

LABORATORNÍ PŘÍSTROJE A POSTUPY

OSUD VYBRANÝCH RIZIKOVÝCH PRVKŮ V UMĚLÝCH MOKŘADECH STUDOVANÝ AAS A PLAMENOVOU FOTOMETRIÍ

JAN ŠÍMA^a, JAN TRÍSKA^b, LUBOMÍR SVOBODA^a a MARTIN ŠEDA^a

^a Katedra aplikované chemie, Zemědělská fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Studentská 13, 370 05 České Budějovice, ^b Laboratoř metabolomiky a izotopových analýz, Ústav výzkumu globální změny AV ČR, v.v.i., Lipová 1789/9, 370 05 České Budějovice
SimaJan@seznam.cz

Došlo 1.2.17, přepracováno 6.9.17, přijato 6.10.17.

Klíčová slova: environmentální analytická chemie, atomová absorpční spektrometrie, rizikové prvky, odpadní voda, umělý mokřad

Úvod

Metody stopové prvkové analýzy (zejména AAS, AES a ICP-MS) jsou v současné době hojně využívány ke stanovení řady chemických prvků v nejrůznějších typech vzorků¹. Jejich vysoká citlivost, snadná automatizovatelnost, relativně nízké časové nároky na provedení analýzy a dostupnost moderní instrumentace z nich činí nástroj vhodný mimo jiné pro rozbor vod různého původu včetně vod odpadních.

Vedle tradičních mechanicko-biologických čistíren odpadních vod se dnes k úpravě kvality odpadní vody v případě malých obcí a individuálních sídel s úspěchem využívají rovněž tzv. vegetační (kořenové) čistírny mající povahu umělého mokřadu². Jde o člověkem vytvořené systémy, které jsou navrhovány tak, aby k čištění vody využívaly přirozené procesy vázané na mokřadní vegetaci (rákos obecný, chrastice rákosovitá), půdní systém a mikrobiální společenstva. Vegetační čistírny odpadních vod se dobře vypořádávají s kolísáním množství a kvality vod, pro svoji funkci nepotřebují elektrickou energii, vyžadují minimální údržbu³. Pro mokřady jsou charakteristické anaerobní podmínky, které jsou důsledkem zaplavení půdního systému vodou. Půdní prostředí je zde izolováno od atmosférického kyslíku, což vede k biologickým a chemickým procesům, které mění systém na prostředí s výrazně redukčními vlastnostmi⁴. Za těchto podmínek využívají mikroorganismy při své respiraci řadu terminál-

ních akceptorů elektronů namísto kyslíku. S klesajícím redoxním potenciálem tak postupně redukují dusičnany na N₂ a N₂O (denitrifikace), Mn^{IV} na Mn^{II}, Fe^{III} na Fe^{II}, sírany na sulfidy a při hodnotách redoxního potenciálu (*E*) kolem –200 mV (vzhledem ke standardní vodíkové elektrodě) může docházet k methanogenezi^{4,5}. S vysokou účinností jsou v umělých mokřadech odbourávány zejména organické sloučeniny. Typickým příkladem organických polutantů, které bývají v těchto systémech téměř kompletně odbourány, jsou povrchově aktivní látky⁶. S ohledem na oxidačně-redukční procesy S a Fe probíhající v mokřadech^{4,7} je evidentní, že o kořenových čistírnách lze uvažovat rovněž v souvislosti s odstraňováním rizikových prvků, převážně těch, které mohou být vysráženy jako obtížně rozpustné sulfidy, případně mohou být spolusráženy s oxidovanými formami Fe (Fe₂O₃ vznikající v důsledku aerace v blízkosti kořenů a oddenků mokřadní vegetace). Opomenout nelze ani asimilaci rizikových prvků mokřadními rostlinami, jejich zabudování do podzemní a nadzemní biomasy nebo reakce vedoucí ke vzniku těkavé formy, jak bylo popsáno pro rtuť (Hg⁰, dimethylrtuť)⁸.

