

مقاله علمی - پژوهشی:

آلودگی میکروپلاستیک در ماهی سفید (*Rutilus frisii*) از سواحل جنوب غربی دریای خزر (استان گیلان)

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

*javidiman@gmail.com

۱- گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه سرا، ایران

تاریخ دریافت: شهریور ۱۴۰۳

تاریخ پذیرش: آبان ۱۴۰۳

چکیده

آلودگی میکروپلاستیک‌ها در اکوسیستم‌های آبی، از جمله دریای خزر، یکی از مهم‌ترین چالش‌های زیست‌محیطی قرن حاضر است. در این مطالعه، آلودگی میکروپلاستیک در ماهی سفید به عنوان گونه‌ای شاخص در دریای خزر، مورد بررسی قرار گرفت. نمونه‌برداری از ۶۰ عدد ماهی سفید در سه ایستگاه ساحلی کیشهر، انزلی و آستارا انجام شد. نتایج نشان داد که تمامی نمونه‌ها حاوی میکروپلاستیک بودند و بیشترین آلودگی در ایستگاه انزلی با میانگین $53/75 \pm 35/50$ قطعه میکروپلاستیک به ازاء هر ماهی مشاهده گردید. آنالیز واریانس یکطرفه نیز تفاوت معنی‌داری را بین میزان آلودگی در ایستگاه انزلی نسبت به دو ایستگاه دیگر نشان داد ($p < 0/05$). میکروپلاستیک‌های شناسایی شده از نوع رشته‌ای بودند و بیشترین فراوانی را در اندازه ۳-۴ میلی‌متر داشتند. نتایج تجزیه و تحلیل طیف‌سنجی FTIR-ATR نشان داد که پلی‌اتیلن (PE) فراوان‌ترین نوع پلیمر در میکروپلاستیک‌های استخراجی بود. تنوع رنگی میکروپلاستیک‌ها در ایستگاه‌های مختلف متفاوت بود به طوری که رنگ آبی در ایستگاه‌های کیشهر و انزلی و رنگ قرمز در ایستگاه آستارا دارای بیشترین فراوانی بود. یافته‌های این مطالعه نشان‌دهنده آلودگی گسترده میکروپلاستیک‌ها در ماهی سفید دریای خزر و ورود آن به زنجیره غذایی است. وجود میکروپلاستیک‌ها در دستگاه گوارش ماهی سفید می‌تواند اثرات زیانباری بر سلامت آبزیان و در نهایت سلامت انسان داشته باشد. بنابراین، اتخاذ تدابیر جدی برای کاهش ورود پلاستیک‌ها به دریای خزر ضروری است.

