

Odstraňování toxických kovů z kontaminovaných vod metodou elektrokoagulace

Pavel Mašín¹, Pavel Krystyník², Petr Klusoň², Josef Jadrný³, Zuzana Krušinová⁴, Jiří Kroužek¹

- 1) Dekonta a.s., Dřetovice 109, 273 42 Stehelčevy
- 2) ÚCHP AV ČR, Rozvojová 135/2, Praha 6, Suchbátka, 165 02
- 3) Termizo a.s. Dr. Milady Horákové 571/56, Liberec, 460 07
- 4) P.F.UK, Albertov 2038/6, Praha 2, Nové Město, 128 00

Summary

This paper is focused on a pilot scale electrocoagulation method for heavy toxic metal removal from contaminated ground water and waste water. High efficiency, over 99 % removal of ions Cr^{6+} and Ni^{2+} (after arise pH to value 9) has been achieved, during treatment groundwater with content 40 respectively 90 mg/l of chromium and nickel. Mainly disadvantage this technology was coating of electrode plate with ferrous oxides or hydroxides and decreasing of heavy metal removal. It was necessary performed periodical flushing with water and regeneration electrode plates helpful solution of H_3PO_4 .

Following application of electrocoagulation was performed in wastewater produced from leaking of fly ash from incineration plant of municipal waste. Electrocoagulation process was very effective for reducing of Zn and Pb, but decrease of content Cd was only 20 %. It was found, that Cd must be coprecipitated with Na_2S and other alternatives are not effective. Thus, for this electrocoagulation technology was found appropriate utilization for effectively reduce of Zn content.

Key words:

Electrocoagulation, hexavalent chromium, nickel, zinc, lead, ground water, pilot scale, incineration plant, iron electrode plate.

Klíčová slova:

Elektrokoagulace, šestimocný chrom, nikl, zinek, olovo, podzemní voda, železné elektrody,

Úvod

Přítomnost toxických kovů ve vodách představuje značný environmentální problém, jehož řešení je stále věnováno velké výzkumné úsilí. V uvedeném příspěvku je představena metoda elektrochemické koagulace pro odstraňování toxických kovů, zejména Cr^{6+} a Ni^{2+} z kontaminované podzemní vody v areálu galvanovny a pro čištění vod z loužení popílku v zařízení ZEVO (zařízení pro energetické využití odpadu) s dominantním obsahem Zn, Pb, Cd.

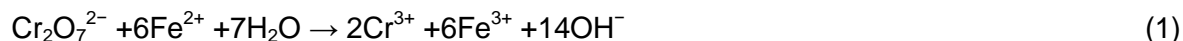
Technologie elektrokoagulace spočívá v řízeném rozpouštění vhodných kovových elektrod průchodem elektrického proudu, kdy jsou do roztoku uvolňovány příslušné kovové ionty, které na sebe váží rozpuštěné toxické kovy. Tato technologie byla v praxi poprvé použita roku 1886 na čistírně odpadních vod (ČOV) v Londýně, následně byla v roce 1906 prvně patentována A. E. Dietrichem. V průběhu 20 století příliš rozvíjena nebyla, větší zájem o výzkum této technologie nastal až s příchodem nového milénia.

V laboratorním měřítku byla elektrokoagulace úspěšně odzkoušena pro odstraňování mnoha toxických kovů – kadmia, zinku [1], manganu, mědi [2], stroncia, cesia [3], kobaltu [4], rtuti [5], bóru [6] a dále polokovu arsenu [7]. Byly testovány různé elektrody, jejich kombinace či slitiny, zejména železné a kombinované elektrody železo + hliník, rovněž také slitiny hliníku, mědi a hořčíku. Autoři studie o odstraňování kadmia, zinku a manganu [1] dokládají, že s železnými elektrodami dosáhli větší efektivity než s hliníkovými či kombinovanými (Fe-Al i Al-Fe) elektrodami. K podobným závěrům došli i další autoři v případě rtuti [5], mědi [2], organických látek a turbidity [8] a zejména šestimocného chromu [9], [10]. Dermentzis et al. [11] úspěšně testovali odstraňování Ni, Cu, Zn a Cr^{6+} z reálných odpadních vod z galvanovny s koncentrací jednotlivých kovů v řádu stovek mg/l.

Elektrokoagulace má pro průmyslové využití velký potenciál, zejména díky jednoduchosti této technologie, nenáročnosti na obsluhu a relativně malým nárokům na elektrickou energii [12]. Lze s její pomocí odstraňovat z vody kovové ionty, koloidní částice a rozpustné anorganické polutanty [13].

