

بررسی ژئوشیمیایی منشاء و اثرات آلودگی فلزات سنگین در بنادر صیادی رمین و بریس

محمد علی حمزه^{۱*}، محمد حسین محمودی قرایی^۲، غلام‌رسول بسکله^۳

۱- دانشجوی دکتری رسوب‌شناسی و سنگ‌شناسی رسوبی، دانشگاه فردوسی مشهد، پست الکترونیکی: hamzeh@inio.ac.ir

۲- استادیار دانشگاه فردوسی مشهد، گروه زمین‌شناسی، مشهد، پست الکترونیکی: mhmgaraie@ferdowsi.um.ac.ir

۳- کارشناس پژوهشی، پژوهشگاه ملی اقیانوس‌شناسی و علوم جوی، چابهار، پست الکترونیکی: baskaleh@inio.ac.ir

تاریخ پذیرش: ۹۲/۱۱/۱

*نویسنده مسوول

تاریخ دریافت: ۹۱/۱/۱۹

© نشریه علمی - پژوهشی اقیانوس‌شناسی ۱۳۹۳، تمامی حقوق این اثر متعلق به نشریه اقیانوس‌شناسی است.

چکیده

در این بررسی، تجمع فلزات سنگین در رسوبات دو بندر صیادی در سواحل ایرانی دریای عمان گزارش گردید. نمونه‌های رسوب ۱۵ ایستگاه نمونه‌برداری داخل بنادر صیادی رمین و بریس در اسفندماه ۱۳۸۸ برداشت شد و مورد آزمایش دانه‌بندی، تعیین میزان کل مواد آلی و تعیین غلظت فلزات قرار گرفتند. محدوده‌ی غلظت فلزات سنگین بر حسب میکروگرم بر گرم وزن خشک شامل ۱۲-۴ برای آرسنیک، ۱/۵-۰/۰۱ برای کادمیوم، ۲۸۷-۱۷/۵ برای مس، ۹۴/۹-۳۱/۶ برای نیکل، ۱۷۸۰-۱۱/۷ برای سرب و ۵۴۷-۴۲ برای روی است. شاخص زمین‌انباشت و ضریب غنی‌شدگی نشان‌دهنده‌ی ترتیب میزان آلودگی عناصر مورد مطالعه به‌صورت مس <روی <سرب <کادمیوم <نیکل <آرسنیک است. داده‌ها نشان داد که غلظت بالای مس، روی و نیکل در اغلب نمونه‌ها می‌تواند اثرات منفی متوسط تا شدیدی بر روی موجودات زنده داشته باشد. به‌نظر می‌رسد دلیل این آلودگی‌ها، تعمیر و نگهداری شناورهای صیادی در این اسکله‌های نیمه بسته باشد.

کلمات کلیدی: فلزات سنگین، آلودگی، بنادر صیادی، دریای عمان.

۱. مقدمه

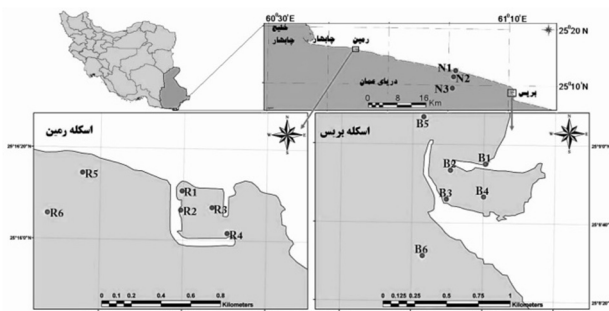
اسکله‌های صیادی می‌مانند و به تعمیر و نگهداری لنج‌ها می‌پردازند. این فعالیت‌ها در طی سالیان متمادی می‌تواند موجب آلودگی شدید رسوبات بستر اسکله‌های صیادی منطقه گردد. از مهمترین این آلاینده‌ها، فلزات سنگین هستند که در اثر نقاشی بدنه لنج‌ها و قایق‌های صیادی، تعویض روغن و سوخت‌گیری آنها، فاضلاب‌های انسانی و دیگر عوامل، محیط‌های نیمه بسته این اسکله‌ها را آلوده می‌سازند. این عناصر به‌دلیل ماندگاری بسیار زیاد در محیط، خطرات زیست‌محیطی زیادی به زیست‌بوم ساحلی منطقه وارد می‌آورند (Casado-Martinez et al., 2006).

بنادر صیادی رمین و بریس در منتهی‌الیه جنوب شرقی ایران (چابهار) در سواحل دریای عمان واقع شده‌اند. این بنادر به‌همراه دیگر بنادر صیادی جنوب استان سیستان و بلوچستان بیش از ۸۰ درصد ماهیان تن‌کشور را تأمین می‌کنند. صید این ماهیان توسط لنج‌های صیادی صورت می‌گیرد که حدود ۹ ماه از سال را جهت صید ماهی در دریای عمان و اقیانوس هند سپری کرده و در تابستان که زمان اوج تأثیر مونسون تابستانه دریای عمان است، در

جهت جنوب غربی - شمال شرقی، موجب موج شدن دریا در تابستان می‌گردد (احراری رودی و شاهرخی خرگردی، ۱۳۸۶).

۲-۲. نمونه برداری و مطالعات آزمایشگاهی

نمونه‌های رسوب در زمستان ۱۳۸۸ در ۱۵ ایستگاه نمونه‌برداری (۶ ایستگاه در رمین، ۶ ایستگاه در بریس و ۳ نمونه در نواحی ساحلی دور از فعالیت‌های انسانی) جمع‌آوری گردید (شکل ۱). نمونه‌ها توسط غرب وان‌وین با سطح مقطع ۲۵۰ سانتیمتر مربع از عمق صفر تا ۱۰ سانتیمتری رسوب برداشته شد. در هر محل سه نمونه رسوب برداشته شد و با هم مخلوط گردید (US EPA, 1977) و داخل پاکت‌های پلاستیکی استریل مخصوص نمونه‌برداری قرار داده شد. شرایط محیطی آب در تماس با رسوب شامل شوری، دما و pH نیز توسط دستگاه شوری‌سنج و دماسنج مدل WTWCond315i و pH متر قابل حمل مدل WTW pH330i تعیین گردید. عمق آب در محل نمونه برداری توسط عمق سنج دستی صوتی (اکوساندر) اندازه‌گیری شد.



شکل ۱: نقشه محدوده مورد مطالعه و ایستگاه‌های نمونه‌برداری

نمونه‌های رسوب بلافاصله به آزمایشگاه مرکز اقیانوس‌شناسی دریای عمان و اقیانوس هند، وابسته به پژوهشگاه ملی اقیانوس‌شناسی و علوم جوی در چابهار منتقل گردید و پس از خشک شدن در دمای محیط، جهت جداسازی ماسه از رس و سیلت به روش تر، دانه‌بندی گردید (Shau, 1965). میزان سیلت و رس نمونه‌ها در آزمایشگاه زمین‌شناسی پژوهشگاه ملی اقیانوس‌شناسی و علوم جوی توسط دستگاه دانه‌بندی لیزری تعیین گردید. میزان مواد آلی موجود در نمونه‌ها توسط روش کوره الکتریکی اندازه‌گیری شد. در این روش ۴ گرم رسوب داخل ظرف چینی ریخته شد و به مدت ۵ ساعت داخل کوره الکتریکی با دمای ۵۵۰ درجه سانتیگراد قرار داده شد و میزان کاهش وزن بر حسب درصد اندازه‌گیری گردید (Daessle et al., 2009).

