

محیط زیست طبیعی، منابع طبیعی ایران، دوره ۶۷، شماره ۴، زمستان ۱۳۹۳  
صفحات ۳۶۵-۳۵۵

## میزان جذب فلز سنگین Cd در کبد ماهی گورخری در دو محیط آب شور و شیرین

معصومه آریایی<sup>۱</sup>، امیرحسین حمیدیان<sup>۲\*</sup>، سهیل ایگدیری<sup>۳</sup>، سهراب اشرفی<sup>۴</sup>  
۱. کارشناس ارشد محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، ایران  
۲. استادیار گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، ایران  
۳. استادیار گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، ایران

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۱/۳/۲۰ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۲/۱۱/۲۴)

### چکیده

هدف از این پژوهش، مقایسه میزان جذب فلز سنگین Cd در بافت کبد ماهی اندمیک *Aphanius sophiae* در دو محیط آب شور منطقه اشتهارد کرج و آب شیرین در شرایط آزمایشگاهی، بررسی رابطه طول و تجمع کادمیوم در کبد، تعیین اثر متقابل شوری و غلظت‌های متفاوت Cd در میزان جذب است. نمونه‌برداری به روش تصادفی از رودخانه اشتهارد در فصل بهار و تابستان ۱۳۹۰ انجام شد. پس از ۱۸ روز نگهداری و تغذیه در ۴ تانک آکواریومی با غلظت‌های ۱۰، ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ ppm کادمیوم، از ماهی‌ها نمونه‌برداری انجام شد. پس از بیومتری و تعیین جنسیت، بافت کبد ماهی‌ها جدا و با روش هضم اسیدی تر حل شدند و برای اندازه‌گیری مقادیر فلزات نیز از دستگاه ICPOES استفاده شد. در آنالیز نمونه‌های گرفته‌شده از تانک‌های آکواریومی حاوی آب شور ۲۴ درصد از نمونه‌ها نر و ۷۶ درصد ماده بودند و در آب شیرین ۳۵ درصد از نمونه‌ها نر و ۶۵ درصد ماده بودند. متوسط طول ماهی‌ها در آب شور  $3.4 \pm 0.3$  و در آب شیرین  $2.77 \pm 0.17$  بود. درصد تلفات پس از قرارگرفتن ماهی‌ها در آکواریوم‌های حاوی آب شیرین ۵۶ درصد بود و در آب شور تلفات در طول دوره آزمایش مشاهده نشد. آنالیز رگرسیون، رابطه‌ای بین غلظت کادمیوم در کبد و طول بدن و سن ماهی در آب شور و شیرین نشان نداد. به‌طور کلی، تجمع فلز کادمیوم در کبد در آب شیرین ۱/۴۷ برابر میزان تجمع در آب شور بود. برای بررسی اختلاف تجمع Cd در دو محیط آب شیرین و شور آزمون T-test انجام شد، نتایج نشان‌دهنده معنادار نبودن اختلاف غلظت Cd در دو محیط بود. اثر دو محیط با استفاده از آنالیز Split plot در قالب طرح کاملاً تصادفی و آزمون دانکن بررسی شد. جدول تجزیه واریانس نشان داد که بین کادمیوم و شوری اثر متقابل وجود ندارد. در بررسی روند تجمع کادمیوم با افزایش غلظت در آب شور و شیرین نشان داد در تمامی غلظت‌ها (به‌جز ۲۰ آب شیرین) با افزایش غلظت کادمیوم تجمع نیز افزایش می‌یابد.

کلیدواژه‌گان: تجمع، کادمیوم، کبد، *Aphanius sophiae*.

## ۱. مقدمه

ماده بیش از جنس نر است (Navre et al., 1973).

تأثیر شوری بر میزان سمیت این فلز کاملاً چشمگیر و محسوس است (Chongprasith et al., 1999). بررسی‌های انجام‌شده در مورد اثر شوری بر میزان جذب کادمیوم توسط میگوی آب شور نشان داده است که با افزایش شوری میزان جذب کادمیوم کاهش می‌یابد (Verslycke et al., 2003). ماهی در آب شیرین می‌تواند ۱۰ تا هزار برابر کادمیوم آب محیطی را در خود تغلیظ کند (Fleischer et al., 1974). مطالعات نشان داده است که در معرض قرار گرفتن موجودات در برابر کادمیوم بر اعمال کبد و کلیه و همچنین جذب کلسیم توسط آبشش در ماهی قزل‌آلا اثر می‌گذارد (Amin, 1998).

در مورد کادمیوم، شوری یک عامل کلیدی است که می‌تواند فعالیت یون کادمیوم آزاد را تحت‌تأثیر قرار دهد و در نتیجه این امر دسترسی زیستی و سمیت این فلز را در سیستم‌های دریایی کاهش دهد. علت این امر را به تشکیل کمپلکس ضعیف بین یون کادمیوم و کلر نسبت می‌دهند (Wright & welbourn, 2002).

اصولاً فلزات سنگین بیشتر در بافت‌هایی وجود دارند که فعالیت متابولیکی بالایی دارند. آبشش‌ها، کلیه‌ها، کبد و ماهیچه‌ها از اندام‌های مهم هستند (Clark, 1986). بافت کبد از بافت‌های متابولیکی مهمی است که در فعل و انفعالات بدن و مسمومیت‌زدایی مواد زائد نقش بسزایی دارد. چراکه کبد علاوه بر تجمع و ذخیره فلزات، سمیت‌زدایی و توزیع مجدد به بافت، محلی برای بررسی تأثیرات پاتولوژیکی در رابطه با آلودگی فلزات سنگین است (Wong et al., 2001).

در ایران فقط ۳۹ گونه ماهی اندمیک (بوم‌زاد) وجود دارد که یکی از گونه‌های آن ماهی گورخری (*Aphanius sophiae*) از خانواده کپورماهیان دندانانی (Helfman et al., 2009) (Cyprinodontidae) یک گروه از ماهیان آب شیرین هستند که توانایی تحمل بالایی برای شرایط شوری و دما دارند و این امر به آن‌ها اجازه می‌دهد که به محیط‌های مختلفی حتی آبگیرهای صحرایی و باتلاقی‌های آب شور سازگار شوند (Helfman et al., 2009). از جمله جنس‌های این خانواده *Aphanius* است که ۷ گونه در کشور ما دارد، ماهیان این جنس از نظر اندازه کوچک‌اند و جنس‌های نر و ماده آن از لحاظ