نکات کلیدی: دریای خزر، آلودگی، ماهی سفید، میکروپلاستیک

*نویسنده مسئول



Copyright: © 2023 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

مقدمه

پلاستیک‌ها با وجود مزایای فراوان در صنایع مختلف، به دلیل دوام و پایداری بیش از حد، به یکی از چالش‌های اصلی زیست‌محیطی تبدیل شده‌اند. تجزیه ناقص این مواد در طبیعت، منجر به تولید ذرات ریز پلاستیکی موسوم به میکروپلاستیک‌ها شده است (Arthur et al., 2008). این ذرات، با نفوذ به زنجیره غذایی آبزیان و در نهایت انسان، خطرات جدی برای سلامت موجودات زنده ایجاد می‌کنند (Yan et al., 2020). رفتار میکروپلاستیک‌ها در محیط آبی تحت تأثیر عوامل مختلفی از جمله چگالی آنهاست. برای مثال، برخی از انواع پلاستیک‌ها به دلیل چگالی کمتر، روی سطح آب شناور شده و برخی دیگر به اعماق آنها نفوذ می‌کنند (Anderson et al., 2017). میکروپلاستیک‌ها (ذرات پلاستیکی با ابعاد کمتر از ۵ میلی‌متر)، از طریق فرایندی به نام انتقال غذایی در زنجیره غذایی دریایی وارد شده و به سطوح بالاتر منتقل می‌شوند. مطالعات نشان داده‌اند که موجودات پلانکتونی، به عنوان اولین حلقه در زنجیره غذایی، نقش کلیدی در انتقال این ذرات ایفاء می‌کنند (Setälä et al., 2014). میکروپلاستیک‌ها با بلعیده شدن به‌وسیله موجودات بزرگتر، در بدن آنها تجمع می‌یابند و می‌توانند به اندام‌های مختلف از جمله دستگاه گوارش و تولید مثل آسیب برسانند (Farrell and Nelson, 2013). این تجمع می‌تواند منجر به اختلال در عملکرد فیزیولوژیک موجودات زنده، کاهش جمعیت‌ها و در نهایت برهم خوردن تعادل اکوسیستم‌های دریایی شود. میکروپلاستیک‌ها به دو دسته اصلی اولیه و ثانویه تقسیم می‌شوند. میکروپلاستیک‌های اولیه مستقیماً در محصولات مختلف مانند لوازم آرایشی، محصولات مراقبت شخصی و مواد شوینده استفاده شده و از طریق فاضلاب‌ها وارد محیط زیست می‌شوند (Gouin et al., 2015; da Costa et al., 2016). برای مثال، میکروذرات پلاستیکی موجود در برخی خمیردندان‌ها و لایه بردارهای صورت از جمله منابع مهم میکروپلاستیک‌های اولیه محسوب می‌شوند. در مقابل، میکروپلاستیک‌های ثانویه از تجزیه پلاستیک‌های بزرگتر در محیط زیست تحت تأثیر عواملی مانند تخریب نوری، حرارتی و هیدرولیز ایجاد می‌شوند (Andrady, 2011; da Costa

et al., 2016). تکه‌های ریز پلاستیکی ناشی از تجزیه کیسه‌های پلاستیکی و بطری‌های پلاستیکی در محیط‌های دریایی، نمونه‌هایی از میکروپلاستیک‌های ثانویه هستند. این ذرات از مسیرهای مختلفی وارد محیط‌های آبی شده و به دلیل شباهت ظاهری با موجودات ریز به‌وسیله بسیاری از جانوران دریایی بلعیده می‌شوند (Gouin et al., 2015). مطالعات نشان داده‌اند که ماهی‌ها به دلیل رفتارهای تغذیه‌ای خاص خود، بیشتر در معرض خطر بلع میکروپلاستیک‌ها هستند (Lusher et al., 2013; Nøttestad et al., 2015). مصرف میکروپلاستیک‌ها به‌وسیله ماهی‌ها می‌تواند باعث مسدود شدن دستگاه گوارش، کاهش تولید مثل، کاهش توانایی شکار و در نهایت مرگ شود (Gregory, 2009). پراکندگی جغرافیایی میکروپلاستیک‌ها بسیار گسترده بوده و در انواع زیستگاه‌های آبی از جمله اقیانوس‌ها، دریاچه‌ها و حتی آبهای شیرین یافت می‌شوند (Obbard et al., 2014; Wagner et al., 2014; Anderson et al., 2017; Zhang and Liu, 2018). میکروپلاستیک‌ها در اشکال متنوعی مانند رشته‌ای، ورقه‌ای، قطعه‌ای، گلوله‌ای و کف مانند در محیط زیست یافت می‌شوند (Lambert and Wagner, 2018). این تنوع شکل، ناشی از منابع مختلف تولید و فرآیندهای تجزیه پلاستیک‌های بزرگتر است. اندازه میکروپلاستیک‌ها به شدت بر رفتار آنها در محیط تأثیر می‌گذارد. ذرات کوچکتر به دلیل سطح تماس بیشتر با محیط، توانایی جذب آلاینده‌های بیشتری دارند و می‌توانند به راحتی وارد بدن موجودات آبی شوند و در زنجیره غذایی تجمع یابند (Dris et al., 2017). علاوه بر شکل و اندازه، بافت سطحی میکروپلاستیک‌ها نیز نقش مهمی ایفاء می‌کند. سطح زبر و ناهموار این ذرات، محیط مناسبی برای چسبیدن آلاینده‌ها و تشکیل بیوفیلم های میکروبی را فراهم می‌کند (Zbyszewski and Corcoran, 2011). همچنین رنگ میکروپلاستیک‌ها که تحت تأثیر عوامل مختلفی مانند نوع پلاستیک، فرایندهای هوازادگی و جذب آلاینده‌ها قرار می‌گیرد، می‌تواند بر رفتار موجودات دریایی تأثیر بگذارد. برای مثال، موجودات دریایی ممکن است میکروپلاستیک‌های رنگی را به اشتباه به عنوان غذا تشخیص دهند و آنها را بلعند و در نتیجه به سلامت

