

محیط زیست طبیعی، منابع طبیعی ایران، دوره ۶۹، شماره ۱، بهار ۱۳۹۵
صفحات ۱۷۱ تا ۱۸۱

بررسی خودپالایی فلزات سنگین در حین اختلاط آب رودخانه با آب دریا

عبدالرضا کرباسی*^۱، مهدی حیدری^۲، قدرت ایاز^۳

۱- استادیار دانشکده تحصیلات تکمیلی محیط زیست دانشگاه تهران

۲- کارشناس ارشد مهندسی محیط زیست- منابع آب دانشکده محیط زیست دانشگاه تهران

۳- فارغ التحصیل دانشکده تحصیلات تکمیلی محیط زیست و انرژی دانشگاه آزاد اسلامی

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۲/۱۸ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۳/۷/۸)

چکیده

مصهبا با توجه به قرار گرفتن در محل تلاقی دریا و رودخانه از تنوع زیستی و اهمیت اکولوژیکی خاصی برخوردار هستند. مطالعه در مورد چرخه ژئوشیمیایی فلزات سنگین در محیط های آبی و اثر آن به خصوص بر محیط های حساس اکولوژیکی چون مصب ها همواره مورد حساسیت و دقت بوده است. یکی از مهمترین فرایندهایی که در مصب در اثر اختلاط آب دریا و آب رودخانه رخ می دهد فرآیند لخته سازی می باشد. در اثر این فرایند میزان بسیار زیادی از فلزات سنگین قبل از ورود به دریا از فاز محلول خارج می شوند و به شکل ذرات بسیار ریزی در می آیند که از ارزش غذایی بسیار بالایی برای موجودات آبی برخوردار می باشند. فرآیند لخته سازی میزان بار آلودگی ورودی به دریا را به میزان قابل توجهی کاهش می دهد. با توجه به نقش قابل توجه فرآیند لخته سازی در خودپالایی فلزات سنگین در این تحقیق لخته سازی فلزات سنگین مس، روی، سرب، منگنز و نیکل در حین اختلاط آب رودخانه تالار با آب دریای خزر مورد بررسی قرار گرفته است. بر اساس نتایج بدست آمده فلزات روی، منگنز، سرب، مس به ترتیب متحمل بالاترین میزان لخته سازی می شوند و این در حالی است که فلز نیکل در میان فلزات مورد مطالعه دارای پایین ترین میزان لخته سازی می باشد.

واژگان کلیدی: لخته سازی، خودپالایی، فلزات سنگین، مصب

۱ - مقدمه

چه به لحاظ کاهش غلظت آلاینده های فلزی محلول در آب و چه به لحاظ تامین منابع غذایی مورد نیاز برای موجودات آبی موجود در این ناحیه، نه تنها موجب جلوگیری از افزایش آلودگی و حفاظت از محیط زیست دریاها می گردد، بلکه با ایجاد شرایط فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی لازم که امکان سازگاری ماهیان مهاجر مولد را با آب رودخانه فراهم می سازد، از این طریق استمرار نسل این ماهیان و حفظ ذخایر شیلاتی و همچنین تنوع زیستی دریاها را تامین می کند (Sholkovitz, 1976; Eckert and Sholkovitz, 1976; Boyle, et al., 1977; comans and Van Dijk, 1988; Dbosn and Frid 1998; Currier and Small, 2005; Karbassi, et al., 2008a). بر اساس تحقیقات متعددی که بر روی فرآیند لخته سازی فلزات سنگین در حین اختلاط آب رودخانه با آب دریا انجام شده است، می توان از پارامترهایی مانند شوری، pH، اکسیژن محلول، هدایت الکتریکی و ... به عنوان عواملی نام برد که سبب افزایش و یا کاهش میزان لخته شدن فلزات سنگین در مصب می شوند (Karbassi and Najafpour, 1996; Saeedi et al., 2003; Karbassi et al., 2008b; Biati et al., 2010b; Chenar et al., 2012). همچنین محققین در طی تحقیقات خود به این نتیجه رسیده اند که فرآیند لخته سازی در جایی که میزان شوری آن نسبت به دیگر قسمت ها کمتر می باشد رخ میدهد به عبارت دیگر فرآیند لخته سازی در مراحل اولیه اختلاط و در قسمت های بالایی مصب رخ می دهد (Gerringa et al., 2001; Karbassi et al., 2008c; Biati et al., 2010a; Biati et al., 2012; Chenar et al., 2012). دریای خزر بزرگترین