Cílem této práce je ověřit schopnost dvou umělých mokřadů s horizontálním podpovrchovým tokem nacházejících se v obcích Slavošovice a Libnič odstraňovat z komunální odpadní vody 17 vybraných rizikových prvků (Cr, Pb, Cd, Mo, V, Be, Ba, As, Ni, Co, Sr, Li, Rb, Cu, Zn, Fe, Mn). Prvky byly stanovovány atomovou absorpční spektrometrií s plamenovou a elektrotermickou atomizací a plamenovou fotometrií. Práce navazuje na předchozí studie prováděné na kořenové čistírně v obci Slavošovice^{4,6}; důraz byl kladen na důslednou optimalizaci použitých metod a současně na praktické aspekty čištění odpadních vod ve vztahu k ochraně životního prostředí.

Experimentální část

Umělé mokřady a odběr vzorků

Prvním ze studovaných systémů byl umělý mokřad s horizontálním podpovrchovým tokem nacházející se v obci Slavošovice, 15 km východně od Českých Budějovic (48°57'40.814"N, 14°39'31.017"E) v nadmořské výšce 480 m n. m. Tato kořenová čistírna odpadních vod byla uvedena do provozu v srpnu 2001. Systém se skládá z přívalového přepadu, předčištění (česla, horizontální lapák písku, usazovací nádrž) a dvou paralelních vegetačních polí osazených rákosem obecným (*Phragmites australis* (Cav.), Trin. ex. Steudel). Vegetační pole (délka 17 m, šířka 22 m, hloubka 0,9 m, sklon dna 1,0 %, průměrná doba zdržení vody 9,8 dne, počet ekvivalentních obyvatel 150, počet obyvatel připojených na kanalizační síť 60 až 80, hrubost substrátového štěrku 1–2 cm) jsou izolována od okolí přirozenou vrstvou jílu. Systém pro odvod

upravené vody ústí do nedalekého potoka. Popisované studie byly prováděny v profilu jednoho vegetačního pole.

Druhým umělým mokřadem byla kořenová čistírna odpadních vod v obci Libnič. Nachází se v těsné blízkosti Českých Budějovic v nadmořské výšce 450 m n. m. (49° 02'02.156"N, 14°53'85.278"E). Zkušební provoz byl zahájen v roce 2006 a úspěšně zakončen v roce 2007. Čistírna je dimenzována pro 500 ekvivalentních obyvatel, na kanalizaci je aktuálně připojeno zhruba 250 obyvatel. Systém čistírny se skládá z mechanického předčištění a dvou kořenových polí o celkové ploše 1280 m² zapojených sériově. Kořenová pole jsou vyplněna drceným kamenivem (4 až 8 mm) a osazena chrsticí rákosovitou (*Phalaris arundinacea*). Vyčištěná voda je vedena do meliorační strouhy, která je dalším dočišťovacím stupněm.

Voda z čistírny Slavošovice byla odebírána na přítoku (PŘ), z nátokové zóny po předčištění (NZ), na odtoku (ODT) a ze tří míst ležících v podélném řezu vedeném středem vegetačního pole od nátku k odtoku (S1, S5 a S10; číslem je vždy označena vzdálenost v m od NZ) z hloubky 50 cm. Odpadní voda byla odebírána do plastových vzorkovnic; každá vzorkovnice byla vždy zcela zaplněna vzorkem, aby mezi vodou a zátkou nezůstala vzduchová bublina. Vzorky byly zakonzervovány 2 ml HNO₃ o čistotě Suprapur® (Merck, Darmstadt, SRN) na 250 ml vzorku. Před analýzou byly uchovávány v chladu. Vzorky pro stanovení Cu, Zn, Co, Sr, Li a Rb byly odebírány v roce 2014 v období od března do konce října (9 termínů odběru). Vzorky pro stanovení Pb, Cd, Cr, Mo, V, Be, Ba, Ni a As byly odebírány v roce 2015 (8 odběrů vzorků). Výsledky získané pro Fe a Mn jsou převzaty z předchozí studie⁴. Odpadní voda z vegetační čistírny v obci Libnič byla odebírána pouze na přítoku a na odtoku v roce 2015 (v období od května do konce října, celkem 13 odběrů). Zakonzervována byla obdobně jako voda z čistírny Slavošovice. V těchto vzorcích byly stanovovány všechny uvedené prvky.

