

بررسی همبستگی بین آلودگی میکروپلاستیک و عناصر با پتانسیل سمیت در ماهی سفید دریای خزر (*Rutilus kutum*)

فرشته حاجی آقایی قاضی محله^۱ و جاوید ایمانپور نمین^{۲*}

(تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۰۶/۱۵؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۰۹/۲۴)

چکیده

این پژوهش با هدف بررسی همبستگی آماری بین آلودگی میکروپلاستیک و عناصر با پتانسیل سمیت در جمعیت ماهی سفید (*Rutilus kutum*) در سه ایستگاه نمونه برداری (کیاشهر، انزلی و آستارا) واقع در سواحل جنوب غربی دریای خزر انجام شد. نتایج حاصل از بررسی ۶۰ نمونه ماهی نشان داد که تمامی نمونه‌ها آلوده به میکروپلاستیک بودند. بیشترین میانگین فراوانی میکروپلاستیک، $53/75 \pm 35/50$ (قطعه به ازای هر ماهی) در ایستگاه انزلی مشاهده شد. نتایج تحلیل غلظت عناصر نشان داد که آهن با میانگین $23111 \pm 5945/33 \mu\text{g/kg}$ در ایستگاه انزلی، بیشترین غلظت را داشت. در ایستگاه کیاشهر، همبستگی منفی معنی داری بین فراوانی میکروپلاستیک‌ها و عناصر کادمیوم و نیکل مشاهده شد ($p < 0/05$). در ایستگاه آستارا، همبستگی مثبت معنی داری بین فراوانی میکروپلاستیک‌ها و غلظت آرسنیک و نیکل ($p < 0/05$) مشاهده گردید. براساس مقایسه غلظت عناصر با استانداردهای FAO/WHO، تنها غلظت آرسنیک در ماهی‌های ایستگاه‌های مختلف، بالاتر از حد مجاز بود. این یافته‌ها نشان دهنده تعاملات پیچیده بین آلودگی میکروپلاستیک و غلظت عناصر در ماهی سفید دریای خزر است که نیازمند تحقیقات بیشتر برای ارزیابی تأثیرات زیست محیطی و سلامت اکوسیستم دریای خزر است.

واژه‌های کلیدی: همبستگی آماری، آهن، کادمیوم، آرسنیک، نیکل.

۱- دانش آموخته دکتری، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه سرا، ایران.

۲- دانشیار، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه سرا، ایران.

* مسئول مکاتبات: پست الکترونیکی: avidiman@gmail.com

مقدمه

مسدود کردن دستگاه گوارش، کاهش رشد، اختلال در تولیدمثل، التهاب بافت ها و حتی مرگ را در پی داشته باشد. علاوه بر این، میکروپلاستیک ها می توانند به عنوان ناقل آلاینده های شیمیایی عمل کرده و اثرات سمی مضاعفی بر موجودات زنده وارد کنند (۱۵)، ۳۱، ۴۲، ۶۱، ۷۳ و ۸۱). این مسئله به ویژه برای موجودات کوچکتر مانند ژئوپلانکتون ها که در پایه زنجیره غذایی قرار دارند نگران کننده است (۱۴ و ۷۸). ماهی ها به دلیل رفتار تغذیه ای و شباهت میکروپلاستیک ها به طعمه های طبیعی، بیشتر در معرض بلعیدن این ذرات هستند (۵۲). مطالعات نشان داده اند که مصرف میکروپلاستیک ها می تواند بر توانایی ماهی ها در شکار و انتخاب طعمه تاثیرگذار باشند و منجر به کاهش بقای آن ها شود (۲۲ و ۴۸). فلزات سنگین به عنوان آلاینده ای با پراکنش وسیع به طور مداوم وارد زیستگاه ها شده و به دلیل ماهیت تجزیه ناپذیر خود در زیستگاه های آبی تجمع می یابند. برخی از این فلزات مانند آهن و مس در غلظت های پایین برای متابولیسم آبریان ضروری هستند (۱۹). اما برخی دیگر مانند جیوه، کادمیوم و سرب حتی در مقادیر اندک نیز مورد نیاز هیچ ارگانیسمی نیستند. تقریباً تمامی فلزات، از جمله ریز مغذی های مهم فلزی در صورتی که میزان مواجهه آنها به اندازه کافی بالا باشد، برای ارگانیسم های آبری و همچنین انسان ها سمی هستند. امروزه حضور فلزات سنگین در محیط زیست و ورود آن ها به زنجیره غذایی انسان به ویژه در محیط های آبی به یک مشکل جهانی تبدیل شده است (۱۷). میکروپلاستیک ها و فلزات سنگین هرکدام به عنوان آلاینده های پایدار عمل می کنند اما از طرفی اثرات ترکیبی آنها تهدید جدیدی برای جهان ایجاد کرده است. میکروپلاستیک ها با توجه به سطح وسیعی که دارند به عنوان جاذب آلاینده های سمی دیگر عمل کرده و باعث تجمع آنها در غلظت بسیار بالاتری می شوند. فلزات سنگین بر میکروپلاستیک های جمع آوری شده در اقیانوس اطلس شمالی (۵۵)، ایالت سائوپائولو در جنوب شرقی برزیل (۷۴)، سواحل جنوب غربی انگلستان (۴۷) و اروپای غربی (۷۲) مشاهده شده اند. Brennecke و همکاران (۲۰۱۶) نشان داده اند که غلظت فلزات روی

میکروپلاستیک ها به دلیل حضور گسترده در محیط زیست و همچنین خطرات ناشناخته ای که برای موجودات زنده به وجود آورده اند مورد توجه جهانی قرار گرفته اند. اختلاف بارز میکروپلاستیک ها با پلاستیک های سنتی در اندازه آنهاست که به عنوان قطعات پلاستیکی و ذرات با قطر کمتر از ۵ میلی متر تعریف شده اند (۷۰). دو نوع میکروپلاستیک اولیه و ثانویه وجود دارد: میکروپلاستیک های اولیه برای اهداف مختلف در قالب میکروبیید برای استفاده در پاک کننده های تجاری صورت و یا تولید ذرات رزین به کار می روند و این ذرات کوچک از طریق فاضلاب ها وارد محیط زیست می شوند (۱۲ و ۶۴). میکروپلاستیک های ثانویه از قطعات بزرگ زباله های پلاستیکی و در طی فرآیندهای زیست محیطی مانند تجزیه، هوازدگی و تخریب زیستی تولید می شوند و از طریق فعالیت های انسانی مانند تخلیه زباله های پلاستیکی، حمل و نقل دریایی و ماهیگیری وارد محیط های آبی می شوند (۳۰). میکروپلاستیک ها به صورت گسترده در محیط زیست پراکنده شده اند و به عنوان یک آلاینده نوظهور پیچیده، می توانند اثرات سمی مختلفی در ارگانیسم ها ایجاد کنند. قرار گرفتن موجودات آبری در معرض میکروپلاستیک ها ممکن است به صورت حاد (کوتاه مدت) و مزمن (طولانی مدت) اتفاق بیفتد که هر کدام از این دو نوع مواجهه می تواند اثرات نامطلوب بر سلامت ارگانیسم ها از نظر تغذیه بیولوژیکی، تولید مثل، دفاع آنتی اکسیدانی و ایمنی ذاتی تحمیل کند (۵۳ و ۷۹). مطالعات نشان داده اند که طیف گسترده ای از موجودات دریایی از جمله ماهی ها، در معرض آلودگی میکروپلاستیک ها قرار دارند (۲۱، ۳۳، ۵۴ و ۸۷). این ذرات ریز پلاستیکی به راحتی وارد زنجیره غذایی شده و توسط موجودات دریایی بلعیده می شوند (۶۱). وجود میکروپلاستیک ها در بدن موجودات دریایی می تواند عواقب جدی از جمله

شد. در نهایت، یافته‌های این پژوهش در کنار مطالعات پیشین، می‌تواند به درک بهتر اثرات ترکیبی آلودگی‌های مختلف بر اکوسیستم‌های آبی و ارائه راهکارهای موثر برای مدیریت پایدار این منابع کمک کند.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

دریای خزر به عنوان بزرگ‌ترین دریاچه جهان، از لحاظ هیدرولوژی و اکولوژیکی اهمیت ویژه‌ای دارد. این دریاچه تحت تأثیر بیش از ۱۳۰ رودخانه، به ویژه رود ولگا که حدود ۴۰ درصد از رواناب کل حوضه را تأمین می‌کند، قرار دارد (۴). الگوهای پیچیده جریان‌های دریایی و پراکندگی نامنظم رودخانه‌ها، پراکندگی آلاینده‌ها را در این حوضه آبی تحت تأثیر قرار می‌دهد. در مطالعه حاضر، برای بررسی آلودگی میکروپلاستیک و عناصر با پتانسیل سمیت در ماهی سفید، سه ایستگاه نمونه برداری در مناطق با بار آلودگی زیاد انتخاب شدند. این ایستگاه‌ها با توجه به تأثیر منابع آلوده کننده مختلف، مانند رودخانه‌ها، تالاب‌ها و صنایع ساحلی، مکان‌یابی شده‌اند. ایستگاه کیشهر تحت تأثیر رودخانه سفیدرود، بندر انزلی تحت تأثیر تالاب انزلی و بندر آستارا تحت تأثیر آلودگی‌های ورودی از کشور آذربایجان قرار دارند (۴۱). مختصات جغرافیایی این ایستگاه‌ها در جدول ۱ و موقعیت آن‌ها در شکل ۱ نشان داده شده است.

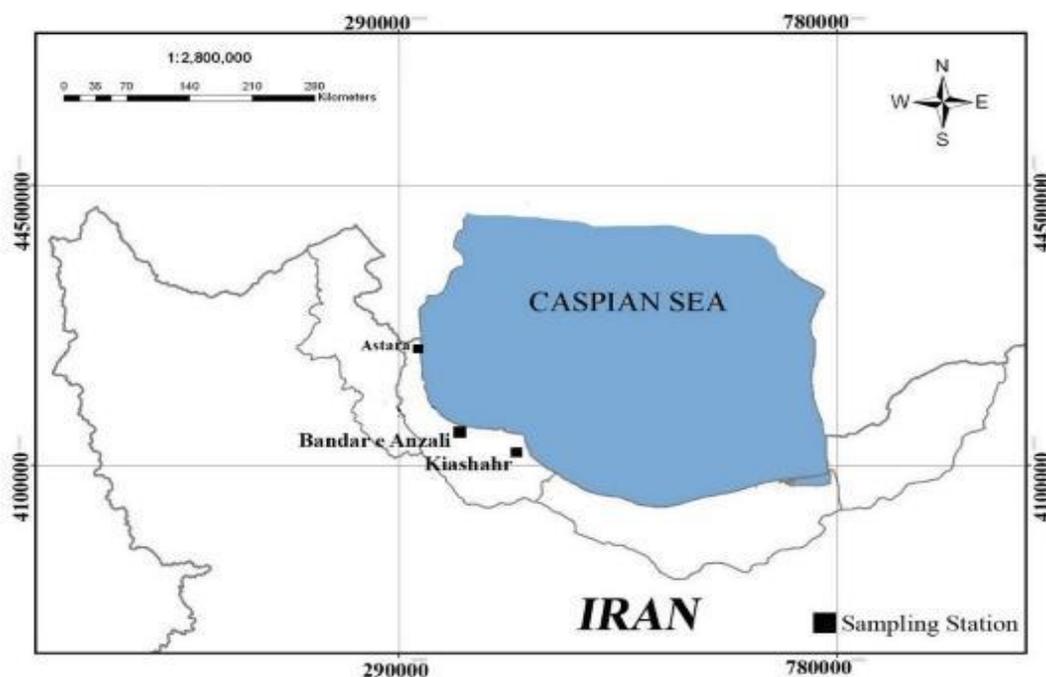
نمونه برداری و آماده‌سازی نمونه‌ها

نمونه برداری از ماهی سفید به عنوان گونه شاخص، از سه ایستگاه پره‌های صیادی در دریای خزر (کیشهر، انزلی و آستارا) طی ماه‌های اسفند ۱۴۰۰ و فروردین ۱۴۰۱ انجام شد. به ازای هر ایستگاه، ۲۰ نمونه ماهی با توجه به در دسترس بودن از صیادان محلی

