

بررسی لخته سازی عناصر سنگین طی اختلاط مصبی در جنوب ایران

آی‌دی بیاتی^{*۱}

bayati_id@yahoo.com

عبدالرضا کرباسی^۲

تاریخ پذیرش: ۸۹/۴/۲۴

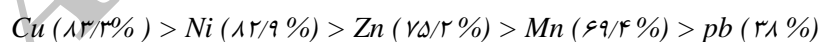
تاریخ دریافت: ۸۹/۱/۱۹

چکیده

مصوب رودخانه از دیدگاه زیست محیطی، حیات و وقوع فرآیندهای ژئوشیمیایی حایز اهمیت است. عناصر فلزی توسط آب رودخانه‌ها حمل شده و وارد دریا می‌شوند. در این مسیر، مصوب به عنوان گذرگاهی جهت انتقال مواد از رودخانه به دریا ایفای نقش می‌کند. عناصر شیمیایی محلول در آب رودخانه‌ها، در داخل مصوب‌ها تحت تاثیر واکنش‌هایی از فاز محلول خارج می‌شوند که این امر موهون فرآیند لخته سازی است.

در تحقیق حاضر، برای نخستین بار لخته سازی عناصر Mn, Cu, Ni, Pb, Zn طی اختلاط یک نمونه آب فیلتر شده ($45 \mu m$) خلیج فارس با یک نمونه آب فیلتر شده رودخانه میناب در ۹ شوری متفاوت مورد مطالعه قرار گرفته است. همچنین برای نخستین بار در مطالعه فرایند لخته سازی پتانسیل اکسیداسیون و احیا (Eh) اندازه گیری شد و مشخص گردید لخته سازی عناصر سنگین طی اختلاط مصبی تحت کنترل این عامل نمی‌باشد.

الگوی عمومی لخته سازی عناصر مورد مطالعه به صورت زیر است:



نرخ لخته سازی از یک عنصر به عنصر دیگر متفاوت است. بیشترین لخته سازی عناصر در شوری‌های ۳/۳٪ تا ۱۱/۴٪ اتفاق می‌افتد. آنالیزهای آماری نشان می‌دهند که لخته سازی عناصر سنگین (به جز Pb) توسط DOC کنترل می‌شود. منشأ DOC در منطقه مورد مطالعه زمینی است و آب‌های خلیج فارس نقشی در تأمین آن ندارند.

واژه‌های کلیدی: مصوب، لخته سازی، فلزات سنگین، کربن آلی محلول

۱- استادیار گروه تخصصی مهندسی منابع طبیعی- محیط زیست، دانشکده محیط زیست و انرژی، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات تهران* (مسئول مکاتبات)

۲- استادیار دانشکده محیط زیست دانشگاه تهران

مقدمه

مصوب ها فصول مشترک عمده بیوژئوشیمیایی بین خشکی و دریا هستند. از آن جا که جریانات مواد (محللول و معلق) از قاره ها به سمت اقیانوس ها توسط فرایندهای مصبی تعدیل می شوند، مقدار زیادی اطلاعات شیمیایی در سال های اخیر از مصوب ها گردآوری شده است. مشخص شده که واژدی فلزات از ذرات رودخانه ای و ذراتی که مجدداً به حالت معلق درآمده اند و لخته سازی نمک های هیومیک فلزی از محللول ها، دو مورد از مهم ترین فرایندهای خنثی کننده غیربیولوژیکی هستند که بر توزیع و تراکم فلزات کمیاب طی اختلاط مصبی تأثیر می گذارند (۱). اگر چه این دو سازوکار با موفقیت توسط آزمایش های اختلاط ستون آب مدل سازی شده اند (۲ و ۳). اکثر مصوب های مورد مطالعه (مثلاً خلیج سان فرانسیسکو، مصوب رودخانه هادسون، مصوب رودخانه می سی سی پی) مقدار زیادی فلز را از منابع انسان ساخت دریافت می کنند. این امر اغلب تمایز اثرات فرایندهای ژئوشیمیایی طبیعی را از تأثیرات انسانی بر روی اجزای محللول بسیار دشوار می سازد. برای شناسایی مکانیسم های متفاوت اثرگذار بر عناصر محللول در مصوب ها، بایستی مطالعاتی بر روی انواع مختلف سیستم های مصبی ساده و نسبتاً دست نخورده انجام گیرد (۴).

به طور کلی با ورود آب شیرین به مصوب و افزایش شوری برخی نیروهای دافعه میان ذرات ناشی از بارهای همان منفی، تحت تأثیر انواع نیروهای بار مثبت قرار گرفته و نیروهای درون ذرات و میان ذرات به نیروهای جاذبه تبدیل می گردند. بنابراین پس از این که ذرات به صورت کلوئیدی شکسته می شوند تشکیل لخته ها را داده و ته نشین خواهند شد (۵).

گرچه اثر شوری به عنوان مهم ترین عامل در فرآیند لخته سازی عنوان شده است (۳ و ۵)، اما به نظر می رسد سایر عوامل مانند مواد آلی در آب مصوب، املاح و عوامل کلوئیدی نیز بر آن موثر باشند. برای تخمین رفتار کلی عناصر سنگین در مصوب تنها بررسی فرآیند لخته سازی کافی نیست و همزمان باید فرایندها و اندرکنش های میان آب و رسوب و ذرات معلق (جذب/دفع) نیز بررسی گردد (۵).

