

## "مقاله پژوهشی"

# تأثیر زیستگاه بر تجمع عناصر نیکل (Ni) و کادمیوم (Cd) در دستگاه گوارش کفال (*Chelon auratus* and *Mugil cephalus*) به عنوان یک ماهی پوسیده خوار

شیمای بخش علی زاده<sup>۱\*</sup>، عادلہ رستم زاده لیا فویی<sup>۲</sup>، فرانسکو فازیو<sup>۳</sup>

۱- گروه علوم دریایی، پژوهشکده حوضه آبی دریای خزر، دانشگاه گیلان، رشت، ایران

۲- گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران، کرج، ایران

۳- گروه دامپزشکی، دانشکده پولو، دانشگاه مسینا، مسینا، ایتالیا

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۸/۲۲

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۱۱/۷

## چکیده

هدف از این مطالعه ارزیابی تأثیر دو محیط مختلف (سواحل دریاچه فارو و سواحل جنوب غرب دریای کاسپین) بر میزان تجمع عناصر نیکل و کادمیوم در بافت دستگاه گوارش ماهی کفال به عنوان ماهی دتریت خوار جهت ارزیابی وضعیت زیستگاه می باشد. مجموعاً ۴۹ عدد ماهی کفال از دریاچه فارو گونه *Mugil cephalus* و سواحل ایرانی دریای کاسپین گونه *Chelon auratus* پس از صید به همراه یخ به آزمایشگاه منتقل شدند. پس از استخراج محتویات دستگاه گوارش، بخش میانی و نزدیک به انتهای دستگاه گوارش جداسازی، هضم و غلظت نیکل و کادمیوم آن ها توسط دستگاه ICP MS اندازه گیری گردید. فاکتورهای محیطی دو منطقه با آنالیزهای چند متغیره مورد بررسی قرار گرفت. اختلاف معنی داری در میزان عناصر مذکور در بخش میانی و نزدیک به انتهای دستگاه گوارش دیده نشد ولی نتایج به دست آمده برای عناصر مذکور در دریاچه فارو به طور قابل توجهی پایین تر از دریای کاسپین بود. تجزیه و تحلیل مولفه اصلی حاکی از کاهش متغیرها به دو مولفه بود که ۸۹/۷۲٪ کل تغییرات را به درجه حرارت، شوری، اکسیژن محلول و pH ارتباط داد و آنالیز تابع تشخیص نیز صددرصد اختلاف نشان داد که حاکی از تفاوت زیستگاهی دو منطقه و نمایانگر آثار شرایط محیطی بر تجمع نیکل و کادمیوم به عنوان شاخص استرس محیطی می باشد. لذا نتایج مطالعه مذکور می تواند اطلاعات خوبی درباره ریسک ارزیابی محیطی ارائه دهد.

**کلمات کلیدی:** ماهی کفال، *Chelon auratus*، *Mugil cephalus*، فلز سنگین، آلودگی، روده، ارزیابی زیستی

## مقدمه

ماهی به عنوان ارزیاب و نشانگر زیستی نقش مهمی در رصد کیفیت آب بازی می‌کند که ناشی از پاسخ سریع و حساسیت بالای آن‌ها به تغییرات اتفاق افتاده در محیط آبی می‌باشد (Duarte *et al.*, 2020; Khan *et al.*, 2021; *al.*, 2021). مطالعه فلزات سنگین و آثار آن وضعیت این عوامل استرس را پیش از نمود بالینی نشان می‌دهد (de Castilhos *et al.*, 2020; Fazio *et al.*, 2012; Francesco *et al.*, 2012; Acharya and Mohanty, 2014; Khan *et al.*, 2021; *et al.*, 2020). ماهی مستقیماً و یا به‌طور غیرمستقیم از طریق تجمع زیستی تحت تاثیر فلزات سنگین قرار می‌گیرد (Preston, 2002; Hallgren *et al.*, 2014; Zhu *et al.*, 2020). از طرفی، نقش فلزات سنگین در تجمع زیستی و مسمومیت آبرزی در زنجیره غذایی در محیط های آبی افزایش یافته‌است (Ali *et al.*, 2019; Neves *et al.*, 2018). فاضلاب‌های خانگی و صنعتی، فعالیت های بندرگاهی و ذخایر جوی از جمله منابع طبیعی و انسانی هستند که منجر به ورود فلزات سنگین به اکوسیستم‌های آبی شده‌اند (Slaveykova and Cheloni, 2018; Ali *et al.*, 2019). نشانگرهای زیستی به عنوان عوامل تغییر در پاسخ‌های زیستی از سطح مولکولی تا سلولی و از پاسخ‌های فیزیولوژیکی تا رفتاری مربوط می‌باشند که در پاسخ به تغییرات رخ داده در زیست بوم آبریان نقش دارند و لذا در رصد کیفیت پهنه آبی و سلامت ماهیانی که در محیط‌های آبی آلوده زندگی می‌کنند، کاربرد زیادی دارد (Fernandes *et al.*, 2008; Duarte *et al.*, 2020; Khan *et al.*, 2021; Sarhadizadeh *et al.*, 2014). به عنوان مثال نیکل به عنوان یک عنصر طبیعی در زمین برای فرآیند طبیعی فیزیولوژیکی لازم می‌باشد، اما

غلظت بالای ترکیبات سولفید نیکل و کلرید نیکل در آب باعث ایجاد اثرات مضر برای مصرف‌کنندگان می‌شود (Duarte *et al.*, 2020; Khan *et al.*, 2021; Sheykhi and Moore, 2016). یکی از نشانگرهای زیستی مناسب در میان موجودات آبرزی درصد آلودگی زیست محیطی ماهیان دتریت‌خوار می‌باشند، لذا انعکاس میزان تجمع فلزات سنگین در اندام های این ماهیان به دلیل نوع تغذیه و موقعیت آن‌ها در زنجیره غذایی، شاخص مناسبی در ارزیابی وضعیت زیستگاه ارائه می‌کند (Neves *et al.*, 2018; Storelli and Marcotrigiano, 2005; Tesser *et al.*, 2021).

