

تجمع فلزات سنگین (مس، سرب و نیکل) در رسوب و دوکفه ای *Saccostrea cucullata* در ناحیه بین جزر و مدی چابهار

فاطمه عین الہی پیر^۱، علیرضا صفاهیه^{۱*}، علی دادالہی سہراب^۲، احمد سواری^۱

۱. گروه زیست شناسی دریا، دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر
۲. پژوهشکده تالاب بین المللی هامون، دانشگاه زابل
۳. گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی دریا، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر

تاریخ پذیرش: ۸۹/۹/۱۵

تاریخ دریافت: ۸۹/۶/۱۴

چکیده

یکی از راه های مناسب برای مطالعه آلودگی دریا به فلزات سنگین مطالعه رسوبات و بی مهرگان ساکن مخصوصاً دو کفه ایها می باشد. بمنظور آگاهی از سطح ناپاکی رسوب و دوکفه ای *Saccostrea cucullata* در سواحل چابهار نسبت به فلزات سنگین (مس، سرب و نیکل) نمونه های رسوب و صدف مورد نظر از پنج ایستگاه (شامل گواتر، بریس، رمین، شهید بهشتی و تیس) برداشت شدند. نمونه ها در اسید غلیظ هضم شد و میزان فلزات مذکور در رسوب و بافت های مورد سنجش قرار گرفتند. نتایج نشان داد که غلظت عناصر مس، سرب و نیکل در رسوب به ترتیب ۱۶/۹۶-۱۵/۸۷، ۱۵/۷۹-۱۰/۹۸ و ۱۷/۱۰-۱۲/۳۹ میکروگرم بر گرم، بافت نرم صدف به ترتیب ۲۸۹/۹۳-۸۴/۹۶، ۵/۲۶-۳/۸۳ و ۷/۱۹-۶/۰۵ میکروگرم بر گرم و در بافت سخت نیز به ترتیب ۱۶/۶۷-۱۳/۸۳، ۱۱/۳۲-۱۴/۹۳ و ۷/۹۷-۵/۴۷ میکروگرم بر گرم در وزن خشک می باشد. غلظت فلزات سرب و نیکل در رسوب و بافت سخت بطور معنی داری بیشتر از بافت نرم بود. فلز مس در بافت نرم صدف غلظت بالاتری داشت ($P < 0.05$). از نتایج استنباط میشود که تجمع فلزات در بافت های مختلف صدف احتمالاً بر اساس ضروری بودن فلزات می باشد. در بین فلزات مورد مطالعه تنها غلظت سرب در بین رسوب ایستگاههای مختلف اختلاف معنی داری داشت ($P < 0.05$). بنظر میرسد که این فلز بیشتر از فعالیت های انسانی منشا میگیرد، حال آنکه فلزات مس و نیکل احتمالاً منشا طبیعی داشته باشند. در بین ایستگاههای بررسی شده ایستگاه رمین دارای بیشترین غلظت فلزات مس، سرب و نیکل در بافت های سخت و نرم صدف در بین ایستگاه های مختلف بودند. مقایسه غلظت های بدست آمده با استانداردهای موجود نشان داد که غلظت این فلزات نمی تواند برای حیات آبریان خطر ساز باشد.

واژگان کلیدی: فلزات سنگین، صدف صخره چسب، ناحیه جزر ومدی، رسوب سواحل چابهار

* نویسنده مسوول، پست الکترونیک: Safahieh@hotmail.com

۱. مقدمه

فلزات سنگین از جمله ترکیباتی هستند که می توانند به طور طبیعی از طریق فرایندهای متعددی مانند آتش فشان ها و هوازدگی و فرسایش سنگ ها در اکوسیستم های آبی وجود داشته باشند. فعالیت های انسانی مانند دفع فاضلاب ها، کشتیرانی، استفاده از سوخت های فسیلی و غیره نیز می توانند موجب ورود عناصر سنگین به محیط زیست دریایی بشوند (Morillo *et al.*, 2004; Mtango, 2007; Wcislo *et al.*, 2008). مقداری از این فلزات توسط پیوندهای سست سولفیدی و یا آلی به ذرات معلق متصل می شوند. ذرات معلق حاوی فلزات سنگین در صورت ته نشین شدن به کف می رسند و به مرور در رسوبات تجمع پیدا می کنند (Zhang and Shan, 2008).

رسوبات در قابلیت دسترسی زیستی فلزات سنگین برای موجودات آبی از اهمیت ویژه ای برخوردار هستند. زیرا آبیان می توانند هر دو دسته از عناصر ضروری و غیر ضروری را از رسوبات دریافت کنند (Demirake *et al.*, 2006). برخی از این فلزات از قبیل مس، منگنز و روی از جمله عناصری هستند که به مقدار جزئی برای موجودات زنده ضروری می باشند. به عنوان مثال در ساختمان بعضی از آنزیم های بدن مثل سیتوکروم اکسیداز، رنگدانه تنفسی بسیاری از نرم تنان و هموسیانین سخت پوستان دریایی مس وجود دارد (Caussy *et al.*, 2003). عناصری از قبیل کادمیوم و سرب که کاربرد زیستی ندارند، حتی به میزان بسیار اندک قادرند در عملکرد طبیعی بدن آبیان از جمله دوکفه ای ها اختلال ایجاد نمایند (Kumar *et al.*, 2008).

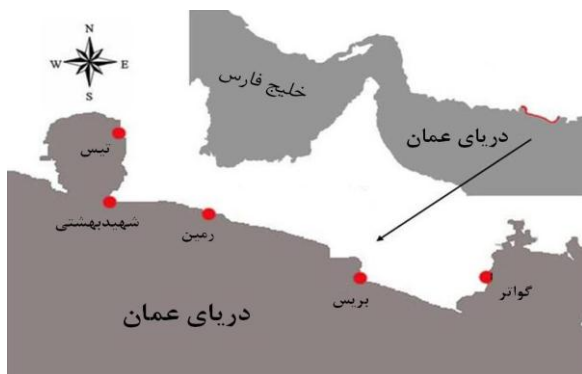
رسوب فلز سرب بر روی آبشش های آبیان بویژه دوکفه ای ها به دلیل فیلتر خوار بودن موجود، مانع از انجام فعالیت های حیاتی آنها می

شود. این فلز همچنین می تواند باعث ایجاد اختلالات بافتی و کاهش میزان رشد دوکفه ای ها و جنین این موجودات بشوند (Dennis *et al.*, 2005). فلز نیکل نیز می تواند باعث کاهش میزان رشد و تولید مثل دوکفه ای ها شود (Moore and Ramamoorthy, 1983). دوکفه ای ها فاقد سیستم تنظیم متابولیکی مواد بوده و فلزات سنگینی که توسط دوکفه ای دریافت می شوند به مرور در بافت های مختلف آن تجمع می یابند (Zorita *et al.*, 2008; Stanly *et al.*, 2006). صدف های دوکفه ای از جمله منابع با ارزش غذایی محسوب شده که مورد تغذیه انسان قرار می گیرند. تغذیه انسان از دوکفه ای های آلوده به فلزات سنگین می تواند باعث انتقال غلظت های بالایی از عناصر به بدن او شود (Wen *et al.*, 2007). لذا تعیین میزان فلزات سنگین و دستیابی زیستی^۱ آنها در محیط های ساحلی و دریایی می تواند نقش مهمی در سلامت موجودات و بویژه انسان ایفا بکند و تلاش جهت کنترل اثرات آلودگی بدون برآورد میزان فلزات سنگین با شکست مواجه می شود.

روند رو به رشد فعالیت های مختلف در سواحل شمالی دریای عمان باعث شده که سواحل چابهار در معرض آلودگی های مختلف قرار بگیرد که از مهمترین این منابع آلودگی می توان به دفع و تخلیه فضولات کشتی ها، تخلیه آب خن و مواد نفتی از شناورهای کوچک و بزرگ، فاضلاب ناشی از صنایع مستقر در منطقه و پسابهای کشاورزی، تبادل آلودگی ها از طریق جریان های دریایی خلیج فارس و دریای عمان و کشیده شدن آنها به سطح منطقه و آلودگی ناشی از لایروبی و دفع فضولات ناشی از آن اشاره کرد (امینی رنجبر و

1. Bioavailability

ایستگاه و تاریخ نمونه برداری ثبت شد. سه نمونه از رسوبات در نزدیکی بستر صدف ها از لایه ۵ سانتی متری بوسیله دست برداشت شدند. نمونه های رسوب در ظروف پلی اتیلنی قرار داده شدند و توسط یخدان حاوی یخ به آزمایشگاه منتقل گردیدند (Delman et al., 2006).