ترکیب شیمیایی و کیفیت آب رودخانه ها تنها وابسته به ورود انواع مواد شیمیایی از طرق مختلف نمی باشد، بلکه نهایتاً نتیجه تعدادی از فرآیندهای مختلف فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی است که در درون آب رخ می دهد. از جمله مهمترین فرآیندها و واکنشهای شیمیایی که بر کیفیت آب رودخانه ها موثرند می توان به واکنشهای اسید - باز، تبادل میان اتمسفر و آب، واکنشهای حلالیت و ترسیب مواد، تشکیل کمپلکس، واکنشهای اکسید - احیا، فرآیندهای جذب/دفع و فرآیندهای لخته سازی هنگام اختلاط آب شیرین و شور اشاره کرد (Zhou & Kot, 1995). رودخانه ها نقش بسیار مهمی را در انتقال آلودگی های مختلف به ویژه فلزات سنگین به داخل آب دریا بازی می کنند (Meybeck, 1988). فلزات محلول حمل شده توسط آب رودخانه در مصب بواسطه فرآیند لخته سازی از خود واکنش نشان داده و از فاز محلول خارج می شوند. بعبارت دیگر در حین اختلاط آب شور و شیرین در مصب و بواسطه فرآیند فیزیکی و شیمیایی لخته سازی مقادیر زیادی از فلزات سنگین به صورت رشته های پنبه ای شکل غیر محلول به فرم مواد مغذی بسیار ریز درآمده و از فاز محلول خارج می شوند. وقوع فرآیند لخته سازی در مصب رودخانه ها، نقش مهمی در بهبود و حفظ شرایط اکولوژیکی و زیستی این اکوسیستم ها و نیز دریاها به عنوان مهمترین زیستگاه های مهاجرت و تخم ریزی ماهیان بر عهده داشته، و با ایجاد شرایط زیست محیطی مناسب در ناحیه مصب رودخانه ها،

اختلاط آب شیرین با آب شور وجود ندارد با استفاده از ظروف پلی اتیلن جمع آوری گردید (شکل ۱). و در همان روز نسبت به برداشت نمونه آب شور از دریا در محلی که آب شیرین امکان نفوذ به آب شور را ندارد اقدام شد (شکل ۱). سپس نمونه‌های جمع‌آوری شده از آب شور و شیرین به آزمایشگاه انتقال داده شد. در آزمایشگاه با استفاده از فیلترهای ۰/۴۵ میکرونی (membrane filters (type HA))، نمونه‌های جمع‌آوری شده فیلتر گردید و یک نمونه ۱۰۰۰ سی سی از آب شیرین فیلتر شده تحت حرارت ۵۰ درجه سانتی گراد (حرارت بالاتر باعث فرار برخی از عناصر سنگین می شود) تغلیظ گردید تا حجم آن به کمتر از ۵۰ سی سی رسانده شود. سپس حجم نمونه تغلیظ شده با کمک اسید کلریدریک ۱ نرمال پس از عبور دادن از کاغذ صافی معمولی به حجم ۵۰ سی سی افزایش یافت که پس از انجام تمامی مراحل مذکور نمونه برای اندازه گیری غلظت عناصر سنگین در آب (به منظور مقایسه کردن میزان استخراج عناصر توسط فرآیند لخته سازی)، با استفاده از دستگاه ICP آماده گردید. پس از نگهداری باقیمانده نمونه های فیلتر شده آب شور و شیرین در یخچال به منظور انجام آنالیزهای فلزات محلول نمونه های فوق در دمای داخل آزمایشگاه به نسبت‌های مختلف در ۱۰ آکوارיום مخلوط گردید تا رژیم های مختلف شوری به وجود آید. در یک ساعت اول آزمایش هر ۱۵ دقیقه یکبار توسط میله شیشه‌ای، آکوارיום ها هم زده شدند و در همان یک ساعت اول لخته ها شکل گرفتند و نیز جهت اطمینان کامل از تشکیل لخته ها آکوارיום ها به مدت ۲۴ در حالت سکون باقی ماندند