بسیاری از فلزات به‌طور طبیعی در اکوسیستم وجود دارند و حتی تعدادی از آن‌ها در بقای موجودات اهمیت دارند. با وجود این چنانچه غلظت این فلزات از حد مشخصی فراتر رود موجب بروز اختلال در شبکه‌های غذایی می‌شود (Amini Ranjbar; Sadeghi-Rad, 1997). امروزه به‌دلیل افزایش استقرار صنایع مختلف و رشد و توسعه شهری، اکوسیستم‌های آبی از جمله آبیان آن‌ها از آلاینده‌های تخلیه‌شده به آب‌ها تأثیر می‌پذیرند. این تأثیرات از بدو ورود آلودگی به اکوسیستم به‌صورت کاهش فعالیت زیستی موجودات و در برخی موارد تلفات شدید آبیان، نمود پیدا می‌کند. فلزات سنگین همچنین آثار مختلفی مانند کاهش رشد، تغییر رفتار، تغییرات ژنتیکی و مرگ‌ومیر آبیان را سبب می‌شوند. این‌گونه رفتار سبب زوال زیستی آبیان می‌شود (Turkmen & Ciminli, 2007). فلزات سنگین به‌دلیل سمی بودن، زمان ماندگاری بالا و تجمع آن‌ها در بافت جانداران، از اهمیت اکولوژیکی و بیولوژیکی زیادی برخوردارند (Clark, 1992). از جمله عناصر موجود در اکوسیستم‌های آبی، کادمیوم است که از آلاینده‌های مهم دو بخش صنعت و کشاورزی است. کادمیوم یک عنصر غیرضروری است و می‌تواند اثرات جدی روی موجودات آبی بگذارد به‌خصوص زمانی که مقادیر بالایی در اکوسیستم‌های آبی وجود دارد (DWA, 1996). کادمیوم به‌دلیل سمیت و پایداری بالا، یکی از عناصر خطرناک کمیاب در محیط زیست محسوب می‌شود به گونه‌ای که سمیت آن را ۲ تا ۲۰ برابر بیشتر از سایر فلزات بیان کرده‌اند (Battaglia et al., 2005). مهره‌داران آبی به نسبت مهره‌داران خشک‌زی از حساسیت و آسیب‌پذیری بیشتری در برابر سمیت کادمیوم برخوردارند. تخم‌ها و بچه‌ماهیان نارس که در مواجهه با غلظت مزمن این فلز هستند، دچار نقایص رشد، نرخ‌های پایین تفریح و بدریختی‌های ستون فقرات می‌شوند. در رابطه با سمیت کادمیوم برای ماهیان، تفاوت‌های قابل توجهی مشاهده می‌شود (Zahedi, 1998). آزمایش‌های انجام‌شده برای تعیین تجمع کادمیوم در ماهی زبرا نشان داده است که سرعت و میزان افزایش کادمیوم در جنس

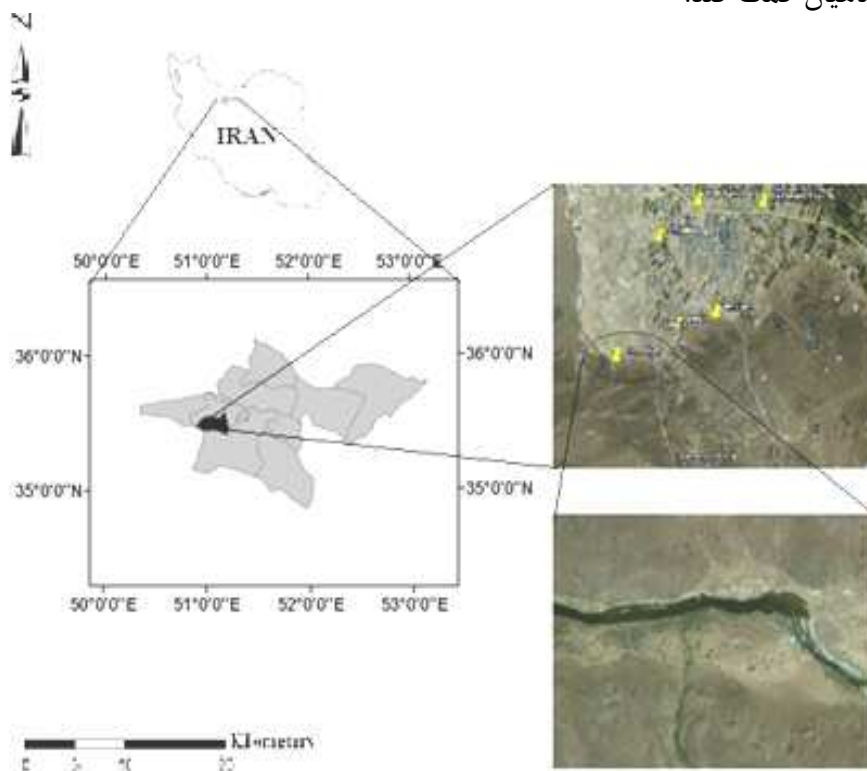
## ۲. مواد و روش‌ها

### ۱.۲. منطقه مطالعه شده

حوضه آبخیز رودخانه شور به‌طور کلی، با مشخصات جغرافیایی  $48^{\circ}32'$  تا  $51^{\circ}10'$  طول شرقی،  $35^{\circ}20'$  تا  $36^{\circ}30'$  عرض شمالی، در شمال غربی حوضه آبریز دریاچه نمک واقع شده و یکی از چند رودخانه مهم حوضه آبخیز مرکزی است. منطقه نمونه‌برداری یکی از شاخه‌های فرعی رودخانه شور با مشخصات جغرافیایی  $35^{\circ}36'31''$  عرض شمالی و  $50^{\circ}48'23''$  طول شرقی و ارتفاع ۱۱۴۳ متر از سطح دریاست. بستر از گل بسیار نرم پوشیده شده است که سبب باتلاقی شدن آن می‌شود. در فصل‌های گرم سال در برخی مناطق پوشش لجنی مشاهده می‌شود و پوشش گیاهی در مناطق کم‌عمق گیاهان بن در آب است. طی دوره نمونه‌برداری میانگین اکسیژن محلول  $11/68$  میلی‌گرم در لیتر، میانگین دمای آب  $22/22 \pm 12/85$  درجه سانتی‌گراد و شوری  $2/77 \pm 10/89$  میلی‌گرم در لیتر و pH بین ۷ تا ۸/۵ متغیر بود.

