



کاربرد خار باله سینه‌ای ماهی اوزون‌برون به‌عنوان شاخص ارزیابی زیستگاهی دریای کاسپین

شیمیا بخشعلی‌زاده^{۱*}، بوتاکوز نسیبولینا^۲، تاتیانا کروچکینا^۳، عطاالله علی^۴^۱ عضو هیات علمی، گروه علوم دریایی، پژوهشکده حوضه آبی دریای خزر، دانشگاه گیلان، رشت، ایران^۲ استادیار، گروه علوم دریایی، دانشکده زمین‌شناسی و جغرافیا، مؤسسه طبیعی نوآورانه، دانشگاه دولتی آستاراخان، آستاراخان، روسیه^۳ استادیار، گروه علوم دریایی، دانشکده ایکتیولوژی، دانشگاه دولتی داغستان، ماخچالا، روسیه^۴ پژوهشگر آزاد، استاد سابق دانشگاه حضرموت، یمن

چکیده

اگرچه استفاده از موجودات شاخص و بافت‌های مختلف آن‌ها به طور متداول برای ارزیابی آلودگی‌های محیطی به کار می‌رود، اما هنوز نیاز به شناسایی شاخصی غیرکشنده، قابل اعتماد و حساس در محیط‌های آبی به چشم می‌خورد. در این پژوهش از شاخص‌های چند متغیره بر اساس شرایط انباشتی زیستگاهی استفاده شد. بدین‌منظور، نسبت عناصر خار باله سینه‌ای ماهی اوزون‌برون به عنوان شاخصی غیرکشنده برای ارزیابی زیستگاه شمال و جنوب دریای کاسپین مورد مقایسه قرار گرفتند. بدین منظور برای مقایسه نمونه‌های شمال و جنوب دریای کاسپین از تحلیل‌های چند متغیره و در موارد مورد نیاز از آنالیزهای غیر نرمال استفاده گردید. نسبت‌های $Nb: Ca, Ni: Ca, Se: Ca, Sn: Ca, Ta: Ca, Ti: Ca, W: Ca$ ، سطوح بالاتری در نمونه‌های جنوبی نسبت به شمالی داشتند که احتمالاً منعکس‌کننده تفاوت میزان در دسترس بودن جذب فلزات نسبت به کلسیم بود. با وجود تفاوت‌های ثبت شده در نسبت عناصر خار باله سینه‌ای ماهی اوزون‌برون بین شمال و جنوب دریای کاسپین، همه نتایج چند متغیره نیز این تمایز و تفکیک زیستگاهی را منعکس کرد. این نتایج نشان داد که می‌توان از خار باله سینه‌ای به عنوان یک شاخص خوب غیرکشنده به دلیل ظرفیت انباشت آلاینده‌ها و نیز به عنوان شاخص زیستی تایید شد و لذا می‌توان از آن جهت ارزیابی‌های محیطی استفاده کرد، اگرچه اهمیت نظارت مستمر و اقدامات حفاظتی در کنار ارزیابی‌های مستمر پیشنهاد می‌گردد.

واژه‌های کلیدی:

آثار انسانی، فلز سنگین، ساختارهای کلسیمی، آلودگی، ارزیابی زیستی

نوع مقاله:

پژوهشی اصیل

<https://doi.org/10.22034/jair.11.1.39>

تاریخچه مقاله:

دریافت: ۱۴۰۲/۰۲/۲۰

پذیرش: ۱۴۰۲/۰۵/۰۹

نویسنده مسئول مکاتبه:

شیمیا بخشعلی‌زاده، عضو هیات علمی، گروه علوم دریایی، پژوهشکده حوضه آبی دریای خزر، دانشگاه گیلان، رشت، ایران.

ایمیل: sh.bakhshalizadeh@guilan.ac.ir

۱ | مقدمه

برای دستیابی یا حفظ حداقل‌های خوب از منظر آلودگی و نیز بطور غیرمستقیم به لحاظ تنوع زیستی معرفی می‌کند و موید یکی از مهمترین مباحث در مدیریت آبریان می‌باشد (Carvalho, et al. 2019; Gann, et al. 2019). در این خصوص استفاده از شاخص‌های زیستی برای رصد و ارزیابی وضعیت اکولوژیکی محیط‌های آبی امری متداول بوده (Zaghloul, et al. 2020; Eriksen, et al. 2020). و عموماً از موجودات آبی به عنوان شاخصی برای ارزیابی کیفیت زیستگاه بهره برده می‌شود که جمع آوری و شناسایی آنها به افراد متخصص نیاز داشته و در عین حال کاری بسیار سخت، وقت‌گیر و پرهزینه می‌باشد. از طرفی، عدم نظارت بر عناصر کمیاب زمین در کنار عدم درک مکانیزم‌های سمیت آن‌ها از یک سو و توسعه فناوری، پزشکی و تکنولوژی از سوی دیگر حجم ورودی آلاینده‌ها را به محیط‌های آبی افزوده، و این آثار بر روی موجودات شناخته شده نیست (Malhotra, et al. 2020). دریای کاسپین به‌عنوان بزرگ‌ترین دریاچه دنیا با ویژگی‌های ژئوفیزیکی بسیار متفاوت به لحاظ زیستگاهی مطرح

آلودگی‌های زیست محیطی ناشی از عناصر سنگین و کمیاب به مشکلی جهانی مبدل شده و تبعات آن سطوح مختلف زنجیره‌های غذایی را درگیر می‌کند (Sonone et al. 2020). این موضوع با افزایش فعالیت‌های انسانی ناشی از فعالیت‌های کشاورزی، شهری و صنعتی و عدم تصفیه فاضلاب‌های ناشی از آن‌ها منجر به ورود حجم بالایی از فلزات به محیط‌های آبی شده است که با توجه به حجم بالای این ورودی‌ها در کشورهای درحال توسعه به مشکلی جدی تبدیل شده است (Akhtar et al. 2021). افزایش روند صنعتی بدون شکل‌گیری زیرساخت‌های لازم در کنار روند رو به فزونی شهرنشینی در این جوامع به این مشکلات دامن زده و تجزیه‌ناپذیری عناصری غیرضروری و سمی منجر به بروز مشکلات عدیده‌ای برای موجوداتی که به‌ویژه در رأس زنجیره غذایی هستند، می‌گردد (Akhtar et al. 2021; Feng et al. 2020). این موضوع منجر به توسعه استراتژی‌های ملی و یا فراملیتی با هدف حفظ و یا بازیابی کیفیت اکولوژیکی می‌شود که بنیان سیاست‌های پیش رو برای نظارت، حفاظت و ارتقای وضعیت سیستم‌های آبی را

Bath *et al.* 2000;) مستمر و پایش دائمی آن را دو چندان می‌کند (Campana 2000; Jaishankar *et al.* 2014; Baby *et al.* 2010. از طرفی، این برچسب‌های شیمیایی طبیعی به‌طور دائمی بر ساختارهای کلسیمی چون خار باله سینه‌ای زده می‌شوند و منعکس-کننده محیطی هستند که با آن مواجه بودند (Allen *et al.*, 2009; Avigliano *et al.*, 2020; Bakhshalizadeh *et al.*, 2021; Bakhshalizadeh *et al.*, 2022; Campana 1999; Clarke *et al.*, 2009; Gillanders *et al.*, 2001; Smith and Whitledge, 2010; Thorrold *et al.*, 2001; Veinott and Evans, 1999).

