

Acta Facultatis Ecologiae



Journal of Faculty of Ecology and Environmental Sciences
Technical University in Zvolen

Volume 21
2009

ANDRÁŠ P., RUSKOVÁ J., LADOMERSKÝ J., LICHÝ A. & KRÍŽANI I.
Prírodné sorbenty ťažkých kovov na lokalite Lubietová
Natural Sorbents of Heavy Metals at Lubietová

MICHALKOVÁ E., MÁŠA B. & SVITOK M.
Kyslé banské výtoky z haldy pyritizovaného kvarcitu na lokalite
Banská Štiavnica – Malý Šobov
Acid Mine Drainage from Mine Dump Pyritized Quartzite

CHRENŠČOVÁ V.
Možnosti a obmedzenia udržateľného rozvoja na území CHKO Horná
Orava z pohľadu miestneho obyvateľstva
Possibilities and Constraints of Sustainable Development of the Protected
Landscape Area Horna Orava in Public Opinion

JAKOVLJEVIĆ D.
Water Protection and Using in Vojvodina

SUDOVSKÝ P. & MICHALÍKOVÁ A.
Zhodnotenie kvality vody a príčin znečistenia vodného toku Trnávka
Assessment of Water Quality and Causes of River Trnávka Pollution

VRÁBLÍKOVÁ J.
Hodnocení revitalizačního procesu
Evaluation of revitalization process

SCHWARZ M., LALÍK V., VANEK M., DADO M. & HNILICA R.
Environmentálne vplyvy výroby hliníka – minulosť a súčasnosť
Environmental Impact of Aluminium Production – History and Present
Day

HRONCOVÁ E. & BALGA J.
Výskyt ťažkých kovov v banských vodách dobývacieho priestoru
hnedouhoľnej bane Dolina v okrese Veľký Krtíš
Heavy Metals Toxicity in Mine Water from Mining Area of Brown Coal
Dolina Mine in Veľký Krtíš district

Acta Facultatis Ecologiae

Journal of Faculty of Ecology and Environmental Sciences
Technical University in Zvolen

Volume 21

2009

Editorial Board

Editor-in-Chief
Juraj Ladomerský

Vice-Editor-in-Chief
Dagmar Samešová – Environmental Section

Executive Editor
Marián Schwarz – Environmental Section

Technical Editors – Environmental Section
Hana Ollerová, Andrea Marušková
Vladimír Lalík, Miroslav Vanek

Members

Miroslav Badida, Ján Gáper, Juraj Hreško, Peter Jančura,
Karol Kočík, Juraj Ladomerský, Vladimír Lalík, Oto Majzlan,
Wladzimier Pradzyński, Hana Ollerová, Peter Ondrišík, Andrej Oriňák,
Slavomír Stašiov, Ján Supuka, Marián Schwarz, Michal Wiezik

List of Reviewers Acta Facultatis Ecologiae 21

Peter Andráš, Marian Babiak, Vladimír Bahýľ, Magdaléna Bálintová, Juraj Bebej,
Miroslava Blažková, Eva Čunderlíková, Sabina Demeterová, Danica Fazekášová, Milada Gajtanska,
Anton Geffert, Tomáš Havlík, Erika Kočícká, Ivan Križání, Jozef Máčala, Zuzana Melichová,
Vladimír Migra, Jana Nagyová, Miloslav Šoch, Marián Urban

OBSAH / CONTENT

ANDRÁŠ P., RUSKOVÁ J., LADOMERSKÝ J., LICHÝ A. & KRÍŽANI I. Prírodné sorbenty ťažkých kovov na lokalite Ľubietová Natural Sorbents of Heavy Metals at Ľubietová	5
MICHALKOVÁ E., MÁŠA B. & SVITOK M. Kyslé banské výtoky z haldy pyritizovaného kvarcitu na lokalite Banská Štiavnica – Malý Šobov Acid Mine Drainage from Mine Dump Pyritized Quartzite	15
CHRENŠČOVÁ V. Možnosti a obmedzenia udržateľného rozvoja na území CHKO Horná Orava z pohľadu miestneho obyvateľstva Possibilities and Constraints of Sustainable Development of the Protected Landscape Area Horna Orava in Public Opinion	25
JAKOVLJEVIĆ D. Water Protection and Using in Vojvodina	35
SUDOVSKÝ P. & MICHALÍKOVÁ A. Zhodnotenie kvality vody a príčin znečistenia vodného toku Trnávka Assessment of Water Quality and Causes of River Trnavka Pollution	41
VRÁBLÍKOVÁ J. Hodnocení revitalizačního procesu Evaluation of revitalization process	49
SCHWARZ M., LALÍK V., VANEK M., DADO M. & HNILICA R. Environmentálne vplyvy výroby hliníka – minulosť a súčasnosť Environmental Impact of Aluminium Production – History and Present Day	57
HRONCOVÁ E. & BALGA J. Výskyt ťažkých kovov v banských vodách dobývacieho priestoru hnedouhoľnej bane Dolina v okrese Veľký Krtíš Heavy Metals Toxicity in Mine Water from Mining Area of Brown Coal Dolina Mine in Veľký Krtíš district	67

PRÍRODNÉ SORBENTY ŤAŽKÝCH KOVOV NA LOKALITE ĽUBIETOVÁ

Peter ANDRÁŠ^{1,2}, Jana RUSKOVÁ¹, Juraj LADOMERSKÝ³, Adam LICHÝ¹,
Ivan KRIŽÁNI²

¹ Fakulta prírodných vied, Univerzita Mateja Bela, Tajovského 40, 974 01 Banská Bystrica, ruskova@umb.fpv.sk

² Geologický ústav SAV, Ďumbierska 1, 974 01 Banská Bystrica, andras@savbb.sk

³ Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 01 Zvolen, ladomersky@iz.tuzvo.sk

ABSTRACT

Andráš, P., Križáni, I., Rusková, J., Lichý, A.: **Natural Sorbents of heavy Metals at Ľubietová**

The environmental study at the Ľubietová Podlipa dump-field presents the results of the heavy metal distribution, which depend on the geochemical behavior of the elements (mainly on their migration ability). The present natural sorbents are predominantly the clay minerals (illite, muscovite, caolinite, smectite) and hydrogoethite. The clay minerals are good sorbents of V, Cr, Ti, W, Zr, Nb, Ta a Th and at the hydrogoethite of Cu, Zn, Mo, Mn, Mg, (\pm Fe, Cd, Co, Ca). In the case of the Fe, As, Sb, Ag, Pb, Zn, Mn, Mo, Bi, U was proved also the free sorption capacity. Calculation of the AMD formation potential (neutralization potential, total acidity production, net neutralization potential) is discussed.

Key words: dump-field, heavy metals, technogenous sediments, neutralization potential, clay minerals, sorption

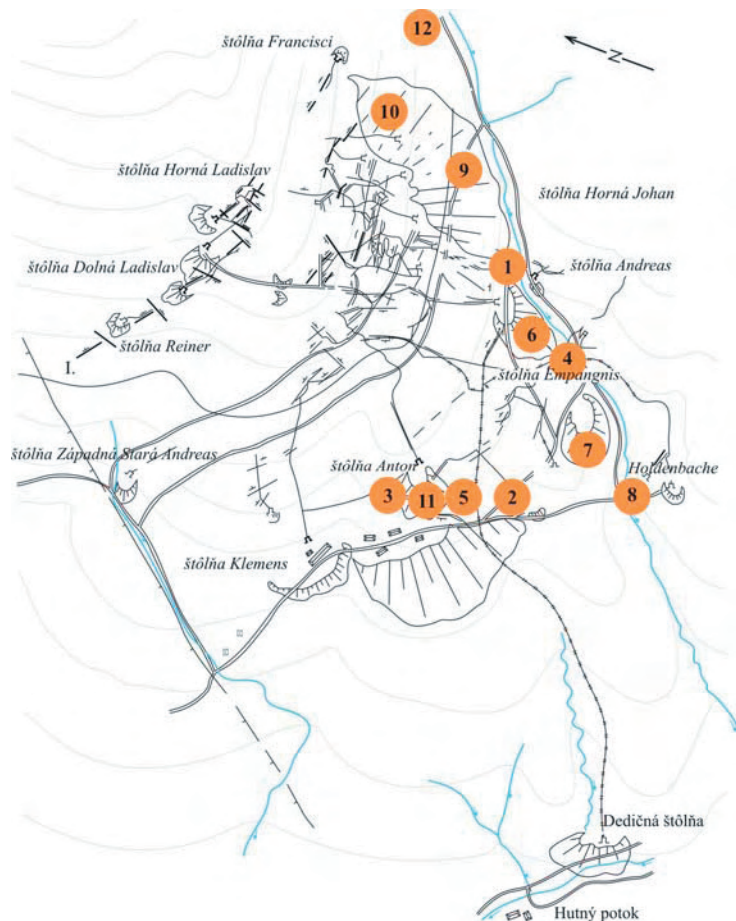
ÚVOD

Haldové pole Podlipa v Ľubietovej reprezentuje územie zreteľne zmenené historickou exploataciou Cu-rúd. Pokles pH v technogénnych sedimentoch spôsobuje uvoľnenie ťažkých kovov z tuhej fázy, kde sa nachádzajú vo forme ťažšie rozpustných minerálov alebo v sorpčnom komplexe, do podzemnej a povrchovej vody. Odolnosť krajinných zložiek voči kontaminácii ťažkými kovmi je podmienená rôznymi prírodnými sorbentmi, predovšetkým ílovými minerálmi a hydrogoethitom, ktoré sú nositeľmi negatívnych povrchových nábojov, takže môžu sorbovať Ca(II), Mg(II), Na(I), Al(III), Mn(II) a kationy ťažkých kovov [1].

METODIKA PRÁCE

Z povrchu haldového poľa sa odobralo 8 vzoriek technogénnych sedimentov (A-1 až A-11). Vzorka A-12 reprezentuje referenčnú plochu bez zrudnenia mimo haldového poľa (obr. 1). Súbor bol doplnený vzorkou hydrogoethitom bohatej horniny (A-17), ktorá vznikla zhomogenizovaním vzoriek hydrogoethitu z odberových miest A-2, A-3 a A-5.

Monominerálne frakcie ílových minerálov sa získali podľa metodiky [2]. Rtg-difrakčná analýza ílových minerálov sa uskutočnila v laboratóriách Geologického ústavu SAV na rtg-difraktografe Philips. Aktívne a vymeniteľné pH sedimentov sa stanovilo vo vodnom a 1M KCl výluhu [3]. Vzorky



Obr. 1 Lokalizácia odberu vzoriek (vzorka A-17 vznikla zhomogenizovaním niekoľkých vzoriek)
 Fig. 1 Localization of samples (sample A-17 consists of several homogenized samples)

technogénnych sedimentov (A-1 až A-12), frakcie ílových minerálov (A-1c až A-11c) ako aj vzorka hydrogoethitom bohaté horniny (vzorka A-17) sa analyzovali na ťažké kovy a celý rad ďalších prvkov. Študovala sa aj sorpčná schopnosť ílových minerálov a hydrogoethitu z danej oblasti. Vzorka zmesných frakcií ílových minerálov sa nechala usadzovať 41 hodín a 8 minút (výpočet podľa Stokesovho zákona) a potom sa suspenzia, obsahujúca ílové častice (frakcie < 2 µm) dekantovala do kadičky.

Na štúdium sorpčnej kapacity ílových minerálov sa použila drenážna voda, ktorá obsahuje ťažké kovy. Na 20 g vzoriek (A-1c až A-7c a A-17)

sa pridalo 50 cm³ 5-násobne zakonzentrovanej drenážnej vody.

Analýzy sa uskutočnili z navážky 1 g vzoriek (A-1c* až A-11c*a A-17*) po 14 dňovej macerácii v drenážnej vode. Vzorky určené na stanovenie Ca, Na, K, P, Mg, Ti, Al, S, Cd, Bi, Co, Ni, As, Sb, Mn, Mo, Rb, Sr, Hf, V, Ba, Li, La, Cr, W, Zr, Ce, Sn, Y, Nb, Ta, Be, Sc, U, Th, Au, Ag, Fe, Pb, Zn a Cu sa analyzovali metódou ICP-MS v laboratóriách ACME Analytical Laboratories Vancouver Ltd. Kanada. Uhlík sa stanovil na Geologickom ústave SAV v laboratóriu IR spektroskopie uhlíka na prístroji Ströhlein C-MAT 5500.

VÝSLEDKY

Distribúcia ťažkých kovov v sedimentoch haldového poľa je značne nerovnomerná. Je odrazom ich primárnej koncentrácie v jednotlivých častiach haldového poľa ako aj geochemických zákonitostí, medzi ktorými je v prvom rade treba spomenúť ich migračné schopnosti [4, 5]. Maximálne koncentrácie teoreticky vyextrahovateľných prvkov v haldovom materiáli sa pohybovali od 2,64% u Fe po < 0,1 ppm u Cd, Au a Ag. Za významné možno považovať koncentrácie Cu (25 až >10%), Mn (34 až 1258 ppm), As (7 až 289 ppm), Pb (8,4 až 130 ppm), Co (5,1 až 96,3 ppm), Sb (7,1 až 61,6 ppm) a Ni (7,8 až 62,1 ppm).

Pre stanovenie celkovej tvorby acidity (AP) a neutralizačného potenciálu (NP) je potrebné poznať Eh a pH sedimentov, obsah síry a uhlíka. pH vo výluhoch v destilovanej vode kolíše obvykle okolo 5,3. pH < 5 indikuje, že vzorka obsahuje potenciálnu aciditu („net acidity“), kým hodnoty namerané v karbonátoch oscilujú spravidla medzi 8 až 10. Hodnoty nad 10 možno považovať za alkalické [3].

pH v sedimentoch, stanovené vo výluhu destilovanou vodou na haldovom poli kolíše v rozmedzí 4,21 až 7,93 (tab. 1). Sulfidovej síry je vo väčšine vzoriek viac ako síry síranovej (tab. 1), čo svedčí o pomerne vysokom obsahu ešte nezoxidoovaných primárnych sulfidov.

Celková tvorba acidity (AP) odpovedá množstvu kyseliny, ktorú potenciálne môže materiál depónia vyprodukovať. Na lokalite Podlipa sa AP pohybuje v rozmedzí 0,3125 až 13,125 (v priemere

3,7; tab. 1). Hodnota neutralizačného potenciálu (NP), ktorý udáva, aký je obsah neutralizačných látok v depóniu, ktoré sú schopné aciditu produkovanú materiálom skládky neutralizovať, je v jednotlivých častiach depónia rozdielna (0-127,1, $\bar{X} = 27,1$; tab. 2) a v negatívnej korelácii voči AP. Vyššie NP – 127,1 je len vo vzorke A-7 (tab. 2), v ktorej bol stanovený najvyšší obsah C_{tot} (čo po prepočítaní odpovedá 12,71 kg.t⁻¹ CaCO₃; tab. 1).

Čistý neutralizačný potenciál (NNP) odpovedá množstvu neutralizačnej látky, ktoré je potrebné pridať na neutralizáciu acidity produkovanej depóniom (NNP = NP – AP). Hodnoty NPP na haldovom poli Podlipa (tab. 2) ukazujú, že na neutralizáciu banskej hlušiny by bolo potrebné pridať toľko neutralizačného činidla, ktoré odpovedá v priemere 23,5 kg CaCO₃ na 1 tonu haldového materiálu. O riziku vzniku kyslej banskej vody (AMD) vypovedá najlepšie pomer NP:AP. Pokiaľ je blízky hodnote 1, riziko tvorby AMD je vysoké. Ak je tento pomer rovný alebo väčší ako 3, riziko tvorby AMD je zanedbateľné [3].

Vysokú priemernú hodnotu pomeru NP:AP 7,4 (tab. 2) spôsobujú len údaje z haldy štôlne Mária-Empfangnis, kde je tento pomer 135,6. Pokiaľ túto extrémnu hodnotu vylúčime, pomer NP:AP sa zmení na 1,72, čo odpovedá nízkemu riziku vzniku AMD.

Mobilita väčšiny ťažkých kovov je determinovaná predovšetkým ich schopnosťou sorpcie do prírodných sorbentov, medzi ktorými majú dominantné postavenie ílové minerály [4]. Najdôležitejšími potenciálnymi prírodnými sorbentmi v danej

Tab. 1 Charakteristiky vzoriek technogénnych sedimentov z haldového poľa Podlipa
Tab. 1 Characteristics of samples of technogenous sediments from Podlipa dump-field

Vzorka Sample	pH	Eh (mV)	S _{tot}	S _{SO4}	S _s	C _{tot}	C _{org}	C _{inorg}	CO ₂	CaCO ₃
A-1	5,14	77	0,25	0,10	0,15	0,74	0,20	0,54	1,97	4,48
A-2	5,89	34	0,02	0,01	0,01	0,86	0,38	0,48	1,75	3,99
A-3	4,87	94	0,10	0,03	0,07	0,62	0,34	0,28	1,02	2,32
A-4	5,46	59	0,33	0,13	0,01	0,34	0,26	0,08	0,29	0,66
A-5	5,77	42	0,05	0,01	0,05	0,78	0,35	0,43	1,57	3,57
A-6	5,17	74	0,42	0,15	0,27	0,40	0,27	0,13	0,47	1,08
A-7	7,93	-84	0,03	0,02	0,01	1,63	0,10	1,53	5,61	12,71
A-8	5,42	36	0,01	0,01	0,01	0,45	0,13	0,32	1,17	2,66
A-9	5,03	83	0,03	0,03	0,01	0,40	0,37	tr.	tr.	tr.
A-10	5,25	71	0,04	0,02	0,02	0,48	0,46	tr.	tr.	tr.
A-11	6,11	22	0,11	0,04	0,07	4,31	4,18	0,13	0,47	1,08
A-12	4,21	133	0,02	0,01	0,02	4,05	4,03	tr.	tr.	tr.

Tab. 2 Hodnoty celkovej vytvorenej acidity (AP), neutralizačného potenciálu (NP) a čistého neutralizačného potenciálu (NNP)

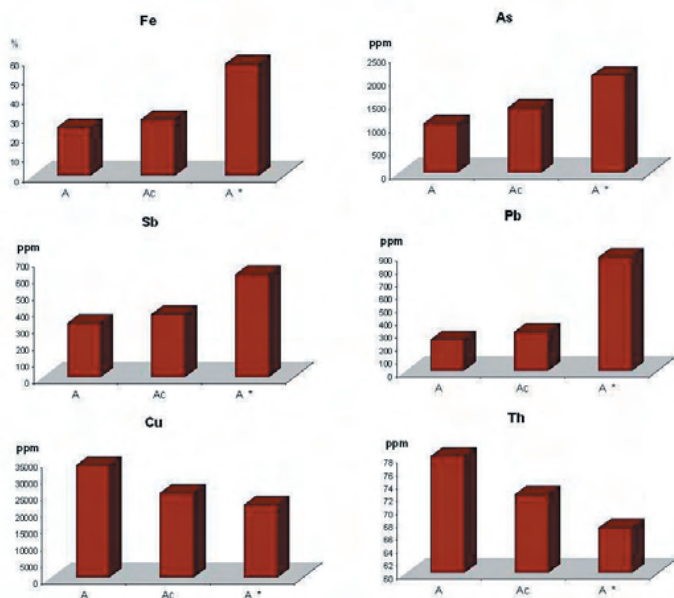
Tab. 2 Values of total acidity production (AP), neutralization potential (NP) and net neutralization potential (NNP)

Vzorka Sample	AP	NP	NNP	NP:AP
A-1	7,81	44,8	37,0	5,7
A-2	0,62	39,9	39,3	63,8
A-3	3,12	23,2	20,1	7,4
A-4	10,31	6,6	-3,7	0,6
A-5	1,56	35,7	34,1	22,8
A-6	13,12	10,8	-2,3	0,8
A-7	0,93	127,1	126,2	135,6
A-8	0,31	26,6	26,3	85,1
A-9	0,93	0	-0,9	0,0
A-10	1,25	0	-1,3	0,0
A-11	3,43	10,8	7,4	3,1
A-12	0,62	0	-0,6	0,0
\bar{x}	3,7	27,1	23,5	7,4

oblasti sú ílové minerály illit a muskovit, menej hojný smektit a hydrogoethit.

Za účelom štúdia sorpcie ťažkých kovov z technogénnych sedimentov haldy na ílové minerály a hydrogoethit, ako aj existencie voľnej sorpčnej kapacity týchto prírodných sorbentov sa ana-

lyzovala najprv vzorka sedimentu, následne ílová frakcia z tejto vzorky a ílová frakcia po 14 dňovej macerácii ílu v drenážnej vode spod haldy Empfängnis. Analýza päťnásobne zahustenej drenážnej vody je uvedená v tab. 3.



Obr. 2 Sumárne obsahy Fe, As, Sb, Pb, Cu a Th a) v technogénnych sedimentoch, b) v ílovej frakcii, c) v ílovej frakcii po jej 14 dňovej macerácii vo vode, obsahujúcej ťažké kovy

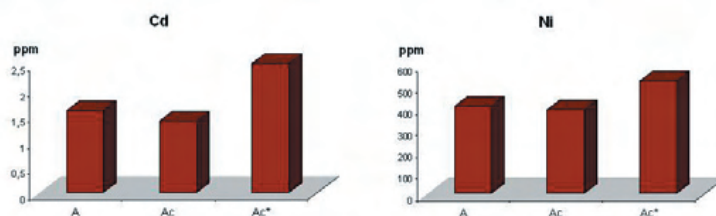
Fig. 2 Total contents of Fe, As, Sb, Pb, Cu and Th a) in technogenous sediments, b) in clay fraction, c) in clay fraction after 14 days maceration in drainage water containing heavy metals

Tab. 3 ICP-MS analýza drenážnej vody použitej na 14 dennú maceráciu ílovej zložky
 Tab. 3 ICP-MS analyse of drainage water used for 14 days maceration of clay fraction

Vzorka Sample	Fe	Cu	Pb	Zn	Cd	Bi	Co	Ni	As	Sb	Mn	Ag	Cr
	μg.l ⁻¹												
V-1	486	9864	12,4	189	0,25	2,11	44,2	23,1	14,8	8,43	52	0,1	8,2

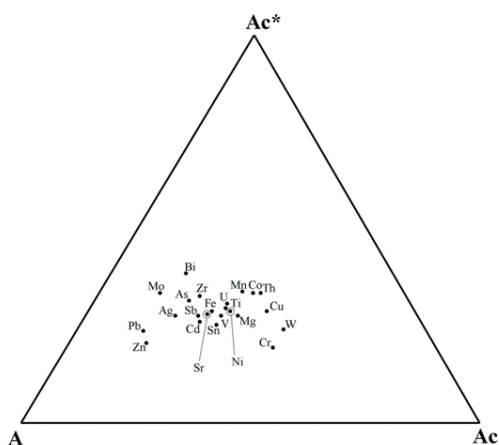
Ílové minerály sú v porovnaní s hydrogoethitom schopné sorbovať na svoj povrch hlavne V, Cr, W, Zr a Th. Na hydrogoethit sa prednostne viažu nasledujúce prvky: Cu, Zn, Mo, Mn, Mg (±Fe, Cd, Co). V prípade Sb, Bi, Sn, Pb, Ag, Ni, As a U sa nepreukázali žiadne trendy prednostnej sorpcie na ílové minerály alebo na hydrogoethit. U ťažkých kovov: Fe, As, Sb, Ag, Pb, Zn, Mn, Mo, Bi, U sa prejavila okrem tendencie ich sorpcie na ílovú frakciu aj voľná sorpčná kapacita ílovej frakcie. Opačný trend (nižší obsah ťažkých

kovov v ílovej frakcii ako v sedimente a vyplavovanie kovov pri macerácii) sa preukázalo u Th a Cu (obr. 2). Co preukázal mierny nárast obsahov v ílovej frakcii ale voľná sorpčná kapacita ílov sa nepreukázala. Chovanie sa Cd, Ni, Co, V a Cr je komplikované (obr. 3). Cd, Ni a V sú prednostne viazané v sedimentoch, menšie obsahy Cd, Ni a V sú v ílovej frakcii, ale táto mala v procese macerácie tendenciu sorbovať Cd, Ni a V na svoj povrch. Rovnaký trend sa prejavil u Cd, Ni, V a Co aj u hydrogoethitu.



Obr. 3 Sumárne obsahy Cd a Ni a) v technogénnych sedimentoch, b) v ílovej frakcii, c) v ílovej frakcii po je 14 dennej macerácii vo vode, obsahujúcej ťažké kovy

Fig. 3 Total contents of Cd and Ni a) in technogenous sediments, b) in clay fraction, c) in clay fraction after 14 days maceration in drainage water containing heavy metals



Obr. 4 Trojuholníkový diagram obsahov jednotlivých ťažkých kovov v technogénnom sedimente (A), v ílovej frakcii (Ac) a v ílovej frakcii po 14 dennej macerácii v drenážnej vode s vysokým obsahom ťažkých kovov (A)

Fig. 4 Triangle shaped plot of heavy metal contents in technogenous sediment (A), in fraction of clay minerals (Ac) and in clay minerals after 14 days maceration in drainage water with high heavy metals contents

Trojuhelníkový diagram (obr. 4) vyjadruje pomerné zastúpenie sledovaných prvkov, vypočítané zo súm ich priemerných obsahov vo vzorkách haldového materiálu (A), ílovej frakcie haldového materiálu (Ac) a ílovej frakcie po 14 dennej macerácii v drenážnej vode z haldového poľa, obsahujúcej ťažké kovy (Ac*) po prepočítaní sumárneho obsahu každého prvku na 100 %. Takmer v ťažisku diagramu leží projekčný bod kobaltu a veľmi blízko neho Mn a Th. Z toho vyplýva, že podiely týchto prvkov sú takmer zhodné v každom z porovnávaných médií (A, Ac, A*).

Prevažná väčšina projekčných bodov sledovaných prvkov sa sústreďuje v poli ohraničenom spojnicami: ťažisko – A 33,3, Ac* 66,6. U prvkov tejto skupiny s klesajúcimi podielmi priemerných obsahov v médiách A a Ac stúpajú podiely pripadajúce na médium Ac v smere od U po Zn a Pb.

Projekčné body Cu, W a Cr ležia okolo spojnice ťažiska s A 66,6 v rozsahu $\pm 2\%$. Pritom podiely ich priemerných obsahov v médiách A aj Ac klesajú od Cu k Cr. Výnimočná je pozícia projekčného bodu Bi tým, že pri nízkom podieli v médiu A, strednom podieli v médiu Ac jeho podiel v médiu Ac* je zhodný so Zr, Sb a Sn.

Najvyšší obsah Th sa zistil v sedimentoch a v pôde. V ílovej frakcii boli koncentrácie Th nižšie ako v sedimente a po macerácii došlo k jeho vyplavovaniu z ílových minerálov. Tento trend je pozoruhodný predovšetkým preto, že vo všeobecnosti sa U považuje za mobilnejší ako tórium a tento trend sa aj na ložisku Ľubietová prejavil pri štúdiu vzťahu pôda/rastlina, kde v pôdach bol obsah Th obvykle o rád vyšší ako obsah U, kým v rastlinných pletivách bol v dôsledku vyššej migračnej schopnosti U pomer Th/U viac-menej 1 : 1.

DISKUSIA

Distribúcia ťažkých kovov na haldovom poli je odrazom ich geochemických vlastností: obsahu, rozpustnosti, migračného potenciálu a sorpčných vlastností. Nedostatok karbonátov (ako hlavného prírodného neutralizačného činidla) spôsobuje, že z 12 študovaných vzoriek, odpovedajúcich priemerným vzorkám z 12 častí haldového poľa, v piatich sú hodnoty NPP záporné (neutralizačné látky úplne chýbajú) a dve hodnoty (zo vzoriek A-3 a A-11) sú veľmi nízke (7,4 a 20,1; tab. 2). Hodnoty NPP od -20 do 20 (kg CaCO₃.t⁻¹ haldov-

vého materiálu) možno z hľadiska potenciálnej tvorby kyslých látok v zmysle metodiky US EPA [6] označiť za „*rozsah neistoty*“, pretože nemožno jednoznačne určiť, či bude alebo nebude k tvorbe AMD dochádzať. Napriek tomu celkový výsledok štúdia nasvedčuje, že na lokalite Ľubietová-Podlipa je pomerne vysoký stupeň pravdepodobnosti, že k tvorbe AMD nebude v budúcnosti dochádzať.

Mobilita väčšiny ťažkých kovov v prírode je determinovaná predovšetkým ich schopnosťou sorpcie do prírodných sorbentov, medzi ktorými majú dominantné postavenie predovšetkým ílové minerály [4]. Podľa mechanizmu sorpcie možno rozlíšiť niekoľko typov: a) mechanickú sorpciu, b) fyzikálnu adsorpciu podmienenú povrchovým napätím na fázovom rozhraní, c) fyzikálno-chemickú výmennú sorpciu, ktorá sa uskutočňuje výmenou iónov, d) chemickú adsorpciu, pri ktorej dochádza k pútaní aniónov, ktoré vytvárajú precipitáty, e) bioakumuláciu – napríklad prijímanie biogénnych prvkov koreňovým systémom rastlín a mikroorganizmami [7, 8]. Pri ílových mineráloch je dominantným procesom iónová výmena medzi roztokom a tuhou fázou ale čiastočne aj fyzikálny proces adsorpcie [9].

U väčšiny ťažkých kovov sa kaolinit osvedčil ako vynikajúci sorbent [10]. Cu, Pb, Zn a Cd sa viažu prednostne na smektit avšak Pb aj na illit [11]. Illit a smektit sa vyznačujú v prípade Pb a Cu výbornou sorpčnou schopnosťou. Zn, Ni a Cd sa sorbujú na povrch illitu a smektitu v menšej miere. Mg, Fe a Al sa na ílové minerály sorbujú podstatne lepšie pri vyššom pH. Spôsobuje to absencia voľných H⁺ iónov a zvyšovanie negatívneho náboja na povrchu ílových minerálov [12]. pH_(H₂O) technogénnych sedimentov na lokalite Podlipa kolíše v rozmedzí 4,21 až 7,93 (pH_(KCl) 4,00 až 7,34), takže možno konštatovať, že podmienky na sorpciu Cu, Pb, Zn a Cd na ílové minerály síce nie sú najlepšie ale ani úplne neúčinné.

Z hľadiska environmentálneho rizika sú na študovanej lokalite najdôležitejšími ťažkými kovmi Cu, As a Sb [4].

Hlavným zdrojom Cu na haldovom poli sú tetraedrit, chalkopyrit a sekundárne minerály medi (libethenit, brochantit, langit, malachit, azurit a pseudomalachit). Cu uvoľnené pri zvetrávaní do roztokov kontaminuje celú miestnu hydrosieť. Cu precipituje na Fe oxidoch (hydrogoethite) a na železe [4]. V prírodných vodách sa z rozpustných

foriem Cu vyskytuje hydratovaný ión Cu(II), uhličitanové komplexy $[\text{CuCO}_3(\text{aq})]^0$, $[\text{Cu}(\text{CO}_3)_2]^{2-}$ a hydrokomplexy $[\text{CuOH}]$, $[\text{Cu}(\text{OH})_2(\text{aq})]^0$, $[\text{Cu}(\text{OH})]^{2-}$ a $[\text{Cu}(\text{OH})_4]^{2-}$ [13].

Sorpčia Cu na povrch ílových minerálov výrazne závisí od pH. V prípade nedostatku karbonátov (ako je tomu aj na lokalite Ľubietová-Podlipa) dochádza pri procese sorpcie ku vzniku komplexných zlúčenín $\equiv\text{SOCu}^+$, $\equiv\text{SOCuOH}$ a $\equiv\text{SOCu}_2(\text{OH})_2^+$, menej aj $\equiv\text{Cu}(\text{OH})_2$ a $\equiv\text{SOCu}_2(\text{OH})_3$ precipitátov [14].

Hlavným zdrojom As na lokalite Ľubietová je tetraedrit. Pri zvetrávaní sa arzénové rudné minerály ľahko oxidujú, pričom arzén prechádza z foriem s nižším mocenstvom na As(V), tvoriac zlúčeniny kyseliny arzeničnej [15]. Táto je rozpustná vo vode, ale len zriedka môže migrovať na väčšie vzdialenosti, pretože rýchlo reaguje s kationmi ťažkých kovov a arzén sa viaže vo forme rozličných arzeničnanov. As vo vode vystupuje najčastejšie vo forme: H_2AsO_4^- , HAsO_4^{2-} a HAsO_2^0 [16]. As(III) je v oxidačnej zóne zvetrávania omnoho mobilnejší ako As(V) [17].