ظاهری قابل تشخیص‌اند (Abdoli, 1989). این ماهیان در محیط‌های با شوری بالا که گونه‌های دیگری توانایی زیست ندارند یافت می‌شوند و از گونه‌های فراوان در مرداب‌ها، تالاب‌ها، آب‌های ساحلی شور و لب شور و آب‌های کم‌عمق راکد و نیمه‌راکد هستند (Al-Daham, 1997). ماهی گورخری (*Aphanius sophiae*) جمعیت‌هایی در محیط‌های آبی با شرایط کاملاً متفاوت دارند، به عنوان مثال دو جمعیت متفاوت این ماهی در چشمه‌علی دامغان (با آب شیرین) و رودخانه شور اشتهارد زیست می‌کنند.

پژوهش‌های زیادی در رابطه با تجمع زیستی در ماهیان استفاده‌شده غذای انسان در اکوسیستم‌های آبی طبیعی انجام گرفته است. اما در پژوهش حاضر کار در شرایط کنترل‌شده آزمایشگاهی بر روی ماهی اندمیک *Aphanius sophiae* انجام گرفته است. از این‌رو این پژوهش با هدف بررسی تجمع فلز Cd در ۴ غلظت ۰، ۵، ۱۰، و ۲۰ ppm در بافت کبد در دو محیط آب شور و شیرین در محیط آزمایشگاهی مطالعه خواهد شد. نتایج این پژوهش می‌تواند به درک بهتر این آلاینده در اکوسیستم‌های مختلف مثل شور و شیرین بر روی ماهیان کمک کند.



شکل ۱. موقعیت جغرافیایی و ماهواره‌ای منطقه نمونه‌برداری (رودخانه شور)

## ۲.۲. نمونه برداری

نمونه برداری تیمار آب شور از رودخانه شور کرج در فصل بهار (ماه‌های اردیبهشت و خرداد) و نمونه برداری تیمار آب شیرین در فصل تابستان (ماه‌های تیر و مرداد) ۱۳۹۰ انجام شد. ماهی‌ها به روش تصادفی توسط تور ساچوک صید و برای مطالعات به آزمایشگاه انتقال داده شدند.

ماهی‌ها پس از انتقال به آزمایشگاه، برای سازگاری به مدت ۵ روز در مخزن با هوادهی مناسب، نگهداری و با دافنی و غذای دستی تغذیه شدند. ۷ تانک آکواریومی با ابعاد  $40 \times 30 \times 30$  سانتی متر ساخته شد و در هر یک ۲۰ لیتر آب شور محل نمونه برداری ریخته و هوادهی در تمام طول آزمایش انجام شد. از میان تانک‌ها ۳ عدد با غلظت‌های ۱۰، ۵ و ۲۰ ppm از کادمیوم و ۱ عدد هم به عنوان شاهد در نظر گرفته شد. در این مطالعه برای ساخت غلظت‌ها مورد نظر از نمک کادمیوم کلراید ( $CdCl_2 \cdot 4H_2O$ ) (Merk) استفاده شد. ماهی‌ها به سه تیمار (غلظت‌های آزمایش شده) به همراه یک گروه شاهد تقسیم شدند و در هر تانک آکواریومی تعداد ۲۰ ماهی معرفی شد. برای بررسی جذب زیستی کادمیوم و آرسنیک پس از ۱۸ روز نگهداری و تغذیه، از ماهی‌ها نمونه برداری انجام شد.

## ۳.۲. آنالیز نمونه ماهیان

از هر تانک آکواریومی تعداد ۱۵ ماهی برای اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین خارج شد و به دلیل کوچک بودن اندام‌ها، از هر ۵ ماهی برای یک نمونه کبد به صورت هموزن استفاده شد و در مجموع از ۱۵ ماهی استخراج شده از هر تانک آکواریوم ۳ نمونه هموزن کبد به دست آمد.

در آزمایشگاه اندام‌های استخراج شده در ابتدا وزن شدند و محاسبات بر اساس وزن تر ماهی انجام شد. برای هضم شیمیایی نمونه‌ها مخلوطی از اسید نیتریک ( $HNO_3$ ) و اسید پرکلریک ( $HClO_4$ )، استفاده شد. برای هضم هر نمونه، حدود ۰/۵ گرم از بافت‌های آبشش، کبد و عضله جداسازی شد و سپس ۸ میلی لیتر اسید نیتریک (۶۵ درصد) به هر نمونه اضافه شد، نمونه‌ها در طول شب در آزمایشگاه قرار گرفتند (بدون

حرارت دادن) تا به آهستگی هضم شوند (Ip, 2005). ۲۴ ساعت بعد ۳ میلی لیتر اسید پرکلریک (۷۰ درصد) به نمونه‌ها اضافه شد. سپس نمونه‌ها روی هات پلیت حرارت داده شدند تا بر اثر حرارت عمل هضم کامل و محلولی شفاف حاصل شود. پس از هضم، نمونه‌ها در هوای محیط قرار داده شد تا سرد شوند. محلول‌های شفاف حاصل از هضم هر یک از نمونه‌ها پس از سرد شدن در دمای محیط با آب دیونایز به حجم ۲۵ میلی لیتر رسانده و دوباره وزن شدند. پس از آماده‌سازی، میزان فلزات سنگین با استفاده از دستگاه ICPOES<sup>۱</sup> اندازه‌گیری شد.

لازم به ذکر است کلیه ظروف و ابزارهای استفاده شده در آزمایش ابتدا به مدت ۲۴-۴۸ ساعت در حمام اسیدی (HCl 10%) نگهداری و سپس با آب دو بار تقطیر بدون یون شست‌وشو داده شدند تا استریل و عاری از آلودگی‌های احتمالی شوند.

## ۴.۲. آنالیز آماری

آنالیز داده‌ها در نرم‌افزار SPSS19 انجام شد. بدین ترتیب که اثر دو محیط با استفاده از آنالیز Split plot در قالب طرح کاملاً تصادفی و آزمون دانکن بررسی شد. نرمال بودن و هموزن بودن متغیرها به ترتیب با استفاده از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف و تست لوین بررسی شد. همچنین برای بررسی رابطه طول با میانگین غلظت فلزات سنگین از رگرسیون استفاده شد.

## ۳. نتایج

### ۱.۳. نتایج بیومتری و تعیین جنسیت ماهیان

در آنالیز نمونه‌های گرفته شده از تانک‌های آکواریومی حاوی آب شور ۲۴ درصد از نمونه‌ها نر و ۷۶ درصد ماده بودند، همچنین در آنالیز نمونه‌های گرفته شده از تانک‌های آکواریومی حاوی آب شیرین ۳۵ درصد از نمونه‌ها نر و ۶۵ درصد ماده بودند. متوسط طول ماهی‌ها در آب شور  $3 \pm 0.4$  و در آب شیرین  $1.7 \pm 0.2$  بود.

