بررسی استفاده از آب و بافت پرندگان آبزی جهت سنجش آلودگی فلزی (مطالعه موردی: تالاب های بین المللی میانکاله و گمیشان)

محمّدحسین سینکاکریمی[1*]
علیرضا پورخباز[1]
مهدی حسن پور[2]

۱. دانشگاه بیرجند، دانشکده منابع طبیعی و محیط- زیست، گروه محیطزیست، بیرجند، ایران
۲. سازمان حفاظت محیط زیست، اداره کل حفاظت محیطزیست استان گلستان

* **نویسنده مسئول مکاتبات**
MH_Sinkakarimi@yahoo.com

تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۷/۱۰
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۱۲/۱۰
کد مقاله: ۱۳۹۴۰۱۰۲۱۲۸

این مقاله برگرفته از پایان نامه کارشناسی ارشد می باشد.

چکیده

در مطالعه حاضر از بافت های کلیه، کبـد و عضـله سینه ای ۳۰ قطعه اردک سرسبز (*Anas platyrhynchos*) (۱۵ قطعه نر و ۱۵ قطعه ماده)، ۳۰ قطعه اردک سرحنایی (*Aythya ferina*)(۱۵ قطعه نر و ۱۵ قطعه ماده) و نمونه های آب ۹ ایستگاه به عنوان نشانگر آلودگی فلزات سرب، کادمیوم، کروم، روی و آهن در سواحل جنوب شرقی دریای خزر در فصل زمستان ۱۳۹۰ استفاده‌شده است. میزان فلزات در نمونه های موردمطالعه با استفاده از دستگاه جذب اتمی تعیین شد. در تمامی ایستگاه ها غلظت تمامی فلزات موردمطالعه در آب، بالاتر از میزان مجاز اجازه داده‌شده برای حیات موجودات زنده اکوسیستم های تالابی بوده است. غلظت های فلزات سرب در ایستگاه های ۱، ۲، ۶ و ۷، کادمیوم در ایستگاه های ۱ و ۶ کروم در ایستگاه ۶، روی در ایستگاه های ۱، ۶ و ۷ و هم چنین آهن در ایستگاه ۱ به‌طور معنی داری بالاتر از سایر ایستگاه ها بود ($P<0/05$). تجمع فلزات کادمیوم و کروم در بافت های مختلف اردک های سر حنایی و سرسبز و نیز سرب در بافت های مختلف اردک های سرسبز از الگوی کلیه> کبد> عضله و تجمع فلزات روی و آهن در اردک های سرسبز و سر حنایی و نیز سرب در بافت های اردک های سر حنایی از الگوی کبد> کلیه> عضله پیروی کرد. میانگین غلظت فلزات در بافت های کبد و عضله اردک های سرسبز و سر حنایی و هم چنین بافت کلیه در اردک های سر حنایی از ترتیب Fe>Zn>Pb>Cd>Cr پیروی کرد درصورتی‌که میانگین غلظت فلزات در کلیه اردک های سرسبز از ترتیب Fe>Zn>Pb>Cr>Cd پیروی کرده بود. تجمع زیستی فلزات در بافت های هر دو گونه وابسته به جنس نشان داد ($P<0/05$). تجمع فلزات بین بافت های مختلف در هرکدام از گونه ها با یکدیگر و نیز بافت های متناظر بین دو گونه باهم اختلاف معنی داری را نشان داد ($P<0/05$). نتایج حاصل از تحقیق حاضر می تواند در پایش مستمر سواحل جنوب شرقی دریای خزر مورداستفاده قرار گیرد.

واژگان کلیدی: اردک سرسبز، اردک سر حنایی، آب، تالاب میانکاله، تالاب گمیشان، فلزات.

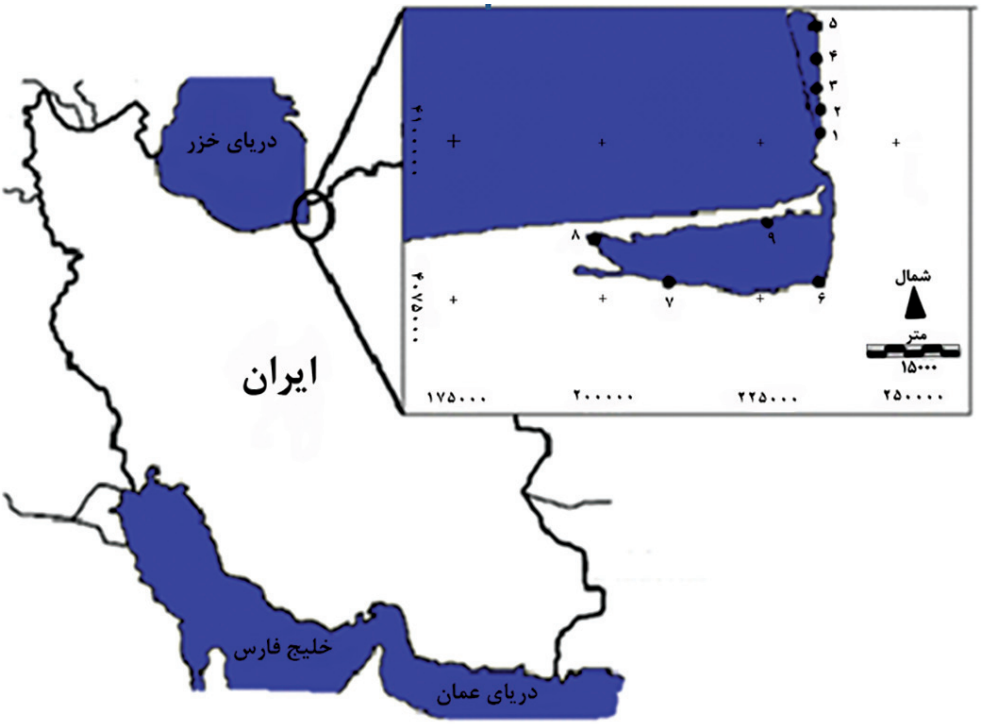
مقدمه

به دلیل گسترش صنعت و استفاده روزافزون بشر از مواد شیمیایی، محیطزیست ما از مواد سمی و خطرناک آلوده‌شده است. فلزات و عناصر غیر فلزی اگر به مقادیر غیرطبیعی وارد بدن شوند منجر به بروز مشکلات قابل‌توجهی می گردند (Spierenburg *et al*., 1988). فلزات سنگین در محیط های تالابی و دریایی بسیار پایدارند و می توانند برای زیستمندان ایجاد خطر کنند. افزایش فلزات در محیط های تالابی و آبی، موجب افزایش میزان این فلزات در بافت های بدن موجودات این محیط ها می شود. این روند در صورت تداوم سبب بروز تغییرات زیستی در آبزیان و ماهی ها می شود و از طریق زنجیره غذایی به تشدید عوامل بیماری زا در انسان منجر می شود. با توجه به

اهمیت فلزات در محیط های آبی تعیین میزان آن ها در محیط های آبی ضروری به نظر می رسد. با توجه به بسته بودن دریای خزر و جزر و مدی نبودن آن، تمامی آلاینده هایی که به آن وارد می شود در حوزه دریا انباشته می شود. درنتیجه تجمع آن ها باعث آلودگی شدید دریا و تالاب های اطراف آن می شود (رجایی و همکاران، ۱۳۹۱). فلزات سنگین با توجه به نقشی که در پروسه های بیولوژیک دارند به‌عنوان میکرونوترینت ها (آهن، روی، مس، منگنز، کبالت و مولیبدنیم) و یا عامل سمی (جیوه، نقره، کادمیوم، سرب و آرسنیک) موردتوجه می باشند (Anderson and Morel, 1978). این عناصر اثرات مختلفی مانند کاهش رشد، تغییر رفتار، تغییرات ژنتیکی و مرگ‌ومیر در موجودات را باعث شده و این اثرات نیز سبب زوال زیستی می گردد. نابودی یا کاهش گونه ای خاص سبب تغییر در اکوسیستم آبی گشته و توازن آن ها را بر هم می زند (Mance, 1990). برخی از فرایندهای فیزیولوژیکی و بیولوژیکی ازجمله عادات غذایی، رشد و نمو، تولیدمثل، پوست اندازی و مهاجرت ممکن است در غلظت فلزات و توزیع آن ها در بدن پرندگان اثر بگذارد (Cheney *et al*., 1981). پرندگان به عنوان شاخص های آلودگی فلزات بسیار مفیدند. بسیاری از پرندگان اکولوژی شناخته‌شده‌ای دارند. آن ها از سطوح غذایی بالاتر اکوسیستم ها تغذیه می نمایند، بنابراین قادر می باشند اطلاعاتی در مورد وسعت آلودگی در تمام شبکه غذایی فراهم نمایند. پرندگان ثابت کرده اند که اخطاردهنده‌های خوبی در خصوص آلودگی های محیطزیست خود هستند چراکه قابل‌رؤیت بوده، حساست پذیری آن ها نسبت به مواد سمی بالاست و در بالای زنجیره غذایی قرار دارند (Burger, 1995). درزمینه بررسی میزان فلزات در بافت های مختلف پرندگان تالابی مطالعات زیادی صورت گرفته است. Pereda-Solis و همکاران (۲۰۱۲) به بررسی میزان فلزات آرسنیک، کادمیوم، سرب و روی در بافت کبدگونه های اردک سرسبز، خوتکای بال آبی (Anas discoros)، خوتکای بال سبز (*Anas crecca*)، گیلار (*Anas clypeata*) و اردک ارده ای (*Anas strepera*) در مکزیک پرداختند. Mansouri and Majnoni (۲۰۱۴) به بررسی میزان فلزات کادمیوم، سرب، روی و مس در بافت های کبد، کلیه، عضله سینه ای و پر گونه های اردک سرسبز و چنگر (*Fulica atra*) در تالاب های زریوار و کانی برازان در غرب کشور پرداختند. در پژوهش های انجام‌شده در کشور هر یک از عوامل آب، رسوبات بستر، آبزیان و نیز پرندگان آبزی به منظور بررسی میزان و وضعیت آلاینده های موجود در منطقه موردمطالعه قرارگرفته‌اند ولی تا کنون مطالعه گسترده ای در ارتباط با فلزات در ستون آب و پرندگان تالاب بین المللی گمیشان و خلیج گرگان انجام‌نشده است و بیشتر مطالعات انجام‌شده در شمال کشور بر محور جیوه متمرکز بوده است. با توجه به اهمیت سواحل جنوب شرقی دریای خزر به عنوان یکی از مهم ترین زیستگاه های زمستان گذرانی پرندگان مهاجر آبزی و کنار آبزی، منبع شکار، صید و امرارمعاش جوامع بومی، تأمین بخشی از پروتئین حیوانی باارزش، ورود پسماندهای صنعتی و کشاورزی به این اکوسیستم ها و اثرات فلزات در سلامت موجودات آبزی و انسان به عنوان مصرف‌کننده آن ها، مطالعه حاضر به بررسی غلظت فلزات سرب، کادمیوم، کروم، روی و آهن در ستون آب و بافت های کبد، کلیه و عضله سینه پرندگان کنار آبزی اردک سرسبز و اردک سر حنایی در سواحل جنوب شرقی دریای خزر (تالاب بین المللی گمیشان و خلیج گرگان) پرداخته است. انتخاب دو گونه موردمطالعه بر اساس رفتار تغذیه ای آن ها، که یکی از آن ها از گونه های روی آب چر (اردک سرسبز) و دیگری از گونه های غواص (تغذیه از بستر، اردک سر حنایی) می باشد، بوده است (منصوری، ۱۳۸۷).