در این میان دریاچه فارو حوضه بسته پهناور می‌باشد که از طریق فعالیت‌های طبیعی زمین‌شناسی به وجود آمده و در قسمت شمال شرقی سیسیلی در ایتالیا با حد کثر عمق ۲۸ متر، با لایه‌بندی زیستی و اکوسیستم مناسب برای به وجود آمدن تنوع زیستی بالا می‌باشند که می‌توانند با اکوسیستم دریا از نظر محیطی در تعادل باشند (Capillo *et al.*, 2018; Spinelli *et al.*, 2020). دریای کاسپین نیز به عنوان بزرگ‌ترین دریاچه دنیا از بقایای دریای تیس بوده‌است که اقیانوس آرام را به اقیانوس اطلس متصل می‌کرد و به عنوان کوچک‌ترین دریای خودکفای کره زمین که حدوداً ۲۸ متر پائین‌تر از سطح دریاهای آزاد می‌باشد و به لحاظ جانوران و گیاهان منحصر به فرد، اما در عین حال در مقابل آلودگی‌های کشاورزی و صنعتی و نفتی بسیار آسیب‌پذیر می‌باشد (Modabberi, *et al.*, 2020; Aladin and Plotnikov 2004). با توجه به این که این دو اکوسیستم در اروپا و آسیا، در معرض انواع مختلف آلاینده‌هایی قرار دارند و این آلودگی‌ها به روش‌های مختلف از طریق سیستم های تخلیه صنعتی، خانگی و

گوارش ماهی کفال (*Chelon auratus* and *Mugil cephalus*) به عنوان ماهی دتریت‌خوار به عنوان نمونه-ای تیپیک در دریاچه فارو و آب‌های ایرانی دریای کاسپین پرداخته شد.

### مواد و روش‌ها

از آن‌جا که این تحقیق بر روی ماهی دتریت‌خوار به عنوان بیواندیکاتور در دو زیستگاه متفاوت تمرکز داشت، همزمان ۶۰ نمونه ماهی کفال از آب‌های دریاچه فارو کشور ایتالیا گونه *Mugil cephalus* و جنوب دریای کاسپین گونه *Chelon auratus* تهیه گردید (شکل ۱).



کشاورزی به پهنه آبی وارد شده و شانس تجمع در بدن آبزیان و نهایتاً مصرف کنندگان رده‌های بالاتر را می‌یابند، خطرناک و نگران کننده است (Fazio *et al.*, 2019a, b; D'Agata *et al.*, 2014; Hoseini *et al.*, 2020; Jamshidi and Bakar, 2011; Tabari *et al.*, 2010). از طرفی، در میان بافت‌های مختلف خوراکی معمولاً غلظت فلزات سنگین در دستگاه گوارش نسبت به سایر بافت‌های ماهی بالاتر می‌باشد و به عنوان نشانگر خوبی از حضور و وجود فلزات در محیط‌های آبی حکایت می‌کند (Sures, 2003; Zhang *et al.*, 2007). بنابراین، تجمع نیکل در بافت روده، شاخص مهمی در مطالعات اکوتوکسیکولوژی و بیولوژیکی آبزیان در نظر گرفته می‌شود که در این بررسی به ارزیابی غلظت نیکل و کادمیوم در بافت دستگاه



شکل ۱: نقشه مناطق نمونه برداری از ماهی کفال در ایران و ایتالیا. سمت چپ سواحل ایرانی دریای کاسپین و سمت راست دریاچه فارو (ایتالیا) می‌باشد که مکان‌های نمونه برداری در آن با مربع تو خالی و دایره‌های تو خالی قرمز رنگ مشخص شده‌اند.

دستگاه چند عاملی دستی مدل (YSI 556 MPS-Ohio, USA) اندازه‌گیری شد. جهت از بین بردن اثر سایز تنها ۴۹ نمونه با اندازه مشابه به سرعت همراه با یخ به آزمایشگاه منتقل شدند. بافت دستگاه گوارش جداسازی و به صورت منجمد، تا زمان انجام آنالیز نگهداری شدند. جهت هضم، نیم گرم از هر نمونه را

کلیه نمونه برداری‌ها مطابق با استاندارد های اروپا (۲۰۱۰/۶۳) و حفاظت از حقوق حیوانات انجام گرفت (۲۰۱۷/۰۱۷CISSE). در هر دو منطقه مورد مطالعه، شاخص های زیست سنجی ماهی کفال در کنار خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آب چون درجه حرارت، شوری، pH و اکسیژن محلول با استفاده از

توزین و به آن ۱۵ cc اسیدنیتریک افزوده و حرارت داده شد. وقتی حجم نمونه به ۵ cc رسید پیش از زمانی که نمونه ها خشک شوند، بشر از روی هاتپلنت برداشته شد و پس از سرد شدن با آب مقطر به حجم ۵۰ cc رسانده و پس از تنظیم دستگاه ICP MS، غلظت نیکل و کادمیوم در سطح دقت ppb اندازه گیری شد (Hartmut et al., 2007) (جدول ۱).

جدول ۱. پارامترهای دستگاه ICP MS.