دریاچه جهان و یا به عبارت دیگر کوچکترین دریا در سر تا سر جهان می باشد. رودخانه های متعددی به این پهنه آبی سرازیر می شوند که در مسیر خود آلودگی های بسیار زیادی را از صنایع مختلف به سمت دریا حمل می کنند. شوری دریای خزر از چهار قسمت در هزار در بخش شمالی آن تا حدود دوازده و نیم قسمت در هزار در بخش جنوبی آن متغییر می باشد (Karbassi et al., 2013; Karbassi et al., 2014). با توجه به نقش قابل توجهی که فرآیند لخته سازی در خودپالایی فلزات سنگین ایفا می کند در تحقیق حاضر لخته سازی فلزات Cu, Mn, Ni, Pb, Zn در هنگام اختلاط آب رودخانه تالار با دریای خزر مورد بررسی قرار گرفت. هدف از انجام این تحقیق بررسی نقش عوامل شوری و pH در کنترل لخته شدن فلزات سنگین در حین اختلاط مصبی و کاهش بار آلودگی ورودی به دریا می باشد.

۲- مواد و روش ها

به منظور شبیه سازی شرایط طبیعی مصب و تولید مخلوط هایی با شوری های مختلف حاصل از اختلاط آب دریای خزر با رودخانه تالار، ۹ آکواریم شیشه ای به ظرفیت حدود ۲ لیتر ساخته شد. قبل از انجام نمونه برداری جهت جلوگیری از آلوده شدن نمونه‌ها، کلیه لوازم نمونه برداری با مخلوط اسید نیتریک و اسید کلریدریک شستشو داده شد و پس از ساخته شدن آکوارיום ها نسبت به انجام نمونه برداری از رودخانه تالار و دریای خزر اقدام شد. برای این منظور نمونه آب رودخانه از محلی به فاصله ۱۶ کیلومتری مصب رودخانه یعنی در جایی که امکان