گرچه پاره ای از مطالعات لخته سازی عناصر سنگین در مصوب رودخانه های شمال ایران (هراز، تالار، تجن، بابلرود) را هدف قرار داده اند (۱۰-۶) تاکنون چنین مطالعاتی در سواحل جنوبی کشور انجام نشده است. در تحقیق حاضر برای اولین بار لخته سازی عناصر سنگین در یکی از رودخانه های منتهی به خلیج فارس مورد بررسی قرار گرفته است.

رودخانه میناب یکی از بزرگ ترین و مهم ترین رودخانه های منتهی به تنگه هرمز، در استان هرمزگان، به نام می باشد. حوزه آبریز میناب- بندرعباس به وسعت تقریبی ۴۵۱۰۷۰۰ هکتار است که از این سطح حدود ۳۶۹۵۸۰۰ هکتار آن در استان هرمزگان و بقیه در استان کرمان و بخش کوچکی از آن در استان سیستان و بلوچستان قرار دارد.

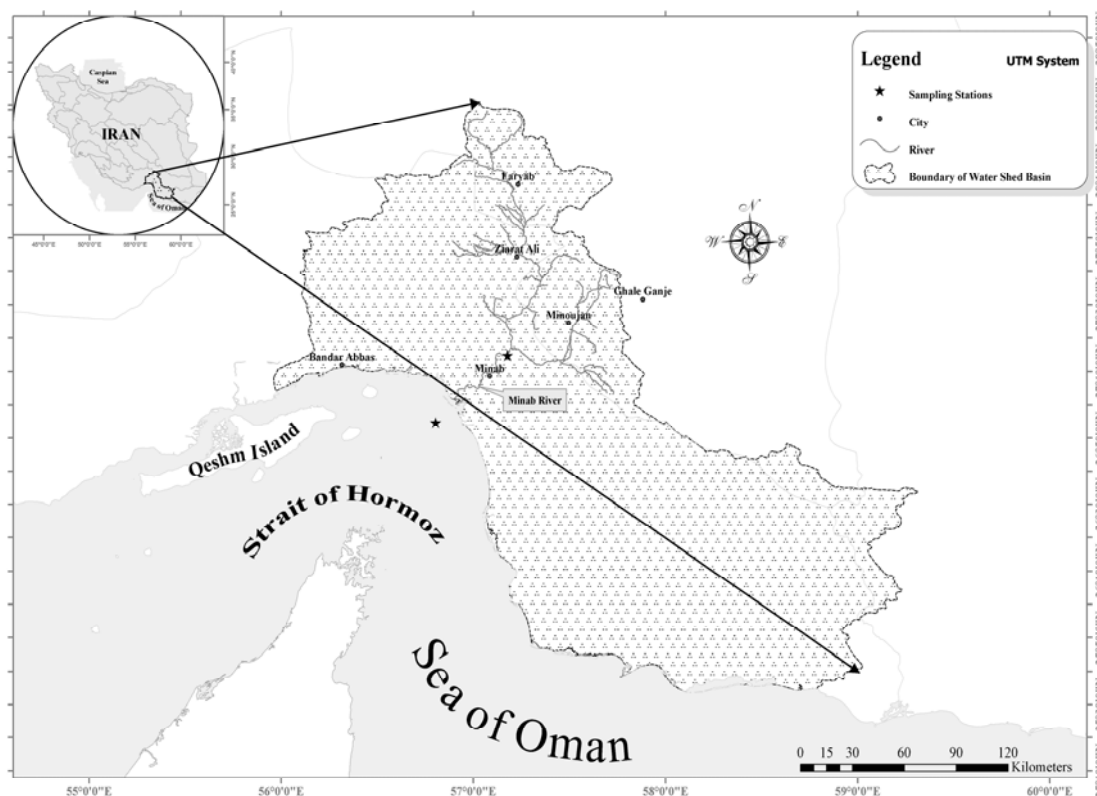
این منطقه بین طول های جغرافیایی ۵۵ درجه و ۵۸ دقیقه تا ۵۹ درجه و ۲۰ دقیقه شرقی و عرض های جغرافیایی ۲۵ درجه و ۲۷ دقیقه تا ۲۸ درجه و ۳۱ دقیقه شمالی استقرار یافته است (۱۱).

مواد و روش ها

نمونه برداری از آب شیرین در تاریخ ۱۳ مهر ماه ۱۳۸۷ در منطقه ای انجام شد که امکان نفوذ آب شور وجود نداشته باشد. بدین منظور نمونه برداری از آب رودخانه از نقطه ای با فاصله بیش از ۱۶ کیلومتری بالا دست مصوب انجام شد. نمونه آب شور نیز در همان تاریخ در فاصله حدود ۱۶ کیلومتری پایین دست مصوب برداشته شد. (شکل ۱). آن دسته از پارامترهای آب که به سرعت تغییر وضعیت می دهند در یک ساعت اول پس از نمونه برداری مورد آنالیز قرار گرفتند. نمونه های جمع آوری شده از آب شور و شیرین پس از برداشت به آزمایشگاه در تهران انتقال داده شدند. با استفاده از ممبران فیلترهای ۰/۴۵ میکرونی، نمونه ها فیلتر گردیده و حدود یک لیتر از آب فیلتر شده با استفاده از اسید نیتریک به pH حدود ۱/۸ رسانیده شده و در یک بطری پلی اتیلن تمیز (به منظور آنالیزهای فلزات محللول) در یخچال نگهداری گردید. جهت