پارامترها	میزان
توان	۱۵۰۰ وات
سرعت جریان گاز	۰/۶ لیتر در دقیقه
سرعت جریان گاز پلاسما	۱۲ لیتر در دقیقه
سرعت جریان گاز کمکی	۱ لیتر در دقیقه
زمان ادغام	۶ ثانیه

آزمون تک متغیره ANOVA برای مقایسه غلظت عناصر مذکور در تلفیقی از بافت دستگاه گوارش نمونه های بدست آمده از دریاچه فارو ایتالیا و جنوب دریای کاسپین استفاده گردید (Zar, 1996). تجزیه به مولفه های اصلی (PCA) برای کاهش تعداد متغیرهای محیطی بدون از دست دادن اطلاعات صورت گرفت (Quinn and Keough, 2002) و مقادیر واریانس تجمعی تهیه شد تا مولفه های اصلی و متغیرهایی که نقش مهم تری در این تغییرات دارند، شناسایی شوند. از تجزیه تابع تشخیص برای محاسبه درصد درستی جایگاه انتساب داده شده به هر متغیرهای محیطی استفاده شد. کلیه تجزیه و تحلیل های آماری با نرم افزار SPSS نسخه ۲۶ (SPSS Inc., Chicago, IL) صورت گرفت. سطح معنی داری در سطح  $\alpha=0/05$  در نظر گرفته شد.

### نتایج

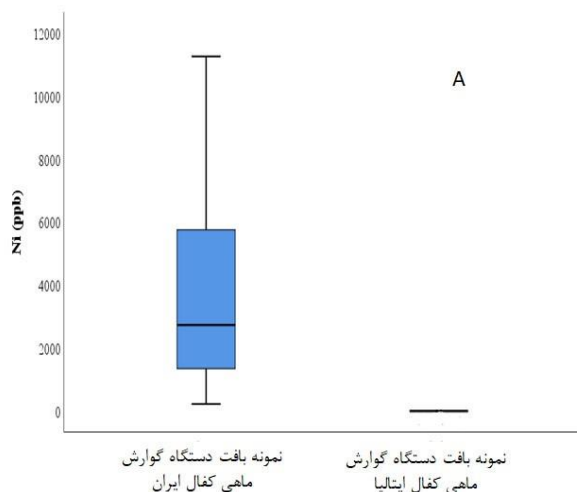
مقایسه قسمت میانی و نزدیک به انتهای دستگاه گوارش نمونه های ماهی کفال دریاچه فارو اختلاف معنی دار را نشان نداد (جدول ۲).

پس از کنترل نرمال بودن و یکپارختی واریانس عناصر، مقایسه غلظت نیکل و کادمیوم در بخش میانی و نزدیک به انتهای دستگاه گوارش با آزمون تی استیودنت جفتی انجام گرفت تا تغییرات احتمالی غلظت عناصر آنها بررسی گردد و در صورت عدم تفاوت در غلظت عناصر مذکور در این دو بافت، از

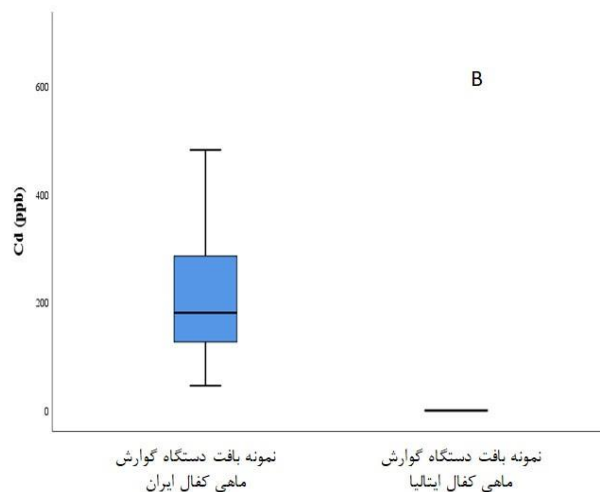
جدول ۲: غلظت نیکل و کادمیوم در قسمت میانی و نزدیک به انتهای دستگاه گوارش نمونه های ماهی کفال دریاچه فارو.

عناصر مورد مطالعه	بافت آنالیز شده	میانگین $\pm$ خطای معیار	انحراف معیار	مقدار تی	سطح معنی داری
نیکل	قسمت میانی دستگاه گوارش	$0/11 \pm 0/02$	۰/۰۹	۰/۴۹	۰/۶۳
	نزدیک به انتهای دستگاه گوارش	$0/10 \pm 0/02$	۰/۰۹		
کادمیوم	قسمت میانی دستگاه گوارش	$0/90 \pm 0/87$	۴/۱۷	-۰/۹۸	۰/۳۴
	نزدیک به انتهای دستگاه گوارش	$1/49 \pm 1/48$	۷/۰۹		

دریاچه فارو ایتالیا داشت ( $p < 0.05$ ) (شکل ۲).