شکل ۱. ایستگاه های نمونه برداری در امتداد سواحل چابهار

حدود ۳۰ صدف با اندازه یکسان (۹/۱ cm) - (۷/۶۵) از هر کدام از ایستگاه های تعیین شده با استفاده از قلم و چکش که نوک آنها با لایه ای پلاستیکی کاملاً پوشش داده شده بود، از صخره ها جدا شدند (Mobiana et al., 2006). صدفهای جمع آوری شده در ظروف پلی اتیلنی اسید شویی شده قرار داده شدند و سپس توسط یخدان به آزمایشگاه منتقل گردیدند. در آزمایشگاه پس از پاک سازی نمونه های صدف (پاک کردن سطح بیرونی صدف ها و از بین بردن موجودات و دیگر مواد زائد) هر کدام از آنها با آب دریای فیلتر شده شستشو و با آب دوبار تقطیر آب کشی گردیدند. صدف ها سپس در فریزر در دمای ۲۰- درجه سانتی گراد تا زمان شروع آزمایشات نگهداری شدند (Orescanin et al., 2006). نمونه های رسوب در دمای ۱۰۵ درجه سانتی گراد به مدت

میرکی، ۱۳۸۵). بنابراین به دلیل ورود آلاینده ها از منابع مختلف به این سواحل لازم است بررسی های کافی جهت مشخص کردن انواع آلودگی ها بخصوص فلزات سنگین در منطقه صورت بگیرد. مطالعاتی که در سایر بخش های آبی جهان صورت گرفته نشان می دهد که دوکفه ای *S. cucullata* می تواند شاخص خوبی برای نشان دادن میزان آلودگی در یک منطقه بخصوص فلزات سنگین باشد (Riley and Chester, 1971; Blackmore, 2001; Chu et al., 2007; Amiard et al., 2008; De Mora and Sheikleslami, 2002). اگر چه دوکفه ای مورد نظر در سواحل چابهار دارای پراکنش وسیعی می باشد اما اطلاعات کمی در ارتباط با غلظت فلزات سنگین این صدف در منطقه وجود دارد. لذا از این دوکفه ای جهت بررسی غلظت فلزات سنگین در مطالعه مذکور استفاده شده است. هدف مطالعه حاضر تعیین میزان سطح ناپاکی رسوبات و دوکفه ای *S. cucullata* در ناحیه بین جزر و مدی چابهار نسبت به فلزات مس، سرب و نیکل و مقایسه غلظت آنها با استانداردهای موجود می باشد.

۲. مواد و روش ها

این مطالعه در ۵ ایستگاه از خلیج گواتر تا اسکله تیس در امتداد سواحل جزر و مدی چابهار انجام شد (شکل ۱). ایستگاه ها بر اساس میزان فعالیت های انسانی در منطقه و پسابهای ورودی انتخاب شدند که نام، موقعیت جغرافیایی و عمده فعالیت های در حال انجام در هر ایستگاه در جدول ۱ ذکر شده است. نمونه برداری از رسوبات و صدف *S. cucullata* در زمان جزر کامل از منطقه بین جزرومدی سواحل چابهار در بهمن ۱۳۸۶ انجام گردید. برای جمع آوری هر یک از نمونه ها از ظروف پلی اتیلنی بر چسب گذاری شده استفاده گردید. بر روی برچسب ها نام

ساعت و سپس در دمای ۱۴۰ درجه سانتی گراد به مدت ۳ ساعت ادامه یافت. نمونه های هضم شده پس از سرد شدن در دمای آزمایشگاه، در بالن ژوژه ۲۵ میلی لیتر ریخته شدند و با آب دوبار تقطیر رقیق گردیدند. سپس محلول های آماده شده با استفاده از کاغذ صافی واتمن ۴۲ فیلتر و تا زمان اندازه گیری غلظت فلزات سنگین در دمای یخچال نگهداری شدند (Yap et al., 2002). برای هضم بافتهای صدف یک گرم از بافت نرم و بافت سخت صدف در ۱۰ سی سی اسید نیتریک خالص غلیظ (۶۵٪ مارک Merck آلمان) ابتدا در دمای ۴۰ درجه سانتی گراد به مدت ۱ ساعت و سپس جهت هضم کامل در دمای ۱۴۰ درجه سانتی گراد به مدت ۳ ساعت به وسیله hot plate digester هضم شدند. نمونه های هضم شده پس از سرد شدن در دمای آزمایشگاه با آب دوبار تقطیر رقیق شدند و با استفاده از کاغذ صافی واتمن فیلتر گردیدند (Yap et al., 2002; Yap et al., 2003). غلظت فلزات سنگین با استفاده از دستگاه جذب اتمی Unicam مدل ۹۱۹ تعیین گردیدند و غلظت عناصر بر حسب میکروگرم بر گرم در وزن خشک محاسبه گردید.

برای مقایسه میزان فلزات سنگین در بین ایستگاههای مختلف از واریانس یک طرفه One Way ANOVA و در صورت مشاهده اختلاف معنی دار از پس آزمون Tukey جهت جدا کردن گروههای مختلف استفاده گردید. اختلاف غلظت فلزات در بین رسوبات و بافت های صدف نیز با استفاده از آزمون t-test بدست آمد.

۲۴ ساعت در آون کاملاً خشک گردیدند. رسوبات با استفاده از هاون پودر شدند و ضمن عبور از الک ۶۳ میکرون پوسته ها، اجسام خارجی و ذرات درشت از آنها کاملاً جدا شدند. نمونه های آماده شده تا زمان شروع مرحله هضم در ظروف پلی اتیلنی نگهداری شدند (Delman et al., 2006). برای خشک کردن بافت نرم، صدف ها ابتدا از فریزر خارج و پس از قرار گرفتن در دمای معمولی آزمایشگاه یخ آنها به طور کامل ذوب گردید. بافت نرم صدف ها با استفاده از کاردک فولادی ضد زنگ^۱ از پوسته جدا شدند و در دمای ۸۰ درجه سانتی گراد تا زمان ثابت شدن وزن بافت نرم در آون خشک گردیدند (Yap et al., 2002; Orescanin et al., 2006). نمونه های خشک شده توسط هاون چینی کاملاً پودر شدند و تا شروع مرحله هضم در ظروف پلی اتیلنی در دمای یخچال نگهداری گردیدند. پوسته های صدف با استفاده از اسیدنیتریک ۰/۵٪ (تهیه شده از اسیدنیتریک غلیظ ۶۵٪ با درجه خلوص بالا از مارک Merck) و آب دوبار تقطیر شستشو داده شدند. پوسته های شسته شده به مدت ۷۲ ساعت در دمای ۱۰۵ درجه سانتی گراد خشک شدند و با استفاده از هاون چینی کاملاً پودر گردیدند. نمونه های آماده شده تا شروع مرحله بعدی آزمایش در ظروف پلی اتیلنی و در دمای یخچال نگهداری گردیدند (Yap et al., 2003).