هنگامی که فلزات سنگین به محیط آبی وارد می‌شوند، توسط واکنش با ذرات جامد معلق، از ستون آب جدا شده و سرانجام وارد رسوبات بستر می‌گردند (Guerra-Garcia and Garcia-Gomez, 2005). در نتیجه غلظت‌های بالایی از فلزات سنگین می‌تواند در رسوبات، به‌خصوص بر ذرات دانه‌ریز که دارای سطح تماس زیاد هستند، تجمع پیدا کنند (Berkowitz et al., 2008). همچنین فلزات جذب سطحی شده می‌تواند در محیط‌های آبی تحت تغییرات pH و شرایط اکسیداسیون و احیا، شوری و یا غلظت مواد آلی دوباره به شکل محلول درآمده و وارد محیط گردند (Eby, 2004). برخلاف دیگر آلاینده‌ها، فلزات سنگین توسط فرایندهای زیست‌شناختی و شیمیایی قابل تجزیه نیستند. بنابراین به مرور زمان در رسوبات تجمع پیدا می‌کنند. میزان آلودگی فلزات سنگین در رسوبات می‌تواند به میزانی برسد تا برای حیات آبریان ایجاد مسمومیت نماید (Yalcin, 2009). این اثرات، اهمیت ارزیابی و دیده‌بانی تغییرات غلظت فلزات سنگین در محیط‌های ساحلی را آشکار می‌سازد. هدف کلی این مطالعه بررسی تغییرات برخی فلزات سنگین (آرسنیک، کادمیوم، مس، نیکل، سرب و روی) در رسوبات بستر اسکله‌های صیادی رمین و بریس، تعیین میزان آلودگی و تأثیر بر موجودات زنده و بررسی نقش شناورهای صیادی در این آلودگی است.

۲. مواد و روش‌ها

۲-۱. مشخصات فیزیکی محدوده مورد مطالعه

مساحت اسکله رمین و بریس به ترتیب ۲۷۰ و ۲۵۰ کیلومتر مربع و عمق متوسط آنها حدود ۵ متر است. فاصله اسکله رمین و بریس از شهر چابهار به ترتیب ۷ و ۶۷ کیلومتر است (جدول ۱). از آنجا که این دو اسکله در بخش‌های عقب رفته ساحل ایجاد شده‌اند، لذا بخش شرقی این اسکله‌ها توسط دریابارهای ساحلی محافظت می‌شود و در بخش‌های جنوبی و غربی این بنادر موج‌شکن‌هایی احداث شده است تا از هجوم امواج غالب منطقه با جهت جنوبی- جنوب شرقی بخصوص در فصول تابستان جلوگیری کنند. این امر باعث شده تا در این اسکله‌ها محیط نیمه بسته‌ای ایجاد گردد. رسوبات سواحل منطقه از نوع آواری بوده که حاصل فرسایش تشکیلات زمین‌شناسی شامل مارن، ماسه سنگ و کنگلومرا در اطراف نواحی ساحلی است. نفوذ بادهای موسمی اقیانوس هند به سواحل دریای عمان در این منطقه و به طبع آن وزش بادهای نسبتاً شدید با

جدول ۱: مشخصات اسکله‌های صیادی رمین و بریس

نام اسکله	عرض شمالی	طول شرقی	طول موج شکن (متر)	مساحت (کیلومتر مربع)	عرض دهانه (متر)	تعداد قایق	تعداد لنج	تعداد صیاد
رمین	۲۵°۱۶'	۶۰°۴۴'	۷۸۸	۲۵۰	۱۲۵	۹۳	۱۱۸	۴۳۷۸
بریس	۲۵°-۸'	۶۱°۱۰'	۵۹۴	۲۷۰	۱۹۰	۲۷۴	۱۵۲	۵۴۸۶

تماس با نمونه رسوب ارائه شده است. به علاوه، غلظت عناصر با عیار طبیعی در پوسته مقایسه گردیده است. به دلیل آنکه پوسته زمین محیطی ناهمگن است، در مطالعات زیست‌محیطی خصوصاً در مقیاس محلی، جهت تعیین میزان آلودگی باید میزان غلظت طبیعی عناصر در محدوده مورد مطالعه را تعیین کرد. بنابراین از یک نمونه که شاخص منطقه بوده و تحت تأثیر آلودگی انسان‌زاد قرار نگرفته باشد، به عنوان نمونه‌ی زمینه استفاده می‌گردد (Eby, 2004). در این بررسی، سه نمونه در راستای یک مقطع فرضی عمود بر ساحل در اعماق مختلف (جدول ۲) از دریای عمان و دور از مناطق تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی برداشت گردید و میانگین آنها به عنوان نمونه‌ی طبیعی انتخاب گردید.

با توجه به جدول ۲ مشاهده می‌شود که به جز نمونه‌های R2، R3 و B2 که متعلق به داخل اسکله رمین و بریس هستند و نمونه‌های R6 و B6 که از ساحل فاصله نسبتاً زیادی دارند، میزان رس موجود در نمونه‌ها ناچیز است. بر اساس روش نامگذاری رسوبات تخریبی فولک (Folk, 1974)، اکثر نمونه‌های رسوب از نوع ماسه سیلتی هستند و نمونه‌های ذکر شده در بالا از نوع سیلت رسی هستند.

میزان مواد آلی موجود در رسوبات یکی از شاخص‌های میزان آلودگی رسوبات اسکله‌ها توسط فاضلاب‌های انسانی و یا صنعتی (مانند پسماندهای لاشه ماهی) است. از سوی دیگر این مواد به عنوان یکی از جاذب‌های مهم فلزات سنگین به شمار می‌روند. با توجه به جدول ۲، میزان مواد آلی در رسوبات داخل اسکله رمین و بریس به ترتیب حدود ۶/۵ و ۷ درصد است. میزان فلزات سنگین در محیط نیمه بسته اسکله‌های صیادی بیش از رسوبات اطراف و نمونه مرجع است. غلظت عناصر مس، روی و کادمیوم در بندر رمین بیش از بریس است. عکس این حالت در مورد عناصر نیکل و تا حدودی سرب صدق می‌کند. در کل محدوده، تغییرات غلظت آرسنیک چندان زیاد نیست. نمونه شماره ۲ در بریس با فاصله زیاد، دارای بیشترین میزان نیکل (۱۰۳ میکروگرم بر گرم) و سرب (۱۷۸۰ میکروگرم بر گرم) در منطقه است. نمونه‌های شماره ۱، ۲ و ۳ رمین دارای غلظت‌های زیادی از مس و روی هستند.

به منظور تجزیه شیمیایی، رسوبات با اندازه سیلت و رس سه مرتبه توسط آب مقطر دوبار تقطیر با pH خنثی شسته شد. نمونه‌های رسوب پس از خشک شدن جهت تعیین غلظت عناصر آلومینیوم، آرسنیک، کادمیوم، مس، نیکل، سرب و روی به آزمایشگاه ALS Chemex کشور کانادا ارسال گردید. دلیل انتخاب این عناصر جهت بررسی، استفاده از این عناصر در پایش آلودگی‌های زیست‌محیطی ساحلی در بسیاری مقالات بین‌المللی (جدول ۴) و نام بردن از این عناصر به عنوان مهمترین عوامل ایجاد اثرات زیانبار بر روی زیست‌بوم‌های ساحلی است (Long et al., 1995). در آزمایشگاه ذکر شده، نمونه‌ها توسط مخلوطی از اسیدهای فلوریدریک (HF)، پرکلریک (HClO₄)، نیتریک (HNO₃) به اضافه اسید کلریدریک (HCl) به طور کامل هضم گردید (Loring and Rantala, 1992) و عیار عناصر توسط دستگاه طیف‌سنج جرمی- پلاسمای جفت شده القایی (ICP-MS) واریان مدل ۸۱۰ اندازه‌گیری شد. میزان درصد بازیابی برای تمامی عناصر بالای ۹۵٪ و حد آشکارسازی روش فوق برای آلومینیوم، آرسنیک، کادمیوم، مس، نیکل، سرب و روی به ترتیب ۱۰۰، ۰/۲، ۰/۰۲، ۰/۰۵، ۰/۰۲، ۰/۰۵ و ۱ میکروگرم بر گرم است. میزان درستی اندازه‌گیری‌ها توسط تجزیه شیمیایی ماده مرجع استاندارد بین‌المللی PACS-2 انجمن ملی تحقیقاتی کانادا^۱ بررسی و تأیید گردید.