سطح میکروپلاستیک‌ها می‌تواند تا ۸۰۰ برابر بیشتر از محیط اطراف باشد. حضور میکروپلاستیک‌ها در محیط آبی، علاوه بر افزایش بار آلودگی، بر نحوه جذب، توزیع و سمیت فلزات سنگین در بدن موجودات آبی تأثیرگذار است (۱۶). Khan و همکاران (۲۰۱۵) در مطالعه‌ای روی ماهی گورخری، نشان دادند که میکروپلاستیک‌ها باعث افزایش تجمع نقره در دستگاه گوارش این ماهی‌ها می‌شوند (۳۸). همچنین، Wen و همکاران (۲۰۱۸) گزارش کردند که حضور همزمان میکروپلاستیک‌ها و کادمیوم می‌تواند باعث بروز واکنش‌های آنتاگونیستی در برخی آنزیم‌های بدن ماهی شود. علاوه بر تجمع فلزات سنگین، میکروپلاستیک‌ها می‌توانند سمیت این فلزات را نیز افزایش دهند (۷۹). Lu و همکاران (۲۰۱۸) مشاهده کردند که مواجهه همزمان ماهی گورخری با میکروپلاستیک‌ها و کادمیوم، منجر به افزایش تجمع کادمیوم در کبد و آبشش و تغییرات قابل توجهی در سطح آنتی‌اکسیدان‌ها شده است (۴۴). Barboza و همکاران (۲۰۱۸) نیز افزایش تجمع جیوه در بافت‌های ماهی در حضور میکروپلاستیک‌ها را گزارش کرده‌اند. عوامل متعددی بر شدت اثرات ترکیبی میکروپلاستیک‌ها و فلزات سنگین تأثیرگذارند. نوع پلیمر، اندازه و شکل میکروپلاستیک‌ها، نوع عنصر سمی و شرایط محیطی همگی بر میزان جذب و تأثیر سمیت این ترکیبات نقش دارند (۱۰). Kim و همکاران (۲۰۱۸) نشان دادند که میکروپلاستیک‌های پلی‌استایرن می‌توانند سمیت نیکل را کاهش دهند، در حالی که پلیمرهای حاوی گروه‌های کربوکسیل این سمیت را افزایش می‌دهند (۳۹). هدف از این پژوهش، بررسی همبستگی بین آلودگی میکروپلاستیک و عناصر با پتانسیل سمیت در ماهی سفید دریای خزر (*Rutilus kutum*) به عنوان یک گونه اقتصادی مهم و با ارزش در اکوسیستم دریای خزر است. در بخش‌های بعدی، ابتدا روش‌های جمع‌آوری نمونه و آنالیز داده‌ها شرح داده شده و سپس نتایج حاصل از آزمایش‌ها ارائه و تفسیر خواهند

جدول ۱. مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه برداری در دریای خزر

| نام ایستگاه | عرض جغرافیایی | طول جغرافیایی |
|-------------|-------------------|------------------|
| کیاشهر | ۳۷° ۲۷' ۱۱" شمالی | ۴۹° ۵۷' ۱۴" شرقی |
| انزلی | ۳۷° ۲۷' ۱۱" شمالی | ۴۹° ۵۲' ۱۶" شرقی |
| آستارا | ۳۸° ۱۱' ۲۱" شمالی | ۴۸° ۵۳' ۵۷" شرقی |



شکل ۱. موقعیت جغرافیایی دریای خزر و ایستگاه‌های نمونه برداری

بالای خط جانیی جدا شد. برای از بین بردن مواد اضافی و موکوس روی فلس‌ها با آب گرم شستشو داده شد و سپس برای نگهداری طولانی‌تر از الکل ۹۵٪ استفاده شد. در نهایت سن نمونه‌ها، بر اساس حلقه‌های سالیانه در زیر لوپ تعیین شد (۶۲).

تشریح ماهی‌ها و آماده‌سازی نمونه‌ها برای استخراج میکروپلاستیک‌ها

جهت بررسی آلودگی میکروپلاستیک، ماهی‌ها در سینی‌های استیل ضد زنگ تشریح شدند. با استفاده از ابزارهای جراحی استیل، دستگاه گوارش با دقت از بدن ماهی جدا و وزن آن با ترازوی

خریداری گردید. نمونه‌ها بلافاصله پس از صید، به یخدان‌های حاوی یخ منتقل و به آزمایشگاه انتقال داده شدند. در آزمایشگاه، هر نمونه ماهی مورد بررسی قرار گرفت و تشریح و زیست‌سنجی شد.

زیست‌سنجی و تعیین سن ماهی‌ها

ماهی‌ها با ترازوی دیجیتال با دقت ۰/۱ گرم وزن شدند. طول کل (سانتی‌متر) و طول استاندارد (سانتی‌متر) هر ماهی با استفاده از خط کش (با دقت ۱ میلی‌متر) اندازه‌گیری شد. برای تعیین سن ماهی، تعداد ۱۵-۱۰ عدد فلس از ناحیه ساقه دمی و

استفاده از محلول های استاندارد چند عنصره (Merck) انجام شد. حد تشخیص دستگاه برای جیوه و سرب ۵ میکروگرم بر کیلوگرم و برای سایر عناصر ۱ میکروگرم بر کیلوگرم بود.

تجزیه و تحلیل آماری داده ها

تحلیل داده ها با استفاده از نرم افزار SPSS نسخه ۲۷ انجام شد. در ابتدا، نرمال بودن توزیع داده ها با آزمون Kolmogorov-Smirnov بررسی شد. سپس، برای مقایسه میانگین آلودگی در ایستگاه های مختلف برای داده های با توزیع نرمال از آزمون تحلیل واریانس یکطرفه (One-way ANOVA) به همراه آزمون تعقیبی توکی (Tukey's HSD) و برای داده های با توزیع غیرنرمال، آزمون کروسکال-والیس (Kruskal-Wallis) استفاده شد. همچنین، ارتباط بین آلودگی میکروپلاستیک ها و عناصر با پتانسیل سمیت با استفاده از ضریب همبستگی پیرسون (Pearson correlation) برای داده های نرمال و اسپیرمن (Spearman correlation) برای داده های غیرنرمال بررسی شد. تمام تحلیل ها در سطح اطمینان ۹۵٪ انجام شدند و برای رسم نمودارها از نرم افزار اکسل ۲۰۲۲ استفاده شد.

نتایج

نتایج حاصل از اندازه گیری مشخصات زیست سنجی ماهیان در جدول ۲ ارائه شده است. بر اساس یافته ها، بیشترین میانگین سن، وزن، طول کل و وزن روده در ماهیان صید شده از ایستگاه گیاه شهر مشاهده گردید. در مقابل، کمترین میانگین وزن و طول کل در ماهیان ایستگاه آستارا و کمترین میانگین سن و وزن روده در ماهیان ایستگاه انزلی ثبت شد. نتایج آنالیز واریانس یک طرفه نشان داد که شاخص های زیستی سن ماهی، وزن ماهی، طول کل و طول استاندارد در ایستگاه های مختلف تفاوت معنی داری نداشت ($p > 0.05$) اما شاخص وزن روده در ایستگاه گیاه شهر اختلاف معنی داری با دو ایستگاه دیگر (انزلی و آستارا) نشان داد ($p < 0.05$) ولی ایستگاه های انزلی و آستارا اختلاف معنی داری با یکدیگر نداشتند ($p > 0.05$).

دیجیتال با دقت ۰/۱ گرم اندازه گیری شد. سپس، نمونه های دستگاه گوارش به صورت جداگانه به بشرهای شیشه ای منتقل و به ازای هر گرم بافت، ۳ میلی لیتر محلول هیدروکسید پتاسیم (KOH) ۱۰ درصد اضافه و به مدت ۱۲ ساعت در آون در دمای ۶۰ درجه سانتی گراد قرار داده شد (۵۸ و ۸۱). بعد از مراحل هضم کامل دستگاه گوارش، محلول به دست آمده از کاغذ صافی واتمن ۴۲ عبور داده شد و سپس کاغذ صافی در آون در دمای ۶۰ درجه سانتی گراد قرار داده شد تا خشک شود و در نهایت با استفاده از میکروسکوپ نوری با بزرگ نمایی ۴۰، کاغذ صافی بررسی و ذرات میکروپلاستیک جداسازی و شمارش شدند و تعداد میکروپلاستیک به ازای هر ماهی ثبت شد (۱).

آماده سازی نمونه ها برای بررسی عناصر با پتانسیل سمیت

به منظور تعیین غلظت عناصر با پتانسیل سمیت در بافت عضلانی ماهی سفید، نمونه هایی به وزن تقریبی ۵ گرم از بخش میانی عضله ماهی جدا شد و پس از شستشو با آب مقطر دوبار تقطیر شده، در کیسه های پلی اتیلن تمیز و خشک قرار گرفتند. سپس نمونه ها در دمای ۲۰- درجه سانتی گراد فریز شدند (۶۶). پیش از انجام آنالیز، نمونه ها از فریزر خارج شده و در آون با دمای ۷۲ درجه سانتی گراد به مدت ۲۴ ساعت خشک شدند. نمونه های خشک شده در هاون چینی پودر شده و به یک گرم از هر یک از بافت ها ۱۰ میلی لیتر اسید نیتریک ۶۵ درصد (HNO_3 , Merck, 65%) اضافه شده و به مدت ۴۸ ساعت زمان داده شد تا عملیات هضم کامل گردد. پس از هضم، نمونه ها با آب مقطر دو بار تقطیر شده رقیق و حجم نهایی به ۲۵ میلی لیتر رسانده شد (۵). اندازه گیری غلظت عناصر با پتانسیل سمیت در آزمایشگاه شیمی شریف کرج با استفاده از دستگاه طیف سنجی جرمی پلاسمای جفت شده القایی (ICP-MS مدل ۷۹۰۰، شرکت Agilent) انجام شد. کالیبراسیون دستگاه با