غلظت مس، روی، نیکل، سرب و منگنز با استفاده از دستگاه ICP اندازه گیری شد. لازم به ذکر است جهت اطمینان از دقت اندازه گیری و جلوگیری از خطای ناشی از آلوده بودن لوازم و مواد به همراه تمامی سری نمونه ها هنگام انجام آزمایش نمونه های شاهد (محلول های استاندارد) نیز دقیقاً مطابق روش های انجام شده برای نمونه ها، مورد آنالیز قرار گرفتند (۱۳). دقت آنالیزها برای تمامی عناصر حدود $\pm 5\%$ بوده است. در جدول ۱ نوع دستگاه ها و روش های مورد استفاده در آنالیز پارامترها خلاصه شده است. از میان روش های آنالیزخوشه ای (۱۴، ۱۵۶، ۱۶) روش گروه جفت های هم وزن (۶) به دلیل برخورداری از برازش خوب و مناسب، در این مطالعه مورد استفاده قرار گرفته است. نتایج حاصل از انجام روش خوشه ای کردن جفت های هم وزن به صورت یک دندروگرام رسم شده است.

جلوگیری از آلوده شدن نمونه ها، کلیه لوازم نمونه برداری با مخلوط اسید نیتریک و اسید کلریدریک شستشو گردید. آب فیلتر شده رودخانه و دریا در دمای داخل اتاق به نسبت های مختلف مخلوط شده و مخلوط هایی با شوری های بین $3/2\text{‰}$ تا $29/9\text{‰}$ به دست آمد. این مخلوط ها به مدت ۲۴ ساعت در حالی که به صورت متناوب (هر ۱۵ دقیقه) با هم زن شیشه ای بهم زده می شد، به منظور حصول اطمینان از تشکیل لخته ها نگهداری گردید. لخته های فلزی حاصل توسط فیلترهای غشایی (Millipore Membrane Filters) با قطر $2/5$ سانتی متر (از نوع HA و $0/45$ میکرون) جمع آوری گردید. فیلترهای غشایی حاوی لخته های فلزی با استفاده از ۵ میلی گرم اسید نیتریک غلیظ هضم گردید. برای اطمینان از هضم کامل نمونه ها اسید کلریدریک نیز اضافه شد (۱۲).



شکل ۱- موقعیت ایستگاه های نمونه برداری از آب شور و شیرین

جدول ۱- روش و دستگاه های استفاده شده در اندازه گیری پارامترها

پارامتر	روش / ابزار اندازه گیری
Mn, Cu, Pb, Zn, Ni	ICP (JOBINYVON model JY138 ULTRACE)**
Ca, Mg	AAS (Varian, model Spectraa. 200)
Na	(Flame photometer) نورسنج شعله ای
pH/Eh	(Metrohm 744) pH متر
EC	(CRISON GLP32) هدایت سنج
DO	(Inolab WTW) DO متر
DOC	(ANATOC™ SERIES II) اکسیداسیونفتوکاتالیتیکی
Cl ⁻	(4500-Cl ⁻) (۲۸) آرژانتومتری
SO ₄ ⁻²	(4500- SO ₄ ⁻²) (۲۸) کدورت سنجی
قلیائیت فنل و متیل	(2320) (۲۸) تیتراسیون
شوری*، کربنات، بی کربنات، قلیائیت کل	(۲۸) تیتراسیون
دمای آب	دماسنج (با دقت ۱C°)

* اندازه گیری شوری در ایستگاه های نمونه برداری با دستگاه پرتابل انجام شد.

**Detection Limit دستگاه برای عناصر منگنز و روی بیشتر از ۰/۲ μg/l، برای عناصر مس و نیکل بیشتر از ۱ μg/l و برای عنصر سرب بیشتر از ۳ μg/l می باشد.

نتایج

باشند. به بیان دیگر اختلاط آب شیرین و شور در شرایط آزمایشگاه با شرایط طبیعی از نظر محتوای فلزات در هر مرحله از اختلاط متفاوت است. در مراحل اولیه اختلاط آب شور و شیرین مقداری از عناصر کمیاب از آب شیرین خارج می شوند. متعاقباً در مرحله بعدی جابجایی آب شیرین به سمت دریا، آب رودخانه مقادیر اولیه فلزات خود را نخواهد داشت. در نتیجه برای رفع این مشکل و دستیابی به بار واقعی فلزات در هر مرحله از لخته سازی، از روش جبر تجمعی استفاده شده که نتایج آن در جدول ۳ نشان داده شده است.