در این تحقیق از عنصر آلومینیوم به عنوان هنجارساز جهت جداسازی اجزای انسانی و طبیعی آلودگی استفاده شد (Villares et al., 2003). برای رسم نمودارها از نرم‌افزار SPSS و Excel و جهت تهیه نقشه‌های ژئوشیمیایی توزیع عناصر از نرم‌افزار ArcMap استفاده گردید.

۳. نتایج

در جدول ۲ میزان غلظت عناصر انتخابی و درصد مواد آلی و همچنین نتایج دانه‌بندی و عوامل اندازه‌گیری شده در آب دریا در

¹ National Research Council Canada

جدول ۲: میزان عوامل مختلف اندازه‌گیری در مناطق مورد مطالعه

نمونه	دانه بندی (درصد وزنی)		عمق (متر)	غلظت عناصر در رسوب بستر (میلی گرم بر کیلوگرم)										پارامترهای اندازه‌گیری شده آب دریا			
	رس	سیلت		ماسه	Al	Zn	Pb	Ni	Cu	Cd	As	هدایت الکتریکی (mS/Cm)	شوری (%e)	دما (°C)	pH		
R1	۱/۲	۱۱/۲	۸۷/۶	۶/۴	۱/۵	۱۰	۱/۱۹	۲۸۷	۵۰/۳	۲۶/۸	۳۳۰	۲۶/۸	۳۴۹۰۰	۳۶/۴	۲۶/۷	۵۴/۸	۷/۹۰
R2	۱۰/۳	۱۷/۳	۷۲/۴	۶/۵	۳/۵	۵	۰/۲۳	۱۰۸	۸۵/۲	۲۱/۴	۱۶۵	۲۱/۴	۴۰۸۰۰	۳۶/۴	۲۶/۷	۵۴/۷	۷/۹
R3	۱۹/۵	۶۹/۸	۱۱/۴	۲/۸	۶/۳	۸	۱/۵۰	۷۸	۵۱/۲	۴۲/۳	۵۴۷	۴۲/۳	۵۷۹۰۰	۳۶/۶	۲۴/۷	۵۵/۳	۸/۰۷
R4	۱/۵	۲/۰	۹۶/۵	۶/۷	۵	۴	۰/۳۹	۳۲/۶	۵۰/۹	۱۵/۹	۶۸	۱۵/۹	۳۹۱۰۰	۳۶/۲	۲۶/۸	۵۴/۶	۸/۰۵
R5	۰/۷	۲/۳	۹۷	۲/۸	۷/۴	۶	۰/۱۲	۱۷/۵	۳۴/۵	۱۲/۶	۴۲	۱۲/۶	۳۰۶۰۰	۳۶/۲	۲۵/۳	۵۴/۸	۸/۰۹
R6	۲۲/۶	۶۵/۳	۱۲/۱	۳/۱	۱۱/۶	۸	۰/۴۰	۷۴/۹	۳۹/۱	۱۵/۰	۷۰	۱۵/۰	۷۰۲۰۰	۳۶/۳	۲۵/۵	۵۴/۷	۸/۱۸
B1	۳۳	۱۵/۳	۶۱/۷	۲/۸	ساحل	۱۲	۰/۴۰	۱۷/۷	۳۱/۶	۱۶/۹	۴۷	۱۶/۹	۶۶۵۰۰	۳۸/۲	۲۳/۵	۵۷/۴	۸/۱۴
B2	۲۰/۳	۲۸/۴	۵۱/۳	۷/۲	۴	۶	<۰/۰۲	۵۰/۴	۱۰۳	۱۷۸۰	۹۹	۱۷۸۰	۶۵۷۰۰	۳۷/۷	۲۳/۹	۵۷/۰	۸/۲۵
B3	۰/۸	۲/۸	۹۶/۴	۷/۱	۲/۹	۵	۰/۱۵۰	۴۲	۹۴/۹	۱۹/۲	۹۳	۱۹/۲	۲۹۰۰۰	۳۸/۱	۲۴/۷	۵۷/۳	۸/۱۶
B4	۱/۱	۱/۹	۹۷	۵/۱	۲/۳	۶	۰/۱۰	۳۸/۶	۸۸/۹	۱۳/۸	۸۹	۱۳/۸	۲۹۷۰۰	۳۸/۰	۲۳/۹	۵۷/۲	۸/۱۹
B5	۰/۳	۱/۸	۹۷/۸	۳/۰	۴/۴	۱۲	۰/۶۰	۴۹/۹	۴۸/۸	۴۶/۹	۸۰	۴۶/۹	۲۲۸۰۰	۳۷/۸	۲۳/۷	۵۷/۱	۸/۱۷
B6	۱۸/۵	۷۰/۸	۱۰/۷	۳/۱	۹	۶	۰/۱۰	۱۸/۹	۵۵/۵	۲۰/۴	۵۱	۲۰/۴	۴۸۶۰۰	۳۳/۶	۲۳/۶	۵۶/۷	۸/۱۷
N1	۱/۵	۲/۰	۹۶/۵	۳/۱	ساحل	۷	۰/۲۱	۱۳/۷	۴۵	۱۱/۵	۴۴	۱۱/۵	۳۵۲۰۰	۳۵/۲	۲۵/۲	۵۵/۰	۸/۱۲
N2	۱۳/۴	۱۸/۹	۶۷/۷	۲/۹	۱۴	۷	۰/۱۸	۱۴/۲	۴۴	۱۱/۶	۳۵	۱۱/۶	۴۱۵۰۰	۲۵/۰	۲۵/۰	۵۴/۸	۸/۱۱
N3	۳۳/۹	۶۴/۸	۱۱/۳	۳/۰	۲۳	۷	۰/۲۱	۱۴/۷	۴۰	۱۲/۰	۲۹	۱۲/۰	۴۴۳۰۰	۲۵/۴	۲۵/۴	۵۵/۲	۸/۱۳

میانگین غلظت در پوسته (Wedepohl, 1995)

۳-۱. هنجارسازی آلودگی فلزات سنگین

عناصر است. باتوجه به این نقشه‌ها می‌توان دریافت عنصر آرسنیک و کادمیوم درون اسکله‌ها چندان متحمل آلودگی انسانی نگردیده‌اند، بجز اسکله رمین که در آن آلودگی انسانی کادمیوم مشهود است. در مقابل، عناصر مس، نیکل، سرب و روی آلودگی شدید انسانی درون و تا حدودی پیرامون اسکله‌ها را نشان می‌دهند.