جدول ۲. میانگین و انحراف از معیار زیست‌سنجی ماهیان سفید *R. kutum* نمونه برداری شده در ایستگاه‌های مختلف

| نام ایستگاه | تعداد نمونه | سن ماهی (سال) | وزن ماهی (گرم) | طول کل (سانتی متر) | طول استاندارد (سانتی متر) | وزن روده (گرم) |
|-------------|-------------|---------------|-----------------|--------------------|---------------------------|----------------|
| کیاشهر | ۲۰ | ۳/۲۰ ± ۰/۶۱ | ۹۳۱/۹۷ ± ۲۷۸ | ۴۴/۷۷ ± ۳/۵۷ | ۴۱ ± ۳/۵۰ | ۶۶/۳۶ ± ۱۸/۱۲ |
| انزلی | ۲۰ | ۲/۷۵ ± ۰/۶۳ | ۸۲۴/۸۹ ± ۲۵۵/۴۳ | ۴۳/۸۷ ± ۴/۲۱ | ۴۰/۲۵ ± ۴ | ۴۵/۵۲ ± ۱۲/۸۸ |
| آستارا | ۲۰ | ۳/۱۰ ± ۰/۶۴ | ۷۳۷/۱۷ ± ۲۷۳/۴۴ | ۴۲/۶۲ ± ۵/۲۷ | ۳۹/۲۵ ± ۵/۰۷ | ۴۸/۱۸ ± ۱۸/۶۶ |

جدول ۳. میانگین غلظت عناصر با پتانسیل سمیت (میکروگرم بر کیلوگرم) در ماهی سفید نمونه برداری شده از ایستگاه‌های مختلف

| عناصر با پتانسیل سمیت | کیاشهر | انزلی | آستارا |
|-----------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
| | انحراف معیار ± میانگین | انحراف معیار ± میانگین | انحراف معیار ± میانگین |
| As | ۴۱۶۲ ± ۱۲۴۲/۸۴ | ۳۵۲۷ ± ۱۳۸۷/۱۰ | ۴۱۶۷ ± ۶۳۸/۸۲ |
| Cd | ۳۷ ± ۱۳/۸۸ | ۶۵ ± ۶۱/۷۹ | ۲۵ ± ۶/۹۴ |
| Cr | ۷۷۲ ± ۲۶۳/۹۳ | ۹۱۵ ± ۴۵۹/۹۰ | ۳۹۲ ± ۱۲۴/۲۷ |
| Cu | ۳۴۵۱ ± ۸۹۴/۱۴ | ۹۹۷۷ ± ۸۰۱۷/۳۷ | ۲۰۳۳ ± ۲۴۵/۷۵ |
| Fe | ۲۰۸۶۴ ± ۶۱۱۷/۷۸ | ۲۳۱۱۱ ± ۵۹۴۵/۳۳ | ۱۶۰۲۸ ± ۳۰۰۸/۹۱ |
| Hg | ۲۳۵ ± ۹۰/۵۵ | ۱۶۱ ± ۴۵/۸۹ | ۱۴۰ ± ۴۶/۸۲ |
| Ni | ۸۷۶ ± ۶۵۶/۰۲ | ۶۷۵ ± ۳۵۷/۰۲ | ۵۹۱ ± ۲۹۶/۸۴ |
| Pb | ۴۲۰ ± ۱۰۴/۵۸ | ۵۳۹ ± ۲۰۹/۱۹ | ۲۷۴ ± ۱۲۷/۴۲ |

بررسی میانگین غلظت و توزیع فضایی عناصر با پتانسیل

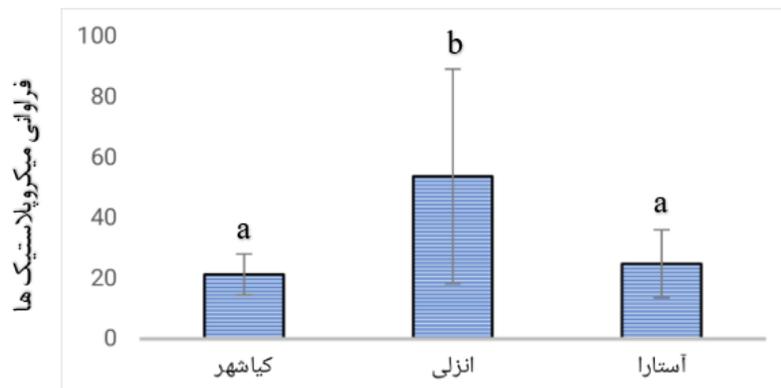
سمیت در ماهی سفید در ایستگاه‌های نمونه برداری شده

با توجه به جدول ۳، بیشترین میانگین غلظت عناصر با پتانسیل سمیت در ماهی‌ها، مربوط به عنصر آهن (Fe) با میانگین $23111 \pm 5945/33$ میکروگرم بر کیلوگرم در ایستگاه انزلی بود. در مقابل، کمترین میانگین غلظت عناصر مربوط به عنصر کادمیوم (Cd) با میانگین $25 \pm 6/94$ میکروگرم بر کیلوگرم در ایستگاه آستارا مشاهده شد. به طور کلی، آهن و کادمیوم به ترتیب بیشترین و کمترین غلظت را در میان عناصر مورد بررسی در تمامی ایستگاه‌ها نشان دادند. ترتیب فراوانی عناصر در ایستگاه‌های کیاشهر: $Fe > As > Cu$ ، انزلی: $Fe > Cu > As$ و آستارا: $Fe > As > Cu$ بود. برای بررسی تفاوت معنی‌دار غلظت عناصر در ایستگاه‌های مختلف از آزمون واریانس یک طرفه

(One-way ANOVA) استفاده شد. نتایج نشان داد که میانگین غلظت آرسنیک در سه ایستگاه مورد مطالعه، تفاوت آماری معنی‌داری نداشت ($p > 0/05$). در مقابل، غلظت سرب در تمامی ایستگاه‌ها به طور معنی‌داری با یکدیگر تفاوت داشت ($p < 0/05$). با توجه به عدم توزیع نرمال برخی از داده‌ها، از آزمون ناپارامتری کروسکال-والیس نیز برای مقایسه گروه‌های مستقل استفاده شد. نتایج این آزمون نشان دهنده تفاوت معنی‌دار غلظت سایر عناصر شامل کادمیوم، کروم، مس، آهن، جیوه و نیکل در ایستگاه‌های مختلف بود ($p < 0/05$).

فراوانی ذرات میکروپلاستیک در دستگاه گوارش ماهی‌ها

بررسی آلودگی میکروپلاستیک نشان داد تمامی ماهی‌ها (۱۰۰٪) حاوی ذرات میکروپلاستیک در دستگاه گوارش خود بودند. باتوجه



شکل ۲. مقایسه میانگین \pm انحراف معیار فراوانی میکروپلاستیک ها در دستگاه گوارش ماهیان در ایستگاه های نمونه برداری شده. a: عدم تفاوت معنی دار و b: تفاوت معنی دار ($p < 0/05$)

فراوانی میکروپلاستیک ها و غلظت عناصر کادمیوم و نیکل همبستگی منفی معنی داری وجود دارد ($p < 0/05$, $r_s > -0/4$) اما با سایر عناصر هیچ رابطه معنی داری مشاهده نشد. در ایستگاه انزلی هیچ ارتباط معنی داری بین فراوانی میکروپلاستیک ها و عناصر با پتانسیل سمیت مشاهده نگردید اما در ایستگاه آستارا همبستگی مثبت معنی داری بین فراوانی میکروپلاستیک ها و غلظت عناصر آرسنیک و نیکل مشاهده شد ($p < 0/05$, $r_s > 0/4$). نتایج این آزمون (پیرسون و اسپیرمن) نشان داد که بین غلظت عناصر با پتانسیل سمیت در ماهی های نمونه برداری شده از ایستگاه های مختلف همبستگی معنی داری وجود دارد ($p < 0/05$, $r_s > 0/4$), ($p < 0/05$, $r_s > -0/4$)، (جدول ۴، ۵ و ۶). در ایستگاه انزلی، به دلیل غیر نرمال بودن توزیع داده های کادمیوم و عدم موفقیت روش های نرمال سازی، از ضریب همبستگی اسپیرمن برای تجزیه و تحلیل این داده ها استفاده شد.

بحث

در بررسی حاضر در مجموع ۶۰ عدد ماهی سفید (هر ایستگاه ۲۰ عدد) از نظر آلودگی میکروپلاستیک بررسی شدند که در دستگاه گوارش ۱۰۰٪ از آن ها ذرات میکروپلاستیک مشاهده شد. یافته

به شکل ۲ بیشترین میانگین فراوانی با $53/75 \pm 35/50$ قطعه در هر ماهی در ایستگاه انزلی مشاهده شد. نتایج آنالیز واریانس یک طرفه نشان داد که بین فراوانی میکروپلاستیک ها در ایستگاه انزلی و دو ایستگاه دیگر (کیاشهر و آستارا) تفاوت معنی داری وجود دارد ($p < 0/05$). با این حال، بین ایستگاه های کیاشهر و آستارا از نظر فراوانی میکروپلاستیک ها تفاوت معنی داری مشاهده نشد ($p > 0/05$).

بررسی همبستگی بین فراوانی میکروپلاستیک ها با شاخص های زیست سنجی و غلظت عناصر با پتانسیل سمیت در ایستگاه های نمونه برداری شده

نتایج آزمون همبستگی پیرسون نشان داد بین فراوانی میکروپلاستیک ها و شاخص های زیستی (سن، وزن ماهی، طول ماهی و وزن روده) در ماهی های نمونه برداری شده از ایستگاه های کیاشهر و انزلی همبستگی معنی داری وجود ندارد ($p > 0/05$, $r_s < 0/4$). در ایستگاه آستارا نیز، به جز رابطه مثبت معنی دار بین فراوانی میکروپلاستیک ها و وزن روده ($p < 0/01$), $p = 0/754^{**}$ ، همبستگی معنی داری بین فراوانی میکروپلاستیک ها و سایر شاخص های زیستی مشاهده نشد. نتایج آزمون همبستگی نشان داد که در ایستگاه کیاشهر بین

جدول ۴. نتایج همبستگی پیرسون بین فراوانی میکروپلاستیک ها و غلظت عناصر با پتانسیل سمیت در ایستگاه کیشهر

| | MP | As | Cd | Cr | Cu | Fe | Hg | Ni | Pb |
|----|---------|--------|---------|--------|--------|--------|---------|--------|----|
| MP | ۱ | | | | | | | | |
| As | ۰/۱۱۶ | ۱ | | | | | | | |
| Cd | -۰/۵۳۳* | ۰/۲۴۶ | ۱ | | | | | | |
| Cr | ۰/۱۹۶ | -۰/۰۴۰ | ۰/۰۹۸ | ۱ | | | | | |
| Cu | -۰/۱۴۶ | ۰/۳۵۵ | ۰/۲۷۹ | ۰/۳۴۰ | ۱ | | | | |
| Fe | -۰/۳۰۴ | -۰/۱۴۳ | ۰/۰۶۱ | ۰/۲۶۰ | -۰/۱۷۸ | ۱ | | | |
| Hg | -۰/۱۵۱ | ۰/۵۲۵* | ۰/۰۲۴ | -۰/۰۲۶ | ۰/۳۵۷ | -۰/۰۷۱ | ۱ | | |
| Ni | -۰/۴۴۶* | ۰/۲۷۶ | ۰/۴۴۰ | -۰/۱۸۲ | ۰/۰۲۷ | ۰/۱۶۷ | ۰/۵۴۵* | ۱ | |
| Pb | ۰/۲۰۱ | -۰/۴۰۱ | -۰/۴۴۷* | ۰/۱۰۰ | -۰/۳۹۶ | ۰/۳۹۸ | -۰/۴۹۳* | -۰/۳۱۱ | ۱ |