V hypergénnych podmienkach haldového poľa Ľubietová-Podlipa výrazne prevláda As(V) [4]. Sorpčná kapacita ílových minerálov, hydrogoethitu a Fe-oxyhydroxidov voči As je veľmi vysoká (až 76 mg As.g⁻¹ vo Fe oxyhydroxidoch pri pH 5). Sorpcia As závisí od pH, času, koncentrácie As v roztoku a teploty [18]. K najintenzívnejšej sorpcii dochádza pri pH 4 [19, 20]. Spomedzi ílových minerálov prítomných na haldovom poli Ľubietová-Podlipa najlepším sorbentom As(V) kaolinit [18]. 25–35 násobne lepšie sorpčné vlastnosti vykazujú halloyzit a chlority. Menej toxický As(V) sa voči toxickejšiemu As(III) sorbuje na ílové minerály omnoho ľahšie a kvantitatívnejšie. As(III) sa pri tomto procese oxiduje na As(V). Redukčný proces sa pri štúdiu sorpcie As nepotvrdil [15].

Väčšina Sb pochádza z tetraedritu. Sb(III) aj Sb(V) existujú v prírodných podmienkach v rozpustných formách: Sb(V) ako $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$ a Sb(III) vo forme $\text{Sb}(\text{OH})_3$ [21]. Hydrogoethit a Fe-hydroxidy sú dôležitými sorbentmi Sb. Sb(III) i Sb(V) vytvárajú na povrchu hydrogoethitu a Fe-hydroxidov komplexné zlúčeniny. Sb(III) sa najlepšie sorbuje pri pH 3–12, kým k maximálnej sorpcii Sb(V) dochádza pri pH < 7. Na povrchu hydrogoethitu a Fe-hydroxidov môže hlavne v rozmedzí pH 3–5,9 v priebehu niekoľkých dní dochádzať k oxidácii Sb(III). Pri pH ~9 dochádza

k jeho mobilizácii a uvoľňovaniu do roztoku, kým pri pH < 7 ostáva viazaný na povrchu Fe-oxidov [22].

V prírode prevažujú z rozpustných foriem olova Pb(II) a $[\text{PbCO}_3(\text{aq})]^0$, ktorý môže byť v širokom rozmedzí pH dominantnou formou výskytu. V alkalickej oblasti sa môžu tvoriť vo väčších koncentráciách aj komplexy $[\text{Pb}(\text{CO}_3)_2]^{2-}$, $[\text{Pb}(\text{OH})_2(\text{aq})]^0$ a $[\text{PbOH}]^+$ [13]. Pb je v pôdach najčastejšie v tuhej fáze vo forme PbCO_3 a PbSO_4 , pričom humínové látky spôsobujú jeho imobilizáciu [23]. Pb vykazuje afinitu k tvorbe komplexov s nerozpustnými humínovými látkami, v dôsledku čoho dochádza k jeho fixácii vo vrchnej humusovej vrstve. Cu a Pb bývajú voči Zn sorbované na povrch ílových minerálov omnoho pevnejšie [24].

Sorpčia Cd na ílové minerály sa vo všeobecnosti zvyšuje so vzrastajúcim pH [25].

Rozpustné Cd sa vo vodách vyskytuje ako jednoduchý hydratovaný ión Cd(II), vo forme anorganických komplexov $[\text{CdOH}]^+$, $[\text{Cd}(\text{OH})_2(\text{aq})]^0$, $[\text{Cd}(\text{OH})_3]^-$, $[\text{CdCO}_3(\text{aq})]^0$, $[\text{Cd}(\text{CO}_3)_2]^{2-}$, $[\text{CdSO}_4]^0$ a vo forme organických komplexov s rôznymi organickými ligandmi [13]. Percento sorbovaného Cd(II) na ílové minerály výrazne vzrastá pri pH 6,5 až 9,0, pričom na illit sa sorbuje intenzívnejšie ako na kaolinit [26].

ZÁVERY

Distribúcia ťažkých kovov v horninách a rudninách haldového poľa Ľubietová-Podlipa je nerovnomerná a odpovedá pôvodnej koncentrácii kovov v technogénnom sedimente ako aj ich migračným a sorpčným vlastnostiam.

Oxidáciu sulfidických minerálov na ložisku indikovanú povlakmi sekundárnych minerálov Cu (uhličitanov a oxidov), potvrdzujú aj zistené hodnoty pH vo výluhoch z technogénnych sedimentov. Pomerne vysoký obsah celkovej i sírnikovej síry svedčí o značnom obsahu ešte nezoxidovaných primárnych sulfidov. Priemerný potenciál celkovej tvorby acidity (AP = 3,7) odpovedá čistému neutralizačnému potenciálu (NNP) 23,5 kg CaCO_3 na 1 tonu haldového materiálu.

Rtg-difrakčná analýza potvrdila, že spomedzi prírodných sorbentov prevažujú na lokalite illit, muskovit a minerály zo skupiny smektitov, menej kaolinit a minerály zo skupiny chloritu. Hydrogoethit je pomerne zriedkavý. Značná časť ťažkých

kovov a kontaminantov je zachytená v poréznych zložkách, v hydroxidoch železa (hydrogoethite) a v ílových mineráloch (predovšetkým V, Cr, Ti, W, Zr, Nb, Ta a Th), ktoré v prípade Fe, As, Sb, Ag, Pb, Zn, Mn, Mo, Bi a U disponujú značnou voľnou sorpčnou kapacitou.

Napriek tomu, že haldový materiál vykazuje stále značné množstvo mobilizovateľných kovov a istý potenciál tvoriť kyslosť, pomer NP : AP umožňuje vysloviť predpoklad, že nepredstavuje pre okolité krajinné zložky bezprostredné riziko, pretože tvorba kyslých produktov (AMD) v oblasti haldového poľa je málo pravdepodobná.

PodĎakovanie:

Autori ďakujú za finančnú podporu v rámci projektu MŠ SR VEGA, č. 1/0789/08. a grantu SOLIPHA projekt: VVCE-0033-07

LITERATÚRA

- 1 ČURLÍK, J. Pôdna reakcia a jej úprava. Jaroslav Suchoň Publ., Bratislava. 2003. 249 s.
- 2 ŠUCHA, V., ŠRODOŇ, J., ZATKALÍKOVÁ, V., FRANCÚ, J. Zmiešanovrstevný minerál typu illit-smektit, separácia, identifikácia, využitie. *Mineralia Slovaca*, 23. 1991. s. 267–274.
- 3 SOBEK, A. A., SCHULLER, W. A., FREEMAN, J. R., SMITH, R. M. Field and laboratory methods applicable to overburden and minesoils, U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Protection Technology, EPA 600/2-78-054, Cincinnati. OH. 1978. 203 s.
- 4 ANDRÁŠ, P., LICHÝ, A., RUSKOVÁ, J., MATÚŠKOVÁ, L. Heavy metal contamination of the landscape at the Ľubietová deposit (Slovakia). *Proceedings of World Academy of Science, Engineering and Technology*, 34, ISSN 2070-3740, Venice, Italy. 2008. s. 97–100.
- 5 ANDRÁŠ, P., JELEŇ, S., KRIŽÁNI, I. Cementačný účinok drenážnej vody z haldového poľa Ľubietová-Podlipa. *Mineralia Slovaca*, 39, 4. 2007. s. 303–308.
- 6 MISSANA, T., GARCIA-GUTTIEREZ, M., ALONSO, U. Sorption of strontium onto illite/smectite mixed clays. *Physics and Chemistry of the Earth*, 33, Supl. 1. 2008. s. 156–162.
- 7 CHMIELEWSKA, H., LESNY, J. Study of sorption equilibria in the systems: water, solutions of organic ions – clinoptilolite. *Journal of Radioanal. and Nuclear Chem.-Letters* **201**, 4. 1995. s. 293–301.
- 8 LISCHKE, P., FRANK, V. Hydrologie, meteorologie, pedologie I., Vysoká škola chemicko-technologická v Prahe. 1988. 214 s.
- 9 KOZÁČ, J. Nerastné suroviny ako sorbenty kationov ťažkých a toxických kovov a základná zložka čistiacich prostriedkov. *Mineralia Slovaca*, Geovestník, 28, 6. 1996. s. 5–7.
- 10 WAHBA, M. M., ZAGHLOUL, A. M. Adsorption Characteristics of Some Heavy Metals by Some Soil Minerals. *Journal of Applied Sciences Research*, 3, 6. 2007. s. 421–426.
- 11 RYBICKA, E. H., CALMANO, W., BREEGER, A. Heavy metals sorption/desorption on competing clay minerals; an experimental study. *Applied Clay Science*, 9, 5. 1995. s. 369–381.
- 12 KISHK, F. M., HASSAN, M. N. Sorption and desorption of copper by and from clay minerals. *Plat and Soil*, 39, 3. 1973. s. 497–505.
- 13 PITTER, P. Hydrochemie. STNL, Praha. 1990. 211 s.
- 14 SUN, DU Q., FORSLING, Z. X., TANG, H. X. Adsorption of copper at aqueous illite surfaces. *Journal of Colloidal Interface Science*, 187, 1. 1997. s. 232–242.
- 15 LIN, Z., PULS, R. V. Adsorption, desorption and oxidation of arsenic affected by clay minerals and aging process. *Environmental Geology*, 39, 7. 2000. s. 753–759.
- 16 GREENWOOD, N. N., EARNSHAW, A. *Chemie der Elemente*. Würzburg, ISBN 3-527-26169-9. 1990. 1707 s.
- 17 MANNING, B. A., GOLDBERG, S. Adsorption and stability of Arsenic(III) at the clay mineral-water interface. *Environmental Science & Technology*, 31, 7. 1997. s. 2005–2011.
- 18 MOHAPATRA, D., MISHRA, D., CHAUDHURY, G. R., DAS, R. P. Arsenic adsorption mechanism on clay minerals and its dependence on temperature. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 24, 3. 2007. s. 0256–1115.
- 19 GARCÍA-SANCHEZ, A., ALVAREZ-AYUSO, E., RODRIGUEZ-MARTIN, F. Sorption of As(V) by some oxyhydroxides and clay minerals. Application to its immobilization in two polluted mining soils. *Clay Minerals*, 37, 1. 2002. s. 187–194.
- 20 LOMBI, E., WENZEL, W. W., SLETTEN, R. S. Arsenic adsorption by soils and iron-oxide-coated sand: kinetics and reversibility. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 162, 4. 200. s. 451–456.
- 21 FILELLA, M., BELZILE, N., CHEN, Y. W. Antimony in the environment: a review focused on natural waters: II relevant solution chemistry. *Earth Science Reviews*, 59, 1–4. 2002. s. 265–285.
- 22 LEUS, A. K., MÖNCH, H., JOHNSON, C. A. Sorption of Sb(III) and Sb(V) to goethite: influence on Sb(III) oxidation and mobilization. *Environmental Science & Technology*, 40, 23. 2006. s. 7277–7282.
- 23 BENEŠ, S., PABIANOVÁ, J. Přirozené obsahy distribuce prvků v půdách. *VŠZ Praha*. 1987. s. 123–149.
- 24 SIPOS, P., NÉMETH, T., KIS, V. K., MOHAI, I. Sorption of copper, zinc and lead on soil mineral phases. *Chemosphere*, 73, 4. 2008. s. 461–469.

- 25 HAYASHI, Y. J. DU. S., LIU, S. Y. Sorption properties of Cd and Pb on Ariake clay. *Journal of American Society of Civil Engineers*, 29, 3. 2008. s. 255–261
- 26 REID, J. D., MCDUFFIE, B. Sorption of trace cadmium on clay minerals and river sediments: effects of pH and Cd(II) concentrations in a synthetic river water medium. *Water, Air & Soil Pollution*, 15, 3. 2005. s. 375–386

Adresa autora:

doc. RNDr. Peter Andráš, CSc.
Katedra environmentálneho manažérstva
Fakulta prírodných vied Univerzity Mateja Bela
Tajovského 52
974 01 Banská Bystrica
Slovensko
email: andras@savbb.sk

KYSLÉ BANSKÉ VÝTOKY Z HALDY PYRITIZOVANÉHO KVARCITU NA LOKALITE BANSKÁ ŠTIAVNICA – MALÝ ŠOBOV

Eva MICHALKOVÁ¹, Branislav MÁŠA², Marek SVITOK¹

¹ Technická univerzita vo Zvolene, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Katedra biológie a všeobecnej ekológie, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, e-mail: michalkova.evka@gmail.com, e-mail: svitok@vsld.tuzvo.sk

² HES-COMGEO spol. s r. o., Kostiviarská cesta 4, 974 01 Banská Bystrica, e-mail: branoma@azet.sk

ABSTRACT

Michalková, E., Máša, B., Svitok, M.: **Acid Mine Drainage from Mine Dump pyritized Quartzite**

At present, microbiological and chemical processes produce acid mine drainage (AMD) in pyrite hydroquartzite dump in Banská Štiavnica – Malý Šobov area. This work presents the result of AMD monitoring during the time of 2007–2008 in the mine dump area. The most concentrated AMD were found in the eastern part of mine dump when the average value of concentration of the target element was Fe 2,41 g.dm⁻³. Qualitative distribution of AMD components is not significantly depended on area temperature and rainfall. Seasonal variability of their concentration was mainly influenced by the temperature. More concentrated AMD were produced during May–September when the average daily temperature was more than 10 °C.

Key words: mine dump, acid mine drainage, season concentration and space variability

ÚVOD

Ťažbou, úpravou a zhutňovaním rúd sú silne poznačené všetky zložky krajiny Štiavnických vrchov, hlavne okolie Banskej Štiavnice (KRIŽÁNI et al., 2007). V 16.–19. storočí to bola ťažba drahokovových rúd, v nedávnej minulosti (koniec 20. storočia) ťažba a úprava neželezných rúd a povrchová ťažba sekundárnych kremencov (kvarcitu). Environmentálne rizikovou lokalitou s výskytom kyslých banských výtokov (ďalej AMD, t.j. acid mine drainage) je aj v súčasnosti ložisko kvarcítov, lom a hlavne halda v lokalite Banská Štiavnica – Malý Šobov (ďalej len Šobov). Kvarcité sa ťažili a spracovávali na žiaruvzdorné tehly od r. 1953 v blízkej fabrike Dinas Banská Belá š.p. V ložisku sú dva typy hornín

– svetlé kremencové polohy vhodné na spracovanie a tmavšie horniny s výrazným zastúpením pyritu, pyrofyllitu a illitu, ktoré sú nevyhovujúce pre spracovanie. Po vytriedení v lome sa spolu so skrývkou ukladajú v nevhodne lokalizovanej halde (na svahu) asi 200 m pod lomom. Ročná ťažba kvarcítov v nedávnom období (r. 1997–2000) predstavovala 2300–4500 t, z nich 400–700 t tvorila hlušina (pyritizované kvarcité) (KOČICKÁ, 2007). Výrazný útlm a napokon zastavenie ťažby a výroby dinasových tehál sa datuje asi od r. 2005. V haldovanom pyritizovanom kvarcité sú vytvorené vhodné podmienky (voda, vzduch) pre zvýšenie aktivity litotrofnej mikroflóry a mikrobiologicko-chemické procesy generujúce AMD. S prítomnosťou AMD súvisia procesy mobilizácie ďalších rizikových prvkov z hornín, pôd a acidifikácia

okolía. Rozsah poškodenia okolía haldy a lomu z AMD bol tak intenzívny, že táto oblasť bola v r. 1994 vyhlásená Okresným úradom ŽP v Žiari nad Hronom za ekologickú haváriu. Na lokalite bolo vykonaných niekoľko podrobných prieskumov a projektov zameraných na zhodnotenie rozsahu poškodenia environmentu a návrhov sanácie haldy, spracovaných hlavne na PriF UK Bratislava (BLAHA & VITÁSEK, 1993, ŠUCHA et al., 1997, ŠOTNÍK 2000, ŠUCHA & ŠOTNÍK, 2001). Tieto a ďalšie poznatky z výskumu tejto lokality boli podkladom pre vedeckú štúdiu o stanovení ekologickej únosnosti na základe citlivosti krajiny na acidifikáciu (KOČICKÁ, 2007).

V r. 1997 bol zrealizovaný projekt výstavby zberných žľabov vôd z lomu, spod haldy a retenčná nádrž na zachytávanie AMD. Z retenčnej nádrže sa AMD odvádzajú bankskými dielami do Voznickej dedičnej štôlne. Predpokladalo sa, že do tejto štôlne pritečie z lomu a haldy cca $10 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ AMD, čo predstavuje asi 0,3% z celkového množstva bankských vôd pretekajúcich touto štôľňou (KOČICKÁ, 2007). Ako pilotný projekt bol vybudovaný a otestovaný okolo roku 2000 aj anaeróbny močiar (wetland) pre zneškodnenie AMD, v ktorom rozhodujúcu úlohu zohrávala síran redukujúca mikroflóra (ŠOTNÍK, 2000). V súčasnosti však už neplní svoju funkciu. V posledných rokoch bol výskum v tejto lokalite zameraný na izoláciu a charakterizáciu mikroflóry AMD z haldy (ŠLAUKOVÁ & BELLA 2006, ŠLAUKOVÁ et al., 2009), skúmanie biodostupnosti niektorých elementov 5-stupňovou sekvenčnou analýzou (KRIZÁNI et al., 2009), potenciálnu fytozemediáciu drevinami (MARUŠKOVÁ, 2008) a možnosti využitia AMD (MICHALKOVÁ et al., 2007, 2008, 2009). Problematike procesov v halde a vplyvu na okolie, hlavne možnostiam využitia Fe z AMD, bolo venovaných niekoľko diplomových prác a nadväzujúcich študentských prezentácií (MÁŠA, 2007, ČERNANSKÁ, 2008, PRAŽENICOVÁ, 2007, GÁNOVSKÁ, 2008, ORAVEC, 2009).

Našartované procesy biooxidácie pyritu ako aj ďalších minerálov a tvorba AMD v halde pokračujú aj v súčasnosti a pravdepodobne budú pokračovať inou intenzitou aj v budúcnosti. Zná-

me je zloženie AMD z priesakov haldy z obdobia r. 1983, 1993 a 1995, kedy prebiehala intenzívna ťažba (KOČICKÁ, 2007). Miesto ani obdobie odberu sa bližšie nešpecifikuje. Tak isto nie je špecifikované miesto odberu AMD v r. 2004 v práci ŠLESÁROVÁ (2006).

Táto práca prináša novšie informácie a poznatky z 2-ročného sledovania zloženia AMD z definovaných miest v halde, v priestore pod haldou a ich sezónnej variabilite.

METODIKA

Popis lokality a odberových miest

Pomery geologické, geomorfologické, hydricke a hydrogeologické, pôdne, klimatické, vegetačné v oblasti lomu a haldy sú podrobne zhodnotené v už citovaných vedeckých štúdiách a ďalších prácach (AUXT, 2006; ALLOAUCHE et al., 2009)

Odberové miesta, vyznačené na snímke (obr. 1) boli zvolené tak, aby poskytlí objektívne informácie o výskyte a zložení AMD. Vzorky AMD z odberových miest „A“ – „C“ sa odoberali minimálne jedenkrát týždenne (v r. 2007 počet odberov: 66, v r. 2008: 48 odberov). Na ostatných miestach prebiehal odber nepravidelne.

Fyzikálno-chemické metódy

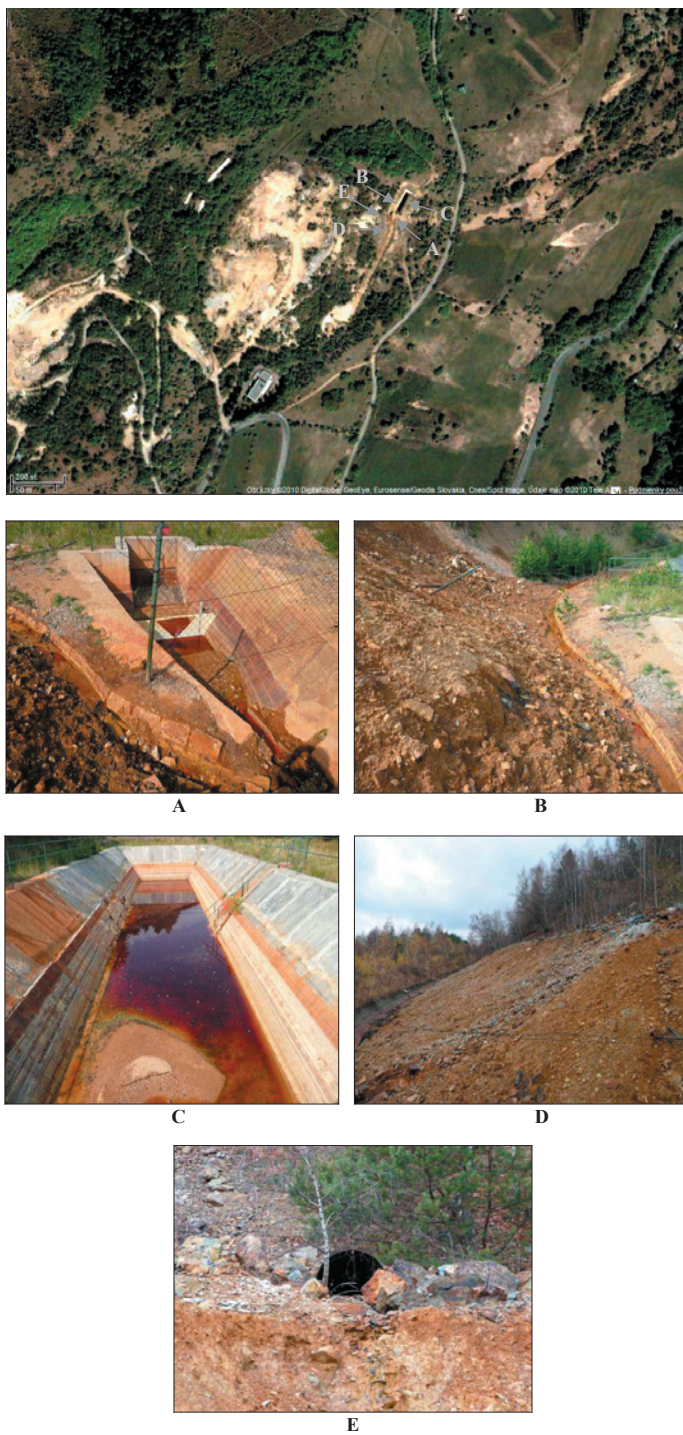
Meranie hodnoty pH a konduktivity: kombinovaná sklenená elektróda SenTix 41-3 (WTW), vodivostná sonda TetraCon®325 (WTW) na multimetri Multi 3401i (WTW).

Stanovenie koncentrácie celkového Fe spektrofotometricky s α, α -dipyridylom (MATÁT, 1973, HORÁKOVÁ et al., 1986)

Stanovenie síranov titračne s $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ (HORÁKOVÁ et al., 2000)

Stanovenie prvkov Al, Mn v národnom lesníckom centre Zvolen metódou AES-ICP na zariadení AES-ICP Leco 3000 v NLC Zvolen

Kompletná elementárna analýza (22 prvkov) bola urobená v Acme Analytical Laboratories (Van-couver) Ltd. metódou ICPES/ICP-MS.



Obr. 1 Pohľad na lokalitu a detaily odberových miest
Fig. 1 Image map area and sample points

Note:

„A“ priestor pred vstupom do retenčnej nádrže zachytáva AMD z miest B a D (zberné žľaby) pred Thompsonovým prepadom, ktorý bol vybudovaný v rámci výskumu v r. 2006.

„B“ zberný žľab pod svahom východnej časti haldy, do ktorého pritekajú AMD z viacerých výverov

„C“ retenčná nádrž kumulujúca AMD

„D“ zberný žľab odvádzajúci vody z lomu a západnej časti haldy

„E“ výtok na platô haldy z miesta, kde sa nachádza potrubie (funkcia neznáma)

VÝSLEDKY A DISKUSIA

AMD z lokality Šobov, v porovnaní s inými banskou aktivitou zaťaženými územiami na Slovensku, ako sú haldy a odkaliská v oblastiach Slovinky, Pezinok, Rudňany, Staré Hory, Ľubietová-Podlipa, Banská Štiavnica-Sedem Žien, Banská Štiavnica-Lintich (ŠLESÁROVÁ 2006, ANDRÁŠ et al. 2009, KRÍŽANI et al. 2009), sa vyznačujú nízkou hodnotou pH ($\text{pH} < 3$) čo súvisí s nízkym obsahom karbonátov týchto ložísk. V ostatných lokalitách v dôsledku neutralizácie okolitou karbonátovou horninou sa primárne vzniknuté AMD prejavia miernou aciditou až neutralitou ($\text{pH} 4,5\text{--}7,3$) a zvýšeným obsahom síranov ($400\text{--}1300 \text{ mg.dm}^{-3}$) a Fe ($4\text{--}400 \text{ mg.dm}^{-3}$). Kyslejšie sú AMD

zo Smolníka z opustenej a zaplavenej bane ($\text{pH} 3\text{--}4$) a obsahujú Fe ($400\text{--}500 \text{ mg.dm}^{-3}$), Al ($70\text{--}110 \text{ mg.dm}^{-3}$), Cu ($1\text{--}3 \text{ mg.dm}^{-3}$), Zn ($8\text{--}13 \text{ mg.dm}^{-3}$) (BÁLINTOVÁ et al., 2009).

AMD zo skúmanej lokality, okrem nízkej hodnoty pH ($\text{pH} 2,44 \pm 0,11$ z odberového miesta „A“), sú charakteristické vysokým obsahom síranov, Fe^{+3} , Al a Mn a súvisia so skladbou haldovaného materiálu (ANDRÁŠ et al., 2009). Ostatné prvky, okrem Ca a Mg, sú zastúpené minoritne vid' tabuľka 2. Preto aj tieto charakteristické parametre, hlavne sírany a Fe ako primárne produkty oxidácie pyritu, tvorili základ pre hodnotenie variability AMD (miesto a ročná sezóna).

Z analýzy hlavných parametrov (pH, konduktivity, koncentrácia síranov, Fe, Al, Mn) (vid' tab. 1)

Tab. 1 Zloženie AMD – minimálne a maximálne hodnoty hlavných parametrov (pH, konduktivity (κ), koncentrácie síranov, celkového Fe, Mn) v odberom mieste „A“ v r. 2007–2008 a porovnanie s hodnotami zo staršieho obdobia

Tab. 1 Composition of AMD – min. and max. value dominant parameters (pH, conductivity (κ), concentration sulphate, Fe, Mn) from sampling point „A“ in year 2007–2008 a later

parameter	hodnoty 1987, 1993, 1995 (&)	hodnoty r. 2004 (►)	hodnoty r. 2007 min–max	hodnoty r. 2008 min–max
pH	1,8–2,3	2,2	2,3–2,9 * 2,44–2,61** 2,41–2,57***	2,2–2,5* 2,26–2,51** –
κ [mS.cm ⁻¹]	nd	nd	4,04–11,75* 5,76–8,23** 6,28–9,28***	4,77–11,09 * 5,03–10,2 **
$C_{\text{Sírán}}$ [mg.dm ⁻³]	11 472–16 540	nd	3700–20 250 * 6 680–10 780 ** 7 630–12 030 ***	4,6–19,4* 4,97–16,4 ** –
C_{Fe} [mg.dm ⁻³]	2 913–3 625	2 226	371–4 010* 1 230–2 142** 1 460–2 631 ***	620–3 660 * 680–2 940 ** –
C_{Al} [mg.dm ⁻³]	922–1145	nd	221–1580 ** 550–1580 ***	332–1405 **
C_{Mn} [mg.dm ⁻³]	71–80	nd	8,6–96,3 ** 31,5–96,3 ***	25–86 **
ročný úhrn zrážok [mm]	nd	nd	682,8	764,9
Priemerná teplota [°C]	nd	nd	9,12	9

- & – údaje prevzaté z práce KOČICKÁ, 2007, s. 73, tabuľky 9 – predstavujú hodnoty z r. 1987, 1993, 1995
 ► údaje publikované v práci ŠLESÁROVÁ 2006
 * hodnoty z celoročných bodových odberov (celkový počet odberov v r. 2007: n = 66 a v r. 2008: n = 48)
 ** priemery z mesačných hodnôt v období január – december
 *** priemery z mesačných hodnôt mimo január – marec v r. 2007, kedy sa topil ľad a sneh
 nd – nestanovené/neuvedené

Tab. 2 Detailnejší rozbor AMD v r. 2008 a zo staršieho obdobia

Tab. 2 Complete composition AMD of 2008 and later

parameter	AMD 2008 (∞)	AMD staršie údaje (&)	NV SR č. 296/2005 Z. z.	AMD po úprave s vápencom (\emptyset)
pH	2,2	1,8–2,3	6 – 8,5	6,7
κ [mS.cm ⁻¹]	9,95	nd	1	3,5
C _{Síran} [mg. dm ⁻³]	14 500	11 472 – 16 540	250	3 300
C _{Me} [mg. dm ⁻³]				
Fe	2735	2 913–3 625	2	< 0,1
Al	938	922–1145	0,200	0,15
Mn	61,6	71–80	0,300	9,66
S	5 551	nd	–	1 123
Ca	277	233–243	200	561
Mg	485	127–310	100	359
Si	6,84	nd	nd	1,17
As	0,34	0,67	0,030	< 0,005
Zn	6,33	8,45	0,100	0,016
Cu	4,33	7,8–8,6	0,020	0,035
Na	6,35	4,23	0,100	9,66
K	< 0,5	0,11	nd	3,07
Co	2,21	2,46	0,050	0,035
Cr	0,5	0,31	0,100	< 0,005
Ni	0,92	0,8	0,020	0,009

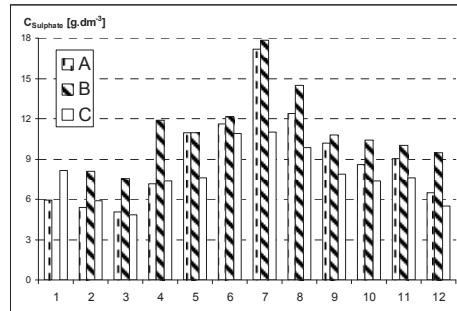
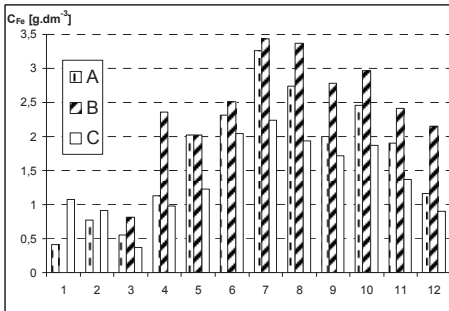
- & – údaje prevzaté z práce KOČICKÁ, 2007, s. 73, tabuľky 9 – predstavujú hodnoty z r. 1987, 1993, 1995
 (∞) – priemerná zlievaná vzorka v auguste 2008 z odberového miesta „A“
 (\emptyset) – ORAVEC, 2009

a podrobného analytického rozboru aj minoritných solubilizovaných prvkov (viď tab. 2), sa ukazuje, že koncentrácie, súčasných AMD a AMD pred vyše 10 rokmi sú podobné. Širšie rozpätie sledovaných parametrov v tabuľke 1 je v dôsledku topenia sa ľadu a snehu v mesiacoch január – marec r. 2007 (v mrazivých obdobiach sa z AMD vytekajúcej hlavne z miesta „E“ tvorili v západnej časti haldy efektne hrdzavo sfarbené „ľadopády“). Podobné zloženie bolo zistené aj v 2004 (ŠLESÁROVÁ, 2006). Hodnotenie intenzity tvorby AMD, diferencií v ich zložení medzi týmito obdobiami a trendmi vo vývoji ich tvorby by bolo založené na nerelevantných miestach a dobe odberu a neposkytlo by objektiv-

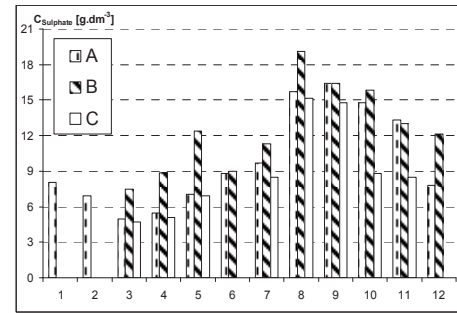
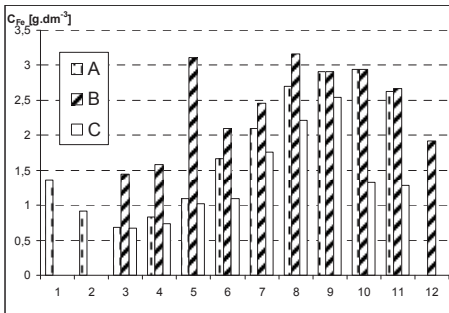
ny obraz. Možno iba konštatovať, že halda a AMD aj v súčasnosti stále predstavujú environmentálnu hrozbu pre okolie. Environmentálnou záťažou by pravdepodobne zostali tieto banské vody aj po úprave s vápencom (viď tab. 2), hlavne pre vysoký obsah síranov. Ich remediácia by si vyžadovala ďalší stupeň, napr. anaeróbne dočistenie síran-redukujúcou mikroflórou, podobne ako v prípade vód v Smolníku (MACINGOVÁ & LUPTÁKOVÁ, 2009).