Instrumentace a analytické metody

Pro stanovení jednotlivých prvků byl používán atomový absorpční spektrometr iCE 3500 series (Thermo Fisher Scientific, Cambridge, Velká Británie) s možností volby deuteriové a Zeemanovy korekce nespécifické absorpce pozadí při práci v režimu elektrotermické atomizace (ETA) a vybavený 5 cm dlouhým hořákem pro plamenovou atomizaci. Pro stanovení v režimu ETA byly používány grafitové kyvety s prodlouženou životností (Thermo Fisher Scientific, Dreieich, SRN). Deionizovaná destilovaná voda byla připravena pomocí zařízení Milli-Q® Gradient A 10 (Millipore, Billerica, USA). Pro validaci analytických metod a přípravu kalibračních standardů byly využívány zásobní standardní roztoky (1000 mg l⁻¹) jednotlivých prvků (Merck, Darmstadt, SRN).

Cu, Ni, Co, Cr, Pb, Cd, Mo, V, Be, Ba a As byly stanovovány AAS v režimu ETA, jako signály byly vždy vyhodnocovány plochy piků. V případě stanovení As byl používán modifikátor matrice (10 μl roztoku Pd(NO₃)₂

o koncentraci 1,0 g l⁻¹; Merck, Darmstadt, SRN). Do grafitové kyvety bylo vždy dávkováno 20 μl vzorku a následně byl spuštěn teplotní program spektrometru. Jako inertní plyn byl používán argon. Fe, Mn a Zn byly stanovovány AAS s plamenovou atomizací. Byl používán plamen vzduch/C₂H₂, průtok paliva činil 1,0 l min⁻¹ a paprsek procházel ve výšce 9,4 mm nad hranou hořáku. Li a Rb byly stanovovány plamenovou fotometrií za použití stejného plamene. Průtok paliva byl nastaven na 1,1 l min⁻¹. Sr bylo stanovováno rovněž metodou plamenové fotometrie, avšak za požití plamene N₂O/C₂H₂, průtok paliva byl v tomto případě 3,6 l min⁻¹. Všechny vzorky byly měřeny ve třech opakováních.