V tomto příspěvku je představeno pilotní testování elektrokoagulace s využitím železných elektrod, kdy jsou do čištěné vody dávkovány Fe^{2+} ionty. Tyto ionty jsou jak vysoce účinným redukčním činidlem, tak

jejich aktivní povrchy slouží k účinné adsorpci případně chemisorpci rozpuštěných kovových iontů (Ni, Zn, Pb, apod.). Redukce Cr^{6+} , probíhá dle níže uvedené rovnice:



Současně dochází k oxidaci iontů Fe^{2+} na Fe^{3+} , které se nacházejí ve formě hydroxidů a oxyhydroxidů, jež poskytují velký aktivní povrch pro adsorpci vyloučeného $\text{Cr}(\text{OH})_3$.

Pro zajištění maximální účinnosti elektrokoagulace je nutné zajistit dokonalý kontakt (intenzivním mícháním) čerstvě uvolňovaných vloček Fe^{2+} s kontaminovanou vodou ve fázi jejich nukleace. V další fázi pak nastává (při pomalém míchání) shlukování a aglomerace vloček do kompaktnějších aglomerátů, kterou lze podpořit přidávkem flokulantu případně roztokem $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Vyčištěná odsazená voda je odváděna přepadem a zahuštěný kal může být zpracován např. na kalolisu, bubnovém sítu apod. Proces elektrokoagulace je účinný v intervalu hodnot pH 4,5 - 10, neboť při nižším pH dochází k okamžitému rozpouštění dávkovaných vloček Fe.

Popis technologie elektrokoagulace

Základ technologie představují elektrokoagulační cely, z jejichž vnitřních elektrodových kazet jsou řízeným průchodem elektrického proudu uvolňovány ionty Fe^{2+} ve formě zelených vloček, čímž jsou kazety spotřebovávány. Poloprovozní jednotka se sestávala ze dvou elektrokoagulačních cel, které jsou detailně vyobrazeny na Obr. 1, vnitřní elektrodová kazeta je pak ukázána na Obr. 2 a upotřebené elektrody zachycuje Obr. 3.

Elektrodové kazety se sestávaly z 8 železných deskových elektrod o rozměrech v mm (délka 750 x šířka 75 x tl. 5), které byly umístěny v kompaktním vyjímatelném bloku.

Mezi jednotlivými deskami jsou štěrby tloušťky 5 mm, jimiž protéká čištěná voda. Plocha anodického bloku, ze kterého jsou průchodem elektrického proudu uvolňovány ionty Fe^{2+} je 40 dm^2 . V katodickém bloku dochází k redukci (vylučování látek na elektrodě) a uvolňování plynů (např. H_2). Deskové elektrody jsou vzájemně střídány jako katoda (4 ks) a anoda (4 ks). Pomocí střídače polarity pak byly automaticky po 6 hod. přepínány bloky katody a anody, což umožňuje rovnoměrné spotřebovávání (dávkování) elektrod.

Obě elektrokoagulační cely byly připojeny na programovatelný napájecí zdroj (typ EA PSI 8080 120 2U), poskytující stejnosměrný elektrický proud s regulací proudu v intervalu 0 – 120 A, a napětí v intervalu 0 – 80 V. Po vygenerování vloček Fe^{2+} iontů je dalším důležitým aspektem elektrokoagulačního procesu jejich optimální interakce s ionty toxických kovů ve vodě.



Obr. 1 Pohled na elektrokoagulační cely.



Obr. 2 Detail elektrodové kazety.

Proto byl nedílnou součástí jednotky elektrokoagulační systém nádrží, zajišťujících fáze rychlého (250 ot/min) a pomalého (30 ot/min) míchání a uklidňovací nádrž pro sedimentaci kalu. Pro zpracování kalu byl použit poloautomatický kalolis zn. Antares, s celkovou filtrační plochou 4,5 m². Pro filtraci byly používány polypropylenové filtrační plachetky (zn. PP30), celková hmotnost zadržného kalu o obsahu sušiny 45% byla 60 kg.