از آن‌جا که دریای کاسپین با داشتن ۵ گونه از ماهیان خاویاری یکی از مهمترین محل‌های پراکنش ذخایر این گونه‌های با ارزش به شمار می‌آید (Pourkazemi, 2006) و با توجه به اینکه اوزون برون (*Acipenser stellatus*) پس از تاس‌ماهی ایرانی (*Acipenser persicus*) ۵۶٪ تولید ایران را به خود اختصاص داده‌اند و به لحاظ صید در آبهای شمالی نیز نسبت به سایر گونه‌ها در دسترس‌تر بوده و عمدتاً در آبهای ساحلی و قسمت‌های سفالی رودهای شمالی و جنوبی کاسپین پراکنش داشته است (Moghim, 2003; Bakhshalizadeh *et al.*, 2012)، برای این پژوهش انتخاب گردید تا با استفاده از خار بار سینه‌ای آن امکان ارزیابی زیستگاهی فلزات محیطی شمال و جنوب کاسپین بررسی شود و امکان‌سنجی تفکیک مکانی این دو زیستگاه به‌عنوان یک روش جایگزین غیر کشنده مورد بررسی قرار گیرد.

۲ | مواد و روش‌ها

مجموعاً از ۲۰ نمونه ماهی اوزون برون شمال و ۲۰ نمونه ماهی اوزون-برون جنوب کاسپین به ترتیب با میانگین وزن‌های 0.40 ± 0.06 و 0.57 ± 0.03 که برای برنامه بازسازی ذخایر شمال و جنوب دریای کاسپین صید شده بودند نمونه‌برداری شد (شکل ۱). میانگین وزن نمونه‌های شمال و جنوب فاقد اختلاف معنی‌داری بودند. پس از زیست-سنجی ماهیان، بخش بالایی خار باله سینه‌ای که عموماً جهت تعیین سن ماهیان خاویاری به‌کار برده می‌شود، با اژه موئینه جدا گردید تا آسیبی به ماهی وارد نگردد. نمونه‌های جمع‌آوری شده با آب دوبار تقطیر گرم و سپس با اسید نیتریک خالص شستشو و نهایتاً در اسید نیتریک خالص ۱۰ درصد برای هضم قرار داده شد تا برای آنالیز دستگاهی آماده شود (Prohaska *et al.*, 2002). عناصر نقره، آلومینیوم، آرسنیک، کادمیم، سرب، دیسپروزیوم، اربیم، یوروپیم، گالیم، گادولینیم، جیوه، لانتانیم، لوتسیوم، مولیبدن، نئوبیم، نئودیمیم، سرب، پرازمدیم، ساماریوم، قلع، تانتال، تریبیم، تلوریم، توریم، تالیوم، تولیم، اورانیوم، تنگستن، ایتربیم، نیکل، وانادیم و زیرکونیم با استفاده از طیف‌سنج جرمی پلاسمای جفت‌شده القایی (ELAN DRC II, Perkin Elmer, Waltham, MA, USA) با دقت ppb اندازه‌گیری شد. اندازه‌گیری عناصر به‌وسیله کالیبراسیون خارجی (ICP-MS multi-element standard solution, Merck, USA) با استفاده از ایندیوم برای نرمال‌سازی سیگنال‌ها انجام شد. صحت محاسبات با استفاده از استانداردهای کنترل کیفی کالیبره شد.

می‌باشد که می‌تواند بر نسبت عناصر انباشت شده در ساختارهای استخوانی آبزبان با توجه به گستره وسیع جغرافیایی اثر گذار باشد و امکان شناسایی زیستگاهی را فراهم نماید (Allen *et al.*, 2009; Avigliano *et al.*, 2020; Bakhshalizadeh *et al.*, 2021). از طرفی این دریای پهناور توسط پنج کشور در حال توسعه احاطه می‌شود که متأسفانه دستیابی به محیط زیست پایدار در چشم‌انداز توسعه آن‌ها بسیار کم‌رنگ می‌باشد (Ramazanova *et al.* 2022). لذا، بسته بودن این دریای بزرگ باعث افزایش شدت‌پذیری آثار آلاینده‌ها در زنجیره این زیست بوم آبی گسترده می‌شود که رصد آن برای ارزیابی و مدیریت پایدار ضروری به‌نظر می‌رسد.

اگرچه آبزبان به‌عنوان شاخص زیستی پایش آلاینده‌های آبی مطرح می‌باشند، اما شناسایی نمونه‌های حساس که طول عمر بالایی دارند، برای رصد آلاینده‌های زیست محیطی در درازمدت مطلوب و مورد نیازند (Malhotra *et al.* 2020; Filipović Marijić *et al.* 2022). در این بین ساختارهای کلسیفیه ماهیان دائماً در معرض فلزات قرار دارند و به‌لحاظ ارزیابی آلاینده‌ها به مانند جعبه سیاه عمل می‌کنند (Filipović Marijić *et al.* 2022). علاوه بر این، خار باله ماهیان در مقایسه با اتولیت، در سطح بدن و در تماس با محیط آبی بوده و از طرفی دستیابی به آن آسان و بدون آسیب به ماهی صورت می‌گیرد (Bakhshalizadeh *et al.* 2021). این مسئله به‌ویژه در مورد ماهیانی با عمر طولانی مانند ماهیان خاویاری که در معرض خطر انقراض و در لیست قرمز (CITES) Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora) هستند و به لحاظ اکولوژیکی و زیستی در رأس زنجیره غذایی محیط‌های آبی قرار دارند از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است و رکورد خوبی از طول عمر ماهی در این مسئله ارائه می‌دهد. تا به امروز، بافت‌های سخت ماهی بیشتر برای تمایز ذخایر، (Bakhshalizadeh *et al.* 2018; Longmore *et al.* 2011) تفاوت‌های ریختی (Bakhshalizadeh *et al.* 2013; Bakhshalizadeh *et al.* 2011; Meija *et al.* 2016; 2015; 2017)، مطالعات حرکتی و اکوفنوتیپی (Bakhshalizadeh *et al.* 2018; 2022) و به میزان کمتری به‌عنوان شاخص‌های زیست‌محیطی آلودگی (Søndergaard *et al.* 2015; Ranaldi and Gagnon 2010) استفاده می‌شدند که برای این امر عمدتاً بافت‌های نرم ماهی مانند کبد، آبشش و ماهیچه مورد بررسی قرار می‌گرفتند (Bakhshalizadeh *et al.* 2022; Mansouri *et al.* 2016).

از آن‌جایی‌که ساختارهای کلسیفیه در ماهیان از نظر متابولیسی بی‌اثر هستند، هر عنصری که در سطح آن‌ها قرار می‌گیرد به‌طور دائم حفظ می‌شود و منعکس‌کننده شرایط زیستگاهی اطراف خود هستند (Allen *et al.*, 2009; Campana 1999; Clarke *et al.*, 2009; Gillanders *et al.*, 2001; Thorrold *et al.*, 2001) در حالی‌که در بافت‌های نرم، جدا از شرایط محیطی، تأثیر فیزیولوژی ماهی، مکانیسم‌های حذف فلزات بالقوه سمی و بازسازی بافت ممکن می‌باشد که می‌تواند تأثیر قابل‌توجهی بر سطوح فلزی داشته و نیاز به نظارت

جدول ۱- مقایسه نسبت‌های عناصر خارباله سینه‌ای اوزون برون صید شده از آب‌های ساحلی شمال و جنوب دریای کاسپین.