جدول ۵. نتایج همبستگی پیرسون بین فراوانی میکروپلاستیک ها و غلظت عناصر با پتانسیل سمیت در ایستگاه انزلی

| | MP | As | Cd | Cr | Cu | Fe | Hg | Ni | Pb |
|----|--------|--------|--------|----------|--------|--------|--------|--------|----|
| MP | ۱ | | | | | | | | |
| As | -۰/۳۴۰ | ۱ | | | | | | | |
| Cd | -۰/۱۸۷ | ۰/۳۲۷ | ۱ | | | | | | |
| Cr | -۰/۲۵۱ | ۰/۳۹۱ | ۰/۲۱۸ | ۱ | | | | | |
| Cu | -۰/۱۵۹ | -۰/۱۱۳ | -۰/۱۶۴ | -۰/۵۹۹** | ۱ | | | | |
| Fe | ۰/۲۷۹ | ۰/۰۵۶ | -۰/۱۰۸ | ۰/۲۳۲ | -۰/۳۱۶ | ۱ | | | |
| Hg | ۰/۰۹۳ | ۰/۳۷۶ | ۰/۰۹۵ | ۰/۳۴۰ | -۰/۳۰۴ | -۰/۰۲۷ | ۱ | | |
| Ni | ۰/۱۲۹ | -۰/۱۹۳ | -۰/۰۰۶ | ۰/۰۴۲ | -۰/۳۴۸ | ۰/۲۳۵ | -۰/۱۲۰ | ۱ | |
| Pb | -۰/۰۶۲ | ۰/۱۹۰ | ۰/۱۱۹ | -۰/۱۷۳ | ۰/۳۶۱ | -۰/۰۹۶ | -۰/۲۳۰ | -۰/۲۹۴ | ۱ |

جدول ۶. نتایج همبستگی پیرسون بین فراوانی میکروپلاستیک ها و غلظت عناصر با پتانسیل سمیت در ایستگاه آستارا

| | MP | As | Cd | Cr | Cu | Fe | Hg | Ni | Pb |
|----|---------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|--------|----|
| MP | ۱ | | | | | | | | |
| As | ۰/۶۰۹** | ۱ | | | | | | | |
| Cd | -۰/۱۰۱ | -۰/۱۶۲ | ۱ | | | | | | |
| Cr | -۰/۱۶۶ | -۰/۲۳۳ | ۰/۰۲۴ | ۱ | | | | | |
| Cu | -۰/۱۰۳ | -۰/۰۳۳ | -۰/۱۴۶ | -۰/۰۹۵ | ۱ | | | | |
| Fe | -۰/۲۹۰ | ۰/۱۴۳ | ۰/۲۷۲ | ۰/۰۹۹ | -۰/۰۷۷ | ۱ | | | |
| Hg | -۰/۱۵۹ | ۰/۱۰۱ | ۰/۳۶۶ | ۰/۴۲۲ | -۰/۰۰۲ | ۰/۱۲۸ | ۱ | | |
| Ni | ۰/۴۹۴* | ۰/۴۱۱ | -۰/۰۷۰ | ۰/۴۷۰* | -۰/۰۸۱ | -۰/۱۶۵ | ۰/۳۱۳ | ۱ | |
| Pb | -۰/۲۵۹ | -۰/۳۱۰ | ۰/۰۸۵ | ۰/۲۴۰ | ۰/۱۹۸ | ۰/۱۶۴ | ۰/۰۱۸ | -۰/۱۳۱ | ۱ |

*معنی داری در سطح اطمینان ۹۵ درصد، **معنی داری در سطح اطمینان ۹۹ درصد

از ۱۳۳۷ ماهی بررسی شده در آب های داخلی ترکیه (۳۴) حاوی میکروپلاستیک در دستگاه گوارش خود بودند. مطالعه ای که توسط Tanaka و Takada (۲۰۱۶) روی ماهی آنچوی ژاپنی انجام گرفت، در ۷۷٪ از ماهیان بررسی شده آلودگی میکروپلاستیک گزارش شد (۶۷). در مطالعه دیگری که روی ماهی *Micropogonias*

های این پژوهش با مطالعات پیشین روی گونه های مختلف ماهیان در مناطق مختلف جهان همخوانی دارد و نشان دهنده گستردگی این معضل در اکوسیستم های دریایی است. به عنوان مثال، ۳۶/۵٪ از ۵۰۴ ماهی بررسی شده در کانال انگلیس (۴۵)، ۱۸/۲٪ از ۵۶ ماهی بررسی شده در دریای مدیترانه (۶۰) و ۳۴٪

furnieri در آرژانتین انجام گرفت در ۱۰۰٪ ماهیان بررسی شده آلودگی میکروپلاستیک مشاهده شد (۷). فراوانی میکروپلاستیک ها به همراه اندازه و مجاورت آن ها با پلانکتون ها در ستون آب، امکان بلعیده شدن مستقیم آن ها توسط موجودات آبی در ستون آب را فراهم می کند (۵۹). در مطالعه ای که توسط Zakeri و همکاران (۲۰۲۰) در سواحل جنوبی دریای خزر روی تعداد ۵۱ عدد ماهی سفید *R. kutum* و ۶۰ عدد کفال طلائی *Chelon aurata* انجام شد. به طور متوسط ۲/۲۹ میکروپلاستیک به ازای هر ماهی ثبت شده است. در این بررسی میکروپلاستیک ها در دستگاه گوارش ۶۷/۵۶٪ از ماهیان مشاهده شدند (۸۶). در مطالعه Bessaa و همکاران (۲۰۱۸) گونه *Diplodus vulgaris* که همانند ماهی سفید گونه ای بتتوپلاژیک هست میزان مشاهده میکروپلاستیک بالاتر از سایر گونه های بررسی شده بود به طوری که در ۷۱ درصد نمونه های این گونه، میکروپلاستیک با حداکثر تعداد ۱۴ عدد مشاهده شد که در مقابل تعداد میکروپلاستیک مشاهده شده در ماهی سفید بسیار پایین تر است (۱۳). در این مطالعه میلنگین فراوانی میکروپلاستیک ها در دستگاه گوارش ماهی سفید با $35/50 \pm$ ۵۳/۷۵ تعداد به ازای هر ماهی در ایستگاه بندرانزلی بیش از سایر ایستگاه ها بود. رودخانه های ورودی به تالاب انزلی حاوی مقدار زیادی فاضلاب خانگی و صنعتی و انواع مختلفی از الیاف سنتتیک پلاستیکی می باشند. از طرف دیگر مقادیر زیادی از ابزارهای ماهیگیری به صورت شبانه روزی در تالاب مستقر هستند لذا به نظر می رسد که این رودخانه های حامل فاضلاب های خانگی، شهری، صنعتی، ابزارآلات فرسوده و یا رها شده ماهیگیری شامل تور و ریسمان از منابع اصلی مشاهده میکروپلاستیک ها در تالاب انزلی و متعاقب آن در دریای خزر هستند. در سال های اخیر هیچ گونه نظارتی بر صید دام گستر وجود ندارد و در تمامی سواحل دریای خزر هزاران رشته دام با اندازه چشمه های مختلف مستقر می شوند که می توانند یکی

از منابع اصلی میکروپلاستیک های رشته ای در دریا باشند (۸۶). مطالعه انجام شده توسط Bagheri و همکاران (۲۰۲۰) روی *Cerastoderma lamarcki*، آلودگی این دوکفه ای به میکروپلاستیک را نشان داد، میزان آلودگی ۱۹/۸ میکروپلاستیک بر گرم وزن خشک گزارش شد. این صدف بخش عمده رژیم غذایی ماهی سفید را تشکیل می دهد و می تواند یک مسیر ورود میکروپلاستیک ها در بدن ماهی سفید دریای خزر باشد. ماهی سفید همچنین از سایر بی مهرگان و به میزان کمتر از جلبک های رشته ای تغذیه می کند، که میکروپلاستیک و ماکروپلاستیک های گیر افتاده بین این جلبک های رشته ای مستقیماً وارد دستگاه گوارش این ماهیان می شود (۸). در مطالعه حاضر همبستگی بین تعداد میکروپلاستیک ها و پارامترهای طول، سن، وزن ماهی و وزن دستگاه گوارش در ایستگاه های انزلی و کیشهر مشاهده نشد اما در ایستگاه آستارا بین تعداد میکروپلاستیک و میزان پر بودن دستگاه گوارش همبستگی مثبت مشاهده شد. در مطالعه ای که در مکزیک توسط Martinez-Tavera و همکاران (۲۰۲۱) روی ۱۵ عدد ماهی تیلایا انجام شد، مجموعاً ۱۳۹ قطعه الیاف پلاستیکی مشاهده شد. شناسایی ۲۴ قطعه میکروپلاستیک در دستگاه گوارش یک ماهی تیلایا به عنوان آلودگی بالا ارزیابی شد که علت آن را می توان به وجود رودخانه های Atoyac و Alseseca و تخلیه پساب و فاضلاب تقریباً ۱۴۰۰۰ مجموعه صنعتی در منطقه نسبت داد. با این حال، علیرغم ورود فاضلاب این تعداد مرکز صنعتی، تعداد میکروپلاستیک های مشاهده شده در مقایسه با تعداد میکروپلاستیک های شناسایی شده در دستگاه گوارش ماهی سفید دریای خزر کمتر بود (۴۶). در مطالعه دیگری که توسط Wootton و همکاران (۲۰۲۱) در استرالیا انجام شد، تعداد ۷۰۲ قطعه ماهی بررسی گردید و مجموعاً ۶۷۴ قطعه میکروپلاستیک از دستگاه گوارش آنها استخراج شد. هر نمونه بین ۰ تا ۱۷ عدد میکروپلاستیک داشت و به طور کلی ۳۵٪/۵ از ماهی ها (۲۴۹ از ۷۰۲ ماهی نمونه برداری شده) حاوی میکروپلاستیک بودند (۸۰).

بررسی غلظت عناصر با پتانسیل سمیت در ماهی ها و مقایسه با استانداردهای FAO/WHO

فلزات سنگین دسته عمده ای از آلاینده ها به شمار می روند که در جهان امروز نگرانی های زیست محیطی قابل توجهی ایجاد کرده اند. دانشمندان بیان می کنند که وجود این فلزات در محیط های آبی، نتیجه دو منبع اصلی آلودگی است که شامل رسوبات طبیعی و فعالیت های انسانی مانند فعالیت های شهری، صنعتی و کشاورزی است (۵۶). فلزات سنگین به طور طبیعی در غلظت های بسیار کم در محیط های آبی یافت می شوند، اما غلظت آنها به دلیل فعالیت های انسانی افزایش یافته است. افزایش سطح فلزات سنگین که در سال های اخیر به محیط های آبی از قبیل دریاها و رود پیدا کرده اند، منجر به تحقیقات گسترده در مورد آلودگی آنها شده است (۲۳، ۵۶ و ۵۷). مصرف ماهی یکی از راه های اصلی تماس انسان با آلودگی فلزات سنگین تلقی می شود (۷۵). جیوه به عنوان یک فلز سمی با قابلیت تجمع در بافت های زنده، خطرات جدی برای سلامت انسان ایجاد می کند. طبق استاندارد FAO/WHO، حد مجاز جیوه در بافت ماهی ها ۵۰۰ میکروگرم بر کیلوگرم وزن خشک است (۲۴). در مطالعه حاضر، میانگین غلظت جیوه ۱۷۸/۶۶ میکروگرم بر کیلوگرم گزارش شده که کمتر از حد مجاز جهانی است. این یافته با نتایج Sobhanardakani و Jafari (۲۰۱۴) که نشان دهنده غلظت ایمن جیوه در ماهی های تالاب زریوار است (۶۵)، تطابق دارد. سرب به عنوان یکی از آلاینده های زیست محیطی، می تواند آسیب های جدی به سیستم عصبی و سایر اندام ها وارد کند. حداکثر غلظت مجاز سرب در فرآورده های دریایی طبق استاندارد FAO/WHO، ۵۰۰ میکروگرم بر کیلوگرم است (۲۴). در مطالعه حاضر، میانگین غلظت سرب ۴۱۱ میکروگرم بر کیلوگرم گزارش شده که کمتر از حد مجاز است. این نتایج مشابه با مطالعات Yaghobzadeh و همکاران (۲۰۱۴)