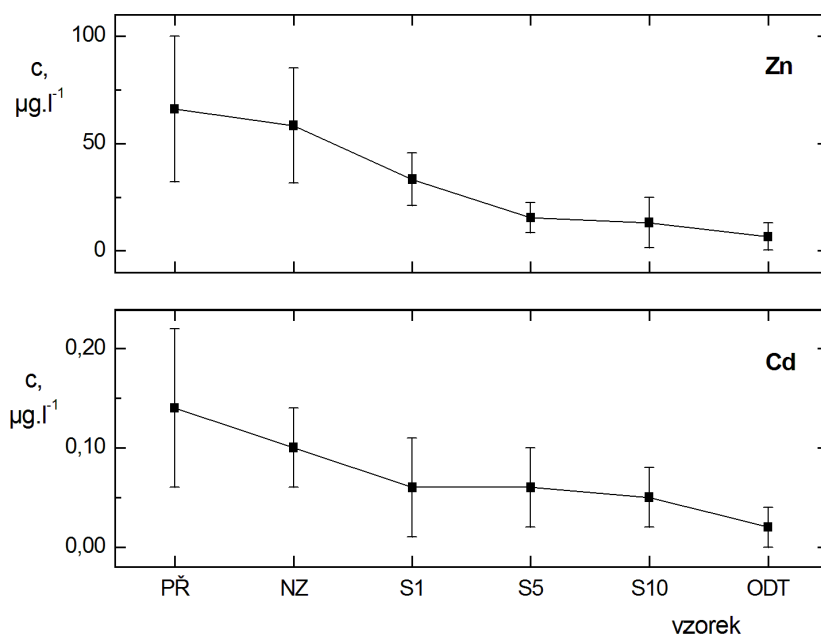
Výsledky a diskuse

Koncentrace rizikových prvků stanovené v odpadní vodě odebírané na přítoku a na odtoku z obou kořenových čistíren jsou uvedeny v tab. I. Tabulka současně shrnuje účinnost odstraňování jednotlivých prvků (seřazeny podle hodnot zjištěných pro umělý mokřad Slavošovice). Z výsledků vyplývá řada významných skutečností. Zatímco některé kovy jsou z odpadní vody odstraňovány s vysokou účinností (Zn, Cd, Cu), pro jiné byly pozorovány účinnosti nízké (Co, Sr, Rb). V případě Mn byly naměřeny téměř stejné koncentrace na přítoku i na odtoku; pro As a V byly zjištěny dokonce vyšší koncentrace na odtoku, což vypovídá o jejich vyplavování z vegetačního pole nebo z podloží. Pro Fe byly získány odlišné výsledky u obou studovaných kořenových čistíren. V umělém mokřadu Libnič bylo odstraňováno s vysokou účinností (86,0 %), avšak ve Slavošovicích docházelo k extrémnímu uvolňování tohoto prvku z jílu izolujícího vegetační pole od okolí. Pro odstraňování určitého prvku z vody je podstatné, zda vytváří obtížně rozpustný sulfid. Za anaerobních podmínek běžně panujících ve vegetačním poli totiž dochází k redukci síranů na H₂S (cit.^{3,4}), který může srážet řadu kationtů kovů za vzniku nerozpustného sulfidu usazujícího se ve šterkovém loži kořenového pole. Uvedený mechanismus odstraňování je typický např. pro Cd a Zn (viz obr. 1). Z obr. 1 je patrný výrazný pokles koncentrace obou kovů v prvním metru vegetačního pole, kde byly v rámci předchozí studie naměřeny nejnižší hodnoty redoxního potenciálu (*E*) a probíhala zde intenzivní redukce síranů na sulfidy⁴. Vysoká účinnost odstraňování Cd z odpadní vody (85,7 a 84,6 % pro umělé mokřady Slavošovice a Libnič) dobře koresponduje s výsledky, které získali Gao a spol. (91,8 %) pro umělý mokřad s vertikálním tokem osazený kosatcem sibiřským (*Iris sibirica*)⁹. Současně je ovšem nutné vzít v úvahu, že se v mokřadech střídají zóny s redukčními a oxidačními vlastnostmi. Příčinou je aerace vegetačního pole prostřednictvím kořenů a oddenků mokřadních rostlin, které v rámci svých adaptačních mechanismů zavádějí do zaplavené půdy kyslík^{3,4,10}. V blízkosti kořenů tak dochází k výraznému lokálnímu nárůstu redoxního potenciálu a k reoxidaci Fe^{II} a Mn^{II} na Fe^{III} a Mn^{IV}. Produkty oxidace se srážejí jako hydratované oxidy, s nimiž se mohou spo-

Tabulka I

Koncentrace prvků stanovené na přítoku a na odtoku a účinnosti odstraňování rizikových prvků z odpadní vody v umělých mokřadech Slavošovice a Libnič