عنصر	مقدار p	منطقه	تعداد	میانگین	انحراف معیار
Ag/Ca	۰/۳۳	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۳۰۱۲۲۷۲۰۵۲۵	۰/۰۰۰۰۳۲۵۶۹۳۰۳۱
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۳۴۹۶۹۵۴۸۹۹	۰/۰۰۰۰۳۸۲۰۷۶۸۷۸۰
Al/Ca	۰/۰۰	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۷۶۸۱۱۸۱۳۵۶۷	۰/۰۰۰۰۳۹۴۳۴۸۳۹۲۲۹
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۱۰۵۵۸۵۲۵۹۶۷۷	۰/۰۰۰۰۳۴۷۳۳۴۰۷۱۸۰
As/Ca	۰/۰۲	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۲۰۴۵۴۰۳۵۲	۰/۰۰۰۰۰۴۳۱۸۶۸۵۹۸
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۱۲۶۸۵۸۹۴۲۶	۰/۰۰۰۰۱۷۸۳۸۱۲۲۵۵
Be/Ca	۰/۲۰	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۲۰۵۷۳۱۳۱۰	۰/۰۰۰۰۰۳۱۵۸۹۷۳۳۵
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۹۴۹۱۶۷۰۵	۰/۰۰۰۰۰۰۲۰۲۴۷۱۹۸۱
Cd/Ca	۰/۸۱	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۱۵۹۳۴۴۱۰۸	۰/۰۰۰۰۰۰۱۶۶۶۴۵۹۹۹
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۱۴۶۳۶۶۷۵	۰/۰۰۰۰۰۰۰۶۶۷۳۱۹۳۴
Ce/Ca	۰/۴۸	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۳۱۰۰۳۰۱۴۱	۰/۰۰۰۰۰۰۷۹۶۰۵۵۷۶۰
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۱۵۰۰۸۹۴۵۱	۰/۰۰۰۰۰۰۱۲۷۹۴۸۱۹۷
Co/Ca	۰/۹۵	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۶۹۱۷۳۶۵۸	۰/۰۰۰۰۰۰۲۸۶۷۷۲۷۲۱
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۵۶۴۰۳۶۱۴	۰/۰۰۰۰۰۰۱۴۲۴۸۱۳۲۹
Cr/Ca	۰/۹۶	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۸۹۹۳۸۰۳۹۲۷	۰/۰۰۰۰۰۰۲۲۱۲۵۸۷۷۰۴
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۷۸۸۹۶۸۱۳۰۴	۰/۰۰۰۰۰۰۱۳۹۶۹۳۰۱۹۹
Cs/Ca	۰/۰۹	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۰۰۰۰۰۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۰۰۰۰۰۰۰
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۲۱۱۲۴۱۱۹	۰/۰۰۰۰۰۰۰۵۱۸۲۰۰۹۸
Dy/Ca	۰/۵۱	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۳۷۴۷۰۴۳۱	۰/۰۰۰۰۰۰۰۶۵۰۴۱۸۹۰
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۴۷۴۲۹۳۰۶	۰/۰۰۰۰۰۰۰۹۱۰۳۹۲۴۷
Er/Ca	۰/۴۲	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۲۷۰۸۱۹۴۶	۰/۰۰۰۰۰۰۰۳۶۷۰۹۳۸۳
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۳۶۹۶۲۹۸۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۷۰۱۲۳۱۵۷
Eu/Ca	۰/۳۱	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۲۳۳۸۲۴۲	۰/۰۰۰۰۰۰۰۲۰۱۳۱۳۷۷
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۴۹۳۴۳۲۴	۰/۰۰۰۰۰۰۰۱۲۲۴۵۳۶۰۶
Ga/Ca	۰/۱۳	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۱۲۲۸۴۰۷۸۳۷۳	۰/۰۰۰۰۰۰۸۲۷۵۳۲۸۵۴۵
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۱۳۹۶۱۵۴۰۲۸۹	۰/۰۰۰۰۰۰۳۳۱۷۸۵۶۴۶۱
Gd/Ca	۰/۵۸	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۴۴۱۳۵۰۳۹	۰/۰۰۰۰۰۰۰۷۹۴۵۴۵۲۵
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۵۱۷۸۶۷۲	۰/۰۰۰۰۰۰۰۱۰۲۵۷۳۴۶۱
Hg/Ca	۰/۲۳	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۴۳۰۲۴۵۱۲۱	۰/۰۰۰۰۰۰۱۲۵۷۷۵۴۱۹۴
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۷۲۹۶۸۰۶۸۳	۰/۰۰۰۰۰۰۰۵۱۹۶۵۲۲۱۴
La/Ca	۰/۶۱	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۱۹۷۷۱۰۵۵۲	۰/۰۰۰۰۰۰۰۴۹۵۸۷۸۱۹۴
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۱۱۳۸۹۸۶۶۲	۰/۰۰۰۰۰۰۰۱۲۵۴۹۸۳۷۶
Lu/Ca	۰/۰۶	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۱۴۴۹۸۹۵۷	۰/۰۰۰۰۰۰۰۰۶۶۹۰۳۵۱
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۱۵۵۵۶۱۳۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۰۵۲۱۱۵۳۲
Mo/Ca	۰/۴۶	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۸۴۰۹۵۷۶۱۹۷	۰/۰۰۰۰۰۰۳۲۳۵۲۱۵۸۸۴۲
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۲۷۰۵۸۷۱۷۰۵	۰/۰۰۰۰۰۰۰۲۴۴۷۱۰۱۷۵
Nb/Ca	۰/۰۳	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۲۱۵۸۹۳۸۰۵	۰/۰۰۰۰۰۰۰۵۹۷۱۳۸۹۹
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۶۹۲۱۶۰۷۹	۰/۰۰۰۰۰۰۰۸۷۹۸۳۴۶۹۴
Nd/Ca	۰/۶۰	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۱۹۶۳۴۵۳۸۴	۰/۰۰۰۰۰۰۰۴۹۰۰۸۷۳۲۶
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۱۱۱۴۱۴۲۶۷	۰/۰۰۰۰۰۰۰۱۴۰۱۴۲۲۲۲۹
Ni/Ca	۰/۰۱	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۹۹۶۶۵۵۳۴۲	۰/۰۰۰۰۰۰۱۳۰۱۸۵۴۵۶۵
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۲۷۰۹۹۶۲۳۳۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۲۵۶۶۹۴۳۴۵۸
Pb/Ca	۰/۲۱	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۶۵۱۲۱۹۴۵۷۵	۰/۰۰۰۰۰۰۰۲۴۰۴۸۶۲۸۴۵
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۶۶۱۴۳۰۵۸۲۷	۰/۰۰۰۰۰۰۰۲۷۱۰۹۵۹۵۸۴
Pr/Ca	۰/۴۱	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۶۲۹۹۶۰۵۱	۰/۰۰۰۰۰۰۰۱۲۱۶۲۲۶۴۵
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۳۴۰۰۰۴۸	۰/۰۰۰۰۰۰۰۰۹۶۳۱۳۰۰
Rb/Ca	۰/۸۰	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۲۵۵۶۴۷۸۱۷	۰/۰۰۰۰۰۰۰۱۱۴۳۲۹۱۷۹۳
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۱۳۸۸۶۱۸۱	۰/۰۰۰۰۰۰۰۲۴۹۸۶۷۷۲۱
Se/Ca	۰/۰۲	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۲۸۶۴۴۵۲۳۶۸	۰/۰۰۰۰۰۰۰۱۵۶۲۷۷۴۲۹۷
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۳۶۹۳۴۵۹۷۴۷	۰/۰۰۰۰۰۰۰۱۶۹۸۰۵۳۲۴۳
Sm/Ca	۰/۶۳	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۵۸۰۰۳۰۱۶	۰/۰۰۰۰۰۰۰۱۰۵۹۱۳۳۳۱