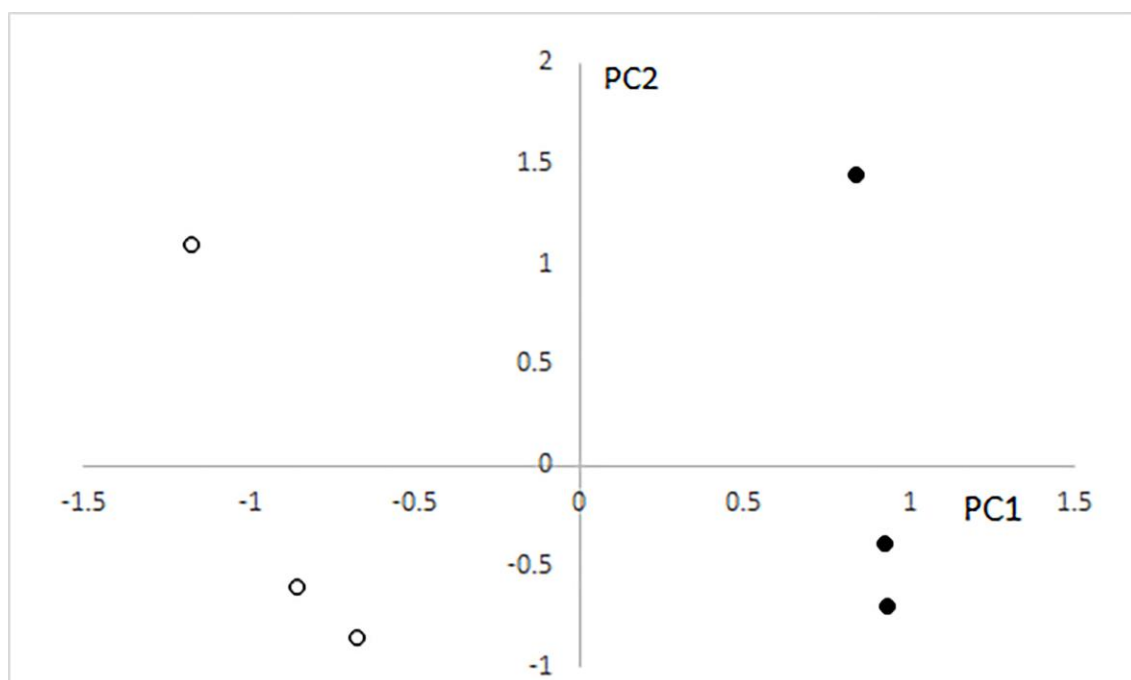
در حالیکه غلظت نیکل و کادمیوم در دستگاه گوارش کفال ایران میزان بالاتری نسبت به نمونه‌های



شکل ۲: مقادیر نیکل و کادمیوم دستگاه گوارش ماهی کفال نمونه برداری شده در سواحل ایرانی دریای کاسپین و دریاچه فارو ایتالیا

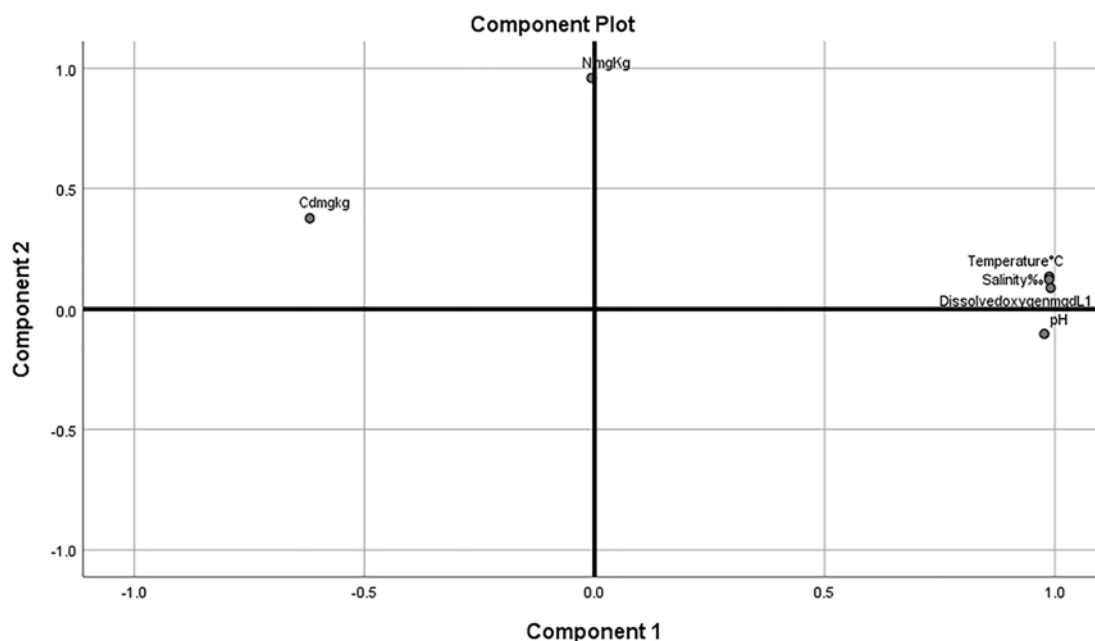
(شکل ۳) و نیز نشان داد که در این میان ۸۹/۷۲٪ کل تغییرات با درجه حرارت، شوری، اکسیژن محلول و pH مرتبط می‌باشد (شکل ۳ و ۴).

تغییرپذیری متغیرهای محیطی در دو محیط با استفاده از تجزیه و تحلیل مولفه‌های اصلی، به دو مولفه کاهش یافت ( $PC1 = 71\%$  و  $PC2 = 18/55\%$ )



شکل ۳: تجزیه و تحلیل مولفه‌های اصلی (PCA) متغیرهای محیطی دریاچه فارو ایتالیا و آب‌های ایرانی دریای کاسپین.

نمودار ابر نقاط امتیاز متغیرهای محیطی هر نمونه از آب‌های ایرانی دریای کاسپین و دریاچه فارو ایتالیا را نشان می‌دهد که ۸۹/۷۲ درصد کل واریانس را توجیه می‌کند.