۳-۲. تعیین میزان آلودگی رسوبات

برای ارزیابی میزان آلودگی رسوبات توسط عناصر سمی از شاخص زمین‌انباشت (Muller, 1969) و ضریب غنی‌شدگی جهت ارزیابی میزان آلودگی رسوبات از دیدگاه ژئوشیمی زیست-محیطی و همچنین راهنمای کیفیت رسوب (Long et al., 1995) جهت بررسی اثرات این آلاینده از دیدگاه زیست‌شناختی استفاده گردید. شاخص زمین‌انباشت طبق رابطه‌ی زیر محاسبه می‌گردد (Loska et al., 2003):

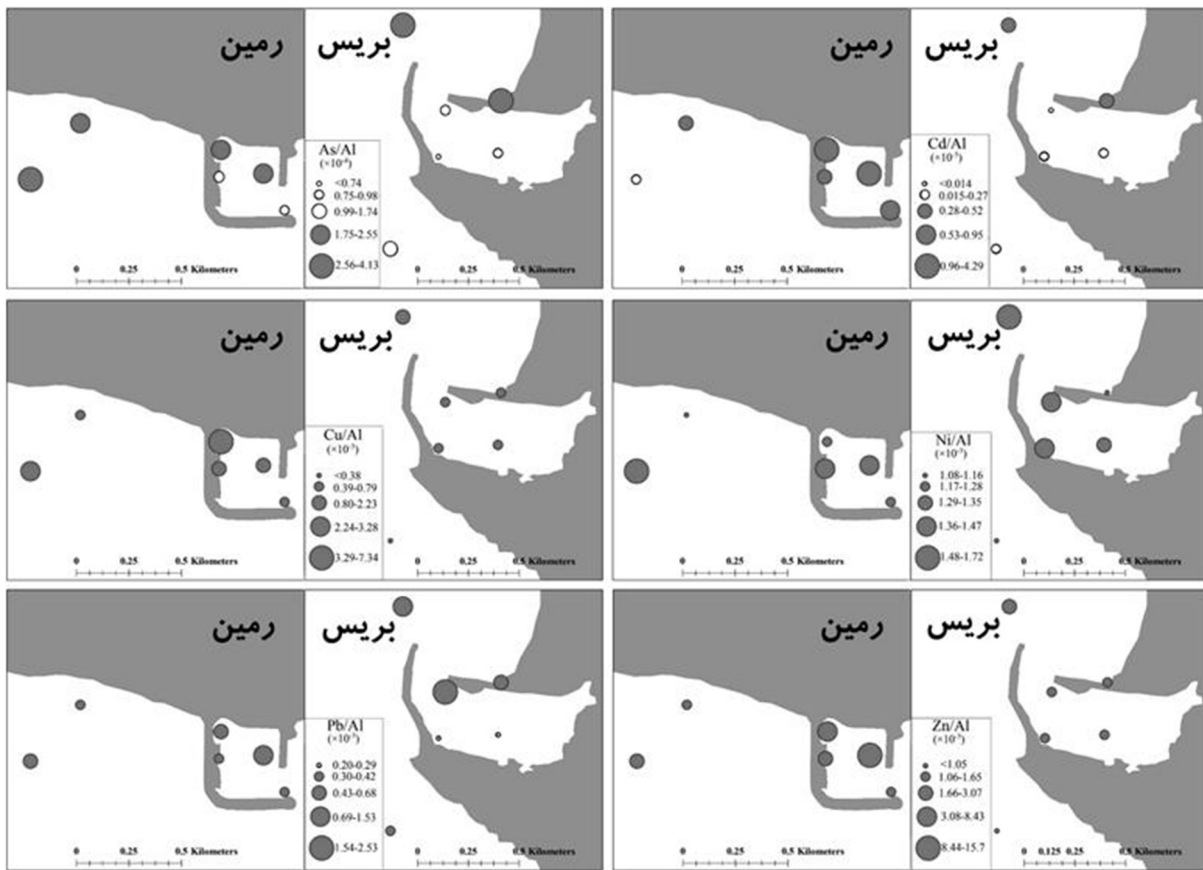
$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_n}{1.5.B_n} \quad (1)$$

که در این رابطه Igeo شاخص زمین‌انباشت، Cn غلظت عنصر در نمونه مورد مطالعه و Bn غلظت عنصر در نمونه مرجع است. بر این اساس میزان ضرایب زمین‌انباشت به‌صورت زیر تفسیر می‌گردد: دسته صفر (صفر یا کمتر): نبود آلودگی، دسته ۱ (صفر تا یک): نبود آلودگی تا کمی آلودگی، دسته ۲ (یک تا دو): آلودگی متوسط، دسته ۳ (دو تا سه): آلودگی متوسط تا زیاد، دسته ۴ (سه تا چهار): آلودگی زیاد، دسته ۵ (چهار تا ۵): آلودگی زیاد تا خیلی زیاد، دسته ۶ (بیش از پنج): آلودگی خیلی زیاد (جدول ۳).

به‌دلیل تمایل شدید فلزات سنگین به جذب توسط کانی‌های رسی، مقادیر محاسبه شده فلزات در رسوبات نمی‌تواند به تنهایی حاکی از آلودگی انسانی باشد. در بسیاری از محیط‌های رسوبی، رابطه‌ی خطی بین عناصر خشتی^۱ (عناصر پایستار^۲ یا هنجارساز مانند آلومینیوم و آهن) و ذرات رس نمونه‌های رسوب وجود دارد که این امکان را می‌دهد تا از این عناصر به‌جای متغیرهای دانه بندی استفاده نمود (Liu et al., 2003). در این بررسی نیز میزان همبستگی پیرسون بین عنصر آلومینیوم میران رس موجود در رسوبات حدود ۰/۸۸ به‌دست آمد. بنابراین، جهت ارزیابی اثرات احتمالی انسانی، بسیاری از محققین (Schiff and Weisberg, 1999; Mucha et al., 2003; Guerra-Garcia and Garcia-Gomez, 2005) به‌طور موفقیت‌آمیزی از این عناصر جهت هنجارسازی آلودگی فلزات سنگین استفاده نموده‌اند. برای تفکیک منابع طبیعی و انسانی آلودگی فلزات سنگین در محیط اسکله‌های رمین و بریس، نقشه توزیع نسبت‌های هنجارسازی شده فلزات سنگین با استفاده از آلومینیوم در رسوبات بستر این اسکله‌ها توسط نرم‌افزار ArcMap 9.3 تهیه گردید (شکل ۲). در شکل ۲، نسبت‌های بیش از نمونه طبیعی با رنگ قرمز نشان داده شده که بیانگر آلودگی انسانی است و نسبت‌های مساوی یا کمتر از نمونه طبیعی با رنگ سبز نشان داده شده‌اند که حاکی از مقادیر طبیعی این

¹ Inert elements

² Conservative elements



شکل ۲: نقشه نسبت‌های هنجارسازی شده فلزات سنگین با استفاده از آلومینیوم در دو اسکله ریمین و بریس. نسبت‌های بیش از نمونه طبیعی (آلودگی انسانی) با دایر توپر و نسبت‌های مساوی یا کمتر از آن (میزان طبیعی) با دایر توخالی نشان داده شده‌اند.