برای اندازه گیری غلظت فلزات در رسوب هر ایستگاه ۳ نمونه هضم گردید. برای هضم نمونه های رسوب ۱ گرم با ۱۰ سانتی متر مکعب از مخلوط اسیدنیتریک غلیظ (۶۵٪) و اسیدپرکلریک (۶۰٪) به نسبت ۴:۱ مخلوط گرد. عمل هضم ابتدا در دمای ۴۰ درجه به مدت ۱

¹ stainless steel

جدول ۱. ایستگاه‌های مورد مطالعه در سواحل جزر و مدی چابهار

ایستگاه ها	مختصات جغرافیایی	ویژه گیها و فعالیت های انسانی جاری در منطقه
گواتر	$61^{\circ} 30' 9'' E$ $25^{\circ} 9' 53'' N$	صید و صیادی، پهلوگیری انواع شناورهای صیادی و آبی‌پروزی
بریس	$61^{\circ} 10' 5'' E$ $25^{\circ} 8' 55'' N$	مسکونی، انجام فعالیت های حمل و نقل دریایی و پهلوگیری انواع شناورها، انجام فعالیت های صید و صیادی و استقرار صنایع مختلف در اطراف اسکله بخصوص کارخانجات کنسرو ماهی
رمین	$60^{\circ} 44' 50'' E$ $25^{\circ} 16' 9'' N$	مسکونی، انجام فعالیت های حمل و نقل دریایی و پهلوگیری انواع شناورها، انواع فعالیت های صید و صیادی و استقرار صنایع مختلف در اطراف اسکله بخصوص کارخانجات کنسرو ماهی
اسکله شهید بهشتی	$60^{\circ} 37' 12'' E$ $25^{\circ} 21' 92'' N$	مسکونی، پهلوگیری انواع شناورها، تخلیه و بارگیری کشتی ها و فعالیت های صید و صیادی
تیس	$60^{\circ} 37' 21'' E$ $25^{\circ} 17' 39'' N$	مسکونی، انجام فعالیت های صید و صیادی، کشاورزی و نمک گیری از آب دریا

جدول ۲. مقایسه نتایج حاصل از اندازه گیری غلظت فلزات سنگین (میکروگرم بر گرم) در رسوب سواحل چابهار با رسوبات سایر

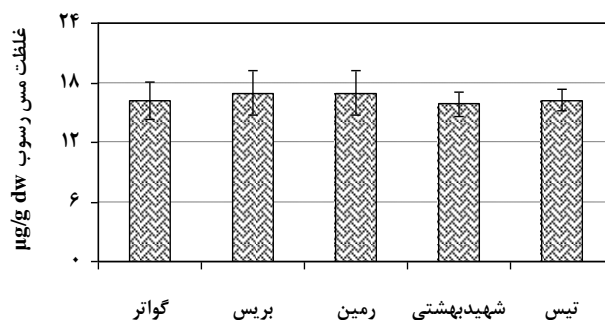
نقاط آبی جهان

منطقه	Cu	Pb	Ni	منبع
میانگین رسوبات جهانی	۴۴	۱۹	۵۲	(مظاهری نژاد، ۱۳۷۴)
دامنه رسوبات جهانی	۰/۳-۱۲۰۰۰	۰/۶-۱۰۰۰	---	(Sadiqe, 1992)
پوسته زمین	۵۵	۱۲/۵	۷۵	(Riley and Chester, 1971)
سواحل توکیو(ژاپن)	۸-۱۴	۸-۱۳	۲۸/۲	(Ohta et al., 2007)
مصب Yangtize Yuaihe (چین)	۳۹/۸	۳۷/۷	۳۸/۳	(Zhang and Shan, 2008)
سواحل نروژ	۳۱	۱۱	۲۰	(Oyagrd et al., 2006)
سواحل سنگاپور	۰/۹۸	۰/۸۵	۳/۵۵	(Cuong and Obbard, 2006)
سواحل هونگ کونگ	۱۱۸/۶۵	۵۳/۵۶	۲۴/۷۲	(Zhou and Hao, 2007)
بندر ویکتوریا(هونگ کونگ)	۸۵	۹۰	۸۳	(Tanner et al., 2000)
خلیج سوئز (دریای سرخ)	۸/۶۵-۱۲/۱۶	۴۲/۱۵	۴۹/۶۳	(Hamed and Emara, 2006)
دریای سیاه(شرق ترکیه)	۵۶/۴۷	۴۷/۱۱	۲۴/۵۳	(Ergu'l et al., 2008)
سواحل پاکستان	۷۲/۸	۱۹/۸	۱۵/۴	(Arian et al., 2008)
عمان	۶/۶۶	۱/۸۲	۷۷/۸	(Riley and Chester, 1971)
بحرین	۴۸/۳	۹۹	۱/۸۲	(De Mora et al., 2004)
امارات متحده عربی	۵۸/۴۳	۴۲/۹۳	۱۳۹	(De Mora et al., 2004)
سواحل قطر	۸/۱۷	۴/۸۸	۲۰/۸	(De Mora et al., 2004)
خلیج فارس (سواحل کیش)	۳/۴	۴/۲	۵/۵	(Dadollahi and Savari, 2006)
سواحل چابهار	۳۴/۸۳	۲۸/۷۷	۲۹/۴۹	مطالعه کنونی

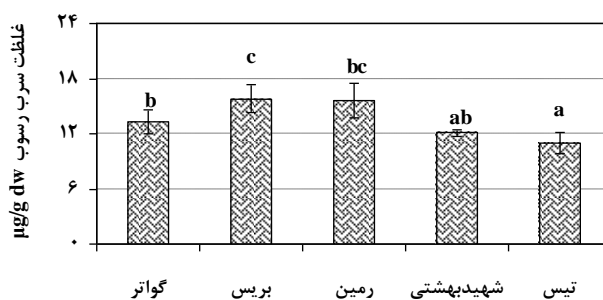
جدول ۳. مقایسه غلظت فلزات رسوبات سواحل با مقادیر استانداردهای جهانی

	تقسیم بندی نیویورک ^۱ DEC,1999			کیفیت رسوب آمریکا ^۲ NOAA			کیفیت رسوب کانادا SQRT ^۹ - ISQG ^{۱۰}	سواحل چاپهار
	LEL ^۳	SEL ^۴	PEC ^۵	PEL ^۶	ERL ^۷	ERM ^۸		
Cu	۱۵	۱۱۰	۱۵۰	۱۰۸	۴۴	۲۷۰	۱۸/۷	۳۴/۸۳
Pb	۶۰	۱۱۵	۱۲۵	۱۱۲	۴۷	۲۲۰	۳۰/۲۴	۲۸/۷۷
Ni	۱۵	۵۰	۴۸	---	۲۱	۵۲	۱۵/۹	۲۹/۴۹

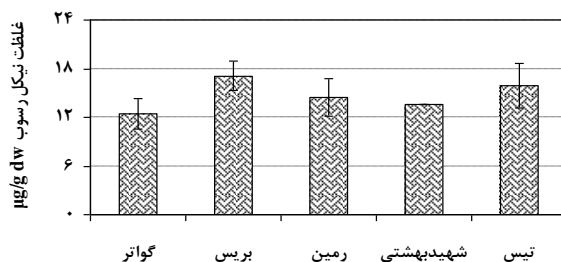
- 1-Newyork Department Of Environmental Conservation
- 2-National Oceanic and Atmospheric Administration
- 3-lowest effects level(Diz, 2002)
- 4-severe effects level(Diz, 2002)
- 5-probable effects concentration (Diz, 2002)
- 6-probable effects level (De Mora and Sheikholeslami, 2002)
- 7-effects range low (De Mora and Sheikholeslami, 2002)
- 8-effects range medium (De Mora and Sheikholeslami, 2002)
- 9-screening quick refrence table (Evans and Miller, 2003)
- 10- Canadian interim marine sediment quality (Evans and Miller, 2003)



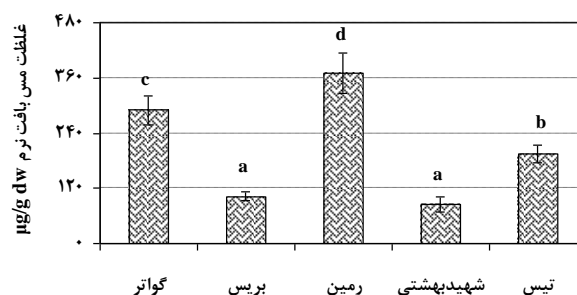
شکل ۲. مقایسه غلظت فلز مس رسوب در بین ایستگاه های مختلف



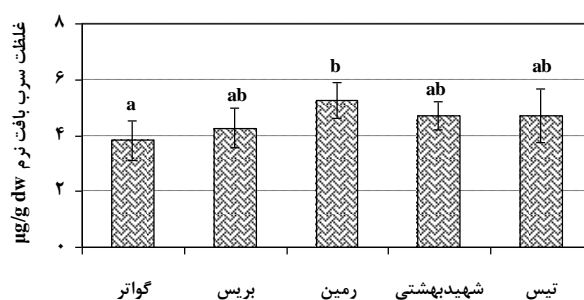
شکل ۳. مقایسه غلظت فلز سرب رسوب در بین ایستگاه های مختلف (ستون های مشخص شده با حروف متفاوت دارای تفاوت معنی داری می باشند ($P < 0.05$))