Zloženie AMD, ako ukázali výsledky celoročných sledovaní hlavných parametrov (konduktivity, koncentrácie Fe a síranov), determinuje miesto odberu a obdobie odberu (obr. 2 a tab. 3). Počas celej sezóny sa najkoncentrovanejšie AMD tvoria

2007



2008



Obr. 2 Variabilita koncentrácie Fe a síranov z odberových miest „A“ – „C“ v r. 2007–2008

Fig. 2 Variability concentration Fe and Sulphate sampling points „A“ – „C“ in year 2007–2008

Tab. 3 Charakteristiky AMD v hlavných odberových miestach počas r. 2007–2008 (priemer: z mesačných priemerov; min – max: minimálna a maximálna hodnota z mesačných priemerov)

Tab. 3 Characteristics of AMD at main sampling points period of year 2007–2008

odber. miesto	„A“	„B“	„C“
pH			
min – max	2,26–2,67	2,27–2,47	2,3–2,62
priemer	2,44	2,36	2,45
κ [mS.cm ⁻¹]			
min – max	5,03–8,37	7,8–10,22	5,02–9,59
priemer	7,37	8,75	6,96
C _{Síranov} [mg. dm ⁻³]			
min – max	5 090–17 160	7 500–19 100	4 700–15 100
priemer	9 540	11 860	8,33
C _{Fe} [mg. dm ⁻³]			
min – max	415–3 260	820–3 440	360–2 540
priemer	1 730	2 410	1,39
C _{Al} [mg. dm ⁻³]			
min – max	270–1330	400–1 670	178–1 230
priemer	830	1 190	670
C _{Mn} [mg. dm ⁻³]			
min – max	9,7–96,5	22–101	17–74
priemer	49,7	71,5	39

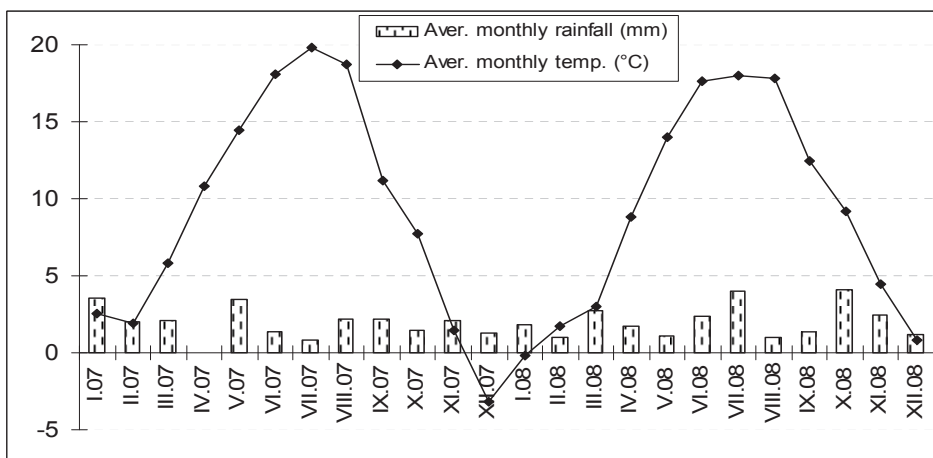
v západnej časti haldy, odberové miesto „B“, potom nasleduje miesto „A“ a napokon miesto „C“. Do tohto odberového miesta pravdepodobne stekajú aj AMD z depresie kvartérneho delúvia v halde, tak ako je načrtnuté v schéme profilu haldy v práci LINTNEROVÁ & ŠOTTNÍK, 2006.

Z odberového miesta „E“ vytekajú AMD celoročne s menlivým prietokom a pravdepodobne odvádzajú AMD vytvorené vo vyšších polohách haldy. V suchších obdobiach predstavuje hlavný prítok do retenčnej nádrže „C“, cez zberný žľab „B“. V porovnaní s ostatnými odberovými miestami v tomto mieste sa vyskytujú najkoncentrovanejšie AMD, rozpätie $C_{Fe} = 1,9-3,99 \text{ g.dm}^{-3}$.

Odberové miesto „D“ v období bez zrážok alebo so slabými zrážkami bolo prakticky suché. V obdobiach intenzívnych príp. dlhodobých zrážok zbiera vodu zo širšieho územia mimo haldy a zo západnej časti haldy. Namerané parametre ($\text{pH} = 2,4-2,65$; $\kappa = 4,0-8,3 \text{ mS.cm}^{-1}$; $C_{\text{Síránov}} = 3,2-3,8 \text{ g.dm}^{-3}$; $C_{Fe} = 0,23-0,59 \text{ g.dm}^{-3}$; počet odberov $n = 15$) však signalizujú, že táto časť haldy len nevýznamne prispieva k tvorbe AMD. Výrazne však zrieduje AMD zo západnej časti haldy (odberové miesto „B“, resp. „E“), hlavne v obdobiach privalových dažďov.

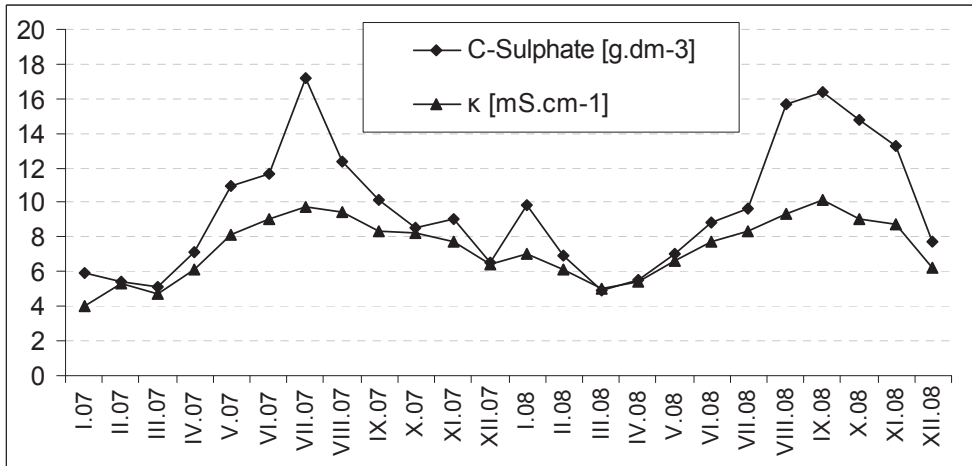
Do kedysi funkčného anaeróbného močiara v období intenzívnejších zrážok stekajú vody z okolia a vtedy sa stáva na určitú dobu bio-

topom mikroflóry. Pri sporadickom sledovaní v r. 2006–2008 sa v tomto močiari namerali hodnoty $\text{pH} = 2,9-3,1$; $\kappa = 2,9-4,2 \text{ mS.cm}^{-1}$; $C_{Fe} = 0,1-0,2 \text{ g.dm}^{-3}$; $C_{\text{Síránov}} = 3-4 \text{ g.dm}^{-3}$ (počet odberov 8). Zmeny koncentrácie hlavných parametrov AMD (konduktivita, koncentrácia síranov, Fe, Al, Mn) úzko súvisia so zrážkami a teplotou v lokalite, ako je ukázané na obr. 4 zo sledovania AMD v odberovom mieste „A“. Výsledky tiež naznačujú vysoký stupeň korelácie medzi primárnymi produktmi biooxidácie, Fe a sekundárnymi produktmi procesov, Al a Mn (obr. 6). Z tohto trendu možno usudzovať, že teplota nevýznamne ovplyvňuje procesy solubilizácie týchto kovov (podobný trend možno očakávať aj pri ďalších prvkoch). Najkoncentrovanejšie AMD spadajú do obdobia máj – september/október, kedy sú aj najvyššie teploty v roku ($14-19,8 \text{ }^\circ\text{C}$) a teda aj zvýšené odparovanie vody z AMD. Na druhej strane však teplota, vodné prostredie a prítomnosť vzduchu, resp. vzdušného O_2 sú jedným z hlavných faktorov, ktoré ovplyvňujú procesy biooxidácie rúd (TRIBUTSCH & ROJAS-CHAPANA, 2007). Posudzovať však intenzitu biooxidácie a biolúhovania v takomto prírodnom systéme na základe iba koncentrácie komponentov by bola veľmi zjednodušená predstava. Objektívnejší obraz o intenzite procesov a poveternostných vplyvoch by mohla poskytnúť materiálová bilancia bioextrahovaného elementu, v tomto prípade napr. Fe, ako



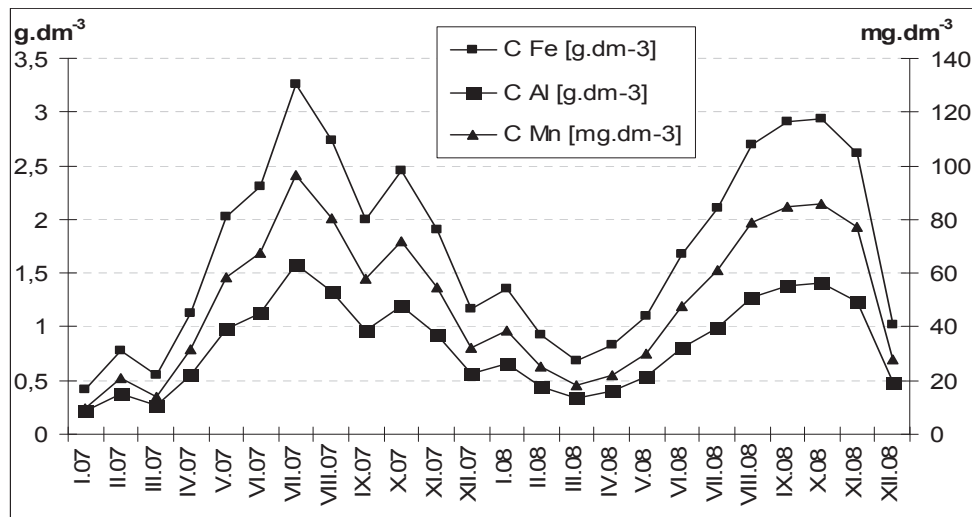
Obr. 4 Priemerné mesačné zrážky a teploty r. 2007–2008

Fig. 4 Average monthly rainfall and temperature in years 2007–2008



Obr. 5 Variabilita koncentrácie síranov a konduktivity AMD v jednotlivých mesiacoch r. 2007–2008

Fig. 5 Variability concentration sulphate and conductivity AMD monthly in years. 2007–2008



Obr. 6 Variabilita koncentrácie Fe, Al, Mn v jednotlivých mesiacoch r. 2007–2008

Fig. 6 Variability concentration Fe, Al, Mn monthly in years 2007–2008

bolo publikované v práci PRAŽENICOVÁ, 2008.

Napriek tomuto extrémnemu prostrediu bola voda vo všetkých odberových miestach oživená, hlavne v období apríl – október, mikroskopickými riasami druhu *Euglena mutabilis* a *Chlamydomonas acidofila*. Riasa *Euglena mutabilis* tvorila až súvislé povlaky na kameňoch, stenách drenáže a retenčnej nádrže a rôznych ponorených objektoch (napr. listov). Ešte bohatšie bolo oživenie v anaeróbnom močiarí. Vo vzorkách boli determi-

nované hlavne *Euglena mutabilis*, *Euglena agilis*, *r. Begiatoa*, *r. Chromatium* č. *Chlorobiacea* (PERHÁČOVÁ et al., 2006, 2007).

ZÁVER

V halde pyritizovaného kvarcitu Banská Štiavnica – Malý Šobov sú v súčasnosti generované AMD svojím zložením podobným zloženiu AMD spred vyše 10 rokov.

Najkoncentrovanejšie AMD počas celého sledovaného obdobia vytekajú z východnej časti haldy s priemernou koncentráciou dominantného prvku Fe 2,41 g. dm⁻³.

Hlavnými solubilizovanými kovmi vo forme síranov, okrem Fe, sú aj Al (asi 40% z koncentrácie Fe) a Mn, ktorý je v AMD prítomný v koncentrácii radovo desiatky mg. dm⁻³ (asi 3% z koncentrácie Fe). Toto zloženie umožňuje sekvenčnou precipitáciou izolovať jednotlivé prvky v tuhej forme.

Kvalitatívne zastúpenie komponentov AMD je nevýznamne závislé od teploty a zrážok v lokalite. Významná je však sezónna variabilita ich koncentrácie, ovplyvnená hlavne teplotou. Koncentrovanejšie AMD sa tvoria v období máj – september, kedy priemerne denné teploty boli dlhodobo nad 10 °C.

Pod'akovanie

Táto práca bola podporovaná Agentúrou na podporu výskumu a vývoja na základe Zmluvy č. APVV-20-019905 a agentúrou VEGA projekt č. VEGA 01/0529/09.

Autori ďakujú Slovenskému hydrometeorologickému ústavu za poskytnutie údajov o zrážkových a teplotných pomeroch zo stanice Banská Štiavnica.

LITERATÚRA

- ANDRÁŠ, P., LICHÝ, A., KRÍŽANI, I., RUSKOVÁ, J., 2009: Heavy metals and toxic elements distribution in plants and tissues of small mammals on mining dumps of Banská Štiavnica ore district, p. 62. In *Earth in trap? Analysis of environmental components, 26–28 April 2006. Polianka, Krpáčovo.*. Zvolen : Technická univerzita, 2006. ISBN 80-228-1552-7-6
- ALLOUACHE, A., MICHALKOVÁ, E., VEVERKA, M., VEVERKOVÁ, D., 2009: Soil moisture variability and acid mine drainage in the spoil dump of pyritized hydroquartzite in the region of Banská Štiavnica, Slovakia, *Carpatian Journal Earth and Environmental Science*, vol. 4., n. 2, p. 56-64.
- AUXT, A., 2006: *Lom Šobov, hodnotenie hydrogeologických pomerov.* HES-COMGEO Banská Bystrica, 33 s. (nepublikované).
- BÁLINTOVÁ, M., JUNÁKOVÁ, N., KOMÁROVÁ, A., 2009: The technological scheme for copper, iron, aluminium and zinc removal from acid mine drainage, p. 147–152, In: 13th Conference on Environment and Mineral Processing, Part II : Ostrava, Vysoká škola báňská – Technická univerzita, ISBN 978-80-248-1995-2
- BLÁHA, A., VITÁSEK, A., 1993: Sanácia haldy Šobov. I., II., III. podetapa. Záverečné správy, Archív Dinas š. p. Banská Belá (nepubl).
- HORÁKOVÁ, M., LISCHKE, P., GRUNWALD, A., 1986: Chemické a fyzikální metody analýzy vod, SNTL, Praha, s. 183.
- HORÁKOVÁ, M., LISCHKE, P., GRUNWALD, A., (2000, s. 283: Analytika vody, VSCHT Praha.
- ČERNÁNSKÁ, S., 2008: Štúdium litotrofných mikroorganizmov na tvorbu bankských vôd v okolí Banskej Štiavnice. In: Marušková, A., Vanek, M. (eds): *Ekológia a environmentalistika - Zborník abstraktov príspevkov z 5. Študentskej vedeckej konferencie.* Zvolen : TU vo Zvolene, s. 3–4.
- GÁNOVSKÁ, Z., 2008: Vlastnosti a využitie kyslých bankských odtokových vôd. In: MARUŠKOVÁ, A., VANEK, M. (eds): *Ekológia a environmentalistika – Zborník abstraktov príspevkov z 5. Študentskej vedeckej konferencie.* Zvolen : TU vo Zvolene, s. 4.
- KOČICKÁ, E., 2007: Stanovenie ekologickej únosnosti na základe citlivosti krajiny na acidifikáciu (modelové územie povodie Belianskeho potoka – Štiavnické vrchy), Technická univerzita vo Zvolene, 134 p., ISBN 978-80-228-1834-6
- KRÍŽANI I., ANDRÁŠ P., LADOMERSKÝ, J., 2007: Banické zátáže Štiavnických vrchov, Technická univerzita vo Zvolene, 99 p., ISBN 978-80-228-1825-4
- KRÍŽANI, I., ANDRÁŠ, P., ŠLESÁROVÁ, A., (2009): Percolation modeling of the dump and settling pit sediment at the Banská Štiavnica ore-field (Western Carpatians, Slovakia), *Carpatian Journal Earth and Environmental Science*, vol. 4., n. 1, p. 109–126.
- MACINGOVÁ, E., LUPTÁKOVÁ, M., 2009: Remediation of acid mine drainage by selective sequential precipitation, In: 13th Conference on Environment and Mineral Processing, Part I: Ostrava, Vysoká škola báňská – Technická univerzita, ISBN 978-80-248-1994-5
- MALAGA, M., 2008: Inventarizačný súpis rastlinných druhov pre hodnotenie sukcesných procesov v antropogénne výrazne pozmenenej krajine (modelové územie Šobov – Banská Štiavnica). Bakalárska práca, vedúci práce – Kočická E., Katedra UNESCO pre ekologické vedomie TUR, FEE TU Zvolen, 61 s.
- MALÁT, M., 1973: *Absorbčná anorganická fotometria*, 1. vydanie, Academica, Praha, s. 689.
- MARUŠKOVÁ A., (2008), Revitalizácia a remediácia bankských skládok drevinami, *Studia OECOLOGICA*, r. II, č. 2 s. 23–27.
- MÁŠA, B., 2007: Vplyv kyslých drenážnych vôd z lokality B. Štiavnica – Šobov na okolie. In: Marušková, A., Vanek, M. (eds): *Ekológia a environmentalistika – Zborník príspevkov zo 4. Študentskej vedeckej konferencie.* Zvolen : TU vo Zvolene, s. 110–118, ISBN 978-80-228-1841-4
- MICHALKOVÁ, E., VANEK, M., VEVERKA, M., 2007: Kyslé bankské vody a kaly – potenciálna surovina pre anorganické pigmenty, s. 221–226, In: TOP 2007,

- Zborník prednášok 13. Ročník medzinárodnej konferencie Slovenská technická univerzita, Bratislava.
- MICHALKOVÁ, E., VEVERKA, M., ČAPLOVIČ, L., 2008: Príprava pigmentov na báze feritov z kyslých bankských výtokov, 357–362, In: TOP 2008, Zborník prednášok 14. ročník medzinárodnej konferencie Slovenská technická univerzita, Bratislava, ISBN 978-80-227-2896-6
- MICHALKOVÁ, E., HUDEC, P., DAUČÍK, P., 2009 : Tvorba a vlastnosti sedimentov z kyslých bankských výtokov, s. 3296–3302, In: Odpadové fórum 2009 : sborník přednášek ze 4. ročníku česko-slovenského symposia, 22.–24. 4. 2009, Milovy-Sněžné n. M., Praha PetroChemEng., ISBN 978-80-02-02108-7
- ORAVEC, J., 2009: Možnosti úpravy a využitia kyslých bankských vôd. In: Marušková, A., Vanek, M. (eds): Ekológia a environmentalistika - Zborník abstraktov príspevkov účastníkov 6. Študentskej vedeckej konferencie. Zvolen : TU vo Zvolene, s. 9, ISBN 978-80-228-2000-4
- PERHÁČOVÁ, Z., MICHALKOVÁ, E., ŠIPOŠ, P., WELWARD, L., 2007: Mikroflóra kyslých bankských vôd. In: Bulletin Československé společnosti mikrobiologické, Abstrakty 24. kongres Československé společnosti mikrobiologické Brno-Praha, roč. 48, p. 294.
- PERHÁČOVÁ, Z., MICHALKOVÁ, E., WELWARD, L., POLAKOVIČOVÁ, E., 2006, Mikroorganizmy v oblasti Banská Štiavnica – Šobov, s. 20–25, Mikrobiológia vody a prostredia 2006, Zborník prednášok a posterov, UK Bratislava, ISBN 80-223-2261-X
- ŠLAUKOVÁ, E., BELLA, J., 2006: Izolácia baktérii r. *Acidithiobacillus* z kyslých bankských vôd zo skládky odvalov v Banskej Štiavnici –Šobov a ich charakterizácia s. 247–250. In: Zborník prednášok z medzinárodnej konferencie ODPADY 2006, Špišská Nová Ves, ISBN 80-968214-6-6
- ŠLAUKOVÁ, E., MICHALKOVÁ, E., WELWARD, L., (2009): Findings from bioleaching of sulfide ores using mesophilous microbial culture, p. 49–55, In: 13th Conference on Environment and Mineral Processing, Part II : Ostrava, Vysoká škola báňská – Technická univerzita, ISBN 978-80-248-1995-2.
- ŠLESÁROVÁ, A., 2006: Problematika kvality bankských vôd na vybraných slovenských lokalitách. In: Acta Montanistica Slovaca, roč. 11, mimoriadne číslo 2, s. 371–374.
- ŠOTTNÍK, P., ŠUCHA, V., 2001: Možnosti úpravy kyslého bankského výtoku ložiska Banská Štiavnica- Šobov, Mineralia Slovaca, 33, s. 53–60.
- ŠOTTNÍK, P., 2000: *Pasívne čistenie kyslých bankských vôd*. Doktorandská dizertačná práca. PRIF UK Bratislava, 115 p.
- ŠUCHA, V., KRAUS, I., ZLOCHA, M., STREČKO, V., GAŠPAROVÁ, M., LITNEROVÁ, O., UHLÍK, P., 1997: Prejavy a príčiny acidifikácie v oblasti Šobov (Štiavnické vrchy, Mineralia Slovaca, 407–416.
- TRIBUTSCH, H., ROJAS-CHAPAN, J., 2007: Bacterial strategy for Obtaining Energy by degrading Sulfide Minerals, p. 263–280 In: Rawlings D.E, Johnson D.B (Eds): Biomining., Springer- Verlag Berlin Heidelberg, New York, 2077, ISBN-10 3 540-34909-X

Adresy autorov:

Eva Michalková

Technická univerzita vo Zvolene,
Fakulta ekológie a environmentalistiky,
Katedra biológie a všeobecnej ekológie,
T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen,
e-mail: michalkova.evka@gmail.com

Branislav Máša

HES-COMGEO spol. s r. o., Kostiviarská cesta 4,
974 01 Banská Bystrica, e-mail: branoma@azet.sk

Marek Svitok

Technická univerzita vo Zvolene,
Fakulta ekológie a environmentalistiky,
Katedra biológie a všeobecnej ekológie,
T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen,
e-mail: svitok@vsld.tuzvo.sk

MOŽNOSTI A OBMEDZENIA UDRŽATEĽNÉHO ROZVOJA NA ÚZEMÍ CHKO HORNÁ ORAVA Z POHĽADU MIESTNEHO OBYVATEĽSTVA

Viera CHRENŠČOVÁ

Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Katedra Krajinej ekológie, Mlynská dolina B-2, 842 15 Bratislava, e-mail: chrencova@fns.uniba.sk

ABSTRACT

Chrenščová, V.: **Possibilities and Constraints of sustainable Development of the Protected Landscape Area Horna Orava in Public Opinion**

The support of rural areas development is at the present time one of priorities of regional politic. The practical realization of this support can be carried out through the Program of economic and social development. Especially, local inhabitants have an important position regarding the development of this document, because it represents their visions and conceptions for the future of the village. The opinions research regarding restrictions and possibilities which result from sustainable development was conducted in the Protected Landscape Area (PLA) Horna Orava.

Key words: environment, environmental perception, sustainable development, rural development, landscape and nature conservation

ÚVOD

Rozvoj vidieka patrí v súčasnosti medzi priority regionálnej politiky vlády. Obce vypracovávajú programy hospodárskeho a sociálneho rozvoja, ktoré sú komplexným dokumentom, ktorý pokrýva aspekty ekonomického, sociálneho, kultúrneho, environmentálneho a aj inštitucionálneho rozvoja. Poskytujú celkový pohľad na rozvoj obce, pričom sa podrobnejšie zaoberajú otázkami ekonomického a sociálneho rozvoja. Pri ich vypracovaní zohráva významnú úlohu i miestne obyvateľstvo, nakoľko program rozvoja je nositeľom rozvojovej politiky obce, predstáv jej vedenia a obyvateľov o budúcnosti obce a o jej ďalšom smerovaní. O rozvoji územia musí rozhodovať predovšetkým jeho obyvateľstvo. Spolupráca a spoločné plánovanie je súčasným trendom a rozvoj každého územia by mal byť predovšetkým založený na komunikácii medzi zainteresovanými – medzi miestnou samosprávou,

regionálnou samosprávou, štátnou správou, podnikateľskými subjektmi, neziskovými organizáciami, ale aj miestnym obyvateľstvom.

Aké majú obyvatelia názory na možnosti a obmedzenia udržateľného rozvoja sme zisťovali prieskumom verejnej mienky na území CHKO Horná Orava. Z hľadiska predmetu skúmania, metodológie a vyvedených záverov išlo o výskum psychologický (vnímanie, postoje) i sociologický (názory, mienka).

MATERIÁL A METÓDY

Pre účely výskumu percepcie a štúdium rozvoja územia z pohľadu miestneho obyvateľstva bola vybraná metóda dotazníka, ktorá je vhodná na hromadné a pomerne rýchle zisťovanie informácií o názoroch a postojoch opytovaných osôb. Dotazník bol zostavený na základe prípadových

štúdií zameraných na percepciu, udržateľný rozvoj a regionálny rozvoj napr. Rosová et al. (1996), Spišiak, Marták (1998), Huba, Ira (2000). Dotazníkový prieskum sa uskutočnil medzi respondentmi žijúcimi v 17 vidieckych obciach a 2 mestách, ktorých katastrálne územie sa nachádza na území CHKO Horná Orava s rôznym stupňom ochrany (obr. 1).

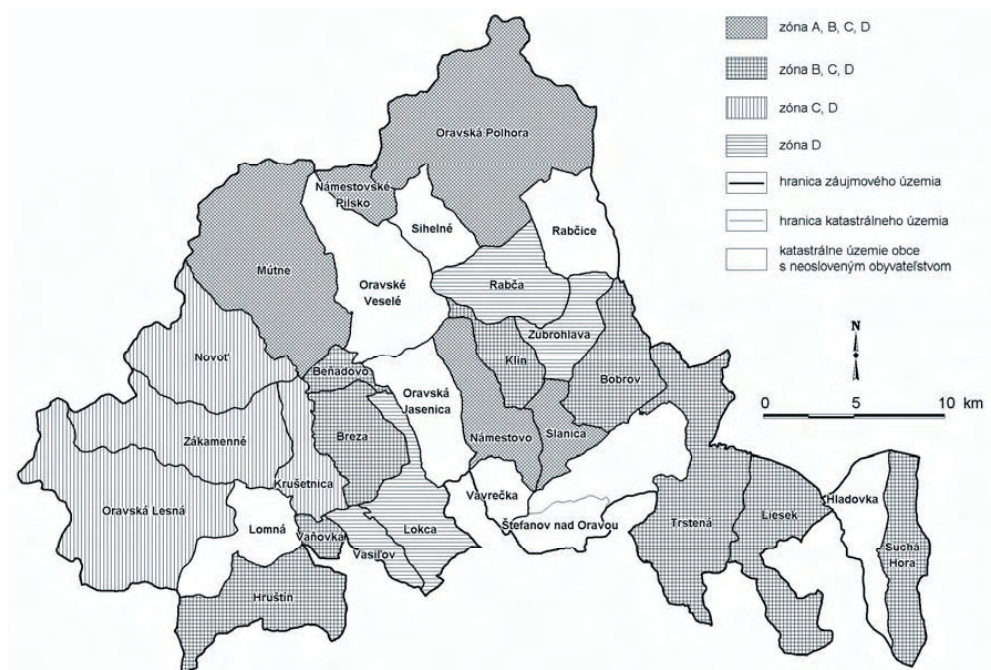
Chránené územie Horná Orava sa nachádza v severozápadnej časti Slovenska v pohraničnej oblasti s Poľskou republikou. Západná, severná a východná hranica územia je totožná so slovensko-poľskou štátnou hranicou. Územie predstavuje pestrú mozaiku biotopov od vodnej plochy Oravskej vodnej nádrže a tečúcich vôd povodí Bielej Oravy, cez rašeliniská (vrchoviská a slatiny), rozľahlé lúky a pasienky, komplexy smrekových lesov až po vysokohorské biotopy subalpínskeho a alpskeho stupňa na Babej hore [9]. Chránená krajinná oblasť Horná Orava bola zriadená vyhláškou MK SSR č. 110/1979 Zb. zo dňa 12. júla 1979 a novelizovaná vyhláškou MŽP č. 420/2003 Z. z. zo dňa 29. septembra 2003, ktorou sa vymedzuje územie Chránenej krajinné oblasti Horná Orava a jej zóny. Chránená krajinná oblasť má výmeru 58 737, 83 ha a podľa povahy prírodných hodnôt sa člení na zóny A, B, C a D. Nachádza sa v nadmorskej výške 603–1725 m n. m. v okresoch Dolný Kubín, Námestovo, Tvrdošín.

Výraznejšie je však ovplyvňované len obyvateľstvom okresu Námestovo a Tvrdošín. Na území žilo na konci roku 2005 spolu 68 809 obyvateľov (okres Námestovo 55 774, Tvrdošín 13 035 obyvateľov). Z hľadiska národnostnej štruktúry je územie homogénnym územím s absolútnou prevahou obyvateľstva slovenskej národnosti (99,2%). V regióne prevažuje obyvateľstvo rímsko-katolíckeho vierovyznania (97,3%). Vekovú štruktúru obyvateľstva charakterizuje vysoké zastúpenie obyvateľov v produktívnom veku. Štruktúra ekonomickej činnosti je špecializovaného typu, so zastúpením predovšetkým v odvetviach stavebníctva, priemyslu, poľnohospodárstva a lesného hospodárstva, menej v odvetviach obchodu a školstva. Pozornosť je venovaná aj rozvoju služieb v cestovnom ruchu. Pre väčšinu obcí je charakteristická úroveň dochádzky za zamestnaním mimo vlastnej obce [3].

Dotazníkový prieskum sa uskutočnil v rokoch 2005 a 2006 [3]. Štatistický súbor tvorilo celkovo 377 respondentov (v záujmovom území žilo pri sčítaní obyvateľstva v roku 2005 spolu

56 842 obyvateľov). Pri výbere respondentov bola použitá technika cieľného a náhodného výberu. Výber výskumnej vzorky zohľadňoval vek, pohlavie a územné rozloženie obyvateľstva. Základný súbor tvorili obyvatelia od 18 rokov žijúci na území CHKO Horná Orava. Obyvatelia boli oslovení tak, aby pokryli celé územie CHKO s dôrazom na zóny A, B, C, D. Získané údaje z dotazníkov sme podrobili štatistickej analýze s využitím počítačového programu Statgraphics 5 Plus. Okrem výpočtu základných štatistických veličín (absolútna početnosť, relatívna početnosť, aritmetický priemer) sa testovali rozdiely v odpovediach medzi obyvateľmi žijúcimi v obciach, ktorých katastrálne územie sa nachádza v zónach A, B, C, D (130 respondentov), v zónach B, C, D (84 respondentov), v zónach C, D (83 respondentov) a v zóne D (80 respondentov), t. j. na území s rôznym stupňom ochrany. V katastrálnom území obce, ktoré zasahuje do zóny A, B, C a D platí piaty, štvrtý, tretí a druhý stupeň ochrany, do zóny B, C a D štvrtý, tretí a druhý stupeň ochrany, do zóny C a D tretí a druhý stupeň ochrany a do zóny D druhý stupeň ochrany (obr. 1). V tomto type výskumu išlo o plošnú sondu do problematiky so spracovaním na úrovni relatívnych početností. Zo štatistických metód na základe štúdie prác Hendl (2004), Meloun, Militký (1994), Riečan et al. (1992), Reisenauer (1970) sme použili na testovanie významnosti rozdielov medzi priemernými hodnotami odpovedí porovnávaných skupín (respondentov, ktorí žijú na území s rôznym stupňom ochrany) analýzu rozptylu (ANOVA) a následne aj LSD Fischerov test, ktorý zvyrazňuje rozdiely medzi jednotlivými skupinami. Stanovená bola hladina významnosti 5 % (= 0,05).