Metodika testování

Proces elektrokoagulační byl testován v kontinuálním režimu, při průtoku kontaminované vody 350 – 700 l/hod, která byla před vstupem do elektrokoagulačních cel zbavena suspendovaných částic sedimentací, případně filtrací na kalolisu. V provozu byla vždy jen jedna elektrokoagulační cela (A nebo B), druhá byla mezitím proplachována, nebo regenerována. Nastavením hodnoty proudu bylo řízeno množství dávkovaného Fe (z elektrodových kazet) do čištěné vody, jehož koncentrace byla udržována minimálně v 2 násobném přebytku, oproti sumární koncentraci majoritních kovů v čištěné vodě. Hodnota proudu se pohybovala v rozsahu 35 až 90 A, jíž odpovídalo ustálené napětí 2 – 5 V.

Čištěná voda s nadávkovanými Fe²⁺ ionty procházela přes rychle míchanou nádržku, kde docházelo k jejich interakci s toxickými kovy. Následně pak čištěná voda vstupovala do pomalu míchané nádrže, kam byl dávkován anionický flokulant a případně roztok Ca(OH)₂, pro zvýšení hodnot pH na 8 – 9 a zlepšení účinnosti agregace a sedimentace vloček kalu. Tím se zvýšila účinnost odstranění některých kovů např. Ni. Vyčištěná voda odcházela přepadem ze sedimentační nádrže a zahuštěný kal byl v pravidelných časových intervalech odtahován do kalolisu. Doba zdržení čištěné vody v sedimentační nádrži byla v závislosti na průtoku 4,5 – 8 hod.

Při provozu elektrokoagulační byly odebírány v pravidelných časových intervalech 2 – 3x denně vzorky vyčištěné vody a nejméně 2 x denně vzorky vstupní kontaminované vody. Dle potřeby pak byly odebírány vzorky na obsah dávkovaného Fe hned za elektrokoagulačními celami. Všechny vzorky byly ihned stabilizovány HNO₃.

V případě pilotního testu sanace kontaminované podzemní vody s obsahem Cr a Ni byl v odebraných vzorcích ihned analyzován obsah Cr⁶⁺ (spektrofotometricky při λ= 540 nm po vybarvení difenylkarbazidem) a ostatní kovy Cr_{celk.} a Ni, Zn, Mn a Fe pak byly analyzovány metodou atomové absorpční spektrometrie na VŠCHT Praha.

Při provozu elektrokoagulační v zařízení ZEVO byly sledovány kovy: Zn, Cd, Pb a Fe odebírané vzorky byly analyzovány na Technické univerzitě v Liberci.

V průběhu provozu docházelo k zanášení elektrodových cel, a proto musela být prováděna jejich regenerace při současném přepnutí provozu na druhou elektrodovou celu. Zanášení bylo indikováno poklesem napětí (zkratování elektrodových desek) a snížením množství generovaných vloček Fe²⁺. Byly prováděny 3 způsoby regenerace:

- 1 Periodický proplach (po 6 hod. hod.) cirkulací užitkové nebo kontaminované vody ze vstupní nádrže při průtoku 1400 l.hod⁻¹, který byl prováděn po dobu 20 min.
- 2 Periodická regenerace roztokem kyseliny (8%ního H₃PO₄ nebo HCl), každých 12 hod. provozu. Kyselina cirkulovala přes elektrokoagulační cely po dobu minimálně 1 hod.



Obr. 3 Zcela upotřebené Fe deskové elektrody, které byly vyměňovány.

- 3 Demontáž elektrodové cely, přibližně po 3 až 8 dnech provozu a její mechanické vyčištění. K tomuto kroku bylo přistoupeno tehdy, když po provedených propláších a regeneracích nedošlo ke zlepšení dávkování Fe^{2+} iontů.

Výsledky a diskuze

Proces elektrokoagulace byl otestován v pilotním měřítku jednak pro sanaci podzemní vody kontaminované Cr^{6+} a Ni^{2+} původem z provozu galvanického pokovování, tak pro čištění procesních vod z loužení popílku v zařízení pro energetické využití odpadů. Dosažené výsledky budou uvedeny a diskutovány vždy u každé kapitoly.

1) Pilotní sanace podzemních vod s obsahem Cr^{6+} a Ni^{2+}

Podzemní voda byla čerpána z vrtu při průtoku 350 – 400 l/hod tak, aby nedocházelo k poklesu její hladiny a kontinuálně procházela jednotkou elektrokoagulace. Proud byl udržován v rozpětí hodnot 45 – 60 A, jež odpovídaly koncentraci dávkovaného Fe 90–130 mg/l (2 – 3 násobný přebytek, oproti koncentraci Cr^{6+}).