در مطالعه حاضر لخته سازی عناصر محلول (Mn, Cu, Ni, Pb, Zn) در مخلوط هایی با شوری های متفاوت از ۳/۳% تا ۲۹/۹% طی اختلاط مصبی آب رودخانه میناب با خلیج فارس بررسی شده است. بار فلزات موجود در لخته ها به همراه EC, Eh, pH, دما، شوری، DO, DOC, HCO₃, Na, Mg, Ca, SO₄, Cl⁻ و CO₃ نشان داده شده است. لازم به ذکر است که داده های مربوط به فلزات در آزمایشگاه داده های واقعی بار فلزات در شرایط لخته سازی طبیعی نمی

جدول ۲- میزان غلظت عناصر در لخته های فرایند آزمایشگاهی مصب به همراه خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آب شور و شیرین

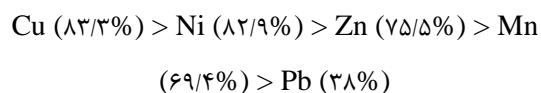
پارامتر	شماره آگواریم	پارامتر	شماره آگواریم
Ca (mg/l)	۳۳/۵	Mg (mg/l)	۳۴/۶۹
Na (mg/l)	۳۰۰	DOC (mg/l)	۴/۳۱
SO4 (mg/l)	۲۷۲/۴	HCO3 (mg/l)	۴۵/۱۴
HCO3 (mg/l)	۱۲۸۸/۸	CO3 (mg/l)	۱۳/۳
Cl (mg/l)	۱۹۲۰/۸	قلیائیت کل (mgCaCO3/l)	۵۹
DO (mg/l)	۱۷۲/۴۲	DO (mg/l)	۲۷
S %	۰/۷۳	S %	۰/۷۳
دما (C)	۲۳	دما (C)	۲۳
EC (µs/cm)	۵۹۵۰۰	EC (µs/cm)	۵۹۵۰۰
Eh (mV)	-۶۰	Eh (mV)	-۶۰
pH	۸/۳۳	pH	۸/۳۳
Mn (µg/l)	۷۵	Mn (µg/l)	۷۵
Cu (µg/l)	۳	Cu (µg/l)	۳
Ni (µg/l)	۱۵	Ni (µg/l)	۱۵
Pb (µg/l)	۲	Pb (µg/l)	۲
Zn (µg/l)	۱۲	Zn (µg/l)	۱۲
آب شور	۱	آب شیرین	۲
۲۸	۱۵۶	۲۸	۱۵۶
۲۸۲/۸	۳۰۰	۲۸۲/۸	۳۰۰
۲۷۶/۱	۴۴۰/۳	۲۷۶/۱	۴۴۰/۳
۳۸۹/۹	۶۲۳/۶	۳۸۹/۹	۶۲۳/۶
۳۹۶	۶۱۴/۷	۳۹۶	۶۱۴/۷
۴۳۲	۷۲۳	۴۳۲	۷۲۳
۴۷۶	۸۰۰/۹	۴۷۶	۸۰۰/۹
۴۲۵	۸۰۶/۳	۴۲۵	۸۰۶/۳
۴۷۱	۱۰۲۱/۴	۴۷۱	۱۰۲۱/۴
۳۳/۵	۳۴/۶۹	۳۳/۵	۳۴/۶۹
جمع	۹	جمع	۹

جدول ۳- میزان غلظت عناصر در لخته های فرایند طبیعی مصب به همراه خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آب شور و شیرین

شماره آکواریوم	پارامتر	Zn (µg/l)	Pb (µg/l)	Ni (µg/l)	Cu (µg/l)	Mn (µg/l)	pH	Eh (mV)	EC (µs/cm)	سا (C)	S %	DO (mg/l)	Cl (mg/l)	کلیتیت کل (mgCaCO3/l)	CO3 (mg/l)	HCO3 (mg/l)	SO4 (mg/l)	DOC (mg/l)	Na (mg/l)	Mg (mg/l)	Ca (mg/l)
آب شیرین	۱	۳۷	۵	۵۵	۱۴	۸۵	۸/۶۷	-۷۷	۵۵۰۰	۲۷/۳	۲/۳	۶/۶	۲۰۰۰	۵۳	۱۲	۴۰/۲۶	۱۹۳۰/۸	۲/۱۳	۹۵۵۰	۱۲۸۸/۸	۲۳/۵
	۲	۰	۱۴	۱	۶	۴۸	۸/۶۳	-۷۲	۱۴۰۰۰	۲۲/۳	۸/۳	۶/۷	۵۰۰۰	۴۹	۱۲	۳۵/۲۸	۱۰۷۰/۱۶	۰/۹۷	۲۸۰۰	۳۰۰	۲۸۲/۸
آب شور	۳	۹	۰	۲	۶	۰	۸/۵۵	-۷۲	۱۵۰۰۰	۲۷/۳	۹/۱	۶/۷	۵۵۰۰	۴۴	۹/۶	۳۴/۱۶	۱۱۰۰	۲/۶۶	۳۳۰۰	۴۴۰/۳	۲۷۶/۱
	۴	۶	۰	۱	۰	۴۲	۸/۴۹	-۶۷	۱۹۰۰۰	۲۷/۳	۱۱/۴	۶/۹	۶۹۰۰	۴۳	۹/۶	۳۲/۹۴	۱۲۵۰	۰/۲۱	۲۹۰۰	۶۲۳/۶	۲۸۹/۹
۶	۶	۰	۰	۰	۰	۰	۸/۴۷	-۶۶	۲۲۵۷۵	۲۷/۳	۱۴/۵	۶/۹	۸۷۹۵	۴۱	۸/۴	۳۲/۹۴	۱۲۶۲/۲۴	۲/۳۹	۴۶۰۰	۶۱۴/۷	۴۳۲
	۷	۰	۰	۰	۲	۰	۸/۴۸	-۶۸	۴۱۵۰۰	۲۷/۳	۲۶/۷	۶/۹	۱۶۸۸/۸۳	۳۶	۷/۲	۲۹/۲۸	۲۰۰۳/۱۲	۰/۴۸	۸۳۲۵	۸۰۰/۹	۴۷۶
۸	۸	۰	۰	۰	۲	۰	۸/۵۲	-۶۸	۴۴۵۰۰	۲۷/۳	۲۸/۸	۶/۹	۱۷۶۵/۵۴	۲۵	۶/۰	۱۸/۳۰	۱۹۲۰/۸	۱/۳۹	۹۲۵۰	۸۰۶/۲	۴۲۵
	۹	۳	۰	۰	۰	۰	۸/۴۵	-۶۶	۴۶۲۵۰	۲۷/۳	۲۹/۹	۶/۹	۱۸۱۲۵	۳۲	۷/۲	۲۴/۴	۱۹۷۵/۶۸	۱/۳۶	۹۲۶۰	۱۰۲۱/۳	۴۷۱
جمع		۸۸	۱۹	۷۳	۳۰	۱۸۰	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	۳۰۰	۴۳/۶۹	۲۳/۵