Pre všetkých 377 respondentov bola použitá rovnaká štruktúra otázok. Otázky boli zamerané na percepciu rozvojových možností a obmedzení, na hodnotenie miery spokojnosti s vybranými podmienkami v obci, na hodnotenie názorov miestneho obyvateľstva na program udržateľného rozvoja územia a ďalšie smerovanie rozvoja obce. Cieľom dotazníkového prieskumu bolo aj nájsť organizácie (zložky), ktoré participujú na zlepšovaní kvality života a ktoré podľa miestneho obyvateľstva majú možnosť ovplyvniť riešenie problémov kvality života v obci. Niektoré položky dotazníka poskytovali možnosť výberu jednej alebo viacerých odpovedí, ďalšie poskytovali škálu odstupňovaných odpoďových alternatív.



Obr. 1 Obce na území CHKO s rôznym stupňom ochrany, v ktorých bol uskutočnený dotazníkový prieskum

Fig. 1 Communities in protected areas where the research was carried out

ANALÝZA A INTERPRETÁCIA DOTAZNÍKOVÉHO PRIESKUMU NA ÚZEMÍ CHKO HORNÁ ORAVA

Z hľadiska rozvoja obyvatelia sledovaného územia očakávajú v najbližších rokoch najmä mierny rozvoj 72,41 %, 14,06 % respondentov stagnáciu a 11,14 % výrazný rozvoj. Mierny úpa-

dok predpokladá 1,86 % a výrazný úpadok 0,53 % respondentov. Poradie očakávaného vývoja je rovnaké v obciach, ktorých katastrálne územie sa nachádza v zóne D a v zónach C, D. V obciach, ktorých katastrálne územie sa nachádza v zónach B, C, D a A, B, C, D je očakávaný mierny až výrazný rozvoj (tab. 1).

Tab. 1 Očakávaný vývoj obce podľa respondentov žijúcich v území s rôznym stupňom ochrany

Tab. 1 Expected community development from the point of view of respondents living in areas with different protection level

Očakávaný vývoj v obci	Zóna v rámci katastrálneho územia								Spolu	
	D		C, D		B, C, D		A, B, C, D			
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
výrazný rozvoj	5	6,25	5	6,02	10	11,91	22	16,92	42	11,14
mierny rozvoj	55	68,75	64	77,11	67	79,76	87	66,92	273	72,41
stagnácia	16	20,00	14	16,87	6	7,14	17	13,08	53	14,06
mierny úpadok	3	3,75	0	0,00	0	0,00	4	3,08	7	1,86
výrazný úpadok	1	1,25	0	0,00	1	1,19	0	0,00	2	0,53

Tab. 1a Výsledky ANOVA porovnávajúce rozdiely medzi priemernými hodnotami vyjadrujúcimi pohľad respondentov na vývoj obce na území s rôznym stupňom ochrany

Tab. 1a Analysis of Variance results (compared are variances among average values which reflects opinion of respondents on community development in areas with different protection level)

Analýza rozptylu					
Zdroj	Suma štvorcov	Df	Priemerný štvorec	F-pomer	p-hodnota
Medzi skupinami	3,50797	3	1,16932	3,23	0,0224
Vnútri skupín	134,943	373	0,361777		
Celkový (Corr.)	138,451	376			

Tab. 1a₁ Výsledky LSD Fischerovho testu pre priemerné hodnoty odpovedí porovnaných skupín uvedené v zátvorkách pre $p < 0,05$

Tab. 1a₁ Fisher's exact test results for compared classes (average values for answers; $p < ,05$)

Kontrast (priemerné hodnoty)	Rozdiely	+/- Limity
D (2,25) – C, D (2,11)	0,141566	0,185307
D – B, C, D (1,99)	*0,261905	0,184764
D – A, B, C, D (2,02)	*0,226923	0,168064
C, D – B, C, D	0,120338	0,183046
C, D – A, B, C, D	0,0853568	0,166173
B, C, D – A, B, C, D	-0,0349817	0,165568
* označuje štatisticky významný rozdiel		

Na základe výsledkov analýzy rozptylu uvedených v tabuľke 1a ($F = 3,23$, $p < 0,05$) môžeme konštatovať, že priemerné hodnoty vyjadrujúce pohľad respondentov žijúcich na území s rôznym stupňom ochrany na vývoj obce sa významne líšia. Štatistická analýza s využitím LSD Fischerovho testu (tabuľka 1a₁) potvrdila významnosť rozdielov medzi respondentmi žijúcimi v obciach, ktorých katastrálne územie sa nachádza v zóne D a v zóne B, C, D a medzi respondentmi žijúcimi v obciach, ktorých katastrálne územie sa nachádza v zóne D a A, B, C, D.

Hlavné obmedzenia (tab. 2) vidia respondenti najmä v nedostatku financií (75,60 % respondentov), v nedostatku pracovných príležitostí (33,16 % respondentov) a v skutočnosti, že sa nachádzajú na území CHKO Horná Orava (23,34 % respondentov).

Respondenti ako prvoradé obmedzenie rozvoja územia označili nedostatok financií a pracovných príležitostí. Obyvatelia záujmového územia považujú za obmedzenie v rozvoji aj skutočnosť, že žijú na území CHKO, pričom obyvatelia obcí nachádzajúcich sa na území s vyšším stupňom ochrany

Tab. 2 Hlavné obmedzenia rozvoja územia (v %)

Tab. 2 The main limitations of regional development (%)

Hlavné obmedzenia rozvoja územia	Frekvencia (%)
nedostatok financií	75,60
nedostatok pracovných príležitostí	33,16
obec sa nachádza na území CHKO	23,34
obec je súčasťou málo rozvinutého regiónu	18,57
pasivita miestneho obyvateľstva	18,30
nevýkonná samospráva	17,77
nevýhovujúce právne predpisy	1,33

považujú, na rozdiel od obyvateľov obcí na území s nižším stupňom ochrany, chránené územie za výraznejší obmedzujúci faktor v rozvoji územia.

Chránené územie ako obmedzujúci faktor označilo 35,38 % respondentov žijúcich na území s najvyšším stupňom ochrany (zóna A, B, C, D) a na území s najnižším stupňom ochrany (zóna D) len 3,75 % opýtaných. V obciach, ktorých katastrálne územie sa nachádza v zónach B, C, D ho označilo ako obmedzujúci faktor 29,76 % respondentov a v zónach C, D 16,87 % opýtaných.

Na základe výsledkov analýzy rozptylu uvedených v tabuľke 2a ($F=11,37$, $p < 0,05$) môžeme konštatovať, že priemerné hodnoty vyjadrujúce

pohľad respondentov na CHKO ako obmedzujúci faktor rozvoja z uvedených aspektov sa významne líšia. Štatistická analýza s využitím LSD Fischerovho testu (tabuľka 2a₁) nepotvrdila významnosť rozdielov len medzi respondentmi žijúcimi v obciach, ktorých katastrálne územie sa nachádza v zóne B, C, D a A, B, C, D.

Hlavné rozvojové možnosti (tab. 3) vidia respondenti v ekoturistike (53,05 %) a v rozvoji služieb (48,81 %). Prioritu v rozvoji územia vidia aj v pre životné prostredie (ŽP) nezávadných priemyselných prevádzkach, v poľnohospodárstve, v rozvoji tradičných remesiel a v lesnom hospodárstve. Na posledné miesto (tab. 3) zaradili respondenti

Tab. 2a Výsledky ANOVA porovnávajúce rozdiely medzi priemernými hodnotami vyjadrujúcimi pohľad respondentov na CHKO ako obmedzujúci faktor rozvoja

Tab. 2a Analysis of Variance results (compared are variances among average values which reflects opinion of respondents on Protected Landscape Area as limiting factor of development)

Analýza rozptylu					
Zdroj	Suma štvorcov	Df	Priemernýštvorec	F-pomer	p-hodnota
Medzi skupinami	5,65023	3	1,88341	11,37	0,0000
Vnútri skupín	61,8087	373	0,165707		
Celkový (Corr.)	67,4589	376			

Tab. 2a₁ Výsledky LSD Fischerovho testu pre priemerné hodnoty odpovedí porovnávaných skupín uvedené v zátvorkách pre $p < 0,05$

Tab. 2a₁ Fisher's exact test results for compared classes (average values for answers; $p < 0,05$)

Kontrast (priemerné hodnoty)	Rozdiely	+/- Limity
D (1,96) – C, D (1,83)	*0,131175	0,125412
D – B, C, D (1,70)	*0,260119	0,125045
D – A, B, C, D (1,65)	*0,316346	0,113743
C, D – B, C, D	*0,128944	0,123883
C, D – A, B, C, D	*0,185171	0,112463
B, C, D – A, B, C, D	0,0562271	0,112054
* označuje štatisticky významný rozdiel		

Tab. 3 Hlavné rozvojové možnosti územia (v %)

Tab. 3 The main opportunities of regional development (%)

Hlavné rozvojové možnosti územia	Frekvencia (%)
ekoturistika	53,05
služby	48,81
pre ŽP nezávadné priemyselné prevádzky	18,04
poľnohospodárstvo	15,12
tradičné remeslá	13,53
lesné hospodárstvo	10,88
využívanie miestnych zdrojov	3,45

Tab. 3a Výsledky ANOVA porovnávajúce rozdiely medzi priemernými hodnotami vyjadrujúcimi pohľad respondentov na ekoturistiku ako možnosť rozvoja

Tab. 3a Analysis of Variance results (compared are variances among average values which reflects opinion of respondents on ecotourism)

Analýza rozptylu					
Zdroj	Suma štvorcov	Df	Priemerný štvorec	F-pomer	p-hodnota
Medzi skupinami	4,64626	3	1,54875	6,51	0,0003
Vnútri skupín	88,6959	373	0,237791		
Celkový (Corr.)	93,3422	376			

Tab. 3a₁ Výsledky LSD Fischerovho testu pre priemerné hodnoty odpovedí porovnávaných skupín uvedené v zátvorkách pre $p < 0,05$

Tab. 3a₁ Fisher's exact test results for compared classes (average values for answers; $p < 0,05$)

Kontrast (priemerné hodnoty)	Rozdiely	+/- Limity
D (1,51) – C, D (1,27)	*0,24744	0,150234
D – B, C, D (1,42)	0,0958333	0,149794
D – A, B, C, D (1,55)	–0,0413462	0,136254
C, D – B, C, D	*–0,151606	0,148401
C, D – A, B, C, D	*–0,288786	0,134721
B, C, D – A, B, C, D	*–0,137179	0,134231
* označuje štatisticky významný rozdiel		

využívanie miestnych zdrojov (napr. energetic-
kých).

Obyvatelia záujmového územia vidia teda hlavné rozvojové možnosti v ekoturistike. Ekoturistiku označilo 68,67% respondentov žijúcich v obciach, ktorých katastrálne územie sa nachádza v zónach C, D, 58,33% respondentov v zónach B, C, D, 47,5% v zóne D a 43,08% respondentov v zónach A, B, C, D.

Na základe výsledkov analýzy rozptylu uvedených v tabuľke 3a ($F = 6,51$, $p < 0,05$) môžeme konštatovať, že priemerné hodnoty vyjadrujúce pohľad respondentov žijúcich na území s rôznym stupňom ochrany na ekoturistiku ako možnosť rozvoja sa významne líšia. Štatistická analýza s využitím LSD Fischerovho testu (tabuľka 3a₁) nepotvrdila významnosť rozdielov len medzi respondentmi žijúcimi v obciach, ktorých katastrálne územie sa nachádza v zóne D a B, C, D; A, B, C, D.

Sociálna a dopravná infraštruktúra sú oblasťmi dôležitými pre zabezpečenie rozvoja každého územia. Na základe analýzy spokojnosti s vybranými podmienkami sa zistilo, že najväčšia spokojnosť je s nákupom potravín, využívaním a kvalitou

školských zariadení a so zabezpečením dopravy do najbližšieho mesta. Výrazná nespokojnosť je s pracovnými príležitosťami, rekreačnými možnosťami, využívaním a kvalitou kultúrnych zariadení. Nespokojnosť nad spokojnosťou prevažuje len pri pracovných príležitostiach (tab. 4). Z tabuľky 4 vyplýva, že prevažuje v záujmovom území medzi respondentmi celková spokojnosť s vybranými podmienkami.

Na zlepšovaní kvality života v obci participuje podľa respondentov záujmového územia najmä samospráva obce (68,97%). Aktívne sú aj cirkevné spoločenstvá (33,16%), štátna ochrana prírody (25,20%), politické strany (19,36%) a mimovládne organizácie (9,02%). Respondenti uviedli aj kategórie: občianske združenia (1,59%), učiteľia (1,06%), dôchodcovia (0,80%), občania (0,53%), podnikatelia (0,27%).

Podľa respondentov najväčšiu možnosť ovplyvniť riešenie problémov kvality života má najmä samospráva obce (62,86%) a miestne obyvateľstvo (58,09%). Riešiť problémy však môže pomôcť vláda SR (9,55%), miestna štátna správa – krajské úrady (4,24%), obvodné úrady (1,59%)

Tab. 4 Miera spokojnosti s vybranými podmienkami v obci (v %)

Tab. 4 Rate of satisfaction with selected life condition in the community (in %)

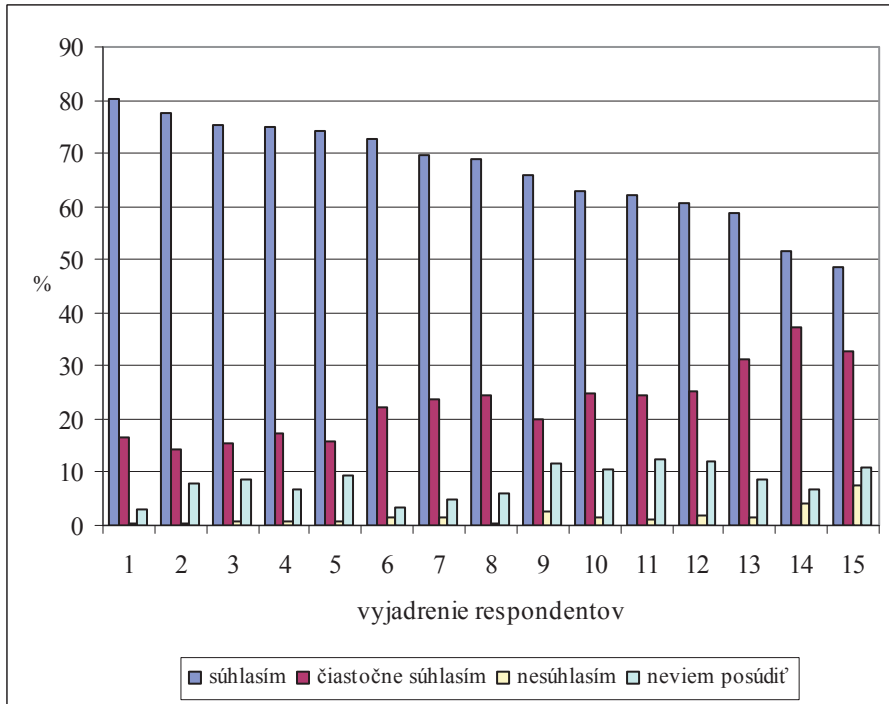
Podmienky v obci na území CHKO	Miera spokojnosti respondentov				
	1	2	3	4	5
nákup potravín	17,24	61,01	17,24	4,51	0,00
nákup priemyselného tovaru	4,51	41,91	36,07	16,18	1,33
nákup drogistického tovaru	4,24	50,93	34,75	8,22	1,86
využívanie a kvalita lekárskeho služieb	4,24	31,83	30,24	23,61	10,08
využívanie a kvalita školských zariadení	8,75	57,56	22,28	9,81	1,59
využívanie a kvalita komunálnych služieb	2,92	45,09	32,36	15,12	4,51
využívanie a kvalita kultúrnych zariadení	1,33	32,10	31,03	25,73	9,81
využívanie športových zariadení	3,98	32,63	31,30	25,20	6,90
rekreačné možnosti	1,86	30,77	29,44	27,06	10,88
dopravné možnosti do najbližšieho mesta	6,63	50,13	30,77	12,20	0,27
dopravné možnosti do strediska obvodnej ŠS	2,12	52,79	26,53	17,51	1,06
pracovné príležitosti	0,80	11,67	28,65	42,71	16,18
možnosti a kvalita bývania	4,51	47,48	28,91	18,04	1,06

Vysvetlivky: 1 – veľmi spokojný, 2 – spokojný, 3 – čiastočne spokojný, 4 – nespokojný, 5 – veľmi nespokojný
 ŠS – štátna správa

a štátna ochrana prírody (3,98 %). Poslednú možnosť označili len respondenti (15 obyvateľov) obce Bobrov, ktorej katastrálne územie sa nachádza v zóne B, C, D.

V rámci dotazníkového prieskumu bola položená respondentom aj otázka zameraná na obsah strategického programu z hľadiska environmentálneho, sociálneho a ekonomického aspektu. Za dôležité prioritné oblasti programu udržateľného rozvoja respondenti považujú (obr. 2): zlepšenie kvality životného prostredia (80,11 % respondentov), záchranu prírodných hodnôt (77,45 %), účinnejšie využívanie energie a surovín (75,33 %), úsporné využívanie vodných zdrojov (74,80 %), environmentálne vhodné hospodárenie v lesoch (74,01 %), vytvorenie nových pracovných príležitostí (72,68 %), zlepšenie a vytvorenie nových služieb (69,76 %), zlepšenie kvality vzťahov medzi

občanmi (65,78 %), zlepšenie a vytvorenie nových zariadení pre oddych a voľný čas (68,97 %), zlepšenie a vytvorenie nových možností vzdelávania, príp. nových vzdelávacích zariadení (62,86 %), záchranu kultúrne a historicky cenných objektov (62,07 %), reštrukturalizáciu a skvalitnenie využívania poľnohospodárskej pôdy (60,74 %), záchranu a opravu bytového fondu (58,62 %), zlepšenie dopravných spojení (51,46 %), zlepšenie a vytvorenie nových nákupných možností (48,5 %). Najfrekvencovanejšie aktivity, ktoré majú byť súčasťou programu udržateľného rozvoja vykazujú významný súvis so zlepšovaním životného prostredia, nasledujú aktivity sociálneho a ekonomického charakteru. Ide o pozitívne zistenie, nakoľko z výsledkov výskumu možno usúdiť, že vzťah miestneho obyvateľstva k prírodným a kultúrnym hodnotám je pozitívny.



Obr. 2 Obsah programu udržateľného rozvoja obce

Fig. 2 Contents the programme of sustainable development of your community

Vysvetlivky: 1 – zlepšenie kvality životného prostredia, 2 – záchrana prírodných hodnôt, 3 – účinnejšie využívanie energie a surovín, 4 – úsporné využívanie vodných zdrojov, 5 – environmentálne vhodné hospodárenie v lesoch, 6 – vytvorenie nových pracovných príležitostí, 7 – zlepšenie a vytvorenie nových služieb, 8 – zlepšenie kvality vzťahov medzi občanmi, 9 – zlepšenie a vytvorenie nových zariadení pre oddych a voľný čas, 10 – zlepšenie a vytvorenie nových možností vzdelávania, príp. nových vzdelávacích zariadení, 11 – záchrana kultúrne a historicky cenných objektov, 12 – reštrukturalizácia a skvalitnenie využívania poľnohospodárskej pôdy, 13 – záchrana a oprava bytového fondu, 14 – zlepšenie dopravných spojení, 15 – zlepšenie a vytvorenie nových nákupných možností

ZÁVER

Výskum na území CHKO Horná Orava potvrdil, že popri informáciách založených na analýze tvrdých dát získaných zo štatistických zisťovaní, majú pri hodnotení územia z hľadiska udržateľného rozvoja veľký význam aj tzv. mäkké dáta, získané na základe dotazníkov. Mäkké dáta je vhodné použiť pri hodnotení územia s rôznym stupňom ochrany i v hľadaní riešenia vyvážených vzťahov medzi socio-ekonomickými aktivitami a ochranou prírody a krajiny. Výsledky výskumu ukazujú, že použitý postup prináša celý rad informácií o situácii na území CHKO Horná Orava ako aj o predpokladoch ďalšieho rozvoja.

Výskum poukázal na potrebu detailnej analýzy hodnotových orientácií, názorov, postojov a prístupov potrebných k formulovaniu strategických cieľov udržateľného rozvoja v chránenom území, nakoľko len aktívna participácia všetkých hlavných skupín spoločnosti (vrátane predstaviteľov samosprávy, pracovníkov správy ochrany prírody, miestnych podnikateľov, miestnych odborníkov, záujmových združení, mimovládnych organizácií, spolkov, miestnych iniciatív, atď.) je predpokladom udržateľného rozvoja každého chráneného územia. Každá obec na území CHKO Horná Orava musí využiť vlastný potenciál, pričom rozvíja identitu celého regiónu založeného na sklbení ochrany prírody so sociálno-ekonomickými

aktivitami. Cesta k uplatňovaniu filozofie udržateľného rozvoja a života na území CHKO Horná Orava je náročná a vyžaduje zmeny v mnohých oblastiach. Dôraz je potrebné predovšetkým klásť na zvýšenie kvality života miestnych obyvateľov so zachovaním hodnôt krajiny, kultúrnych, prírodných a historických špecifik územia.

Podakovanie

Príspevok vznikol v rámci grantu VEGA 1/0175/09: Rozvoj mikroregionálnych rurálnych štruktúr Slovenska s podporou lokálnej a regionálnej samosprávy.

LITERATÚRA

- HENDL, J.: *Přehled statistických metod zpracování dat*. Praha : Portál, 2004, 584 s. ISBN 80-7178-820-1.
- HUBA, M., IRA, V.: *Stratégia trvalo udržateľného rozvoja vo vybraných regiónoch*. Bratislava : STUŽ/SR, 2000, 192 s. ISBN 80-968415-2-1.
- CHRENŠČOVÁ, V.: *Udržateľný rozvoj v chránenom území – environmentálne, sociálne a ekonomické aspekty (prípadová štúdia na území CHKO Horná Orava)*. Dizertačná práca. Bratislava : Prírodovedecká fakulta UK v Bratislave, 2009, 199 s. + prílohy.
- ROSOVÁ, V., ĎURKOVSKÁ, K., SLÁVIKOVÁ, V.: Vstupné štúdie sociálnej dimenzie biosférických rezervácií na Slovensku: Ľudia v biosférickej rezervácii CHKO-BR Slovenský kras a CHKO-BR Poľana. In *Zborník z I. národnej konferencie o biosférických rezerváciách na Slovensku*. Zvolen : EEF TU, 1996, s. 77–81.
- MELOUN, M., MILITKÝ, J.: *Statistické spracování experimentálních dat*. Praha : Plus, 1994, 839 s.
- Reisenauer, R.: *Metody matematické statistiky a jejich aplikace v technice*. 2. vydanie, Praha: SNTL, 1970, 240 s.
- RIEČAN, B., LAMOŠ, F., LENÁRT, C.: *Pravdepodobnosť a matematická štatistika*. Bratislava : Alfa, 1992, s. 121–145.
- SPIŠIAK, P., MARTÁK, Z.: *Sociálno-geografický výskum v mikroregióne Javorina (obce Bzince pod Javorinou, Lubina, Moravské Lieskové, Dolné Srnie)*. Bratislava : Ministerstvo pôdohospodárstva SR, 1998, 66 s.
- TRNKA, R.: 25 rokov Chránenej krajiny oblasti Horná Orava. In *Ochrana prírody Slovenska*. Banská Bystrica : Štátna ochrana prírody SR, 4/2004, 2004, s. 4–7.
- Vyhláška 420/2003 Ministerstva životného prostredia Slovenskej republiky z 29. septembra 2003, ktorou sa ustanovuje územie Chránenej krajiny oblasti Horná Orava a jej zóny.

Adresa autorky:

RNDr. Viera Chrenščová, PhD.
 Univerzita Komenského v Bratislave,
 Prírodovedecká fakulta, Katedra Krajiny ekológie,
 Mlynská dolina B-2,
 842 15 Bratislava,
 Slovensko
 e-mail: chrencova@fns.uniba.sk
 tel. 02 60296 642

WATER PROTECTION AND USING IN VOJVODINA

Dejana JAKOVLJEVIĆ

Faculty of Geography, University of Belgrade, Studentski Trg 3/3, 110 00 Belgrade,
e-mail: jakovljevicdejana@yahoo.com

ABSTRACT

Jakovljević, D.: **Water Protection and Using in Vojvodina**

Surface waters in Vojvodina completely belong to The Danube River Basin and they are used for drainage, flood protection, irrigation, fishery, water supply of population and industry, receiving of wastewaters, navigation, tourism and recreation. There is a problem with aquifer depletion, so that is necessary to improve surface water quality in order to make possible their efficacious and safe exploitation. Because of that it is necessary to begin with realization main task of Water Framework Directive: “achievement good ecological status”. In order to do this it is necessarily to take measure based upon monitoring of chemical and ecological water quality for a long time period.

Subject matter is flow research, actually their parts in Vojvodina region: Danube, Sava, Tisza, Tamis, The Danube – Tisza – Danube Canal System, as well as protected areas Ludas Lake, Zobnatica, Gornje Podunavlje, Koviljsko-petrovaradinski rit, Carska bara, Zasavica and Obedska bara.

The aim is to establish surface water quality statement, identification of pollution and threatened zone, to proposed measure in order to improve and harmonize existing statement with Water Framework Directive and make conditions for their efficacious exploitation.

Monitoring of protected areas is specially significant, as well as monitoring of these aquatic ecosystems water quality, that are on the UNESCO list as international important areas of wetlands for migratory birds (IBA) and Ramsar sites. Wetlands play an important role in hydrological processes in particular in flood prevention, recharging of groundwater as well as for habitat and species diversity in particular as place for nests and habitats of many rare birds and as ornithology stations of many migratory birds. Because of that it is necessarily to establish monitoring of water quality statement in these areas with a view of ecosystems integrated protection and conservation and all particular natural values for a long time period.

Key words: water protection, quality, using, Vojvodina

INTRODUCTION

Consequences of permanent human growth and technological development are increased need for water and growing consumption. Availability and water quality becomes one of the most significant issues of mankind.

Surface waters in Vojvodina are used for drainage, flood protection, irrigation, fishery, water supply of population and industry, receiving of wastewaters, navigation, tourism and recreation. Considering this fact, it is necessary to indicate

on many environmental issues link to water quality, as well as water quantity in Vojvodina. These issues, as well as their possible solutions will be scanned in this paper. In the light of water quantity it will be presented temporal and spatial unequal distribution, while in the light of water quality it is reported about growing pollution. The EU Water Framework Directive seeks to prevent and reduce water pollution, to promote sustainable water use, improve the status of aquatic ecosystems and suggests other different measures to achieve main goal: “achievement of good ecological status”.

RESULTS AND DISCUSSION

According to the numerous “scientific” hypotheses it is often emphasized that water potential of AP Vojvodina is “unused chance”, “comparative advantage” with unlimited potentials” etc. However inventory and evaluation of basic geo-ecologic values, give data that require caution. In fact, there is a word about tensile system (particularly and entirely) of geo – ecologic determinants on the one hand and potentials of their valorization on the other hand. Therefore, geo – ecologic complex issue consideration in terms of permanent sustainable valorization is imposed as imperative need.

It is also questionable issue of groundwater “un-renewable reserves”. Criteria, related to their quantity and possibilities of exploitation, that were not be clearly defined earlier is necessary to be checked, because in many other countries they are more strictly determined. Because of investigation neglect and, in some cases of inadequate approach of groundwater research, some data are unreliable, so that estimations about their quantities extend in a spread range. In consideration of potential groundwater sources, especially from alluvial aquifers and waters derived from artificial infiltration, it must be taken into account these limitations. It is known that groundwater “mining” can not provide long term supply of population and food industry that is especially developed in this area.

Surface water issue is linked to temporal and spatial unequal water distribution and formed needs. During the flood, the most of annual water balance runs and after that, long, sometimes perennial periods of low water, come. Water scarcity is the most presented in the most populated lowland areas, with agro-ecological most qualitative soil resources, where specific run-offs decline on only 2l/s km², even less (in northern Bačka less than 1l/s km²). Transitional waters, coming in Serbia are significant and must be used, but following problems are present: 1) water quality, that can not be practically influenced on, so that in some periods these waters are unavailable for any use (Banat water flows, Tisa); 2) on that rivers low waters are very expressive so that there is no water when it is the most necessary; 3) because of hydraulic systems in upstream countries, water regimes become worse: high waters increase because of built embankment and inundation exclusion, while low

waters more and more decrease because of catchment for upstream melioration systems. It can be inferred that situation with transitional waters is not encourage, when it is taken into account long term needs that must be meet from international rivers. Typical example is Tisa, wherein discharges decline on only 120 m³/s, during the low waters. Situation is not better nor with Danube, where discharges near Bezdán decline on 800 m³/s, with tendency of further decrease.

Systematic quality monitoring is carried out in the network of hydrological stations. According to the Republic Hydrometeorological Service of Serbia data, there is review presented in figure, for year 2008, for parameters: actual class and target class (figure 1).

According to the Republic Hydrometeorological Service of Serbia data, it is notified great disproportion between target and actual statement of water quality in Vojvodina. The most part of natural and artificial water flows, as well as Hydro-engineering system DTD belongs III and IV class of water quality. Oversized pollution of transitional waters and wastewaters, that is discharged by industry centers Vrbas – Kula – Crvenka, Zrenjanin, Vršac, Kikinda, Senta and Pančevo, represents the most significant factors, that have negative impact on water quality in Vojvodina. Additional problem is diffuse pollution, that can be 30–40 % of total pollution, according to data from some developed countries, and tendency of accidental pollution should not be neglected.

On the basis of perennial research of water quality in Vojvodina it can be inferred following: Danube waters, due to significant ability of self-purification belong to III class (on some localities, downstream of industrial and urban zones, increased eutrophication is recorded); Tisa waters come excessively polluted and belong to III class, mainly, with occasional exceptions toward IV class; Sava waters come excessively polluted and belong to III and IV class, with exceptions of profiles Sremska Mitrovica and Šabac, that is between II/III class; Banat water flows come from Romania and they have IV class; the worst situation is on Plovní Begej, where quality is un-classed; accumulations show tendency of rapidly eutrophication, which certainly limit their use; waters of Palić and Ludoš lakes belong to III class with obvious tendency of eutrophication, as a consequence of inadequate

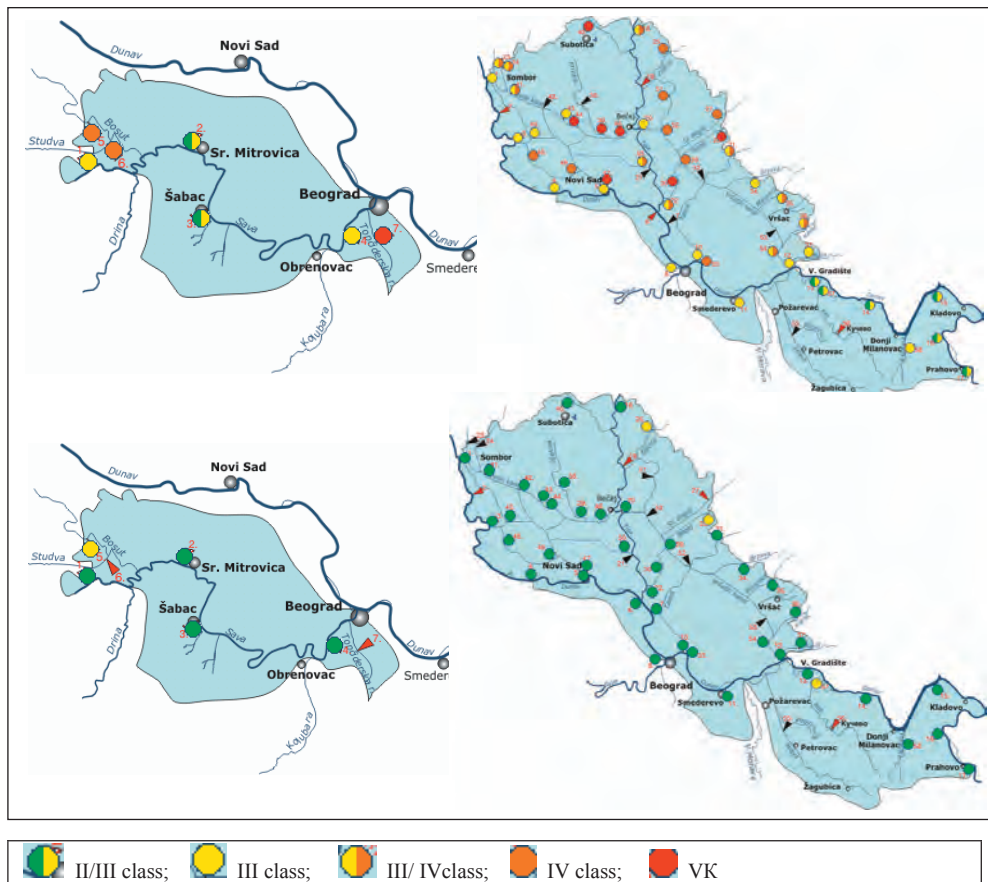


Fig. 1 Network of hydrological station for water quality control in the Danube River Basin (actual and target class)

treatment of Subotica wastewaters and refresh of their waters.