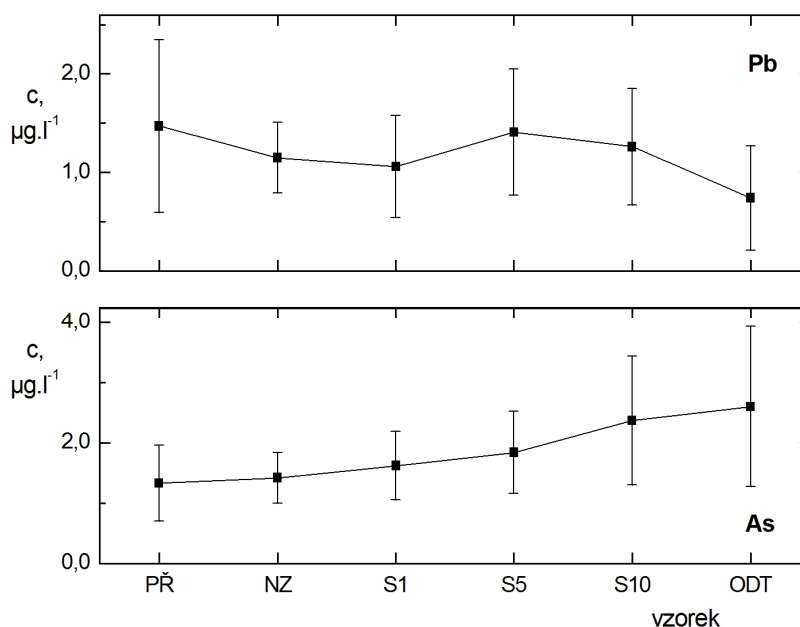
Prvek	Slavošovice přítok [$\mu\text{g l}^{-1}$]	Slavošovice odtok [$\mu\text{g l}^{-1}$]	Slavošovice účinnost [%]	Libnič přítok [$\mu\text{g l}^{-1}$]	Libnič odtok [$\mu\text{g l}^{-1}$]	Libnič účinnost [%]
Zn	66 ± 34	6,7 ± 6,3	89,8	55 ± 52	0,6 ± 0,9	98,9
Cd	0,14 ± 0,08	0,02 ± 0,02	85,7	0,13 ± 0,07	0,02 ± 0,02	84,6
Cu	28 ± 12	5,1 ± 4,7	81,8	20 ± 14	9,3 ± 6,7	53,5
Cr	3,74 ± 3,48	1,09 ± 0,79	70,9	1,47 ± 1,06	0,67 ± 0,27	54,4
Mo	0,78 ± 0,42	0,32 ± 0,19	59,0	0,89 ± 0,52	0,55 ± 0,24	38,2
Ni	5,85 ± 2,56	2,58 ± 1,64	55,9	4,54 ± 0,69	2,32 ± 0,77	48,9
Pb	1,47 ± 0,88	0,74 ± 0,53	49,7	1,00 ± 0,91	0,30 ± 0,16	70,0
Li	8,2 ± 1,5	4,6 ± 1,2	43,9	16,0 ± 2,9	13,5 ± 2,0	15,6
Ba	189 ± 36	113 ± 56	40,2	182 ± 17	136 ± 29	25,3
Be	1,03 ± 0,81	0,65 ± 0,50	36,9	0,29 ± 0,23	0,19 ± 0,09	34,5
Sr	234 ± 47	169 ± 51	27,8	426 ± 83	402 ± 100	5,6
Co	0,91 ± 0,26	0,72 ± 0,21	20,9	1,97 ± 0,33	1,43 ± 0,31	27,4
Rb	47 ± 5	37 ± 10	21,3	44 ± 9	33 ± 5	25,0
Mn	310 ± 80	280 ± 120	9,7	526 ± 116	544 ± 188	-3,4
V	4,81 ± 4,20	7,38 ± 2,66	-53,4	4,08 ± 2,71	4,22 ± 1,84	-3,4
As	1,33 ± 0,63	2,60 ± 1,33	-95,5	2,08 ± 0,76	2,66 ± 0,58	-27,9
Fe	860 ± 230	4260 ± 2440	-395,3	759 ± 417	106 ± 103	86,0



Obr. 1. Odstraňování Zn a Cd z odpadní vody v umělém mokřadu Slavošovice. Vzorky byly odebírány v podélném řezu vedeném středem vegetačního pole od nátoky k odtoku z hloubky 50 cm. PŘ – přítok, NZ – nátoková zóna, ODT – odtok, S – místo odběru vzorku ležící ve středovém podélném řezu vedeném vegetačním polem, číselný index značí vzdálenost (v m) od NZ