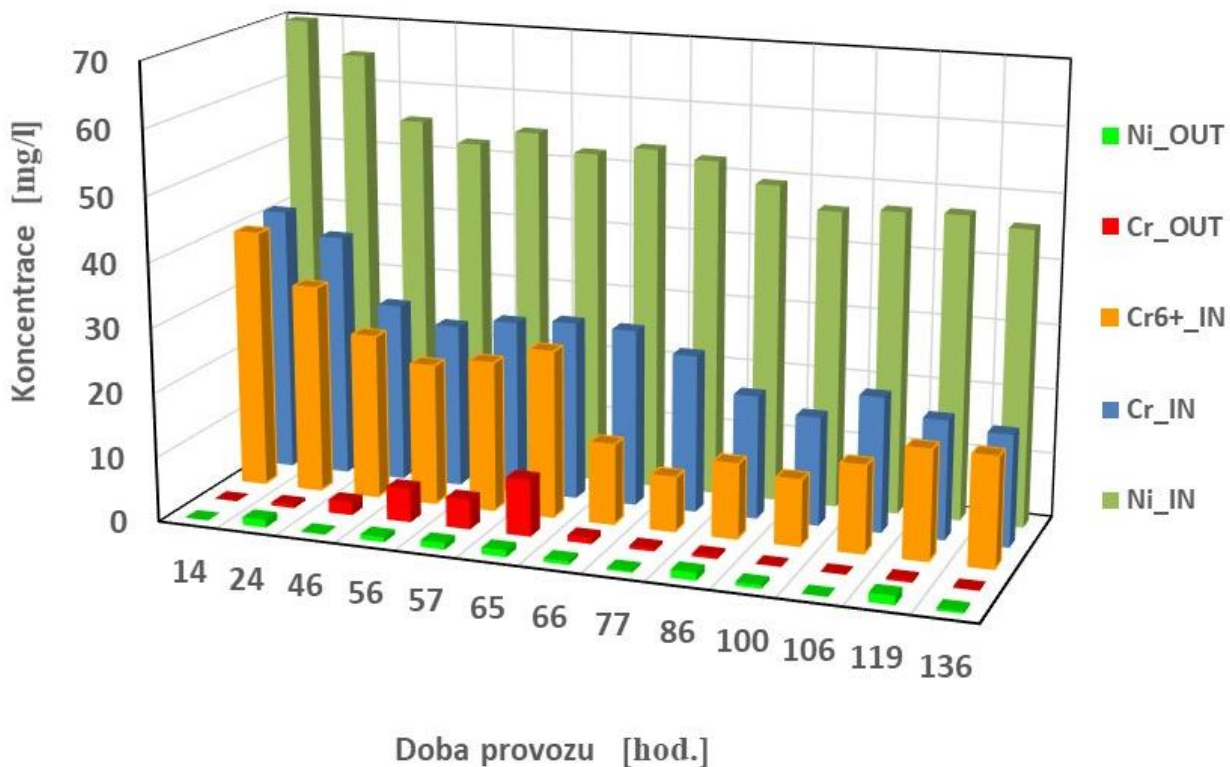
V průběhu čerpání podzemní vody docházelo k poklesu kontaminace, vlivem jejího ředění přitékající podzemní vodou, který je nejvíce patrný na počátku. Průběh koncentrací Cr a Ni ve vstupní a vyčištěné vodě při testování elektrokoagulace je uveden na Obr. 4. Hodnota pH 4,5 vstupující vody byla zcela optimální pro elektrochemickou redukci Cr^{6+} na Cr^{3+} s následnou koagulací.

Při správném provozním režimu elektrokoagulace byly ve vyčištěné vodě koncentrace $\text{Cr}_{\text{celk.}} < 0,1 \text{ mg.l}^{-1}$ a $\text{Ni} < 0,8 \text{ mg.l}^{-1}$ a voda byla odváděna do povrchového recipientu, v opačném případě byla vrácena na průmyslovou ČOV. Je však nutné si uvědomit, že v průběhu provozu docházelo k zanášení a pasivaci elektrodových kazet a zhoršení dávkování Fe . Tento stav byl indikován poklesem napětí na elektrodové kazetě z hodnoty 3,5 V až na 1,8 V, kdy geneze vloček Fe prakticky ustala. Jak je patrné z grafické závislosti Cr^{6+} na Obr. 4, okamžitě došlo k nárůstu obsahu $\text{Cr}_{\text{celk.}}$, až na 9 mg/l, forma Cr^{6+} byla zredukována ve vrstvě kalu s vysokým podílem Fe^{2+} a její koncentrace byla po celou dobu testování pod hodnotou $0,2 \text{ mg.l}^{-1}$. Na základě těchto zkušeností byly prováděny četnější cykly proplachu a regenerace cel A a B, čímž byl zajištěn stabilní provoz technologie a konstantní parametry vyčištěné vody.