مواد و روش‌ها

نمونه های آب، اردک های سرسبز و سر حنایی، در طی فصل زمستان ۱۳۹۰ از ۲ منطقه در سواحل جنوب شرقی دریای خزر تهیه شدند. منطقه اول تالاب بین المللی میانکاله بود که در عرض جغرافیایی ۳۶ درجه و ۲۰ دقیقه شمالی و طول جغرافیایی ۵۳ درجه و ۴۳ دقیقه شرقی واقع می باشد. مساحت این تالاب ۶۶۹۳۳ هکتار می باشد. منطقه دوم تالاب بین المللی گمیشان بود که در عرض جغرافیایی ۵۴ درجه و ۵۳ دقیقه شمالی و طول جغرافیایی ۳۷ درجه و ۹ دقیقه شرقی واقع می باشد (سینکاکریمی و همکاران، ۱۳۹۲). این دو منطقه از مناطق مهم برای زمستان گذرانی پرندگان در سواحل جنوبی دریای خزر محسوب می شوند (شکل ۱). به منظور تعیین ایستگاه برای نمونه برداری از ستون آب مواردی مانند مصب رودخانه های قره سو و گرگان رود که به تالاب بین المللی میانکاله می ریزند، کانال انتقال آب تالاب بین المللی آلاگل که وارد شرق تالاب بین المللی گمیشان می شود و پوشش گیاهی و عمق آب تالاب ها در نظر گرفته شد. به منظور نمونه برداری پرندگان با توجه به اینکه گستره خانگی آن ها تمامی محدوده تالاب های بین المللی گمیشان و میانکاله می باشد، لذا تعیین ایستگاه منطقی نبوده و نمونه برداری در سطح منطقه انجام‌شده است. نمونه برداری از پرنده ها در اواخر دوره حضور آن ها در منطقه صورت گرفته است. به‌این‌ترتیب مطابق شکل ۱ تعداد ۹ ایستگاه برای نمونه برداری از ستون آب انتخاب گردید.



شکل ۱: منطقه موردمطالعه در سواحل جنوب شرقی دریای خزر.

نمونه برداری از ستون آب با استفاده از بطری روتنر، از ۹ ایستگاه در منطقه موردمطالعه انجام پذیرفت (شکل ۱). در هر ایستگاه، نمونه برداری از ستون آب در ۲ زمان از طول روز صورت گرفت (۸ صبح و ۴ عصر). هر ایستگاه به سه قسمت ازنظر عمق (نزدیک بستر، عمق میانی، نزدیک سطح) تقسیم شد. درنهایت سه نمونه تهیه‌شده از سه عمق متفاوت و دو زمان متفاوت با یکدیگر ترکیب شدند و به‌صورت یک نمونه، به‌عنوان معرف ایستگاه مورد ارزیابی قرار گرفتند. نمونه نهایی را ابتدا با استفاده از کاغذ واتمن ۴۲ صاف‌کرده، درون بطری های پلاستیکی که قبلاً با اسید نیتریک ۲ درصد و آب مقطر شسته شده بودند قرار داده و درنهایت برای تثبیت بلافاصله به آزمایشگاه منتقل شدند. pH نمونه های آب توسط اسید نیتریک ۱۰ درصد در حد ۲ تنظیم گردید. سپس نمونه ها تا زمان آنالیز توسط دستگاه جذب اتمی در یخچال نگه داری شدند(Beltrame *et al*., 2009). غلظت های تمام فلزات در نمونه های آب بر اساس میکروگرم بر لیتر ارائه‌شده است.

تعداد ۳۰ قطعه اردک سرسبز (۱۵ نر و ۱۵ ماده) و ۳۰ قطعه اردک سر حنایی (۱۵ نر و ۱۵ ماده) با مجوز رسمی از سازمان حفاظت محیطزیست ایران از تالاب های بین المللی میانکاله و گمیشان به طریق شکار تصادفی توسط شکارچیان مجاز تهیه شد. پرنده ها پس از صید درون کیسه های پلاستیکی قرارگرفته و بلافاصله به آزمایشگاه منتقل شدند. به دلیل وجود تفاوت های ظاهری بین دو جنس، تشخیص جنس نر و ماده از یکدیگر از روی ظاهر انجام پذیرفت. نمونه ها کالبد شکافی شدند و بافت های کبد، کلیه و عضله سینه به‌دقت خارج شد. نمونه ها درون کیسه های پلاستیکی عاری از آلودگی قرار گرفتند و تا زمان آنالیز دستگاهی در دمای ۲۰- درجه سانتی‌گراد نگه داری شدند. با استفاده از ترازوی دیجیتال با دقت ۰/۰۱ گرم، مقدار ۵ گرم از بافت کبد، کلیه و عضله سینه اردک های سرسبز و سر حنایی وزن شد. بافت ها در درجه حرارت بین ۸۰-۵۰ درجه سانتی گراد در فور قرار داده شدند تا خشک شوند. به جهت از بین بردن رطوبت، نمونه ها از فور خارج و توسط بوته چینی در دمای ۱۳۵ درجه سانتی گراد آون، به مدت ۲-۱ ساعت قرار داده شدند تا کاملاً خشک شوند. نمونه ها را از آون بیرون آورده و برای خارج نمودن دوده های حاصله، بوته چینی حاوی نمونه روی اجاق سوزانده شد (در هنگام سوزاندن باید از شعله‌ور شدن نمونه ها در داخل بوته چینی جلوگیری شود). بوته چینی به مدت ۲۴ ساعت به کوره سرد منتقل گردید و درجه حرارت به‌آرامی تا ۴۵۰ الی ۵۰۰ درجه سانتی گراد بالا رفت (دمای بالاتر از ۵۵۰ درجه سانتی گراد را کوره گرم

گویند). نمونه های خاکستر شده از کوره خارج شدند و پس از سرد شدن به منظور عاری شدن از کربن، ۲ میلی لیتر اسید نیتریک غلیظ اضافه شد. نمونه ها بر روی صفحه داغ با درجه حرارت ملایم قرار گرفتند تا اسید را تبخیر شود. مجدداً نمونه ها را به کوره سرد منتقل کرده و درجه حرارت کوره به‌آرامی تا ۴۵۰ الی ۵۰۰ درجه سانتی‌گراد به همان روش اشاره‌شده افزایش یافت. درجه حرارت کوره به مدت یک ساعت ثابت نگه‌داشته شد. سپس بوته چینی را از کوره بیرون آورده و پس از سرد شدن درصورتی‌که بعضی از نمونه های خاکستر شده عاری از کربن شده بودند، به آن ها ۲ میلی‌لیتر اسید نیتریک غلیظ اضافه کرده و پس از تبخیر بر روی صفحه داغ، در کوره ۴۵۰ درجه سانتی گراد به مدت یک ساعت گذاشته شدند. این کار تکرار گردید تا تمام نمونه ها عاری از کربن شده و کاملاً رنگ آن ها به رنگ روشن تغییر پیدا کرد. به نمونه هایی به رنگ روشن درآمده، ۱۰ میلی لیتر اسیدکلریدریک ۱ نرمال اضافه گردید و روی صفحه داغ با درجه حرارت پایین به مدت ۱۰ دقیقه حرارت داده شد تا خاکستر در اسید حل شود. محلول پس از سرد شدن به حجم ۱۰ سی سی رسانده شد و سپس از کاغذ صافی عبور داده شد و درنهایت توسط بالن ژوژه، ۲۵ میلی لیتری با اسیدکلریدریک ۱ نرمال به حجم رسانده شد (AOAC, 2000). سرانجام محلول های موجود در بالن ژوژه را در بطری های پلاستیکی درب دار ریخته و کدگذاری شدند. محلول استاندارد هر فلز از محلول ۱۰۰۰ پی پی ام آن فلز تهیه شد. برای اندازه گیری غلظت فلزات کادمیوم، سرب، کروم، روی و آهن از دستگاه جذب اتمی مدل (GFS97, Thermo Electron, Cambridge, UK) استفاده شد. غلظت های تمام فلزات در بافت پرندگان (میکروگرم بر گرم) بر اساس وزن‌تر ارزیابی شد.