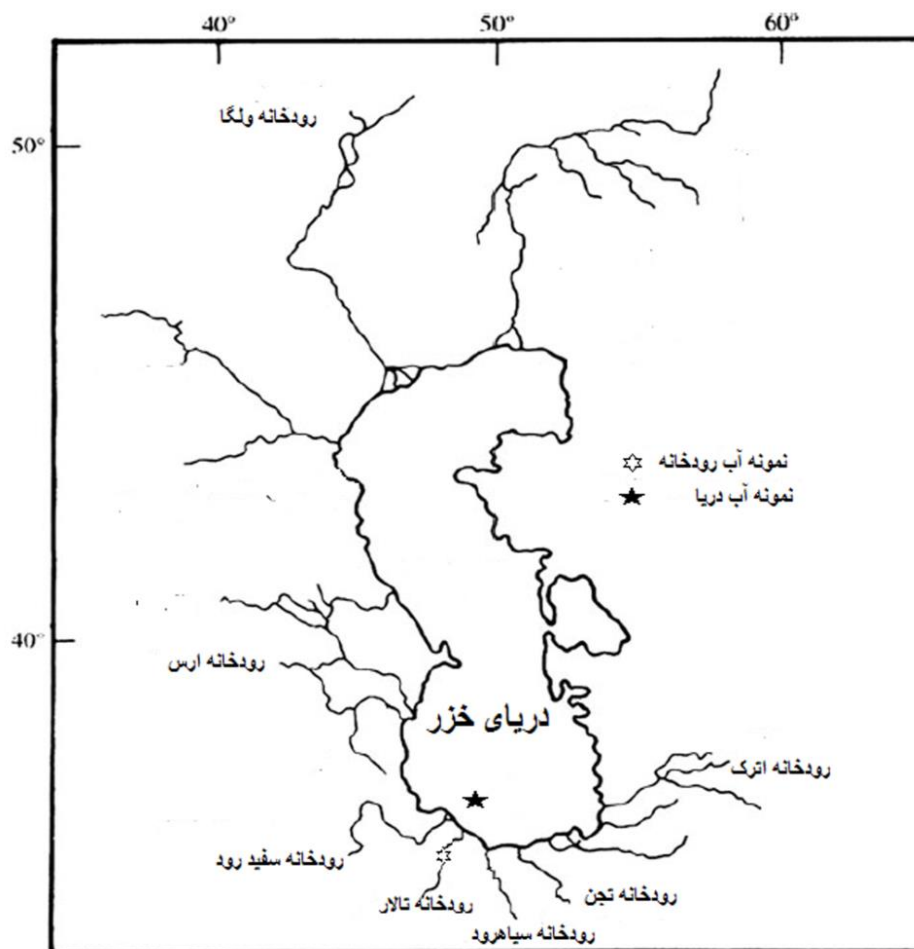
جدول ۲ بالاترین میزان لخته سازی متعلق به فلز روی می باشد (۸۷/۲۲ درصد) و همچنین فلز نیکل متحمل کمترین میزان لخته سازی می شود (۱۲/۷۰ درصد). حدود ۳۹/۰۹ درصد از فلز سرب که یکی از خطرناکترین فلزات سنگین محسوب می شود و اثرات جبران ناپذیری بر محیط زیست دریاها دارد در طی فرآیند لخته سازی از فاز محلول خارج می شود که این موضوع بار دیگر اهمیت فرآیند لخته سازی را نمایان می سازد. به طور تقریبی حدود ۳۶/۵۸ و ۴۵/۳۱ درصد از فلزات مس و روی در طی اختلاط مصبی به فاز غیر محلول می روند و به شکل ذرات بسیار ریز پنبه ای شکل در می آیند. بالاترین میزان لخته سازی فلزات روی ۴۳/۳۳ درصد و نیکل ۶/۸۶ درصد در شوری اولیه یعنی ۱/۵ پی پی تی و ۸/۸۴ pH = اتفاق می افتد. در حالی که بیشترین درصد لخته سازی در شوری ۲/۵ پی پی تی و ۸/۸ pH = متعلق به فلز مس (۶/۵۹ درصد) و در شوری ۴/۵ پی پی تی و ۸/۷۵ pH = متعلق به فلز منگنز (۱۳/۴۳ درصد) می باشد. در شوری ۳/۵ پی پی تی و ۸/۸ pH = به ترتیب ۲۸/۸۹ و ۱۷/۸۰ درصد از فلزات روی و مس از حالت محلول خارج می شوند که این مقدار برای فلزات سرب، نیکل و منگنز به ترتیب ۱۰، ۳/۹۲ و ۲/۱۹ درصد می باشد. در شوری ۷/۵ پی پی تی و

و پس از گذشت این مدت زمان نمونه داخل هر آکواریوم توسط فیلترهای غشایی ۰/۲۲ میکرومتر مجدداً فیلتر گردیدند. در ادامه ۵ سی سی اسید نیتریک به فیلترها که لخته ها بر روی آن ها جمع شده بودند اضافه گردید و پس از گذشت حدود ۶ ساعت، فیلترها و لخته های روی آنها بدون حرارت دادن کاملاً از هم جدا شدند و غلظت عناصر مورد نظر شامل روی، کادمیوم، سرب، منگنز و نیکل توسط دستگاه (Inductively Coupled Plasma) ICP اندازه گیری گردید.