Ve vyčištěné vodě byla většinou udržována hodnota pH 9, neboť účinnosti odstranění Ni , byly při pH 4,5 jen kolem 60 %. Občas však docházelo k výkyvům hodnot pH, vlivem poklesu či nárůstu průtoku kontaminované vody, či při vypnutí dávkovacího čerpadla s $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Obsahy Ni pak kulminovaly až do hodnoty 1,5 mg/l, což mohlo být způsobeno jednak horší sedimentací vloček Fe a jejich průnikem do vyčištěné vody, ale také poklesem pH na hodnoty kolem 8, kdy dochází k vyšší rozpustnosti Ni .

Z 1 m^3 vyčištěné vody byly vyprodukovány 3 kg kalu s obsahem sušiny 47 %. Kal měl velmi dobrou konzistenci ve formě cihliček, vypadávajících z filtračních desek kalolisu. Dle výsledků zkoušky vyluhovatelnosti, dle vyhl. 294/2005 Sb., přílohy 2, kal splňoval vyluhovou třídu II, pro ukládání na skládky S-OO1 ostatního odpadu.

Energetická náročnost elektrodových cel při proudu 45 A byla $1,3 \text{ kWh.m}^{-3}$ vyčištěné vody, životnost elektrod v kazetě byla na 35 m^3 kontaminované vody, poté musely být vzhledem k silnému ztenčení (až na 2 mm) vyměněny.



Obr. 4 Vyjádření koncentrací Cr a Ni ve vstupní vodě čerpané z vrtu a výstupní vodě po procesu elektrokoagulace v průběhu testovací kampaně.

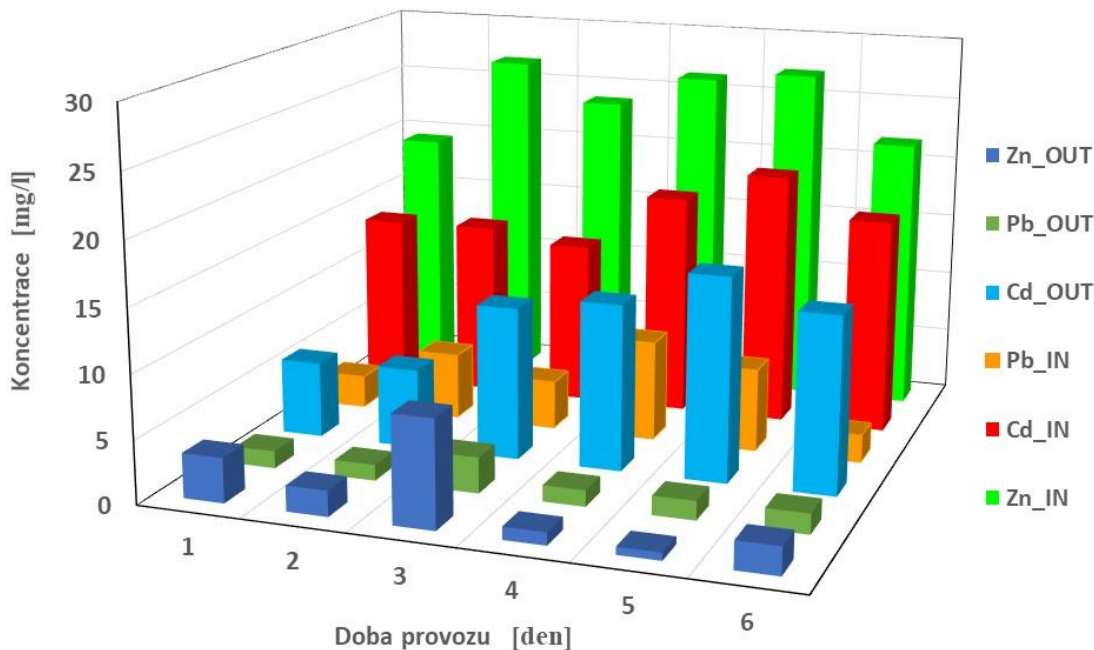
2) Čištění procesní vody v ZEVO, neutralizované na pH 8,4

Elektrokoagulace byla zařazena jako druhý stupeň čištění procesních vod z loužení popílku po procesu neutralizace roztokem $\text{Ca}(\text{OH})_2$ na hodnotu pH 8,4 a separaci kalu na kalolisu. Celá technologická linka neutralizace v ZEVO se skládá ze třech kroků – 1 stupeň neutralizace $\text{Ca}(\text{OH})_2$, 2 stupeň srážení Na_2S a třetí stupeň dávkování koagulantu FeCl_3 . Průtok vody pilotní jednotkou elektrokoagulace kolísá mezi 320 – 400 l/hod, na elektrokoagulační cely byl vložen proud 60 A, jemuž odpovídala koncentrace dávkovaného Fe 250 mg/l (4 - 5 násobný přebytek, oproti sumární koncentraci majoritních kovů).