According to the Republic Hydrometeorological Service of Serbia data, it is defined that some water flows in Vojvodina are, occasionally or permanently, un-classed standard by regulation of water flow categorization. The worst situation, where are presented zones, defined as „un-classed“, are displayed on following localities: Plovni Begej, Canal Vrbas – Bezdan, Kereš and Krivaja. Increased content of organic compounds in Begej water is consequence of Timisoara unpurified wastewater discharge. At the summer time, they partly detune themselves, so that their content decreases on profile Itebej. Another possibility that can be implemented for reduction of their content is attenuation with water from the other water flows.

Another example is an influence of wastewater discharge on Veliki Bački kanal quality (DTD canal Bezdan – Vrbas), on profile Vrbas II. Most industry, located in area Vrbas – Kula – Crvenka discharges its unpurified wastewaters in this canal. Metal industry, i.e. Factory of armature from Kula, has the lowest organic pressure, 0.1% of total organic pressure. Significant generators are pig abattoir “Carnex” and pig breeding farm “Farmacoop”. These two generators make 15.9–17% of total pollution in Basin, contingent upon pressure is expresses whether BOD₅ or COD. Examples of increased content of calcium are profiles Vrbas I and Vrbas II. Increased calcium concentration in water is a consequence of oil factory “Vital” wastewater discharge, that use Ca(OH)₂ for oil separation from wastewater and partly

treated wastewater discharge of sugar factories in Vrbas and Kula, during the sugar campaign.

If current tendency of water pollution continues, it will be very serious problem of their using, because of possibility of their incorporation in food chain.

Water protection can be realized in 2 basic ways: 1) not to discharge wastewater in natural flows and 2) wastewater treatment, pollution removal from atmospheric air, as well as regular waste storage, in order to prevent water pollution in contact with air and soil. In order to achieve this, it is necessarily to build new treatment plant and achievement maximal effects in existing. Additionally, it must be achieved with maximal technological discipline for the purpose of pollution reduction in wastewater. Wastewater must be returned in hydrologic cycle as polluted as they can self-purify and with a quality that will not have negative impact on biotic communities.

Water Framework Directive gives some basic postulations for achievement “good status” of all waters in the Danube River Basin District until 2015: protection of all waters, necessity of international cooperation among states and the parties interested, providing active participation in water management of all parties interested, including nongovernment organizations and local communities; clear politic water price and providing principle “generator pays”; balance between of environment and those from it depending.

One of the objectives of Water Framework Directive is “further deterioration prevention, protection and improvement of water quality of aquatic ecosystems, terrestrial ecosystems and wetlands directly depending of them”. Ecological aspect of Water Framework Directive foresees mitigation of flood effects through restoration of natural function of wetlands: retention and mitigation of flood waves. In addition of numerous positive effects in achieving “good status” wetlands are significant for: concentration water in river basins, mitigation of high waves and decrease flood risk, river side embedding, drinking water supply, farmland irrigation, food providing, high biomass production, significant biodiversity, use of cane and other natural materials, tourism and recreation. Especial important role of wetlands is mitigation of negative impacts of point and diffuse pollutants. In practice it is approved that existing of transitional

zone between farmland and river, especially with wooden vegetation, even in state closed natural, reduces nutrient quantity that inflow in river (70% of nitrogen and 30% of phosphorous). The main mechanisms of nutrient reduction on wetlands are denitrification, adoption through vegetative organs and transformation in organic nitrogen compounds and sedimentation in soil.

Gornje Podunavlje is the most important wetland in Vojvodina. There are the other wetlands: Koviljsko – petrovaradinski rit, Ludaš, Stari Begej Carska Bara and Obedska Bara. All of these areas are characterized by a high biodiversity, significant number of threatened, rare, endemic and relict species, significant anthropogenic pressure and insufficient participation of sustainable resource use. Although some positive examples of management exist, such as extensive project of revitalization in Gornje Podunavlje and little less in Koviljsko – petrovaradinski rit, general problem is an absence of conceptual management plan, that should be get to see these areas primarily through their ecological values, possibilities of sustainable use, development of local communities, and after all of these through intensive resource use.

CONCLUSION

The main issues related to water protection and use in Vojvodina are following: insufficient quantities for water supply, excessive surface water pollution, as well as inadequate penalties for generators; small number of wastewater treatment plant, before their discharge in surface waters, inadequate management of wetlands that have numerous positive effects and significant role in water protection. In order to improve this statement it should be take measure recommended by Water Framework Directive and by other relevant documents. Sustainable water use is possible only setting up in legal frames.

Acknowledgement

I would like to thank International Visegrad Fund for financial support in realization of project “Surface and groundwater protection”, within the scope of that is presented paper.

REFERENCES

- 1) DJORDJEVIĆ, B.: Korišćenje i zaštita vode kao obnovljivog resursa, In: Monografija „Korišćenje resursa, održivi razvoj i uređenje prostora“, posebna izdanja 30, Institut za arhitekturu i urbanizam Srbije, Beograd, 1996.
- 2) DJORDJEVIĆ, B.: Stanje voda i vodoprivredne infrastrukture Srbije kao komponente održivog razvoja, In: Monografija „Korišćenje resursa, održivi razvoj i uređenje prostora 2“, posebna izdanja 35, Institut za arhitekturu i urbanizam Srbije, Beograd, 1997.
- 3) European Union The European Parliament Council: Directive of The European Parliament and of The Council 2000/60/EC, Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy, Luxembourg, 23 October, 2000.
- 4) GRUPA autora: Referentni monitoring hemijskog kvaliteta površinskih voda Vojvodine za 2005. godinu, Departman za hemiju, PMF, Novi Sad, 2005.
- 5) http://www.hidmet.gov.rs/eng/kvalitetvode/stanice/sliv_dunav.php
- 6) <http://www.zelenamreza.org.yu/sekcije/dunav/dunav.pdf>
- 7) International Commission for the Protection of the Danube River: The Danube River Basin District, Vienna International Centre D0412, Vienna, 18 March 2005.
- 8) MILINČIĆ, M.: Izvorišta površinskih voda Srbije-ekološka ograničenja i revitalizacija naselja, Geografski Fakultet, Beograd, 2009.
- 9) UNESCO: The United Nations World Water Development Report 3, Water in a Changing World, Paris, London, 2009.

SUMMARY

This paper presents water quality and quantity statement in Vojvodina, as well as measures for improvement of this statement and water use. The main problems, related to water in Vojvodina are water resources limitation and bad water quality. According to the chosen parameters, it is remarked significant disproportion between actual and target status. In order to improve this status, it is necessarily to take measures, recommended by Water Framework Directive and by other relevant document, including: protection of all waters, necessity of international cooperation among states and the parties interested, providing active participation in water management of all parties interested, including nongovernment organizations and local communities; clear politic water prize and providing principle “generator pays”; balance between of environment and those from it depending. Wetlands have especial role in water protection and because of that it is necessarily to protect them. Management plans of protected areas must be conceptual.

Address:

Mgr. Dejana Jakovljević
 University of Belgrade
 Faculty of Geography
 Studentski Trg 3/3
 11000 Belgrade
 Serbia
 Tel: +421 907 329 005; +381 64 208 59 86

ZHODNOTENIE KVALITY VODY A PRÍČIN ZNEČISTENIA VODNÉHO TOKU TRNÁVKA

Peter SUDOVSKÝ¹ – Anna MICHALÍKOVÁ²

¹ Katedra environmentálneho inžinierstva, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovenská republika, sudovskyp@gmail.com

² Ústav environmentálneho a bezpečnostného inžinierstva, Materiálovotechnologická fakulta v Trnave, Slovenská technická univerzita v Bratislave, Botanická 49, 917 24 Trnava, Slovenská republika, anna.michalikova@stuba.sk

ABSTRACT

Sudovský, P., Michalíková, A.: **Assessment of Water Quality and Causes of River Trnávka Pollution**

The target of this work was to appreciate quality of surface water in the river Trnávka flowing through Trnava during 1998–2009, to discover the causes of pollution and to propose the solutions for water quality betterment. After the stopping the influence of industry on the river quality, Trnávka is still ranked among very high contaminated rivers. The trend of contamination was accomplished according to the norm STN 75 7221. The identification of causes of contamination and proposed solutions should be used for improvement of current situation.

Key words: surface water, water quality, river Trnávka, quality indicators

ÚVOD

Povrchové vody sú v posledných dekádach značne infikované ľudskou činnosťou. Rozmach a vývoj populácie spôsobil masové znečisťovanie vodných tokov po celom svete a preto je veľmi dôležité sledovať kvalitu vody v tokoch a na základe toho vyvodzovať patričné opatrenia, ktoré majú smerovať k návratu prirodzeného nenarušeného stavu tokov. Musíme zabezpečiť podmienky a vlastnosti, ktoré majú ľudskou činnosťou neovplyvnené toky, musíme sa učiť od prírody.

Región Trnava a okolie patrí do povodia Dunaja. Potok Trnávka pretekajúci Trnavou pramení v Malých Karpatoch v podcelku Brezovské Karpaty, pod Vápenkovou skalou (469,4 m n. m.). Jeho dĺžka je 43 km, pri Majcichove ústi do Dudváhu. Preteká obcami Rozbehy, Trstín, Biňovce a vteká do vodnej nádrže Boleráz. Do vodnej nádrže ústia sprava aj Luhový potok (187,5 m n. m.) a Smolenický potok. Trnávka pod hrádzou

pokračuje cez obec Boleráz, sprava priberá Rakytu, pokračuje okrajom Klčovian a výraznejšie rozširuje svoje koryto. Tok sa ďalej horizontálne vlní, tečie pomedzi obce Bohdanovce nad Trnavou (ľavý breh) a Šelpice (pravý breh) a vstupuje na územie mesta Trnava. Okrajom mestskej časti Modranka preteká juhovýchodným smerom. Priberá svoj najvýznamnejší prítok, pravostrannú Parnú (134,8 m n. m.) a ďalej opätovne tečie na krátkom úseku k juhovýchodu. Pri obci Opoj sa stáča na juh, tečie až k obci Majcichov, v blízkosti ktorej ústi do Dolného Dudváhu [1].

V minulosti Trnávku znečisťovali najmä škrobárne v Boleráze a trnavský cukrovar. Do potoka sa dostávali organické znečisťujúce látky (škrob, cukry, bielkoviny, organické kyseliny), tak ako aj anorganické látky používané pri technologických procesoch. Cukrovar je už mimo prevádzky a škrobárne odvádzajú odpadové vody priamo na ČOV Zeleneč. Vplyv priemyslu na tok sa síce znížil, ale zhoršená kvalita stále pretrváva.

Výrazný zápach, ktorý sa stal pomaly charakteristickou súčasťou atmosféry mesta, je dnes už len nepatrný. Trnávka však zapácha najmä v období dažďov, kedy stoková sieť nie je schopná odvádzať splaškové vody a časť z nich pretečie cez odľahčovacie objekty do potoka.

Cieľom monitoringu bolo posúdiť kvalitu vodného toku Trnávka za obdobie 1998–2009, zhodnotiť všetky možné príčiny znečistenia a navrhnúť nápravné opatrenia.

METODIKA

Kvalita vody v Trnávke sa hodnotila podľa normy STN 75 7221, ktorej platnosť skončila v marci 2007. Normu nahradzuje zavádzanie systému hodnotenia kvality, ktorý je obsiahnutý v Rámcovej smernici o vode (RSV) [2] a je v súlade s Európskou úniou. Podľa RSV sa kvalita bude vyhodnocovať podľa hydromorfologických prvkov, fyzikálnochemických prvkov a biologických prvkov. Nové zavedenie systému hodnotenia stavu povrchových vôd, cez posúdenie ekologického stavu, je založené na poznaní distribúcie, druhového zloženia a najmä špecifických autekologických nárokov všetkých skupín stanovených biologických prvkov kvality, spolu s poznaním vplyvu spolupôsobenia fyzikálno-chemických prvkov kvality a hydromorfologických prvkov kvality na vodnú biotu. Pri novom hodnotení budú toky rozdelené do typov a ku každému typu budú prislúchať špecifické medzné hodnoty.

Hodnotenie kvalitatívnych ukazovateľov v povrchových vodách po zrušení normy STN 75 7221 bolo kvôli prechodnému obdobiu uskutočnené podľa nariadenia vlády SR č. 296/2005 Z. z.,

ktorým sa ustanovujú požiadavky na kvalitu a kvalitatívne ciele povrchových vôd a limitné hodnoty ukazovateľov znečistenia odpadových a osobitných vôd, v ktorom je stanovené, že na hodnotenie kvality povrchových vôd sa používajú postupy podľa STN 75 7221, podľa ktorej sa hodnotené ukazovatele povrchových vôd zaraďujú i naďalej do piatich tried kvality s použitím sústavy medzných hodnôt uvedených tried.

Údaje z analýz ukazovateľov pre nasledujúce hodnotenie boli získané od SHMÚ. Údaje z niektorých rokov neboli k dispozícii, nakoľko v tomto období Trnávka do hodnotenia kvality vôd nebola zahrnutá. Tieto chýbajúce údaje poskytol SVP, š. p., ktorý zabezpečuje odbery a analýzu vzoriek každý rok pre interné účely.

V tabuľke č. 1 je uvedená typológia toku Trnávka podľa nových klasifikačných schém [3].

Získané údaje o monitorovaných ukazovateľoch boli použité na každoročné hodnotenie triedy kvality pre každé odberné miesto, určenie výslednej triedy kvality, identifikáciu najnepriaznivejších ukazovateľov, určenie príčin znečistenia (na základe záznamu SIŽP, ktorá v daný rok robila vyšetrovanie nehôd).

Zaradenie vody v odberových miestach podľa jednotlivých ukazovateľov do triedy kvality vody sa uskutočňuje porovnaním vypočítanej charakteristickej hodnoty ukazovateľa s jemu odpovedajúcou sústavou medzných hodnôt pre jednotlivé triedy kvality, ktoré uvádza STN 75 7221 – Klasifikácia kvality povrchových vôd. Charakteristické hodnoty sa podľa STN 75 7221 vypočítavajú za dvojročné obdobie, takže každý rok v nasledujúcom hodnotení predstavuje dvojročie zahrňujúce aj rok pred hodnoteným rokom.

Tab. 1 Typológia potoka Trnávka [3]

Tab. 1 River Trnávka typology [3]

Typ	Odborné miesto	Názov	Ekoregión	Katégoria veľkosti povodia	Katégoria nadm. výšky (m n.m.)
P1M	Boleráz	Malé toky v nadm. výške do 200 m v Panónskej panve	<i>Panónska panva</i>	Malé 10–100 km ²	< 200
P2M	Trstín	Malé toky v nadm. výške 200–500 m v Panónskej panve	<i>Panónska panva</i>	Malé 10–100 km ²	200–500
P1S	Nad Trnavou, Modranka, Pod ČOV, Majcichov	Stredne veľké toky v nadm. výške do 200 m v Panónskej panve	<i>Panónska panva</i>	Stredné 100–1000 km ²	< 200

VÝSLEDKY A DISKUSIA

V tabuľke č.2 sú zhrnuté výsledné údaje za celé sledované obdobie. Tabuľka obsahuje údaje: odberné miesto, rok, výsledná trieda podľa STN 75 7221, priemer triedy prislúchajúci ku každému miestu aj roku a percento ukazovateľov v piatej triede za jednotlivé roky. Posledné spomenuté parametre slúžili na určenie vývoja znečistenia.

Počas celého sledovaného obdobia bola voda v každom roku zaradená podľa STN 75 7221 do piatej, teda najhoršej triedy kvality pre všetky odberové miesta (Tab. 2). Pri vyhodnocovaní kvality sa vyskytol problém v tom, že odbery neboli vykonávané periodicky a tiež fakt, že za celé obdobie monitorovania nebolo ani jedno z odberných miest monitorované každý rok. Najviac sledovanými miestami boli odberové miesta Boleráz a Modranka.

Znečistenie Trnávky sa lineárne zvyšovalo spolu so vzdialenosťou od prameňa potoka. Napriek samočistiacej schopnosti vodných tokov sa dá predpokladať, že v každom mieste odberu (res-

pektíve pred ním) nastávalo znečistenie z vonkajších zdrojov, s ktorým sa tok nebol schopný vysporiadať. Na odberovom mieste Majcichov je znečistenie nižšie ako v odberovom mieste Pod ČOV, čo však môže byť spôsobené spracovaním neúplných údajov (miesto Pod ČOV bolo merané len v roku 2007 a miesto Majcichov v rokoch 1997, 1998, 2006 a 2007 – pozri Tab. 2).

Pre prehľadnosť vývoja znečistenia v sledovanej dekáde bol vyhodnotený priemer tried a percento ukazovateľov V. triedy za sledované obdobie. Z uvedených výsledkov vyplýva, že v roku 2009 bola priemerná trieda kvality 2,47 (najpriaznivejší rok), v roku 2007 priemerná trieda kvality bola až 4,25 (najnepriaznivejší rok). Príčinou môže byť aj rekonštrukcia ČOV – Zelenec v tomto období, čo spôsobilo jej zníženie výkonnosť. Počas rekonštrukcie ČOV, ktorá bola rozdelená na etapy, nebolo možné dodržať čistiaci proces na sto percent a do Trnávky boli tak vypúšťané nedostatočne prečistené vody. Situácia sa po ukončení rekonštrukcie zlepšila.

Tab. 2 Celkové zhodnotenie kvality potoka Trnávka za obdobie 1998–2009

Tab. 2 Assessment of quality of river Trnávka 1998–2009

Tok – miesto odberu vzorky	Priemerné hodnoty tried/výsledná trieda podľa STN 75 7221												Priemer/miesto
	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	
Buková (34,2 km)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1,9	1,9	1,9
Trstín (29,4 km)	3,2	3,8	3,2	3	–	–	–	–	–	–	–	–	3,3
Boleráz (24,1 km)	4,2	3,8	4	3,8	3,8	3,8	3,8	3,8	3,6	4	–	2,2	3,7
Nad Trnavou (14,7 km)	–	4	4,6	4,4	3,8	3,8	3,8	–	–	–	2,5	2,5	3,8
Modranka (8,1 km)	4,8	4,8	4,8	4,4	3,8	–	5	4,8	4	3,8	–	–	4,3
Pod ČOV (4,7 km)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	5	4	3,3	4,1
Majcichov (1,4 km)	4,8	4,6	–	–	–	–	–	–	5	5	–	–	4,9
Výsledná trieda podľa STN	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	
Priemer tried	4,3	4,2	4,2	3,9	3,8	3,8	4,2	4,3	4,2	4,5	2,8	2,4	
ukazovatele v 5. triede [%]	28,6	30,4	22,4	15,2	11,3	20,0	30,2	33,3	27,1	47,4	25,5	12,8	

Najnepriaznivejšie ukazovatele:

Zo skupiny A ukazovateľov (kyslíkový režim) boli najnepriaznivejšie ukazovatele BSK-5 a nasýtenie O_2 . Zvýšené hodnoty sú spôsobené vonkajším znečistením (splaškové vody z príslušných neodkanalizovaných obcí a hnojenie poľnohospodárskych plôch).

Zo skupiny B ukazovateľov (základné fyzikálno-chemické ukazovatele) boli najnepriaznivejšie RL a konduktivita. Dôvodom je vysoké znečistenie toku.

Zo skupiny C (nutrienty) bol najnepriaznivejší ukazovateľ N- NO_2 (dusitanový dusík). V každom roku vykazoval niekoľkokrát nepriaznivé hodnoty. Dusitany sa ako minerály v prírode nevyskytujú a v neznečistených vodách sa nachádzajú v minimálnych stopových množstvách. Ako medziprodukt v procese nitrifikácie sú nestále a zvýšené množstvá sú toxické pre živočíchy. Preto je potrebné hľadať príčinu pre jeho vysoký výskyt počas celého sledovaného obdobia.

Priebeh nitrifikácie vôd je ovplyvnený celým radom faktorov, ako sú teplota, pH, koncentrácia kyslíka, koncentrácia dusíkatého znečistenia a výskyt toxických látok. Všetky tieto faktory spôsobujú inhibíciu dusitanu oxidujúcich baktérií (DOB) a prevláda aktivita a množstvo amoniak oxidujúcich baktérií (AOB). Preto nastáva zvýšený obsah dusitanov vo vodách. Vysoké zaťaženie dusíkom, hlavne vysoká koncentrácia amoniakálneho a dusitanového dusíka môže vyvolať hromadenie samotných dusitanov a to inhibíciou dusitan oxidujúcich baktérií. Toxický účinok sa predpokladá predovšetkým u nedisociovaných foriem výskytu, t.j. u NH_3 a HNO_2 . DOB sú na hodnoty týchto parametrov často citlivejšie než AOB. Preto môže pri vyšších koncentráciách týchto foriem dochádzať k hromadeniu dusitanov. Koncentrácia voľného amoniaku a voľnej kyseliny dusitej veľmi úzko súvisí s hodnotou pH a ďalšími faktormi, predovšetkým s teplotou [4, 5, 6].

Z hodnotenia kvality je zrejmé, že príčinou zvýšeného obsahu dusitanov v Trnávke je silné fekálne znečistenie, ktoré obsahuje amoniakálny dusík, čoho dôsledkom je inhibícia DOB.

Ďalším z nepriaznivých ukazovateľov zo skupiny C boli P-celkový (celkový fosfor) a N-organický (organický dusík). Zvýšené hodnoty fosforu sú zapríčinené vplyvom fosforečnanov obsiahnutých v pracích prostriedkoch a používaním

fosforečnanov v poľnohospodárstve (hnojivá). Človek vylučuje denne asi 1,5 g fosforu, ktorý prechádza do splaškových odpadových vôd. Zlúčeniny fosforu hrajú dôležitú úlohu v prírodnom obehú látok. Sú nevyhnutné pre vyššie aj nižšie organizmy [7, 8]. Zdrojom organického dusíka vo vodách sú splaškové odpadové vody (človek denne vyprodukuje asi 12 g N) a odpadové vody z poľnohospodárskych výrobov.

Zo skupiny D ukazovateľov (biologické ukazovatele) bol najnepriaznivejší SAP-I-bioses. Saprobity vôd je súbor vlastností vodného prostredia, ktoré rôznymi abiotickými a biotickými faktormi ovplyvňujú zloženie a vývoj saprobnych spoločenstiev. Medzi nimi dominuje množstvo organických látok a intenzita biochemického rozkladu. Medzi najvýznamnejšie výhody saprobiologickej indikácie patrí skutočnosť, že biologický rozbor poskytuje údaje o priemernom stave vodného prostredia za dlhšie obdobie. Zachytí aj vplyv krátkodobého znečistenia, ktoré samotné už pominulo, ale jeho ekologické dôsledky ešte určitý čas pretrvávajú. Saprobity je však postihnutelné len znečistenie hnilobnými organickými látkami. Saprobny index je číselný výraz pre saprobity určitej biocenózy, ktorá sa využíva ako nepriama lineárna závislosť pre saprobity.

Zo skupiny E ukazovateľov (mikrobiologické ukazovatele) bol najnepriaznivejší ukazovateľ počet koliformných baktérií (KOLI). Koliformné baktérie sú najčastejšie indikátorom fekálneho znečistenia. Zdrojmi KOLI sú komunálne splaškové vody a odpady zo živočíšnej výroby. V našom prípade sú zdrojom znečistenia splaškové vody z neodkanalizovaných obcí a z častí mesta Trnava, zo živočíšnej výroby a nevyčistené odpadové vody z ČOV Zeleneč.

Z výsledkov meraní je zjavné, že najväčším zdrojom znečistenia na celom toku boli nevyčistené splaškové vody. Naznačujú to zvýšené hodnoty ukazovateľov fekálneho znečistenia.

Zdroje znečistenia:

- *obce*

Sú to hlavne splaškové vody z domácností, väčšina obcí v povodí toku Trnávka stále nie je odkanalizovaná. Obyvatelia v nich sú povinní splaškové vody z domácnosti zvádzať do certifikovaných žump a následne prostredníctvom fekálnych áut vyčerpávať. V priemernej domácnosti pri používaní certifikovaných žump je potrebné

zabezpečiť vyčerpávanie žúmp približne dvakrát do mesiaca za cenu okolo 60 eur. Z prieskumu medzi obyvateľmi v obciach Bíňovce, Boleráz a Klčovany sa zistila inklinácia k neštandardným postupom pri zneškodňovaní splaškového, resp. fekálneho odpadu, čo spôsobuje kontamináciu Trnávky.

Spôsoby kontaminácie potoka Trnávky:

1. žumpy napojené na trativody (neodborne inštalovaný drenážny systém, ktorý zabezpečuje postupné vsakovanie splaškových vôd do pôdy),
2. vody z vodovodov a pračiek zvedené priamo do trativodov,
3. priame prečerpávanie žúmp do potokov,
4. prepady žúmp zvedené potrubím do potokov,
5. prečerpávanie žúmp do záhrad a polí.

V meste Trnava v priemyselnej oblasti pri Trstínskej ceste nie je zavedená kanalizácia. Podniky nemajú kam odvádzať komunálne vody a preto sú vypúšťané do Trnávky. I keď všetky tieto podniky by mali mať čistiarne odpadových vôd, nie je vylúčené, že k znečisteniu Trnávky dochádza aj v týchto miestach.

- **živočišna výroba**

Družstvá zaoberajúce sa živočišnou výrobou sa nachádzajú vo väčšine obcí v povodí potoka Trnávka. Živočišny odpad z družstiev je maštalný hnoj a hnojovica.

Spôsoby kontaminácie potoka Trnávka:

1. poľné hnojiská – vsakovanie do pôdy a následne vôd, zvýšený odtok,
2. z poľných hnojísk do potoka počas dažďov (zaznamenaný prípad,
3. v Boleráze, keď počas dažďa odtok z hnojiska vtekal do Rakyty),
4. neodborné hnojenie hnojovicou – stekanie do potoka,
5. splachy v období dažďov z polí alebo z areálu družstiev (zaznamenaný prípad družstvo Klčovany).

- **hnojenie polí dusičnanovými hnojivami**

Po aplikácii hnojív v povodí potoka Trnávky je pravdepodobný priesak dusičnanov do potoka alebo priamy splach z polí počas dažďov.

- **odpadové vody z odľahčovacích objektov**

Na základe preťažnosti stokovej siete v meste Trnave často dochádza k odľahčovaniu z od-

ľahčovacích objektov. Odpadové vody z odľahčovacích objektov tvoria splaškové odpadové vody zmiešané s vodami z povrchového odtoku počas dažďových udalostí. Odľahčovania boli v Trnave zaznamenané pri každej dažďovej udalosti, či už išlo o búrkové udalosti alebo dlhotrvajúce dažde. Boli zaznamenané odľahčovania aj počas bezdažďového počasia, čo nasvedčuje o zlej funkčnosti stokovej siete.

Navrhované riešenia pre zlepšenie kvality toku:

- **Odkanalizovanie celého povodia Trnávky**

Nepriaznivú situáciu vyrieši odkanalizovanie všetkých neodkanalizovaných oblastí na povodí Trnávky a zvýšená efektívnosť ČOV Zeleneč. Je vypracovaný projekt ISPA, ktorý to všetko zastrešuje. Jeho hlavným cieľom je dobudovanie a rozšírenie stokovej siete v meste Trnava, vybudovanie nových kanalizácií v 24 obciach regiónu Trnava a 3 obcí susedného okresu Galanta a intenzifikácia existujúcej ČOV Trnava, dosiahnuť priaznivý vplyv na kvalitu vody vo vodných tokoch povodia Dolného Váhu, v samotnej rieke Váh a následne v hraničnej rieke Dunaj, zvýšenie percenta obyvateľov napojených na verejnú kanalizáciu, využitie existujúcej ČOV Trnava, zvýšenie kvality a úrovne technológie čistenia odpadových vôd v ČOV Trnava, zníženie prevádzkových nákladov v dôsledku rekonštrukcie úsekov stokovej siete v meste Trnava [9].

V súčasnosti prebieha výstavba kanalizácie v obciach Modranka, Klčovany a Boleráz. Odkanalizovanie priemyselnej zóny na Trstínskej ulici neprebehlo podľa plánu, vzhľadom na nesúhlas majiteľov pozemkov, ktorí boli proti tomu, aby kanalizácia prechádzala popod ich pozemky. Podniky v tejto oblasti sú nútené mať vlastné čistiarne odpadových vôd a odpadové vody nevypúšťať do Trnávky.

- **Úprava koryta v Trnave**

Zúženie koryta toku v meste Trnava, úprava brehov, vysadenie vegetácie popri toku a vybudovanie umelých prepádov, zrekonštruovanie hate pri záhradkárskej oblasti.

V Trnave potok Trnávka má umelo upravené a neprírodné rozšírené koryto, brehy sú kolmé a priečny profil potoka má tvar obdĺžnika. Vodná hladina je v dôsledku rozšírenia toku nízka a prúdenie vody je vláčne a kvôli šírke a tvaru koryta neprírodné. V letných mesiacoch prichádza k prehrievaniu vody, čo okrem iného spôsobuje

pokles obsahu rozpustného kyslíka potrebného pre vodné organizmy. Samočistiaca schopnosť je tým narušená.

Vodný tok je živou entitou a narušenie jeho prirodzenosti vodu v toku robí neživou, teda neschopnou podporovať a vytvárať život. Vodný tok by mal vykazovať vlastnosti nenarušeného toku. Šikmé brehy a kľukatosť koryta spôsobuje prirodzené špirálovité prúdenie vody. Každý tok v prirodzenom a nenarušenom stave je na brehoch porastený bujnou vegetáciou, ktorá plní funkciu ochrany toku, napr. bráni priamemu vystaveniu vody slnečným lúčom. Podľa týchto poznatkov o správnom usporiadaní toku vodný tok Trnávka nespĺňa ani jeden ukazovateľ, čo môže nepriaznivo vplývať na kvalitu vody.

• *Znížiť množstvo vypúšťaných odpadových vôd z odľahčovacích objektov do potoka a monitorovanie ich vplyvu na tok*

1. Vybudovať systém a dažďové nádrže pre zvädzanie a skladovanie dažďovej vody. Nakladanie s uskladnenými vodami:
 - i. využitie ako závlaha poľnohospodárskych plôch,
 - ii. postupné vsakovanie do pôdy – rôzne drenážne systémy,
 - iii. postupné regulované a neinvazívne vypúšťanie týchto vôd do Trnávky alebo do kanalizácie.
2. Vybudovať samostatný kanalizačný systém pre dažďové vody, ktorá bude vyúšťovať priamo do potoka. To si vyžaduje náročné posúdenie, či takýto spôsob bude znečisťovať potok menej ako odpadové vody z odľahčovacích objektov.
3. Podrobnejšie sa venovať odpadovým vodám z odľahčovacích objektov a ich vplyvu na tok.

Na množstvo OV má vplyv aj plocha spevnených urbanizovaných plôch. Pri územnom plánovaní brať zreteľ na tento fakt a regulovať množstvo výstavby nových a zbytočne spevnených plôch na území mesta Trnava.

ZÁVER

Z výsledkov hodnotenia kvality vodného toku Trnávka za obdobie 1998–2009 je zrejmé, že znečistenie toku vo všetkých sledovaných ukazovateľoch je stále vysoké a takýto stav je neuspokojivý i po odstavení cukrovaru a vybudo-

vání kanalizácie zo škrobárni v Boleráze, odkiaľ sú odpadové vody odvádzané na ČOV Zeleneč. Najnepriaznivejšími rokmi boli podľa priemeru tried a percenta ukazovateľov v piatej triede rok 2005 a rok 2007, podľa výslednej triedy však na všetkých odberových miestach počas celého sledovaného obdobia bola určená trieda V (STN 75 7221). Medzi najnepriaznivejšie a najčastejšie sa vyskytujúce ukazovatele patria indikátory fekálneho znečistenia. Dôvodmi pretrvávajúceho znečistenia Trnávky sú hlavne neodkanalizované oblasti v miestach povodia Trnávky, od júna 2006 rekonštrukcia ČOV Zeleneč a odpadové vody z odľahčovacích objektov. Rekonštrukcia ČOV je momentálne ukončená a kvalita vody v toku vykazuje zlepšenie.