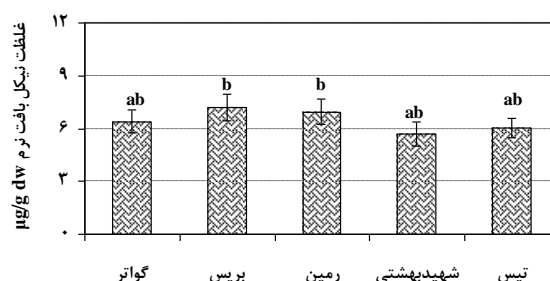
شکل ۴. مقایسه غلظت فلز نیکل رسوب در بین ایستگاه های مختلف



شکل ۵. مقایسه غلظت فلز مس بافت نرم در بین ایستگاه‌های مختلف (ستون‌های مشخص شده با حروف متفاوت دارای تفاوت معنی داری می‌باشند ($P < 0.05$))



شکل ۶. مقایسه غلظت فلز سرب در بافت نرم صدف دوکفه‌ای *S. cucullata* در بین ایستگاه‌های مختلف (ستون‌های مشخص شده با حروف متفاوت دارای تفاوت معنی داری می‌باشند ($P < 0.05$))



شکل ۷. مقایسه غلظت فلز نیکل بافت نرم در بین ایستگاه‌های مختلف (ستون‌های مشخص شده با حروف متفاوت دارای تفاوت معنی داری می‌باشند ($P < 0.05$))

۳. نتایج

گرم در وزن خشک بدست آمد که هیچ اختلاف معنی داری در میزان غلظت این فلز در بین ایستگاه‌های مختلف مشاهده نشد ($P > 0.05$) (شکل ۲). غلظت فلز سرب در رسوب سواحل چابهار $1.3/3 \pm 1/2$ ، $1.5/7 \pm 1/5$ ، $1.5/6 \pm 1/9$

بر اساس نتایج بدست آمده غلظت فلز مس در رسوب ایستگاه‌های گواتر، بریس، رمین، شهید بهشتی و تیس به ترتیب $1.6/2 \pm 1/8$ ، $1.6/9 \pm 2/2$ ، $1.6/2 \pm 1/8$ و $1.6/9 \pm 2/2$ میکروگرم بر

غلظت فلز مس در بافت سخت صدف در ایستگاه های گواتر، بریس، رمین، شهیدبهبستی و تیس به ترتیب $۱۴/۹ \pm ۱/۹$ ، $۱۳/۸ \pm ۱/۱$ ، $۱۶/۶ \pm ۱/۲$ ، $۱۴/۱ \pm ۱/۵$ و $۱۵/۸ \pm ۱/۵$ میکروگرم بر گرم در وزن خشک محاسبه گردید. مقایسات آماری نشان داد که غلظت فلز مس در بافت سخت ایستگاه های مختلف متفاوت بود ($P < ۰/۰۵$). بر این اساس بیشترین غلظت این فلز در ایستگاه رمین و کمترین غلظت آن در ایستگاه بریس بدست آمد (شکل ۸). غلظت سرب بافت سخت صدف در ایستگاه های گواتر، بریس، رمین، شهیدبهبستی و تیس به ترتیب $۱۱/۳ \pm ۱/۳$ ، $۱۴/۳ \pm ۲/۷$ ، $۱۴/۹ \pm ۱/۳$ و $۱۲/۸ \pm ۲/۲$ میکروگرم بر گرم بدست آمد که بر اساس مقایسه آماری بیشترین غلظت این فلز در ایستگاه رمین و کمترین غلظت آن در ایستگاه گواتر اندازه گیری شد ($P < ۰/۰۵$) (شکل ۹).

غلظت فلز نیکل بافت سخت در ایستگاه های گواتر، بریس، رمین، شهیدبهبستی و تیس به ترتیب $۵/۴ \pm ۱/۲$ ، $۷/۹ \pm ۰/۴$ ، $۷/۱ \pm ۰/۷$ ، $۶/۷ \pm ۱/۲$ و $۶/۱ \pm ۰/۸$ میکروگرم بر گرم در وزن خشک بدست آمد. بر اساس مقایسه آماری در بین ایستگاه های مختلف، بیشترین غلظت این فلز در ایستگاه بریس و کمترین غلظت آن در ایستگاه گواتر اندازه گیری شد ($P < ۰/۰۵$) (شکل ۱۰).

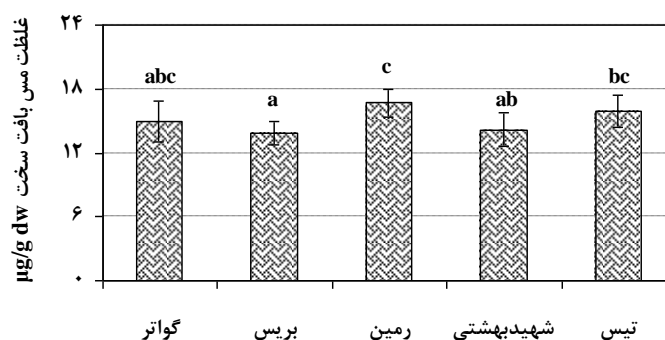
$۱۲/۱ \pm ۰/۳$ و $۱۰/۹۸ \pm ۱/۱$ میکروگرم بر گرم به ترتیب برای ایستگاه های گواتر، بریس، رمین، شهیدبهبستی و تیس بدست آمد. مقایسات آماری نشان داد که تفاوت غلظت این فلز در بین ایستگاه های مختلف معنی دار بود ($P < ۰/۰۵$). بر این اساس بیشترین غلظت فلز سرب در ایستگاه بریس و کمترین غلظت آن در ایستگاه تیس اندازه گیری شد (شکل ۳). غلظت فلز نیکل در رسوب ایستگاه های گواتر، بریس، رمین، شهیدبهبستی و تیس به ترتیب $۱۲/۳ \pm ۱/۸$ ، $۱۷/۱ \pm ۱/۷$ ، $۱۴/۴ \pm ۲/۳$ و $۱۳/۵ \pm ۰/۱$ میکروگرم بر گرم بدست آمد. بر اساس مقایسات آماری انجام شده، تفاوت غلظت فلز نیکل در بین رسوب ایستگاه های مختلف معنی دار نبود ($P > ۰/۰۵$) (شکل ۴). بیشترین غلظت این فلز در ایستگاه رمین و کمترین غلظت آن نیز در ایستگاه های شهیدبهبستی و تیس به دست آمد ($P < ۰/۰۵$) (شکل ۵). غلظت فلز سرب در بافت نرم صدف $۳/۸ \pm ۱/۷$ ، $۴/۲ \pm ۱/۶$ ، $۵/۳ \pm ۱/۱$ و $۴/۷ \pm ۰/۹$ میکروگرم بر گرم به ترتیب برای ایستگاه های گواتر، بریس، رمین، شهیدبهبستی و تیس بدست آمد. مقایسه آماری غلظت فلز سرب در بافت نرم در بین ایستگاه های مختلف تفاوت معنی داری را نشان داد ($P < ۰/۰۵$). به طوریکه بیشترین غلظت این فلز در ایستگاه رمین و کمترین غلظت آن در ایستگاه گواتر اندازه گیری شد (شکل ۶). غلظت های $۶/۱۴ \pm ۰/۶$ ، $۷/۱۱ \pm ۰/۸$ ، $۶/۹ \pm ۰/۷$ ، $۶/۱۱ \pm ۰/۶$ و $۶/۱ \pm ۰/۶$ میکروگرم بر گرم از فلز نیکل بافت نرم صدف به ترتیب در ایستگاه های گواتر، بریس، رمین، شهیدبهبستی و تیس بدست آمد که بیشترین مقدار این فلز در ایستگاه های بریس و رمین و کمترین مقدار آن در ایستگاه های شهیدبهبستی و تیس اندازه گیری شده است ($P < ۰/۰۵$) (شکل ۷).