آنالیز آماری داده ها با استفاده از نرم‌افزار SPSS (نسخه ۱۸) صورت پذیرفت. نرمال بودن داده ها با استفاده از آزمون شاپیرو–وایک مورد ارزیابی قرار گرفت. داده ها توزیع نرمال داشتند. تجزیه‌وتحلیل داده های به‌دست‌آمده با استفاده از آزمون آنالیز واریانس یک‌طرفه (One-Way ANOVA) و تی تست (t-test) صورت گرفت. نتایج آماری که P value آن ها کمتر از ۰/۰۵ بود (P>۰/۰۵) به‌عنوان معیار قابل‌قبول اختلاف در نظر گرفته‌شده است.

نتایج

میانگین میزان فلزات Pb, Cd, Cr, Zn, Fe در نمونه های ستون آب در جدول ۱ نشان داده‌شده است. غلظت های فلزات سرب در ایستگاه های ۱، ۲، ۶ و ۷، کادمیوم در ایستگاه های ۱ و ۶، کروم در ایستگاه ۶، روی در ایستگاه های ۱، ۶ و ۷ و هم چنین آهن در ایستگاه ۱ به‌طور معنی داری از سایر ایستگاه ها بالاتر بود (P>۰/۰۵) (شکل های ۲ الی ۶). غلظت فلزات موردمطالعه در ستون آب از ترتیب Fe> Pb<Zn<Cd<Cr پیروی کرد. میزان تمامی فلزات از مقدار اجازه داده‌شده توسط راهنمای کیفیت آب کانادا برای حفاظت از حیات موجودات آبزی در آب های شیرین بیشتر بوده است (جدول ۱). البته میزان فلزات کادمیوم، سرب و کروم از میزان استاندارد ارائه‌شده توسط سازمان بهداشت جهانی (WHO) نیز بیشتر بوده است (جدول ۱).

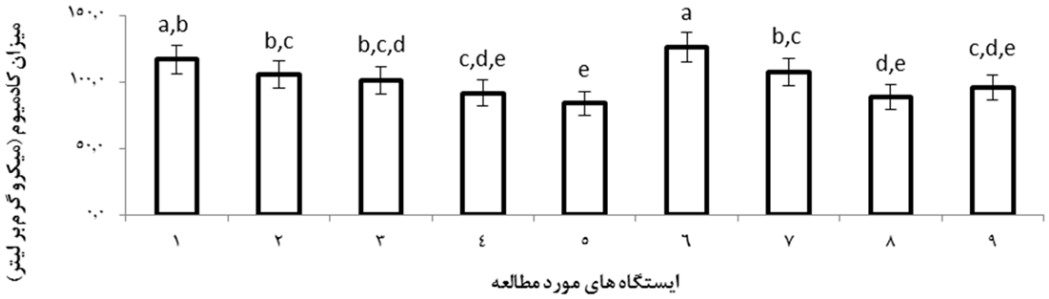
جدول ۱: میانگین میزان غلظت فلزات در آب ایستگاه های موردمطالعه (میکروگرم بر لیتر)، زمستان ۱۳۹۰.

ایستگاه	Pb	Cd	Cr	Zn	Fe
استاندارد[1]	۷	۰/۰۱۷	۸,۹	۳۰	۳۰۰
استاندارد[2]	۱۰	۳	۵۰	۳۰۰	–
۱	۱۷۵/۵۳±۴۰/۸۲	۱۱۷/۰۰±۱۰/۸۱	۸۴/۲۶±۹/۱۷	۱۳۹/۲۳±۱۱/۷۹	۵۸۲۰/۲۱±۴۰/۸۲
۲	۱۶۱/۷۰±۱۲/۷۱	۱۰۵/۵۶±۱۰/۲۷	۵۹/۱۳±۷/۶۸	۹۷/۶۳±۹/۸۸	۴۲۰۰/۲۷±۱۶۳/۲۹
۳	۱۵۷/۶۰±۱۲/۵۵	۱۰۱/۱۶±۱۰/۰۵	۶۴/۹۰±۸/۰۵	۱۰۵/۸۰±۱۰/۲۸	۴۸۰۰/۸۰±۴۰/۸۲
۴	۱۳۵/۲۳±۱۱/۶۲	۹۱/۷۰±۹/۵۷	۴۸/۵۶±۶/۹۶	۸۶/۸۶±۹/۳۲	۴۱۰۰/۴۲±۵۷/۱۵
۵	۱۴۳/۴۶±۱۱/۹۷	۸۳/۸۰±۹/۱۵	۵۴/۸۳±۷/۴۰	۷۹/۴۰±۸/۹۱	۳۸۰۰/۴۴±۱۵۵/۱۳
۶	۱۸۶/۷۶±۱۳/۰۸	۱۲۵/۸۰±۱۱/۲۱	۱۷۴/۳۰±۱۳/۲۰	۱۳۴/۸۰±۱۱/۶۱	۵۰۱۰/۷۵±۲۴۴/۹۴
۷	۱۴۸/۷۰±۱۲/۱۹	۱۰۷/۴۶±۱۰/۳۶	۹۲/۳۰±۹/۶۰	۱۴۹/۴۳±۱۲/۲۲	۵۱۰۰/۸۶±۳۳۴/۰۹
۸	۱۴۸/۷۰±۱۲/۱۹	۸۸/۶۶±۹/۴۱	۸۱/۵۰±۹/۰۲	۱۰۳/۳۳±۱۰/۱۶	۴۹۰۰/۴۶±۲۲۰/۴۵
۹	۱۳۶/۹۰±۱۱/۷۰	۹۵/۷۶±۹/۷۸	۸۷/۹۰±۹/۳۷	۹۴/۱۰±۹/۷۰	۳۶۰۰/۵۱±۹۷/۹۷

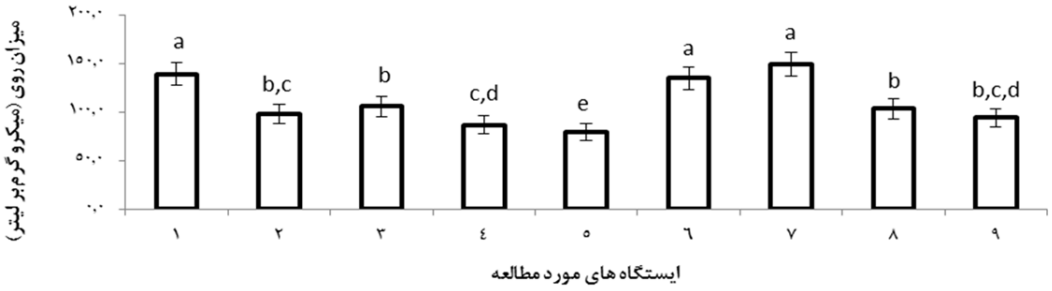
[1] استاندارد ارائه‌شده بر اساس راهنمای کیفیت آب کانادا برای حفاظت از حیات موجودات آبزی (fresh water) می باشد (CEQG, 2007).

[2] استاندارد ارائه‌شده توسط World Health Organization(WHO) (رجایی و همکاران، ۱۳۹۱)

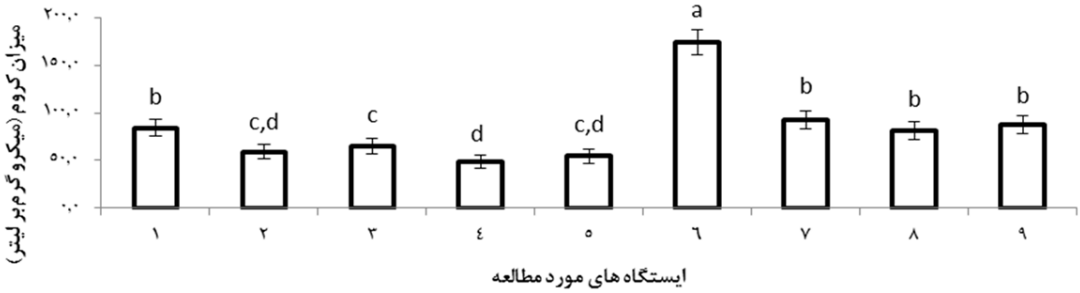
شکل۲: میزان سرب در آب ایستگاه های موردمطالعه، زمستان ۱۳۹۰



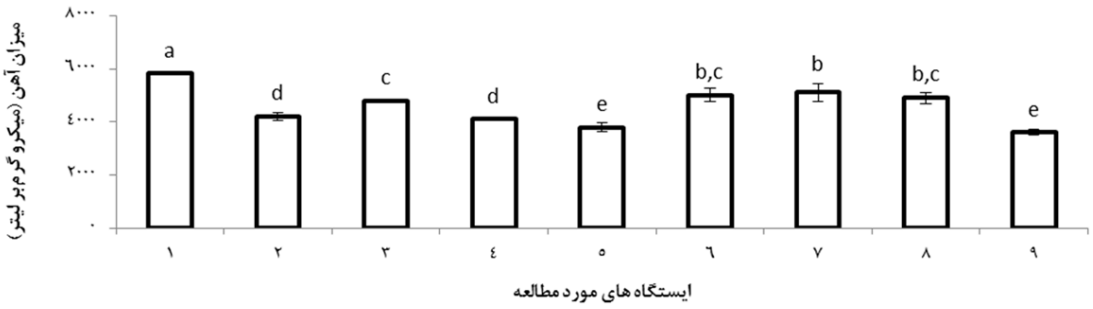
شکل۳: میزان کادمیوم در آب ایستگاه های مورد مطالعه، زمستان ۱۳۹۰