Odľahčovanie v Trnave má nezanedbateľný vplyv na Trnávku a množstvá odpadových vôd z odľahčovacích objektov sú vysoké, pretože kanalizácia mesta je zastaraná a predimenzovaná. Odľahčovanie nastáva už pri miernych dlhšie trvajúcich dažďoch. Boli zaznamenané udalosti, keď bol odľahčovací objekt aktívny aj mimo dažďa, jednak počas topenia snehovej prikrývky, ale aj za slnečných jarných dní. Zhodnotenie vplyvu odpadových vôd z odľahčovacích objektov na toky si preto vyžaduje pozornosť a nemalo by sa do budúcnosti zanedbávať. V podmienkach Slovenska sa tejto problematike venuje len minimálne. Stoková sieť nespĺňa legislatívne požiadavky minimálne v bode, kde je stanovená maximálna početnosť odľahčovania za rok.

Ak sa zrealizuje projekt ISPA v tejto oblasti, prinesie to vylepšenie stávajúcej situácie a zámer RSV dosiahnuť do roku 2015 dobrý ekologický stav sa stane skutočnosťou. Okrem tohto projektu, ktorý sa týka aj napojenia neodkanalizovaných obcí na ČOV Zeleneč, by sa mali spraviť opatrenia na obmedzenie vzniku odpadových vôd z odľahčovacích objektov a taktiež spraviť úpravy toku v meste Trnava, ktoré by zvýšili jeho samočistiacu schopnosť a bol by to krok k napodobeniu prirodzených vlastností nenarušených tokov.

Veľký potenciál v novom hodnotení kvality podľa RSV je v stanovovaní hydromorfologických a biologických ukazovateľov, čiže pozorovaním rôznych vodných živočíchov. Tento spôsob sa doteraz vo veľkej miere na Slovensku nepoužíval. Pozorovaním života v toku nám prinesie obraz o jeho sile a schopnosti podporovať život.

Pod'akovanie

Autori ďakujú agentúre VEGA č. 1/0529/09 za finančnú podporu pri riešení projektu, v rámci ktorého vznikol prezentovaný príspevok.

LITERATÚRA

1. KOPPL, T., POKORNÝ, P. 1999: *Ako sme ho (ne) našli*. In: Trnavské noviny, roč. 5, č. 44, s. 8–9.
2. SMERNICA 2000/60/ES EURÓPSKEHO PARLAMENTU A RADY z 23. októbra 2000 ustanovujúca rámec pôsobnosti spoločenstva v oblasti vodnej politiky.
3. KELNAROVÁ, Z. et al. 2007: Metodika pre odvodenie referenčných podmienok a klasifikačných schém pre hodnotenie ekologického stavu vôd. Bratislava: SHMÚ, ÚZ SAV, VÚVH, SAŽP.
4. ANTHONISEN, A. C., LOEHR, R. C., PRAKASAM, T. B. S., SRINATH, E. G. 1976: *Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid*. *J. Water Poll. Contr. Fed* 48, c. 5
5. BUDAY, J., DRTIL, M., HUTAN, M., DERCO, J. 1999: *Substrate and product inhibition of nitrification*. *Chem. Papers*, 53, pp. 379–383.
6. KRÁL, P., KRÁLOVÁ, J., CANZIANI, R., JENÍČEK, P. 2006: *Inhibiční působení dusitanu při biologickém čištění odpadních vod*. *Sborník přednášek konference Odpadové vody*, 259–267, Tatranské Zruby, 18.–20. 10. 2006.
7. Chemické zloženie vôd [online] [cit. 2008-03-02]. Dostupné na internete: <http://www.fpv.umb.sk/~vzdchem/KEGA/TUR/VODA/chemZlozenieVod.htm>.
8. MELICHOVÁ, Z.: Phosphorus. In: Virtanen T. (ed): *Water chemistry*. Banská Bystrica : MBU, 2001. s. 26–30. ISBN: 80-88784-23-9.
9. *Stav v príprave a realizácii investičných akcií spolufinancovaných eurofondami ISPA, KF a ŠF* [online] [cit. 2010-02-02] Dostupné na internete http://www.tavos-as.sk/data/ispa_akcie.htm.

Adresy autorov:

Peter Sudovský
Katedra environmentálneho inžinierstva,
Fakulta ekológie a environmentalistiky,
Technická univerzita vo Zvolene,
T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovenská republika,
sudovskyp@gmail.com

Anna Michalíková
Ústav environmentálneho a bezpečnostného inžinierstva,
Materiálovotechnologická fakulta v Trnave,
Slovenská technická univerzita v Bratislave,
Botanická 49, 917 24 Trnava, Slovenská republika,
anna.michalikova@stuba.sk

HODNOCENÍ REVITALIZAČNÍHO PROCESU

Jaroslava VRÁBLÍKOVÁ

Univerzita J.E. Purkyně, Fakulta životního prostředí, Králova výšina 7, Ústí nad Labem, 400 96, Česká republika, vrablikova@fzp.ujep.cz

ABSTRACT

Vráblíková, J.: **Evaluation of revitalization Process**

Longtime research of anthropogenic disabled landscape in Podkrušnohoří area continues in present by research of revitalization of restored land. Research locations are inlying dumps of mine Most and Slatnice mine. Frame of research is evaluating of revitalization process and results of valuation are part of The Theoretical Base for the Possibility of Revitalization of a Territory in a Model Area. Results of work are part of proposed methodology of revitalization of area for economic, social an environmental development in disabled regions.

Key words: recultivation, revitalization, Podkrušnohoří, methodology access

ÚVOD

Území okresů Chomutov, Most, Teplice a Ústí n. L. je oblastí, která je po téměř století ovlivněna intenzivní důlní a průmyslovou činností. Zátěž krajiny se pod vlivem těžebních a energeticko-industriálních aktivit postupně zvyšovala. Podkrušnohorská pánevní krajina byla vědomě obětována zájmům stoupající těžby hnědého uhlí, jehož spalování se stalo základním energetickým zdrojem materiálově a energeticky náročné české ekonomiky. Povrchová těžba hnědého uhlí velkolomovým způsobem dosahovala maxima v období 80. let dvacátého století.

Devastující vliv jak na podkrušnohorskou krajinu, tak i na změny sociálně-ekonomické struktury jejího osídlení, byl způsobován zejména těžbou hnědého uhlí a vysokou koncentrací energetického a chemického průmyslu. Severočeská hnědouhelná pánev v rozsahu 250 km² s navazujícími elektrárnami patřila na konci 80. let jako součást „Černého trojúhelníku“ k nejvíce devastovaným oblastem ve Střední Evropě.

Koncem dvacátého století dochází v důsledku transformace české ekonomiky na ekonomiku standardního tržního typu k výrazným změnám i v oblasti severních Čech. Jedná se o útlum těžby, průmyslové činnosti, v zemědělství se snížila intenzita hospodaření, využití půd a poklesem stavů hospodářských zvířat se výrazně snížil rozměr živočišné výroby. V důsledku nižší průmyslové i zemědělské činnosti se zvyšuje podíl opuštěných devastovaných ploch (brownfields), nevyužívaných agrárních ploch a v oblasti je zároveň nejvyšší nezaměstnanost v rámci ČR.

I když probíhala obnova krajiny po těžebních a průmyslových činnostech a území bylo rekultivováno, přesto není dostatečně revitalizováno. Poškozené krajiny nedokázaly obnovit podmínky pro opětovné zdravé fungování ekosystémů. Do masivně odvodněné a velkoplošně překopané pánevní krajiny se dosud nepodařilo vrátit krátké vodní cykly, které jsou podmínkou pro plnění základních životodárných funkcí ekosystémů a jsou i podmínkou pro návrat člověka do pánevní krajiny modelového podkrušnohorského regionu.

MATERIÁL A METÓDY

Podkladem pro práci na projektu Ministerstva pro místní rozvoj ČR WD-44-07-1 „Modelové řešení revitalizace průmyslových regionů a území po těžbě uhlí na příkladu Podkrušnohoří“ je identifikace disparit Podkrušnohorské průmyslové krajiny a zpracování charakteristik přírodních podmínek, studium narušení horninového prostředí, charakteristika půdního fondu, vodních režimů a analýza dlouhodobých antropogenních vlivů na ekosystémy modelových pánevních okresů. Krom environmentálních analýz byly rovněž prováděny i socioekonomické charakteristiky s ohledem na obyvatelstvo, trh práce a ekonomiku.

Výše uvedené podklady byly analyzovány ve vztahu k modelové oblasti a na jejich základě jsou zpracovávány syntetické metodické podklady. Jejich výsledkem je studijní materiál publikovaný v knize Teoretická východiska pro možnost revitalizace území modelové oblasti. Příspěvek je zaměřen na seznámení s publikovanými závěry.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

1. ANTROPOGENNÍ ZÁTĚŽ

1.1 Obecné přístupy

Byly analyzovány přírodní i antropogenní faktory způsobující zátěž prostředí (viz obr. 1).

Je možno konstatovat, že k narušení původních vlastností krajiny Podkrušnohoří dochází

zejména antropogenní činností:

- těžby nerostných surovin (uhlí, rud, rašeliny, stavebních a keramických surovin),
- rozvojem průmyslu,
- rozvojem urbánního prostoru,
- rekreací.

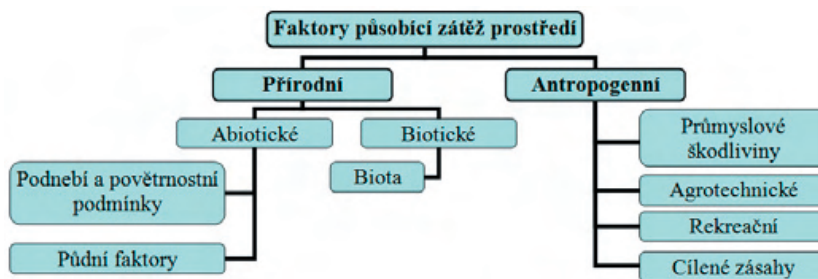
Po zhodnocení antropogenní zátěže za účelem komplexní obnovy území by měl následovat soubor opatření, který přispěje k obnově produktivity a funkčnosti krajiny [1].

1.2 Těžba uhlí

Udává se, že v SHP bylo vytěženo více jak 3,5 mld. tun uhlí, z toho 2,6 mld. velkolomovým způsobem. Na vnější a vnitřní výsypky bylo přesunuto více jak 7 mld. m³ nadložních zemin.

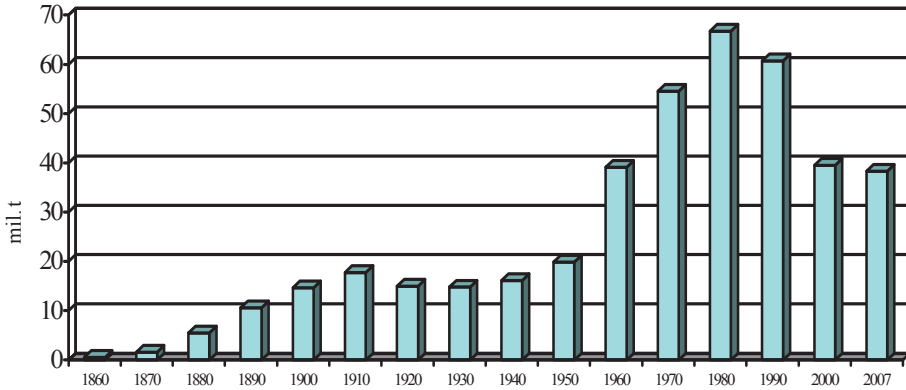
S těžbou jsou spojeny zábory pozemků, převážně se jednalo o zemědělskou půdu. Udává se, že bylo zabráno pro těžbu 40. tis. hektarů pozemků, z toho 33 tis. po r. 1945. V oblasti SHP bylo v důsledku těžby hnědého uhlí zlikvidováno 84 sídel. Z toho nejvíce na Mostecku. V r. 1964 bylo rozhodnuto o likvidaci města Most s 34 tisíci obyvatel, které bylo zlikvidováno v letech 1967–1982 v důsledku těžby uhlí lomem Most.

Severočeská hnědouhelná pánev je největší a těžebně nejvýznamnější hnědouhelnou pánví v České republice. Zaujímá mezi Ústím nad Labem a Kadani plochu cca 140.000 ha (viz. obr. 3) [2].



Obr. 1 Zátěž prostředí

Fig. 1 Stress of environment



Obr. 2 Historický vývoj těžby v Podkráskoňohří za období 1860 až 2007

Fig. 2 Historical progress of mining in Podkráskoňohří area in years from 1860 to 2007

[Zpracováno FŽP ze zdrojů: historie těžby, materiály SHR, MUS a SD]



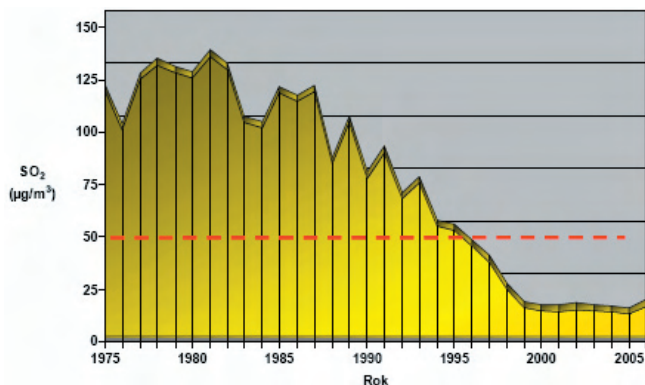
Obr. 3 Zastoupení ploch ovlivněných důlními aktivitami

Fig. 3 Representation of area affected by mining activities

1.3 Důsledky průmyslové činnosti

Krajina v Podkráskoňohří byla a je typickým průmyslovým regionem, se všemi negativními dopady na prostředí – zejména emisní i imisní zátěže, které byly příčinou zařazení oblasti do tzv.

„černého trojúhelníku“ (Podkráskoňohří, Slezsko, Sasko). Antropogenní zátěž je charakterizována na vývoji průměrných ročních koncentrací SO_2 , NO_x a průměrných ročních koncentrací prachu (viz. obr. 4, 5) [3].

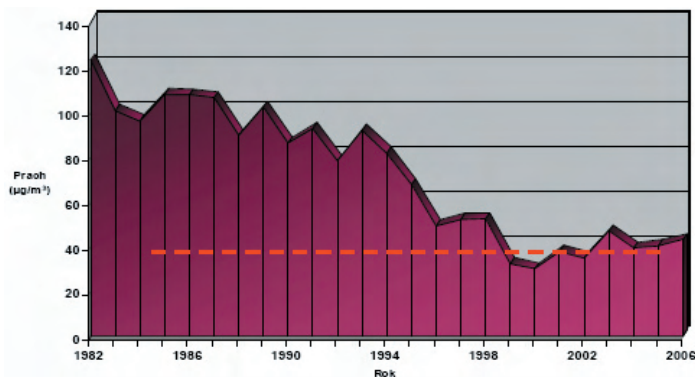


Obr. 4 Průměrné roční koncentrace SO_2 v Chomutovsko-ústecké oblasti

Fig. 4 Annual average concentration of SO_2 in Chomutovsko-ústecká area

[Zdroj dat: Zdravotní ústav Ústí nad Labem]

Pozn.: Přerušovaná čára vyjadřuje limitní hodnotu pro ochranu zdraví, platnou v roce 2004



Obr. 5 Průměrné roční koncentrace prachu (TSP a PM_{10}) v Chomutovsko-ústecké oblasti

Fig. 5 Annual average concentration of dust (TSP a PM_{10}) in Chomutovsko-ústecká area

[Zdroj dat: Zdravotní ústav Ústí nad Labem]

Pozn.: Přerušovaná čára vyjadřuje současný platný imisní limit pro ochranu lidského zdraví

2. TEORETICKÁ VÝCHODISKA OBNOVY KRAJINY

Pro nástin teoretických východisek možnosti revitalizace území modelové oblasti a získání relevantních údajů pro problematiku revitalizace jako podkladu pro zpracování návrhů metodických postupů pro řešení revitalizace území pánevních okresů bylo přistoupeno k analýzám přírodního a sociálně ekonomického prostředí. Jejich cílem je zpracování podkladů pro zefektivnění regionální politiky a snížení disparit ve strukturálně postižených regionech, jejichž významným představitelem jsou pánevní okresy v Podkráskoohří.

Při revitalizaci částí přírody a krajinných segmentů, lze vycházet ze:

- zjištění stupně jejich narušenosti
- z rozhodnutí o potřebě revitalizace
- z návrhu revitalizačních opatření
- zjištění míry úspěšnosti zásahu sledováním dalšího vývoje [1]

Pro objektivní a komplexní přístup k hodnocení problémů disparit ve sledovaném regionu, Chomutovsko-ústecké oblasti byla prováděna regionální analýza zaměřená zejména na disparity v oblasti ekonomické, sociální a environmentální.

První etapu těchto prací představuje provedení SWOT analýzy (SWOT-A) pro danou oblast. Interpretace jejich výsledků byla využita k určení relevantních faktorů, které by měl scénář pro zpracování návrhů metodických postupů (resp. jeho varianty) dále sledovat.

2.1 Scénáře modelové oblasti Podkrušnohoří a jejich vícekritériální hodnocení:

Podstatou této metody je SWOT analýza hodnotící silné (*Strengths*) a slabé (*Weaknesses*) stránky určité společnosti (korporace, komunit...), příležitosti (*Opportunities*) a hrozby (*Threats*), které jsou pro tuto společnost spojeny či vyvstávají v souvislosti s realizací určitého projektu (podnikatelského záměru, strategie nebo i restrukturalizačních procesů). Analýza spočívá v rozboru a hodnocení současného stavu společnosti (→ vnitřní prostředí) a současné situace okolí společnosti (→ vnější prostředí). Kombinace faktorů SWOT vymezuje čtyři kvadranty strategií (viz. obr. 6) [1].

Byla zpracována analýza problémů pro naši modelovou oblast, v rámci uvedených faktorů a strategií základní pilíře, které vycházejí z principů trvale udržitelného rozvoje pro řešení modelové oblasti v Podkrušnohoří. Jedná se o:

Environmentální pilíř – ovzduší, voda, krajina, agrosystémy, ekosystémy, odpady

Ekonomický pilíř – průmysl, podnikání, zemědělství, služby

Sociokulturní pilíř – zdravotnictví, sociální péče, vzdělávání, kultura [4]

Výsledkem analýzy jednotlivých scénářů modelové oblasti a jejího vícekritériálního hodnocení, bylo doporučení takzvané udržitelné varianty, která spočívala v

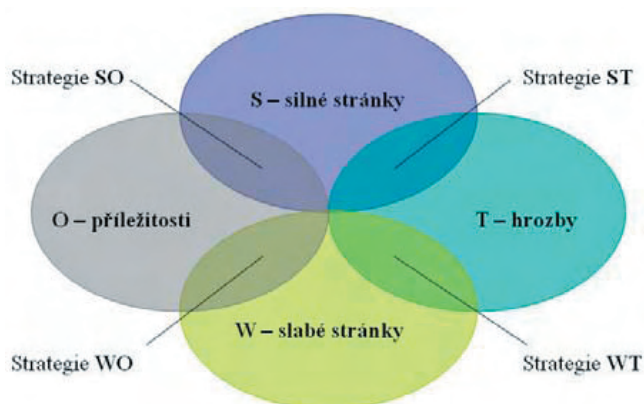
- poklesu těžby hnědého uhlí v rámci současných ekologických limitů a odepsáním dalších zásob za jejich rámcem,
- v setrvání až mírném poklesu elektrárnosti při modernizaci a ekologizaci jeho kapacit,
- v akcelerujícím tempu postupu rekultivací, kdy se v jejich struktuře uplatňují hydričké formy a řízená sukcese,
- v diverzifikaci ekonomické struktury a řešení „brownfields“. [5]

3. METODICKÉ ZÁKLADY REVITALIZACE KRAJINY

Problematika metodických základů revitalizace krajiny je zpracovávána formou metodiky.

Při zpracování metodik revitalizace krajiny je nutno stanovit:

- konkrétní revitalizační cíle
- revitalizační metody
- problematiku financování
- návrh konkrétních realizačních projektů na vybrané území



Obr. 6 Kombinace faktorů SWOT – kvadranty strategií
Fig. 6 SWOT factors combination – strategy quadrants

Jejím cílem je poskytnout určitý návod na zpracování revitalizačních postupů za účelem obnovy krajiny a životního prostředí v souladu se Strategii udržitelného rozvoje (dále SUR) pro regiony a obce, která by měla do určité míry vyjadřovat společenský a politický konsensus v souladu s tématy, prioritami a cíli.

Metodika revitalizace krajiny by měla dále vycházet ze SWOT analýzy a jednotlivých pilířů udržitelného rozvoje, tvořit návrhy od obcí směrem na region a „stát“, podkladem by měly být i dříve schválené cíle a opatření pro rozvojovou oblast.

Hlavním problémem v Podkrušnohoří je zátěž prostředí, způsobená antropogenní činností. K narušení původních vlastností dochází zejména: těžbou nerostných surovin rozvojem průmyslu a rozvojem urbánního prostoru. K odstranění výše uvedených negativních antropogenních vlivů by měl následovat soubor opatření, k obnově funkcí krajiny, její produktivity, formou rekultivací, revitalizací a následně i resocializací.

Ekologická obnova je proces jak napomáhat oživení ekosystému, který byl znehodnocen, poškozen nebo zničen. Jde o aktivitu která zahajuje nebo urychluje oživení ekosystému a respektuje jeho zdraví (funkční procesy), integritu (složení druhů a struktura komunity) a udržitelnost (odolnost vůči poruchám a pružnost). Obnova zajišťuje abiotickou podporu z fyzikálního prostředí, vhodné toky a výměny organismů a látek s okolní krajinou a znovuzřízení kulturních interakcí, na nichž závisí integrita některých ekosystémů.

Obnova se pokouší vrátit ekosystém do jeho původní historické trajektorie, tj. do stavu, který připomíná původní stav, nebo stav, o němž se lze domnívat že by se přirozeně rozvinul v mezích historických trajektorií. Obnovený ekosystém se nutně nemusí oživit v původním stavu, neboť současné omezení a podmínky mohou ovlivnit jeho vývoj podél jiné trajektorie [1].

4. NĚKTERÉ PRAKTICKÉ ZÁSADY REVITALIZACE

Základní zásady revitalizace krajiny lze shrnout do následujících bodů:

- 1) Posunout současný stav krajiny (při zachování potřebné produkční schopnosti) směrem po vývojové ose ke klimaxu (aby byla minima-

lizována pravidelná energetická dotace nutná pro udržení navrženého stavu).

- 2) Snažit se o komplexní přístup – v návrhu je třeba uvažovat pokud možno všechny podstatné části krajinného systému (včetně jejich další údržby).
- 3) Revitalizační opatření je třeba provádět na co největší ploše v „uzavřené oblasti“ (např. povodí, či subpovodí).
- 4) Navržená opatření musí být proveditelná a jejich následky musí být společensky akceptovatelné.

Hlavním nástrojem hodnocení revitalizace je management ekosystému v rámci trvale udržitelného rozvoje. Řeší čtyři problémové okruhy:

- 1) sleduje a popisuje rozmanitost živých organismů;
- 2) je snaha porozumět vlivu lidských aktivit na druhy, společenstva a ekosystémy;
- 3) vyvíjí mezioborové přístupy k ochraně a obnově biodiverzity;
- 4) úspěšnost revitalizačního zásahu nutno hodnotit na podkladě monitorování populací a společenstev.

ZÁVĚR

Účelem výzkumných prací FŽP v rámci projektu WD-44-07-1 „Modelové řešení revitalizace průmyslových a území po těžbě uhlí na příkladu Podkrušnohoří“ je přispět k nápravě devastované oblasti severních Čech, postupně navrhnout metodické postupy pro řešení účinné revitalizace území pánevních okresů a k návratu člověka do obnovené krajiny. Získanými poznatky tak přispět k řešení regionální politiky a ke snížení environmentálních i sociálně-ekonomických disparit.

Poděkovanie

Podpořeno projektem Ministerstva pro místní rozvoj ČR WD-44-07-1 „Modelové řešení revitalizace průmyslových regionů a území po těžbě uhlí na příkladu Podkrušnohoří“.

LITERATÚRA

1. VRÁBLÍKOVÁ, J. a kol.: *Teoretická východiska pro možnost revitalizace území v modelové oblasti*, Univerzita J.E. Purkyně, ISBN 978-80-7414-085-3. 153 s. Ústí n. L. 2008.

2. VRÁBLÍKOVÁ, J. a kol.: *Revitalizace antropogenně postižené krajiny v Podkrušnohoří*, Univerzita J. E. Purkyně, ISBN 978-80-7414-019-8, 182 s. Ústí n. L. 2008.
3. VRÁBLÍK, P.: *Resocializace území* str. 49–56 in *Revitalizace antropogenně postižené krajiny v Podkrušnohoří FŽP UJEP*, Ústí n. L. 2008.
4. ZAHÁLKA, J., FARSKÝ, M., *Scénáře modelové oblasti Podkrušnohoří a jejich vícekritériální hodnocení* str. 130–144 in *Revitalizace antropogenně postižené krajiny v Podkrušnohoří FŽP UJEP*, Ústí n. L. 2008.
5. VRÁBLÍK, P., PONDĚLÍK, M.: *Deprivující průmyslové dědictví v ČR a Ústeckém kraji*. Str. 119–121. Acta Universitatis Purkynianae 124, Studia Geographica VII. „Regionální výzkum v severozápadních Čechách“ ISBN 80-7044-778-8. Univerzita J. E. Purkyně, Ústí n. L., 2006.

SÚHRN

Dlouhodobý výzkum antropogenně postižené krajiny v Podkrušnohoří pokračuje v současném období výzkumem revitalizace obnoveného území. Vybranými výzkumnými lokalitami jsou vnitřní výsypky na lomu Most a Slatinice. V rámci výzkumu je hodnocen revitalizační proces a výsledky hodnocení jsou součástí publikace Teoretická východiska pro možnost revitalizace modelové oblasti. Výsledky prací jsou součástí navrhované Metodiky revitalizace území pro hospodářský, sociální a environmentální rozvoj v postižených regionech.

Adresa autorky:

prof. Ing. Jaroslava Vráblíková, CSc.,
Katedra přírodních věd,
Fakulta životního prostředí UJEP,
Králova Výšina 7
Ústí nad Labem 400 96
Česká republika
e-mail: vrablikova@fzp.ujep.cz

ENVIRONMENTÁLNE VPLYVY VÝROBY HLINÍKA – MINULOSŤ A SÚČASNOSŤ

Marián SCHWARZ¹ – Vladimír LALÍK¹ – Miroslav VANEK¹ – Miroslav DADO²
– Richard HNILICA²

¹ Katedra environmentálneho inžinierstva, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, schwarz@vsld.tuzvo.sk

² Katedra výrobných techník a materiálov, Fakulta environmentálnej a výrobných techník, Technická univerzita vo Zvolene, Študentská 26, 960 53 Zvolen, dado@vsld.tuzvo.sk

ABSTRACT

Schwarz M., Lalík V., Vanek M., Dado M., Hnilica R.: **Environmental Impact of Aluminium Production – History and Present Day**

The aluminium works presents as in the past so in present time serious risk for environment, e.g. by alumina production (red and brown mud with high caustic character), by itself aluminium electrolytic processing (emission of fluorides, PAHs, particulate mater etc.) Submitted paper deals with particular pollution and/or waste sources and analyses the results of air, water and soil monitoring in contaminated aluminium works area.

Key words: Environmental Impact, Bayer' technology, alumina production, waste mud, BAT technology

ÚVOD

Prirodzený kolobeh látok v prírode bol v priebehu existencie človeka výrazne narušený najmä v dôsledku vzrastajúcej hospodárskej činnosti, a tak dochádza čoraz viac k hromadeniu nebezpečných látok v jednotlivých zložkách prostredia so všetkými dôsledkami predovšetkým na ľudské zdravie. Po tisícročia vytváraná rovnováha v prírode bola nerozumným zásahom človeka väčšinou negatívne ovplyvnená a odstraňovanie vzniknutých následkov neraz stojí viac úsilia a prostriedkov, ako bolo potrebné k vzniku takejto nerovnováhy. Z analýzy hodnotových stránok zdravia vo svojich zložitých súvislostiach vyplýva, že v dôsledku komplexného pôsobenia škodlivých environmentálnych vplyvov vzniká čoraz viac chorôb a narušená ekologická rovnováha s obmedzenou adaptačnou schopnosťou si bude vyžadovať na svoju regeneráciu desiatky rokov.

V predkladanom článku popisujeme historické súvislosti environmentálnych vplyvov výroby hliníka v Žiari nad Hronom a zhodnotenie súčasného stavu najmä s ohľadom na zdravotné účinky.

1 HISTÓRIA VÝROBY HLINÍKA NA SLOVENSKU

Hliník sa na Slovensku začal vyrábať na základe politického rozhodnutia v Žiari nad Hronom, kedy boli v auguste 1953 spustené do prevádzky prvé Söderbergove elektrolyzéry. V tomto roku bolo vyrobených prvých 2 735 t hliníka, ktorého čistota dosahovala 99,6%. V roku 1957 bola uvedená do prevádzky druhá elektrolyzná séria a výroba hliníka sa postupne zvyšovala do roku 1965, od ktorého dosahovala stabilnú úroveň v rozmedzí 60 až 69 tis. t hliníka ročne. K elektrolyzným halám postupne pribudla výroba oxidu

hlinitého (1957) a anódovej hmoty (1959) a súčasne sa začali prejavovať aj katastrofálne účinky exhalátov z výroby na environment. V tesnom okolí hlinikárne totálne vyhynulo včelstvo, začalo hynúť vtáctvo a dobytok a negatívne vplyvy boli zjavné aj na vegetácii. Mementom do budúcnosti bola nutnosť vystaňovania obyvateľstva Horných Opatovciac – dediny ležiacej v tesnej blízkosti južne od hlinikárne v smere prevládajúceho prúdenia vzduchu. V roku 1960 pri výrobe 52 748 t Al vyprodukovala hlinikáreň 22 225 t exhalátov, z toho viac ako 1 250 t predstavovali emisie fluóru (KAFKA – ČAMBALOVÁ, 2001).

1.1 VÝROBA OXIDU HLINITÉHO

Prakticky jedinou surovinou na výrobu hliníka v súčasnosti je bauxit, ktorý predstavuje zmes viacerých oxidov kovov s obsahom 30–75% Al_2O_3 a prímiesami oxidov železa, kremíka, titánu, vápnika a ďalších minoritov. Za ekonomicky rentabilné sa dnes považuje spracovanie kvalitnej rudy s obsahom Al_2O_3 vyšším ako 65% (SLOVALCO, 2010). V závode Kysličníkáreň sa spracovával prevažne menej kvalitný bauxit s obsahom Al_2O_3 48% a SiO_2 9,6% spekacím spôsobom, ktorým sa vyrobilo takmer 90% z celkového množstva Al_2O_3 , kde ako hlavný odpad vzniká tzv. hnedý kal. Iba menšie množstvo kvalitnejších bauxitov (8,4% z celkového množstva) bolo neskôr spracované Bayerovou metódou a v poloprevádzke chránenej československými patentmi sa spracovalo 1,54% bauxitu modernou Bayerovou vysokotlakovou metódou. Pri oboch posledne menovaných metódach ako odpad vzniká tzv. červený kal (KAFKA – ČAMBALOVÁ, 2001).

Spekacia metóda je energeticky náročnejšia a používa sa pre výrobu Al_2O_3 z bauxitu s vyšším obsahom SiO_2 , kde po rozdrvení a pomletí v guľových mlynch sa bauxit v zmesi s uhličitanom sodným, vápenatým a vratnými roztokmi speká pri teplote 1 150–1 350 °C a vzniknutý hlinitan sodný sa vylúhuje vodou. Oxid kremičitý tvorí s hydroxidom sodným a hlinitanom sodným podvojný silikát hlinitosodný, ktorý je nerozpustný a produkuje tzv. biely kal. Aby nevznikal problém s jeho uskladňovaním na kalovom poli, vracal sa biely kal späť do procesu, čím zhoršoval kvalitu vsádzky a negatívne ovplyvňoval hospodárnosť výroby (HAVLÍK, 1996). Z vyššie uvedených dôvodov bola preto

snaha používať kvalitnejší bauxit s minimálnym obsahom SiO_2 , pretože pri spomenutej reakcii okrem odstránenia oxidu kremičitého z roztoku sa tento súčasne zbavuje aj oxidu hlinitého a hydroxidu sodného, čím sa výťažnosť celého procesu znižuje.