جدول ۴. مقایسه غلظت فلزات سنگین (میکروگرم بر گرم در وزن خشک) در صدف خوراکی *S. cucullata* با دیگر مناطق آبی ایران و سایر نقاط جهان

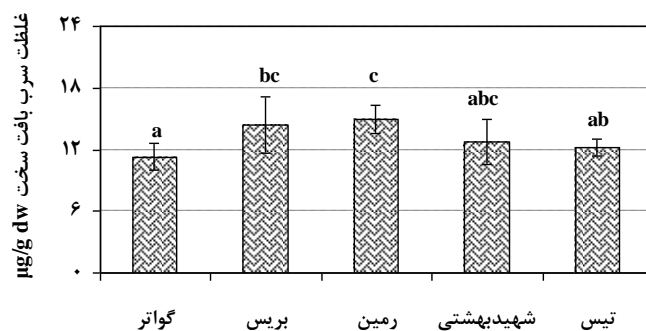
منبع	Ni	Pb	Cu	منطقه	گونه
(Franco <i>et al.</i> , 2002)	۳/۹۶	۳/۲۵	۴۱۷	سواحل اسپانیا	<i>Pinctata marginifera</i>
(Shulkin <i>et al.</i> , 2003)	۱/۸-۳	۳۳/۵۵	۲۴۹/۱	خلیج Amursky	<i>C. gigas</i>
(Maanan, 2008)	۳۷/۴	۶/۷	۲۴/۱	خلیج Moroccan	<i>C. gigas</i>
(Senthinel <i>et al.</i> , 2008)	۲/۵	۴	۱۲۰	سواحل هونگ کونگ	<i>S. virgata</i>
(Chu <i>et al.</i> , 2007)	۳/۹۵	۳/۸	۳۲۳/۹۳	سواحل هونگ کونگ	<i>Saccostrea cucullata</i>
(Mtango, 2007)	---	۸۵/۸	۲۲۹/۸	سواحل تانزانیا	<i>S. cucullata</i>
(Wang and Wong, 2006)	۸/۸۰	۱۱/۶	۳۳۲	سواحل چین	<i>S. cucullata</i>
(Amiard <i>et al.</i> , 2008)	---	۰/۷	۱۳۴	سواحل مدیترانه	<i>S. cucullata</i>
(De Mora <i>et al.</i> , 2004)	۱/۱۲	۰/۲۵	۶۳/۸	سواحل قطر	<i>S. cucullata</i>
(Fowler <i>et al.</i> , 1993)	۱/۶۹	۲/۲	۲۳۲	سواحل عمان	<i>S. cucullata</i>
(De Mora <i>et al.</i> , 2004)	۳/۱۴	۷/۶۸	۲۱۶	سواحل عمان	<i>S. cucullata</i>
(درویش، ۱۳۸۶)	۸/۹	---	۲۰۳/۵	سواحل جزیره هرمز	<i>S. cucullata</i>
مطالعه حاضر	۶/۵۲	۴/۵۵	۱۶۱/۹۶	سواحل چابهار	<i>S. cucullata</i>

جدول ۵. مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین در عضله صدف خوراکی با استانداردهای مختلف (برحسب میکروگرم بر گرم در وزن تر)

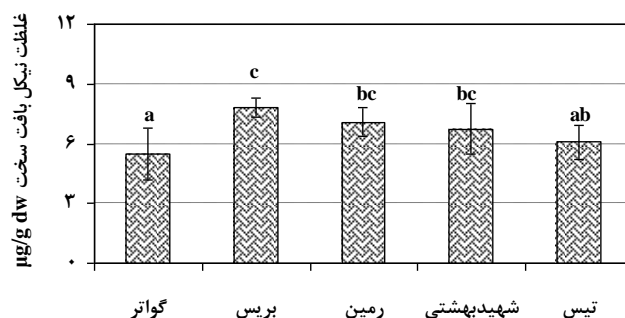
منبع	Ni	Pb	Cu	استانداردها
(Shulkin <i>et al.</i> , 2003)	۰/۲	---	۱۰	WHO
(Shulkin <i>et al.</i> , 2003)	۰/۵	۰/۵	۳۰	FAO
(Liu and Kueh, 2005)	۰/۸	۱/۷۰	۱۱/۵	US FDA
(Yap <i>et al.</i> , 2004)	---	۱/۷	---	MPHT
(Yap <i>et al.</i> , 2004)	---	۶	---	KHEPD
(درویش، ۱۳۸۶)	۱	---	۲۰	موسسه استاندارد ایران
مطالعه حاضر	۰/۹۱	۰/۶۳	۲۲/۶۷	بافت صدف



شکل ۸. مقایسه غلظت فلز مس بافت سخت در بین ایستگاه‌های مختلف (ستون‌های مشخص شده با حروف متفاوت دارای تفاوت معنی داری می‌باشند ($P < 0.05$))



شکل ۹. مقایسه غلظت فلز سرب بافت سخت در بین ایستگاه های مختلف (ستون های مشخص شده با حروف متفاوت دارای تفاوت معنی داری می باشند ($P < 0.05$))



شکل ۱۰. مقایسه بین غلظت فلز نیکل بافت سخت ایستگاه های مختلف (ستون های مشخص شده با حروف متفاوت دارای تفاوت معنی داری می باشند ($P < 0.05$))

پراکنش یکسانی بوده و از منابع نقطه ای منشأ نمی گیرند. بستر دریای عمان دارای سنگ هایی از جنس Ophiolites بوده که دارای غلظت بالایی از سولفید نیکل می باشد (Leblanc and Ceuleneer, 1991). بنابراین منشأ فلز نیکل در رسوبات سواحل چابهار طبیعی است. De Mora و همکاران در سال ۲۰۰۴ با بررسی غلظت فلز نیکل در رسوبات سواحل جنوبی دریای عمان (جزیره Masirah) منشأ فلز نیکل در منطقه را ناشی از سنگ Ophiolites عنوان کردند.

بیشترین غلظت فلز سرب در رسوب ایستگاه بریس و کمترین غلظت آن در ایستگاه تیس بدست آمد. ورود و خروج و پهلوگیری شناورهای صیادی و دفع ضایعات مربوط به آنها و تعمیر کشتی ها و همچنین فاضلاب ناشی از کارخانجات

۴. بحث و نتیجه گیری

بر اساس مقایسات آماری انجام شده توالی غلظت فلزات سنگین در رسوب سواحل چابهار به صورت زیر بود $Cu > Ni > Pb$.

ترتیب فلزات در رسوب این منطقه در مقایسه با تعدادی از مطالعات انجام شده در مناطق آبی دیگر روند مشابهی نشان داد (جدول ۲) (Riely and Chester, 1971; De Mora and Sheikleslami, 2002; Oygard et al., 2008). این توالی نشان می دهد که فلز مس در رسوب سواحل چابهار نسبت به سایر فلزات اندازه گیری شده دارای غلظت بیشتری می باشد. غلظت فلزات مس و نیکل رسوب در بین ایستگاه های مختلف تفاوت معنی داری نداشتند که نشان می دهد غلظت این فلزات در رسوبات سواحل چابهار دارای

استانداردهای کیفیت رسوب کانادا (ISQG) این دو سطح^۳ LEL مشخص کننده سطحی از آلودگی است که برای عمده جانوران کفزی قابل تحمل بوده و اثر خاصی در جوامع بیولوژیک مشاهده نمی شود.^۴ (SEL) آلودگی شدید را نشان می دهد که سلامت موجودات بنتیک را به خطر می اندازد. غلظت فلزات مس در رسوب سواحل چابهار از سطح LEL و SQRT-ISQG و فلز نیکل از سطوح LEL، ERL و SQRT-ISQG دارای غلظت بیشتری بودند. بنابراین غلظت فلزات مس و نیکل در رسوب سواحل چابهار بر اساس استاندارد کانادا و نیویورک از حد قابل تحمل موجودات بنتیک بالاتر بوده و نیاز به مدیریت و نظارت بیشتری دارند. غلظت فلز سرب در رسوبات سواحل چابهار از تمامی سطوح مربوط به استانداردهای تعیین شده کمتر بوده و بنابراین سرب رسوب سواحل چابهار نمی تواند برای موجودات مختلف خطر ساز باشد.