جدول ۱: مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری دریای خزر

Table 1: Geographical coordinates of sampling station in the Caspian Sea

Station Name	Latitude(North)	Longitude(East)
Kiashahr	"11 27' 37°	"14 57' 49°
Anzali	"11' 27 37°	"16' 52 49°
Astara	"21' 11 38°	"57' 53 48°

نمونه‌برداری و آماده‌سازی نمونه‌ها

نمونه‌برداری از ماهی سفید به عنوان گونه هدف در دریای خزر، در سه ایستگاه پره‌های صیادی منتخب (کیاشهر، انزلی و آستارا) در ماه‌های اسفند ۱۴۰۰ و فروردین ۱۴۰۱ انجام شد. از هر ایستگاه ۲۰ عدد ماهی از صیادان محلی خریداری شد، نمونه‌ها بلافاصله بعد از صید به جعبه‌های ایزوله منتقل و به آزمایشگاه برده شدند. در آزمایشگاه، برای بررسی ویژگی‌های زیستی ماهی‌ها، ابتدا وزن دقیق آنها با ترازوی دیجیتال (دقت ۰/۱ گرم) اندازه‌گیری شد. سپس طول کل و طول استاندارد هر ماهی ثبت گردید.

آماده‌سازی نمونه‌های ماهی برای استخراج میکروپلاستیک‌ها

به منظور بررسی آلودگی میکروپلاستیک‌ها، ماهی‌ها پس از تشریح روی سینی‌های استیل ضد زنگ، دستگاه گوارش آنها با استفاده از ابزارهای جراحی استیل استخراج و به‌دقت وزن شد (دقت ترازو: ۰/۱ گرم). سپس هر نمونه دستگاه گوارش به صورت جداگانه به یک بشر شیشه‌ای منتقل شد. به ازاء هر گرم از نمونه، ۳ میلی لیتر محلول هیدروکسید پتاسیم ۱۰ درصد اضافه شد (Rochman *et al.*, 2015; Karami *et al.*, 2017) و مخلوط حاصل به مدت ۱۲ ساعت در دمای ۶۰ درجه سانتی‌گراد در آون قرار گرفت. پس از اتمام فرایند هضم، نمونه‌ها از کاغذ صافی واتمن ۴۲ عبور داده شدند و کاغذ صافی در دمای ۶۰ درجه سانتی‌گراد خشک شد. در نهایت، ذرات میکروپلاستیک موجود روی کاغذ صافی با استفاده از میکروسکوپ نوری با بزرگنمایی ۴۰× شناسایی، شمارش و تعداد به ازاء هر ماهی ثبت شد (Abbasi *et al.*, 2018).