Pri Bayerovej vysokotlakovej metóde sa bauxit zohrieva pod tlakom 12–15 MPa s roztokom NaOH, pričom vzniká roztok hlinitanu sodného a nerozpustné oxidy železa ostávajú vo zvyšku známom ako červený kal. Tento proces je energeticky omnoho výhodnejší, pretože umožňuje vylúhovanie bauxitu pri teplotách do 300 °C. Z hlinitanového roztoku sa zavádzaním spalného plynu s obsahom CO_2 vylúči hydratovaný oxid hlinitý, ktorý sa nechá usadiť a po premytí vodou a oddelení na bubnových filtroch sa podrobí termickému rozkladu v rotačných peciach pri teplotách 1200 až 1300 °C za vzniku oxidu hlinitého.

V ZSNP Žiar nad Hronom sa v rokoch 1957–1997 celkovo vyrobilo 5,185 mil. t Al_2O_3 , z toho 4,548 mil. t spekacím spôsobom, 0,556 mil. t Bayerovou metódou a 0,079 mil. t v poloprevádzke vysokotlakovým spôsobom (SCHMIEDL a kol., 2006). Celkovo sa v uvedenom období spracovalo 14,627 mil. ton bauxitu, z ktorého vzniklo 8,5 mil. ton hnedého kalu a 0,65 mil. ton červeného kalu. Za 40 rokov prevádzky závodu Kysličníkáreň vzniklo vedľa hlinikárne obrovské kalové pole, ktoré však bolo vybudované bez náležitej izolácie dna a dnes ako environmentálna záťaž zaberá plochu 44,68 ha s dĺžkou cca 1000 m, šírkou v strede telesa cca 460 m a výškou 42–45 m nad okolitým terénom. V roku 1997 sa z ekonomických dôvodov výroba Al_2O_3 ukončila a začal sa kupovať hotový, čím sa ťarcha produkcie odpadu preniesla na výrobcu.

Červený a hnedý kal z výroby Al_2O_3 dnes predstavujú najvýznamnejšiu environmentálnu záťaž jednak zabratím relatívne veľkého územia vzniknutým odkaliskom a jednak svojimi nebezpečnými vlastnosťami (vysoká alkalita, možnosť kontaminácie podzemných vôd, potreba stavebného zabezpečenia odkaliska, zvýšená prašnosť a pod.). Celosvetová produkcia takto vzniknutého odpadu v súčasnosti sa odhaduje až na 90 mil. ton ročne (KUMAR S. et al., 2006). O vlastnostiach, zložení a možnostiach využitia odpadových kalov z výroby Al_2O_3 sme písali v našom predchádzajúcom článku (SCHWARZ a kol., 2010), avšak napriek širokému spektru rôznych aplikácií v priemysle

(stavebný, chemický, keramický, sklársky a pod.), poľnohospodárstve (remediácia pôd, kompostovanie), analytickej chémii (adsorbenty, katalyzátory) i pri ochrane životného prostredia (neutralizácia kyslých banských výtokov, adsorpcia škodlivých nox) končí celosvetovo majoritný podiel odpadu na odkaliskách alebo na morskom dne.

1.2 VÝROBA PRIMÁRNEHO HLINÍKA

Primárny hliník sa vyrába elektrolýzou v redukčných peciach vymurovaných uhlíkatými materiálmi. Tieto pece sa plnia roztaveným elektrolytom pozostávajúcím z oxidu hlinitého a prísad znižujúcich jeho teplotu tavenia, ako sú kryolit (Na_2AlF_6) a fluorid hlinitý, vápenatý alebo lítý. Jednosmerný prúd prechádza prostredníctvom uhlíkových anód elektrolytom k uhlíkovej katódovej výmurovke. Pri teplote 940–960 °C sa na katóde vylučuje kovový hliník, ktorý sa z dôvodu vyššej hustoty usadzuje pod vrstvou elektrolytu na dne elektrolýzera, čím sa zabraňuje jeho spätnej oxidácii. Množstvo vylúčeného kovu je priamo úmerné intenzite prúdu a elektrochemickému ekvivalentu hliníka, ale aj času trvania elektrolytického procesu (SCHMIEDL a kol., 2006). Tento proces je nepretržitý a prebieha vo viacerých sériovo zapojených elektrolytických peciach.

Na povrchu roztaveného elektrolytu sa vytvára kôra, na ktorú sa pridáva oxid hlinitý, aby sa predohrial teplom z pece (okolo 950 °C). Táto kôra sa musí pravidelne prerážať, aby dochádzalo k dávkovaniu oxidu hlinitého priamo do roztaveného elektrolytu (dnes sa uskutočňuje automatickými dávkovačmi). Aby nedochádzalo k tzv. anódovým efektom, je potrebné roztavený hliník v pravidelných intervaloch (48 hodín) z elektrolýzera odčerpať. Odčerpaný hliník sa ďalej spracováva v zlievarni, kde sa v rafinačných elektrických peciach egalizuje na požadované chemické zloženie a následne sa odlieva do foriem požadovaného tvaru.

Na 1 t čistého Al sa spotrebujú 2 t oxidu hlinitého, na ktorého výrobu je potrebných 4–5 t bauxitu. Na 1 kg vyrobeného hliníka sa ďalej spotrebuje približne 0,45 kg uhlíka, ktorý tvorí anódovú hmotu. V prvých elektrolýzéroch Söderbergovho typu sa neuvažovalo s vopred vypálenou anódovou hmotou a táto sa tvorila spočiatku priamo v elektrolýzéroch, kde prechodom

elektrického prúdu dochádzalo v anódovom plášti z nadávkovaných blokov a neskôr granúl k ich vypaľovaniu, ktoré sa spájalo s uvoľnením veľkého množstva karcinogénnych polycyklických aromatických uhlíkovodíkov. Základnou surovinou na výrobu anód bol smolný koks, ktorý sa kalcinoval v rotačných peciach pri teplote 1200–1300 °C, čím došlo k jeho tepelnej stabilizácii a zlepšeniu elektrickej vodivosti (KAFKA – ČAMBALOVÁ, 2001).

2 ZDROJE ZNEČISŤOVANIA

Okrem vyššie opísanej produkcie odpadových kalov z výroby Al_2O_3 , pri ktorej navyše dochádzalo k obrovským úletom prachových častíc do ovzdušia a ktorá je od roku 1997 odstavená, druhý najvýznamnejší zdroj emisií predstavuje samotná elektrolýza Al_2O_3 . Na anóde sa vyvíja kyslík tvoriaci s uhlíkom elektródy zmes oxidu uhlíkatého a uhličitého a menšie množstvo ďalších látok, napr. fluorid uhličitý, ktorého stredná doba zotrvania v atmosfére je až 50 000 rokov a príspevok k skleníkovému efektu v porovnaní s CO_2 je až 6 500-násobný (ZÁVODSKÝ, 2001). Na 1 t vyrobeného hliníka sa vyprodukuje až 120 000 m³ anódových plynov, ktorých zloženie sa mení v závislosti od typu elektrolýzera (anódových elektród) a spôsobu vedenia samotnej elektrolýzy: 50–80 % CO_2 , 20–50 % CO, HF a SO_2 , 14 % CF_4 , 0,1 % C_2F_6 a dechty < 1 %. Okrem plynných emisií sa uvoľní na 1 t Al 30–40 kg tuhého aerosólu obsahujúceho Al_2O_3 , kryolit, fluoridy a uhlík, ktoré sa spočiatku neodlučovali vôbec a až neskôr sa zaviedli tzv. korozetové absorbéry, kde sa však dosiahla účinnosť odlúčenia maximálne do 90 %.

Ďalší odpad pri elektrolýze predstavuje tzv. uhlíková pena (na 1 t Al cca 25 kg), ktorá sa tvorí na povrchu elektrolytu unášaním uhlíkových častíc anódovými plynmi a obsahuje až 60–70 % kryolitu. Množstvo tuhých odpadov tvoria ďalej trosky, stery, krycie soli z rafinácie Al, prípravy zliatin, taveniny na báze chloridov a fluoridov, katódové odpady, garnisáže a zvyšky elektrolytu. Garnisáže a zvyšky elektrolytu ako pozostatky po generálnych opravách elektrolýzéroch sú tvorené hlavne kryolitom, oxidom hlinitým, kovovým hliníkom a jeho karbidmi, nitridmi a kyanidmi a vracajú sa späť do prevádzky ako súčasť vsádzky elektrolýzéroch. Výmurovky, presiaknuté

Tab. 1 Emisie, odpadové vody a tuhé odpady v hliníkárni v Žiari nad Hronom v rokoch 1996–2008 (www.zsnp.sk)
 Tab. 1 Emission, waste water and solid waste in Žiar nad Hronom Aluminium Works during 1996–2008

	Množstvo za rok													
	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	
Ovzdušie [t.r ⁻¹]														
Tuhé látky – TZL spolu	294,6	241,6	138,7	88,2	91,3	86,5	105,3	129,3	134,4	36,7	25,3	19,7	7,5	
z toho – popolček + prach	272,0	223,7	138,5	87,7	90,9	86,2	105,3	30,1	134,4	36,7	25,3	19,7	7,5	
fluór ako fluoridy	22,5	17,9	0,2	0,5	0,4	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Iné	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Dechty (PZS)	1,3	0,3	0,2	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Plynové emisie spolu	2161,3	2102,5	1683,3	1520,0	1729,5	1678,4	1312,0	937,9	1167,8	1022,5	672,8	614,5	285,0	
org. látky	12,1	10,3	11,1	29,6	19,1	21,5	18,6	42,0	51,6	57,2	18,5	8,6	7,6	
SO ₂	1543,1	1579,7	1259,5	1140,1	1298,3	1255,3	961,9	455,3	440,0	407,7	382,1	351,0	178,2	
NO _x	349,8	382,8	296,5	264,7	316,3	307,3	257,1	228,4	225,7	250,3	233,2	221,7	79,2	
CO	236,9	111,6	97,8	82,7	92,4	91,7	73,7	210,6	446,9	305,1	37,5	31,5	18,3	
Iné	19,4	18,1	18,4	2,9	3,4	2,6	0,7	1,6	2,6	2,2	1,5	1,7	1,7	
Spolu	2457,2	2344,4	1822,2	1608,8	1820,8	1764,9	1417,3	1067,2	1302,1	1059,2	654,3	634,2	292,5	
Voda														
odpadová voda [10 ³ m ³ .r ⁻¹]	9719,2	7386,6	7057,4	7402,8	6206,1	4896,1	6334,9	4001,0	4758,0	4610,5	4433,9	2953,3	3194,7	
nerozpustné látky [t.r ⁻¹]	1605,6	265,2	158,5	242,9	163,3	86,3	164,3	26,6	36,8	77,8	49,8	47,5	48,1	
rozpustné látky [t.r ⁻¹]	3852,6	2964,7	2972,7	3099,5	2797,6	2645,5	6925,0	3694,5	3988,7	4582,6	6534,9	4325,3	4754,3	
BSK ₅ [t.r ⁻¹]	49,7	36,6	27,5	31,2	29,4	25,2	30,1	20,7	27,1	18,9	16,8	16,9	17,4	
CHSK _{Cr} [t.r ⁻¹]	363,0	229,1	182,0	249,5	240,7	197,8	190,4	123,4	160,6	194,4	129,7	64,7	118,1	
odpady [t.r ⁻¹]														
tuhý priemyselný odpad	96560,0				56400,0	49750,0	91600,0	71860,0	18930,0	31395,0	13650,0	10620,0	10523,0	

fluorosolami sa nevyužívajú a odvážajú sa na odval. Hliníkové stery vznikajú dôsledkom vysokej afinity hliníka ku kyslíku na hladine roztaveného hliníka alebo sa tvoria pri ďalšom tavení a rafinácii hliníka. Obsahujú prevažne zvyšky krycích solí – chloridy, fluoridy, najmä sodíka a draslíka, oxid hlinitý, kovový hliník, nitrídy a karbidy hliníka. Tieto stery sa sťahujú z hladiny kovu a tuhnú mimo pec súčasne s ďalšou oxidáciou prítomného kovového hliníka. V mnohých krajinách sú hliníkárske stery zaradené medzi toxické odpady (HAVLÍK, 1996). Sumárny prehľad produkcie odpadov a odpadových vôd spolu s emisiami do ovzdušia za roky 1996–2008 v spoločnosti ZSNP, a.s. Žiar nad Hronom je uvedený v tabuľke 1 (www.zsnp.sk), z ktorej je zrejмый dopad modernizácie a ekologických opatrení v spoločnosti, aj keď k uvedeným číslam je potrebné pripočítať produkciu odpadov vzniknutých dcérskych spoločnosťami po roku 1990.

3 ZDRAVOTNÉ ÚČINKY

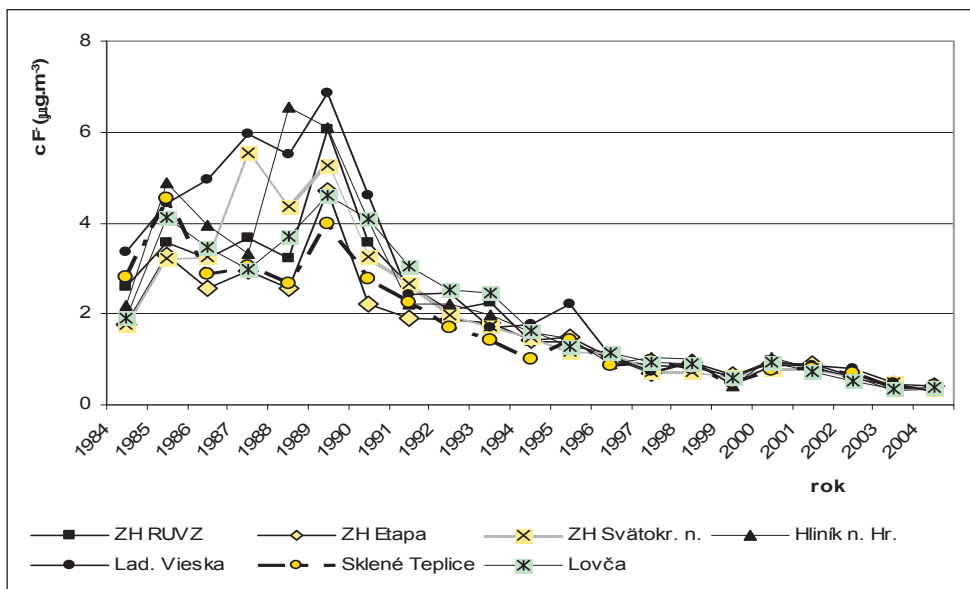
V období po spustení prvého elektrolyzéra do prevádzky sa začal aj sústavný zdravotný výskum kvality životného prostredia, kde boli zistené zvýšené hodnoty fluóru vo všetkých jeho zložkách a prevalencia fluorózy u ľudí sa stala významnou hrozbou. Z klinických vyšetrení súboru hutníkov, ako aj dospelých a detí v spádovej oblasti boli zistené nálezy zvýšeného vylučovania fluóru močom, zvýšenej kazivosti a škvrnitosti zubnej skloviny najmä stáleho chrupu. Ďalšími popisovanými prejavmi boli osteoskleróza hlavne na chrbtici, poruchy krvotvorby, krvného tlaku, bradykardia a narušenie metabolickej rovnováhy buniek, v dôsledku čoho dochádza k zmenám na štitnej žľaze, obličkách alebo k retardácii rastu (BUCHANCOVÁ a kol., 2003). Toxický účinok fluoridov spočíva v ireverzibilnej inhibícii celého radu enzýmov, najmä metaloenzýmov, čím sa vážne naruší bazálny metabolizmus bunky.

Z vyššie uvedených dôvodov boli pre zníženie rizika intoxikácie fluórom odporúčené okresným hygienikom racionálne zostavy výživy obyvateľstva a boli prijaté zásady distribúcie častí potravín pre zásobovanie v spádovom území z nekontaminovaných oblastí (napr. zákaz predaja fluoridovaných zubných pást, poľnohospodárske plodiny vypestované na spádovom území sa mu-

seli predávať v nekontaminovaných oblastiach a pod.). V technologickej oblasti bol takisto zavedený celý rad opatrení k zníženiu emisií (primárne odsávanie elektrolyzéro, odprašovanie tepla a pod.). Napriek uvedeným opatreniam pri riešení nepriaznivej ekologickej situácie, nikdy nenastal stav, že by sa dovolené hygienické normy niekoľkonásobne neprekračovali a na sklonku 80. rokov obmedzené možnosti zlepšovania environmentálnych vplyvov výroby primárneho hliníka Söderbergovou technológiou už boli vyčerpané (KAFKA – ČAMBALOVÁ, 2001).

4 ENVIRONMENTÁLNE VPLYVY

Z hľadiska nepriaznivých účinkov na environment treba v prvom rade spomenúť imisie fluóru, ktoré boli sledované Regionálnym úradom verejného zdravotníctva v Žiari nad Hronom (RÚVZ), ktorého pracovisko Odbor laboratórných činností je od roku 1999 akreditované Slovenskou národnou akreditačnou službou (SNAS) podľa zásad správnej laboratórnej praxe (akreditačné osvedčenie SNAS č. 27/2000). Zaťaženie fluórom bolo okrem pôdy sledované na základe hygienických predpisov vo všetkých zložkách životného prostredia (ovzdušie, voda), v požívatinách a v biologickom materiáli (moč, zuby, vlasy). Vzorky ovzdušia boli odoberané štandardnou odberovou aparátúrou podľa Jednotných analytických metód (1982) pri 24-hodinovom odbere, pričom variačný koeficient na koncentračnej úrovni 1–5 mg.l⁻¹ pri dvadsiatich paralelných stanoveniach fluóru bol menší ako 3%. Vo voľnom ovzduší bolo v období rokov 1980 až 2004 vyšetrených na obsah fluoridov priemerne 480 vzoriek ročne zo siedmich odberových miest v blízkom okolí hliníkárne (Žiar n. Hr. – RUVZ, Etapa a Svätokrížske námestie, Hliník nad Hronom, Sklené Teplice, Ladomerská Vieska a Lovča). Na obr. 1 sú znázornené priemerné ročné koncentrácie fluoridov z vyššie uvedených siedmich odberových miest. Z grafu na obr. 1 je zrejмый, že najvyššie ročné koncentrácie boli zaznamenané v rokoch 1988 a 1989 v Hliníku nad Hronom a Ladomerskej Vieske, ktoré ležia v smere prevládajúcich vetrov, priamo v meste boli nižšie priemerné koncentrácie a najnižšie priemerné koncentrácie vykazovali Sklené Teplice a Lovča.



Obr. 1 Priemerné ročné koncentrácie fluoridov v $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ na 7 odberových miestach Žiarskej kotliny v rokoch 1984–2004

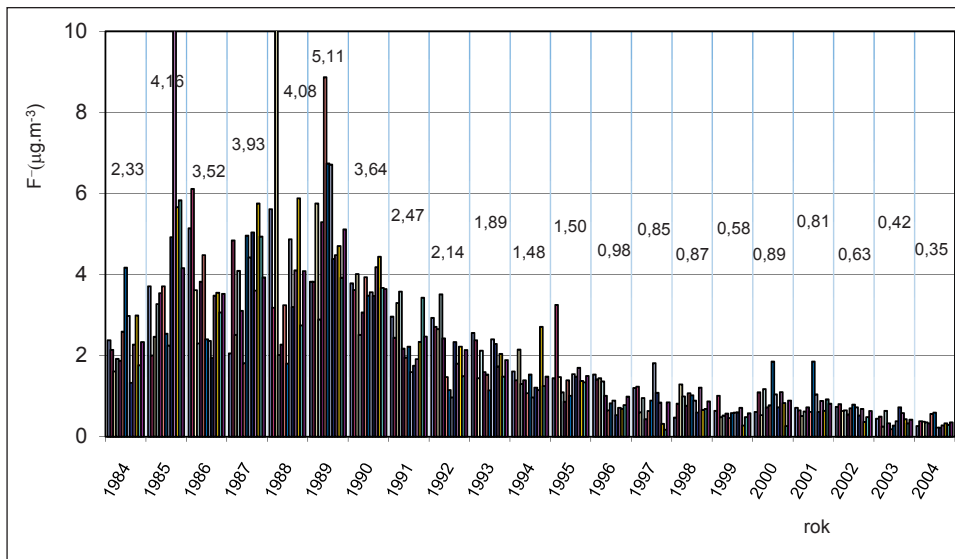
Fig. 1 Average years fluoride concentrations in $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ from 7 collection localities in Žiarska kotlina from 1984 to 2004

Na obrázku 2 sú zachytené priemerné mesačné koncentrácie fluoridov v tom istom období pre celú Žiarsku kotlinu s číselným vyjadrením ročného priemeru, pričom do roku 1990 boli 2,5 až 5,2 násobne prekračované prípustné ročné imisné limity vo voľnom ovzduší ($K_r = 1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Do roku 1990 až 10–30% vyšetrených vzoriek prekračovalo denné najvyššie prípustné koncentrácie (NPK) fluoridov vo voľnom ovzduší ($K_d = 5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Najvyššie priemerné mesačné koncentrácie fluoridov boli zaznamenané v októbri 1985 ($10,02 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), menci 1988 ($10,08 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) a júli 1989 ($8,87 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Z uvedeného grafu vyplýva, že nebola zaznamenaná žiadna sezónna závislosť vo výskyte zvýšených koncentrácií v priebehu sledovaného obdobia. V nasledujúcich rokoch došlo k ich postupnému znižovaniu v dôsledku technologických zmien pri výrobe hliníka a v roku 1996 ani jedna z vyšetrených vzoriek neprekročila dennú NPK a priemerná ročná koncentrácia vo voľnom ovzduší klesla pod prípustný ročný imisný limit.

Doplňujúci obraz o distribúcii fluoridov a jeho kolobehu v prírode podáva aj sledovanie obsahu F^- v dažďových vodách, v ktorých sa doposiaľ tieto hodnoty nesledovali. V našej predchádzajúcej

práci (SCHWARZ a kol, 2008) podávame výsledky prieskumu fluoridov v dažďových vodách v Žiari nad Hronom v priebehu rokov 1998–2003, kde diskutujeme toxické účinky zvýšeného obsahu fluoridov v prevalencii ochorení spojených s fluoridovou intoxikáciou. V dažďových vodách bolo okrem fluoridov sledované aj pH, kde na rozdiel od fluoridov bol v uvedenom období zaznamenaný mierne vzrastajúci trend.

V práci (SCHWARZ, 1998) bol porovnávaný obsah fluoridov v požívatinách živočíšneho i rastlinného pôvodu v žiarskej a fluórom nekontaminovanej porovnávačej oblasti v rokoch 1991–1997, kde bol zaznamenaný ich výrazne vyšší obsah v žiarskej oblasti. Okrem vzoriek požívatín bol obsah fluóru stanovovaný aj v biologickom materiáli (mliečne zuby a vlasy detskej populácie, moč profesionálne exponovanej a neexponovanej populácie zo žiarskej a porovnávačej oblasti), kde sme podobne ako v predchádzajúcom prípade zaznamenali vyšší obsah fluoridov v kontaminovanej oblasti. Získané výsledky boli analyzované v závislosti od lokality bydliska, potravinových zvyklostí a spôsobu života vyšetovaných osôb. Dotazníkovou metódou sa sledovalo najmä fajčenie a pitie čaju,



Obr. 2 Priemerné mesačné koncentrácie fluoridov v $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ v Žiarskej kotline v rokoch 1984–2004
 Fig. 2 Average months fluoride concentrations in $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ in Žiarska kotlina from 1984 to 2004

pretože tabak a čajovník sú prirodzenými fytoakumulátormi fluóru z pôdy, a tak ich nadmerná konzumácia môže tvoriť okrem profesionálnej expozície významný príspevok ku koncentrácii fluoridov deponovaných v organizme.

Na rozdiel od vyššie spomenutých vzoriek (ovzdušie, voda, poživatiny i biologický materiál), kde po celkovej modernizácii elektrolýzy hliníka ako hlavného producenta fluórových emisií došlo k výraznému poklesu jeho koncentrácií, je situácia v pôde diametrálne odlišná (KOBZA, 2008). V roku 2006 bol obnovený a zdetailizovaný hygienický prieskum poľnohospodárskych pôd okolia hliníkárne v Žiari nad Hronom, kde boli vyšetrené pôdne vzorky z 26 lokalít a ako najviac zaťažené územia pôd fluórom boli stanovené oblasti Horných Opatoviec, siahajúce po Lovču a Dolnú Trnávku až takmer po Lehôtku pod Brehmi s výmerou 496 ha s koncentráciou vo vode rozpustným fluórom 15,1–25 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, a že plocha nadlimitne kontaminovanej poľnohospodárskej pôdy je až 624 ha. Podľa Kobzu (2008) je prirodzené znížovanie obsahu fluóru v pôde len veľmi pozvoľné, a podľa vypočítaného modelu pri predpokladanom trende je potrebné počítať minimálne s obdobím aspoň 40 rokov, kedy sa hodnota vodorozpustného fluóru v pôde najviac kontaminovanej zóny dostane na hranicu hygienického limitu.

5 SÚČASNOSŤ

Po roku 1991 sa bývalý štátny podnik ZSNP stal akciovou spoločnosťou a po jej privatizácii v roku 2002 došlo k odpredaju vybraných dcérskych spoločností strategickým investorom. Modernizovaná výroba primárneho hliníka novou technológiou, ktorá sa začala realizovať ešte v r. 1987, bola spustená do prevádzky v r. 1995 v novej spoločnosti Slovalco, a.s. Súčasne sa začali postupne odpájať elektrolýzery pracujúce na báze Söderbergovej technológie a v roku 1998 bola výroba primárneho hliníka touto technológiou v ZSNP ukončená. Jedným z hlavných deklarovaných cieľov ako výrobcu primárneho hliníka (Slovalco), tak aj dcérskych spoločností (Alufinal, ZSNP Foundry, Tubapack, Sloval, ZSNP Recycling, VUM a i.) je postupné znížovanie negatívnych vplyvov z výrobných činností a odstránenie historických záťaží z výroby primárneho hliníka. Napĺňanie tohto cieľa je zrejme z údajov prezentovaných v predchádzajúcich kapitolách, kedy od roku 1990 dochádzalo k postupnému a výraznému poklesu fluoridových imisií, ktoré od roku 1996 prestali prevyšovať maximálne prípustné ročné imisné limity vo voľnom ovzduší. Podarilo sa zredukovať aj množstvo dechtových látok unikajúcich z anódovej hmoty počas elektrolýzneho

procesu, ktorý doposiaľ pri samospekáciach anódach znemožňoval úplnú hermetizáciu elektrolyzéra a odsávanie anódových plynov sa ukázalo byť nedostatočné. Náhradou za vopred vypálené anódy a úpravami elektrolyzéra sa dosiahlo aj podstatné zníženie emisií polycyklických aromatických uhlíkovodíkov, ktoré však stále vznikajú pri výrobe anódovej hmoty.

Aj keď spekacia linka na výrobu Al_2O_3 bola v roku 1994 odstavená a v prevádzke ostala už len bayerovská linka, ktorá napr. v r. 1996 vyrobila 52 615 t Al_2O_3 , aj táto bola nakoniec o rok neskôr z ekonomických dôvodov odstavená (KAFKA – ČAMBALOVÁ, 2001). Ekologický problém kalového poľa v Žiari nad Hronom však zostáva v podobe starej environmentálnej záťaže a v súčasnosti je riešený v rámci medzinárodného projektu, ktorý je najväčšou investičnou akciou súkromnej spoločnosti na odstránenie starej environmentálnej záťaže (projektované investície presiahnu 55 mil. €. Projekt spočíva vo výstavbe bentonitovej podzemnej tesniacej steny, ktorá zabráni únikom alkalického vody z kalového poľa do podzemných vôd v okolí. Ďalším krokom je čistenie alkalických vôd z odkaliska dvoma nezávislými technológiami na vysokej technickej úrovni a zakrytie celého odkaliska, aby nedochádzalo ku kontaminácii zrážkových vôd a súčasne sa zabránilo potenciálnej prašnosti. Rekultivačné práce začali v júni 2006, doba realizácie projektu je naplánovaná na 6 rokov a projekt bude ukončený následnou rekultiváciou odkaliska (www.zsnp.sk).

ZÁVER

Spotreba primárneho hliníka na celom svete rapídne rastie a od roku 1950 sa za polstoročie zvýšila takmer dvadsaťnásobne (Novelis Painted Products, 2010). Na základe uvedených environmentálnych vplyvov jednak z výroby vstupujúcich surovín, ako sú Al_2O_3 a anódová hmota, ale aj primárneho hliníka, možno predpokladať, že úmerne spotrebe vzrastá z celosvetového pohľadu aj celkové zaťaženie environmentu.

Na uvedenom príklade modernizácie výroby primárneho hliníka v Žiarskej hlinikárni dnes možno konštatovať, že nežiaduce environmentálne vplyvy (hlavne emisie TZL, fluóru, dechtových látok ako aj produkcia odpadu) sa pri dodržiavaní BAT technológií podarilo zredukovať na mini-

mum. Koeficient znečistenia ovzdušia, do ktorého sa podľa Vyhlášky MŽP SR č. 112/1993 započítavali imisie fluoridov, oxidu siričitého, oxidov dusíka a polietavý prach, sa z hodnoty 4,01 v roku 1993 znížil na 1,44 v roku 1998. Na tejto skutočnosti sa najvýraznejšie podieľalo najmä celkové zníženie imisií fluoridov, ktoré sa od roku 1990 znížili viac ako desaťnásobne. Pri modernizácii výroby primárneho hliníka vzniklo v skupine spoločností ZSNP viac ako 25 ekologických projektov, z ktorých bola väčšina v súčasnosti úspešne ukončená. Takisto vyriešenie problému kalového poľa jeho rekultiváciou a zazelenaním znížilo riziko ohrozenia (kontaminácia podzemných vôd pri nadmerných zrážkach, zdroj prašnosti pri nadmernej rýchlosti prúdenia vzduchu) a prispeje aj k zlepšeniu celkového výzoru krajiny.

Pod'akovanie

Autori ďakujú agentúram APVV-0555/07 a VEGA č. 1/0529/09 za finančnú podporu pri riešení projektu, v rámci ktorého vznikol prezentovaný príspevok.

LITERATÚRA

1. BUCHANCOVÁ, J. a kol. 2003. *Pracovné lekárstvo a toxikológia*. Osveta, Martin
2. HAVLÍK, T. 1996. Spracovanie a detoxikácia odpadov. Technická univerzita v Košiciach, Hutnícka fakulta. Učebný text pre poslucháčov Hutníckej fakulty zamerania Hutníctvo neželezných kovov a spracovanie odpadov. 154 s.
3. Jednotné analytické metódy. Hygienické predpisy MZ ČR, sv. 52/1981, Praha, Avicenum 1982. Smernice hlavného hygienika ČR č. 6: Metodický návod pro zjišťování obsahu škodlivin v ovzduší.
4. KAFKA, R., ČAMBALOVÁ, L. 2001: *Z dejín výroby hliníka na Slovensku*. Neografia Martin. 2001. 222 s. ISBN 80-88892-39-2
5. KOBZA, J. 2008: Aktuálny obsah a vývoj fluóru v poľnohospodárskych pôdach okolia hlinikárne v Žiari nad Hronom. In: Zborník referátov konferencie *Monitorovanie a hodnotenie stavu životného prostredia VII.*, FEE TU vo Zvolene a ÚEL SAV vo Zvolene, 2008, s. 39–44. ISBN 978-80-228-1831-5.
6. KUMAR, S., KUMAR, R., BANDOPATHYAY, A. (2006): Innovative Methodologies to the utilization of wastes from metallurgical and allied industries. *Resour. Conserv. Recycl.* 48, 301–314.
7. Novelis Painted Products, 2010: From Bauxite to Aluminium – The Production Process. Dostupné na internete: http://www.novelis-painted.com/about_aluminium/production_process/index_eng.html (citované 20. 5. 2010).