است که غلظت سرب در ماهی های دریای خزر را نیز پایین تر از حد مجاز اعلام کردند (۸۳). کادمیوم فلزی سمی است که می تواند در بدن تجمع یابد و به کلیه ها و استخوان ها آسیب وارد کند. طبق استاندارد FAO/WHO، حداکثر غلظت مجاز کادمیوم ۵۰ میکروگرم بر کیلوگرم است (۲۴). در مطالعه حاضر، میانگین غلظت کادمیوم ۴۲/۳۳ میکروگرم بر کیلوگرم گزارش شده که پایین تر از حد مجاز است. مشابه این نتایج در مطالعه Monsefrad و همکاران (۲۰۱۲) نیز مشاهده می شود که غلظت کادمیوم در ماهی سفید در محدوده استاندارد قرار دارد (۵۰). نیکل به دلیل پایداری بالا در برابر تجزیه در محیط های آبی، قادر است در بافت موجودات زنده تجمع یابد و اثرات سمی به دنبال داشته باشد. طبق استانداردهای FAO/WHO، حداکثر غلظت مجاز نیکل در بافت ها بین ۵۰-۵۵۰۰ میکروگرم بر کیلوگرم است (۲۴). در مطالعه حاضر، میانگین غلظت نیکل ۷۱۴ میکروگرم بر کیلوگرم اندازه گیری شد که در محدوده مجاز قرار دارد. این نتایج با یافته های مطالعه Nasrollahzadeh Saravi و همکاران (۲۰۱۳) که در آن غلظت نیکل در بافت عضلانی ماهی کفال پوزه باریک بررسی و نشان داده شد که میزان نیکل با استاندارد WHO تطابق دارد (۵۱)، همخوانی دارد. آرسنیک یکی از سموم محیطی است که از منابع مختلف از جمله سموم کشاورزی و پساب های صنعتی به محیط زیست وارد می شود. طبق استاندارد FAO/WHO، حد مجاز آرسنیک در فرآورده های دریایی ۱۴۰۰ میکروگرم بر کیلوگرم است (۲۴). در مطالعه حاضر، میانگین غلظت آرسنیک ۳۹۵۲ میکروگرم بر کیلوگرم گزارش شده که بالاتر از حد مجاز استانداردهای FAO/WHO است. این افزایش غلظت آرسنیک می تواند ناشی از آلودگی های کشاورزی و صنعتی در مناطق اطراف دریا ها و رودخانه ها باشد (۲۷). در جدول ۷، میانگین غلظت عناصر با پتانسیل سمیت در ماهی سفید دریای خزر (*R. Kutum*) با استانداردهای FAO/WHO و سایر مطالعات مقایسه شده است.

جدول ۷. مقایسه میانگین غلظت عناصر با پتانسیل سمیت در ماهی سفید دریای خزر (*R. kutum*) با استانداردهای FAO/WHO و سایر مطالعات

| منبع | سرب | نیکل | جیوه | آهن | مس | کروم | کادمیوم | آرسنیک | واحد | منطقه | گونه های مورد مطالعه |
|------------|---------------|-------------|----------------|---------------|------------------|-------------|---------------|----------------|-------|----------------------|--------------------------------|
| ۲۴ | ۵۰۰ | ۵۰-۵۰۰۰۰ | ۵۰۰ | ۱۰۰۰۰۰ | ۳۰۰۰۰ | ۱۰۰۰۰ | ۵۰ | ۱۴۰۰ | µg/kg | استانداردهای FAO/WHO | |
| تحقیق حاضر | ۴۱۱ ± ۱۴۷/۰۶ | ۷۱۴ ± ۴۳۶/۲ | ۱۸۸۶۶ ± ۶۱/۰۸ | ۲۰۰۰۱ ± ۵۰/۲۴ | ۵۱۵۳۶۶ ± ۳۰۲۴/۴۲ | ۶۹۳ ± ۳۸۲/۷ | ۴۲۳۳ ± ۳۷/۵۳ | ۳۹۵۲ ± ۱۰۸۹/۵۸ | µg/kg | ایران | <i>R. kutum</i> |
| ۲۵ | ۲/۰۸ ± ۰/۲۱ | - | - | - | ۴/۵۴ ± ۱/۱۰ | - | ۰/۳۹ ± ۰/۰۶ | - | µg/g | ایران | <i>R. frisiakutum</i> |
| ۵۰ | ۰/۲۷ | - | - | - | - | - | ۰/۰۰۰ | - | µg/g | ایران | <i>R. Frisi kutum</i> |
| ۶ | ۰/۰۰۸ | - | - | - | - | ۰/۰۰۳۳ | ۰/۰۰۱ | - | µg/g | ایران | <i>R. Frisi kutum</i> |
| ۲۰ | ۰/۰۴۳ ± ۰/۰۰۷ | - | ۰/۰۰۱ ± ۰/۰۰۰۱ | - | ۱/۳۸ ± ۰/۰۰۷ | - | ۰/۰۸۰ ± ۰/۰۱۵ | ۰/۰۴۱ ± ۰/۰۰۶ | mg/kg | ایران | <i>R. Frisi kutum</i> |
| ۲ | ۰/۰۰۶ | - | - | - | - | - | ۰/۰۰۲ | - | µg/g | ایران | <i>Acipenser persicus</i> |
| ۹ | ۱/۱۸ ± ۰/۸۰ | - | - | - | ۱/۰۰۲ ± ۲/۲۰ | - | ۰/۱۹ ± ۰/۰۱ | - | µg/g | ایران | <i>Perca fluviatilis</i> |
| ۹ | ۰/۸۸ ± ۰/۳۹ | - | - | - | ۶/۸۶ ± ۲/۶۶ | - | ۰/۲۱ ± ۰/۰۵ | - | µg/g | ایران | <i>Ctenopharyngodon idella</i> |
| ۱۳ | ۰/۳۲ ± ۰/۰۱ | ND | ND | - | ۱/۲۵ ± ۰/۰۵ | ۰/۲ ± ۰/۰۱ | ۰/۰۲ ± ۰/۰۱ | ND | mg/kg | هند | <i>Chanos chanos</i> |
| ۱۳ | ND | ۰/۰۷ ± ۰/۰۴ | ND | - | ۰/۱۳ ± ۰/۰۳ | ۰/۲۴ ± ۰/۰۶ | ND | ND | mg/kg | هند | <i>Catla catla</i> |
| ۱۳ | ۱/۳۲ ± ۰/۰۱ | ۰/۵۹ ± ۰/۰۲ | ۰/۳۸ ± ۰/۲۱ | - | ۲/۸۲ ± ۰/۰۴ | ۰/۳۴ ± ۰/۰۲ | ۰/۸۳ ± ۰/۰۱ | ۱/۸۶ ± ۰/۰۳ | mg/kg | هند | <i>Scomberomorus guttatus</i> |
| ۱۳ | ۰/۲۵ ± ۰/۰۲ | ۰/۱۵ ± ۰/۰۷ | ۱/۸۶ ± ۰/۱۲ | - | ۶/۲۵ ± ۰/۰۳ | ۰/۴۷ ± ۰/۰۲ | ۰/۰۲ ± ۰/۰۱ | ۱/۵۱۵ ± ۰/۰۳ | mg/kg | هند | <i>Etropolis suratensis</i> |
| ۱۳ | ۰/۲ ± ۰/۰۱ | ۰/۶۲ ± ۰/۰۲ | - | - | ۱/۱۲ ± ۰/۰۴ | - | - | ۴/۱۴ ± ۰/۰۱ | mg/kg | هند | <i>Oreochromis mossambicus</i> |
| ۱۳ | ۰/۳۵ ± ۰/۰۴ | ND | ۲/۳۱ ± ۰/۱۲ | - | ۱/۶۴ ± ۰/۰۴ | ۰/۵۱ ± ۰/۰۵ | ND | ND | mg/kg | هند | <i>Euthynnus affinis</i> |
| ۴۹ | ۱/۱ ± ۰/۱۰ | ۲/۸ ± ۰/۲۲ | - | ۱۵۹ ± ۱۵/۲ | ۲/۸ ± ۰/۲۲ | ۱/۴ ± ۰/۱۲ | ۱/۲ ± ۰/۱۰ | - | µg/g | ترکیه | <i>Capoeta capoeta</i> |
| ۴۹ | ۱/۳ ± ۰/۱۲ | ۳/۰ ± ۰/۳۰ | - | ۱۰۲ ± ۱۱/۸ | ۱/۶ ± ۰/۱۴ | ۰/۹ ± ۰/۰۹ | ۰/۳ ± ۰/۰۳ | - | µg/g | ترکیه | <i>Cyprinus carpio</i> |
| ۴۹ | ۱/۱ ± ۰/۰۹ | ۲/۷ ± ۰/۲۳ | - | ۱۲۵ ± ۱۲/۶ | ۱/۲ ± ۰/۱۲ | ۱/۲ ± ۰/۱۰ | ۰/۱ ± ۰/۰۱ | - | µg/g | ترکیه | <i>Capoeta tinca</i> |
| ۴۹ | ۱/۴ ± ۰/۲۱ | ۲/۴ ± ۰/۲۲ | - | ۱۰۹ ± ۱۰/۳ | ۱/۱ ± ۰/۱۱ | ۱/۰ ± ۰/۱۰ | ۰/۲ ± ۰/۰۲ | - | µg/g | ترکیه | <i>Carassius gibelio</i> |
| ۷۱ | ۰/۰۱۴ ± ۰/۰۰۵ | - | - | - | ۰/۰۹۹ ± ۰/۰۱۴ | - | < ۰/۰۰۱ | - | µg/g | ترکیه | <i>Clarius gariepinus</i> |
| ۷۱ | ۰/۰۰۸ ± ۰/۰۰۱ | - | - | - | ۰/۱۱ ± ۰/۰۱۹ | - | ۰/۰۰۲ ± ۰/۰۰۱ | - | µg/g | ترکیه | <i>Carasobarbus luteus</i> |
| ۱۸ | ۰/۱۷۷ ± ۰/۰۳ | - | - | - | ND | - | ۰/۰۲۱ ± ۰/۰۰۸ | - | µg/g | چین | <i>C. carpio</i> |
| ۱۸ | ۰/۲۸۷ ± ۰/۰۱ | - | - | - | ۱/۸۹۰ ± ۰/۳۰۱ | - | ۰/۰۱۳ ± ۰/۰۰۸ | - | µg/g | چین | <i>C. auratus</i> |