شکل۴: میزان روی در آب ایستگاه های موردمطالعه، زمستان ۱۳۹۰



شکل۵: میزان کروم در آب ایستگاه های موردمطالعه، زمستان ۱۳۹۰



شکل۶: میزان آهن در آب ایستگاه های موردمطالعه، زمستان ۱۳۹۰

غلظت فلزات سرب، کادمیوم،کروم، روی و آهن در بافت های کبد، کلیه و عضله سینه اردک های سرسبز و سر حنایی برحسب میکروگرم بر گرم وزن‌تر در جدول ۲ نشان داده‌شده است. تجمع فلزات در بافت های مختلف هریک از دو گونه تفاوت های زیادی را نشان داد (P>۰/۰۵)، و نتایج حاکی از آن دارد که تجمع فلزات کاملاً وابسته به نوع بافت و نوع گونه می باشد. بافت های کلیه و کبد بیش ترین تجمع فلزات را در خود نشان دادند، درحالی‌که بافت عضله تمایل کمی برای تجمع فلزات در خود به نسبت دو بافت دیگر نشان داد. در اردک های سرسبز تجمع فلزات کادمیوم، سرب و کروم در بافت های مختلف از الگوی کلیه> کبد> عضله و تجمع فلزات روی و آهن از الگوی کبد> کلیه> عضله پیروی کرد. در اردک های سر حنایی تجمع فلزات کادمیوم و کروم در بافت های مختلف از الگوی کلیه> کبد> عضله و تجمع فلزات سرب، روی و آهن از الگوی کبد> کلیه> عضله پیروی کرد.

میانگین غلظت فلزات در کبد و عضله اردک های سرسبز از ترتیب Fe>Zn>Pb>Cd>Cr پیروی کرد درصورتی‌که میانگین غلظت فلزات در کلیه اردک های سرسبز از ترتیب Fe>Zn>Pb>Cr>Cd پیروی کرده بود. میانگین غلظت فلزات در کلیه، کبد و عضله اردک های سر حنایی از ترتیب Fe>Zn>Pb>Cd>Cr پیروی کرد.

به‌طورکلی به جز کروم میانگین غلظت عناصر ضروری (Fe و Zn) بیش از عناصر غیرضروری (Cd و Pb) بود. آهن بیش ترین تجمع را در بین فلزات موردمطالعه در اندام های مختلف از خود نشان داد.

جدول ۲: غلظت فلزات در بافت های مختلف اردک های سر حنایی و سرسبز (میکروگرم بر گرم وزن‌تر)**، زمستان ۱۳۹۰.**

گونه	اندام	Fe	Zn	Cr	Cd	Pb
اردک سرسبز	کبد	۴۱/۶۷±۲۳۹/۱۴^{a,*}	۵/۰۸±۱۸/۷۲^{a,*}	۰/۱۱±۰/۲۳^{a,*}	۰/۱۸±۰/۶۹^{a,*}	۰/۴۱±۱/۱۶^{b,*}
	حداقل-حداکثر	(۳۲۰/۰۰-۱۸۰/۱۸)	(۳۱/۱۳-۸/۹۰)	(۰/۴۱-۰/۰۴)	(۰/۹۶-۰/۳۳)	(۱/۸۹-۰/۵۸)
	کلیه	۱۶/۹۳±۶۹/۴۷^{b}	۳/۴۶±۱۱/۲۲^{b}	۰/۲۸±۱/۳۱^{b}	۰/۳۹±۱/۲۷^{b,*}	۰/۹۱±۳/۴۳^{a}
	حداقل-حداکثر	(۱۰۲/۲-۳۹/۰۵)	(۱۶/۹۹-۱/۰۵)	(۱/۹۹-۰/۸۱)	(۲/۰۶-۰/۶۵)	(۵/۶۲-۲/۲۲)
	عضله	۱۲/۴۶±۴۳/۰۵^{c}	۲/۵۱±۹/۴۶^{b}	۰/۰۱±۰/۰۳^{c,*}	۰/۰۹±۰/۲۱^{c,*}	۰/۳۲±۰/۸۳^{b}
	حداقل-حداکثر	(۶۹/۱۸-۱۷/۵۳)	(۱۴/۲۳-۴/۷۲)	(۰/۰۶-۰/۰۱)	(۰/۵-۰/۰۴)	(۱/۴۱-۰/۳۱)
اردک سر حنایی	کبد	۱۲/۹±۲۶۹/۹۵^{a,*}	۱۰/۵۷±۲۸/۰۳^{a,*}	۰/۲۹±۰/۵۱^{a,*}	۰/۶۶±۱/۶۳^{a,*}	۱/۰۰±۲/۳۶^{a,*}
	حداقل-حداکثر	(۵۶۱/۱۷-۸۰/۲۱)	(۵۵/۲-۱۱/۹۶)	(۱/۰۲-۰/۰۲)	(۳/۲۷-۰/۵۵)	(۴/۲۵-۰/۹۷)
	کلیه	۲۴/۴۴±۷۱/۷۷^{b}	۴/۰۵±۱۳/۶۱^{b}	۰/۳۱±۰/۸^{b}	۰/۸۴±۲/۱۶^{b,*}	۱/۰۷±۲/۲۹^{a}
	حداقل-حداکثر	(۱۳۶/۰۱-۲۵/۰۱)	(۲۲/۲۴-۸/۰۰)	(۱/۳۳-۰/۱۱)	(۴/۲۲-۰/۷۵)	(۵/۰۴-۰/۶۶)
	عضله	۱۷/۱۸±۵۰/۸۸^{b}	۳/۱۴±۹/۹۲^{b}	۰/۰۶±۰/۰۹^{c,*}	۰/۳۷±۰/۵۹^{c,*}	۰/۴±۰/۶۲^{b}
	حداقل-حداکثر	(۹۰/۱۱-۱۸/۹۷)	(۱۵/۲۱-۳/۵۴)	(۰/۲۳-۰/۰۱)	(۱/۳۱-۰/۰۴)	(۱/۶۵-۰/۰۷)

حروف کوچک (a, b, c) شاخص تفاوت معنی‌دار تجمع فلزات در بین اندام‌های مختلف هر یک از گونه‌های اردک‌های سرسبز و سر حنایی می‌باشد (P<۰/۰۵). *

نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در تجمع فلزات بین دو گونه اردک سرسبز و سر حنایی می‌باشد (P<۰/۰۵).

اگرچه دو گونه از یک زیستگاه جمع‌آوری‌شده بودند اما تجمع فلزات بین آن‌ها تفاوت زیادی را از خود نشان داد. در مقایسه با اردک‌های سرسبز، میزان کادمیوم در اردک‌های سر حنایی میزان بالاتری را در کبد و عضله سینه‌ای نشان داد درصورتی‌که در کلیه میزان کمتری را نشان داده بود (P>۰/۰۵). میزان سرب، روی و آهن در کبد اردک‌های سر حنایی میزان بالاتری را نشان داد (P>۰/۰۵). میزان کروم در کبد و عضله سینه اردک‌های سر حنایی بیشتر از سرسبز بود (P>۰/۰۵) (جدول ۲).

تجمع فلزات در اندام‌های مختلف، بین دو جنس نر و ماده تفاوت‌هایی را نشان داد. در کبد، کلیه و عضله سینه‌ای تفاوت آماری معنی‌داری بین دو جنس مشاهده شد و الگوی آن کاملاً وابسته به گونه بود. در اردک‌های سرسبز ماده‌ها آهن بیش‌تری را در کبد نسبت به نرها تجمع داده بودند(P>۰/۰۵) (جدول ۲). در اردک‌های سر حنایی نرها میزان کادمیوم بیش‌تری را در کبد و عضله سینه خود تجمع دادند، درصورتی‌که ماده‌ها تجمع بیش‌تری از سرب و روی را در کلیه از خود نشان داده بودند (P>۰/۰۵) (جدول ۳).

جدول ۳: غلظت فلزات در بافت‌های مختلف جنس‌های نر و ماده اردک‌های سر حنایی و سرسبز، زمستان ۱۳۹۰.

گونه	اندام	جنس	Fe	Zn	Cr	Cd	Pb
اردک سرسبز	کبد	نر	۳۰/۸۶±۲۳۸/۱۹*	۰/۹±۱۸/۱۴	۰/۰۸±۰/۱۹	۰/۱۷±۰/۶	۰/۴۱±۱/۲۴
		ماده	۵۰/۱۹±۲۴۰/۰۹*	۵/۹۹±۱۹/۳۰	۰/۱±۰/۲۷	۰/۱۲±۰/۷۹	۰/۴±۱/۰۸
	کلیه	نر	۱۳/۹۵±۷۳/۰۳	۲/۹۶±۱۰/۳۹	۰/۲۶±۱/۴۶	۰/۴۲±۱/۳۱	۰/۹۱±۳/۹۳
		ماده	۱۸/۷۹±۶۵/۹۱	۳/۲۷±۱۲/۰۶	۰/۱۹±۱/۱۶	۰/۳۴±۱/۲۲	۰/۶±۲/۹۴
	عضله	نر	۱۳/۴۶±۴۱/۷	۲/۴۴±۸/۱۲	۰/۰۱±۰/۰۳	۰/۰۶±۰/۲۱	۰/۳۴±۰/۷۲
		ماده	۱۱/۲۲±۴۴/۴	۱,۷۷±۱۰/۸	۰/۱±۰/۰۳	۰/۱۱±۰/۲۱	۰/۲۷±۰/۹۴
اردک سر حنایی	کبد	نر	۱۴۷/۱۸±۲۳۹/۸	۱۱/۷۶±۳۰/۶۱	۰/۲۷±۰/۵۶	۰/۸۲±۱/۸*	۰/۹۵±۲/۷۶
		ماده	۸۷/۸۸±۳۰۰/۰۰	۸/۴۸±۲۵/۴۳	۰/۳۰±۰/۴۷	۰/۴۱±۱/۵*	۰/۸۹±۱/۹۵
	کلیه	نر	۲۷/۹۳±۷۳/۹۲	۴/۸۱±۱۳/۵۸*	۰/۲۹±۰/۷۴	۱/۰۱±۲/۰۵	۱/۲۸±۲/۷۰*
		ماده	۲۰/۱۴±۶۹/۶۱	۳/۰۹±۱۳/۶۴*	۰/۳۱±۰/۸۶	۰/۶۰±۲/۲۷	۰/۵۷±۱/۸۸*
	عضله	نر	۱۸/۶۸±۵۲/۴۸	۳/۳۶±۹/۴۴	۰/۵۸±۰/۰۸	۰/۳۸±۰/۶۰	۰/۴۴±۰/۵۸
		ماده	۱۵/۳۶±۴۹/۲۹	۲/۸۳±۱۰/۴۰	۰/۰۶±۰/۱	۰/۳۶±۰/۵۸	۰/۳۶±۰/۶۶

* نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار بین جنس‌های نر و ماده هر گونه می‌باشد (P>۰/۰۵).