۳- نتایج

جدول شماره ۱ میزان غلظت فلزات سنگین روی، کادمیوم، سرب، منگنز و نیکل را در لخته های بوجود آمده نشان می دهد ولی با توجه به اینکه در هر مرحله با افزایش شوری مقداری از لخته تولید شده در شوری قبلی با مقدار لخته تولید شده در شوری جدید جمع بسته می شود لذا نتایج این جدول نمی تواند شرایط طبیعی اختلاط مصبی را نشان دهد از این رو باید مقدار لخته تولید شده در مرحله جدید را از میزان لخته تولید شده در مرحله قبلی کم کرد (Zhiqing et al., 1987; Biati et al., 2010a; Karbassi et al., 2013). جدول شماره ۲ نتایج لخته سازی را در شرایط طبیعی اختلاط آب رودخانه با آب دریا در مصب نشان می دهد. بر اساس نتایج بدست آمده در

بررسی خودپالایی فلزات سنگین در حین اختلاط آب رودخانه با آب دریا، صفحه ۱۷۵



شکل ۱: محل نمونه برداری از رودخانه تالار و دریای خزر

مس (۳۶ میکروگرم بر لیتر)، سرب (۲۲ میکروگرم بر لیتر)، نیکل (۵۱ میکروگرم بر لیتر)، منگنز (۳۲ میکروگرم بر لیتر) و روی (۹۰ میکروگرم بر لیتر) می باشد. بار آلودگی ورودی به دریای خزر توسط فلزات سنگین مس، روی، سرب، نیکل و منگنز به ترتیب از مقادیر ۱۸/۰۴، ۳۹/۶، ۹/۶۸، ۲۲/۴۵ و ۱۴/۰۸ تن بر سال بر اساس فرآیند لخته سازی و دبی رودخانه تالار (۴۴۰ میلیون مترمکعب بر سال) به مقادیر ۱۱/۴۴، ۵/۰۱، ۵/۸۹، ۱۹/۵۹ و ۷/۷۰ تن بر سال کاهش پیدا می کند.

$pH = ۸/۷$ تنها ۲ درصد از فلز روی و ۱/۹۶ درصد از فلز نیکل تبدیل به لخته می شود و مابقی فلزات سنگین مورد مطالعه تمایلی به لخته شدن ندارند. بالاترین میزان لخته سازی فلز مس در شوری ۳/۵ پی پی تی اتفاق می افتد در حالی که در این شوری فلز منگنز پایین ترین میزان لخته سازی خود را دارا می باشد. همچنین بالاترین و پایین ترین میزان لخته سازی فلز سرب به ترتیب در شوری های ۶/۵ و ۹/۵ پی پی تی رخ می دهد. غلظت فلزات سنگین مورد مطالعه در آب رودخانه تالار به صورت

محیط زیست طبیعی، منابع طبیعی ایران، دوره ۶۹، شماره ۱، بهار ۱۳۹۵ صفحه ۱۷۶

جدول ۱: مقادیر آزمایشگاهی لخته سازی فلزات سنگین در حین اختلاط آب رودخانه تالار با دریای خزر

شوری (پی پی تی)	pH	مس (میکروگرم بر لیتر)	منگنز (میکروگرم بر لیتر)	نیکل (میکروگرم بر لیتر)	روی (میکروگرم بر لیتر)	سرب (میکروگرم بر لیتر)	نمونه
							آب رودخانه
۰/۲	۸/۹	۴۱	۳۱	۵۱	۹۰	۲۲	
۱/۵	۸/۸۴	۴/۵۰	۳/۵	۳/۵	۳۹	۱/۵	۱
۲/۵	۸/۸	۷/۲	۵/۵	۲/۲	۴۲/۵	۲/۳	۲
۳/۵	۸/۸	۱۴/۵	۶/۲	۵/۵	۶۸/۵	۴/۵	۳
۴/۵	۸/۷۵	۱۵	۱۰/۵	۳/۲	۴۶/۵	۲/۲	۴
۵/۵	۸/۷	۱۴	۱۳/۵	۳	۲۲/۲	۱/۲	۵
۶/۵	۸/۷	۱۲/۵	۷/۵	۵/۲	۶۵/۵	۸/۵	۶
۷/۵	۸/۷	۱۳/۵	۷/۵	۶/۵	۷۰/۳	۴/۲	۷
۸/۵	۸/۶۵	۱۰/۵	۱۰/۵	۵/۵	۷۵/۸	۶/۵	۸
۹/۵	۸/۶	۹/۵	۱۴/۵	۶	۷۸/۵	۸/۶	۹