(درصد حذف)

بحث و نتیجه گیری

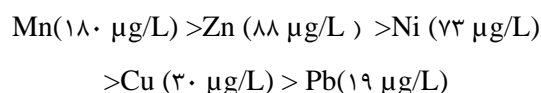


به جز Zn سایر فلزات مورد مطالعه در مقایسه با رودخانه های ورودی به دریای خزر در شمال، در نرخ های بالاتر لخته می شوند (۹-۷). لازم به توضیح است که مقادیر اولیه فلزات که از رودخانه های شمال به دریای خزر وارد می شود، کم تر از مقادیر اولیه فلزاتی است که از طریق رودخانه میناب به خلیج فارس وارد می شود. بنابراین از مقایسه نتایج به دست آمده در رودخانه های شمال ایران با مطالعه حاضر و نتایج ارائه شده در جدول ۳ می توان چنین برداشت نمود که مقادیر اولیه بالاتر فلزات در آب رودخانه می تواند منجر به لخته سازی بیشتر در مصب ها گردد.

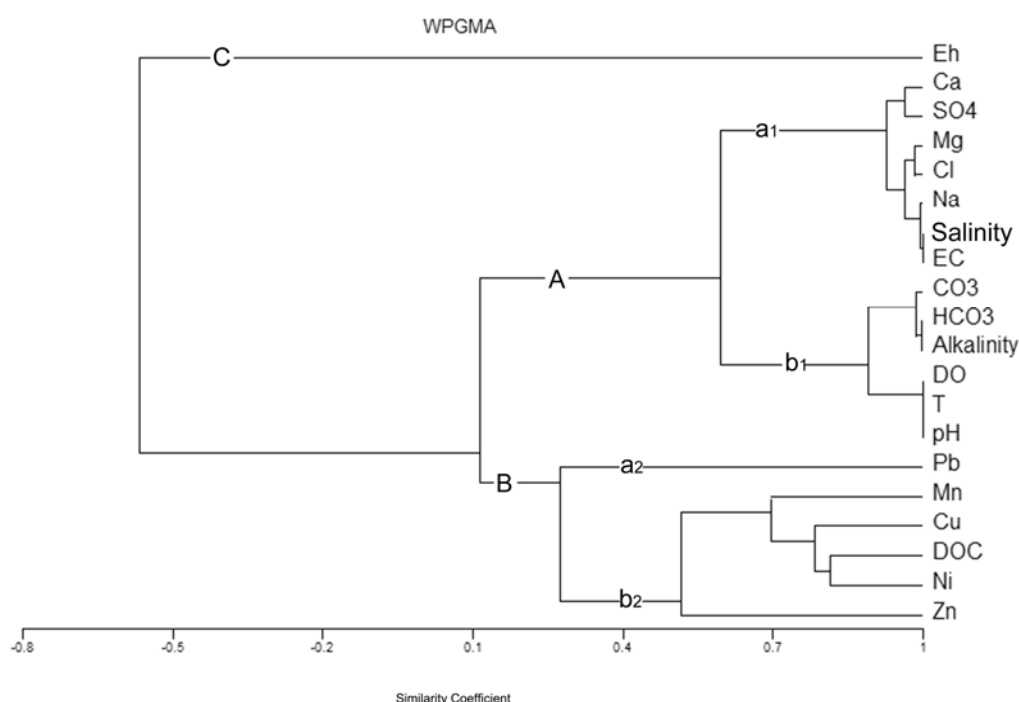
کرباسی و همکاران (۹-۷) بیان نمودند که شوری یک واژه عمومی است که لزوماً اثر سایر اجزای آب شور را بر لخته سازی فلزات در مناطق مصبی نشان نمی دهد. در نتیجه سایر پارامترها نظیر pH, DO, CO₃, HCO₃, Mg, Na, K, EC, Eh, Ca, DOC, SO₄ و کلیائیست در آب شیرین آب شور و ۹ آکواریم اندازه گیری شدند (جدول ۲ و ۳).