ادامه جدول ۱-

عنصر	مقدار p	منطقه	تعداد	میانگین	انحراف معیار
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۶۹۰۲۲۴۸۷	۰/۰۰۰۰۰۰۰۱۷۱۶۸۹۸۰۰
Sn/Ca	۰/۰۰	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۳۶۹۷۲۶۳۹۱	۰/۰۰۰۰۰۰۱۱۱۳۲۶۵۲۴۵
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۴۳۲۸۶۲۰۴۰۶	۰/۰۰۰۰۰۰۰۶۱۷۲۵۴۰۰۹
Ta/Ca	۰/۰۱	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۲۵۱۰۳۱۴۷	۰/۰۰۰۰۰۰۰۱۳۶۵۴۳۳۰
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۷۵۰۷۴۴۴۲	۰/۰۰۰۰۰۰۰۸۳۶۰۱۳۴۴
Tb/Ca	۰/۲۸	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۱۹۵۴۹۷۷۱	۰/۰۰۰۰۰۰۰۱۲۰۵۹۲۴۰
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۴۳۵۸۳۵۹	۰/۰۰۰۰۰۰۰۱۰۶۵۴۳۹۹۸
Te/Ca	۰/۰۵	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۹۹۰۶۹۳۰۹۳	۰/۰۰۰۰۰۰۰۶۲۸۴۷۷۶۲۵
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۶۳۲۶۶۱۹۲۶۱	۰/۰۰۰۰۰۰۱۱۰۳۵۸۴۹۲۰۵
Th/Ca	۰/۱۳	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۱۰۱۰۶۲۷۶۶۴	۰/۰۰۰۰۰۰۰۴۸۱۴۶۰۵۰
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۶۷۷۶۷۶۰۹۷	۰/۰۰۰۰۰۰۰۱۵۸۳۰۴۴۷۶
Tl/Ca	۰/۰۱	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۳۴۱۹۰۰۳	۰/۰۰۰۰۰۰۰۰۶۷۴۳۳۹۸
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۴۷۳۹۶۳۷۳	۰/۰۰۰۰۰۰۰۰۶۲۹۴۰۰۲۱
Tm/Ca	۰/۲۶	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۱۷۲۹۵۶۴۴	۰/۰۰۰۰۰۰۰۰۶۸۲۰۱۱۷
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۰۳۳۵۵۶۲۹۳	۰/۰۰۰۰۰۰۰۰۰۶۹۶۷۰۶۷۵
U/Ca	۰/۳۶	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۱۲۷۱۶۹۲۳۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۰۸۲۶۷۶۳۹۰۰
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۹۲۲۶۱۳۹۱۴	۰/۰۰۰۰۰۰۰۰۴۱۳۳۹۵۳۴۲
V/Ca	۰/۱۴	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۷۶۳۶۸۴۷۹۲۱	۰/۰۰۰۰۰۰۰۵۷۷۶۰۸۵۶۵۸
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۸۸۹۳۸۱۲۱۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۳۲۱۳۱۳۳۵۹۲
W/Ca	۰/۰۳	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۷۹۶۵۳۳۰۷۴	۰/۰۰۰۰۰۰۰۰۴۳۵۸۰۱۱۲۸
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۱۰۹۳۷۸۷۸۶	۰/۰۰۰۰۰۰۰۰۶۹۵۹۶۵۵۷۹
Y/Ca	۰/۶۶	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۲۶۵۹۰۰۲۴۴	۰/۰۰۰۰۰۰۰۰۶۳۴۱۲۲۸۰۶
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۱۷۰۹۹۳۶۲۹	۰/۰۰۰۰۰۰۰۰۱۲۲۲۸۰۸۱
Yb/Ca	۰/۳۰	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۲۴۳۰۵۵۵	۰/۰۰۰۰۰۰۰۰۲۷۲۸۷۹۳۳
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۴۴۹۹۷۳۴۲	۰/۰۰۰۰۰۰۰۰۹۸۷۱۶۵۹۳
Zr/Ca	۰/۲۷	شمال کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۵۱۱۱۹۴۸۰۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۰۲۳۹۲۴۲۰۱۰
		جنوب کاسپین	۲۰	۰/۰۰۰۰۰۰۰۷۰۹۴۷۳۲۸۲	۰/۰۰۰۰۰۰۰۱۰۷۳۱۳۷۳۶۵

زیرگروه‌ها، نمونه‌های مناطق شمالی و جنوبی تقریباً در دو زیرگروه مجزا قرار گرفتند. همبستگی معنی‌داری بین نسبت عناصر خار باله سینه‌ای دیده شد ($P < 0.05$) (جدول ۳) که نشان می‌دهد تغییرات نسبت‌های عناصر La/Ca، Ce/Ca، Nd/Ca، Ce/Ca، Dy/Ca با Tb/Ca، La/Ca، Nd/Ca، Nb/Ca، Tb/Ca، Nb/Ca، Tl/Ca، Tb/Ca با Tm/Ca و Yb/Ca همبستگی قوی با هم دارند ($P < 0.05$) (جدول ۳).

اختلاف ترکیب خطی متغیرها در مناطق شمالی و جنوبی معنی‌دار بوده ($\chi^2 = 65.213.171$, d.f.=25, $p < 0.05$) و لذا با یک تابع تشخیص (DF1) توصیف شدند که ۱۰۰ درصد تغییرپذیری آن‌ها را توجیه می‌کند. تمایز به‌دست آمده از طبقه‌بندی cross - validated این دو منطقه، دارای صحت بالایی بود، و نشان داد که ۸۰ درصد نمونه‌ها در گروه خود به درستی طبقه‌بندی شدند. نمودار خوشه‌ای نمونه‌های مناطق شمالی و جنوبی دریای کاسپین را به دو زیرگروه اصلی تقسیم کرد (شکل ۳). با وجود اختلاف عناصر در

جدول ۲- اعداد به‌دست آمده در PC1، PC2 و PC3 حاصل از تجزیه به مولفه‌های اصلی نسبت‌های عناصر خارباله سینه‌ای اوزون‌برون شمال و جنوب دریای کاسپین

متغیر	PC1	PC2	PC3
Ag/Ca	۰/۵۲۳	-۰/۳۴۵	۰/۳۷۵
Al/Ca	۰/۲۸۲	-۰/۰۴۴	۰/۳۶۹
As/Ca	۰/۶۱۳	-۰/۲۶۴	-۰/۱۹۶
Be/Ca	۰/۰۹۶	۰/۵۶۷	-۰/۰۲۱
Cd/Ca	۰/۲۱۷	-۰/۲۶۹	۰/۷۸۸
Ce/Ca	۰/۴۵۵	۰/۸۷۵	۰/۰۹۰
Co/Ca	۰/۵۱۶	۰/۷۷۷	-۰/۱۲۲
Cr/Ca	۰/۰۴۴	۰/۲۱۱	۰/۰۵۴
Cs/Ca	۰/۸۱۹	-۰/۳۵۶	-۰/۱۲۶
Dy/Ca	۰/۹۳۱	۰/۳۱۳	-۰/۰۷۲