بررسی خودپالایی فلزات سنگین در حین اختلاط آب رودخانه با آب دریا، صفحه ۱۷۷

جدول ۳: مقادیر طبیعی لخته سازی فلزات سنگین در حین اختلاط آب رودخانه تالار با دریای خزر

شوری (پی پی تی)	pH	مس (میکروگرم بر لیتر)	منگنز (میکروگرم بر لیتر)	نیکل (میکروگرم بر لیتر)	روی (میکروگرم بر لیتر)	سرب (میکروگرم بر لیتر)	نمونه
۰/۲	۸/۹	۴۱	۳۱	۵۱	۹۰	۲۲	آب رودخانه
		۴/۵۰	۳/۵	۳/۵		۱/۵	۱
۱/۵	۸/۸۴	(۱۰/۹۸)	(۱۰/۹۴)	(۶/۸۶)	۳۹ (۴۳/۳۳)	(۶/۸۲)	
		۲/۷۰	۲/۰			۰/۸	۲
۲/۵	۸/۸	(۶/۵۹)	(۶/۲۵)	۰ (۰/۰۰)	۳/۵ (۳/۸۹)	(۳/۶۴)	
		۷/۳۰	۰/۷	۲/۰		۲/۲	۳
۳/۵	۸/۸	(۱۷/۸۰)	(۲/۱۹)	(۳/۹۲)	۲۶ (۲۸/۸۹)	(۱۰/۰۰)	
		۰/۵۰	۴/۳				۴
۴/۵	۸/۷۵	(۱/۲۲)	(۱۳/۴۳)	۰ (۰/۰۰)	۰ (۰/۰۰)	۰ (۰/۰۰)	
			۳/۰				۵
۵/۵	۸/۷	۰ (۰/۰۰)	(۹/۳۸)	۰ (۰/۰۰)	۰ (۰/۰۰)	۰ (۰/۰۰)	
						۴/۰	۶
۶/۵	۸/۷	۰ (۰/۰۰)	۰ (۰/۰۰)	۰ (۰/۰۰)	۰ (۰/۰۰)	(۱۸/۱۸)	
۷/۵	۸/۷	۰ (۰/۰۰)	۰ (۰/۰۰)	۱/۰ (۱/۹۶)	۱/۸ (۲/۰۰)	۰ (۰/۰۰)	۷
۸/۵	۸/۶۵	۰ (۰/۰۰)	۰ (۰/۰۰)	۰ (۰/۰۰)	۵/۵ (۶/۱۱)	۰ (۰/۰۰)	۸
			۱/۰				۹
۹/۵	۸/۶	۰ (۰/۰۰)	(۳/۱۳)	۰ (۰/۰۰)	۲/۷ (۳/۰۰)	۰/۱ (۰/۴۵)	
		۱۵	۱۴/۵	۶/۵		۸/۶	
		(۳۶/۵۸)	(۴۵/۳۱)	(۱۲/۷۰)	۷۸/۵ (۸۷/۲۲)	(۳۹/۰۹)	مجموع

ارقام داخل پرانتز نشان دهنده درصد لخته شدن نسبت به غلظت کل است

مسئله در شوری ۴/۵ پی پی تی و $\text{pH} = ۸/۷۵$ به وقوع می پیوندد. در شورهای ۵/۵، ۶/۵ و ۸/۵ پی پی تی به ترتیب تنها فلزات سنگین منگنز (۹/۳۸ درصد)، سرب (۱۸/۱۸ درصد) و روی (۶/۱۱ درصد) به صورت لخته در می آیند و این در حالی است که دیگر فلزات مورد مطالعه دارای قابلیت لخته شدن نمی باشند که این موضوع به خوبی تاثیر فرآیند لخته سازی بر خودپالایی فلزات سنگین را در شوری های پایین تر نشان می دهد. بیشترین و کمترین بار آلودگی ورودی به آب دریای خزر توسط آب رودخانه تالار به ترتیب متعلق به فلزات روی ۳۹/۶ تن بر سال و سرب ۹/۶۸ تن بر سال می باشد که در اثر فرآیند لخته سازی این مقادیر به ۵/۰۱ و ۵/۸۹ تن بر سال کاهش می یابد.