Při provozu elektrokoagulace byly sledovány koncentrace Zn, Pb, Cd a Fe ve vstupní a vodě a na výstupu z technologie, jak uvádí Obr. 5.

Elektrokoagulací byl účinně odstraňován Zn, kde průměrně docházelo poklesu o více než 90 % a s výjimkou několika případů se jeho reziduální koncentrace pohybovaly kolem 2,3 mg/l. Koncentrace Pb byly sníženy na 1,2 mg/l, takže i zde lze proces elektrokoagulace považovat za efektivní. V případě Cd však bylo dosaženo zcela neuspokojivých výsledků, neboť jeho účinnosti odstranění se pohybovaly jen do 20 %. Proto bylo zkoušeno dávkování roztoku $\text{Ca}(\text{OH})_2$ nebo Na_2S do pomalu míchané nádrže, kde dochází ke shlukování a agregaci vloček železitého kalu. Přídavkem $\text{Ca}(\text{OH})_2$ však výrazné zlepšení nenastalo, neboť došlo ke zvýšení účinnosti odstranění Cd jen na 50 %. Uspokojivých účinností odstranění Cd (přes 90 %) pak bylo dosaženo až dávkováním roztoku Na_2S , kdy dochází k tvorbě nerozpustných forem sulfidů (CdS).

V kalu po elektrokoagulaci se nachází majoritní podíl Fe 45 %hm., což je dáno jeho dávkováním z elektrodových kazet a obsah Zn kolem 2,7 %hm. Sušina kalu se pohybovala kolem 40 – 45 %, kal byl odstraňován společně s ostatními filtračními kaly jako nebezpečný odpad.



Obr. 5 Průběh koncentrací Zn, Pb, Cd a Fe při pilotním nasazení elektrokoagulace jako druhého stupně čištění procesních vod z loužení popílku.

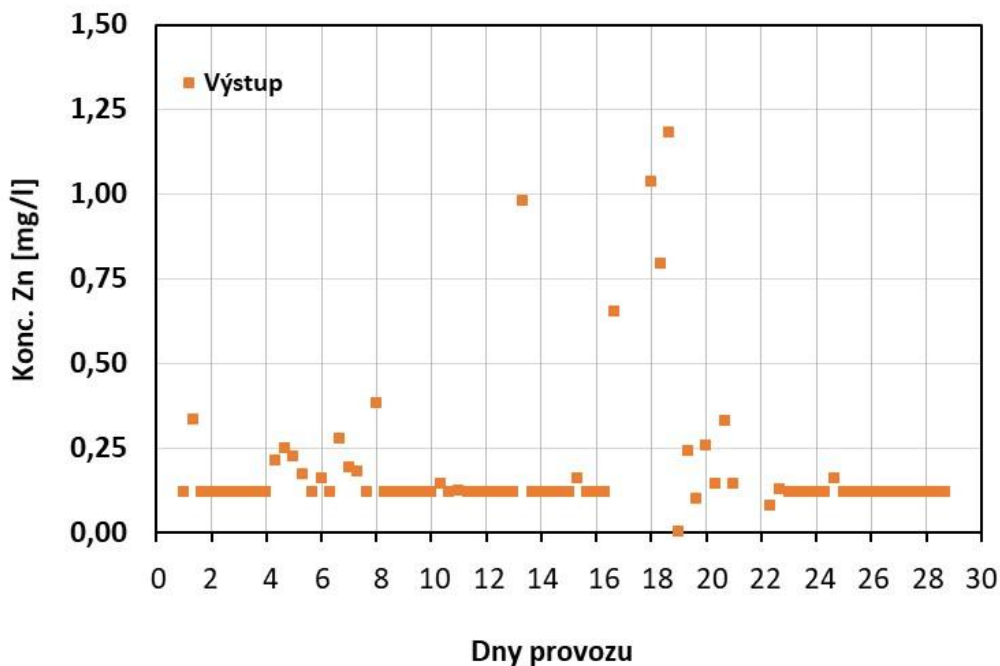
3) Konečný stupeň čištění vody v ZEVO

Testování elektrokoagulace na proudě procesní vody z prvního neutralizačního stupně ukázalo některé zásadní technologické komplikace – zejména nutnost filtrace vstupní vody (použití kalolisu) a nízké účinnosti odstranění Cd, kde by bylo nutné výstupní vodu po procesu elektrokoagulace alkalizovat roztokem Na_2S .