1. Inductively-Coupled Plasms Optical Emission Spectroscopy

## ۲.۳. تلفات ماهیان پس از قرارگیری در معرض

## فلزات سنگین

درصد تلفات پس از قرارگرفتن ماهی‌ها در آکواریوم‌های حاوی آب شیرین ۵۶ درصد بود و در آکواریوم‌های حاوی آب شور تلفات در طول دوره آزمایش مشاهده نشد.

## ۳.۳. بررسی رابطه بین غلظت کادمیوم در کبد و

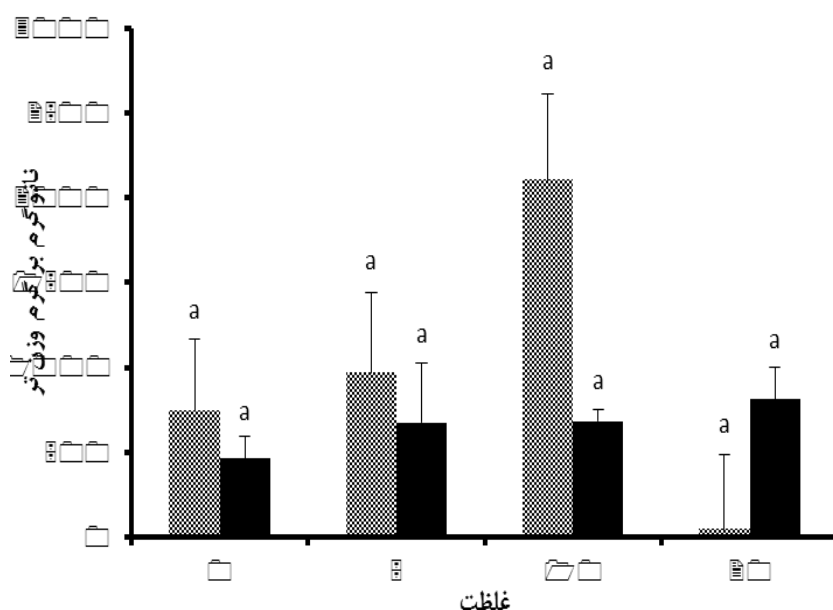
## طول بدن ماهی

آنالیز رگرسیون، رابطه‌ای بین غلظت کادمیوم در کبد و طول بدن ماهی در آب شور و شیرین نشان نداد. شایان ذکر است ماهیان جوان میانگین طول کوچک‌تری از ماهیان مسن دارند بنابراین رابطه‌ای بین غلظت فلزات در اندام‌های مختلف و سن ماهی نیز مشاهده نشد.

## ۴.۳. بررسی مقایسه تجمع فلزات سنگین در دو

## محیط آب شور و شیرین

نتایج نشان داد در آب شیرین حداکثر و حداقل تجمع فلز کادمیوم در کبد به ترتیب در غلظت‌های ۱۰ و ۲۰ ppm و در آب شور حداکثر و حداقل به ترتیب در غلظت‌های ۰ و ۲۰ ppm مشاهده شد، براساس نتایج آزمون دانکن گروه‌بندی خاصی بین غلظت‌های مختلف کادمیوم مشاهده نشد (شکل ۲). همچنین به‌طور کلی تجمع فلز کادمیوم در کبد در آب شیرین ۱/۴۷ برابر میزان تجمع در آب شور بود. برای بررسی اختلاف تجمع Cd در دو محیط آب شیرین و شور آزمون T-test انجام شد، نتایج نشان‌دهنده معنادار نبودن اختلاف غلظت Cd در دو محیط بود.



شکل ۲. حداکثر و حداقل میانگین تجمع کادمیوم در دو محیط آب شور و شیرین در غلظت‌های ۰، ۵، ۱۰ و ۲۰ ppm (میانگین +SD) حروف روی ستون‌ها مربوط به نتایج آزمون دانکن است.

۱۰ از محیط شیرین به شور روند کاهشی داشته است، درحالی‌که در غلظت ۲۰ ppm از محیط شیرین به شور افزایش تجمع مشاهده شد (شکل ۳). در بررسی روند تجمع کادمیوم با افزایش غلظت در آب شور و شیرین نشان داد در تمامی غلظت‌ها (به جز ۲۰ آب شیرین) با افزایش غلظت کادمیوم تجمع نیز افزایش می‌یابد (شکل ۴).

## ۵.۳. بررسی اثر متقابل غلظت‌های مختلف کادمیوم

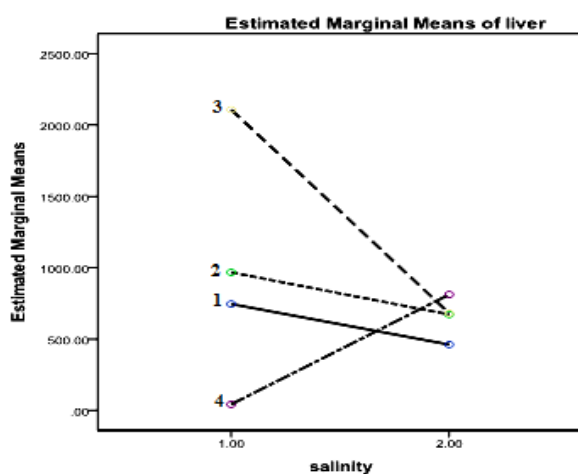
## و شوری

در آزمون Split plot نتایج جدول تجزیه واریانس نشان داد که بین کادمیوم و شوری اثر متقابل وجود ندارد (جدول ۱).

تجمع کادمیوم کبد در غلظت‌های ۰، ۵ و ۱۰ ppm

جدول ۱. نتایج آزمون تجزیه واریانس Split plot

منابع تغییر	df	F	Sig.
عرض از مبدأ	۱	۳۹/۲۲۱	۰/۰۲۵
تکرار	۲	۱/۷۰۵	۰/۳۷۰
شوری	۱	۲/۴۱۶	۰/۲۶۰
شوری*تکرار	۲	۰/۴۱۹	۰/۶۶۷
Cd	۳	۱/۸۸۰	۰/۱۸۷
شوری* Cd	۳	۲/۱۳۷	۰/۱۴۹