۴- بحث و نتیجه گیری

روند لخته سازی در تحقیق حاضر به صورت روی (۸۷/۲۲٪) < منگنز (۴۵/۳۱٪) < سرب (٪) ۳۹/۰۹ < مس (۳۶/۵۸٪) < نیکل (۱۲/۷۰٪) می باشد. بیشترین میزان لخته سازی فلزات سنگین روی و نیکل که به ترتیب بالاترین و پایین ترین درصد لخته سازی را در میان فلزات مورد مطالعه دارا می باشند در شوری اولیه ۱/۵ پی پی تی و $\text{pH} = ۸/۸۴$ اتفاق می افتد همچنین پایین ترین درصد لخته سازی فلزات مذکور در شوری ۷/۵ پی پی تی و ۸/۷ $\text{pH} =$ رخ میدهد. بالاترین درصد از فلزات سنگین مس و سرب در شوری ۳،۵ پی پی تی و $\text{pH} = ۸/۸$ از فاز محلول خارج می شود و در مورد فلز منگنز این

REFERENCES

- Biati, A., Karbassi, A. R., Hassani, A. H., Monavari, S. M., and Moattar, F., 2010a. Role of metal species in flocculation rate during estuarine mixing. *International Journal of Environmental Science and Technology* 7(2): 327–336.
- Biati, A., Moattar, F., Karbassi, A. R., and Hassani, A. H., 2010b. Role of saline water in removal of heavy elements from industrial wastewaters. *International Journal of Environmental Research* 4(1): 169–176.
- Biati, A., and Karbassi, A. R., 2012. Flocculation of metals during mixing of Siyahrud River water with Caspian Sea water. *Environmental Monitoring and Assessment* 184: 6903–6911.
- Boyle, E. A., Edmond, J. M., and Sholkovitz, E. R., 1977. The mechanism of Fe removal in estuaries. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 41(9): 1313–1324.
- Chenar, SH. SH., Karbassi, A. R., Zaker, N.H., and Ghazban, F., 2012. Electroflocculation of Metals during Estuarine Mixing (Caspian Sea). *Journal of Coastal Research* 1–8.
- Comans, R. N., and Van Dijk, C. P. J., 1988. Role of complexation processes in cadmium mobilization during estuarine mixing. *Nature* 336(6195): 151-154.
- Currier, D. R., and Small, K. J. 2005. Macrobenthic community responses to long-term environmental change in an east Australian sub-tropical estuary. *Estuar.Coast Shelves* 63(1-2): 315-331
- Dobson, M., and Frid, C., 1998. Ecology of aquatic systems. Longman.
- Eckert, J. M., and Sholkovitz, E. R., 1976. The flocculation of Fe, Al and humates from river water by electrolytes. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 40(7): 847–856.
- Gerringa, L. J. A., de Baar, H. J. W., Nolthing, R. F., and Paucot, H. 2001. The influence of salinity on the solubility of Zn and Cd sulfides in the Scheldt estuary. *Journal of Sea Research* 46(3-4): 201-211
- Karbassi, A. R., and Nadjafpour, SH., 1996. Flocculation of dissolved Pb, Cu, Zn, and Mn during estuarine mixing of river water with the Caspian Sea. *Environmental Pollution* 93: 257–260
- Karbassi, A. R., Nouri, J., Mehrdadi, N., and Ayaz, G. O., 2008a. Flocculation of heavy metals during mixing of freshwater with Caspian Seawater. *Environmental Geology* 53(8): 1811–1816.
- Karbassi, A. R., Monavari, S. M., Nabi Bidhendi, GH. R., Nouri, J., and Nematpour, K., 2008b. Metal pollution assessment of sediment and water in the Shur River. *Environmental Monitoring and Assessment* 147(1-3): 107-116.
- Karbassi, A. R., Nouri, J., Nabi Bidhendi, GH. R., and Ayaz, G. O., 2008c. Behavior of Cu, Zn, Pb, Ni and Mn during mixing of freshwater with the Caspian Seawater. *Desalination* 229(1-3): 118.124.
- Karbassi, A.R., Heidari, M., Vaezi, A.R., Valikhani Samani, A.R. Fakhraee, M., Heidari, F., 2013. Effect of pH and salinity on flocculation process of heavy metals during mixing of Aras River water with Caspian Sea water. *Environmental Earth Sciences*: 1-9
- Karbassi, A.R., Fakhraee, M., Heidari, M., Vaezi, A.R., Valikhani Samani, A.R. 2014. Dissolved and particulate trace metal geochemistry during mixing of Karganrud River with Caspian Sea water. *Arabian Journal of Geosciences*: 1-9.
- Meybeck, M., 1988. How to establish and use world budgets of riverine materials. In: Lerman, A., Meybeck, M. (Eds.), *Physical and Chemical Weathering in Geochemical Cycles*, pp. 247–272.
- Saeedi, M., Karbassi, A. R., and Mehrdadi, N., 2003. Flocculation of dissolved Mn, Zn, Ni and Cu during the estuarine mixing of Tadjan River water