آنالیز خوشه ای برای ارزشیابی ارتباطات داخلی بین لخته سازی عناصر و عوامل کنترل کننده انجام یافته است. بسیاری از مطالعات نشان می دهند که شوری و pH مهم ترین عوامل تعیین کننده در لخته سازی فلزات طی اختلاط مصبی هستند (۱۹، ۱۷، ۱۸، ۱۲). حال آن که در مطالعه حاضر آنالیز خوشه ای (شکل ۲) نشان می دهد که DOC مهم ترین عامل کنترل کننده لخته سازی Zn, Ni, Cu, Mn در مصب میناب است. این یافته با مطالعات Mantoura and Woodward (۲۰) Meyer (۲۱) و Sholkovits (۳) مطابقت دارد. به نظر می رسد که DOC تأثیر چندانی در لخته سازی Pb ندارد. بررسی های بیشتری مورد نیاز است تا عوامل کنترل کننده لخته سازی Pb طی اختلاط مصبی مشخص شود.

بر اساس داده های جدول ۲ حدود ۷۵٪ از کل بار Zn (۱۱۷ μg/L) طی اختلاط مصبی لخته می شود. بیشترین مقدار لخته سازی (۳۶ و ۳۷ μg/L) Zn در شوری ۳٪ و ۲۹٪ اتفاق می افتد. سایر شوری ها نقش مهمی در لخته سازی Zn ایفا نمی نمایند. لازم به ذکر است در میان فلزات مورد مطالعه تنها Zn در شوری ۲۹٪ لخته می شود. غلظت اولیه Pb در آب رودخانه میناب ۵۰ μg/L است و تنها ۹ μg/L از Pb طی اختلاط مصبی لخته می شود (حدود ۳۸٪ کل غلظت Pb). لخته شدن Pb تقریباً در میان فلزات مورد مطالعه (Zn, Ni, Cu, Mn) بی نظیر است، زیرا لخته شدن آن در شوری های ۳٪ و ۸٪ اتفاق می افتد. بیشتر لخته سازی Ni (حدود ۵۵ μg/L) در شوری ۳٪ اتفاق می افتد. حدود ۱ تا ۲ μg/L از Ni در شوری های ۸٪ تا ۱۱٪ لخته می شود و مجدداً این لخته سازی تا ۱۴ μg/L در شوری ۱۴٪ افزایش می یابد. نیکل در شوری های بالاتر از ۱۴٪ لخته نمی شود. به طور کلی حدود ۸۳٪ کل غلظت Ni (۸۸ μg/L) در اختلاط مصبی لخته می شود. مجموع لخته سازی Cu مانند Ni طی اختلاط مصبی صورت می گیرد (۸۳٪). نرخ های بالاتر لخته سازی Cu در شوری ۳٪ انجام می شود بقیه لخته سازی در شوری های ۸٪ و ۹٪ ادامه می یابد و تا حدود کم تر در شوری ۲۶٪ و ۲۸٪ نیز دیده می شود. بیشترین لخته سازی Mn (حدود ۳۳ μg/L) در شوری ۳٪ اتفاق می افتد. با وجود این Mn در شوری ۸٪ و ۱۴٪ نیز لخته می شود. به طور کلی حدود ۷۰٪ مقدار اولیه Mn رودخانه ای (μg/L) طی اختلاط مصبی حذف می گردد. الگوی عمومی لخته سازی فلزات مورد مطالعه به صورت زیر است:



درصد لخته سازی قابل توجه در مقادیر اولیه فلزات در آب رودخانه به صورت زیر است:



شکل ۲ - دندروگرام آنالیز خوشه ای برای عناصر و سایر پارامترهای فیزیکی - شیمیایی آب رودخانه میناب و خلیج فارس

اختلاط مصبی ایفا نمی کنند. بر خلاف آن که DOC ضریب تشابه بالایی با Cu، Zn، Ni و Mn نشان می دهد، ولی غلظت آن در آب رودخانه میناب (۴/۳ mg/L) و همچنین خلیج فارس (۳/۱ mg/L) بسیار کم است. برخی از مطالعات مصب های ایران نشان می دهند که منشأ کربن دریایی (حدود ۵۰ mg/L) بر رودخانه ای (۲ mg/L) غالب است (۸)، ولی چنین تفاوتی در منطقه مورد مطالعه دیده نمی شود زیرا مقادیر DOC رودخانه میناب (۴/۳ mg/L) بالاتر از خلیج فارس است (۳/۱ mg/L). لذا چنین برداشت می شود که DOC در منطقه مورد مطالعه از منابع زمینی منشأ می گیرد و آب های خلیج فارس در تامین آن نقشی ندارند.

علی رغم این که مقادیر DOC (۴/۶ mg/L) در مراحل اولیه اختلاط آب شیرین با آب شور افزایش می یابد، ولی در سایر شوری ها (۸/۳% تا ۲۹/۹%) کاهش می یابد. کم ترین DOC (۰/۲۱ mg/L) در شوری ۱۱/۴% دیده می شود. طی اختلاط مصبی در مصب "Beaulien" (انگلستان) رفتار ثابت DOC گزارش شده است (۲۵).