ادامه جدول ۲-

مولفه‌های اصلی			متغیر
PC3	PC2	PC1	
-۰/۰۸۶	۰/۱۷۶	۰/۹۶۱	Er/Ca
-۰/۱۳۸	-۰/۱۴۱	۰/۹۴۹	Eu/Ca
۰/۴۹۵	-۰/۰۴۶	۰/۲۵۵	Ga/Ca
-۰/۰۵۲	۰/۳۴۳	۰/۹۲۸	Gd/Ca
۰/۶۶۶	-۰/۳۱۳	۰/۳۷۶	Hg/Ca
۰/۰۶۹	۰/۱۸۳۴	۰/۵۳۱	La/Ca
۰/۰۹۳	۰/۳۲۳	۰/۶۱۳	Lu/Ca
۰/۷۵۴	-۰/۱۳۰	۰/۰۶۳	Mo/Ca
-۰/۱۳۹	-۰/۳۷۴	۰/۹۰۲	Nb/Ca
۰/۰۷۱	۰/۱۸۱۸	۰/۵۵۶	Nd/Ca
-۰/۱۲۵	-۰/۳۲۲	۰/۵۶۴	Ni/Ca
۰/۴۷۵	-۰/۳۱۱	۰/۴۷۹	Pb/Ca
۰/۱۱۵	۰/۹۰۷	۰/۳۶۰	Pr/Ca
۰/۰۴۹	۰/۸۸۶	۰/۳۷۳	Rb/Ca
۰/۰۶۷	-۰/۳۷۷	۰/۴۸۲	Se/Ca
-۰/۰۸۰	۰/۲۵۵	۰/۹۴۴	Sm/Ca
۰/۲۳۳	-۰/۳۹۸	۰/۳۱۰	Sn/Ca
-۰/۱۱۱	-۰/۳۹۲	۰/۸۸۰	Ta/Ca
-۰/۱۵۹	-۰/۱۸۲	۰/۹۳۴	Tb/Ca
-۰/۱۳۶	-۰/۳۶۵	۰/۹۰۴	Te/Ca
-۰/۱۶۳	-۰/۳۰۲	۰/۹۲۶	Th/Ca
-۰/۱۶۷	-۰/۳۹۹	۰/۸۳۹	Tl/Ca
-۰/۱۴۰	-۰/۲۲۹	۰/۹۳۰	Tm/Ca
۰/۵۰۲	۰/۰۰۲	۰/۲۰۲	U/Ca
۰/۰۷۸	۰/۶۰۶	۰/۳۶۰	V/Ca
۰/۱۰۴	-۰/۴۴۹	۰/۷۱۳	W/Ca
۰/۰۸۱	۰/۸۶۴	۰/۴۷۷	Y/Ca
-۰/۱۳۶	-۰/۰۳۷	۰/۹۶۶	Yb/Ca
-۰/۰۲۲	-۰/۳۱۲	۰/۹۲۶	Zr/Ca

۴ | بحث و نتیجه‌گیری

ثبت نوسانات ژئوشیمیایی و انتشار آلاینده‌های محیطی در زیستگاه‌های ماهی یاد کردند (Wang *et al.*, 2021; Avigliano *et al.*, 2016; Reis-Santos *et al.*, 2023; Luque *et al.*, 2022).

آب‌های این دو منطقه جغرافیایی از چند نظر مثل جریان‌های ورودی آب شیرین، گل آلودگی، و کاربری زمین‌های مجاور دریا با هم متفاوت بودند که همگی بر عناصر موجود در آب و اثر میزان تغییرات شوری بر دسترسی زیستی عناصر مؤثرند (Surge and Lohmann, 2006; Elsdon and Gillanders, 2002). به‌نظر می‌رسد به خاطر کمبود آب شیرین و تبخیر زیاد آب در سمت جنوبی دریای کاسپین، این تغییرات و افزایش محسوس‌تر است. به طور مثال بالا بودن غلظت سلنیم در آب به دمای محیط بستگی داشته و در مناطقی که دمای بالاتری دارند این دست از آلاینده‌ها که حاصل فعالیت‌های انسانی هستند، نمود بیشتری پیدا می‌نمایند (Förschner and Wittmann, 2012) که در مطالعه حاضر نیز چنین نتایجی به‌دست آمده است. مقادیر نسبت عناصر کم مقدار به کلسیم در نمونه‌های جنوبی ناشی از آلودگی‌های ناشی از فعالیت‌های انسانی است و بروز آن‌ها در نزدیکی پالایشگاه نفتی بیشتر دیده می‌شود (Zhuang *et al.*, 2017). تولید نفت در نزدیکی دریای کاسپین، و جهت جریان غالب این دریا منجر به در برگرفتن مناطق وسیعی از سواحل جنوبی می‌شود (Madani *et al.*, 2022) که بالاتر بودن مقادیر نسبت عناصر کم مقدار به کلسیم را توضیح می‌دهد. با این حال، تخلیه فرآورده‌های نفتی به رودخانه‌ها نیز می‌تواند یکی دیگر از منابع مهم آلودگی باشد، زیرا سالانه ۷۵۰۰۰ تن از این فرآورده‌ها به رودخانه‌هایی که به دریای کاسپین می‌ریزند، ریخته می‌شود (Ramazanov *et al.*, 2022). در ضمن، همبستگی مثبت و معنی‌دار برای ترکیب‌های مختلف جفت‌های فلزی وجود داشت که در مطالعات مشابه نیز دیده شده است (Wang *et al.*, 2016; Avigliano *et al.*, 2021; Reis-Santos *et al.*, 2023, Luque *et al.*, 2022) بنابراین، می‌توانیم مطمئن باشیم که هم‌زمان با افزایش غلظت یک فلز خاص، غلظت فلز دیگر نیز افزایش می‌یابد. این روابط مثبت در خار باله سینه‌ای می‌تواند به‌عنوان یک نشانگر زیستی از حضور و در دسترس بودن فلزات هم در محیط آبی و هم در رسوبات مناطق نمونه‌برداری شده باشد و توزیع‌های مشابهی از آن‌ها را نمایان می‌کند که عمدتاً به‌دلیل ورودی‌های خارجی می‌باشد (Adani *et al.*, 2022). بنابراین تجزیه و تحلیل خار باله سینه‌ای اوزون‌برون می‌تواند به‌عنوان ابزار غیرکشنده و مناسب در دستور کار برنامه‌های پایشی برای ارزیابی‌های محیطی مطرح باشد و می‌تواند به عنوان آغازی برای پژوهش‌هایی که به درک چگونگی اثرگذاری عواملی چون استرس، دما در کنار ویژگی‌های تبارشناسی، رشد و سایر عوامل موثر بر نحوه رقابت عناصر مختلف به کلسیم و تغییرات آنها در طول جذب و بیومرینالیزاسیون مطرح گردد.