از نتایج حاصل پژوهش حاضر به منظور تعیین الگوی توزیع فلزات بین ستون آب، اردک‌های سرسبز و اردک‌های سر حنایی در سواحل جنوب شرقی دریای خزر استفاده شد. به این منظور از غلظت فلزات در ستون آب به عنوان مبنا برای تعیین شاخص نسبی تجمع (Relative Accumulation Index) استفاده شد. به این صورت که غلظت تک‌تک فلزات در تمامی اندام‌های اردک‌های سرسبز و سر حنایی بر میزان آن فلزات در ستون آب (به‌عنوان مبنا) تقسیم شد. برای مثال میزان سرب در کبد اردک سرسبز بر میانگین میزان سرب در ستون آب تقسیم شد. نتایج حاصل از این شاخص در جدول۴ خلاصه‌شده است.

جدول ۴. شاخص نسبی تجمع در آب، اردک سرسبز و اردک سر حنایی، زمستان ۱۳۹۰.

فلزات	ستون آب	سرسبز						سر حنایی					
		عضله	کلیه	کبد	عضله	کلیه	کبد	عضله	کلیه	کبد	عضله	کلیه	کبد
		RAI (×برابر)	RAI (×برابر)	RAI (×برابر)	RAI (×برابر)	RAI (×برابر)	RAI (×برابر)	RAI (×برابر)	RAI (×برابر)	RAI (×برابر)	RAI (×برابر)	RAI (×برابر)	RAI (×برابر)
Pb	۰/۱۵	۱	۰/۸۳	۵/۵۳	۳/۳۴	۲۲/۸۹	۱/۱۵	۷/۷۱	۰/۶۲	۴/۱۳	۲/۲۹	۱۵/۲۶	۲/۳۶	۱۵/۷۳
Cd	۰/۱	۱	۰/۲	۲/۰۷	۱/۲۶	۱۲/۶۷	۰/۶۹	۶/۹۲	۰/۵۹	۵/۹	۲/۱۶	۲۱/۳	۱/۶۳	۱۶/۳۰
Cr	۰/۰۸	۱	۰/۰۲	۰/۳۶	۱/۳	۱۶/۳۶	۰/۲۲	۲/۸۴	۰/۰۹	۶/۳۷	۰/۸	۰/۱۱	۰/۵۱	۶/۳۷
Zn	۰/۱۱	۱	۹/۴۵	۸۵/۹۹	۱۱/۲۲	۱۰۲/۳	۱۸/۷۲	۱۷۰/۲	۹/۹۲	۹۰/۱۸	۱۳/۶۱	۱۲۳/۷۲	۲۸/۰۲	۲۵۴/۷۲
Fe	۴/۵۹	۱	۴۳/۰۴	۹/۳۷	۶۹/۴۶	۱۵/۱۳	۲۳۹/۱۴	۵۲/۱	۵۰/۸۸	۱۱/۰۸	۷۱/۷۷	۱۵/۶۳	۲۶۹/۱	۵۸/۶۱

بحث و نتیجه‌گیری

سرب مسئول اصلی ایجاد مسمومیت در پرندگان شناخته‌شده است (Bull *et al*., 1983). در مطالعه حاضر غلظت سرب در کبد ۲۶ درصد از اردک های سرسبز و کبد ۷۶ درصد از اردک های سر حنایی از حد مجاز غلظت سرب در کبد پرنده های آبزی تجاوز کرده است (۱/۵ میکروگرم بر گرم) (Guitart *et al*., 1994). هم چنین غلظت سرب در ۶۶ درصد از کلیه های اردک های سرسبز و ۲۰ درصد از کلیه های اردک های سر حنایی بیش‌ازحد مجاز سرب در کلیه پرندگان آبزی بوده است (۳ میکروگرم بر گرم) (Guitar *et al*., 1994). pain (۱۹۹۶) در یک بررسی اجمالیِ مطالعاتی که غلظت سرب را در اندام های پرندگان آبزی موردمطالعه قرار داده اند، نتیجه گرفته است که غلظت ۲ میکروگرم بر گرم سرب در کبد باید به عنوان حد زمینه مطرح شود، هم چنین وی غلظت های ۲-۶ میکروگرم بر گرم را به عنوان حد مسمومیت غیرقابل تشخیص (تحت بالینی)، ۶-۱۵ میکروگرم بر گرم را به عنوان حد مسمومیت قابل‌تشخیص (بالینی) و حدود بالای ۱۵ میکروگرم بر گرم را به عنوان حد مسمومیت بالینی شدید که ممکن است تهدید مستقیم برای زندگی فرد باشد را مطرح کرده است. بنابراین جملات گفته‌شده بیان می دارد که افراد گونه های موردمطالعه حاضر در سطح مسمومیت تحت بالینی بوده اند. در مطالعاتی که بر روی اردک هایی از کانادا (Henney et al., 2000)، اسپانیا (Mateo and Guitart, 2003)، آمریکا (Beyer *et al*., 1998) انجام‌شده بود، این اردک ها میزانی بالاتر از حد معمول سرب را در کبد خود داشته اند. هم چنین در مطالعات دیگری اردک هایی که مطالعه شده بودند میزان کمتری از ۱/۵ میکروگرم بر گرم سرب را در کبد خود داشته اند (Kalisinska *et al*., 2004; Levengood, 2003; Target *et al*., 2006). اندام هدف در مسمومیت کادمیوم کلیه می باشد. با افزایش در معرض قرارگیری کادمیوم، حتی در میزان های پایین تر از حد مضر برای سلامتی، با ادامه در معرض قرارگیری، میزان کادمیوم در قشر کلیه افزایش پیدا می کند (Elliott and Scheuhammer, 1997). نسبت غلظت کادمیوم کبد به کلیه اگر بیش از یک باشد نشان‌دهنده این خواهد بود که فرد در معرض قرارگیری حاد کادمیوم و میزان بالای کادمیوم در رژیم غذایی خود قرار دارد و اگر این نسبت کم تر از یک بوده باشد نشان‌دهنده در معرض قرارگیری مزمن بوده است (Scheuhammer, 1987). در مطالعه حاضر نسبت غلظت کادمیوم کبد به کلیه در افراد موردمطالعه هر دو گونه کمتر از یک بوده و نشان‌دهنده در معرض قرارگیری مزمن کادمیوم می باشد. این نسبت برای اردک های سرسبز و سر حنایی به ترتیب ۰/۵ و ۰/۷۱ بوده است. مطالعات دیگری نیز در معرض قرارگیری مزمن کادمیوم را برای پرندگان آبزی گزارش کرده اند (Battaglia *et al*., 2005; Lee *et al*., 1987; Lee, 2004). در مطالعه حاضر میزان غلظت کادمیوم در کبد اردک های سرسبز و کلیه و کبد اردک های سر حنایی از حد زمینه (کم تر از یک میکروگرم بر گرم) برای پرندگان وحشی تجاوز کرده است (Scheuhammer, 1987; Clark and Scheuhammer, 2003).

Kim و همکاران (۲۰۰۹) پیشنهاد کرده اند که تفاوت های محلی و گونه ای در آلودگی حاد یا مزمن سرب و کادمیوم، قابل نسبت دادن به غلظت های سرب و کادمیوم در رژیم غذایی و آلودگی های محیط می باشد. غلظت کادمیوم در کبد و کلیه اردک های سرحنایی، و کبد اردک های سرسبز از میزان مجاز تخمین زده‌شده مسموم‌کننده کادمیوم که به‌وسیله Scheuhammer (۱۹۸۷) (۱ میکروگرم بر گرم) برای پرندگان آبزی و کنار آبزی پیشنهادشده است فراتر رفته است.

Scheuhammer (۱۹۸۷)، حد زمینه غلظت کادمیوم در کبد پرندگان آبزی را کمتر از ۱ میکروگرم بر گرم و حد زمینه غلظت کادمیوم در کلیه پرندگان آبزی را کمتر از ۲/۶ میکروگرم بر گرم گزارش کرده است. در مطالعه حاضر میانگین غلظت کادمیوم در کبد

اردک های سر حنایی (۱/۱۲±۰/۳۴) بالاتر از سطح زمینه بوده است (جدول ۲). این عامل می تواند به علت افزایش فعالیت های انسانی در سال های اخیر بوده باشد.