توالی غلظت فلزات سنگین در بافت نرم صدف *S. cucullata* در سواحل چابهار به صورت $Pb > Cu > Ni$ و در بافت سخت به صورت $Pb > Ni > Cu$ بود. توالی به دست آمده در بافت نرم با تعدادی از مطالعات انجام شده توسط سایر محققین نیز همخوانی داشت (Franco et al., 2002; De Mora et al., 2004; Chu et al., 2007; Maanan, 2008) (جدول ۴). غلظت فلز مس در بافت نرم صدف *S. cucullata* به مراتب بیشتر از غلظت این فلز در پوسته بود (حدود ۶ تا ۸ برابر بیشتر از پوسته). در عین حال غلظت فلز سرب در بافت سخت حدود هفت برابر غلظت این فلز در بافت نرم صدف اندازه گیری شد. این موجودات فلز مس را برای ساخت هموسیانین جهت انجام

کنسرو سازی و مناطق مسکونی در اسکله بریس می تواند موجب افزایش غلظت فلز سرب در این منطقه شود. از طرف دیگر بدلیل وجود کمترین فاصله در بین ساحل و کوه در این ایستگاه، اسکله مذکور ممکن است تحت تأثیر فلزات سنگین حاصل از فرسایش کوه ها نیز قرار بگیرد. Zwolsman و همکاران در سال ۱۹۹۶ دریافتند که فاصله کم بین کوه و ساحل دریا می تواند از عوامل مهم افزایش دهنده غلظت فلزات سنگین در محیط های دریایی باشد. Kilemade و همکاران در سال ۲۰۰۴ با بررسی غلظت فلزات سنگین کادمیوم، سرب، مس و روی در رسوبات بندر Cork علت افزایش غلظت فلزات سنگین را وجود آلودگی ها از جمله فاضلاب ها، فاضلاب های شهری و صنعتی در منطقه عنوان کردند. با بررسی غلظت فلزات سنگین مس، سرب و نیکل را در رسوبات سواحل هونگ کونگ، عامل اصلی افزایش غلظت فلزات در این سواحل، فاضلاب های ناشی از فعالیت های انسانی و تعمیر کشتی ها، کارخانه های آبکاری الکترونیکی و منسوجات، تخلیه سوخت های کشتی ها، صنایع شیمیایی و فرسایش ناشی از هوازدگی کوه ها عنوان گردید (Zhou and Hao, 2007).

در جدول ۳ نتایج حاصل از اندازه گیری غلظت فلزات مس، سرب و نیکل در رسوب سواحل چابهار با استانداردهای مختلف رسوب در جهان مقایسه شده است. در کیفیت رسوب NOAA دو خطر برای آلودگی فلزات در رسوبات بیان شده است که به صورت^۱ ERL حدی که کمتر از ۱۰ درصد جوامع بیولوژیک در خطرند و^۲ ERM حدی که کمتر از ۵۰ درصد جوامع بیولوژیک در خطرند، ارائه شده است. در

3. Lowest Effect Level
4. Severe Effect Level

1. Effect Rang Low
2. Effect Range Medium

در جدول ۵ نتایج حاصل از اندازه گیری غلظت فلزات مس، سرب و نیکل در بافت نرم *S. cucullata* در سواحل چابهار با استانداردهای بهداشت جهانی (WHO)، سازمان خوار و بار جهانی (FAO)، حدمجاز تعیین شده توسط وزارت سلامت تایلند (MPHT)، حد مجاز تعیین شده توسط سازمان محیط زیست هونگ کونگ (KHEPD)، استاندارد سازمان غذا و داروی آمریکا (USFDA) و حد مجاز تعیین شده از سوی موسسه استاندارد ایران مقایسه شده است. غلظت های بدست آمده در این بررسی بر اساس غلظت در بافت نرم با استانداردهای موجود مقایسه شدند. غلظت مس از استانداردهای WHO، USFDA و موسسه استاندارد ایران بیشتر بود. غلظت فلز سرب از استاندارد FAO بیشتر و از سایر استانداردها کمتر بود. فلز نیکل نیز از استانداردهای WHO و FAO بیشتر و از استاندارد USFDA و موسسه استاندارد ایران مقدار کمتری داشت. غلظت فلزات مس، سرب و نیکل بیشتر از میزان مصرف روزانه بوده است. بنابراین لازم است در مصرف روزانه این بافت احتیاط بیشتری صورت گیرد.

ایستگاه های گواتر، بریس و رمین دارای غلظت مشابهی از فلز مس در بافت های سخت و نرم صدف بودند. در عین حال کمترین غلظت فلز مس در ایستگاه شهید بهشتی بدست آمد. رسوبات می توانند از مهمترین منابع غلظت فلزات سنگین برای موجودات کفزی و ساکن باشند. فلزات موجود در رسوبات می توانند در دو بخش قابل دسته بندی باشند. بخشی از فلزات که با یک پیوند بسیار سستی به رسوبات متصل شده اند. این بخش به راحتی از رسوبات جدا شده و در دسترس موجود قرار می گیرند. بخشی از فلزات نیز در ساختار رسوب قرار گرفته و به راحتی از آن

فرایند تنفس به کار می برند (Ballan-Dufrancais *et al.*, 2001). تولید متالوتیونین ها و حبس و تجمع فلزات سنگین در برخی اندام ها مانند پوسته و بایوسوس صدف نیز از مکانسیم های سمیت زدایی فلزات غیر ضروری در اویسترها می باشند (Simes *et al.*, 2003). بنابراین غلظت مازاد فلز سرب جذب شده از محیط در پوسته تجمع یافته و همزمان با افزایش غلظت سرب محیط، غلظت این فلز در بافت سخت نیز افزایش می یابد. درحالیکه غلظت فلز مس در بافت نرم صدف توسط مکانسیم های مختلف نگهداری می شود. Szefera و همکاران در سال ۲۰۰۵ با بررسی غلظت فلزات کادمیوم، سرب و روی در بافت نرم و پوسته *M. galoprovincialis* در امتداد سواحل غربی مالزی نشان دادند که غلظت فلزات کادمیوم، سرب در پوسته نسبت به غلظت این فلزات در بافت نرم بالا بود. حال آنکه فلز روی در بافت نرم از غلظت بالاتری برخوردار بود. از دیگر عوامل افزایش غلظت فلز سرب در پوسته صدف *S. cucullata* جایگزینی یون سرب به جای یون کربنات در ترکیب کلسیت (آهک) موجود در پوسته می باشد. فلز سرب در حالت یونی چندین برابر بیشتر از یون کلسیم تمایل به اتصال به یون کربنات را دارد. لذا پس از جذب فلز سرب توسط صدف، این فلز در پوسته جایگزین یون کلسیم شده و با غلظت بالایی در آن تجمع می یابد (Babukutty and Chacko, 1995). Fitchet و Miramand در سال ۱۹۹۸ با اندازه گیری غلظت فلز سرب در لارو *Crassostrea gigas*، لارو سخت پوست *Paracentrotus lividus* و در لاروهای تعدادی از سخت پوستان Nauplii (*Artemia sp*) اذعان داشتند که غلظت بالای فلز سرب در لارو اویستر *C. gigas* ناشی از متابولیسم بالای کلسیت (آهک) حاوی سرب توسط لارو اویستر می باشد.

محسوب می‌شود، با غلظت بیشتری در پوسته تجمع می‌یابد. ایستگاه‌های گواتر، بریس و رمین دارای بیشترین غلظت فلز مس و نیکل در بافت‌های صدف بودند که نشان می‌دهد، میزان دستیابی فلزات مس و نیکل در این ایستگاه‌ها برای صدف بیشتر می‌باشد. در عین حال ایستگاه بریس بیشترین غلظت فلز سرب را در بافت‌های مختلف صدف داشت. فعالیت‌های انسانی که در اطراف اسکله بریس انجام می‌شوند، می‌توانند از عوامل افزایش دهنده غلظت فلز سرب در رسوب و به دنبال آن افزایش غلظت این فلز در بافت‌های صدف در این ایستگاه باشند.

منابع

امینی رنجبر، غ.، و میرکی، غ. ۱۳۸۵. بررسی و شناخت میزان و نوع آلودگی‌های ساحلی دریای عمان در محدوده خلیج چابهار، جهاد دانشگاهی سیستان و بلوچستان، ۸-۱۲.