\*Cd: ۱- تیمار شاهد

\*Salinity: ۱. آب شیرین

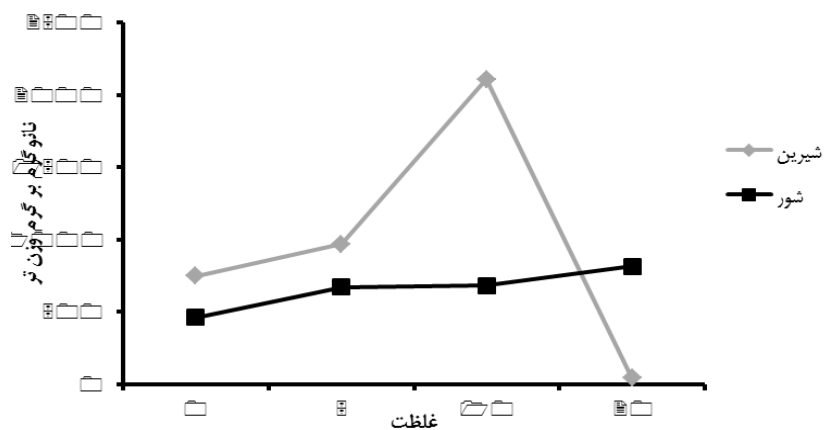
۲. آب شور

۲. آکواریوم حاوی غلظت ۵ ppm کادمیوم

۳. آکواریوم حاوی غلظت ۱۰ ppm کادمیوم

۴. آکواریوم حاوی غلظت ۲۰ ppm کادمیوم

شکل ۳. بررسی اثر متقابل میانگین غلظت فلز سنگین کادمیوم نسبت به سطوح مختلف و آب شیرین و شور



شکل ۴. مقایسه میانگین غلظت فلز سنگین کادمیوم در دو محیط آب شور و شیرین در غلظت‌های ۰، ۵، ۱۰، ۲۰ ppm

## ۴. بحث و نتیجه گیری

## ۱.۴. بیومتری و تعیین جنسیت ماهیان

به دلیل انجام تصادفی آزمایش و عدم جداسازی نمونه‌های نر و ماده امکان بررسی رابطه جنسیت با جذب و تجمع زیستی فلزات وجود نداشت، اما براساس مطالعات انجام شده تا کنون امکان این ارتباط وجود دارد. آزمایش‌های انجام شده برای تعیین تجمع کادمیوم در ماهی زبرا (گورخری)<sup>۱</sup> نشان داده است که سرعت و میزان افزایش کادمیوم در جنس ماده بیش از جنس نر است (Navre et al., 1973). همچنین Klavins et al. (2009) تجمع فلزات سنگین را در ماهی *Perca fluviatilis* در دریاچه‌های لتونی که نمونه‌ای از بررسی جذب فلزات در آب شیرین است بررسی کردند و نتیجه گرفتند که غلظت فلزات اختلاف معناداری با جنسیت در ماهی دارد و ماده‌ها غلظت بالاتری را در تمام بافت‌ها نشان دادند البته آن‌ها عواملی مانند اختلاف در عادات غذایی و متابولیسم را نیز در این امر تأثیرگذار دانستند.

## ۲.۴. تلفات ماهیان پس از قرارگیری در معرض

## فلزات سنگین

درصد تلفات پس از قرارگرفتن ماهی‌ها در آکواریوم‌های حاوی آب شیرین ۵۶ درصد بود و در آکواریوم‌های حاوی آب شور تلفات در طول دوره آزمایش مشاهده نشد. افزایش غلظت نمک، تلفات ناشی از کادمیوم و کروم را در *Callinectes sapidus* در محیط کاهش می‌دهد (Frank & Robertson, 1979). نتایج در میگوی چمن *Palaemonetes pugio* نشان داد شوری و دما بر بقا تأثیر نمی‌گذارد، مگر اینکه میگو در معرض کادمیوم، ۱۰ هزار دالتون متالوتیونین شبیه CdBP<sup>۲</sup> در معرض حداقل ۰/۱ میلی‌گرم در لیتر Cd<sup>2+</sup> در ۹۶ ساعت تولید کند. میگوی چمن باقی‌مانده در شرایط دمایی، شوری و کادمیوم مرتبط با بالاترین مرگومیر، بالاترین سطح از CdBP را نشان دادند. بنابراین، تجمع CdBP نه تنها مربوط به قرارگرفتن در معرض کادمیوم، بلکه می‌تواند

همچنین به‌طور سینرژیکی از فاکتورهای محیطی تأثیر پذیرد (Howard & Hacker, 1990).

۳.۴. رابطه بین غلظت کادمیوم در کبد و طول بدن ماهی انجام آنالیز رگرسیون، رابطه‌ای بین غلظت فلزات در بافت‌های مختلف و طول بدن ماهی در آب شور و شیرین نشان نداد. لازم به ذکر است ماهیان جوان میانگین طول کوچک‌تری از ماهیان مسن دارند بنابراین، رابطه‌ای بین غلظت فلزات در اندام‌های مختلف و سن ماهی نیز مشاهده نشد. نتایج ما با مطالعه Nabi Zadeh, (2011) منطقه حفاظت‌شده حرا در استان هرمزگان به‌منظور بررسی غلظت فلزات سنگین (Cd, Ni, Pb, Cr) در بافت‌های عضله، کبد و آبشش ماهیان شور ت (*Sillago sihama*) و زمین‌کن (*Platycephalus indicus*) مطابقت دارد.

در مقابل (Agah et al., 2009) در مطالعه‌ای در بررسی رابطه اندازه ماهیان با میزان تجمع ۱۶ فلز نشان دادند که همبستگی منفی بین سن ماهی و غلظت فلزات در بافت‌ها وجود دارد.

به دلیل بالاتر بودن متابولیسم فعال در افراد جوان نسبت به افراد بالغ و مسن‌تر و نیز با توجه به رابطه مستقیم نرخ متابولیک در آبزیان و نرخ جذب آلودگی و مدت زمان قرارگیری کمتر در معرض فلزات سنگین انباشتگی فلزات سنگین در افراد جوان‌تر بالاتر است (Kojadinovic et al., 2007).