جدول ۳: میزان شاخص زمین انباشت در نمونه‌های مختلف

نمونه	Zn		Pb		Ni		Cu		Cd		As	
	EF	Igeo	EF	Igeo	EF	Igeo	EF	Igeo	EF	Igeo	EF	Igeo
R1	۹/۵	۳	۲/۴	۱	۱/۲	-	۲۰/۹	۴	۱۱/۲	۳	۱/۵	-
R2	۳/۲	۲	۱/۳	۱	۱/۴	۱	۵/۳	۳	۱/۵	۱	-/۵	-
R3	۱۷/۵	۴	۴/۲	۲	۱/۴	-	۶/۳	۲	۱۵/۸	۴	۱/۳	-
R4	۱/۹	۱	۱/۳	-	۱/۲	-	۲/۳	۱	۳/۵	۲	-/۶	-
R5	۱/۶	-	۱/۵	-	۱/۱	-	۱/۷	-	۱/۵	-	۱/۲	-
R6	۳/۴	۱	۲/۳	-	۱/۶	-	۹/۳	۲	-/۶	-	-/۰	-
B1	۱/۹	-	۲/۰	-	۱/۰	-	۱/۷	-	۱/۸	-	۲/۴	۱
B2	۱/۶	۱	۸۷/۴	۶	۱/۴	۱	۲/۰	۲	-/۱	-	-/۵	-
B3	۱/۶	۱	۱/۰	۱	۱/۳	۱	۱/۸	۱	-/۸	-	-/۴	-
B4	۱/۵	۱	-/۷	-	۱/۳	۱	۱/۷	۱	-/۶	-	-/۵	-
B5	۲/۹	۱	۵/۳	۲	۱/۵	-	۴/۶	۲	۱/۹	-	۲/۳	۱
B6	۱/۲	-	۱/۴	۱	۱/۱	-	۱/۱	-	-/۸	-	-/۷	-

که در این رابطه Me غلظت عنصر موردنظر و EF ضریب غنی‌شدگی است. مقدار ضریب غنی‌شدگی حدود یک نشان-دهنده‌ی منبع طبیعی عنصر در رسوب است و میزان بیش از ۱/۵ بیانگر نقش دیگر عوامل مانند فعالیت‌های انسانی در تغییرات غلظت عنصر در نمونه است (Zhang and Liu, 2002).

ضریب غنی‌شدگی نیز از رابطه‌ی زیر محاسبه می‌گردد (Eby, 2005):

$$EF = \frac{\left(\frac{Me}{Al}\right)_{\text{نمونه}}}{\left(\frac{Me}{Al}\right)_{\text{نمونه}}} \quad (2)$$

موجب مسمومیت شدید جانداران گردد. غلظت آرسنیک و کادمیوم نیز در تعدادی از نمونه‌ها آلودگی متوسط نشان می‌دهد، اما محدوده غلظت هیچکدام در حدی نیست که اثرات زیستی شدیدی به دنبال داشته باشد. در مورد عناصر مس و روی، به-خصوص در نمونه‌های اسکله رمین، اثرات زیستی متوسط و زیاد قابل مشاهده است. به‌جز نیکل، غلظت هیچ یک از عناصر در نمونه طبیعی بیش از حد مجاز نیست.

۴. بحث و نتیجه‌گیری

با در نظر گرفتن این مطلب که هیچ‌گونه فعالیت صنعتی و معدنی در اطراف بنادر صیادی رمین و بریس وجود ندارد و همچنین فاضلاب شهری قابل توجهی وارد این محیط‌ها نمی‌گردد، بنابراین به نظر می‌رسد تنها منبع آلودگی انسانی در این محیط‌ها فعالیت‌های مرتبط با شناورهای صیادی باشد. احتمالاً ریختن فاضلاب‌های ناشی از شستشوی درون لنج‌ها به‌علاوه فاضلاب‌های انسانی کارکنان لنج‌ها و زباله‌های ایجاد شده درون آنها و همچنین بقایای لاشه ماهی که درون محیط اسکله ریخته می‌شود، منبع اصلی آلودگی مواد آلی درون این بنادر محسوب می‌شوند. همچنین فعالیت‌های مرتبط با تعمیر و نگهداری شناورهای صیادی مانند تعمیر و نقاشی بدنه لنج‌ها، سوخت‌گیری و تعویض روغن موتور مسئول افزایش زیاد غلظت فلزات سنگین در محیط این بنادر است. رنگ‌هایی که جهت پوشش بخش آب‌خور شناورها برای محافظت در برابر جانداران خورنده مانند برخی جلبک‌ها و بارناکل‌ها به‌کار می‌رود، حاوی حلال‌های آلی مخلوط با مقادیر زیادی فلزات سمی بخصوص مس و روی هستند (Orlic and Tang, 1999). ضریب بالای زمین انباشت دو عنصر مس و روی درون اسکله‌ها احتمالاً ناشی از همین مسئله است. در زمان مونسون تابستانه هنگام تعمیر لنج‌های صیادی، رنگ بدنه لنج‌ها تراشیده شده و بخش زیادی از آن وارد محیط اسکله می‌گردد. مطالعات میکروسکوپی رسوبات بستر این بنادر حاکی از وجود مقدار زیادی قطعات رنگی بدنه لنج-ها و قایق‌های صیادی درون رسوبات است (حمزه و همکاران، ۱۳۹۰). دور ریختن روغن موتور که مدت زمان زیادی در اصطکاک با قطعات فلزی موتور لنج بوده است نیز یکی از منابع مهم آلودگی در این مناطق است. البته در سال‌های اخیر اقدامات مؤثری توسط اداره کل شیلات استان سیستان و بلوچستان و مرکز مطالعات محیط‌زیست دریایی چابهار جهت استقرار تانکرهای

با توجه به جدول ۳ در مورد عنصر آرسنیک، تنها نمونه‌های ۱ و ۵ از بریس کمی آلودگی نشان می‌دهند که هم شاخص زمین‌انباشت و هم ضریب غنی‌شدگی بر آن دلالت دارد. عنصر کادمیم تنها در چهار محل نمونه‌برداری داخل اسکله رمین دارای آلودگی است. این آلودگی برای نمونه‌های شماره یک، دو، سه و چهار اسکله رمین به‌ترتیب آلودگی متوسط تا زیاد، آلودگی کم، آلودگی زیاد و آلودگی متوسط است. این عنصر در اسکله بریس آلودگی نشان نمی‌دهند. عنصر نیکل در نمونه ۲ رمین و ۲، ۳ و ۴ بریس کمی آلودگی نشان می‌دهد. در مورد آلودگی عنصر سرب، نمونه‌های ۱ و ۲ رمین و ۳ و ۶ بریس کمی آلودگی نشان می‌دهند. نمونه‌های ۳ رمین و ۵ بریس آلودگی متوسط و نمونه ۲ بریس آلودگی خیلی زیاد نشان می‌دهد. براساس داده‌های جدول ۳، مس و سپس روی دارای بیشترین میزان آلودگی در محدوده مورد مطالعه است. این دو عنصر در اغلب نمونه‌های داخل اسکله‌ها، آلودگی متوسط تا زیاد نشان می‌دهند. ضریب غنی‌شدگی در این نمونه‌ها اغلب بیش از ۱/۵ است.

مهمترین مرجع ارزیابی میزان اثرات آلاینده‌های رسوبات بر روی جانوران دریایی، راهنمایی کیفیت رسوب^۱ (Long et al., 1995) است. اخیراً بخش آبریان، حیات وحش و منابع دریایی وابسته به گروه حفاظت محیط زیست ایالات متحده استفاده از این راهنما را جهت ارزیابی میزان خطر آلاینده‌ها در محیط‌های دریایی و ساحلی پیشنهاد نموده است. براین اساس، دو سطح خطر برای آلودگی فلزات سنگین معرفی می‌گردد که شامل سطح تأثیر پایین^۲ و سطح تأثیر متوسط^۳ است. غلظت‌های پایین‌تر از سطح تأثیر پایین به‌ندرت موجب اثرات زیست‌شناختی می‌شوند (بدون آلودگی). غلظت‌های بین این دو سطح تأثیر، گاهاً باعث اثرات زیستی می‌گردند (آلودگی متوسط) و غلظت‌های بالاتر از سطح تأثیر متوسط، اثرات منفی فراوانی بر روی موجودات زنده خواهند داشت (آلودگی شدید) (Guerra-Garcia and Garcia-Gomez, 2005).