خود آسیب برسانند (Councell *et al.*, 2004). برای تعیین نوع پلیمر میکروپلاستیک‌ها از طیف سنجی FTIR-ATR استفاده می‌شود. طیف سنجی FTIR-ATR با تحلیل ارتعاشات مولکولی، امضای شیمیایی منحصر به فرد هر پلیمر را مشخص می‌کند. با مقایسه طیف حاصل با پایگاه داده‌های استاندارد، می‌توان به طور دقیق نوع پلیمر را تعیین کرد. این روش به دلیل سرعت بالا و دقت در شناسایی انواع مختلف پلاستیک‌ها، در صنایع مختلف کاربرد گسترده‌ای دارد (Li *et al.*, 2020). با توجه به اهمیت ماهی سفید (*Rutilus frisii*) در اکوسیستم دریای خزر و نقش آن به عنوان شاخص زیستی، این مطالعه با هدف بررسی آلودگی میکروپلاستیک در این گونه ارزشمند انجام شده است. نتایج این تحقیق می‌تواند به درک بهتر اثرات آلودگی‌های ناشی از میکروپلاستیک‌ها بر اکوسیستم دریای خزر و بر سلامت انسان، کمک کند.

مواد و روش کار

منطقه مورد مطالعه

دریای خزر، بزرگ‌ترین دریاچه بسته جهان و یکی از مهم‌ترین منابع آبی منطقه اوراسیا محسوب می‌شود. این دریاچه با وسعتی حدود ۳۹۳ هزار کیلومتر مربع و طول خط ساحلی ۶۵۲۵ کیلومتر، بین قاره‌های آسیا و اروپا گسترده شده است (Debus, 1995). الگوهای پیچیده جریان‌های دریایی و پراکندگی نامنظم رودخانه‌ها، پراکندگی آلاینده‌ها را در این حوضه آبی تحت تأثیر قرار می‌دهد. در مطالعه حاضر، برای شناسایی و ارزیابی میزان آلودگی میکروپلاستیک‌ها در ماهی سفید، سه ایستگاه با بالاترین پتانسیل آلودگی در سواحل جنوب غربی دریای خزر به عنوان نقاط نمونه‌برداری انتخاب شدند: کیاشهر (تحت تأثیر رودخانه سفیدرود)، بندر انزلی (تحت تأثیر تالاب انزلی) و بندر آستارا (تحت تأثیر آلودگی‌های ورودی از کشور آذربایجان). این ایستگاه‌ها به منظور ارائه یک تصویر جامع از توزیع و میزان آلودگی میکروپلاستیک در این منطقه انتخاب شدند (Kostianoy *et al.*, 2005). مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده در جدول ۱ ارائه شده است.

شناسایی پلیمری

برای شناسایی نوع پلیمر تشکیل دهنده میکروپلاستیک‌های استخراجی، با استفاده از طیف‌سنجی مادون قرمز تبدیل فوریه (FT-IR) با ضمیمه کریستال تمام بازتابنده (ATR) استفاده شد. طیف‌های حاصل در محدوده طول موج cm^{-1} ۴۰۰-۴۰۰۰ بررسی شده و با استفاده از پایگاه داده‌های استاندارد پلیمری، پیک‌های مشخصه هر پلیمر شناسایی و مقایسه شدند (Veerasingam et al., 2021).

روش تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها

برای تجزیه و تحلیل آماری داده‌های حاصل از این پژوهش، از نرم افزار SPSS نسخه ۲۷ استفاده شد. در گام نخست، نرمال بودن توزیع داده‌ها با آزمون کولموگروف-اسمیرنوف بررسی شد. سپس برای مقایسه میانگین‌های آلودگی در ایستگاه‌های مختلف، از آزمون تحلیل واریانس یکطرفه

(ANOVA) برای داده‌های با توزیع نرمال و آزمون کروسکال-والیس برای داده‌های با توزیع غیرنرمال استفاده شد. کلیه آزمون‌های آماری با سطح معنی‌داری ۰/۰۵ انجام شدند. نهایتاً، برای ارائه گرافیکی نتایج، از نرم‌افزار اکسل نسخه ۲۰۲۲ استفاده شد.