## ۴.۴. مقایسه تجمع فلزات سنگین در دو محیط آب

## شور و شیرین

ورود آلودگی‌ها به بافت‌های ماهی معمولاً از پنج مسیر اصلی روی می‌دهد: از طریق ذرات غذا یا غیرغذایی، آبشش‌ها، ورود آب از طریق دهان و جذب از طریق پوست. پس از جذب، این آلاینده‌ها از طریق رگ‌های خونی به مراکز ذخیره یا به کبد حمل می‌شوند. آلاینده‌هایی که به کبد منتقل شده‌اند ممکن است در همان جا ذخیره شوند یا به صفر دفع شوند، همچنین ممکن است به سایر ارگان‌ها مانند آبشش‌ها، ماهیچه یا کلیه برای حذف یا ذخیره در چربی انتقال یابند (Nussev et al., 2000). نتایج بسیاری از مطالعات نیز نشان می‌دهد که بافت کبد تمایل به

1. Zebra Fish  
2. Cadmium-binding protein

محیط بود. به طور کلی، تجمع فلز کادمیوم در کبد در آب شیرین ۱/۴۷ برابر میزان تجمع در آب شور بود. این نتیجه با پژوهش‌های Phillips (1976) در مورد جذب مس در شوری‌های متفاوت در *Mytilus edulis* (Zanders & Rojas, 1996) در بررسی شوری بر تجمع کادمیوم در اندام‌های مختلف خرچنگ *Uca rapax* در دهانه رودخانه Tuy در ونزوئلا، George et al. (1977) در زمینه اثر شوری و حرارت بر میزان تجمع سرب در بافت‌های ماهی *Gillichthys mirabilis* Howard & Hacker (1990) در بررسی اثرات توأم شوری، دما، و کادمیوم روی تجمع (پروتئین در اتصال با کادمیوم) (CdBP) در میگوی چمن *Palaemonetes pugio* (Dutton & Fisher, 2011) در بررسی آزمایشگاهی نقش شوری در جذب کادمیوم در ماهی کوچک آب شیرین (*Fundulus heteroclitus*) و Karakoc (1999) در بررسی اثر غلظت‌های متفاوت نمک NaCl بر تجمع مس در کبد، آبشش و بافت‌های عضلانی از *Tilapia nilotica* در غلظت‌های متفاوت مس مطابقت دارد. این مطالعات نشان دادند افزایش غلظت نمک در محیط در تمامی غلظت‌های کادمیوم به طور معناداری سبب کاهش تجمع کادمیوم در بافت کبد می‌شود.

در بیان علت رابطه عکس شوری و تجمع پژوهشگران دلایل متفاوتی را مانند افزایش قابل توجه در تجمع متالوتیونین‌ها پس از قرار گرفتن در معرض کادمیوم (Baudrimont, 1997)، سطوح پروتئین در پیوند با کادمیوم (CdBP) با افزایش غلظت کادمیوم و دما و با کاهش شوری (Howard & Hacker, 1990)، تفاوت در طول، وزن و سن ماهی، مدت قرار گیری در معرض فلزات، سطح متالوتیونین‌ها سم‌زدای فلزات در بدن هر گونه (Malic et al., 2010)، درجه متابولیسم، هر گونه و نیازهای اکولوژیکی، متابولیسم، شدت آلودگی آب، غذا و رسوبات (Yilmaz, 2009) و نیز فاکتورهایی مانند شوری و دما بیان کردند.

۵.۴. اثر متقابل غلظت‌های مختلف کادمیوم و شوری در آزمون Split plot نتایج جدول تجزیه واریانس نشان

انباشتگی فلزات سنگین در مقادیر بالا را دارد، همچنین کبد به دلیل گرایش به تجمع سطوح بالای آلاینده‌های مختلف نسبت به بافت‌های دیگر شاخص زیست‌محیطی مناسب‌تری برای ارزیابی آلودگی آب محسوب می‌شود (Yilmaz, 2009). کبد نقشی کلیدی در متابولیسم داشته و مکانی اصلی در تجمع، انتقال زیستی، سم‌زدایی و دفع آلاینده‌ها در ماهی است (Licata et al., 2005).

پژوهش‌های بسیاری از جمله تحقیق Kojadinovic et al. (2007) در زمینه بررسی الگوی تجمع زیستی فلزات Cd, Cu, Hg و Mn در ماهیان پلاژیک در دو منطقه اقیانوس هند (Licata et al., 2005) با موضوع بررسی تجمع فلزات Cd, Cu, Mn, Pb در بافت کبد و ماهیچه *Thunnus thynnus* در تنگه Messina، تحقیق Karakoc (1999) در مورد بررسی اثر غلظت‌های ۵، ۱۰، ۱۵ و ۲۰ درصد نمک NaCl بر تجمع مس در کبد، آبشش و بافت‌های عضلانی *Tilapia nilotica* در دوره‌های آزمایشی ۱، ۷، ۱۵ و ۳۰ روز در غلظت ۱/۱۰ درصد، ۱/۱۰ ppm، پژوهش Nabi Zadeh (2011) در بررسی غلظت فلزات سنگین (Cd, Ni, Pb, Cr) در بافت‌های عضله، کبد و آبشش ماهیان شورت (*Sillago sihama*) و زمین‌کن (*Platycephalus indicus*) در منطقه حفاظت‌شده حرا در استان هرمزگان، تحقیق Mansouri (2011) در زمینه جذب و دفع کبالت و نیکل در بافت‌های مختلف سیاه ماهی (*Capoeta fusca*) از قنات‌های بخش مرکزی بیرجند در آب شور و پژوهش‌های Bahnasawy (et al., 2009) با موضوع بررسی تغییرات فصل در غلظت فلز Cd در بافت‌های آبشش، ماهیچه و پوست ماهیان *Mugil cephalus* و *Liza ramada* در پنج ایستگاه در ریاضه Manzala مصر، و تحقیق Malik et al. (2010) در بررسی Cd در بافت‌های ماهی *Labeo rohita* در ریاضه Bhopal هند در آب شیرین نشان داده است که کبد بیشترین تجمع فلزات کادمیوم را در بین سایر بافت‌ها دارد.

برای بررسی اختلاف تجمع Cd در دو محیط آب شیرین و شور آزمون T-test انجام شد، نتایج نشان‌دهنده معنادار نبودن اختلاف غلظت Cd در دو



#### ۶.۴. نتیجه گیری کلی

ماهپانی که در آب‌های آلوده زندگی می‌کنند تمایل به تجمع فلزات سنگین در بافت‌هایشان دارند. به‌طور کلی، تجمع به، غلظت فلز، زمان در معرض قرار گرفتن طریقه جذب فلز، شرایط محیطی (دمای آب، pH، عوامل سختی، شوری) و فاکتورهای ذاتی (سن ماهی، عادات تغذیه‌ای) بستگی دارد. بسیاری از آن‌ها عمدتاً در کبد، کلیه و آبشش تجمع می‌یابد. تفاوت غلظت فلزات سنگین در بافت‌های گوناگون ماهیان می‌تواند ناشی از متغیر بودن توان فلزات سنگین در غلبه بر پیوندهای فلزی پروتئین‌ها نظیر متالوتیونین‌ها، همچنین تفاوت در طول، وزن و سن ماهی، درجه متابولیسم بافت باشد. کبد شاخص زیست‌محیطی مناسبی برای آلودگی آب است.