غلظت عناصر ضروری آهن، روی و کروم در اندام های پرندگان موردمطالعه در محدوده نرمالی که پرندگان بسیاری از سایر مطالعات نیز در آن قرار داشتند قرار داشته است (Blomqvist *et al*., 1987; Hui, 1998; Kim *et al*, 2007; Lee *et al*, 1987; Mateo and Guitart, 2003) و می تواند نشان‌دهنده این مطلب باشد که غلظت این عناصر توسط فرایندهای کنترل‌کننده طبیعی تنظیم می شود. در مطالعه حاضر غلظت آهن در کبد پرندگان موردمطالعه کم تر از میزان های گزارش‌شده در غاز برفی (*Anser caerulescens*) در شمال کالیفرنیا، آمریکا (Hui, 1998)، اردک های سرسبز (*Anas platyrhynchos*) و اردک های گیلار (*Anas penelope*) در کره (Kim and oh, 2012) و پرندگان دریایی در شرق کالیفرنیا بوده است (Hui, 1998).

Eisler (۱۹۸۶) پیشنهاد کرده است که اگر میزان کروم بافت ها بیش تر از ۱/۳۲ میکروگرم بر گرم باشد نشان‌دهنده آلودگی محیط می باشد. میانگین غلظت کروم در کلیه اردک های سر حنایی مشابه این میزان مجاز ارائه‌شده می باشد و ممکن است نشان گر غنی‌شدگی کروم در زنجیره غذایی باشد که در اثر فعالیت های اکتشاف و استخراج نفت در دریای خزر و هم چنین حضور صنایع در حوزه آبخیز مورد منطقه موردمطالعه وارد زنجیره شده باشد. در مطالعه حاضر میزان کروم در کلیه های گونه های مطالعه شده کم تر از میزان گزارش‌شده در کلیه گونه های *Larus argentatus* و *Phalacrocorax auritus* در سواحل اقیانوس اطلس در کانادا بوده است (Ellioet *et al*., 1992).

شناخته‌شده است که روی با بسیاری از مواد شیمیایی واکنش می دهد و الگوی متابولیسم، سمیت و تجمع آن ها را تغییر می دهد (Eisler, 2000). Gasaway and Buss (۱۹۷۲) پیشنهاد کرده اند که میزان ۳۹۶ میکروگرم بر گرم روی در کبد پرندگان وحشی، حداکثر میزان مجاز برای مسمومیت با روی می باشد. میزان تجمع روی در پرندگان موردمطالعه به طور واضحی کم تر از این میزان سمی و مسموم‌کننده ارائه‌شده بوده است. Levengood و همکاران (۱۹۹۹) نشانه هایی از مسمومیت بالینی روی را اردک های سرسبزی با میزان غلظت ۱۵۶/۰۹-۶۵۶/۷ میکروگرم بر گرم در کبد یافته اند. Levengood و همکاران (۱۹۹۹) وSileo و همکاران (۲۰۰۳) مسمومیت با روی را در پرندگان آبزی با میزان ۹۲/۴-۹۵۷ میکروگرم بر گرم یافته اند. پرندگان آبزی موردمطالعه حاضر میزان های کم تری از روی را در کبد خود نسبت به مقادیر ارائه‌شده داشته اند. به‌طورکلی پرندگان مهاجر و اردک های سرسبز و سر حنایی از اوایل پاییز به تالاب های میانکاله و گمیشان مهاجرت می کنند و تا حدود فروردین در این مناطق باقی می مانند. با توجه به این که نمونه برداری های مطالعه حاضر در اواخر اسفند صورت گرفت، بنابراین نمونه های اردک های سرسبز و سر حنایی موردمطالعه، حداقل حدود ۴ الی ۵ ماه در این منطقه ساکن بوده اند. بنابراین پیشنهاد می شود که قسمت زیادی از فلزاتی که در بافت های موردمطالعه، خصوصاً بافت های کلیه و کبد مشاهده شد، مربوط به منطقه موردمطالعه می باشد.

میزان فلزات سرب، کادمیوم، کروم و روی به‌دست‌آمده در آب ایستگاه های موردمطالعه، نسبت به میزان استاندارد ارائه‌شده برای این فلزات توسط سازمان بهداشت جهانی میزان بالاتری را داشته است. سرب از راه های مختلفی مانند فاضلاب های شهری و کشاورزی، ترکیبات نفتی، گلوله های سربی و هم چنین وزنه های سربی تورهای ماهیگیری می تواند وارد اکوسیستم های تالابی شود. بیش ترین سهم انتقال فلز سرب به دریای خزر از طریق انتقال فلزات مواد ریگی و مواد معلق رودخانه ای برآورد شده است (بندانی و همکاران، ۱۳۸۷). Manahan (۱۹۹۲) بیان نموده است، زمانی که سرب به شکل دو ظرفیتی باشد می تواند در بدن به‌جای یون کلسیم در استخوان ها انباشته شود و به این صورت است که سرب می تواند مدت زیادی را در بدن باقی بماند. نفوذ کادمیوم در آب می تواند ناشی از استفاده کودهای شیمیایی (کودهای فسفاته) در فعالیت های کشاورزی، رسوبات آلوده اتمسفری ناشی از کارخانه‌ها صنعتی و پساب فعالیت های صنعتی و یا معادن باشد. کادمیوم اگرچه در آب به میزان کمی وجود دارد اما تجمع بیش‌ازحد آن می تواند موجب بروز برخی از بیماری ها از قبیل سرطان پروستات، فشارخون بالا، تخریب بافت های بیضه و گلبول های قرمز، گرفتگی مجاری کلیه و نیز بیماری ایتای ایتای شود. کروم در فاضلاب های صنعتی، ترکیبات نفتی و نیز در ترکیب رنگ ها وجود دارد. تردد قایق ها و شناورها در تالاب ها و عملیات رنگ آمیزی آن ها یکی از موارد آلاینده تالاب ها به این عنصر می باشد. اما مهم ترین منبع آلاینده کروم در منطقه موردمطالعه می تواند فاضلاب های صنایع و فرآیندهای استخراج نفت در دریای خزر باشد. البته سمیت کروم به شکل شیمیایی آن بستگی بسیار زیادی دارد به‌طوری‌که کروم شش ظرفیتی بسیار سمی تر از کروم سه‌ظرفیتی می باشد و می تواند به راحتی از غشاهای سلولی عبور کند (رجایی و همکاران، ۱۳۹۱). میزان میانگین غلظت فلزات روی و آهن در ایستگاه های موردمطالعه ازنظر استاندارد سازمان بهداشت

جهانی در حد مجاز بوده است، اما این میزان بر اساس راهنمای کیفیت آب کانادا برای سلامت موجودات آبزی خطرناک می باشد.

در بسیاری از مطالعات از اندام های پرندگان آبزی و کنار آبزی برای تعیین میزان آلودگی محیط استفاده‌شده است (Guitar *et al*., 1994; Henney *et al*., 2000; Hernandez *et al*., 1999; Kozulin and Pavluschick, 1993; Parslow *et al.*, 1982; Weseloh *et al*, 1994). در مطالعه حاضر غلظت فلزات در بافت های مختلف موردمطالعه تغییرات زیادی را نشان داده است. این تغییرات می تواند ناشی از فرآیندهای طبیعی سوخت‌وساز و هم چنین سم زدایی بدن باشد. هم چنین تغییرات در میزان تجمع فلزات بین بافت های کلیه و کبد با بافت عضله سینه ای را می توان به وجود پروتئین های متالوتیونین نسبت داد که در بافت های کبد و کلیه وجود دارند اما در بافت عضله وجود ندارد. این پروتئین ها به فلزات متصل می شوند و آن ها را مهار می کنند، درنتیجه میزان آن ها را در بافت های مذکور بالا می برند (Ploetz, 2007; Wu *et al*., 2006). به‌طورکلی بیان‌شده که میزان فلزات در بافت های کبد و کلیه پرندگان وحشی نشان‌دهنده تماس اخیر این موجودات با آلاینده ها می باشد (Kalisinska *et al*., 2004; Wickson *et al*., 1992) و بافت عضله نیاز به زمان طولانی تری نسبت به این بافت ها برای افزایش زیاد میزان فلزات در خود دارد. چنین الگویی در مطالعه حاضر مشاهده‌شده است.

مطالعات بسیاری تأثیر نوع گونه بر روی تجمع فلزات در اندام های مختلف را بررسی کرده اند (Burger *et al*., 2008; Hargreaves *et al*., 2010; Mansouri *et al*., 2012; Zolfaghari *et al.*, 2009). زمانی که گونه های پرندگان آبزی و کنار آبزی در یک مکان زمستان گذران ساکن هستند نیز این امکان وجود دارد که میزان تجمع فلزات مختلف در آن ها با یکدیگر متفاوت باشد، زیرا آن ها زیستگاه را به قسمت های مختلف (میکرو زیستگاه) تقسیم می کنند و هرکدام ازاین‌گونه‌ها و یا افراد آن ها در میکرو زیستگاه های مختلفی قرار می گیرند که میزان آلاینده های متفاوتی نسبت به دیگر میکرو زیستگاه ها دارد. هم چنین هر یک از آن ها از قسمت های مختلف آن ازنظر عمق و محدوده بر اساس استراتژی تغذیه استفاده می کنند. اگرچه گونه های اردک های سرسبز و سر حنایی از گونه های همه چیزخوار و نیز هم خانواده و هم زیر خانواده هستند، اما تبار (Tribe) آن ها با یکدیگر متفاوت است (منصوری، ۱۳۸۷). اردک سر حنایی یک‌گونه از اردک های غواص می باشد و قسمت بیش تری از غذای آن را بی‌مهرگان، ماهی های کوچک و جانوران کف زی تشکیل می دهد و نسبت به اردک سرسبز که عمدتاً از سطح و گیاهان تغذیه می کند، کاوشگری بیش تری را در رسوبات آلوده بستر دارد. به نظر می رسد تفاوت در میزان کاوشگری کف تالاب به‌وسیله دو گونه موردمطالعه یکی از مهم ترین دلایل تفاوت تجمع فلزات بین آنها باشد. این مطلب به‌خوبی توسط سایر مطالعاتی که تجمع فلزات در گونه های اردک های غواص و روی آب چر را موردمطالعه قرار داده اند پشتیبانی شده است (Florijančić *et al*. 2009; Mateo *et al*., 2000).