نتایج

در این مطالعه، به منظور بررسی آلودگی میکروپلاستیک در ماهی سفید دریای خزر، ۶۰ عدد ماهی از سه ایستگاه ساحلی کیاشهر، بندر انزلی و بندر آستارا به صورت تصادفی (۲۰ عدد ماهی از هر ایستگاه) نمونه‌برداری شد. نتایج تجزیه و تحلیل محتویات دستگاه گوارش حاکی از وجود میکروپلاستیک در تمامی نمونه‌ها بود. میانگین مشخصات بیومتریکی ماهیان در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده در جدول ۲ ارائه شده است.

جدول ۲: میانگین و انحراف معیار ویژگی‌های بیومتریکی ماهی سفید (*Rutilus frisii*) نمونه‌برداری شده از ایستگاه‌های مختلفTable 2: Mean and standard deviation of biometric characteristics of whitefish (*Rutilus frisii*) sampled from different stations

Station Name	Number	Weight (g)	Total length (cm)	Standard length (cm)	Intestinal Weight (g)
Kiashahr	20	931.97 ± 278	44.77 ± 3.57	41 ± 3.50	66.36 ± 18.12
Anzali	20	± 255.43 824.89	43.87 ± 4.21	40.25 ± 4	45.52 ± 12.88
Astara	20	± 273.44 737.17	42.62 ± 5.27	39.25 ± 5.07	48.18 ± 18.66

جدول ۳: مقایسه میانگین فراوانی میکروپلاستیک‌ها در

دستگاه گوارش ماهی سفید از ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده

Table 3: Comparison of mean microplastic abundance in the intestinal tracts of whitefish from sampled stations

Station	Mean abundance of microplastics in fish
Kiashahr	21.30 ± 6.78
Anzali	53.75 ± 35.50
Astara	24.85 ± 11.62

فراوانی ذرات میکروپلاستیک

بررسی آلودگی میکروپلاستیک‌ها در ماهی سفید دریای خزر نشان داد که تمامی ۶۰ عدد ماهی مورد بررسی، حاوی میکروپلاستیک بودند. با توجه به جدول ۳، ایستگاه انزلی بیشترین فراوانی میکروپلاستیک را به خود اختصاص داد. نتایج آنالیز واریانس یکطرفه نیز نشان داد که میزان آلودگی در ایستگاه انزلی نسبت به دو ایستگاه دیگر (کیاشهر و آستارا) به طور معنی‌داری بیشتر است ($p < 0/05$). اما دو ایستگاه کیاشهر و آستارا با یکدیگر اختلاف معنی‌داری نشان ندادند.

می‌دهد که الگوی توزیع رنگی میکروپلاستیک‌ها می‌تواند متفاوت باشد و عوامل محلی بر این توزیع تاثیرگذار هستند. در شکل ۱ درصد توزیع فراوانی رنگ‌های مختلف میکروپلاستیک‌ها در هر یک از ایستگاه‌های مورد مطالعه نشان داده شده است.

تنوع رنگی میکروپلاستیک در ماهی سفید
 نتایج تنوع رنگی میکروپلاستیک‌ها در ماهی سفید دریای خزر نشان داد که در ایستگاه‌های کياشهر و انزلی علاوه بر تنوع رنگی بیشتر نسبت به ایستگاه آستارا، رنگ آبی دارای بیشترین فراوانی بود، اما در ایستگاه آستارا با غلبه نسبی، رنگ قرمز الگوی متفاوتی را نشان داد و این نتیجه نشان



شکل ۱: درصد فراوانی رنگ‌های میکروپلاستیک یافت شده در دستگاه گوارش ماهی سفید (الف) ایستگاه کياشهر، (ب) ایستگاه انزلی، (پ) ایستگاه آستارا