کنترل مقادیر Zn، Cu به وسیله DOC در مطالعه اثر لیگاندهای کمپلکس کننده آلی محلول بر روی چرخه ژئوشیمیایی Cu، Zn در یک مصب در سال ۱۹۸۷ به اثبات رسیده است (۲۲). نتایج مطالعه دیگر در ۱۹۹۸ نشان داد که شلات های آلی Cu، Zn، Pb و Cd اشکال غالب در خلیج "Narragansett" هستند (۲۳). حذف سریع Zn، Cu، Pb در شوری های پایین در مصب "Scheldt" اعلام گردیده و مشخص شده که لخته سازی به واسطه تشکیل کمپلکس های آلی - فلزی به همراه انعقاد کلوئیدها و همچنین تشکیل هیدروکسیدهای Mn، Fe ممکن است در فرایندهای حذف دخالت داشته باشد (۲۴).

نتایج آنالیز خوشه ای مطالعه حاضر نشان می دهد که pH، دما، DO، قلیائیت، CO₃، HCO₃، EC، شوری، Na، Cl⁻، Mg، SO₄، Ca و پتانسیل اکسیداسیون و احیا "Eh" (که برای اولین بار در مطالعه فرایند لخته سازی، مورد اندازه گیری قرار گرفت) هیچ گونه تأثیری بر روی فرایندهای لخته سازی طی اختلاط آب رودخانه میناب با خلیج فارس در

در لخته سازی عناصر (به جز Pb) طی اختلاط مصبی در منطقه مورد مطالعه ایفا می کند .

منشأ DOC زمینی است و آب های خلیج فارس در مقادیر DOC در منطقه مصبی رودخانه میناب، نقشی ندارند . نرخ لخته سازی فلزات مورد مطالعه نشان داد که بار آلودگی فلزی کلی می توانند در درصدهای متفاوتی طی اختلاط مصبی رودخانه میناب با آب های خلیج فارس کاهش یابد (از ۳۸٪ تا ۸۳٪).

بنابراین، فرایندهای مصبی می توانند به عنوان سازوکارهای موثر در خودپالایی فلزات کلوئیدی که به صورت انسانساخت به اکوسیستم های آب شیرین وارد می شوند، در نظر گرفته شوند. همچنین چنین نتیجه می شود که مقادیر اولیه بالاتر فلزات در آب رودخانه می تواند منجر به لخته سازی بیشتر فلزات طی اختلاط مصبی گردد .

منابع

1. Li, J.F. and Zhang, C. (1998) Sediment Resuspension and Implications for Turbidity Maximum in the Changjiang Estuary. *Mar. Geo.*, 148, 117-124.
2. Comans, R.N.J. and Van Dijk, C.P.J. (1988) Role of Complexation Processes in Cadmium Mobilization During Estuarine Mixing. *Nature*, 336, 151-154.
3. Shokovitz, E.R. (1976) Flocculation of Dissolved Organic and Inorganic Matter During the Mixing River Water and Seawater. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 40, 831-845.
4. Kaul, L. W., and Froelich, P. N. (1984) Modeling Estuarine Nutrient Geochemistry in a Simple System. *Geochim. Cosmochim. Acta* 48, 1417-1433.
5. Day, J.W., Hall, C.A.S., Kemp, W.M. and Ynez, A.A. (1989) Estuarine ecology. New York: Wiley.

در منطقه مورد بررسی ، رفتار DOC غیر خطی و غیر ثابت است. کرباسی و همکاران (۸) افزایش خطی DOC را برای رودخانه های منتهی به دریای خزر گزارش دادند(۸).
Mann و Mantoura در ۱۹۷۹ کاهش خطی DOC را در شوری های ۱۷% تا ۲۸% برای کانال Bristol گزارش نمودند(۲۶). فالویک اسید آبی تامین کننده ۵۰ تا ۸۰٪ کل مقادیر DOC در آب های ساحلی است(۲۷). دلیل چنین افزایشی در مقدار DOC که ممکن است به تراوش آن از جلبک های ریز مربوط باشد به تحقیقات بیشتری نیاز دارد.

در نهایت با توجه به غلظت های فلزات محلول در آب رودخانه میناب

[Zn(۱۱۷ μg/L) , Pb(۵۰ μg/L) , Ni(۸۸μg/L) , Cu (۳۶ μg/L) , Mn (۲۵۹ μg/L)]

و میانگین دبی رودخانه $10^6 \text{ m}^3/\text{Yr} \times 347$ ، دبی سالانه محلول ورودی Mn, Cu, Ni, Pb, Zn به خلیج فارس از طریق رودخانه میناب به ترتیب ۴۰/۶ ، ۱۷/۴ ، ۳۰/۵ ، ۱۲/۵ ، ۸۹/۷ تن در سال می باشد. نتایج مطالعه حاضر نشان می دهد که به ترتیب ۷۵/۲ ، ۳۸ ، ۸۲/۹ ، ۸۳/۳ ، ۴۰/۶٪ از غلظت های محلول Mn, Cu, Ni, Pb, Zn طی اختلاط مصبی لخته می شود. در نتیجه میانگین سالیانه تخلیه Mn, Cu, Ni, Pb, Zn از رودخانه میناب به خلیج فارس باید از ۴۰/۶ ، ۱۷/۴ ، ۳۰/۵ ، ۱۲/۵ ، ۸۹/۷ تن در سال به ترتیب به ۱۰/۱ ، ۵/۱۰ ، ۲۰/۸ و ۵۳/۳ تن در سال کاهش یابد.