نتایج مطالعه حاضر نشان داد که بین دو جنس نر و ماده گونه های موردمطالعه ازنظر تجمع فلزات تفاوت وجود داشت و این الگو کاملاً وابسته به نوع گونه و نوع فلز بوده است. برای مثال، غلظت آهن بین دو جنس در اردک سرسبز تفاوت معنی دار داشت درصورتی‌که در اردک سر حنایی تجمع فلزات سرب، کادمیوم و روی بین دو جنس نر و ماده تفاوت داشته است. Burger (۱۹۹۵) بیان می دارد که تفاوت هایی را در تجمع فلزات بین دو جنس می توان انتظار داشت درصورتی‌که دو جنس تغذیه کنند از: (۱) غذاهای مختلف، (۲) غذاهای مشابه اما با اندازه های مختلف و یا (۳) غذاهای مختلف دارای محتویات آلاینده متفاوت. هم چنین توانایی در حذف فلزات سنگین نیز تا حدودی وابسته به جنس می باشد. ماده ها می توانند مقداری از فلزات بدن خود را از طریق تخم هایشان به بیرون انتقال دهند که این مسیر، یک‌راه مؤثری می باشد که به ماده ها این امکان را می دهد که میزان کمتری از فلزات را در بدن خود نسبت به نرها داشته باشند (Burger and Gochfeld, 1992; Dauwe *et al*., 2002)، درحالی‌که چنین مسیری در نرها وجود ندارد. تفاوت در تجمع فلزات بین دو جنس نر و ماده می تواند وابسته به فاکتور های فیزیولوژیکی و یا اکولوژیکی باشد. Braune and Gaskin (۱۹۸۷) بیان کرده اند که جنس ماده نوعی کاکایی (Larus philadelphia) در پر ریزی پاییزه میزان بیش تری از فلزات را نسبت به جنس نر از خود دفع می کند. هم چنین این تفاوت ها ممکن است منعکس‌کننده پویایی فلزات بین دو جنس باشد (Gochfeld, 1997). پروتئین های متالوتیونین که نوعی پروتئین می باشند که به فلزات متصل می شوند نشان داده اند که در جنس های نر و ماده متفاوت عمل می کنند، بنابراین می تواند تفاوت هایی را در تجمع فلزات بین دو جنس باعث شود (Burger, 2007; Millan *et al*., 2008). تفاوت در تجمع فلزات بین دو جنس در بسیاری از مطالعات گزارش‌شده است برای مثال برای سطوح سرب در خون و کبد (Eskildsen and Grandjean, 1984; Gochfeld and Burger, 1987; Franson *et al*., 1983)، برای سطوح کادمیوم در کلیه (Hutton, 1981) و همچنین سطوح منگنز در کبد (Gochfeld and Burger, 1987).

رابطه بین میانگین غلظت فلزات سرب، کادمیوم، کروم، روی و آهن در نمونه های آب، و بافت های کلیه، کبد و عضله سینه ای اردک های سرسبز و سر حنایی (جدول ۴) حاکی از آن بوده است، زمانی که فلزات از محیط فیزیکی غیرزنده اطراف به بدن موجودات زنده و به عبارتی بهتر زنجیره غذایی وارد می شوند، غلظت آن ها به‌شدت بالا می رود. برای مثال میانگین میزان فلز روی در کبد اردک های سر حنایی به نسبت محیط اطراف (ستون آب) حدود ۲۵۵ برابر شده است. از سوی دیگر جدول ۴ به‌خوبی نشان داده است که به نسبت عناصر غیرضروری، عناصر ضروری بزرگ نمایی بیش تری را در اردک های موردمطالعه داشته اند. همچنین این جدول به‌خوبی نشان داده است اندام هدف در بزرگ نمایی اندام هایی هستند که در عملیات سم زدایی بدن نقش دارند و این اندام ها (کبد و کلیه) به‌خوبی نقش خود را در سم زدایی بدن ایفا می کنند.

پیشنهادها زیر به منظور کاهش اثرات مضر آلاینده های فلزی در منطقه ارائه می شود:

۱) توزیع و استفاده از سموم و کودهای مورداستفاده در منطقه موردمطالعه برحسب میزان موردنیاز و نه برحسب عادات کشاورزان، ۲) شناسایی منابع آلاینده حوزه آبخیز منتهی به ناحیه موردمطالعه، ۳) پایش سالانه فلزات خطرناک در محیط زنده و غیرزنده تالاب های بین المللی گمیشان و میانکاله، ۴) بررسی آلودگی فلزات در گونه های دیگر پرندگان و ۵) شناسایی آثار بیولوژیکی، فیزیولوژیکی و ژنتیکی فلزات بر جمعیت پرندگان تالاب بین المللی گمیشان و خلیج گرگان.

سپاسگزاری

نویسندگان این مقاله، مراتب تقدیر و تشکر خود را از زحمات تمامی افرادی که به‌نوعی وقت و تخصص خود را صرف انجام این پژوهش قراردادند، به ویژه پرسنل اداره کل حفاظت محیطزیست استان گلستان، به دلیل حمایت های همه جانبه، اعلام می دارند.

منابع

بندانی، غ.، شکرزاده، م.، رستمی، ح.، یلقی، س.، بابایی، م.، باقری، ا.، سهیل، س.، ۱۳۸۷. بررسی و مقایسه سطح فلزات سنگین در رسوب، آب و ماهیان پرمصرف حاشیه جنوبی دریای خزر در استان گلستان. انتشارات اداره کل حفاظت محیطزیست استان گلستان.صفحات ۹۲-۱۲.

رجایی، ق.، حسن پور، م.، مهدی نژاد، م.ه.، ۱۳۹۱. بررسی غلظت روی، سرب، کروم و کادمیوم در آب و رسوب خلیج گرگان و مصب رودخانه گرگان رود. مجله تحقیقات نظام سلامت، ۵: صفحات ۷۴۸-۷۵۶.

سینکاکریمی، م ح.، پورخباز، ع ر. و حسن پور، مهدی. ۱۳۹۲. استفاده از اندام های پرندگان آبزی به عنوان شاخص زیستی آلودگی فلزات (Cd, Cr, Fe, Pb, Zn) در سواحل جنوب شرقی دریای خزر، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، دانشگاه بیرجند.

منصوری، ج.، ۱۳۸۷. راهنمای صحرایی پرندگان ایران. انتشارات فرزانه، ۵۱۳ ص.

A.O.A.C (Association of Official Analytical Chemists), 2000. 17th Ed. Hurwitz, W. Assosiation of Official Analytical Chemists, Washington, DC.

Anderson, D. M. and Morel, F. M., 1978. Copper sensitivity of Gonyaulax tamarensis. Limnol.Oceanogr. 23:283-295.

Battaglia, A., Ghidini, S., Campanini, G. and Spaggiari, R., 2005. Heavy metal contamination in little owl (Athene noctuna) and common buzzard (Buteo buteo) from Northern Italy. Ecotoxicology and Environmental Safety. 60:61-66.

Beltrame, M. O., De Marco S. G. and Marcovecchio, J. E., 2009. Dissolved and particulate heavy metals distribution in coastal lagoons. A case study from Mar Chiquita Lagoon, Argentina Estuarine. Coastal and Shelf Science. 85(1):45-56.

Beyer, W. N., Franson, J. C., Locke, L. N., Stroud, R. K. and Sileo, L., 1998. Retrospective study of the diagnostic criteria in a lead poisoning survey of waterfowl. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 35:506-512.

Blomqvist, S., Frank, A. and Petersson, L. R., 1987. Metals in liver and kidney tissues of autumn-migrating dunlin Calidris alpina and curlew sandpiper Calidris ferruginea staging at the Baltic Sea. Marine Ecology Progress Series. 35:1-13.

Braune, B. M. and Gaskin, D. E., 1987. A mercury budget for the Bonaparte's gull during autumn moult. Ornis Scandinavica. 18:244-250.

Bull, K. R., Murton, R. K., Osborn, D., Ward, P. and Cheng, G., 1977. High cadmium levels in Atlantic sea birds and seaskaters. Nature 269:507-509.

Burger, J., 1995. Heavy meteal and selenium levels in feathers of hering gulls (Larus argentatus): differences due to year, gender, and age at captree, long island. Environmental Monitoring and Assessment. 38:37-50.

Burger, J., 2007. A framework and methods for incorporating gender related issues in wildlife risk assessment: gender-related differences in metal levels and other contaminants as a case study. Environmental Research. 104:153-162.

Burger, J. and Gochfeld, M., 1992. Heavy metal and selenium concentrations in Black skimmers (Rhynchops niger): gender difference. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 23:431-434.

Burger, J., Gochfeld, M., Sullivan, K., Irons, D. and McKnight, A., 2008. Arsenic, cadmium, chromium, lead, manganese, mercury, and selenium in feathers of Black-legged Kittiwake (Rissa tridactyla) and Black Oystercatcher (Haematopus bachmani) from Prince William Sound, Alaska. Science of Total Environment. 398:20-25.

Canadian Environmental Quality Guidelines (CEQG)., 2007. Summary of Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life. December 2007.