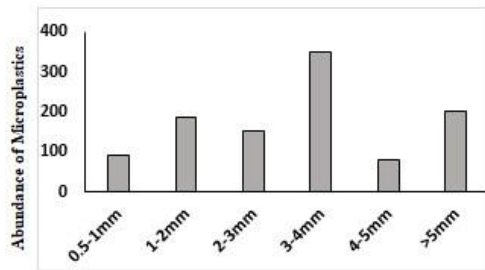
Figure 1: Percentage of the abundance of microplastic colors found in the intestinal tract of whitefish (a) kiasahr station, (b) Anzali station, (c) Astara station

در ایستگاه‌های مختلف در شکل‌های ۲، ۳ و ۴ نشان داده شده است.

اشکال میکروپلاستیک‌های یافت شده در ماهیان
 در تجزیه و تحلیل دستگاه گوارش ۶۰ عدد ماهی مورد بررسی، مجموعاً ۱۹۹۸ قطعه میکروپلاستیک استخراج

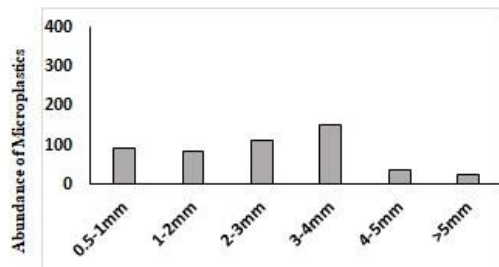
اندازه میکروپلاستیک‌ها

میکروپلاستیک‌های استخراجی از دستگاه گوارش ماهیان به شش دسته ۰/۵-۱ میلی‌متر، ۱-۲ میلی‌متر، ۲-۳ میلی‌متر، ۳-۴ میلی‌متر، ۴-۵ میلی‌متر و بزرگتر از ۵ میلی‌متر تقسیم شدند. در هر ۳ ایستگاه، ذرات با اندازه ۳-۴ میلی‌متر دارای بیشترین فراوانی بودند. پراکنش اندازه ذرات میکروپلاستیک



شکل ۳: اندازه میکروپلاستیک‌های استخراجی از دستگاه گوارش ماهی سفید در ایستگاه انزلی

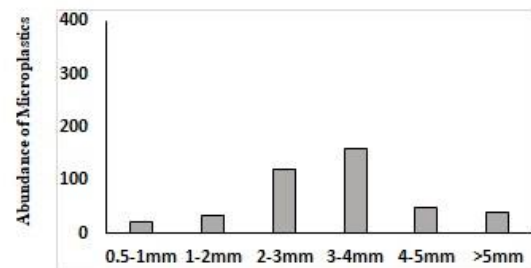
Figure 3: Size of microplastics extracted from the intestinal tract of whitefish at the Anzali station



شکل ۴: اندازه میکروپلاستیک‌های استخراجی از دستگاه گوارش ماهی سفید در ایستگاه آستارا