جمع بندی نتایج

در مطالعه حاضر نرخ لخته سازی عناصر Zn,Pb,Cu,Ni,Mn طی اختلاط مصبی رودخانه میناب با آب خلیج فارس مورد بررسی قرار گرفت . نتایج نشان داد که عناصر مورد مطالعه در شوری های مختلف لخته می شوند با این حال به جز Zn، مهم ترین رژیم شوری بین ۳/۳% تا ۱۱/۴% متفاوت است. در میان پارامترهای معمول (شوری، EC، PH، DO، دما، DOC) که به عنوان عوامل کنترل کننده لخته سازی شناخته شده اند ، تنها DOC نقش مهمی

13. U.S. EPA. (1992) Quality Criteria for Water. EPA. Office of Water, Washington, D.C.
 14. Anderson, A.J.B. (1971) Numerical Examination of Multivariate of Samples. *Math. Geol.*, **3**, 1-14.
 15. Davis, J.B. (1973) *Statistic and data analysis in geology*. Wiley, New York, pp. 456-473.
 16. Lance, G.N. and William, W.T. (1966) A Generalized Sorting for Computer Classification. *Nature*, 212-218.
 17. Boyle, E.A., Edmond, J.M. and Sholkovitz, E.R. (1977) The Mechanism of Fe Removal in Estuaries. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **41**, 1313-1324.
 18. Hunter, K.A. (1983) On the Estuarine Mixing of Dissolved Substances in Relation to Colloidal Stability and Surface Properties. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **47**, 467-473.
 19. Zhiqing, L.E., Jianhu, Z. and Jinsi, C. (1987) Flocculation of Dissolved Fe, Al, Mn, Si, Cu, Pb and Zn During Estuarine Mixing. *Acta Oceanol. Sin.*, **6**, 567-576.
 20. Martoura, R.F.C. and Woodward, E.M.S. (1983) Conservative Behavior of Riverine Dissolved Organic Carbon in the Severn Estuary. Chemical and Geochemical Implications. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **47**, 1293-1309.
 21. Meyer, J.L. and Tate, C.M. (1983) The Effects of Watershed Disturbance on Dissolved Organic Carbon Dynamics of a Stream. *Ecology*, **4**, 33-44.
 22. Van den Berg, C.M.G., Merks, A.G.A. and Duursma, E.K. (1987) Organic Complexation and its Control of the Dissolved Concentration of Copper and Zinc in the Scheldt Estuary.
 6. 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. *Environ. Pollut.*, **93**, 257-260.
 7. Karbassi, A.R. Nouri. J. and Ayaz, G.O. (2007) Flocculation of Trace Metals During Mixing of Talar River Water with Caspian Seawater. *Int. J. Environ. Res.*, **1** (1), 66-73.
 8. Karbassi, A.R., Nouri, J., Mehrdadi, N. and Ayaz, G.O. (2008) Flocculation of Heavy Metals During Mixing of Freshwater with Caspian Seawater. *Environ. Geol.*, **53**, 1811-1816.
 9. Karbassi, A.R., Nouri, J., Nabi Bidhendi, Gh. R. and Ayaz, G.O. (2008) Behavior of Cu, Zn, Pb, Ni and Mn During Mixing of Freshwater with the Caspian Seawater. *Desalination*, **229**, 118.124.
 10. 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 with Caspian Seawater. *Int. J. Environ. Stud.*, **60**, 567-576.
۱۱. مهندسین مشاور آب و رزاق (۱۳۷۹) وزارت کشاورزی، معاونت برنامه ریزی و بودجه موسسه پژوهش های برنامه ریزی و اقتصاد کشاورزی، سنتز مطالعات احیا و توسعه کشاورزی و منابع طبیعی استان هرمزگان، جلد ۳ (آب های سطحی).
12. Karbassi, A. R. (1989) Geochemical and Magnetic Studies of Marine, Estuarine and Riverine Sediments. Mangalore University, India.

- Mixing. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **43**, 919-926.
26. Mantoura R.F.C., Mann S.V. (1979) Dissolved organic carbon in estuaries. In Severn, R.T., Dineley, D. and Hawker, L.E (ed) *Tidal Power and Estuary Management*, Bristol, Scientechical, pp. 279-286
27. Krachler, R., Jirsa, F. and Ayromlou, S. (2005). Factors Influencing the Dissolved Iron Input by River Water to the Open Ocean. *Biogeosci. Discus.*, **2**, 537-549.
28. APHA (2005) Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association (APHA), 18th edition, Washington, D.
- Estuar. *Coastal. Shelf Sci.*, **24**, 785-797.
23. Kozelka, P.B. and Bruland, K.W. (1998) Chemical Speciation of Dissolved Cu, Zn, Cd, Pb, in Narragansett Bay, Rhode Island. *Mar. Chem.*, **60**, 267-282.
24. Zwolsman, J.J.G., Van Eck, G.T.M. and Van der Weijden, C.H. (1997) Geochemistry of Dissolved Trace Metals (Cadmium, Copper, Zinc) in the Scheldt Estuary, Southwestern Netherlands: Impact of Seasonal Variability. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **61**, 1636-1652.
25. Moor, R.M., Burton, J.D., Williams, P.J.B. and Young, M.L. (1979) The Behavior of Dissolved Organic Material, Fe and Mn in Estuarine

Archive of SID