احتمالاً کاهش سختی آب، کاهش غلظت نمک تلفات ناشی از Cd را در محیط افزایش می‌دهد. به‌طور کلی می‌توان گفت، سختی زیاد آب برای ارگانسیم‌های آبی بسیار مفید است زیرا با افزایش سختی به دلیل کاهش حلالیت فلزات سنگین، میزان سمیت فلزات سنگین کاهش می‌یابد. این کاهش سمیت در اثر رقابت بین یون‌های کلسیم و منیزیم برای باند شدن در بدن ارگانسیم می‌باشد. به عبارتی می‌توان گفت که سختی آب با اشباع کردن سطح آبشش ماهی با یون کربنات، میزان سمیت فلزات سنگین را کاهش می‌دهد. همچنین سمیت فلزات سنگین در ماهی تابعی از غلظت یون آزاد فلزی است که تحت کنترل مقدار کلرید آب قرار دارد هنگامی که غلظت یون کلرید افزایش می‌یابد، غلظت یون‌های فلزی آزاد نسبت به غلظت کل فلز به دلیل پیوند با یون‌های کلرید کاهش می‌یابد، به عبارت دیگر ممکن است دلیل اینکه سمیت در شوری کم افزایش می‌یابد مربوط به اختلال تنظیمات اسمزی باشد. وقتی که اختلاف پتانسیل منفی دیواره داخلی بدن با کاهش شوری افزایش می‌یابد انتقال یون به اندام‌ها به تبع آن افزایش می‌دهد.

داد که بین کادمیوم و شوری اثر متقابل وجود ندارد، تجمع کادمیوم کبد در غلظت‌های ۰، ۵ و ۱۰ ppm از محیط شیرین به شور روند کاهشی داشته است، در حالی که در غلظت ۲۰ ppm از محیط شیرین به شور افزایش تجمع مشاهده شد. در بررسی روند تجمع کادمیوم با افزایش غلظت در آب شور و شیرین نشان داد در تمامی غلظت‌ها (به جز ۲۰ آب شیرین) با افزایش غلظت کادمیوم، تجمع نیز افزایش می‌یابد، این نتیجه با پژوهش‌ها در بررسی اثرات توأم شوری، دما و کادمیوم روی تجمع (پروتئین در اتصال با کادمیوم) (CdBP) در میگو چمن (Howard & Hacker, 1990) *Palaemonetes pugio* بررسی تجمع زیستی کادمیوم در بافت مختلف ماهی کپور (*Cyprinus carpio*) در طولانی‌مدت (Cinier et al., 1997)، تجمع زیستی و حذف فلزات سنگین مس و سرب در میگوی آب شیرین *Shuhaimi-Othmanet (Macrobrachium lancesteri)* (al., 2006) و بررسی اثر غلظت‌های متفاوت نمک NaCl بر تجمع مس در کبد، آبشش و بافت‌های عضلانی از *Tilapia nilotica* در غلظت‌های متفاوت مس (Karakoc, 1999) مطابقت دارد.

سمیت فلزات سنگین در ماهی تابعی از غلظت یون آزاد فلزی است که تحت کنترل مقدار کلرید آب قرار دارد. (Mclusky et al., 1986) هنگامی که غلظت یون کلرید افزایش می‌یابد، غلظت یون‌های فلزی آزاد نسبت به غلظت کل فلز به دلیل پیوند با یون‌های کلرید کاهش می‌یابد، به عبارت دیگر ممکن است دلیل اینکه سمیت در شوری کم افزایش می‌یابد مربوط به اختلال تنظیمات اسمزی باشد (Johnson, 1988). قرار گرفتن در معرض کادمیوم در آب دریای رقیق، سبب افزایش میزان ورود یا جذب فلز می‌شود که احتمالاً به واسطه مکانیسم انتقال کلسیم است (Zanders & Rojas, 1996).

## REFERENCES

1. Abdoli, A., 1989. Freshwater fishes of Iran. Printing, Publishing Museum of Nature and Wildlife of Iran. 377p
2. Agah, H., Leermakers, M., Elskens, M., Fatemi, M.R., Baeyens, W., 2009. Accumulation of trace metals in the muscle and liver tissues of five fish species from the Persian Gulf. Environmental Monitoring and Assessment 157,499-514.
3. Al-Daham, N.K., Huq, M.F., Sharma, K.P., 1977. Note, on the ecology of fishes of the