ND: عدم تشخیص مقدار عنصر در سطح قابل اندازه گیری

همبستگی میکروپلاستیک‌ها و عناصر با پتانسیل سمیت

مطالعات متعددی به وضوح نشان داده‌اند که فلزات سنگین همچون کادمیوم، سرب، آرسنیک و نیکل به دلیل سمیت بالا و توانایی تجمع زیستی، تهدیدی جدی برای سلامت آبزیان و انسان محسوب می‌شوند (۴۰، ۶۹ و ۸۴). از سوی دیگر، میکروپلاستیک‌ها به عنوان سطوح جذب کننده‌ای برای فلزات سنگین عمل می‌کنند و این ترکیب می‌تواند سمیت فلزات را تشدید نماید (۲۶). نتایج مطالعه حاضر نشان می‌دهد که در ایستگاه گیاشهر، همبستگی منفی معنی‌داری بین فراوانی میکروپلاستیک‌ها و غلظت عناصر کادمیوم و نیکل وجود دارد، در حالی که در ایستگاه آستارا همبستگی مثبت معنی‌داری بین فراوانی میکروپلاستیک‌ها و غلظت عناصر آرسنیک و نیکل در بدن ماهی سفید مشاهده شد. عوامل مختلفی که می‌تواند جذب فلزات سنگین توسط میکروپلاستیک‌ها را تحت تاثیر قرار دهند، شامل ویژگی‌های سطحی میکروپلاستیک‌ها، pH محیط، قدرت یونی محلول و حضور یون‌های الکترولیتی هستند. ویژگی‌های سطحی میکروپلاستیک‌ها مانند گروه‌های عملکردی (کربوکسیل و هیدروکسیل) که با یون‌های فلزی واکنش نشان می‌دهند، می‌توانند جذب فلزات سنگین بر سطوح میکروپلاستیک‌ها را تسهیل کنند (۶۸ و ۸۹). همچنین، تغییرات pH می‌تواند باعث تغییر در بار سطحی میکروپلاستیک‌ها شود و در نتیجه بر فرایند جذب فلزات سنگین تاثیر بگذارد (۴۳). شوری می‌تواند بر جذب یون‌های فلزی توسط میکروپلاستیک‌ها تاثیر بگذارد، این تاثیر به ویژگی‌های پلیمر و نوع فلز بستگی دارد (۲۸ و ۳۶). غلظت‌های بالای شوری باعث افزایش بار منفی روی میکروپلاستیک‌ها می‌شود که در نتیجه نیروهای دافعه بین میکروپلاستیک‌ها و یون‌های فلزات سنگین ایجاد می‌گردد (۳۶). در مقابل، غلظت‌های پایین شوری باعث کاهش رقابت برای نقاط جذب و تضعیف نیروهای دافعه می‌شود که این امر باعث افزایش جذب فلزات

سنگین توسط میکروپلاستیک‌ها می‌شود (۱۱). برای مثال مطالعه‌ای که به بررسی جذب فلزات Cr، Co، Ni، Cd، Pb، Cu توسط میکروپلاستیک‌ها پرداخته، نشان داد که جذب فلزات Co، Ni و Cd با افزایش شوری کاهش می‌یابد، در حالی که جذب Cr در همان شرایط افزایش می‌یابد. همچنین، جذب فلزات Cu و Pb در آب شور مشابه با آب شیرین بود. این نتایج نشان می‌دهد که رقابت فزاینده برای نقاط جذب سطحی میکروپلاستیک‌ها، عامل اصلی این تغییرات در الگوهای جذب فلزات است (۳۶). این یافته‌ها حاکی از آن است که عوامل محیطی در ایستگاه گیاشهر ممکن است جذب میکروپلاستیک‌ها برای فلزات Cd و Ni را کاهش دهد، که با نتایج مشابه در مطالعات پیشین هم‌راستا است (۳۶). در مطالعه‌ای دیگر که توسط Wang و همکاران (۲۰۱۷) انجام شد تاثیر قدرت یونی و حضور یون‌های الکترولیتی به ویژه NaCl، در فرایند جذب کادمیوم (Cd) توسط میکروپلاستیک‌ها را مورد بررسی قرار داد. نتایج این تحقیق نشان داد که با افزایش قدرت یونی محلول، به ویژه در حضور یون‌های الکترولیتی مانند Na^+ ، ظرفیت جذب کادمیوم توسط میکروپلاستیک‌ها کاهش می‌یابد. این پدیده به دلیل رقابت میان یون‌های الکترولیتی (مانند Na^+) و یون‌های فلزات سنگین برای جذب نقاط فعال سطحی میکروپلاستیک‌ها رخ می‌دهد که این رقابت منجر به کاهش فضای در دسترس برای جذب یون‌های فلزی می‌شود. علاوه بر این، نتایج این مطالعه بیان می‌کند که حضور یون‌های الکترولیتی می‌تواند یک مانع الکترواستاتیکی ایجاد کرده و نیروی جاذبه بین سطح میکروپلاستیک‌ها و یون‌های کادمیوم را کاهش دهد، که در نهایت منجر به کاهش جذب کادمیوم می‌شود (۷۵) که نتیجه این مطالعه می‌تواند همبستگی منفی بین میکروپلاستیک‌ها و فلز کادمیوم را در ایستگاه گیاشهر تبیین کند. Watson و همکاران (۲۰۲۳) در پژوهش خود به ارتباط مستقیمی بین میکروپلاستیک‌ها و جذب آرسنیک (As) دست یافتند (۷۷) که یافته‌های ما نیز آن را تأیید می‌کند. González-Fernández و همکاران (۲۰۲۱) نیز تاثیر منفی میکروپلاستیک‌ها بر سمیت فلزات

و فلزات سنگین مانند نیکل و کروم روی *Daphnia magna* و ماهی گوپی را تایید کردند (۳۹). Wang و همکاران (۲۰۲۳) تغییرات مورفولوژیکی در آبشش ماهی *Channa maculata* در معرض میکروپلاستیک ها و کادمیوم را گزارش کردند که نشان دهنده اختلال در عملکرد تنفسی بود (۷۶). Lu و همکاران (۲۰۱۸) نیز افزایش تجمع کادمیوم در بافت های ماهی گورخری در حضور میکروپلاستیک ها و ایجاد استرس اکسیداتیو و التهاب را گزارش کردند (۴۴). Zhou و همکاران (۲۰۲۰) کاهش رشد و ایجاد استرس اکسیداتیو در کرم خاکی در معرض ترکیبات میکروپلاستیک ها و کادمیوم را نشان دادند (۸۸).

نتیجه گیری نهایی

این مطالعه برای اولین بار به بررسی همبستگی بین آلودگی میکروپلاستیک ها و عناصر با پتانسیل سمیت در ماهی سفید دریای خزر پرداخته است. نتایج همبستگی های مشاهده شده در این تحقیق، پیچیدگی تعاملات میان میکروپلاستیک ها و عناصر با پتانسیل سمیت را نشان می دهند. در ایستگاه گیاهسهر، ارتباط منفی میان میکروپلاستیک ها و عناصری نظیر کادمیوم و نیکل مشاهده شد، در حالی که در ایستگاه آستارا، همبستگی مثبت میان میکروپلاستیک ها و عناصر آرسنیک و نیکل گزارش گردید. این نتایج حاکی از آن است که میکروپلاستیک ها تحت شرایط خاص می توانند به عنوان حامل عناصری با پتانسیل سمیت عمل کرده و در برخی موارد ممکن است تأثیرات منفی بر تجمع این عناصر داشته باشند. پدیده آلودگی ترکیبی میکروپلاستیک ها و عناصر با پتانسیل سمیت در دریای خزر پدیده ای پیچیده و تحت تأثیر عوامل متعدد و متقابل است. نتایج این مطالعه حاکی از لزوم انجام تحقیقات بیشتر در زمینه مکانیسم های جذب و تجمع این آلاینده ها و همچنین اثرات بلند مدت آن ها بر سلامت آبزیان و انسان است. یکی از نتایج نگران کننده این تحقیق، غلظت بالای آرسنیک در ایستگاه های مورد مطالعه نسبت به

سنگین مانند آرسنیک و دی متیل جیوه در ماهی آب شیرین *Abramis brama* را نشان داده اند (۲۹). حضور میکروپلاستیک ها منجر به افزایش استرس اکسیداتیو در ماهی شده و اثرات سمی هر دو فلز (آرسنیک و دی متیل جیوه) را تشدید می کند (۲۵ و ۵۸). مطالعات پیشین در ایران نیز Yazdani و همکاران (۲۰۱۹)، Akhbarizadeh و همکاران (۲۰۱۷) نشان داده اند که میکروپلاستیک ها می توانند به عنوان حامل فلزات سنگین عمل کرده و ارتباط مستقیمی بین مقدار میکروپلاستیک ها (MP) و غلظت فلزات سنگین از جمله آرسنیک وجود دارد (۳ و ۸۵). این یافته ها با نتایج مطالعه حاضر و مطالعه Watson و همکاران (۲۰۲۳) همسو است (۷۷). تحقیقات گسترده نشان داده اند که آلودگی ترکیبی محیط های آبی به میکروپلاستیک ها و فلزات سنگین، اثرات مخربی بر سلامت آبزیان دارد. برای مثال یافته های مطالعه Guan و همکاران (۲۰۲۰) نیز نشان می دهد که میکروپلاستیک ها می توانند فلزات سنگینی مانند کبالت، نیکل، مس، روی، کادمیوم و نقره را جذب کنند. توسعه بیوفیلم بر سطح میکروپلاستیک ها می تواند به طور قابل توجهی بر میزان جذب فلزات تأثیر بگذارد (۳۲). این مکانیسم می تواند یکی از دلایل همبستگی مثبت بین میکروپلاستیک ها و عنصر نیکل در ایستگاه آستارا باشد، هرچند مطالعات بیشتری برای تأیید این فرضیه لازم است. پژوهش های اخیر بر اثرات مخرب ترکیبی میکروپلاستیک ها و فلزات سنگین بر سلامت آبزیان تأکید دارند. Xuan و همکاران (۲۰۲۲) در مطالعه روی ماهی کپور، افزایش مرگ و میر ماهیان را در معرض پلی استایرن (PS) و کادمیوم (Cd) نشان دادند. حضور میکروپلاستیک های پلی استایرن نیز سمیت کادمیوم را تشدید کرد (۸۲). Hyeong و همکاران (۲۰۲۳) تجمع زیستی میکروپلاستیک های پلی اتیلن (PE-MPs) در بافت های ماهی *Pseudobagrus fulvidraco* و کاهش پارامترهای خونی را گزارش کردند (۳۷). Kim و همکاران (۲۰۱۸) اثرات سینرژستیک ترکیبات میکروپلاستیک ها

حذف این آلاینده‌ها تمرکز کنند تا خطرات زیست محیطی و بهداشتی ناشی از آلودگی میکروپلاستیک‌ها و عناصر با پتانسیل سمیت کاهش یابد.

تشکر و قدردانی

از دانشگاه گیلان جهت حمایت‌های پژوهشی در خصوص انجام این مطالعه، تشکر و قدردانی می‌گردد.