lusrážet a na ně adsorbovat ionty polutantů přítomných v odpadní vodě^{2,4}. Současně v prostředí, kde nedochází k redukci síranů na H₂S, může docházet k reakci síranových iontů s některými kationty kovů (Ba²⁺, Pb²⁺) za vzniku obtížně rozpustných síranů. Tato reakce může být základem dalšího mechanismu odstraňování kovových polutantů z odpadní vody. Samozřejmě nelze opomenout ani protichůdné procesy, které mohou přispívat k rozpouštění některých vysrážených forem. Uvést lze například reakci Pb^{II} s organickými ligandy vedoucí ke vzniku rozpustných a koloidálních komplexů². Rozpustnost sloučenin olova bývá při hodnotách pH nad 8,5 obvykle nižší než 1 μg l⁻¹, avšak při poklesu pH se může zvyšovat². S ohledem na složitost a rozmanitost chemických reakcí, kterým může olovo ve vegetačním poli mokřadu podléhat, lze vysvětlit netypický průběh závislosti koncentrace Pb na místě odběru vzorku v profilu čistírny Slavošovice (viz obr. 2). Účinnosti odstraňování Pb z odpadní vody v obou studovaných mokřadech jsou průměrné (49,7 a 70,0 %) a korespondují s údaji, které uvádějí Carling a spol.¹¹ ve své práci, v níž zmiňují vazbu Pb na tuhé částice přítomné v odpadní vodě. Účinnosti odstraňování Zn (89,8 a 98,9 %) a Cu (81,8 a 53,5 %) určené pro umělé mokřady Slavošovice a Libnič jsou podobné jako hodnoty, které uvádějí Jin a spol.¹². Na druhou stranu Arroyo a spol.¹³ uvádějí ve své práci nižší účinnosti odstraňování Cu a Zn (52 a 18 %). Účinnosti odstraňování Co z odpadní vody jsou překvapivě nízké (20,9 a 27,4 %). Tyto hodnoty jsou blízké účinností, jež uvádějí Morari a spol.¹⁴ pro umělý mokřad s vertikálním průtokem vody. Současně je nutné zdůraznit, že koncentra-

ce tohoto prvku v odpadní vodě byly nižší než 2 μg l⁻¹ a nepředstavují riziko pro životní prostředí. Účinnosti odstraňování Cr v umělých mokřadech Slavošovice a Libnič byly 70,9 a 54,4 %. Jsou nižší, než uvádějí Cabezas a Ceden¹⁵, kteří pro umělý mokřad s podpovrchovým horizontálním tokem pozorovali účinnost odstraňování Cr 88 až 92 %. Vzhledem k nízkým hodnotám redoxního potenciálu měřeným v mokřadních systémech^{2,4} však lze předpokládat, že Cr bude v zaplavené půdě přítomen převážně ve své redukované formě (Cr^{III}), která ve srovnání s Cr^{VI} není toxická. Z praktického hlediska je nepříznivým zjištěním, že se do upravované vody ve vegetačním poli umělého mokřadu do jisté míry uvolňuje As (viz obr. 2, na kterém je znázorněn nárůst koncentrace arsenu v profilu umělého mokřadu Slavošovice). Avšak koncentrace tohoto prvku pohybující se kolem 2 μg l⁻¹ opět nejsou rizikem pro recipient. Podobné závěry lze uvést i pro vanad (viz tab. I). Nízké účinnosti odstraňování byly v případě umělých mokřadů Slavošovice a Libnič pozorovány pro alkalické kovy (43,9 a 15,6 % pro Li; 21,3 a 25,0 % pro Rb). Tato skutečnost není překvapivá, neboť uvedené prvky nelze vysrážet ve formě běžných nerozpustných sloučenin. Na jejich částečném odstraňování z odpadní vody se může podílet příjem mokřadními rostlinami. Srovnatelné koncentrace Mn na přítoku a na odtoku z umělých mokřadů mohou souviset s protichůdnými chemickými procesy tohoto prvku v zaplavené půdě. Mn sice může být vysrážen jako obtížně rozpustný MnS (rovněž Mn₂O₃/MnO₂ v aerobních zónách v blízkosti kořenů mokřadních rostlin), avšak vzhledem k vysokému zastoupení tohoto prvku v zemské kůře může



Obr. 2. Osud Pb a As ve vegetačním poli umělého mokřadu Slavošovice. Vzorky byly odebrány v podélném řezu vedeném středem vegetačního pole od nátoky k odtoku z hloubky 50 cm. Význam symbolů PŘ, NZ, ODT, S a číselného indexu stejný jako u obr. 1

rovněž docházet k jeho nezanedbatelnému uvolňování např. z jílového podloží (podobně jako v případě Fe). Umělý mokřad se obecně chová jako složitý „reaktor“, v němž v závislosti na aktuálních podmínkách probíhá široké spektrum chemických reakcí, z nichž některé mohou být základem odstraňování rizikových prvků z odpadní vody.