یافته‌های این مطالعه حاکی از آن است که ویژگی‌های خار باله سینه‌ای ماهی اوزون‌برون به گونه‌ای می‌باشد که امکان ارزیابی محیطی را ممکن می‌کند. در میان آبزیان، ماهیان به‌دلیل قرارگرفتن در بالای زنجیره غذایی، شاخص زیستی مناسبی برای آلودگی فلزات هستند (Solgi and Galangashi, 2018) و این موضوع در مورد ماهی اوزون‌برون که از عمر طولانی‌تری نسبت به ماهیان استخوانی دریای کاسپین برخوردار است بیشتر به چشم می‌خورد (El-Moselhy *et al.*, 2014). از آن‌جا که دست‌یابی خار باله نیازی به کشتن ماهی ندارد، برای جمعیت‌های در معرض خطر ماهیان خاویاری از اهمیت زیادی برخوردار است (Bakhshalizadeh *et al.*, 2021). تغییرپذیری زیاد در ترکیب شیمیایی ساختار کلسیمی ماهیان مختلف ناشی از زیستگاه‌هایی است که به‌لحاظ موقعیت جغرافیایی متفاوت بوده‌اند (Smith and Whitley, 2011; Lastra *et al.*, 2021). لذا، تفاوت دیده شده در نسبت عناصر نمونه‌های شمال و جنوب کاسپین قابل پیش‌بینی بود و به‌خوبی نمونه‌ها در این ارزیابی در جایگاه واقعی خود قرار گرفتند. مطالعات مشابهی بر روی گونه‌هایی نظیر *Acipenser transmontanus* (Allen *et al.*, 1999), *Acipenser medirostris* (Veinott and Evans, 2009), *Acipenser oxyrinchus oxyrinchus* (Balazik *et al.*, 2012), *Scaphirhynchus albus* (Phelps *et al.*, 2012), *Huso huso* (Jarić *et al.*, 2011), *Acipenser gueldenstaedtii* (Arai *et al.*, 2002) با استفاده از اطلاعات ترکیب شیمیایی عناصر خار آنها برای مطالعه تاریخچه زندگی‌شان و شناسایی زیستگاهی انجام گرفته است. منابع و مسیرهای ورود عناصر به شعاع و خار روندی مشابه با ماهیان استخوانی دارد (Clarke *et al.*, 2009; Gillanders 2001)، هرچند میزان تفکیک-پذیری و تفاوت در جذب و بازجذب عناصر در این ساختارها هنوز به خوبی شناخته نشده است (Gillanders 2001). از سوی دیگر، ترکیبات شیمیایی در خار با سنگریزه شنوایی ماهیان *damsel fish* (*Thymallus arcticus*) Arctic grayling و *Parma microlepis* به‌ویژه برای استرانسیم و باریم همبستگی مثبتی دارند که نشان می‌دهد این ساختارها می‌توانند همانند سنگریزه شنوایی برآورد مناسبی از ساختار ذخایر را فراهم سازند (Clarke *et al.*, 2009; Gillanders 2001). از ریز ترکیبات شیمی خار باله سینه‌ای به‌طور موفقیت‌آمیزی برای بررسی حرکت و ساختار ذخایر چندگونه از ماهیان خاویاری استفاده شده است (Arai *et al.*, 2002; Jarić *et al.*, 2009; Veinott and Evans 1999; Phelps *et al.*, 2012; Wang *et al.*, 2011). همچنین از تجزیه و تحلیل نسبت عناصر در مقاطع شعاع باله و یا فلس برای بازسازی تاریخچه زندگی گونه‌های دیگر نظیر *Genidens dentex tumifrons* (Avigliano *et al.*, 2020), *barbus* و یا (Wang *et al.*, 2016) استفاده گردیده است. نتایج به دست آمده در این مطالعات استفاده از این ساختارها را به عنوان شاخص‌های زیستی که قابلیت ثبت انتشار آلاینده‌های محیطی را دارد مطرح و از آن‌ها به‌عنوان برچسب‌های بیوژئوشیمیایی و نیز شاخص‌های زیستی برای

۵ | تشکر و قدردانی

از روابط بین الملل، دفتر ارتباط با صنعت و معاونت پژوهش و فناوری دانشگاه گیلان و دانشگاه آستارا خان روسیه که شرایط لازم برای امکان این پژوهش را فراهم نمودند، نهایت سپاسگزاری و قدردانی را داریم. لازم به ذکر است که این تحقیق با حمایت پژوهشکده حوضه آبی دریای کاسپین دانشگاه گیلان، رشت، ایران (قرارداد مورخ ۱۴۰۰/۸/۳ به شماره ۸۹۱۲۲ / پ۱۵) و با حمایت دانشگاه آستاراخان روسیه (قرارداد (No. 26112020) انجام گرفته است.

پست الکترونیک نویسندگان

شیمیا بخشعلی زاده: sh.bakhshalizadeh@guilan.ac.ir
 بوتانگوز نسیبولینا: bellanasib@yandex.ru
 تاتیانا کروچکینا: shima.ba83@gmail.com
 عطالله علی: atta_mh@yahoo.com

REFERENCES

- variation of Persian sturgeon *Acipenser persicus*. *Marine Ecology*, 39(5): e12516.
- Bakhshalizadeh S., Abdolmalaki S., Bani A. 2012. Aspects of the life history of *Acipenser stellatus* (Acipenseriformes, Acipenseridae), the starry sturgeon, in Iranian waters of the Caspian Sea. *Aqua: International Journal of Ichthyology*, 18(2): 103-113.
- Bakhshalizadeh S., Bani A., Abdolmalaki S. 2013. Comparative morphology of the pectoral fin spine of the Persian sturgeon *Acipenser persicus*, the Russian sturgeon *Acipenser gueldenstaedtii*, and the Starry sturgeon *Acipenser stellatus* in Iranian waters of the Caspian Sea. *Acta Zoologica*, 94(4): 471-477.
- Bakhshalizadeh S., Bani A., Abdolmalaki S. 2013. Morphometric features in the pectoral fin spine of the great sturgeon (*Huso huso*) and the ship sturgeon (*Acipenser nudiiventris*, Lovetsky, 1828). *Journal of Applied Ichthyology*, 29(4): 730-732.
- Bakhshalizadeh S., Bani A., Abdolmalaki S. 2015. Growth traits of two sturgeon species, *Acipenser gueldenstaedtii* and *Acipenser nudiiventris*, in the Iranian waters of the Caspian Sea. *Aqua, International Journal of Ichthyology*, 21: 154-165.
- Bakhshalizadeh S., Bani A., Abdolmalaki S., Nahrevar R., Rastin R. 2011. Age, growth and mortality of the Persian Sturgeon, *Acipenser persicus*, in the Iranian waters of the Caspian Sea. *Caspian Journal of Environmental Sciences*, 9(2): 159-167.
- Bakhshalizadeh S., Liyafoyi AR., Saoca C., Piccione G., Cecchini S., Fazio F. 2022. Nickel and cadmium tissue bioaccumulation and blood parameters in *Chelon auratus* and *Mugil cephalus* from Anzali free zone in the south Caspian Sea (Iran) and Faro Lake (Italy): A comparative analysis. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 72: 126999.
- Bakhshalizadeh S., Nasibulina B.M., Kurochkina T.F., Muhaysin Ali A., Sodagar M., Zykov LA. 2022. Spatial variability in strontium to calcium in the Caspian Sea: Recognition of starry sturgeon stocks from the pectoral fin spine chemistry. *Caspian Journal of Environmental Sciences*, 20 (1): 101-106.
- Bakhshalizadeh S., Tchaikovskiy A., Bani A., Prohaska T., Zitek A. 2021. Using fin ray chemistry to discriminate hatchery reared juvenile age-0 Persian sturgeons by their origin in the Southern Caspian Sea region using split stream ICP-MS/MC ICP-MS. *Fisheries Research*, 243: 106093.
- Bath G.E., Thorrold S.R., Jones C.M., Campana S.E., McLaren J.W., Lam J.W. 2000. Strontium and barium uptake in aragonitic otoliths of marine fish. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 64(10): 1705-1714.
- Balazik M.T., McIninch, S.P., Garman, G.C., Fine M.L., Smith CB. 2012. Using Energy Dispersive X-Ray Fluorescence Microchemistry to Infer Migratory Life History of Atlantic Sturgeon. *Environmental Biology of Fishes*, 95(2): 191-194.
- Campana S.E. 1999. Chemistry and Composition of Fish
- Adani P., Sawale A.A., Nandhagopal G. 2022. Bioaccumulation of heavy metals in the food components from water and sediments in the coastal waters of Kalpakkam, Southeast coast of India. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 17: 100627.
- Akhtar N., Syakir Ishak M.I., Bhawani S.A., Umar K. 2021. Various natural and anthropogenic factors responsible for water quality degradation: A review. *Water*, 13(19): 2660.
- Allen P.J., Hobbs, J.A., Cech J.J., Jr., Van Eenennaam J.P., Doroshov S.I. 2009. Using Trace Elements in Pectoral Fin Rays to Assess Life History Movements in Sturgeon: Estimating Age at Initial Seawater Entry in Klamath River Green Sturgeon. *Transactions of the American Fisheries Society*, 138(2): 240-250.
- Arai T., Levin A., Boltunov A., Miyazaki N. 2002. Migratory History of the Russian Sturgeon *Acipenser guldenstadti* in the Caspian Sea, as Revealed by Pectoral Fin Spine Sr: Ca Ratios. *Marine Biology*, 141(2): 315-319.
- Avigliano E., Miller N., de Carvalho B.M., Gironde S.C., Tombari A., Volpedo A.V. 2020. Fin spine metals by LA-ICP-MS as a method for fish stock discrimination of *Genidens barbatus* in anthropized estuaries. *Fisheries Research*, 230: 105625.
- Avigliano E., Pisonero J., Bouchez J., Pouilly M., Domanico A., Sánchez S., Volpedo A.V. 2021. Otolith Sr/Ca ratio complements Sr isotopes to reveal fish migration in large basins with heterogeneous geochemical landscapes. *Environmental Biology of Fishes*, 104: 277-292.
- Bakhshalizadeh S., Bani A. 2017. Use of geometric morphometrics to identify ecophenotypic variation of juvenile Persian sturgeon *Acipenser persicus*. *Scientia Marina*, 81(2): 187-193.
- Bakhshalizadeh S., Bani A. 2018. Morphological analysis of pectoral fin spine for identifying ecophenotypic