محیط زیست طبیعی، منابع طبیعی ایران، دوره ۶۹، شماره ۱، بهار ۱۳۹۵ صفحه ۱۸۰

with Caspian Seawater. International Journal of Environmental Studies 60: 567–576.

Shokovitz, E. R., 1976. Flocculation of dissolved organic and inorganic matter during the mixing river water and seawater. Geochimica et Cosmochimica Acta, pp. 831–845.

Zhiqing, L. E., Jianhu, Z., and Jinsi, C., 1987. Flocculation of dissolved Fe, Al, Mn, Si, Cu, Pb

and Zn during estuarine mixing. Acta Oceanologica Sinica 6: 567–576.

Zhou, X. D., and Kot, S. C., 1995. Heavy metals ion adsorption on sediments of the Weiho and Hanjian rivers, China J., Environmental Hydrology, Vol, 3. No.2.

An investigation of self-purification of heavy metals during mixing of river water with sea water

A. R. Karbassi^{*1}, M. Heidari², G. O. Ayaz³

1-Associated Professor of Environmental Engineering, Graduate Faculty of Environment, University of Tehran, P.O.Box 1417853111, Tehran, Iran

2-MSc of Environmental Engineering, Graduate Faculty of Environment, University of Tehran, P.O.Box 1417853111, Tehran, Iran

3-Graduate School of Energy and Environment, Science and Research Campus, IslamicAzad University, Tehran, Iran

Received: 08-May-2014

Accepted: 30-Sep.-2014

Abstract

Estuaries are considered as highly dynamic ecosystem that include the mixing or transition zone between river freshwater and saline water from oceans and seas. Estuaries are very important aquatic systems by preserving the coastal biota. Flocculation of metals during mixing of freshwater with saline water can be considered as the most important estuarine processes. Due to flocculation process, considerable amount of dissolved metals come into particulate phase that is enriched in nutrients for aquatic life. Flocculation process can remarkably reduce the amount of pollution load that reaches to the sea. The present study deals with flocculation process of dissolved Cu, Mn, Ni, Zn and Pb during the mixing of the Talar River water with the Caspian Sea water. Based on the obtained result, Zn, Mn, Pb and Cu show maximum flocculation respectively and Ni shows the lowest flocculation among the studied elements.

keywords: Flocculation, Self-purification, Heavy metals, Estuary

*Corresponding Author: Email: akarbasi@ut.ac.ir,

Phone: +98-21-6111