Elektrokoagulace byla zařazena jako poslední stupeň čištění procesních vod (z loužení popílku), zejména za účelem snížení koncentrací Zn, který lze efektivně odstraňovat. Čištěná voda měla pH v intervalu 8,5 – 8,8 a její průtok pilotní jednotkou elektrokoagulace byl zvýšen až na 700 l/hod, oproti předchozím testovacím kampaním. Na elektrokoagulační cely byl vložen proud 90 A, jemuž odpovídala koncentrace „dávkového“ Fe 100 mg/l (tj. 8 násobný přebytek, oproti sumární koncentraci majoritních kovů).

Při provozu elektrokoagulace byly sledovány koncentrace Zn na výstupu z technologie, jak uvádí Obr. 6. Průměrné koncentrace Zn se ve vyčištěné vodě pohybovaly kolem 0,5 mg/l s maximálními výkyvy do 1,2 mg/l. Tato hodnota bezpečně splňuje koncentrační limity obsahu Zn ve vyčištěné vodě.

Spotřeba elektrické energie na provoz elektrokoagulačních cel vychází na 0,75 - 1,1 kWh/m³ vyčištěné vody. Významnější náklad představuje spotřeba elektrodových kazet. Životnost elektrodových kazet se při tloušťce desky 5 mm pohybuje v rozsahu 1 - 1,5 dm²/m³ vody, což představuje náklad kolem 20 – 25 Kč/m³ vyčištěné vody. Množství produkovaného elektrokoagulačního kalu se pohybuje mezi 0,28 – 0,4 kg/m³ vyčištěné vody.



Obr. 6 Průběh koncentrací Zn při pilotním nasazení elektrokoagulace jako poslední stupeň dočišťování vod produkovaných v ZEVO.

Závěr

Testování elektrokoagulace v poloprovozním měřítku dokonale prověřilo silné a slabé stránky vyvíjené technologie a poskytlo základní představu o provozních nákladech a rentabilitě procesu. Elektrokoagulace se plně osvědčila na lokalitě s kontaminací Cr^{6+} a Ni, kde bylo dosaženo vysokých účinností odstranění obou kovů a splněny limity pro přímé vypouštění vyčištěné vody do povrchového recipientu. Redukce a srážení Cr^{6+} probíhalo elegantně řízeným rozpouštěním železných elektrod a po následné alkalizaci vody došlo k účinnému vyloučení kalu s toxickými kovy ve formě nerozpustných hydroxidů.

V ZEVO se při čištění procesních vod neutralizovaných na pH 8,4 nepodařilo elektrokoagulací snížit obsah Cd, a proto není možné nahradit druhý a třetí krok v technologii neutralizace (srážení Na_2S a dávkování FeCl_3). Procesem elektrokoagulace nicméně došlo k účinnému snížení obsahu Zn, a tudíž bylo dále rozhodnuto o testování technologie na proudu vyčištěné vody. Zde se dařilo snižovat obsah Zn většinou na hodnoty pod 1 mg/l, které bezpečně vyhovují připravovaným limitům přípustného znečištění vod.

Dominantním provozním nákladem jsou železné kazety (15 – 25 Kč/m³), nikoli elektrická energie (0,5 - 1,2 kWh/m³) která byla vzhledem k vysoké konduktivitě vody (110 mS/cm) velmi nízká. Pro zajištění rovnoměrné produkce Fe^{2+} iontů a účinnosti technologického procesu musí mít jednotka elektrokoagulace automatický systém periodických proplachů elektrodových kazet vodou a cykly regenerace kyselinou (HCl, H_3PO_4).