Závěr

Metody AAS a plamenové fotometrie byly použity ke studiu osudu rizikových prvků v umělém mokřadu. Umělé mokřady s horizontálním podpovrchovým tokem jsou vhodným alternativním způsobem čištění odpadních vod z malých obcí nebo individuálních sídel. Účinnost odstraňování některých prvků za použití těchto systémů je vysoká (např. 85,7 a 84,6 % pro Cd či 89,8 a 98,9 % pro Zn v případě čistíren Slavošovice a Libníč), jiných naopak nízká (26,1 a 5,6 % pro Sr) a souvisí s chemismem daných prvků v systému. Současně je značně ovlivněna reakcemi síry a železa ve vegetačním poli mokřadu.

Tento článek byl vytvořen za finanční podpory MŠMT v rámci programu NPU I, číslo projektu LO1415.

LITERATURA

1. Welz B., Sperling M.: *Atomic Absorption Spectrometry*. Wiley, Weinheim 1999.
2. Kadlec R. H., Wallace S. D.: *Treatment Wetlands*. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton 2009.
3. Vymazal J., Brix H., Cooper P. F., Green M. B., Haberl R.: *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden 1998.
4. Šíma J., Holcová V., Dušek J., Diáková K.: Chem. Listy 100, 911 (2006).
5. Šíma J., Diáková K., Pavelcová L., Havelka M.: Chem. Biodiversity 6, 341 (2009).
6. Šíma J.: Chem. Listy 105, 531 (2011).
7. Šíma J., Diáková K., Holcová V.: Chem. Biodiversity 4, 2900 (2007).
8. Haarstad K., Bavor H. J., Mæhlum T.: Water Sci. Technol. 65, 76 (2012).
9. Gao J., Zhang J., Ma N., Wang W., Ma C., Zhang R.: Ecol. Eng. 84, 443 (2015).
10. Dušek J., Pícek T., Čížková H.: Ecol. Eng. 34, 223 (2008).
11. Carling G. T., Fernandez D. P., Rudd A., Pazmino E., Johnson W. P.: Chem. Geol. 283, 87 (2011).
12. Jin G., Kelley T., Vargas N., Callahan M.: Manag. Environ. Qual. Int. J. 14, 323 (2003).
13. Arroyo P., Ansola G., de Luis E.: Water, Air, Soil Pollut. 210, 473 (2010).
14. Morari F., Ferro N. D., Cocco E.: Water, Air, Soil Pollut. 226, 56 (2015).
15. Cabezas L. M. V., Cedeno F. G.: Afinidad 72, 213 (2015).

J. Šíma^a, J. Tříška^b, L. Svoboda^a, and M. Šeda^a
^a*Department of Applied Chemistry, Faculty of Agriculture, University of South Bohemia, České Budějovice,* ^b*Laboratory of Metabolomics and Isotope Analyses, Global Change Research Institute CAS, České Budějovice): The Fate of Selected Risk Elements in Constructed Wetlands Studied by AAS and Flame Photometry*

Methods of the trace element analysis (AAS and flame photometry) were used to study the fate of Cr, Pb, Cd, Mo, V, Be, Ba, As, Ni, Co, Sr, Li, Rb, Cu, Zn, Fe, and Mn in two constructed wetlands serving to treat municipal wastewater. The efficiency of the removal of some elements (Cd, Zn, Cu) was rather high whereas other ones (Sr, Rb, Li) were removed with poor efficiency. Fe, As, and V were even released to treated water which means that their outflow concentrations were higher than the inflow concentrations. The fate of studied elements in constructed wetlands is closely connected with the chemism of S and Fe in these systems. Under anaerobic conditions, when sulphates are reduced to H₂S, some elements can be precipitated as hardly soluble sulphides forming sediments in the wetlands and are thus removed from wastewater. Reoxidation of Fe^{II} to Fe^{III} can also proceed close to the roots and rhizomes of the wetland plants. Thus, the precipitate of Fe₂O₃ is formed and some contaminants can be coprecipitated. The assimilation of some elements by the wetland plants should also be considered. In addition to suspended solids, organics and nitrogen compounds, constructed wetlands can remove some risk elements from treated water as well. They can serve as a suitable alternative to traditional mechanical-biological wastewater treatment plants in the case of small villages.