelný pro identifikaci a inventarizaci kontaminovaných míst v rámci Národní inventarizace kontaminovaných míst jako jeden z možných zdrojů informací.

Poděkování

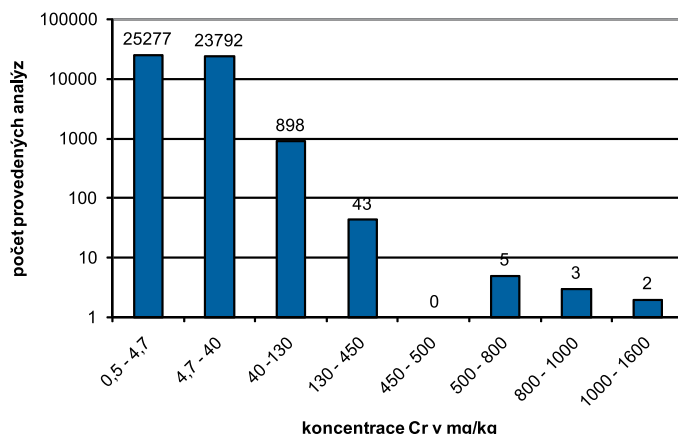
Tato studie byla provedena v rámci řešení Výzkumného záměru MZP0002071102.

Literatura

- [1] ČSÚ: Charakteristika okresu Frýdek Místek, on-line, 15. 9. 2009: http://www.czso.cz/xt/redakce.nsf/i/charakteristika_okresu_frydek_mistek.
- [2] EEA 2005: Towards an EEA Europe – wide assessment of areas under risk for soil contamination. Objectives and Methodology, Attachment 1: Pre-screening of problem areas/megasites.
- [3] Jirásek, J. a Sivek, M. Ložiska nerostů (multimediální učební text), on-line 15. 9. 2009: http://geologie.vsb.cz/loziska/loziska/loziska_rud.html#STOPOVÉ_PRVKY
- [4] Registr kontaminovaných ploch (zpráva ÚKZÚZ), on-line 22. 10. 2008: http://www.ukzuz.cz/Uploads/1387-7-AE_registrKontPloch.pdf.aspx.
- [5] Martínková, M. (2008) Subprojekt 11 – Evidence kontaminovaných míst. Souhrnná etapová zpráva Výzkumného záměru MZP0002071102 za rok 2008. Praha: VÚV, 44 s.
- [6] Kritéria znečištění zemin a podzemní vody. Metodický pokyn MŽP České republiky, příloha Zpravodaje MŽP 8/1996.
- [7] Pařízek, J. (1998) Dolování chromitu u Drahonína Františkem Šafránkem. *Minerál* (Brno), 6, č. 2, s. 111–115.
- [8] Pirrone, N., Costa, P., Pacyna, J.M., and Ferrara, R. (2001) Mercury emissions to the atmosphere from natural and anthropogenic sources in the Mediterranean region. *Atmospheric Environment*, 35, 2997–3006.
- [9] Quantin, C., Ettler, V., Garnier, J., and Šebek, O. Sources and extractibility of chromium and nickel in soil profiles developed on Czech serpentinites. *Surface Geoscience (Pedology)*, v tisku.

K článku Stanovení glyfosátu a kyseliny aminomethylfosfonové (AMPA) ve vodách metodou vysokoúčinné kapalinové chromatografie s fluorescenční detekcí, uveřejněném ve VTEI č. 6/2009, je třeba doplnit následující text:

V červenci tohoto roku byl zahájen monitoring vybraných vodárenských nádrží České republiky pro účely projektu Výskyt a pohyb pesticidů v hydrosféře a nové metody optimalizace monitoringu v hydrosféře ČR,



Obr. 3. Četnosti hodnot koncentrací chromu ve vzorcích půd po rozkladu kyselinou dusičnou

- [10] Systém evidence kontaminovaných míst, on-line, 22. 10. 2009: <http://sekm.cenia.cz/portal/>.
- [11] Trávník, K. aj. (2000) Obsahy rizikových prvků v zemědělských půdách České republiky. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský v Brně, 14 s.
- [12] Velebil, D. (2004) Dolování rumělky u obce Svatá, zjz. od Berouna. *Bull. mineral.-petrolog. odd. Nár. muz.*, 12, s. 78–94.
- [13] Veselý, J. (1994) Kontaminace českých řek stopovými prvky. O prvé regionální studii říčních sedimentů v ČR. *Vesmír*, 73, on-line 22. 10. 2009: <http://www.vesmír.cz/clanek.php3?CID=3408>.
- [14] Vyhláška č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.

Mgr. Marta Martínková, Mgr. Pavel Eckhardt
VÚV T.G.M., v.v.i., Praha
Marta_Martinkova@vuv.cz, Pavel_Eckhardt@vuv.cz
Příspěvek prošel lektorským řízením.

Further data source for potentially contaminated and contaminated sites identification in the CR (Martínková, M.; Eckhardt, P.)

Key words

contaminated site – potentially contaminated site – contamination – contaminated sites mapping – toxic metals

One of possible sources of information on contamination of soils in the CR is the Register of contaminated agriculture lands. Data of the Register have been processed in regard to potentially contaminated sites occurrence for National contaminated sites registration. Presented are results for mercury, cadmium and chromium. From the results it follows that the Register can be used as another source of information for the registration of contaminated sites.

který je řešen ČHMÚ ve spolupráci ČZU v Praze a v jehož rámci probíhá i sledování případných nálezů glyfosátu a AMPA ve vodách.

Poděkování: Zpracováno s podporou projektu MŠMT č. 2B06095 Výskyt a pohyb pesticidů v hydrosféře a nové metody optimalizace monitoringu v hydrosféře ČR (řešitel ČHMÚ).

VTEI VODOHOSPODÁŘSKÉ TECHNICKO-EKONOMICKÉ INFORMACE

Odborný dvouměsíčník specializovaný na výzkum v oblasti vodního hospodářství

Redakční rada: RNDr. Dana Baudišová, Ph.D., Ing. Šárka Blažková, DrSc., Ing. Petr Bouška, Ph.D., prof. Ing. Alexander Grünwald, CSc., doc. Ing. Aleš Havlík, CSc., prof. Ing. Pavel Pitter, DrSc., prof. RNDr. Alena Sládečková, CSc., prof. Ing. Jiří Zezulák, DrSc.
Ohlasy na články je možno zasílat redakci VÚV T.G.M., v.v.i.

Ročník 52

ISSN 0322 - 8916
MK ČR 6365

Kontakt: Mgr. S. Garciova
Tel.: 220 197 282, e-mail: garciova@vuv.cz



Výzkumný ústav
vodohospodářský
T. G. Masaryka, v.v.i.
Podbabská 30
160 00 Praha 6
IČO 00020711