درویش، ع. ۱۳۸۶. بررسی میزان غلظت فلزات سنگین کادمیوم، مس، نیکل و جیوه در آب و بافت نرم صدف *Saccostrea cucullata* در ناحیه جزرومدی سواحل جزیره هرمز، پایان‌نامه کارشناسی ارشد، مهندسی محیط زیست. دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز، ۸۴-۸۹.

مظاهری نژاد، م. ف. ۱۳۷۴. بررسی آماری و اندازه‌گیری فلزات سنگین در آب و رسوبات منطقه خوریات استان خوزستان (ماهشهر-خورموسی) و کارخانجات پتروشیمی بندر امام خمینی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد تهران شمال، ص ۴۹.

Amiard, J.C., Triquet, C.A., Charbonnier, L. and Mesnil, A.L. 2008. Bioaccessibility of essential and non-essential metals in commercial shellfish from Western Europe and Asia. Food Chem. Toxicol. 46: 2010-2022.

جدا نمی‌شوند و کمتر مستعد دستیابی زیستی هستند (Griscom et al., 2000; Wang and Wong, 2006). بنابراین بخش‌های ژئوشیمیایی رسوبات می‌توانند از مهمترین عوامل تأثیرگذار بر دستیابی زیستی فلزات سنگین برای موجودات باشند (Wang and Fisher, 1999; Lu et al., 2007; Vives et al., 2005). احتمالاً غلظت مس در بخش ناپایدار رسوب (EFLE) ایستگاه شهید بهشتی دارای غلظت کمی می‌باشد. بنابراین میزان دستیابی غلظت مس در این ایستگاه نسبت به سایر ایستگاه‌ها برای دوکفه ای کمتر می‌باشد. Thomas و Eggleton در سال ۲۰۰۴ اذعان داشتند که علی‌رغم بالا بودن غلظت آلودگی‌ها در یک منطقه به علت عدم دسترسی موجود به منابع آلاینده تأثیر آنها برای موجودات کمتر بوده است که ممکن است به دلیل غذای در دسترس، شرایط فیزیکی و شیمیایی محیط و یا عوامل دیگری بستگی داشته باشد.

بررسی غلظت فلزات سنگین در رسوب منطقه نشان می‌دهد که فلز مس نسبت به سایر فلزات اندازه‌گیری شده دارای غلظت بیشتری می‌باشد. از طرف دیگر با توجه به عدم معنی دار بودن تفاوت غلظت فلزات مس و نیکل در رسوب ایستگاه‌های مختلف، این فلزات می‌توانند منشأ طبیعی داشته باشند. در حالیکه فلز سرب می‌تواند از منابع انسانی منشأ گرفته باشد. تجمع فلزات در بافت‌های صدف نشان داد که تجمع فلزات سنگین در بافت‌های صدف، الگوهای متفاوتی دارند. روند تجمع فلزات در بافت‌های دوکفه ای بر اساس نیاز حیاتی موجود به فلز مورد نظر می‌تواند متفاوت باشد. این مطالعه نشان داد که فلز مس که برای صدف ضروری می‌باشد، در بافت نرم این موجود دارای غلظت بیشتری بوده در عین حال فلز سرب که از فلزات غیر ضروری

report. Interpretation Of Caspian Sea Sediment Data. 27p.

De Mora, S., Fowler, S.W., Wyse, E., Azemard, S. 2004. Distribution of heavy metals in marine bivalves, fish and coastal sediments in the Gulf and Gulf of Oman. Mar. Pollut. Bull. 49:410-424.

Dennis, A., Robinson, I., Johanson, E. 2005. Relationships between heavy metal levels in the water column and sediment in a Palachicola bay Florida. American Jurnal Of Environ. Sci. 1:179-186.

Diz, H.R. 2002. An assessment of sediment quality in Presque Isle Bay Erio Pennsylvania great Lakes. National Program Office Use Environmental Agency. Region V. Chicago.

Eggleton, J., K.V. Thomas, 2004. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediments disturbance events. Environ. Intern. 30:973-980.

Ergul, H.A., S. Topcuoglu, E., Olmez, O., xoglu, K. 2008. Heavy metal in sinking particles and bottom sediments from the eastern Turkish coast of the Black sea. Estuar. Coast. Shelf Sci. 78: 396-402.

Evans, R.L., Miller, M.C. 2003. Nutrients, eutrophic response and fish anomalies in the Little Miami River, Ohio. Ohio J. Sci. 106: 146-155.

Fitchet, D.G., Miramand, P. 1998. Experimental studies of impacts of harbour sediments resuspension to marine invertebrates larvae: bioavailability of Cd, Cu, Pb and Zn and toxicity. Mar. Pollut. Bull. 36:509-518.

Fowler, S.W., Readman, B., Villeneuve, B., Mckery, J.P. 1993. Petroleum hydrocarbons and trace metals in near shore golf sediment and biota before and after the 1991 war an assessment of temporal and spatial trends. Mar. Pollut. Bull. 27: 171-182.

Franco, J., Boria, A., Solaun, O. and Perez, V. 2002. Heavy metals in molluscs from the Basque Coast (Northern Spain): results from an 11-year monitoring programme. Mar. Pollut. Bull. 44:956-976 973.

Griscom, S.B., Fisher, N.S., Louma, S.N. 2000. Geochemical in fluence on

Arian, M.B., Kazi, T.G., Jamali, M.K., Jabani, N., Afridi, H.I., Baig, J.A. 2008. Speciation of heavy metals in sediment by conventional, ultrasound and microwave assisted single extraction methods: A comparison with modified sequential extraction procedure. J. Hazard. Mat. 154:998-1006.

Babukutty, Y., Chacko, J. 1995. Chemical partitioning and bioavailability of Lead and Nickel in an estuarine system. Environ. Toxicol. Chem. 14:427-434.

Ballan-Dufrancais, C., Jeantet, A.Y., Geffard, A., Amiard, J.C., Amiard-Triquet, C. 2001. Cellular and tissular distribution of Copper in an intrasedimentary bivalve, the Baltic clam *Macoma Balthica*, originating from a clean or a metal-rich site. Aquatic Sci. 58: 1964-1974.

Blackmore, G. 2001. Interspecific variation in heavy metal and body concentration in Hong kong marine invertebrates. Mar. Pollut. Bull. 49:234-241.

Caussy, D., Gurzau, D.M., Neagu, C., Ruedel, H. 2003. Ecotoxicology and lessons from case studies of metals: investigating exposure, bioavailability and risk. Environ.Safe. 56:45-51.

Chu, K.H., Cheung, M., Lau, S.K. 2007. Trace metals in bivalves and sediments from Tolo harbour. Mar. Pollut. Bull. 54:1523-1529.

Cuong, D.T., Obbard, J.P. 2006. Metal speciation in coastal marine sediments from Singapore using a modified BCR-sequential extraction procedure. Appl. Geochem. 21:1335-1346.

Delman, O., Demirak, A., Balci, A. 2006. Determination of heavy metals (Cd, Pb) and trace elements (Cu, Zn) in sediments and fish of the southeastern Aegean sea (Turkey) by atomic absorption spectrometry. Food Chem. 26: 157-162.

Demirak, A., Yilmaz, F., Tuna A.L., Ozdemir, N. 2006. Heavy metals in water, sediment and tissue of *Leuciscus cephalus* from a stream in southwestern Turkey. Chemos. 63:1451-1458.