شکل ۴: متغیرهای محیطی بارگذاری شده در مولفه‌های اصلی یک

اختلافات مکانی مشخص در غلظت نیکل و کادمیوم بافت دستگاه گوارش ماهیان کفال جمع‌آوری شده در دریاچه فارو ایتالیا و آب‌های ایرانی دریای کاسپین تشخیص داده شد و این اختلافات در متغیرهای محیطی زیستگاه آن‌ها با توجه به خروجی‌های آنالیز مولفه‌ای اصلی نیز مشهود بود. ماهی کفال به عنوان یک گونه دتریت‌خوار با دامنه پراکنش گسترده، یک بیواندیکاتور طبیعی که سازگاری بالایی با تغییرات محیطی پیرامون خود داشته و قادر به تحمل استرس‌های محیطی و شرایط ناپایدار زیستگاهی بوده مطرح می‌باشد (Whitfield *et al.*, 2012; Solgi *et al.*, 2019) و از آن به عنوان یک ابزار پیشگیری مهم و اساسی برای محافظت از سلامت مصرف‌کنندگان و رصد وجود آلاینده‌های ناشی از تنش‌های محیطی یاد می‌شود (Ferreira *et al.*, 2004; Nagarjuna and Mohan, )

(PC1) و دو (PC2) حاصل از تجزیه مولفه‌های اصلی (PCA) متغیرهای محیطی در سواحل ایرانی دریای کاسپین و دریاچه فارو ایتالیا.

شکل ۳ وزن هر نشانه مولفه اصلی را نشان داد. مولفه اول عمدتاً تحت تاثیر درجه حرارت، شوری، اکسیژن محلول و pH بود و نیکل آب نیز به ترتیب سهم ویژه‌ای در مولفه دوم داشتند (شکل ۴). ماتریس متشکله از متغیرهای محیطی از دریاچه فارو و آب‌های ایرانی دریای کاسپین با یک تابع تشخیص (DC1) توصیف گردید و توانست این دو زیستگاه را بر اساس متغیرهای محیطی مذکور از هم تفکیک نماید ( $\chi^2=23/40$ , Wilk's lambda=0/00) و  $(p<0/05)$ .

## بحث

متفاوت در دریاچه فارو در قیاس با آب‌های ایرانی دریای کاسپین داشته است که منجر به زمینه افزایش این آثار سوء در نمونه های ایرانی و افزایش تجمع نیکل در بدن ماهی گشته است (Moghadamy et al., 2017).

از طرفی، تجمع کادمیوم به تفاوت‌های مکانی، فاکتورهای محیطی، زیستی، گونه آبرزی و محل تجمع بستگی دارد (Forti et al., 2011; Ourgaud et al., 2018). در پژوهشی که بر روی میزان تجمع کادمیوم در بچه ماهی سیم دریایی صورت گرفت، بالاترین مقدار تجمع آن در روده این بچه ماهیان دیده شد و میزان این تجمع با گذشت زمان افزوده گردیده است که نشان می‌دهد، مقدار کمی از کادمیوم موجود در آب از طریق روده وارد بقیه بدن شده و کادمیوم ممکن است اثرات سمی خود را عمدتاً بر روی سیستم گوارشی اعمال کند (Zhang and Wang, 2007).

علاوه بر این جذب کادمیوم با شوری آب رابطه‌ای معکوس داشته و در محدوده شوری بالاتر کاهش می‌یابد. بالاتر بودن شوری دریاچه فارو در قیاس با آب های ایرانی کاسپین نیز می‌تواند به عنوان فاکتور محیطی موثر بر کاهش غلظت کادمیوم در نمونه‌های ماهی کفال ایتالیا باشد که با اثر بخشی پارامترهای محیطی اندازه‌گیری شده نسبت به اثر بخشی پایین غلظت کادمیوم نمونه ها در تحلیل مولفه اصلی چه با دریافت مستقیم از محیط آبی به آبشش و چه به‌طور غیرمستقیم از طریق خوراک در دستگاه گوارش منطبق می‌باشد (Pyle et al., 2011). به هرروی کادمیوم با قابلیت تجمع زیستی و ماندگاری بالا در بدن آبرزی منجر به ایجاد تغییرات زیستی چون افزایش متالوتونین ها در آبرزیان و اکوسیستم‌های آبی می‌شود (Pyle et al., 2011) و آثار منفی آن در شرایطی که اکسیژن محیط

2017; Salamat et al., 2017; De cerio et al., 2018; Fazio et al., 2019a; Gao et al., 2020).

از آنجا که نیکل به عنوان عنصری طبیعی و مورد نیاز بدن مطرح بوده و بسیاری از موجودات مکانیزم سم زدایی آن را به شکل غیر سمی بویژه به فرم اکسید نیکل دارا می‌باشند، لذا روند تجمع زیستی آن به مرگ‌ومیر ختم نمی‌شود هر چند با وجود سازگاری ماهی به لحاظ فیزیولوژیکی با این عامل تنش‌زای محیطی، بروز آن در دراز مدت منجر به استرس ناشی از سیستم ایمنی می‌شود که تداوم آن منجر به پاسخ‌های سمی مزمن می‌گردد (Ololade and Oginni, 2010). مقدار نیکل در محیط‌های آبی معمولاً پایین بوده و غلظت آن در دستگاه گوارش به غذای مصرفی بستگی دارد (Cempel and Nikel, 2006).

میزان مسمومیت نیکل در آبرزیان به متغیرهای محیطی چون سختی، pH نسبت داده شده است (Pyle and Couture, 2011; Nys et al., 2016). هر چند بحث در خصوص میزان مسمومیت نیکل در مدل‌های زیستی در دامنه pH ۸/۲ تا ۸/۷ رفتارهای متفاوتی نسبت به مقادیر بالاتر و پایین‌تر pH نشان داده‌است، درجه سمیت نیکل در دامنه pH ۸/۲ تا ۸/۷ برای بسیاری از گونه‌ها بسیار بیشتر از مدل‌های خطی پیشنهاد شده دانسته و آن را ناشی از تأثیر پذیری شدید لیگاندهای زیستی آبرزیان در این دامنه pH، به دنبال آن بالا رفتن میزان دسترسی به نیکل و نهایتاً در معرض قرار گرفتن شدیدتر آبرزیان و افزایش مسمومیت آن‌ها می‌دانند (Nys et al., 2016). لذا با توجه به شباهتی که آبهای ایرانی دریای کاسپین با دامنه pH مذکور داشته از یک سو و نیز خروجی متفاوت پارامترهای محیطی فراخوانده شده در دو مولفه اصلی حکایت از شرایط