با توجه به داده‌های شکل ۳، مشاهده می‌شود در تمامی نمونه‌های رسوب اسکله‌ها، میزان نیکل دارای آلودگی متوسط است. در نمونه ۲ رمین و ۲، ۳ و ۴ بریس، نیکل می‌تواند موجب اثرات شدید زیستی گردد. در مورد سرب، تنها نمونه B2 می‌تواند

¹ Sediment Quality Guideline (SQG)

² Effect Range Low (ERL)

³ Effect Range Moderate (ERM)

کلینوکلر و بخصوص اسمکتیت بیش از ۱۰۰ میلی اکی‌والان بر ۱۰۰ گرم است (Langmuir, 1997). این داده‌ها نشان می‌دهند که میزان توانایی کانی‌های رسی موجود در رسوبات بندر رمین در جذب فلزات سنگین کمتر از بندر بریس است. کانی کلینوکلر اکثراً حاصل فرسایش رخنمون‌های فوق بازی است و منشاء آن در محدوده مورد مطالعه فرسایش رخنمون‌های افیولیتی واقع در شمال کوه‌های مکران است.

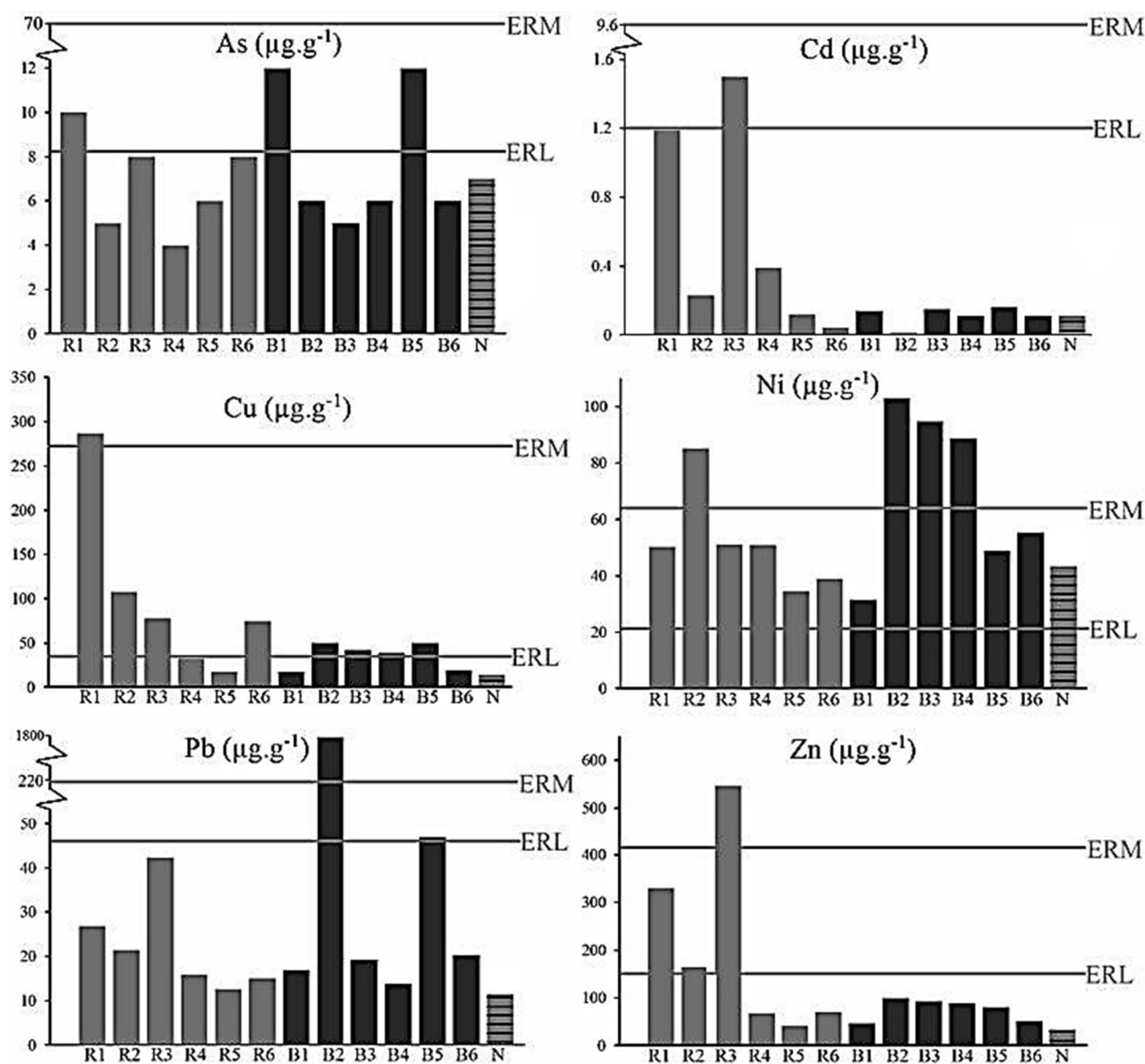
برخلاف فلزات یاد شده، آرسنیک در ستون آب به صورت آنیون وجود دارد. به همین دلیل، در شرایط کاهنده آب‌های روزنه‌ای رسوبات و یا نزدیک بستر در محیط اسکله‌ها (به دلیل اکسیداسیون مواد آلی فراوان در رسوبات بستر اسکله‌ها) این عنصر می‌تواند به یون آزاد یا کمپلکس متحرک تبدیل شده و توسط جریان آب از محیط اسکله خارج گردد. این امر می‌تواند از دلایل مهم کم بودن غلظت این عنصر در بستر اسکله‌های صیادی در مقایسه با دیگر عناصر باشد. یون آرسنات موجود در آب دریا در جذب توسط سلول‌های جلبکی با یون‌های مغذی فسفات رقابت می‌کند (Langstone and Bryan, 1984). بنابراین این عنصر در ستون آب نیز می‌تواند باعث مسمومیت موجودات زنده گردد. از طرف دیگر این عنصر می‌تواند به میزان قابل توجهی به صورت طبیعی در نمک‌های دریایی جانشین گردد (Faure, 1992) که موجب افزایش غلظت طبیعی آن در منطقه می‌گردد. ترتیب میزان آلودگی فلزات در رسوبات بندرگاه‌های رمین و بریس به صورت مس < روی < سرب < کادمیوم < نیکل < آرسنیک است.

سازنده‌های زمین‌شناسی ساحلی منطقه شامل گلسنگ و ماسه آهکی‌اند. اصولاً این سنگ‌ها جایگاه مناسبی برای حضور عناصر سمی نیستند. بنابراین فرسایش این واحدها نمی‌تواند منبع طبیعی قابل ذکری برای فلزات سنگین رسوبات منطقه باشند. در این میان عنصر کادمیوم یک استثنا است، زیرا می‌تواند جانشین یون کلسیم در کربنات‌ها شود. به همین دلیل فرسایش واحدهای آهکی می‌تواند منبع قابل توجهی برای کادمیوم تلقی گردد. فرسایش واحدهای افیولیتی شمال مکران و انتقال به سواحل منطقه از طریق رودخانه‌های متعدد فصلی و رودخانه دائمی باهوکلالت (در مرز ایران و پاکستان) به همراه فرسایش پوسته اقیانوسی دریای عمان می‌تواند موجب افزایش غلظت برخی فلزات موجود در سنگ‌های بازی و فوق بازی علی‌الخصوص نیکل گردند. داده‌های این بررسی نیز حاکی از بالا بودن مقدار طبیعی نیکل در رسوبات مورد مطالعه است.