De Mora, S., Sheikleslami, M.R. 2002. Contaminant screening program. Final

- Morillo, J., Usero, G. , Gracia, I. 2004. Heavy metal distribution in marine sediments from the southwest of Spain. *Chemos.* 55:431-442.
- Mtango, A. 2007. Heavy metal pollution levels in water and oysters, *Saccostrea cucuclata* from Mzing creek and Ras Dage mangrove ecosystems, Tanzania. *African J. Aquat. Sci.* 32:235-244.
- Ohta, A., Imai, N., Terashima, S., Tachibana, Y., Ikehara, K., Okai, T., Ujiie-Mikoshihara, M. , Kubota, R. 2007. Elemental distribution of coastal sea and stream sediments in the island-arc region of Japan and mass transfer processes from terrestrial to marine environments. *Appl. Geochem.* 22: 2872–2891.
- Orescanin, V., Lovrencic, I., Mikelic, L., Barisic, D., Matasin, Z., Lulic, S., Pezelj, D. 2006. Biomonitoring of heavy metal and arsenic on the east coast of the middle Adriatic sea using *Mytilus galloprovincialis*. *Nucl. Instrum. Meth. Phys. Res.* 56:495-500.
- Oygard, J.K., Gjengedal E., Mobbs, H.J. 2008. Trace element exposure in the environment from MSW landfill leachate sediments measured by a sequential extraction technique. *J. Haz. Miner.* 153:751-758.
- Riley, J.P. , Chester, r. 1971. Introduction to marine chemistry. Academic press inc. London. England. p421.
- Sadiq, M. 1992. Toxic metal chemistry in marine environment. *Environment International* p 389.
- Simes, C.D., Bebianno, J.M. , Moura, J.G.J. 2003. Isolation and characterisation of metallothionein from the clam *Ruditapes decussatus*. *Aquat. Toxicol.* 63:307-318.
- Senthinel, K.T., Sajwan, K.S., Richardson, J.P. , Kannan, K.C. 2008. Contamination profiles of heavy metal organochlorine pesticides, polycyclic aromatic hydrocarbons and alkyl phenols in sediment and oyster collected from marsh/estuarine Savannah GA/USA. *Mar. Pollut. Bull.* 56:136-162.
- Shulkin, V.M., Presley B.J., Kavun, V.I. 2003. Metal concentrations in mussel *Crenomytilus grayanus* and oyster assimilation of sediment-bound metals in clams and mussels. *Environ. Sci. and Technol.* 34: 91-99.
- Hamed, A.H., Emara, A.M. 2006. Marine molluscs as biomonitors for heavy metal levels in the Gulf of Suez, Red Sea. *J. of Mar. Sys.* 60: 220-234.
- Kilemade, M., Hartl, M.G.J., Sheehan, D., Mothersill, C., Pelt, F.N.A., Berien, N.M.O. , Halloran, J.O. 2004. An assessment of the pollutant status of surficial sediment in Cork harbour in the south east of Ireland with particular reference to polycyclic aromatic hydrocarbons. *Mar. Pollut. Bull.* 49:1084-1096.
- Kumar, K.S., Saiwan, K.S., Richardson, J.P. , Kannan, K. 2008. Contamination profiles of heavy metals, organochlorine pesticides, polycyclic aromatic hydrocarbons and alkylphenols in sediment and oyster collected from marsh/estuarine Savannah GA, USA. *Mar. Pollut. Bull.* 56:136–162.
- Leblanc, M. , Ceuleneer, G. 1991. Chromite crystallization in a multicellular magma flow: evidence from a chromitite dike in the Oman ophiolite. *Lithos* 27: 231-257.
- Liu, J. H., , Kueh, C.S.W. 2005. Biomonitoring of heavy metals and trace organics using the intertidal mussel *Perna viridis* in hong kong coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.* 51:857-875.
- Lu, X.Q., Werner, I. , Young, T.M. 2005. Geochemistry and bioavailability of metals in sediments from northern San Francisco bay. *Environ. Intern.* 31:593-602.
- Maanan, M. 2008. Heavy metal concentrations in marine mollusks from the Moroccan coastal region. *Environ. Pollut.* 153: 176-183.
- Mobiana, V.K., Vercauteren, K. , Blust, R. 2006. The influence of body size, condition index and tidal exposure on the variability in metal exposure bioaccumulation in *Mytilus edulis*. *Environ. Pollut.* 78: 272-279.
- Moore, J.W. , Ramamoorthy, S. 1983. Heavy metals in natural waters applied monitoring and impact assessment. New York Berlin Heidelberg Tokyo. 88-174.

- of Caohsiung harbour, Taiwan. *Chemos.* 66: 1431-1440.
- Yap, C.K., Ismail, A., Tan, S.G., Omar, H. 2002. Correlations between speciation of Cd, Cu, Pb and Zn in sediment and their concentrations in total soft tissue of green-lipped mussel *Perna viridis* from the west coast of Peninsular Malaysia. *Environ. Int.* 28: 117-128.
- Yap, C.K., Ismail, A., Tan, S.G. , Rahim, A. 2003. Can the shell of the green-lipped mussel *Perna viridis* from the west coast of Peninsular Malaysia be a potential biomonitoring material for Cd, Pb and Zn? *Estuarine Coast. Shel. Sci.* 57: 623-630.
- Yap, C.K., Ismail, A., Tan, S.G. 2004. Heavy metal (Cd, Cu, Pb and Zn) concentrations in the green-lipped mussel *Perna viridis* (Linnaeus) collected from some wild and aquacultural sites in the west coast of Peninsular Malaysia. *Food Chem.* 84: 569-575.
- Zhang L., Feng, H., Jing, Y., Ouyang, T., Liang, X.Y. R., Gao, C., Chen, W. 2007. Heavy metal concentration in western Xiamen bay sediments and its vicinity, China. *Mar. Pollut. Bull.* 54:974-982.
- Zhang, H., Shan, B. 2008. Historical records of heavy metal accumulation in sediments and the relationship with agricultural intensification in the Yangtze-Huaihe region, China. *Sci. of The Tot. Environ.* 399:113-120.
- Zhou, F., Hao, Z. 2007. Spatial distribution of heavy metals in Hong kongs marine sediments and their human impacts: A GIS based chemometric approach. *Mar. Pollut. Bull.* 54:1372- 1384.
- Zorita, I., Zarragoitia, M., Soto M., Gajaraville, P. 2006. Biomarkers in mussels from a copper site gradient (Visnes, Norway) an integrated biochemical, histochemical and histological study. *Aquat. Toxicol.* 78:109-116.
- Zwolsman, J.J., Vaneck, G.T.M. , Burger, G. 1996. Spatial and temporal distribution of trace metals in sediments from the sheldt estuary. South-west Netherland. *Estua. Coast. Shel. Sci.* 43: 55-79.
- Crassostrea gigas* in relation to contamination of ambient sediments. *Environ. Intern.* 29:493-502.
- Simes, C.D., Bebianno, J.M. , Moura, J.G.J. 2003. Isolation and characterisation of metallothionein from the clam *Ruditapes decussates*. *Aquat. Toxicol.* 63:307-318.
- Stanly, Y.M., Lam, K.S., Martin, M., Calwell, W. 2008. The use of selected genotoxicity assays in green mussels *Perna viridid* a validation study in Hong kong coastal water. *Mar. Pollut. Bull.* 83:1521-1529.
- Szefera, P., Kima, B.S., Kimb, C.K., Kimb, E.H., Leeb, C.B. 2005. Distribution and coassociations of trace elements in soft tissue and byssus of *Mytilus galloprovincialis* relative to the surrounding seawater and suspended matter of the southern part of the Korean Peninsula. *Environ. Pollut.* 129:209-228.
- Tanner, P.A., Leong, L.S. , Mingpan, S. 2000. Contamination of heavy metals in marine sediment cores from Victoria Harbour, Hong Kong. *Mar. Pollut. Bull.* 40:769-779.
- Vives, A.E.S. D., Brienza, S.M.B., Moreira, S., Zucchis, O.L., Barroso, R.C. , Filho, V.F.N. 2007. Evaluation of the availability of heavy metals in lake sediments using SR-TXRF. *Nucl. Instrum. Meth. Phys. Res.* 579:503-506.
- Wang, W., Fisher, N.S. 1999. Assimilation efficiencies of chemical contaminants in aquatic invertebrates: a synthesis. *Environment Toxicological Chemistry* 18:2034-2045.
- Wang, W.X., Wong, P. 2006. Dynamics of trace metal concentrations in an intertidal rocky shore food chain. *Mar. Pollut. Bull.* 52:332-337.
- Wcislo, E., Ioven, D., Kucharski, R., Szdziej, J. 2008. Human Health Risk Assessment Case Study: An Abandoned Metal Smelter Site in Poland, *Chem. J. Geoch. Explor.* 96:223-230.
- Wen, C., Kao, C.M., Chen, C.F. , Dong, C.D. 2007. Distribution and accumulation of heavy metals in sediments