### سپاسگزاری

از جناب آقایان دکتر عباسی، مهندس عبدی و کلیه صیادان پره به ویژه صیادان منطقه انزلی و حومه که کمک شایان توجهی در جمع آوری نمونه‌ها داشتند و سرکار خانم دکتر عظیمی که در آنالیز دستگاهی نمونه‌ها کمک ویژه‌ای نمودند، نهایت سپاسگزاری و قدردانی را داریم. لازم به ذکر است که این تحقیق با حمایت پژوهشکده حوضه آبی دریای خزر دانشگاه گیلان، رشت، ایران (قرارداد مورخ ۹۸/۹/۱۶ به شماره ۱۹۶۶۰ / پ ۱۵) و با حمایت دانشگاه مسینا ایتالیا (قرارداد مورخ ۹۸/۶/۱۲ به شماره ۶۲۹۸۴ / پ ۱۵) انجام گرفته است.

### منابع

1. Acharya, G., Mohanty, PK., 2014. Comparative haematological and serum biochemical analysis of catfishes *Clarias batrachus* (Linnaeus, 1758) and *Heteropneustes fossilis* (Bloch, 1794) with respect to sex. *Journal of entomology and zoology studies*, 2 (6), 191-197.
2. Aladin, N., Plotnikov, I., 2004. The Caspian Sea. Lake Basin Management Initiative Thematic Paper.
3. Ali, H., Khan, E., Ilahi, I., 2019. Environmental Chemistry and Ecotoxicology of Hazardous Heavy Metals: Environmental Persistence, Toxicity, and Bioaccumulation. *Journal of Chemistry*, 2019, 6730305.
4. Capillo, G., Silvestro, S., Sanfilippo, M., Fiorino, E., Giangrosso, G., Ferrantelli, V., Faggio, C., 2018. Assessment of electrolytes and metals profile of the Faro Lake (Capo Peloro Lagoon, Sicily, Italy) and its impact on *Mytilus galloprovincialis*. *Journal Chemistry & Biodiversity*, 15(5), e1800044.
5. Cempel, M., Nikel, G. J. P. J. S., 2006. Nickel: a review of its sources and

آبی میزان پایین تری داشته، بالاتر و با آثار منفی بر آبشش‌ها و کاهش شدید بیان آنزیم‌های آنتی‌اکسیدانی توام می‌باشد (Pierron *et al.*, 2007)، لذا تجمع مقادیر ناچیزی از کادمیوم حتی در دستگاه گوارش آبرزی می‌تواند منجر به اثرات حاد و مزمن بر سلامت و زیست بوم آن‌ها گردد (Pyle *et al.*, 2011). به گونه‌ای که، برای محافظت از سلامت انسان به عنوان مصرف کننده عمده ماهی، اتحادیه اروپا، ترکیه و چین مقادیر کمتر از ۰/۱ میلی گرم بر کیلوگرم در عضله ماهی و برای محافظت از ماهی و سایر آبزیان حداکثر مقدار مجاز کادمیوم در آب را ۰/۰۰۵ میلی گرم بر لیتر در آبهای مصبی و ساحلی توصیه کردند و در خصوص مقادیر بالاتر از ۰/۰۰۴۵ میلی گرم بر لیتر در آب دریا هشدار داده و بروز شرایط خطرناک و بحرانی در آن پهنه آبی را محتمل دانستند.

لذا، با توجه به افزایش مصرف جهانی ماهی در دنیا به ویژه در میان کشورهای اروپایی و ایتالیا و نیز اختصاص بالاترین میزان صید به ماهی کفال بعد از ماهی سفید در آب‌های ایرانی دریای کاسپین (Hung and Shaw, 2006; Fazli *et al.*, 2008) از یک سو و نمود تفاوت‌های محیطی حاکم بر این دو محیط آبی با پایش گونه‌ای دتریت‌خوار از سویی دیگر، ارزیابی از وضعیت حاکم بر آن‌ها را امکان‌پذیر و سنجش غلظت عناصری چون نیکل و کادمیوم در دستگاه گوارش ماهی دتریت‌خواری چون کفال را برای رصد تغییرات محیطی به عنوان نشانگر زیستی مناسب، دردسترسی و ارزان برای برآورد ریسک مصرف انسانی به طور مستقیم و یا حیواناتی که با کنجاله ماهی تغذیه شده و نهایتاً به صورت غیرمستقیم به مصرف انسانی می‌رسند، پیشنهاد می‌نماید.