تخلیه روغن موتور و ملزم نمودن صیادان به ریختن روغن موتور درون این محل‌ها انجام شده است، اما آلودگی‌های گذشته و سهل-انگاری‌های کنونی در تخلیه روغن همچنان موجب آلودگی این محیط‌ها می‌گردد.

به دلیل عدم تحرک آب در داخل محیط اسکله و تبخیر آب، میزان شوری آب درون اسکله‌ها به میزان ۰/۲ تا ۰/۶ در هزار بیش از محیط اطراف است. بجز نمونه شماره یک و دو در اسکله رمین، میزان pH آب در نمونه‌ها تقریباً برابر با میانگین آب اقیانوس‌هاست (pH=۸/۱۳). به نظر می‌رسد، دلیل کاهش pH آب در دو نمونه داخل اسکله رمین، تجزیه میزان زیاد مواد آلی حاصل از فاضلاب و افزایش میزان گازکربنیک آب است (Hamzeh et al., 2013).

از دیدگاه ژئوشیمی زیست محیطی، کاتیون‌های دو ظرفیتی سرب، کادمیوم، مس، روی و نیکل در pH های بیش از ۳ تا ۵ انحلال ناپذیرند و به سرعت توسط کلوئیدهایی مانند کانی‌های رسی معلق در آب، اکسیدهای آهن، منگنز و یا لیگاندهای آلی موجود در آب دریا جذب شده و رسوب می‌نمایند (Berkowitz et al., 2008). بنابراین غلظت این عناصر در رسوبات بستر بسیار بیش از غلظت آنها در آب دریا بوده و بیشترین خطر عناصر سمی در این منطقه متوجه موجودات کف‌زی است. میزان همبستگی زیاد بین میزان سیلت و رس در رسوبات و غلظت فلزات سنگین در بسیاری مطالعات نشان داده شده است (Forstner and Whittman, 1981; Matthai and Birch, 2001; Guerra-garcia and Garcia-Gomez, 2005) این بررسی و مطالعات حمزه و همکاران (۱۳۹۰) بیانگر میزان زیاد سیلت و رس درون اسکله‌ها در مقایسه با دیگر نواحی ساحلی منطقه است. با در نظر گرفتن pH متوسط ۸/۱۳ برای آب دریا در منطقه، و به یاد داشتن این نکته که کانی‌های رسی و اکسی‌هیدروکسیدها در این pH دارای سطوح باردار منفی هستند (Sarkar et al., 2004)، ذرات، گونه‌های فلزات سنگین دارای بار مثبت را جذب می‌کنند. به دلیل آنکه کادمیوم در pH حدود ۸ در مقایسه با سایر عناصر انتخابی، از انحلال پذیری بیشتری برخوردار است (Faure, 1992)، روند تغییرات غلظت این عنصر در رسوبات با دیگر عناصر کمی تفاوت نشان می‌دهد. با توجه به آزمایش پراش اشعه ایکس، نوع کانی‌های رسی در رمین اکثراً کائولینیت و در بریس حدودی اسمکتیت است و کانی کلینوکلر در تمامی نمونه‌ها حضور دارد (حمزه و همکاران، ۱۳۹۰). میزان ظرفیت تبادل کاتیونی کائولینیت پایین‌ترین میزان در میان کانی‌های رسی است (۳-۱۵ meq/100gr). اما در مقابل، میزان ظرفیت تبادل کاتیونی



شکل ۳: نمودار توزیع عناصر نیکل، آرسنیک، کادمیوم و سرب در اسکله‌های رمین و بریس و نمونه طبیعی. خطوط بیانگر دو سطح تأثیر آلاینده‌ها بر روی موجودات زنده هستند.

جدول ۴: مقایسه غلظت عناصر مورد بررسی در محدوده مورد مطالعه با سایر نقاط جهان

نام بندر	As ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Cd ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Cu ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Ni ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Pb ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	Zn ($\mu\text{g.g}^{-1}$)	موضوع
بریس	۵ - ۱۲	۰/۱ - ۰/۱۶	۱۷/۷ - ۵۰/۴	۳۱/۶ - ۹۴/۹	۱۱/۷ - ۱۷۸۰	۳۷ - ۹۹	مطالعه حاضر
رمین	۴ - ۱۰	۰/۰۴ - ۱/۵	۱۷/۵ - ۲۸۷	۳۹/۱ - ۸۵/۲	۱۲/۶ - ۴۲/۳	۴۲ - ۵۴۷	مطالعه حاضر
اسکندریه، مصر	-	۰/۶۱ - ۲/۴۴	۲۳ - ۶۴۹	۱۳ - ۵۳	۳۸ - ۱۰۷۰	۵۸/۵ - ۳۸۲	Mostafa et al., 2004
پاسازس، اسپانیا	-	۱/۲ - ۶/۴	۲۵ - ۳۷۲۶	۱۷ - ۹۹	۴۵ - ۳۴۶	۳۷۷ - ۱۳۹۰	Legorburu and Canton, 1994
آریا، گوام	-	۳/۵ - ۶	۳ - ۱۲۳	۲۲/۶ - ۵۱/۲	۱۴۲ - ۳۹۵	۸۲ - ۲۵۲۴	Belt Collins Hawaii, 1994
کورک، ایرلند	-	< ۰/۱	۹ - ۱۳	۱۱ - ۱۳	۱۴ - ۲۳	۵۹ - ۷۵	Berrow, 1991
پورت موث، انگلستان	-	۰/۵ - ۳/۳	۲۶ - ۷۲	-	۴۹ - ۱۱۴	۰/۱۶ - ۲۱۰	Soulsby, 1978
پوستون، ایالات متحده	-	-	۷ - ۱۴۲	۸ - ۱۹۱	۱۸ - ۲۶۳	۳۹ - ۴۱۴	Mostafa et al., 2004
سوا، فیجی	۰/۷ - ۴۵	۰/۷۴ - ۳/۰۴	۵۹ - ۳۰۶	۱۷ - ۳۸	۱۹/۳ - ۲۷۲	۸۸ - ۶۷۰	Naidu, and Morrison, 1994
کمبلا، استرالیا	-	-	۹۵ - ۱۴۶۸	-	۱۵۱ - ۲۸۴	۱۲۰۹ - ۲۲۲۰	He and Morrison, 2001

جغرافیائی (GIS). طرح پژوهشی پژوهشگاه ملی اقیانوس‌شناسی و علوم جوی.

احراری رودی، م؛ شاه‌رخی خرگردی، ژ، ۱۳۸۶. زمین‌گردشگری در چابهار. فصلنامه علوم زمین. شماره ۶۷. صفحات ۵۳-۴۶.

Belt Collins Hawaii., 1994. Environmental Assessment for Causeway to Drydock AFDM-8. Ship Repair Facility, Apra Harbor, Guam (Review Copy). Prepared for Pacific Division, Naval Facilities Engineering Command Pearl Harbor, Hawaii, June 1994.

Berkowitz, B.; Dror, I.; Yaron, B., 2008. Contaminant Geochemistry: Interactions and Transport in the Subsurface Environment. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

Berrow, S.D., 1991. Heavy metals in sediments and shellfish from Cork Harbour, Ireland. Marine Pollution Bulletin, 22: 467-469.

Daessle, L., 2009. Geochemistry of modern sediments from San Quintín coastal lagoon, Baja California: Implication for provenance. Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, 26: 117-132.

Eby, G.N., 2004. Principles of environmental geochemistry, Thomson, Ellis, S. and Mellor, A., New York.

Farhoudi, G.; Craig, D. E., 1977. Makran of Iran and Pakistan as an active arc system. Geology, 5(11): 664-668.