- genus *Aphanius* and *Gambusia affinis* in Southern Iraq. *Freshwater Biology* 7, 245-251.
4. Amin, R., 1998. Effects of heavy metals on fish. *Fisheries expert discussions*. Department of Fisheries and the environment. Tehran University.
  5. Amini Ranjbar, GH., Sotodeh Nia, F., 1995. Accumulation of heavy metals in fish muscle tissue in the Caspian Sea golden mullet (*Mulgi auratus*) with some biometric specifications (standard length, weight, age and sex). *Journal of the Iranian Fisheries* 13-18.
  6. Bahnasawy, M., Khidr, A.A., Dheina, N., 2009. Seasonal Variations of Heavy Metals Concentrations in Mullet, Mugil Cephalus and Liza Ramada (*Mugilidae*) from Lake Manzala, Egypt. *Journal of Applied Sciences Research* 5(7), 845-852.
  7. Battaglia, A., Ghidini, S., Campanini, G., Spaggiari, R., 2005. Heavy metal contamination in little owl (*Athene noctua*) and common buzzard (*Buteo buteo*) from northern Italy. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 60, 61-66.
  8. Baudrimont, M., Metivaud, J., Maury-Brachet, R., Ribeyre, F., Boudou, A., 1997. Bioaccumulation and metallothionein response in the asiatic clam (*Corbicula fluminea*) after experimental exposure to cadmium and inorganic mercury. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16(10), 2096-2105.
  9. Chongprasith Dutton, J., Fisher, NS., 2011. Salinity effects on the bioavailability of aqueous metals for the estuarine killifish *Fundulus heteroclitus*, *Environmental Toxicology and Chemistry* 30(9), 2107-2114.
  10. Chonpradith, P., Utoomprurkum, W., Rattikhnsukhha., C., 1999. Asian Marine Water quality criteria for Cadmium. Cooperative program on science. Bangkok, Thailand, 64 p.
  11. Cinier, C.D.C., Petit-Ramel, M., Faure, R., Garin, D., 1997. Cadmium bioaccumulation in Carp (*Cyprinus carpio*) tissues during long-term high exposure: analysis by inductively coupled plasma-mass spectrometry. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 38, 137-143.
  12. Clarck, R.B., 1992. Marine pollution, Axford university press, pp. 172- 184.
  13. Clark, R.B., 1986. Marine pollution Clarendon Press. Oxford London, pp. 64-82.
  14. DWAF (Department of Water Affairs and Forestry). 1996. South African Water Quality Guideline, second edition. Volume 7: aquatic ecosystem. 159p.
  15. Fleischer, M., Sarofim, A.F., Fassett, D.W., Mammend, P., Shackbette, M.T., Miesbet, I.C.T., Epstein, S., 1974. *Environ. Health. Perspect* 7, 9-253.
  16. Frank, F. M., Robertson, P. B., 1979. The Influence of Salinity on Toxicity of Cadmium and Chromium to Blue Crab, *Callinectes sapidus*, *Bulletin. Environ. Contam. Toxicol* 21, 74-78.
  17. George, N., Somero, G. N., Chow, T. J., Yancey, P. H., Snyder, C. B., 1977. Lead accumulation rates in tissues of the estuarine teleost fish, *Gillichthys mirabilis*: Salinity and temperature effects, *Environmental Contamination and Toxicology* 6(1), 337-348.
  18. Helfman, G.S., B.B, Collette, Facey, D.E., Bowen, B.W., 2009. *The Diversity Of Fishes Biology, Evolution And Ecology*, 720 p.
  19. Howard, c.l., Hacker, c.s., 1990. Effects of salinity, temperature, and cadmium on cadmium-binding protein in the grass shrimp, *Palaemonetes pugio*. *Environmental Contamination and Toxicology* 19(3), 341-347.
  20. Ip, C.M., Li, X.D., Zhang, G., Wong, C.S.C., Zhang, W.L., 2005. Heavy metal and Pb isotopic compositions of aquatic organisms in the Pearl River Estuary, South China. *Environmental Pollution* 138, 494-504.
  21. Johnson, I., 1988. The Effects of Combinations of Heavy Metals, Hypoxia and Salinity on Ion Regulation in Crangon crangon (L.) and *Careinus maenas* (L.), *Comp. Biochem. Physiol* 91 (2), 459-463.
  22. Karakoc, M., 1999. Effects of Salinity on the Accumulation of Copper in Liver, Gill and Muscle Tissues of *Tilapia nilotica*. *Tr. J. of Zoology* 23, 299-303.
  23. Klavins, M., Potapovics, O., Rodinov, V., 2009. Heavy metals in fish from lakes in Latvia: Concentrations and trends of changes. *Bulletin Environmental Contamination Toxicology* 82, 96-100.
  24. Kojadinovic, J., Potier, M., Le Corre, M., Cosson, M., Bustamante, M., 2007. Bioaccumulation of trace elements in pelagic fish from the Western Indian Ocean. *Environmental Pollution* 146(2), 548-566.
  25. Licata, P., Trombetta, D., Cristani, M., Naccari, C., Martino, D., Calo, M., Naccari, F., 2005. Heavy metals in liver and muscle of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) caught in the

- Straits of Messina (Sicily, Italy). Environmental Monitoring and Assessment 107, 239-248.
26. Malik, N., Biswas, A.K., Qureshi, T.A., 2010. Bioaccumulation of heavy metals in fish tissues of a freshwater lake of Bhopal. Environmental Monitoring and Assessment 160, 267-276.
27. Mansouri, B., 2011. Biological accumulation and excretion of cobalt and nickel in various tissues of black fish (*Capoeta fusca*). Master thesis of natural resources - environment. Faculty of Agriculture, Birjand.
28. Mclusky, D. S., Bryant, V., Cambell, R., 1986. The Effects of Temperature and Salinity on the Toxicity of Heavy Metals to Marine and Estuarine Invertebrates. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev 24, 481-520.
29. Nabi Zadeh, S., 2011. Accumulation of heavy metals in tissues of two fish species (*Silago sihama* and *Cephalopis indicus*) in south Iran. Master thesis of natural resources - environment. Faculty of Agriculture, Birjand
30. Navre, G.N., Venderdal, D., Christiansen, C., 1973. Cadmium Concentration in some fish a coastal area in Southern Norway. 24, 64-155
31. Nussev, G., Van Vuren, J.H.J., Du Preez, H.H., 2000. Bioaccumulation of chromium, manganese, nickel and lead in the tissues of the moggel, *labeo umbratus* (Cyprinidae), from Witbank Dam, Mpumalanga. Water SA 26, 269-284.
32. Phillips, D. J. H., 1979. The Common Mussel, *Mytilus edulis* as Indicator Pollution by Zinc, Cadmium, Lead and Copper-1, Effect of Environmental Variables on Uptake of Metals, Marine Biol 8, 59-69.
33. Sadeghi-Rad, M., 1997. Studing and determination of heavy metals (Mercury, Cadmium, Lead, Zinc, and Cobalt) in some species of Anzali swamp edible fish (Carp, Duck fish, *Carassius*, *Phytophag*). Sciences Magazine Iran Fish 4, 1-16.
34. Shuhaimi-Othman, M., Abas, A., Yap, S.S., Maziati, M., 2006. Bioaccumulation and elimination of copper and lead by freshwater prawn *Macrobrachium lanceolatum*. Journal of Biology Sciences 6, 717-722.
35. Turkmen, M., Ciminli, C., 2007. Determination of metals in fish and mussel species by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry. Food Chemistry 103, 670-675.
36. Verslycke, T., Vangheluwe, M., Heijerick, D., Schampelaere, K.D., Sprang, P.V., Janssen, C.R., 2003. The toxicity of metal mixtures to the estuarine mysid *Neomysis integer* (Crustacea: Mysidacea) under changing salinity. Aquatic Toxicology 64, 307-315.
37. Wong, C.K., Wong, P.P.K., Chu, L.M., 2001. Heavy metal concentrations in marine fishes collected from fish culture sites in Hong Kong. Archive of Environmental Contamination and Toxicology 40, 60-69.
38. Wright, D. A., Welbourn, p., 2002. Environmental toxicology. Cambridge University press. New York. 630 p.
39. Yilmaz, f., 2009. The comparison of heavy metal concentrations (Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn) in tissues of three economically important fish (*Anguilla anguilla*, *Mugil cephalus* and *Oreochromis niloticus*) inhabiting Köycegiz Lake-Mugla (Turkey). Turkish Journal of Science and Technology 4, 7-15.
40. Zahedi, S., 1998. Effect of lethal concentrations of heavy metals copper and cadmium on a year-old Iranian sturgeon (*Acipenser persicus*). Master's thesis fisheries. Department of Fisheries and the environment. Tehran University.
41. Zanders, I.P., Rojas, W.E., 1996. Salinity effects on cadmium accumulation in various tissues of the tropical fiddler crab *Uca rapax* 94(3), 293-299.