13. Fazli, H., Ghaninejad, D., Janbaz, AA, Daryanabard, R., 2008. Population ecology parameters and biomass of golden grey mullet (*Liza aurata*) in Iranian waters of the Caspian Sea. Fisheries Research, 93, 222-228.
14. Fernandes, C., Fontainhas-Fernandes, A., Rocha, E., Salgado, MA., 2008. Monitoring pollution in Esmoriz-Paramos lagoon, Portugal: Liver histological and biochemical effects in *Liza saliens*. Environmental Science. Environmental Monitoring and Assessment, 145 (1), 315-22.
15. Ferreira, M., Antunes, P., Gil, O., Vale, C., Reis-Henriques, M., 2004. Organochlorine contaminants in flounder (*Platichthys flesus*) and mullet (*Mugil cephalus*) from Douro estuary, and their use as sentinel species for environmental monitoring. Aquatic toxicology, 69, 347-357.
16. Forti, E., Salovaara, S., Cetin, Y., Bulgheroni, A., Tessadri, R., Jennings, P., Pfaller, W., Prieto, P., 2011. In vitro evaluation of the toxicity induced by nickel soluble and particulate forms in human airway epithelial cells. Toxicology in vitro: an international journal published in association with BIBRA, 25, 454-461.
17. Francesco, F., Satheeshkumar, P., Senthil Kumar, D., Caterina, F., Giuseppe, P., 2012. Comparative study of hematological and blood chemistry of Indian and Italian Grey Mullet (*Mugil cephalus* Linnaeus 1758). Herbert Open Access Journal Biology, 1-5.
18. Gao, Y., Xu, H., Li, L., Niu, C., 2020. Immune defense parameters of wild fish as sensitive biomarkers for ecological risk assessment in shallow sea ecosystems: A case study with wild mullet (*Liza haematocheila*) in Liaodong Bay. Ecotoxicology and environmental safety, 194, 110337.
19. Hallgren, P., Nicolle, A., Hansson, LA., Brönmark, C., Nikoleris, L., Hyder, M., et al., 2012. Synthetic estrogen directly affects fish biomass and may indirectly disrupt aquatic food webs. Environmental toxicology and chemistry, 33 (4), 930-6.
- environmental toxicology. Polish Journal of Environmental Studies, 15(3), 375-382.
6. D'Agata, A., Cappello, T., Maisano, M., Parrino, V., Giannetto, A., Brundo, MV., et al., 2014. Cellular biomarkers in the mussel *Mytilus galloprovincialis* (Bivalvia: Mytilidae) from Lake Faro (Sicily, Italy). Italian Journal of Zoology, 81 (1), 43-54.
7. De Castilhos Ghisi, N., Larentis, C., de Oliveira, E. C., Neves, M. P., Zavaski, A. G., de Almeida Roque, A., Delariva, R. L., 2020. Environmental assessment of Neotropical streams using fish as bioindicators: a multi-biomarker and integrated approach. Hydrobiologia, 1-18.
8. De Cerio, OD, Bilbao, E., Izagirre, U., Etxebarria, N., Moreno, G., Díez, G., Cajaraville, M., Cancio, I., 2018. Toxicology tailored low density oligonucleotide microarray for the thicklip grey mullets (*Chelon labrosus*): Biomarker gene transcription profile after caging in a polluted harbor. Marine environmental research, 140, 265-277.
9. Duarte, G. S. C., Lahun, A. L., Leite, L. A. R., Consolin-Filho, N., Bellay, S., Takemoto, R. M., 2020. Acanthocephalans parasites of two Characiformes fishes as bioindicators of cadmium contamination in two neotropical rivers in Brazil. The Science of the total environment, 738.
10. Fazio, F., Faggio, C., Marafioti, S., Torre, A., Sanfilippo, M., Piccione, G., 2012. Comparative study of haematological profile on *Gobius niger* in two different habitat sites: Faro Lake and Tyrrhenian Sea. Cahiers de Biologie Marine, 53 (1), 213-219.
11. Fazio, F., Saoca, C., Ferrantelli, V., Cammilleri, G., Capillo, G., Piccione, G., 2019a. Relationship between arsenic accumulation in tissues and hematological parameters in mullet caught in Faro Lake: a preliminary study. Environmental Science and Pollution Research, 26(9), 8821-8827.
12. Fazio, F., Saoca, C., Sanfilippo, M., Capillo, G., Spanò, N., Piccione, G., 2019b. Response of vanadium bioaccumulation in tissues of *Mugil cephalus* (Linnaeus 1758). The Science of the total environment, 689, 774-780.