Literatura

- [1] XU, Longqian, Guangzhu CAO, Xiaojun XU, Shuli LIU, Zhengyang DUAN, Changhua HE, Yao WANG a Qihua HUANG. Simultaneous removal of cadmium, zinc and manganese using electrocoagulation: Influence of operating parameters and electrolyte nature. *Journal of Environmental Management* [online]. 2017. ISSN 10958630. Dostupné z: doi:10.1016/j.jenvman.2017.09.020
- [2] GATSIOS, Evangelos, John N. HAHLADAKIS a Evangelos GIDARAKOS. Optimization of electrocoagulation (EC) process for the purification of a real industrial wastewater from toxic metals. *Journal of Environmental Management* [online]. 2015, 154, 117–127 [vid. 2018-03-04]. ISSN 0301-4797. Dostupné z: doi:10.1016/J.JENVMAN.2015.02.018

- [3] KAMARAJ, Ramakrishnan a Subramanyan VASUDEVAN. Evaluation of electrocoagulation process for the removal of strontium and cesium from aqueous solution. *Chemical Engineering Research and Design* [online]. 2015. ISSN 02638762. Dostupné z: doi:10.1016/j.cherd.2014.03.021
- [4] SHAFAEI, Ashraf, Elmira PAJOOTAN, Manouchehr NIKAZAR a Mokhtar ARAMI. Removal of Co (II) from aqueous solution by electrocoagulation process using aluminum electrodes. *Desalination* [online]. 2011. ISSN 00119164. Dostupné z: doi:10.1016/j.desal.2011.05.070
- [5] NANSEU-NJIKI, Charles Péguy, Serge Raoul TCHAMANGO, Philippe Claude NGOM, André DARCHEN a Emmanuel NGAMENI. Mercury(II) removal from water by electrocoagulation using aluminium and iron electrodes. *Journal of Hazardous Materials* [online]. 2009. ISSN 03043894. Dostupné z: doi:10.1016/j.jhazmat.2009.03.042
- [6] ISA, Mohamed Hasnain, Ezerie Henry EZECHI, Zubair AHMED, Saleh Faraj MAGRAM a Shamsul Rahman Mohamed KUTTY. Boron removal by electrocoagulation and recovery. *Water Research* [online]. 2014. ISSN 00431354. Dostupné z: doi:10.1016/j.watres.2013.12.024
- [7] THAKUR, Lokendra Singh a Prasenjit MONDAL. Simultaneous arsenic and fluoride removal from synthetic and real groundwater by electrocoagulation process: Parametric and cost evaluation. *Journal of Environmental Management* [online]. 2017. ISSN 10958630. Dostupné z: doi:10.1016/j.jenvman.2016.12.053
- [8] KOBYA, M, E GENGEC a E DEMIRBAS. Operating parameters and costs assessments of a real dyehouse wastewater effluent treated by a continuous electrocoagulation process [online]. 2016. Dostupné z: doi:10.1016/j.cep.2015.11.012
- [9] ZONGO, Inoussa, Jean Pierre LECLERC, Hama Amadou MAÏGA, Joseph WÉTHÉ a Francois LAPICQUE. Removal of hexavalent chromium from industrial wastewater by electrocoagulation: A comprehensive comparison of aluminium and iron electrodes. *Separation and Purification Technology* [online]. 2009. ISSN 13835866. Dostupné z: doi:10.1016/j.seppur.2008.11.012
- [10] DERMENTZIS, Konstantinos, Achilleas CHRISTOFORIDIS a Evgenia VALSAMIDOU. Removal of nickel, copper, zinc and chromium from synthetic and industrial wastewater by electrocoagulation. *INTERNATIONAL JOURNAL OF ENVIRONMENTAL SCIENCES*. 2010, 1(5).
- [11] CHEBALLAH, Karima, Amar SAHMOUNE, Karima MESSAOUDI, Nadjib DROUCHE a Hakim LOUNICI. Simultaneous removal of hexavalent chromium and COD from industrial wastewater by bipolar electrocoagulation. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification* [online]. 2015. ISSN 02552701. Dostupné z: doi:10.1016/j.cep.2015.08.007
- [12] HEIDMANN, Ilona a Wolfgang CALMANO. Removal of Cr(VI) from model wastewaters by electrocoagulation with Fe electrodes. *Separation and Purification Technology* [online]. 2008. ISSN 13835866. Dostupné z: doi:10.1016/j.seppur.2007.09.011
- [13] MOLLAH, Y M A, Robert SCHENNACH, Jose R PARGA a David L COCKE. Electrocoagulation (EC) — science and applications. *Journal of Hazardous Materials*. 2001, 84, 29–41.

Poděkování

Příspěvek vznikl v rámci výzkumného grantu TH03030388 a aplikací výchozích zkušeností v rámci grantu TA04020130. Oba granty byly podpořené Technologickou agenturou ČR.