- Otoliths: Pathways, Mechanisms and Applications. Marine Ecology Progress Series, 188: 263-297.
- Campana S.E., Chouinard G.A., Hanson J.M., Frechet A., Bratney J. 2000. Otolith elemental fingerprints as biological tracers of fish stocks. Fisheries Research, 46(1-3): 343-357.
- Carvalho L., Mackay E.B., Cardoso A.C., Baattrup-Pedersen A., Birk S., Blackstock K.L., Borics G., Borja A., Feld C.K., Ferreira M.T., Globevnik L. 2019. Protecting and restoring Europe's waters: An analysis of the future development needs of the Water Framework Directive. Science of the Total Environment, 658: 1228-1238.
- Clarke A., Telmer K., Mark Shrimpton J. 2007. Elemental Analysis of Otoliths, Fin Rays and Scales: A Comparison of Bony Structures to Provide Population and Life History Information for the Arctic Grayling (*Thymallus arcticus*). Ecology of Freshwater Fish, 16(3): 354-361.
- Clarke L.M., Walther B.D., Munch S.B., Thorrold S.R., Conover D.O. 2009. Chemical Signatures in the Otoliths of a Coastal Marine Fish, *Menidia menidia*, from the Northeastern United States: Spatial and Temporal Differences. Marine Ecology Progress Series, 384: 261-271.
- El-Moselhy K.M., Othman A.I., Abd El-Azem H., El-Metwally M.E.A. 2014. Bioaccumulation of heavy metals in some tissues of fish in the Red Sea, Egypt. Egyptian Journal of Basic and Applied Sciences, 1(2): 97-105.
- Elsdon T.S., Gillanders B.M. 2006. Temporal variability in strontium, calcium, barium, and manganese in estuaries: implications for reconstructing environmental histories of fish from chemicals in calcified structures. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 66(1-2): 147-156.
- Eriksen T.E., Brittain J.E., Søli G., Jacobsen D., Goethals P., Friberg N. 2021. A global perspective on the application of riverine macroinvertebrates as biological indicators in Africa, South-Central America, Mexico and Southern Asia. Ecological Indicators, 126: 107609.
- Feng S., Lu H., Tian P., Xue Y., Lu J., Tang M., Feng W. 2020. Analysis of microplastics in a remote region of the Tibetan Plateau: Implications for natural environmental response to human activities. Science of the Total Environment, 739: 140087.
- Filipović Marijić V., Mijošek T., Dragun Z., Retzmann A., Zitek A., Prohaska T., Erk M. 2022. Application of Calcified Structures in Fish as Indicators of Metal Exposure in Freshwater Ecosystems. Environments, 9(2): 1-14.
- Förstner U., Wittmann G.T. 2012. Metal pollution in the aquatic environment. Springer Science & Business Media.
- Gann G.D., McDonald T., Walder B., Aronson J., Nelson C.R., Jonson J., Hallett J.G., Eisenberg C., Guariguata M.R., Liu J., Hua F. 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Restoration Ecology, 27: (S1: S1-S46).
- Gillanders B. 2001. Trace Metals in Four Structures of Fish and Their Use for Estimates of Stock Structure. Fishery Bulletin, 99(3): 410-419.
- Jarić I., Lenhardt M., Pallon J., Elfman M., Kalauzi A., Suciú R., Cvijanović G., Ebenhard T. 2011. Insight into Danube Sturgeon Life History: Trace Element Assessment in Pectoral Fin Rays. Environmental Biology of Fishes, 90(2): 171-181.
- Lastra Luque P., Artetxe Arrate I., Sakai S., Claverie F., Pécheyran C., Fraile Ugalde I., Arrizabalaga de Mingo H. 2021. Chemical signatures in fin spine edge of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) can serve as habitat markers of geographically distinct marine environments. Heliyon, 8(11): e11757.
- Longmore C., Trueman C.N., Neat F., O'Gorman E.J., Milton J.A., Mariani S. 2011. Otolith geochemistry indicates life-long spatial population structuring in a deep-sea fish, *Coryphaenoides rupestris*. Marine Ecology Progress Series, 435: 209-224.
- Luque P.L., Artetxe-Arrate I., Bidegain G., Sakai S., Claverie F., Pécheyran C., Arrizabalaga H. 2022. Chemical signatures in fin spine edge of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) can serve as habitat markers of geographically distinct marine environments. Heliyon, 8(11).
- Madani S.A.M., Harami S.R.M., Rezaee P., Naji A. 2022. Distribution, risk assessment, and source identification of trace metal pollution along the Babolsar coastal area, Caspian Sea. Environmental Science and Pollution Research, 29(59): 89121-89131.
- Malhotra N., Hsu H.S., Liang S.T., Roldan M.J.M., Lee J.S., Ger T.R., Hsiao C.D. 2020. An updated review of toxicity effect of the rare earth elements (REEs) on aquatic organisms. Animals, 10(9): 1663.
- Mansouri B., Maleki A., Davari B., Karimi J., Momeneh V. 2016. Bioaccumulation of cadmium, lead, chromium, copper, and zinc in freshwater fish species in Gharasou river in Kermanshah province, Iran, 2014. Journal of Mazandaran University of Medical Sciences, 26(137): 150-158.
- Meija J., Coplen T.B., Berglund M., Brand W.A., De Bièvre P., Gröning M., Prohaska T. 2016. Isotopic compositions of the elements 2013 (IUPAC Technical Report). Pure and Applied Chemistry, 88(3): 293-306.
- Phelps Q.E., Whitley G.W., Tripp S.J., Smith K.T., Garvey J.E., Herzog D.P., Ostendorf D.E., Ridings J.W., Crites J.W., Hrabik R.A. 2012. Identifying River of Origin for Age-0 Scaphirhynchus Sturgeons in the Missouri and Mississippi Rivers Using Fin Ray Microchemistry. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 69(5): 930-941.
- Ramazanov E., Bahetnur Y., Yessenbayeva K., Lee S.H., Lee W. 2022. Spatiotemporal evaluation of water quality and risk assessment of heavy metals in the northern Caspian Sea bounded by Kazakhstan. Marine Pollution Bulletin, 181: 113879.
- Ranaldi M.M., Gagnon M.M. 2010. Trace metal incorporation in otoliths of pink snapper (*Pagrus auratus*) as an environmental monitor. Comparative

- Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology, 152(3): 248-255.
- Reis-Santos P., Gillanders B.M., Sturrock A.M., Izzo C., Oxman D.S., Lueders-Dumont J.A., Walther B.D. 2023. Reading the biomineralized book of life: expanding otolith biogeochemical research and applications for fisheries and ecosystem-based management. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 33(2): 411-449.
- Smith K.T., Whitley G. 2010. Fin Ray Chemistry as a Potential Natural Tag for Smallmouth Bass in Northern Illinois Rivers. *Journal of Freshwater Ecology*, 25(4): 627-635.
- Smith K.T., Whitley G. 2011. Trace element and stable isotopic signatures in otoliths and pectoral spines as potential indicators of catfish environmental history. In *Catfish 2010: Proceedings of the 2nd International Catfish Symposium*.
- Solgi E., Galangashi M.M. 2018. Assessing the health of marine and lacustrine wetland using measurement of heavy metals in fish species: Case study from two Iranian international wetland (Gomishan and Zarivar). *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 10: 73-78.
- Søndergaard J., Halden N., Bach L., Gustavson K., Sonne C., Mosbech A. 2015. Otolith chemistry of common sculpins (*Myoxocephalus scorpius*) in a mining polluted Greenlandic fiord (Black Angel lead-zinc mine, West Greenland). *Water, Air, & Soil Pollution*, 226: 1-12.
- Sonone S.S., Jadhav S., Sankhla M.S., Kumar R. 2020. Water contamination by heavy metals and their toxic effect on aquaculture and human health through food chain. *Letters of Applied Nano BioScience*, 10(2): 2148-2166.
- Surge D.M., Lohmann K.C. 2002. Temporal and spatial differences in salinity and water chemistry in SW Florida estuaries: effects of human-impacted watersheds. *Estuaries*, 25: 393-408.
- Thorrold S.R., Latkoczy C., Swart P.K., Jones C.M. 2001. Natal Homing in a Marine Fish Metapopulation. *Science*, 291(5502): 297-299.
- Veinott G.L., Evans R.D. 1999. An Examination of Elemental Stability in the Fin Ray of the White Sturgeon with Laser Ablation Sampling-Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry (LAS-ICP-MS). *Transactions of the American Fisheries Society*, 128(2): 352-361.
- Wang T., Lai Y.C., Chiang C.C., Cheng Y.R., Hsieh Y.K., Wang C.F. 2016. Element distribution over the surface of fish scales and its connection to the geochemical environment of habitats: a potential biogeochemical tag. *Environmental monitoring and assessment*, 188: 1-12.
- Wells B.K., Thorrold S.R., Jones C.M. 2000. Geographic variation in trace element composition of juvenile weakfish scales. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129(4): 889-900.
- Zhuang M., Zhao J., Li S., Liu D., Wang K., Xiao P., Yu L., Jiang Y., Song J., Zhou J. 2017. Concentrations and Health Risk Assessment of Rare Earth Elements in Vegetables from Mining Area in Shandong, China. *Chemosphere*, 168: 578-582.
- Zaghloul A., Saber M., Gadow S., Awad F. 2020. Biological indicators for pollution detection in terrestrial and aquatic ecosystems. *Bulletin of the National Research Centre*, 44(1): 1-11.

نحوه استناد به این مقاله:

بخشعلی‌زاده ش.، نسیبولینا ب.، کروچکینا ت.، علی ع. کاربرد خار باله سینه‌ای ماهی اوزون‌برون به‌عنوان شاخص ارزیابی زیستگاهی دریای کاسپین. نشریه پژوهش‌های ماهی‌شناسی کاربردی دانشگاه گنبدکاووس. ۱۴۰۲، ۵۰-۳۹ (۱): ۱۱.

Bakhshalizadeh S., Nasibulina B.M., Kurochkina T.F., Attaala A. Application of pectoral fin spine of starry sturgeon fish as an indicator of the habitat evaluation in the Caspian Sea. *Journal of Applied Ichthyological Research, University of Gonbad Kavous*. 2023, 11(1): 39-50.

Application of pectoral fin spine of starry sturgeon fish as an indicator of the habitat evaluation in the Caspian Sea

Bakhshalizadeh S^{1*}, Nasibulina B.M², Kurochkina T.F³, Attaala A⁴.

¹ Faculty member, Dept. of Marine Science, Caspian Sea Basin Research Center, University of Guilan, Rasht, Iran.

² Assistant prof., Faculty of Geology & Geography, Innovative Natural Institute, Astrakhan State University, Astrakhan, Russia.

³ Assistant prof., Faculty of Ichthyology, Dagestan State University, Makhachkala, Russia.

⁴ Independible Researcher, Former Prof., of Hadhramout University, Yemen.

Type:

Original Research Paper

<https://doi.org/10.22034/jair.11.1.39>

Paper History:

Received: 30-04-2023

Accepted: 31-07- 2023

Corresponding author:

Bakhshalizadeh S. Assistant prof., Dept. of Marine Science, Caspian Sea Basin Research Center, University of Guilan, Rasht, Iran.

Email: sh.bakhshalizadeh@guilan.ac.ir

Abstract

Although the use of indicator organisms and their different tissues is commonly used to evaluate environmental pollution, there is still a need to identify a non-lethal, reliable and sensitive indicator in aquatic environments. In this research, multivariate indices were used based on habitat accumulation conditions. For this purpose, the ratio of elements of pectoral fin spines of ozone-exposed fish were compared as a non-lethal index to evaluate the habitat of the north and south of the Caspian Sea. For this purpose, multivariate analyzes and non-normal analyzes were used in the required cases to compare the samples of North and South Caspian Sea. The ratios of W: Ca, Tl: Ca, Ta: Ca, Sn: Ca, Se: Ca, Ni: Ca, Nb: Ca were higher in the southern samples than in the northern ones, which probably reflected the difference in the availability of metal absorption compared to calcium. Despite the recorded differences in the proportion of pectoral fin spine elements of ozone-exposed fish between the norths and south of the Caspian Sea, all the multivariate results also reflected this habitat differentiation. These results showed that the pectoral fin spine can be confirmed as a good non-lethal indicator due to its capacity to accumulate pollutants and also as a biological indicator, and therefore it can be used for environmental evaluations, although the importance of continuous monitoring and protective measures is suggested along with continuous evaluations.

Keywords: Anthropogenic impact, heavy metal, calcium structures, pollution, biological assessment.