8. SCHMIEDL, J. – WEIGNER, L. a kol.: Dejiny hutníctva na Slovensku, Zväz hutníctva, ťažobného priemyslu a geológie SR, Banská agentúra, 2006. ISBN 80-968621-7-0
9. SCHWARZ, M., LALÍK, V., VANEK, M.: Možnosti využitia odpadového kalu pri výrobe hliníka. Chemické Listy, 2010 (v tlači).
10. SCHWARZ, M.: Sledovanie obsahu fluóru v požívatinách v oblasti Žiaru nad Hronom v rokoch 1986-1997. Bull. potr. výskumu 37, 53–64 (1998).
11. SCHWARZ, M., LALÍK, V., VANEK, M.: Fluorides in rain water in polluted area In: Earth in a trap? 2008 : analysis of environmental component. 2. ročník medzinárodnej vedeckej konferencie : 28.–30. 4. 2008 Hotel Sitno, Vyhne, Slovenská republika (ed. Tatiana Bubeníková). – Zvolen : Technická univerzita vo Zvolene, 2008. – ISBN 978-80-228-1848-3. – S. 559–564.
12. SLOVALCO: Spoločnosť. História. Počiatky. Dostupné na internete: http://www.slovalco.sk/web/homepage_ns/mainFrameset?OpenFrameset (citované 20. 5. 2010).
13. ZÁVODSKÝ, D., MEDVEĎ, M., ĎUREC, F.: Chémia atmosféry a modelovanie znečisťovania ovzdušia. Banská Bystrica: 2001. 126 s. ISBN 80-88784-34-4.
14. www.zsnp.sk: Ekológia. Informácie o stave životného prostredia. Dostupné na internete: <http://www.zsnp.sk/genPage.php?id=33> (citované 20. 5. 2010).

Adresy autorov:

Marián Schwarz
 Vladimír Lalík
 Miroslav Vanek
 Katedra environmentálneho inžinierstva,
 Fakulta ekológie a environmentalistiky,
 Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24,
 960 53 Zvolen,
schwarz@vsld.tuzvo.sk

Miroslav Dado
 Richard Hnilica
 Katedra výrobnnej techniky a materiálov,
 Fakulta environmentálnej a výrobnnej techniky,
 Technická univerzita vo Zvolene, Študentská 26,
 960 53 Zvolen, dado@vsld.tuzvo.sk

VÝSKYT ŤAŽKÝCH KOVŮ V BANSKÝCH VODÁCH DOBÝVACIEHO PRIESTORU HNEDOUHOĽNEJ BANE DOLINA V OKRESE VEĽKÝ KRŤÍŠ

Emília HRONCOVÁ¹ – Ján BALGA²

¹ Katedra environmentálneho inžinierstva, Fakulta ekológie a environmentalistiky Technickej Univerzity vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, e-mail: hroncova@vsld.tuzvo.sk

² Katedra UNESCO pre ekologické vedomie a trvalo udržateľný rozvoj, Fakulta ekológie a environmentalistiky Technickej Univerzity vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, e-mail: jbalga@azet.sk

ABSTRACT

Hroncová, E., Balga, J.: **Heavy Metals Toxicity in Mine Water from Mining Area of Brown Coal Dolina Mine in Veľký Krťiš District**

The activity of Dolina Mine took more than 50 years and its finish means considerable influence on environment. It will result in changes of hydrogeological, geomorphological and the other area characteristics. This work is focused on the research of mine water in the mining area. Studying of their toxicity degree and contamination with heavy metals help us to find out their negative influence on surrounding environment.

Key words: brown coal mining, contamination of the area, water, heavy metals

ÚVOD

Súčasnú environmentálnu situáciu a problémy ťažby surovín súvisia s tým, že mnoho látok, získavaných z týchto rúd je pre súčasnú spoločnosť nenahraditeľných a ich ťažba bude pokračovať takmer za každú cenu. Všeobecným problémom ťažby surovín je to, že v jej dôsledku dochádza k dramatickému posunu rovnováhy v danom ekosystéme.

Na území Slovenska prebiehala intenzívna banská činnosť už od 11. storočia. Väčšina baní a ťažobných zariadení sa postupne a systematicky začala likvidovať, v okolí bývalých baní je možné doteraz nájsť mnoho pamiatok na banskú činnosť. K negatívnym pamiatkam po hlbinej banskej činnosti patria stovky hald vyťaženej banskej hlušiny, ktoré sú roztrúsené na mnohých miestach po celom Slovensku. K menej exponovaným pamiatkam na hlbinnú ťažbu patria šachty a štôlne. Naj-

väčšie objemy hornín boli na Slovensku vyťažené a spracovávané v záverečnom období banskej činnosti. Práve takéto lokality predstavujú z environmentálneho hľadiska najväčší problém. V súčasnosti sa nachádza na území Slovenska niekoľko veľkých banských závodov, ktoré už počas alebo po svojej činnosti znamenali a znamenajú veľký zásah do životného prostredia. Okrem devastácie krajiny, spôsobujú bývalé banské diela a pozostatky pridružených spracovateľských podnikov, dlhodobé znečistenie okolia toxickými látkami. Dlhodobým zdrojom toxických látok sú banské vody samovoľne vytekajúce zo zatopených baní alebo aj umele čerpané až do súčasnosti. Okrem kontaminácie povrchových a podzemných vôd, časť ťažkých kovov a toxických prvkov sa akumuluje v anorganickej časti pôdneho profilu, ako aj v živej hmote, napríklad v rastlinách a mikroskopických hubách, kde dochádza k výrazným

deformáciám ich makro a mikromorfologických štruktúr v dôsledku biosorpcie. Korytá tokov ovplyvnených činnosťou týchto vôd sú pokryté žltými a červenými precipitátmi oxy-hydroxidových minerálov. V niektorých prípadoch ako aj v prípade v dobývacom priestore Bane Dolina ťažké kovy obsiahnuté v bankských vodách môžu ohrozovať zásoby pitnej vody a predstavujú určité riziko v rámci transferu ťažkých a toxických kovov cez povrchové a podzemné vody. Pri systémoch poškozujúcich životné prostredie, medzi ktoré bankské vody určite patria je snaha zistiť, ako sa daný systém bude správať v budúcnosti, za akých podmienok dosiahne rovnováhu so svojim okolím, prípadne za akých podmienok môže dôjsť k zhoršeniu situácie na lokalite.

Cieľom tohto príspevku je poukázať na výskyt a toxicitu ťažkých kovov v bankských vodách dobývacieho priestoru hnedouhoľnej Bane Dolina v okrese Veľký Krtíš.

CHARAKTERISTIKA ÚZEMIA

Posudzované územie sa nachádza v okrese Veľký Krtíš, v Banskobystrickom kraji. Tvorí ho územie obdĺžnikového tvaru veľké 80 km², čo predstavuje 9,4% rozlohy okresu. Dobývací priestor Bane Dolina je súčasťou Juhoslovenskej uhoľnej panvy. Územie je pomerne členité, aj keď výškové rozdiely nie sú veľké. Územie sa nachádza v nadmorských výškach od 220 do 280 m n. m. [1]. Geologická stavba dobývacieho priestoru a okolia je tvorená prevažne zo slienitých ílov, pieskov, štrkov s uhoľnými slonmi, pieskovcov a slienitých pieskov. Posudzované územie patrí do povodia rieky Ipeľ s celkovou rozlohou 873,5 km² [2].

Územie odvodňujú pravostranné prítoky Ipeľa ako je Stará rieka, Stracinský potok a Koprovnica. Ich pôvodné toky boli pre potreby banskej činnosti upravené. Stará rieka bola pod Hornými Strhármami tunelom presmerovaná do koryta Koprovnice. Jej tok medzi Hornými a Dolnými Strhármami (niekedy označovaný ako Rameno Starej rieky) je občasný, dotovaný zrážkovými vodami. Pod Dolnými Strhármami je v súčasnosti už trvalý, zásobovaný nepretržite vodami vrtom PS-235 z čerpacej stanice.

Koprovnica bola preložená do umelého koryta (nazvaného nepresne Stará rieka). Umelé koryto bolo navrhnuté tak, aby prechádzalo územím až za významnou tektonickou líniou na inom geolo-

gickom celku, a tým zabránilo infiltrácii povrchových vôd do podzemia. Pôvodný tok Starej rieky, Koprovnica a regulovaný tok po sútoku v Pôtri pokračuje ďalej do Ipeľa ako Stará rieka. Prítoky sú ovplyvňované nielen klimatickými činiteľmi, ale aj množstvom čerpaných a vypúšťaných bankských vôd. Prevažná časť vyčerpanej vody z bane bola a je odvádzaná do Starej rieky, ale významná časť tohto množstva je odvádzaná aj do Stracinského potoka. Len pomerne malá časť čerpanej vody je odvádzaná do Krtíšskeho potoka [3, 5].

V hodnotenom území sa priamo vyskytujú dve pásma hygienickej ochrany vodného zdroja II. stupňa: Riečky – doplnkový vodný zdroj a Pôtor – Žihľava (dočasný vodný zdroj).

V blízkom susedstve sa nachádza významný zdroj vody a to Veľký Krtíš – Plachtince [5].

KONTAMINÁCIA BANKSKÝCH VOD V DOBÝVACOM PRIESTORE

Jedným z najvýznamnejších negatívnych vplyvov ukončenia hlbínnej ťažby je možnosť kontaminácie podzemnej vody, ktorá sa po ukončení čerpania vráti do podzemných štruktúr. Dôsledkom banskej činnosti s použitím mechanizmov je značné množstvo ropných látok, mazacích, transformátorových a hydraulických olejov, ktoré boli počas ťažobnej činnosti dopravované do podzemia.

Väčšina do podzemia dopravených znečisťujúcich látok v podzemí aj zostala. Aké je celkové množstvo znečisťujúcich látok v bani sa presne zistiť nedá. Na základe údajov o nákupoch sa spracovávajú bilancie týchto látok za celé obdobie podzemnej ťažby. Množstvo olejov, dopravených do podzemia sa už aj pri útlmovej ťažbe pohybovalo okolo 30 t za rok (roky 2000 až 2003). V minulosti (okolo roku 1997) to bolo takmer 100 t ročne. Ak si tieto množstvá olejov dáme do pomeru k vyťaženému množstvu hnedého uhlia, dostaneme priemernú spotrebu 1 kg oleja asi na 7,5 tony vyťaženej suroviny. Keď tento výsledok aproximujeme späť niekde k roku 1953, dostaneme celkové množstvo použitých olejov asi 4,5 mil. kg. Takéto množstvo znečisťujúcich látok má potenciál kontaminovať na významnej úrovni bankskú vodu, ktorá zaplaví nezavalené bankské priestory.

Vzorky bankských vôd charakterizujú situáciu v ložisku, keď dochádza postupným znižovaním čerpaného množstva a odstavovaním čerpacích

zariadení k stúpaniu banských vôd prítokom do ložiska z mimoložiskových priestorov [3, 4, 5].

ŤAŽKÉ KOVY

Ťažké kovy patria medzi základné skupiny znečisťujúcich látok, ktoré sa sledujú v rôznych zložkách životného prostredia. Ide o pomerne rozsiahlu skupinu kontaminantov, ktoré sa vyznačujú rozdielnymi vlastnosťami, účinkami i zdrojmi svojho pôvodu. Predmetom svetového monitoringu sú prvky: Hg, Cd, Cr a Pb. Tieto sa všeobecne považujú za najškodlivejšie pre ľudí a zvieratá a životné prostredie. Veľmi škodlivé môžu byť aj niektoré ďalšie prvky, ktoré sú v malom množstve v pôdach a rastlinách potrebné, ak sa však nahromadia vo veľkom množstve, môžu pôsobiť ešte toxickejšie ako prv uvedené prvky, sú to napr. Zn, As, Cu, Ni a ďalšie [6].

Pri posudzovaní nebezpečnosti príslušného ťažkého kovu vo vzťahu k jeho zdroju a s ohľadom na možné následky je nutné vychádzať z celého radu faktorov, ako sú napr. typ kovu, jeho koncentrácia, formy jeho výskytu, spôsob expozície na organizmus, možné synergické vplyvy atď.

Za mimoriadne dôležitú treba pri tom považovať predovšetkým formu prítomnosti kovu, ktorá má z hľadiska nebezpečnosti zdroja kovu obvykle dominantný vplyv. Inak sa daný kov správa vo forme ľahko rozpustnej zlúčeniny, inak vo forme stabilnej zlúčeniny alebo komplexov [6].

Chemické formy kovov antropogénneho pôvodu rozptýlené do vody a ich stabilita v životnom prostredí podmieňujú ich mobilitu a toxicitu v ekosystémoch. Široká škála možných foriem môže byť prítomná aj v jednom bodovom zdroji.

Kovy, pokiaľ sa nachádzajú vo vodách v stopových množstvách, sú prirodzeného pôvodu. Na koncentráciu ťažkých kovov transportovaných prírodnou vodou pôsobí celý rad chemických a fyzikálnochemických procesov, najmä:

- sorpčné procesy,
- chemické premeny (oxidačno-redukčné procesy, tvorba komplexných zlúčenín),
- biochemické transformácie.

Sorpčné procesy v povrchových vodách môžu ovplyvniť dĺžku transportu negatívne aj pozitívne. K negatívnemu ovplyvneniu (t.j. retardácii) dochádza v prípade pomaly tečúcich vôd, kedy

sú rozpustené látky sorbované hlavne na ílovité frakcie sedimentov ukladajúce sa na dno tokov. K pozitívnemu ovplyvneniu dochádza pri sorpcii na koloidy alebo suspenzie unášané tokmi. Ťažké kovy viazané do sorpčných komplexov, napr. v pôdach alebo dnových sedimentoch, predstavujú potenciálne nebezpečenstvo pri prípadnom prudkom poklese pH (napr. pôsobenie kyslých dažďov alebo skládkových a haldových výluhov), keď dochádza k desorpcii ťažkých kovov a ich prechodu do roztoku.

Chemické premeny spôsobujú zmeny koncentrácie ťažkých kovov v prípade rozkladu alebo syntézy ich zlúčenín. Ako typické príklady takýchto procesov pre ťažké kovy sú:

- oxidačno-redukčné procesy – jedny z najdôležitejších reakcií vplyvujúcich na mobilitu ťažkých kovov napr. oxidácia Fe^{2+} na Fe^{3+} , resp. Mn^{2+} na Mn^{4+} , ktoré vytvárajú nerozpustné sesquioxidy. Tento jav nepriamo vplyva na mobilitu ťažkých kovov (pozri sorpčné procesy),
- tvorba komplexných zlúčenín – má výrazný vplyv na mobilitu kovov.

K biochemickým transformáciám patria všetky oxidačno-redukčné procesy, ktoré sú katalyzované bakteriálnymi enzýmami.

Zvyšovanie koncentrácie kovov v porovnaní s prirodzeným výskytom podmieňuje ich toxické pôsobenie, ktorého najdôležitejším mechanizmom je otrava enzymatického systému vznikom chelátových väzieb kovov [7]. Rozpustené kovy sa v riečnych tokoch dostávajú rôznymi pochodmi do sedimentov a hlavne do sedimentov nádrže, kde sa usadzujú. V dôsledku tohto efektu dochádza z jednej strany k zníženiu koncentrácie kovov vo vodách a z druhej strany k ich hromadeniu v sedimentoch. Medzi toxické kovy, ktoré sa bežne vyskytujú vo vodách, patria Pb, Cd a Hg. Jednou z významných negatívnych vlastností týchto kovov je ich značná schopnosť akumulovať sa v sedimentoch väčšinou vo forme sulfidov [6].

MATERIÁL A METÓDY

Vzorky sa odoberali a analyzovali na stanovenie chemických ukazovateľov s cieľom získať objektívnu informáciu o prítomnosti a obsahu jednotlivých zložiek. Pri odoberaní vzoriek

banských vôd sa postupovalo podľa normy STN ISO 25667-6.

Odber vzoriek banských vôd prebiehal podľa vopred zvolenej monitorovacej siete. Odborné miesta sa situovali tak, aby podľa možnosti mohli poskytovať hodnoverné údaje o množstve znečisťujúcich látok v týchto vodách. Tieto miesta sa nachádzali v blízkosti výstupných miest banských vôd na povrch z jednotlivých čerpacích staníc. Frekvencia odberu sa stanovila do dvoch mesačných období a to na február a marec roku 2007. Vzorky vôd boli pri odbere stabilizované 2% HNO₃. Po odobratí vzoriek a ich preprave sa následne uschovávali v chlade až do ich ďalšieho spracovania.

Stará rieka a Stracinský potok sa zaraďujú medzi vodohospodársky významné vodné toky podľa vyhlášky č. 211/2005 MŽP SROV.

Jednotlivé odberové miesta sú znázornené aj na obrázku 1.

Použité chemikálie:

- Kyselina dusičná, 65 %, čistota p.a., (Sklochem – Agroekolab, Zvolen, Slovenská republika).
- Kyselina chlorovodíková, 35 %, čistota p.a., (Lachema, Neratovice, Česká republika).
- Jednoprvkové štandardy pre AAS v 2 % HNO₃ o koncentrácii Cd, Pb 1,000 ± 0,0002 g.l⁻¹ (Analytica Co. Ltd., Praha, Česká republika).
- Jednoprvkový štandard pre AAS v 0,5 mol.l⁻¹ HNO₃ o koncentrácii Fe 1,000 ± 0,0002 g.l⁻¹ (Merc KgaA, Germany).

Vzorky vôd boli v laboratóriu prefiltrované a priamo stanovené prvky Cu, Ni, Pb, Fe, Mn technikou plameňovej atómovej absorpčnej spektrometrie (F-ASS) podľa STN ISO 8288 na prístroji GBC 933 AA (GBC; Dandenong, Austrália). De-

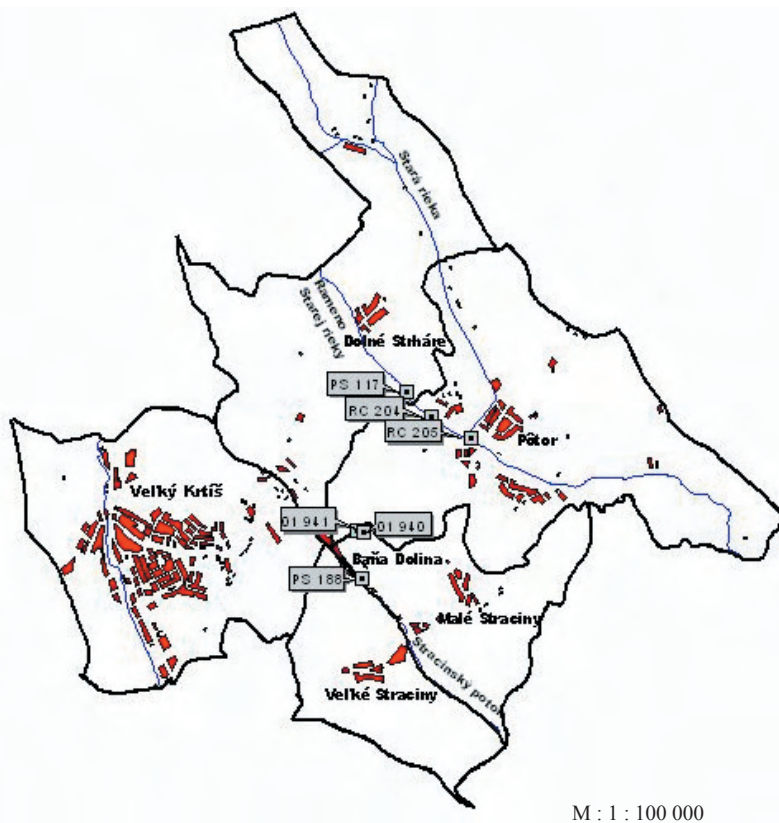
tekčné limity pre stanované prvky sú pre použitý prístroj AAS nasledovné v mg.l⁻¹: pre Cd 0,003; Cu 0,006; Fe 0,012; Mn 0,004; Ni 0,020; Pb 0,020.

VÝSLEDKY A DISKUSIA

Pri porovnaní nameraných hodnôt (tab. 2) s limitnými hodnotami (tab. 3) je možné konštatovať, že na výraznom znečisťovaní banských vôd a povrchových tokov sa najviac podieľa olovo, pri ktorom bola prekročená limitná hodnota pre banské aj povrchové vody skoro vo všetkých vzorkách odobratých na vodnom profile ramena Starej rieky za sledované obdobie. Koncentrácia olova v týchto vodách sa pohybovala v rozpätí od 0,084 mg.l⁻¹ až do 0,124 mg.l⁻¹. Aj pri niektorých ostatných odberoch vzoriek bol zaznamenaný mierny nárast koncentrácie olova nad povolený limit. Koncentrácie kadmia, medi a železa boli namerané len v stopových množstvách. Výrazne vysoká hodnota mangánu bola zistená na ramene Starej rieky vo vzorke RC 204 za obidva sledované mesiace, kde jeho koncentrácia až 6 násobne prevyšovala povolenú hodnotu. V ostatných vzorkách bol mangán taktiež zaznamenaný nad povolený limit a to hlavne za druhé sledované obdobie, výnimkou bola len vzorka PS 188 odobratá zo Stracinského potoka, kde prítomnosť tohto kovu bola preukázaná len v minimálnych a zanedbateľných množstvách. Pre nikel boli najvyššie hodnoty namerané opäť na vodnom profile ramena Starej rieky za prvé sledované obdobie, no napriek tomu koncentrácie nepresahovali stanovený limit banských vôd, no limit pre povrchové vody prekračovali. Za druhé sledované obdobie bol nikel v takej koncentrácii, ktorá mu stačila prekročiť opäť ako za prvé obdobie hraničné hodnoty pre povrchové vody.

Tab. 1 Monitorovacia sieť vypúšťania banských vôd
Tab. 1 Monitoring net of running mine water off

Čerpacia stanica	Lokalita	Vodný recipient	Označenie vzorky
O8 943	Pôtor	Rameno Starej rieky	RC 204
	Pôtor	Rameno Starej rieky	RC 205
O9 940	Pôtor	Selský potok a Rameno Starej rieky	PS 117
O4 943	Baňa Dolina	Stracinský potok	PS 188 or
O1 940	Baňa Dolina	Stracinský potok	O1 940
O4 942	Baňa Dolina	Stracinský potok	O1 941
	Baňa Dolina	Stracinský potok	PS 188



Obr. 1 Odberové miesta

Fig. 1 Sampling sites

Tab. 2 Koncentrácie jednotlivých kovov vo vzorkách banských vôd

Tab. 2 Concentration of heavy metals in mine waters samples

Údaje odberu				Prvok [mg.l ⁻¹]					
Označenie vzorky	Lokalita	Odber	Mesiac odberu	Cd	Cu	Pb	Mn	Fe	Ni
PS 117	Pôtor	I	február	0,004	*	0,124	0,341	0,070	0,050
RC 204	Pôtor	I	február	0,004	*	0,105	1,734	0,095	0,070
PS 188	Baňa	I	február	*	*	0,070	0,015	*	*
O1940	Baňa	I	február	*	*	0,054	0,271	*	*
O1941	Baňa	I	február	*	*	0,039	0,274	*	*
PS 117	Pôtor	II	marec	*	0,007	0,106	0,296	0,032	0,017
RC 204	Pôtor	II	marec	*	*	0,084	1,734	*	0,030
PS 188	Baňa	II	marec	*	*	0,026	0,007	*	*
O1940	Baňa	II	marec	*	*	0,044	0,877	*	0,037
O1941	Baňa	II	marec	*	*	0,033	0,868	*	0,031
RC 205	Baňa	II	marec	*	*	0,038	1,319	*	0,054

* pod detekčný limit

Tab. 3 Limitné hodnoty kvality vôd
Tab. 3 Limit values for water quality

Ukazovateľ	<i>banská voda</i>	<i>pitná voda</i>	<i>povrchová voda</i>
	Limitné hodnoty [mg.l ⁻¹]		
Cd	0,01	0,003	0,005
Cu	0,1	1	0,02
Pb	0,05	0,01	0,02
Zn	0,1	3	0,1
Mn	0,3	0,05	0,3
Fe	2	0,2	2
Ni	0,1	0,02	0,02

Vysvetlivky:

- banská voda – limit stanovený vodohospodársky orgánom podľa (§ 40, ods. 2, písm. c) zákona SNR č. 44/1988 Zb.,
- pitná voda – príloha č. 1 nariadenie vlády SR č. 354/2006 Z. z., ktorým sa ustanovujú požiadavky na vodu určenú na ľudskú spotrebu,
- povrchová voda – nariadenie vlády SR č. 296/2005 Z. z., ktorým sa ustanovujú požiadavky na kvalitu a kvalita-tívne ciele povrchových vôd a limitné hodnoty ukazovateľov znečistenia odpadových vôd a osobitných vôd.

Keďže povrchové vody sa všeobecne vyu-žívajú aj ako zdroje pitnej vody, zaradili sme ich podľa nameraných výsledkov do vhodných tried kvality vody. Kvalitu týchto sme posudzovali podľa STN 75 7221. Klasifikácia vody vychádza z vyhodnotenia vybraných ukazovateľov, medzi ktorými je aj obsah ťažkých kovov. V každej sku-pine sme určili výslednú triedu kvality podľa naj-nepriaznivejších ukazovateľov v skupine.

Povrchové vody sa zaraďujú do piatich tried:

- I. trieda – veľmi čistá voda,
- II. trieda – čistá voda,
- III. trieda – znečistená voda,

- IV. trieda – silne znečistená voda,
- V. trieda – veľmi znečistená voda.

K zaradeniu povrchovej vody v dobývacom priestore do príslušnej triedy kvality sme rozdelili vzorky na dve skupiny. Prvú tvoria vzorky s ozna-čením PS 188, 01940 a 01941. Tieto ovplyvňujú kvalitu Stracinského potoka a sú situované v oko-lí závodu Bane Dolina. Druhú skupinu tvoria vzorky PS 117, RC 204 a RC 205 s lokalizáciou pri obci Pôtor na ramene Starej rieky. Výsledkom nášho zatriedenia je konštatovanie že, **Stracinský potok zaraďujeme do II triedy kvality a rameno Starej rieky do III triedy kvality.**

Tab. 4 Triedy kvality vôd pre ťažké kovy podľa STN 75 7221 v mg.l⁻¹

Tab. 4 Classes of water quality for heavy metals STN 75 7221 in mg.l⁻¹

Prvok	Trieda				
	I	II	III	IV	V
Hg	0,0001	0,0002	0,0005	0,001	0,001
Cd	0,003	0,005	0,01	0,02	0,02
Pb	0,01	0,02	0,05	0,1	0,1
Cu	0,02	0,05	0,1	0,2	0,2
Ni	0,02	0,05	0,1	0,2	0,2
Zn	0,02	0,05	0,1	0,5	0,5

ZÁVER

Z výsledkov sledovania kvality bankských a povrchových vôd v dobývacom priestore Bane Dolina vyplynulo, že na dlhodobom znečisťovaní sa podieľajú aj toxické látky v podobe ťažkých kovov. Aj keď ich koncentrácie neboli také výrazné, že by častokrát presahovali povolené limity, musíme brať do úvahy skutočnosť, že odber vzoriek prebehol len v dvoch mesačných periódach. Po ukončení čerpania bankských vôd dôjde k ustáleniu prúdenia týchto vôd ich následným sorpčným procesom. Vtedy bude dochádzať k výraznému sorbovaniu ťažkých kovov na ílovité frakcie sedimentov ukladajúce sa na dno (koncentrácia ťažkých kovov v sedimentoch sa zvyší v celom dobývacom území Bane Dolina). V dôsledku tohto efektu dochádza z jednej strany k zníženiu koncentrácie kovov vo vodách a z druhej strany k ich hromadeniu v sedimentoch. Dovtedy kým tento proces neprebiehal, nastávalo pozitívnejšie ovplyvňovanie pri sorpcii na koloidy alebo suspenzie unášané tokmi, kedy koncentrácie sa tak v sedimentoch ešte neprejavujú. Tento prípad nastal pravdepodobne aj pri odberoch, ktoré som uskutočňoval.

Pri možnosti navrátenia Starej rieky do jej starého koryta bude treba prihliadať na časový faktor uskutočnenia tohto procesu. Čím dlhšie bude trvať preloženie toku, tým bude po jeho uskutočnení negatívnejší vplyv na ekosystém, keďže následná koncentrácia ťažkých kovov v ustálenej hladine banskej vody sa v sedimentoch rapídne zvýši a tým pádom aj koncentrácia toxických látok vo vodnom toku, ktorý by aj keď po nariadení spôsoboval vážne ohrozenie pre blízky vodný zdroj Pôtor – Žihľava.

Po zhrnutí dosiahnutých výsledkov môžeme konštatovať, že bankská voda a povrchová voda v dobývacom priestore Bane Dolina je kontaminovaná hlavne **olovom**, **mangánom** a v menšom množstve aj **niklom** a to hlavne na ramene Starej rieky pri obci Pôtor.

Podakovanie

Práca bola vypracovaná s podporou grantového projektu MŠ SR KEGA č. 3/6211/08 (Separáčne procesy v ochrane životného prostredia).

LITERATÚRA

- VASS, D. a kol.: Regionálne geologické členenie Západných Karpát a severných výbežkov Panónskej panvy na území ČSSR, M 1: 500 000. SGÚ-GÚDŠ-Geofond, Bratislava 1987, 120 s.
- MICHALOVÁ, J., MICHAL, P.: Geografia okresu Veľký Krtíš. Osveta, Odbor kultúry vo Veľkom Krtíši 1980, 278 s.
- SCHWARZ, J., MUDRÁKOVÁ, M., a kol. (a): *Správa o hodnotení Časť C*, Banská Bystrica 2004, 113 s.
- SCHWARZ, J., MÉSZÁROSOVÁ, Z., A KOL. (b): *Správa o hodnotení – Riziková analýza*, Banská Bystrica, 2004, 96 s.
- SCHWARZ, J., MUDRÁKOVÁ, M., a kol. (c): *Správa o hodnotení Časť A a B – Záverečné zhrnutie*, Banská Bystrica 2004, 11 s.
- ĎURŽA, O.: *Využitie pôdnej magnetometrie v environmentálnej geochémii ťažkých kovov*, Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Katedra geochémie 2003.
- PLIEŠOVSKÁ, N.: *Ťažké kovy vo vodách a sedimentoch rieky Hornád*. In: *Ťažké kovy v ekosystéme*. BIJO Slovensko, Prešov 1996, 71–80.
- Zákon č. 44/1988 Zb. o ochrane a využití nerastného bohatstva (bankský zákon).
- Nariadenie vlády SR č. 354/2006 Z. z., ktorým sa ustanovujú požiadavky na vodu určenú na ľudskú spotrebu.
- Vyhláška MŽP SR č. 211/2005 Z. z., ktorou sa ustanovuje zoznam vodohospodársky významných vodných tokov a vodárenských tokov.
- Nariadenie vlády SR č. 296/2005 Z. z., ktorým sa ustanovujú požiadavky na kvalitu a kvalitatívne ciele povrchových vôd a limitné hodnoty ukazovateľov znečistenia odpadových vôd a osobitných vôd.
- Norma STN ISO 25667-6: 1999 Kvalita vody. Odber vzoriek. Časť 6: Pokyny na odber vzoriek z riek a potokov (75 7051).
- STN ISO 8288: 1998 Kvalita vody. Stanovenie kobaltu, niklu, meďi, zinku, kadmia a olova. Metódy plameňovej atómovej absorpčnej spektrometrie.

Adresy autorov:

Emília Hroncová
Katedra environmentálneho inžinierstva,
Fakulta ekológie a environmentalistiky Technickej
Univerzity vo Zvolene, T. G. Masaryka 24,
960 53 Zvolen, e-mail: hroncova@vsld.tuzvo.sk

Ján Balga
Katedra UNESCO pre ekologické vedomie a trvalo
udržateľný rozvoj, Fakulta ekológie
a environmentalistiky Technickej Univerzity
vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen,
e-mail: jbalga@azet.sk

Acta Facultatis Ecologiae, Volume 21, 2009

Prvé vydanie – Vydala Technická univerzita vo Zvolene v roku 2010 – Počet strán 74 – 5,25 AH, 5,88 VH – Náklad 100 výtlačkov – Grafická úprava Vydavateľstvo TU vo Zvolene – Vytlačilo Vydavateľstvo TU vo Zvolene – Vydanie publikácie schválené v Edičnej rade TU dňa 26. 1. 2009, číslo EP 139/2009 – evidenčné číslo MK SR 3859/2009 – Rukopis neprešiel jazykovou úpravou.

ISSN 1336-300X

ISSN 1336-300X



9 771336 130003 92