استانداردهای جهانی FAO/WHO است. آرسنیک به عنوان یک عنصر سمی با اثرات مخرب شناخته شده، می‌تواند تهدیدی جدی برای سلامت انسان و محیط زیست به حساب آید. با توجه به این یافته‌ها، پیشنهاد می‌شود که مدیریت دقیق تری برای کنترل و کاهش آلودگی‌های میکروپلاستیک و عناصر با پتانسیل سمیت در دریای خزر اتخاذ شود. علاوه بر این، شناسایی منابع دقیق آلودگی و ایجاد همکاری‌های بین‌المللی به منظور مقابله با این چالش جهانی ضروری است. در نهایت، مطالعات آتی باید بر توسعه روش‌های کارآمد برای کاهش و

منابع

1. Abbasi, S., N. Soltani, B. Keshavarzi, F. Moore, A. Turner and M. Hassanaghaei. 2018. Microplastics in different tissues of fish and prawn from the Musa Estuary, Persian Gulf. *Chemosphere* 205: 80-87.
2. Agusa, T., T. Kunito, S. Tanabe, M. Pourkazemi and D. G. Aubrey. 2004. Concentrations of trace elements in muscle of sturgeons in the Caspian Sea. *Marine Pollution Bulletin* 49: 789-800.
3. Akhbarizadeh, R., F. Moore, B. Keshavarzi and A. Moeinpour. 2017. Microplastics and potentially toxic elements in coastal sediments of Iran's main oil terminal (Khark Island). *Environmental Pollution* 220: 720-731.
4. Aladin, N., and I. Plotnikov. 2004. The Caspian Sea. Lake Basin Management Initiative Thematic Paper.
5. Al-Kahtani, M. 2009. Accumulation of heavy metals in tilapia fish from Al_Khadoud spring, Al-Hassa, Saudi Arabia. *American Journal of Applied Sciences* 6: 2024-2029.
6. Anan, Y., T. Kunito, S. Tanabe, I. Mitrofanov and D.G. Aubrey. 2005. Trace element accumulation in fishes collected from coastal waters of the Caspian Sea. *Marine Pollution Bulletin* 51: 882-888.
7. Arias, A.H., A. C. Ronda, A.L. Oliva and J.E. Marcovecchio. 2019. Evidence of microplastic ingestion by fish from the Bahía Blanca Estuary in Argentina, South America. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 102: 750-756.
8. Bagheri, T., M. Gholizadeh, S. Abarghouei, M. Zakeri, A. K. Hedayati, M. Rabaniha, A. Aghaeimoghadam and M. Hafezieh. 2020. Microplastics distribution, abundance and composition in sediment, fishes and benthic organisms of the Gorgan Bay, Caspian Sea. *Chemosphere* 257: 127201.
9. Baramaki Yazdi, R., M. Ebrahimpour, B. Mansouri, M. R. Rezaei and H. Babaei. 2012. Contamination of metals in tissues of *Ctenopharyngodon idella* and *Perca fluviatilis*, from Anzali Wetland, Iran. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 89(4): 831-835.
10. Barboza, L.G.A., L.R. Vieira, V. Branco, N. Figueiredo, F. Carvalho, C. Carvalho and L. Guilhermino. 2018a. Microplastics cause neurotoxicity, oxidative damage and energy-related changes and interact with the bioaccumulation of mercury in the European seabass, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758). *Aquatic Toxicology* 195: 49-57.
11. Barus, B.S., k. Chen, M. Cai, R. Li, H. Chen, C. Li, J. Wang and S.Y. Cheng. 2021. Heavy metal adsorption and release on polystyrene particles at various salinities. *Frontiers in Marine Science* 8: 671802.
12. Bayo, J., A. Martinez, M. Guillen, S. Olmos, M. Roca and A. Alcolea. 2017. Microbeads in commercial facial cleansers: threatening the environment. *Clean-Soil, Air, Water (Weinheim)* 45: 16006837.
13. Bessaa, F., P. Barriaa, M. Netoa, P. G. João, L. Friasb, V. Oteroc and P. Sobrald. 2018. Occurrence of microplastics in commercial fish from a natural estuarine environment. *Marine Pollution Bulletin* 128: 575-584.
14. Besseling, E., E. M. Foekema, J. A. Van Franeker, M. F. Leopold, S. Kühn, E. B. Rebolledo, E. Heße, L. J. I. J. Mielke, J. IJzer, P. Kamminga and A. A. Koelmans. 2015. Microplastic in a macro filter feeder: humpback whale *Megaptera novaeangliae*. *Marine Pollution Bulletin* 95(1): 248-252.
15. Bråte, I. L. N., D. P. Eidsvoll, C. C. Steindal and K. V. Thomas. 2016. Plastic ingestion by Atlantic cod (*Gadus morhua*)

- from the Norwegian coast. *Marine pollution bulletin* 112: 105-110.
16. Brennecke, D., B. Duarte, F. Paiva, I. Cacador and J. Canning-Clode. 2016. Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 178: 189–195.
 17. Cherfi, A., M. Cherfi, Z. Maache-Rezzoug and S. A. Rezzoug. 2016. Risk assessment of heavy metals via consumption of vegetables collected from different supermarkets in La Rochelle, France. *Environmental Monitoring and Assessment* 188(3): 136-149.
 18. Chi, Q., G. Zhu and L. Alan. 2007. Bioaccumulation of heavy metals in fishes from Taihu Lake, China. *Environmental Science* 19(12): 1500-1504.
 19. Clark, R. B. 2001. *Marine pollution* 5th Edition. University Press, Oxford, 237pp.
 20. Dadar, M., R. Peyghan and H. R. Memari. 2014. Evaluation of the bioaccumulation of heavy metals in white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) along the Persian Gulf coast. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 93: 339-343.
 21. Dawson, A. L., S. Kawaguchi, C. K. King, K. A. Townsend, R. King, W. M. Huston, N. S. Bengtson. 2018. Turning microplastics into nanoplastics through digestive fragmentation by Antarctic krill. *Nature Communications* 9: 1001.
 22. De Sá, L.C., L.G. Luís and L. Guilhermino. 2015. Effects of microplastics on juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*): confusion with prey, reduction of the predatory performance and efficiency, and possible influence of developmental conditions. *Environmental Pollution* 196: 359-362.
 23. FAO. 2020. The state of world fisheries and aquaculture. Sustainability in action. Rome.
 24. FAO/WHO. 2016. Accumulation of heavy metals in fishes of freshwater. Available from: <https://www.slideshare.net>. Accessed on August 2021.
 25. Fatoki, J.O., and J. A. Badmus. 2022. Arsenic as an environmental and human health antagonist: a review of its toxicity and disease initiation. *Journal of Hazardous Materials* 5: 100052.
 26. Galloway, T. S., M. Cole and C. Lewis. 2017. Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem. *Nature Ecology and Evolution* 1: 1–8.
 27. Ghazban, F., and M. Zare khosheghbal. 2011. Source of heavy metal contamination in sediments of Anzali Wetland in Northern Iran, *Journal of Environment* 37 (57): 45-56.
 28. Godoy, V., G. Blázquez, M. Calero, L. Quesada and M.A. Martin-Lara. 2019. The potential of microplastics as carriers of metals. *Environmental Pollution* 255: 113363.
 29. González-Fernández, C., F.G. Díaz Baños, M.Á. Esteban and A. Cuesta. 2021. Functionalized nanoplastics (NPs) increase the toxicity of metals in fish cell lines. *International Journal of Molecular Sciences* 22: 7141.
 30. Gouin, T., N. Roche, R. Lohmann and G. Hodges. 2011. A thermodynamic approach for assessing the environmental exposure of chemicals absorbed to microplastic. *Environmental Science & Technology* 45: 1466–1472.
 31. Gregory, M. R. 2009. Environmental implications of plastic debris in marine settings—entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences* 364(1526): 2013-2025.
 32. Guan, J., K. Qi, J. Wang, W. Wang, Z. Wang, N. Lu and J. Qu. 2020. Microplastics as an emerging anthropogenic vector of trace metals in freshwater: significance of biofilms and comparison with natural substrates. *Water Research* 184: 116205.
 33. Guo, J., M.U. Farid, E.J. Lee, D.Y.S. Yan, S. Jeong and A.K. An. 2018. Fouling behavior of negatively charged PVDF membrane in membrane distillation for removal of antibiotics from wastewater. *Journal of Membrane Science* 551: 12–19.
 34. Güven, O., K. Gökdağ, B. Jovanović and A. E. Kıdeyş. 2017. Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish. *Environmental Pollution* 223: 286-294.
 35. Hassanpour, M., G.H. Rajaei, M.H. Sinka Karimi, F. Ferdosian and R. Maghsoudloord. 2014. Determination of heavy metals (Pb, Cd, Zn and Cu) in Caspian kutum (*Rutilus frisii kutum*) from Miankaleh International wetland and human health risk, *Journal of Mazandaran University of Medical Sciences* 24: 176- 183. (In Persian).
 36. Holmes, L. A., A. Turner and R.C. Thompson. 2014. Interactions between trace metals and plastic production pellets under estuarine conditions. *Marine Chemistry* 167: 25–32.
 37. Hyeong, J. L., J. C. Kang and J. H. Kim. 2023. Toxic effects of microplastic (Polyethylene) on fish: Accumulation, hematological parameters and antioxidant responses in Korean Bullhead, *Pseudobagrus fulvidraco*. *Science of the Total Environment* 877: 162874.
 38. Khan, F. R., K. Syberg and Y. Shashoua. 2015. Influence of polyethylene microplastic beads on the uptake and localization of silver in zebrafish (*Danio rerio*). *Environmental Pollution* 206: 73-79.
 39. Kim, S.W., D. Kim and Y. Chae. 2018. Dietary uptake, biodistribution, and depuration of microplastics in the freshwater