- on the health of a detritivorous fish (*Ancistrus mullerae*) endemic to the Iguassu ecoregion: relationship between agricultural land use and severe histopathological alterations. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(12), 11670-11682.
29. Nys, C., Janssen, CR., Van Sprang, P., 2016. De Schamphelaere KAC. The effect of pH on chronic aquatic nickel toxicity is dependent on the pH itself: Extending the chronic nickel bioavailability models. *Environmental toxicology and chemistry*, 35 (5), 1097-106.
  30. Ololade, IA., Oginni, O., 2010. Toxic stress and hematological effects of nickel on African catfish, *Clarias gariepinus*, fingerlings. *Environmental toxicology and chemistry*, 2 (2), 014-019.
  31. Ourgaud, M., Ruitton, S., Bourgoigne, H., Bustamante, P., Churlaud, C., Guillou, G., Lebreton, B., Harmelin-Vivien, ML., 2018. Trace elements in a Mediterranean scorpaenid fish: Bioaccumulation processes and spatial variations. *Progress in Oceanography*, 163, 184-195.
  32. Pierron, F., Baudrimont, M., Gonzalez, P., Bourdineaud, J.P., Elie, P., Massabuau, J.C., 2007. Common pattern of gene expression in response to hypoxia or cadmium in the gills of the European glass eel (*Anguilla anguilla*) *Environmental science & technology*, 41, 3005-3030.
  33. Preston, BL., 2002. Indirect effects in aquatic ecotoxicology: implications for ecological risk assessment. *Environmental management*, 29 (3), 311-23.
  34. Pyle, G., Couture, P., Nickel. 2011. Fish physiology. 31: Elsevier. p. 253-89. Kumar, P., Singh, A., 2010. Cadmium toxicity in fish: An overview. *GERF Bull Biosci*, 1 (1), 41-7.
  35. Quinn, G. P. and M. J. Keough., 2002. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*, Cambridge University Press.
  36. Salamat, N., Movahedinia, A., Kheradmand, P., 2017. Environmentally induced tissue responses of hematopoietic system in abu mullet (*Liza abu*) and tiger tooth croaker (*Otolithes ruber*) from the
  20. Hartmut, F., Gerstmann, S., 2007. Declining populations of freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera*) are burdened with heavy metals and DDT/DDE. *AMBIO*, 36(7), 571-574.
  21. Hoseini, SM., Namroodi, S., Zaccaroni, A., Sayad-Shirazi, A., Pérez-López, M., Soler-Rodríguez, F., 2020. Detection of Carcinogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Stranded Caspian Seals (*Pusa caspica*). *Aquatic Mammals*, 46 (1), 58-66.
  22. Hung, C-M., Shaw, D., 2006. The impact of upstream catch and global warming on the grey mullet fishery in Taiwan: a non-cooperative game analysis. *Marine Resource Economics*, 21, 285-300.
  23. Jamshidi, S., Bakar, NBA., 2011. Variability of Dissolved Oxygen and Active Reaction in Deep Water of the Southern Caspian Sea, Near the Iranian Coast. *Polish Journal of Environmental Studies*, 20 (5), 1167-1180.
  24. Khan, N., Sultan, A., Ali, A., Jan, S. M. H., Khan, W., Rahman, I. U., Khan, A., 2021. Fish as Bioindicator: Ecological Risk Assessment of Insecticide to Aquatic Organism Particularly *Ctenopharyngodon idella*. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 9(2), 42-54.
  25. Modabberi, A., Noori, R., Madani, K., Ehsani, A. H., Mehr, A. D., Hooshyaripor, F., Kløve, B., 2020. Caspian Sea is eutrophying: the alarming message of satellite data. *Environmental Research Letters*, 15(12), 124047.
  26. Moghadamy, S., Abedinzadeh, N., Haghighi, M., 2017. Environmental risk assessment of construction of Caspian port in Anzali free zone by using Integration AHP and TOPSIS. *Environmental science & technology*, 2, 35-94.
  27. Nagarjuna, A., Mohan, D., 2017. Biochemical and histopathological changes induced by nickel in the striped mullet, *Mugil cephalus* (Linnaeus 1758). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 98, 33-40.
  28. Neves, M. P., de Arruda Amorim, J. P., Delariva, R. L., 2018. Influence of land use

- tramandaí river basin, rs, Brazil. Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management, 232, 100496.
46. Whitfield, A., Panfili, J., Durand, J-D., 2012. A global review of the cosmopolitan flathead mullet *Mugil cephalus* Linnaeus 1758 (Teleostei: Mugilidae), with emphasis on the biology, genetics, ecology and fisheries aspectsof this apparent species complex. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 22, 641-681.
  47. Zar, J., 1996. Biostatistical Analysis, 3rd Edn, ' (Ed. ), Prentice Hall, New Jersey.
  48. Zhang, L., Wang, W.X., 2007. Gastrointestinal uptake of cadmium and zinc by a marine teleost *Acanthopagrus schlegeli*. Aquatic toxicology, 85, 143–153.
  49. Zhang, Z., He, L., Li, J., Wu, Z-b., 2007. Analysis of Heavy Metals of Muscle and Intestine Tissue in Fish in Banan Section of Chongqing from Three Gorges Reservoir, China. Polish Journal of Environmental Studie, 16 (6), 949–958.
  50. Zhu, Q. L., Zhang, X. L., Hu, W., Zhang, J. S., Zheng, J. L., 2020. *Larimichthys crocea* is a suitable bioindicator for monitoring short-term Cd discharge along the coast: An experimental study. Environmental pollution, 259, 113849.
  - Persian Gulf. Ecotoxicology and environmental safety, 136, 161-172.
  37. Sarhadizade, N., Afkhami, M., Ehsanpour, M., Bastami, KD., 2014. Heavy metal pollution monitoring in the northern coast of Hormuz Strait (Persian Gulf): plasma enzyme variations in *Periophthalmus waltoni*. Comparative Clinical Pathology, 23 (4), 1063-1067.
  38. Sheykhi, V., Moore, F., 2016. Environmental risk assessment of heavy metals pollution in aquatic ecosystem- A case study: Sediment of Kor River, Iran. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 22 (4), 899-910.
  39. Slaveykova, VI., Cheloni, G., 2018. Preface: special issue on environmental toxicology of trace metals. Environments, 5 (12). 138.
  40. Solgi, E., Alipour, H., Majnooni, F., 2019. Investigation of the Concentration of Metals in Two Economically Important Fish Species from the Caspian Sea and Assessment of Potential Risk to Human Health. Ocean Science Journal, 54, 503-514.
  41. Spinelli, A., Capillo, G., Faggio, C., Vitale, D., Spanò, N., 2020. Returning of *Hippocampus hippocampus* (Linnaeus, 1758) (Syngnathidae) in the Faro Lake—oriented Natural Reserve of Capo Peloro, Italy. Nat Prod Res, 34(4), 595-598.
  42. Storelli, MM., Marcotrigiano, GO., 2005. Bioindicator organisms: heavy metal pollution evaluation in the Ionian Sea (Mediterranean Sea—Italy). Environmental Monitoring and Assessment, 102 (1), 159-66.
  43. Sures, B., 2003. Accumulationof heavy metals by intestinal helminths in fish: an overview and perspective. Parasitology, 126 (7), 53-60.
  44. Tabari, S., Saravi, SSS., Bandany, GA., Dehghan, A., Shokrzadeh, M., 2010. Heavy metals (Zn, Pb, Cd and Cr) in fish, water and sediments sampled form Southern Caspian Sea, Iran. Toxicology and Industrial Health, 26 (10), 649-56.
  45. Tesser, T. T., Rocha, C. D., Castro, D., 2021. Metal contamination in omnivores, carnivores and detritivores fish along the