Faure, G., 1992. Principles and application of inorganic geochemistry, John Willey.

Folk, R.L., 1974. The petrology of sedimentary rocks: Austin, Tex., Hemphill Publishing Co.

Forstner, U.; Whittman, G.T.W., 1981. Metal Pollution in the Aquatic Environment. Springer, Berlin.

Guerra-Garcia, J.M.; Garcia-Gomez, J.C., 2005. Assessing pollution levels in sediments of a harbor with two opposing entrances. Environmental implications. Journal of Environmental Management, 77: 1-11.

Hamzeh, M.A.; Shahhosseini, M.; Naderi Beni, A., 2013.

۴-۱. مقایسه با سایر نقاط جهان

سرانجام جهت بررسی وضعیت میزان آلودگی فلزات سنگین در بندرگاه‌های رمین و بریس، این غلظت‌ها با غلظت فلزات سنگین مشابه در سایر نقاط جهان مقایسه گردید (جدول ۴). با بررسی داده‌ها مشخص می‌گردد که غلظت عنصر آلومینیوم در منطقه مورد مطالعه قابل مقایسه و میزان آلودگی عناصر آرسنیک و کادمیوم کمتر از دیگر بنادر دنیا است. میزان حداکثر غلظت نیکل از حداکثر غلظت‌های موجود در بنادر پاساژس اسپانیا (Legorburu and Canton, 1994) و بوستون در آمریکا (Mostafa et al., 2004) کمتر و از نیکل موجود در بندر آرپا در گوام (Belt Collins Hawaii, 1994)، اسکندریه مصر (Mostafa et al., 2004)، کورک ایرلند (Berrow, 1991)، سووا فیجی (Niadu and Morrison, 1994) بیشتر است که حاکی از آلودگی زیاد این عنصر در منطقه است. از آنجا که غلظت عنصر سرب در نمونه شماره ۲ بریس ناهنجاری بسیار زیادی نشان می‌دهد، باعث گردیده که محدوده غلظت این عنصر بیش از سایر نقاط جهان به نظر برسد. اما صرف نظر از این نمونه بسیار آلوده، غلظت سرب در دیگر نمونه‌ها در حد دیگر بنادر مورد مطالعه در جهان است. غلظت عناصر مس و روی به خصوص در رمین با دیگر بنادر آلوده برابری می‌کند.

۵. سپاسگزاری

این مقاله بخشی از طرح تحقیقاتی انجام شده در پژوهشگاه ملی اقیانوس‌شناسی و علوم جوی است که در مرکز اقیانوس‌شناسی دریای عمان و اقیانوس هند این پژوهشگاه انجام شده است. در این بخش لازم است تا از همکاری کارکنان مرکز اقیانوس‌شناسی چابهار در کلیه مراحل نمونه‌برداری و مطالعات آزمایشگاهی تشکر گردد. همچنین از مسئول آزمایشگاه زمین‌شناسی پژوهشگاه فوق جهت انجام دانه‌بندی لیزری رسوبات سیلت و رس سپاسگزاری گردد.

منابع

حمزه، م.ع؛ بسکله، غ؛ حبیبی، پ.، ۱۳۹۰. بررسی ژئوشیمیایی رسوبات سواحل دریای عمان با استفاده از سیستم اطلاعات

- Matthai, C.; Birch, G., 2001. Detection of anthropogenic Cu, Pb and Zn in continental shelf sediments off Sydney, Australia—a new approach using normalization with cobalt. *Marine Pollution Bulletin*, 42: 1055–1063.
- Mostafa, A., 2004. An Overview of Metal Pollution in the Western Harbour of Alexandria, Egypt. *Soil and Sediment Contamination*, 13: 299–311.
- Mucha, A.P.; Vasconcelos, M.T.S.D.; Bordalo, A.A., 2003. Macrobenthic community in the Douro estuary: relations with trace metals and natural sediment characteristics. *Environmental Pollution*, 121: 169–180.
- Muller, G., 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal*, 2: 108-119.
- Naidu, S.; Morrison, R.J., 1994. Contamination of Suva Harbour, Fiji. *Marine Pollution Bulletin*, 29: 126–130.
- Orlic, I.; Tang, S.M., 1999. Elemental depth profiles in marine sediments of Singapore coastal waters. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research*, 150: 291–297.
- Sarkar, S. K.; Bilinski, S. F.; Bhattacharya, A.; Saha, M.; Bilinski, H., 2004. Levels of elements in the surficial estuarine sediments of the Hugli River, Northeast India and their environmental implications. *Environmental International*, 30: 1089– 98.
- Schiff, K.C.; Weisberg, S.B., 1999. Iron as a reference element for determining trace metal enrichment in Southern California coastal shelf sediments. *Marine Environmental Research*, 48: 161–176.
- Shau, B.K., 1965. Theory of sieving: *Sedimentary Petrology*, 35: 750-753.
- Soulsby, P.G.; Lowthion, D.; Houston, M., 1978. Observations on the effects of sewage discharged into a tidal harbor. *Marine Pollution Bulletin*, 9: 242–245.
- U.S EPA., 1977. Research and Development. Interim Methods for the Sampling and Analysis of Priority Pollutants in Sediments and Fish Tissue. EPA 600/4-Effect of fishing vessels on trace metal contamination in sediments of three harbors along Iranian Oman Sea coast. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185: 1791-1807.
- He, Z.; Morrison, R.J., 2001. Changes in the marine environment of Port Kembla harbour, NSW, Australia, 1975–1995: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 42: 193–201.
- Langmuir, D., 1997. *Aqueous Environmental Geochemistry*. Prentice-Hall, New Jersey.
- Langston, W.J.; Bryan, G.W., 1984. The relationships between metal speciation in the environment and bioaccumulation in aquatic organisms. In: Kramer, C.J.M.; Duinker, J.C., eds. *Complexation of trace metals in natural waters, Part VI Biological response*, 375-392 pp. Martinus Nijhoff/Dr W. Junk Publishers, The Hague.
- Legorburu, I.; Canton, L., 1991. Heavy metal concentration in sediments from Pasajes Harbour, Spain. *Marine Pollution Bulletin*, 22: 207–209.
- Liu, W.X.; Li, X.D.; Shen, Z.G.; Wang, D.C.; Wai, O.W.H.; Li, Y.S., 2003. Multivariate statistical study of heavy metal enrichment in sediment of the Pearl River Estuary. *Environmental Pollution*, 121: 377–388.
- Long, E.R.; Macdonald, D.D.; Smith, S.L.; Calder, F.D., 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine estuarine sediments. *Environmental Management*, 19: 81–97.
- Loring, D. H.; Rantala, R. T. T., 1992. Manual for geochemical analysis of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth-Science Reviews*, 32: 235–283.
- Loska, K.; Wiechula, D.; Barska, B.; Cebula, E.; Chojencka, A., 2003. Assessment of Arsenic Enrichment of Cultivated Soils in Southern Poland. *Polish Journal of Environmental Studies*, 12 (2): 187-192.

Wedepohl, K. H., 1995. The Composition of the Continental Crust. *Geochimie Cosmochimie. Acta*, 59: 1217-1232.

Yalcin, M. G., 2009. Heavy mineral distribution as related to environmental conditions for modern beach sediments from the Susanoglu (Atakent, Mersin, Turkey). *Environmental Geolog*, 58: 119-129.

81-055. Physical and Chemical Methods Branch, Environmental Monitoring and Support Laboratory, Cincinnati, Ohio.

Villares, R.; Puente, X.; Carballeira, A., 2003. Heavy metals in sandy sediments of the Ri'as Baixas (NW Spain). *Environmental Monitoring and Assessment*, 83: 129-144.