- diving beetle *Cybister japonicus*: Effects on predacious behavior. *Environmental Pollution* 242: 839-844.
40. Koller, M., and H. M. Saleh. 2018. Introductory chapter: introducing heavy metals. *Heavy Metals* 1: 3-11.
41. Kostianoy Andrey, G., N. Aleksey and A. Kosarev. 2005. The Handbook of Environmental Chemistry, Water Pollution, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
42. Lazar, B., and R. Gračan. 2011. Ingestion of marine debris by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 62: 43-47.
43. Liu, S., J. Huang, W. Zhang, L. Shi, K. Yi, C. Zhang, H. Pang, J. Li and S. Li. 2022. Investigation of the adsorption behaviour of Pb (II) onto natural-aged microplastics as affected by salt ions. *Journal of Hazardous Materials* 431: 128643.
44. Lu, K., R. X. Qiao and H. An. 2018. Influence of microplastics on the accumulation and chronic toxic effects of cadmium in zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere* 202: 514-520.
45. Lusher, A. L., M. Mchugh and R. C. Thompson. 2013. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin* 67: 94-99.
46. Martinez-Taveraa, E., A. M. Duarte-Moro, S. B. Sujitha, P. F. Rodriguez-Espinosa, G. Rosano-Ortega and N. Exposito. 2021. Microplastics and metal burdens in freshwater Tilapia (*Oreochromis niloticus*) of a metropolitan reservoir in Central Mexico: Potential threats for human health. *Chemosphere* 266: 128968.
47. Massos, A., and A. Turner. 2017. Cadmium, lead and bromine in beached microplastics. *Environmental Pollution* 227: 139-145.
48. Mazurais, D., B. Ernande, P. Quazuguel, A. Severe, C. Huelvan, L. Madec, O. Mouchel, P. Soudant, J. Robbens and A. Huvet. 2015. Evaluation of the impact of polyethylene microbeads ingestion in European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) larvae. *Marine Environmental Research* 112: 78-85.
49. Mendil, D., O.D. Uluozlu, E. Hasdemir, M. Tuzen, H. Sari and M. Suicmez. 2004. Determination of trace metal levels in seven fish species in lakes in Tokat, Turkey. *Food Chemistry* 90: 175-179.
50. Monsefrad, F., J. Imanpour Namin and S. Heidary. 2012. Concentration of heavy and toxic metals Cu, Zn, Cd, Pb and Hg in liver and muscles of *Rutilus frisii kutum* during spawning season with respect to growth parameters. *Iranian Journal of Fisheries Sciences* 11(4): 825-839.
51. Nasrollahzadeh Saravi, H., R. Pourgholam, M. Rezaei and S.E. Vardi. 2013. Investigating the accumulation of some heavy metals and health risk assessment in the muscle tissue of two species of commercial kutum fish (*Rutilus frisii kutum*) and (*Liza saliens*) in the Caspian Sea. *Journal of Marine Science and Technology Research* 67-84. (In Persian).
52. Nøttestad, L., J. Diaz, H. Penã, H. Søiland, G. Huse and A. Fernö. 2015. Feeding strategy of mackerel in the Norwegian Sea relative to currents, temperature, and prey. *ICES Journal of Marine Science* 73: 1127-1137.
53. Oliviero, C., S. Junnikkala and O. Peltoniemi. 2019. The challenge of largelitters on the immune system of the sow and the piglets. *Reproduction in Domestic Animals* 54: 12-21.
54. Provencher, J.F., A.L. Bond, S. Avery-Gomm, S.B. Borrelle, E.L.B. Rebolledo, S. Hammer, S. Kühn, J.L. Lavers, M.L. Mallory and A. Trevail. 2017. Quantifying ingested debris in marine megafauna: a review and recommendations for standardization. *Analytical Methods* 9: 1454-1469.
55. Prunier, J., L. Maurice, E. Perez, J. Gigault, A. Pierson-Wickmann and M. Davranche. 2019. Trace metals in polyethylene debris from the North Atlantic subtropical gyre. *Environmental Pollution* 245: 371-379.
56. Radkhah, A.R. 2019. Prevalence of parasitic diseases as a serious threat to the ornamental fish industry: A study on the prevalence of *Argulus parasites* in ornamental fishes of Iran. *Journal of Ornamental Aquatics* 6(3): 13-22.
57. Radkhah, A.R., S. Eagderi and E. Sadeghinejad Masouleh. 2020. Investigation of antimicrobial properties of silver nanoparticles (AgNPs) to control diseases and health management in aquaculture systems. *Journal of Ornamental Aquatics* 7(1): 7-15.
58. Raju, N.J. 2022. Arsenic in the geo-environment: A review of sources, geochemical processes, toxicity and removal technologies. *Environmental Research* 203: 111782.
59. Rocha-Santos, T., and A. Duarte. 2017. Characterization and analysis of microplastics. In: *Comprehensive Analytical Chemistry*, Elsevier, 286p.
60. Romeo, T., B. Pietro, C. Pedà, P. Consoli, F. Andaloro and M. C. Fossi. 2015. First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 95: 358-361.
61. Rummel, C.D., M.G. Löder, N.F. Fricke, T. Lang, E.M. Griebeler, M. Janke and G. Gerdts. 2016. Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 102: 134-141.
62. Sattari, M. 2008. Ichthyology (3) Ecology and Zoogeography of Fishes. Haghshenas Publications, 2nd ed. 517p. (In Persian).

63. Sivaperumal, P., T. Sankar and P. V. Nair. 2007. Heavy metal concentrations in fish, shellfish and fish products from internal markets of India vis-avis international standards. *Food Chemistry* 102: 612-620.
64. So, W. K., K. Chan and C. Not. 2018. Abundance of plastic microbeads in Hong Kong coastal water. *Marine Pollution Bulletin* 133: 500-505.
65. Sobhanardakani, S., and S. M. Jafari. 2014. Heavy metals contamination in silver, common and grass carp caught from Zarivar Lake, western Iran. *European Online Journal of Natural and Social Sciences* 3(2): 344-350.
66. Staniskiene, B., and P. Matusevicius. 2006. Distribution of heavy metals in tissues of freshwater fish in lithuania. *Polish Journal of Environmental Studies* 15: 585-591.
67. Tanaka, K., and H. Takada. 2016. Microplastic fragments and microbeads in digestive tracts of planktivorous fish from urban coastal waters. *Scientific Reports* 6: 34351.
68. Tang, S., L. Lin, X. Wang, A. Yu and X. Sun. 2021. Interfacial interactions between collected nylon microplastics and three divalent metal ions (Cu(II), Ni(II), Zn(II)) in aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials* 403: 123548.
69. Tchounwou, P. B., C. G. Yedjou, A. K. Patlolla and D. J. Sutton. 2014. Heavy metal toxicity and the environment. *Express Supply* 101: 133-164.
70. Thompson, R. C., Y. Olsen, R. P. Mitchell, A. Davis, S. J. Rowland, A. W. G. John, D. McGonigle and A. E. Russell. 2004. Lost at sea: Where is all the plastic. *Science* 304: 838.
71. Turkmen, M., and C. Ciminli. 2007. Determination of metals in fish and mussel species by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry. *Food Chemistry* 103: 670-675.
72. Turner, A., C. Wallerstein and R. Arnold. 2019. Identification, origin and characteristics of bio-bead microplastics from beaches in Western Europe. *Science of the Total Environment* 664: 938-947.
73. Van Franeker, J.A., C. Blaize, J. Danielsen, K. Fairclough, J. Gollan, N. Guse, P.L. Hansen, M. Heubeck, J. K. Jensen and G. Le Guillou. 2011. Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. *Environmental Pollution* 159: 2609-2615.
74. Vedolin, M.C., C.Y.S. Teophilo, A. Turra and R.C.L. Figueira. 2018. Spatial variability in the concentrations of metals in beached microplastics. *Marine Pollution Bulletin* 129: 487-493.
75. Wang, J., J. Peng, Z. Tan, Y. Gao, Z. Zhan, Q. Chen and L. Cai. 2017. Microplastics in the surface sediments from the Beijiang River littoral zone: composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals. *Chemosphere* 171: 248-258.
76. Wang, P., S. Xie, C. Zhang, P. Zhengkun, D. Sun, A. Zhou, G. Xu and J. Zou. 2023. Interactions effects of nano-microplastics and heavy metals in hybrid snakehead (*Channa maculata* ♀ × *Channa argus* ♂). *Fish & Shellfish Immunology* 124: 74-81.
77. Watson, M., A. Tubić, M. Šolić, J. Nikić, M. K. Isakovski, J. Agbaba. 2023. Impact of microplastics on the fate and behaviour of arsenic in the environment and their significance for drinking water supply. *Processes* 11: 2241.
78. Welden, N. A., and P. R. Cowie. 2016. Environment and gut morphology influence microplastic retention in langoustine, *Nephrops norvegicus*. *Environmental Pollution* 214: 859-865.
79. Wen, B., S. Jin, Z. Chen, J. Gao, Y. Liu and J. Liu. 2018. Single and combined effects of microplastics and cadmium on the cadmium accumulation, antioxidant defence and innate immunity of the discus fish (*Symphysodon aequifasciatus*). *Environmental Pollution* 243: 462-471.
80. Wootton, N., P. Reis-Santos, N. Dowsett, A. Turnbull, M. Bronwyn and A. Gillanders. 2021. Low abundance of microplastics in commercially caught fish across southern Australia. *Environmental Pollution* 290: 118030.
81. Wright, S.L., R.C. Thompson and T.S. Galloway. 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environmental Pollution* 178: 483-492.
82. Xuan, C., J. Wang, Y. Xie, Y. Ma, J. Zhang, H. Wei, A. Ibrahim and E. Abdou, 2022. Physiological response and oxidative stress of grass carp (*Ctenopharyngodon idellus*) under single and combined toxicity of polystyrene microplastics and cadmium. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 245: 114080.
83. Yaghobzadeh, Y., M. Hossein-Nezhad, G. Asadi- Shiran and M. Pourali. 2014. An investigation of lead concentration in *Rutilus frisii kutum* from Caspian Sea; case study of Bandar Anzali and Roodsar, Iran. *Journal of Mazandaran University of Medical Sciences* 23: 102-108. (In Persian).
84. Yang, D., H. Shi, L. Li, J. Li, K. Jabeen and P. Kolandhasamy. 2015. Microplastic pollution in table salts from China. *Environmental Science & Technology* 49: 13622-13627.
85. Yazdani Foshtomi, M., S. Oryan, M. Taheri, K. Darvish Bastami and M. A. Zahed. 2019. Composition and abundance of microplastics in surface sediments and their interaction with sedimentary heavy metals, PAHs and TPH (Total Petroleum

- Hydrocarbons). *Marine Pollution Bulletin* 149: 110655.
86. Zakeri, M., A. Najia, A. Akbarzadeh and A. Uddin. 2020. Microplastic ingestion in important commercial fish in the southern Caspian Sea. *Marine Pollution Bulletin* 160: 111598.
87. Zhao, J., W. Ran, J. Teng, Y. Liu, H. Liu, X. Yin, R. Cao and Q. Wang. 2018. Microplastic pollution in sediments from the Bohai Sea and the yellow sea, China. *Science of the Total Environment* 640-641: 637-645.
88. Zhou, Y., X. Liu and J. Wang. 2020. Ecotoxicological effects of microplastics and cadmium on the earthworm *Eisenia foetida*. *Journal of Hazardous Materials* 392: 122273.
89. Zou, J., X. Liu, D. Zhang and X. Yuan. 2020. Adsorption of three bivalent metals by four chemical distinct microplastics. *Chemosphere* 248: 126064.

Investigation of the Correlation between Microplastic Pollution and Potentially Toxic Elements in Caspian White Fish (*Rutilus kutum*)

Fereshteh Haji Aghaei Ghazi Mahalleh¹ and Javid Imanpour Namin^{2*}

(Received: September 05-2024; Accepted: December 14-2024)

Abstract

This research was conducted to investigate the statistical correlation between microplastic contamination and potentially toxic elements in Kutum populations (*Rutilus kutum*) at three sampling stations: Kiashar, Anzali and Astara, located along the Southwestern coast of the Caspian Sea. The results from analysis of 60 fish samples indicated that all samples were contaminated with microplastics. The highest mean abundance of microplastic, 53.75 ± 35.50 (particles per fish), was observed at Anzali sampling station. The results of the elemental concentration analysis showed that Iron had the highest concentration, with a mean value of 23111 ± 5945.33 $\mu\text{g}/\text{kg}$ at Anzali station. At Kiashar station, a significant negative correlation was observed between the abundance of microplastics and the concentrations of Cadmium and Nickel ($r_s > -0.4$, $p < 0.05$). At Astara station, a significant positive correlation was found between the abundance of microplastics and the concentrations of Arsenic and Nickel ($r_s > 0.4$, $p < 0.05$). According to the comparison of elemental concentrations with FAO/WHO standards, only the concentration of Arsenic in fish from various stations exceeded the permissible limit. These findings indicate the complex interactions between microplastic contamination and elemental concentrations in Kutum (*R. kutum*) from the Caspian Sea, necessitating further research to evaluate the environmental impacts and the health of the Caspian Sea ecosystem.

Keywords: Statistical correlation, Iron, Cadmium, Arsenic, Nickel.

1- PhD, Department of Fishery, Faculty of Natural Resource, University of Guilan, Sowmesara, Iran.

2- Associate Professor, Department of Fishery, Faculty of Natural Resource, University of Guilan, Sowmesara, Iran.

*: Corresponding Author, Email: javidiman@gmail.com