Cheney, M. A., Hacker, C. S. and Schroder, G. D., 1981. Bioaccumulation of lead and cadmium in the lousiana Heron Hydranassa tricolor and the Cattle Egret Bubulcus ibis. Ecotoxicololgy and Environmental Safety. 5:211-224.

Clark, A. J. and Scheuhammer, A. M., 2003. Lead poisoning in uplandforaging birds of prey in Canada. Ecotoxicology. 12:23–30.

Dauwe, T., Lieven, B., Ellen, J., Rianne, P., Ronny, B. and Marcel E., 2002. Greatand blue tit feathers as biomonitors for heavy metal pollution. Ecological Indicators. 1:227-234.

Eisler, R., 1986. Chromium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. U.S. Fish. Wildl. Serv. Contam. Hazard. Rev, No. 6, pp. 60.

Eisler, R., 2000. Handbook of chemical risk assessment-health hazards to humans, plants, and animals, vol 1. Metals. Lewis, Florida.

Elliott, J. E. and Scheuhammer, A. M., 1997. Heavy metal and metallothionein concentrations in seabirds from the pacific coast of Canada. Marine Pollution Bulletin. 34:794-801.

Eskildsen, J. and Grandjean, P., 1984. Lead exposure from lead pellets: age-related accumulation in mute swan. Toxicology Letters. 21:225-229.

Florijančić, T., Opačak, A., Bošković, I., Jelkić, D., Ozimec, S., Bogdanović, T., Listeš, I., Škrivanko, M. and Puškadija, Z., 2009. Heavy metal concentrations in the liver of two wild duck species: influence of species and gender. Italian Journal of Animal Science. 8:222-224.

Franson, J. C., Sileo, L., Pattee, O. H. and Moore, J. F., 1983. Effects of chronic dietary lead in American Kestrels (Falco sparverius). Journal of Wildlife Diseases. 19:110-113.

Gasaway, W. C. and Buss, I. O., 1972. Zinc toxicity in the mallard duck. Journal of Wildlife Management. 36:1107-1117.

Gochfeld, M., 1997. Factors influencing susceptibility to metals. Environmental Health Perspectives. 105:817-822.

Gochfeld, M. and Burger, J., 1987. Heavy metal concentrations in the liver of three duck species: influence of species and age. Environmental Pollution. 45:1-15.

Guitart, R., To Figueras, J., Mateo, R., Bertolero, A., Cerradelo, S. and Martinez Vilalta, A., 1994. Lead poisoning in waterfowl from the Ebro Delta, Spain: calculation of lead exposure thresholds for mallards. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 27:289-293.

Hargreaves, A. L., Whiteside, D. P. and Gilchrist, G., 2010. Concentrations of 17 elements, including mercury, and their relationship to fitness measures in arctic shorebirds and their eggs. Science of Total Environment. 40:3153-3161.

Henny, C. J, Blus, L. J, Hoffman, D. J, Sileo, L., Audet, D. J. and Snyder, M. R., 2000. Field evaluation of lead effects on Canada geese and mallards in the Coeur d'Alene River Basin, Idaho. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 39:97-112.

Hernandez, L. M., Gomara, B., Fernandez, M., Jimenez, B., Gonzales, M. J., Baos, R. and Hiraldo,

F., 1999. Accumulation of heavy metals and As in wetland birds in the area around Doñana National Park affected by the Aznalcollar toxic spill. Science of the Total Environment. 242:293-308.

Hutton, M., 1981. Accumulation of heavy metals and selenium in three seabird species from the United Kingdom. Environmental Pollution. 26:129-145.

Hui, C.A., 1998. Metal and trace element burdens in two shorebird species at two sympatric wintering sites in southern California. Environmental Monitoring and Assessment. 50:233-247.

Kalisinska, E., Salicki, W., Mysek, P., Kavetska, K. M. and Jackowski, A., 2004. Using the mallard to biomonitor heavy metal contamination of wetlands in north western Poland. Science of Total Environment. 320:145-161.

Kim, J. and Oh, M. J., 2012. Metal level in livers of waterfowl from korea. Ecotoxicology and Environmental safety. 78:162-169.

Kim, J., Park, S. K. and Koo, T. H., 2007. Trace elements and pollutants concentrations in shorebirds from Yeongjong Island, Korea in the East Asian Australian migration flyways. Ecotoxicology. 16:403-410.

Kim, J., shin, J. U. and Koo, T. H., 2009. Heavy Metal Distribution in Some Wild Birds from Korea. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 56:317-324.

Kozulin, A. and Pavluschick, T., 1993. Content of heavy metals in tissues of mallards Anas platyrhynchos wintering in polluted and unpolluted habitats. acta ornithologica. 28:55-61.

Lee, D. P., 2004. Heavy metal accumulation in some Korean rare bird species. Journal of Ecology and Field Biology. 27:141-146 (in Korean).

Lee, D. P., Honda, K. and Tatsukawa, R., 1987. Comparison of tissue distribution of heavy metals in birds in Japan and Korea. J. Yamashina. Institute for Ornithology. 19:103-116 (in Japanese).

Levengood, J. M., 2003. Cadmium and lead in tissues of Mallards (Anas platyrhynchos) and Wood Ducks (Aix sponsa) using the Illinois River (USA). Environmental Pollution. 122:177-181.

Levengood, J. M., Sanderson, G. C., Anderson, W. L., Foley, G. L., Skowron, L. M. and Brown, P. W., 1999. Acute toxicity of ingested zinc shot in game farm mallards. Illinois Natural History Survey Bulletin. 36:1-36.

Manahan S., 1992. Environment Chemistry. Trans. Nouri J, Ferdousi S. Tehran, Iran: Islamic Azad University Scientific Publications Center; 1992. p. 46-92.

Mance, G., 1990. Pollution threat of heavy metals in aquatic environmental, Elsvier science publishers LTD. 32-123.

Mansouri, B., Pourkhabbaz, A. R., Babaei, B., Hoshyari, H., Khodaparast, S. H. and Mirzajani, A.R., 2012. Assessment of Trace-Metal Concentrations in Western Reef Heron (Egretta gularis) and Siberian Gull (Larus heuglini) From Southern Iran. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 63:280-287.

Massouri, B. and Majnoni, F., 2014. Comparison of the metal concentrations in organs of two bird species from western of Iran. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 92:433-439.

Mateo, R. and Guitart, R., 2003. Heavy Metals in Livers of Waterbirds from Spain. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 44:398-404.

Mateo, R., Guitart, R. and Green, A.J., 2000. Determinants of lead shot, rice, and grit ingestion in ducks and coots. Journal of Wildlife Management. 64:939-947.

Millan, J., Mateo, R., Taggart, M. A., Lopez Baoa, J. V., Viota, M., Monsalve, L., Camarero, P.R., Blazquez, E. and Jimenez, B., 2008. Levels of heavy metals and metalloids in critically endangered Iberian lynx and other wild carnivores from Southern Spain. Science Total Environment. 399:193-201.

Pain, D. J., 1996. Lead in waterfowl. In: Beyer WN, Heinz GH, Redmon-Norwood AW (ed) Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentrations. CRC Press, Boca Raton, FL., pp 251-264.

Parslow, J. L. F., Thomas, G. J. and Williams, T. D., 1982. Heavy metals in the livaers of waterfowl from the Ouse Washes, England. Environmental Pollution. 29:317-327.

Pereda-Solis, M. E., Martinez-Guerrero J. H. and Toca-Ramirez., 2012. Detection of zinc, lead, cadmium and arsenic in dabbling ducks from Durango, Mexico. Asian Journal of Animal and Veterinary Advances. 7(8):761-766.

Ploetz, D. M., Fitts, B. E. and Rice, T. M,. 2007. Differential accumulation of heavy metals in muscle and liver of a marine fish, (King Mackerel, Scomberomorus cavalla Cuvier) from the Northern Gulf of Mexico,

USA. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 78, 124-127.

Scheuhammer, A. M., 1987. The chronic toxicity aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: a review. Environmental Pollution. 46:263-295.

Sileo, L., Beyer, W. N. and Mateo, R., 2003. Pancreatitis in wild zinc poisoned waterfowl. Avian Pathology. 32:655-660.

Spierenburg, T. J., De Graaf, G. J., Baars, A.J., Brus, D. H. J., Tielen, M. J. M. and Arts, B. J., 1988. Cadmium, zinc, lead and copper in livers and kidneys of cattle in the neighborhood of zinc refineries. Environmental Monitoring and Assessment. 11:107-114.

Taggart, M. A., Figuerola, J., Green, A. J., Mateo, R., Deacon ,C., Osborn, D. and Meharg, A. A., 2006. After the Aznalcóllar mine spill: arsenic, zinc, selenium, lead and copper levels in the livers and bones of five waterfowl species. Environmental research. 100:349-361.

Weseloh, D. V. C., Struger, J. and Hebert, C., 1994. White pekin ducks (Anas platyrhynchos) as monitors of organochlorine and metal contamination in the Great Lakes. Journal of Great Lakes Research. 20:277-288.

Wickson, R. J., Norman, F. I., Bacher, G. J. and Garnham, J. S., (1992). Concentrations of lead in bone and other tissues of Victorian waterfowl. Journal of Wildlife Research. 19:221-232.

Wu, S. M., Jong, K. J. and Lee, Y. J., 2006. Relationships among metallothionein, cadmium accumulation, and cadmium tolerance in three species of fish. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 76:595-600.

Zolfaghari, G. H., Esmaili Sari, A., Ghasempouri, S. M., Rajabi Baydokhti, R. and Hassanzade Kiabi, B., 2009. A multispecies-monitoring study about bioaccumulation of mercury in Iranian birds (Khuzestan to Persian Gulf): Effect of taxonomic affiliation and trophic level. Environmental Research. 109:830-836.