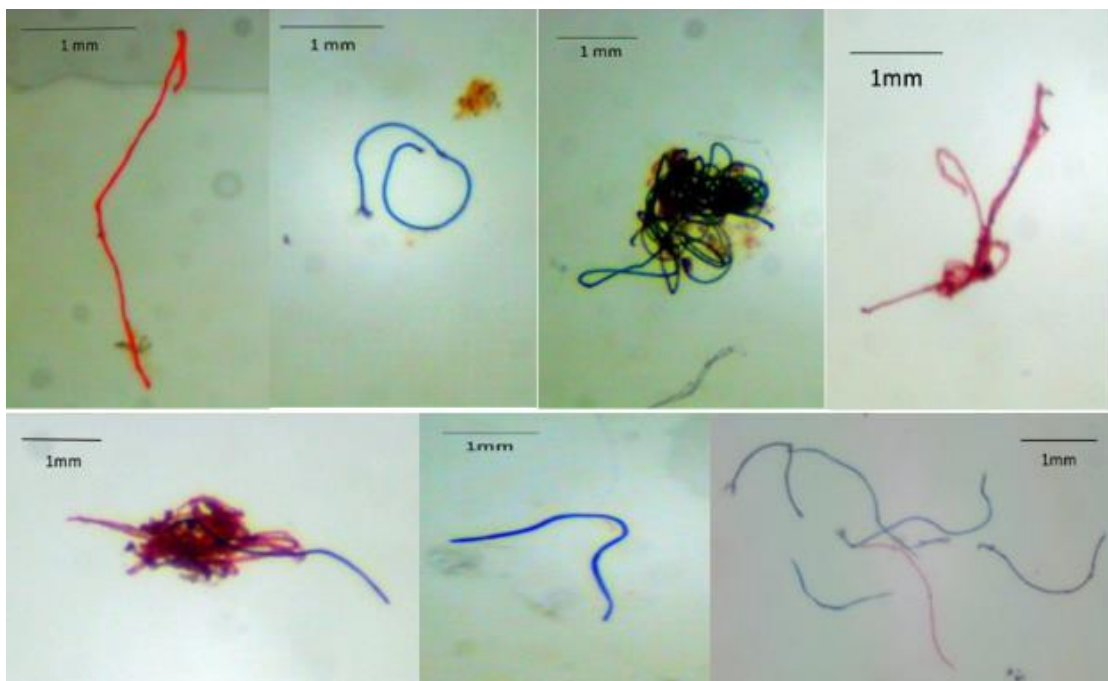
Figure 4: Size of microplastics extracted from the intestinal tract of whitefish at the Astara station

گردید. ۱۰۰ درصد میکروپلاستیک‌های استخراجی از دستگاه گوارش ماهیان در هر سه ایستگاه از نوع میکروپلاستیک‌های رشته‌ای بودند. نمونه‌هایی از میکروپلاستیک‌های یافت شده در دستگاه گوارش ماهی سفید در شکل ۵ نشان داده شده است.



شکل ۲: اندازه میکروپلاستیک‌های استخراجی از دستگاه گوارش ماهی سفید در ایستگاه کباشهر

Figure 2: Size of microplastics extracted from the intestinal tract of whitefish at the Kiashahr station



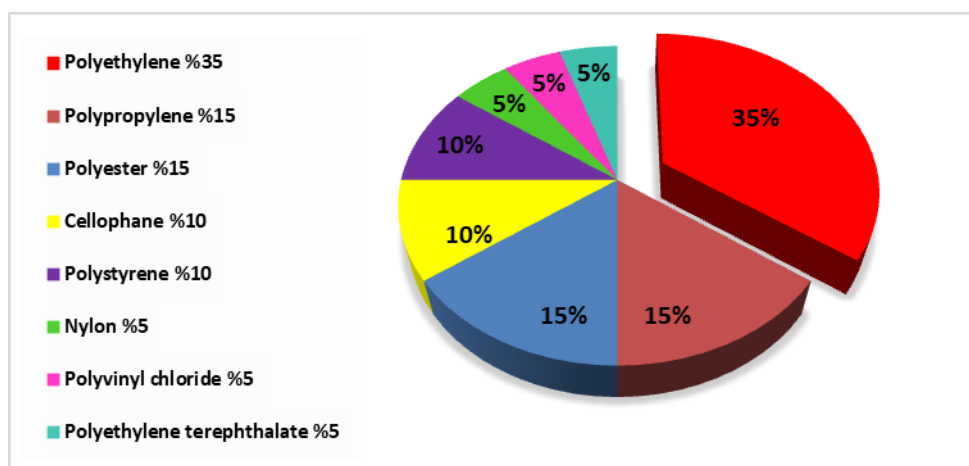
شکل ۵: نمونه‌هایی از میکروپلاستیک‌های یافت شده در دستگاه گوارش ماهی سفید

Figure 5: Samples of microplastics found in the intestinal tract of whitefish

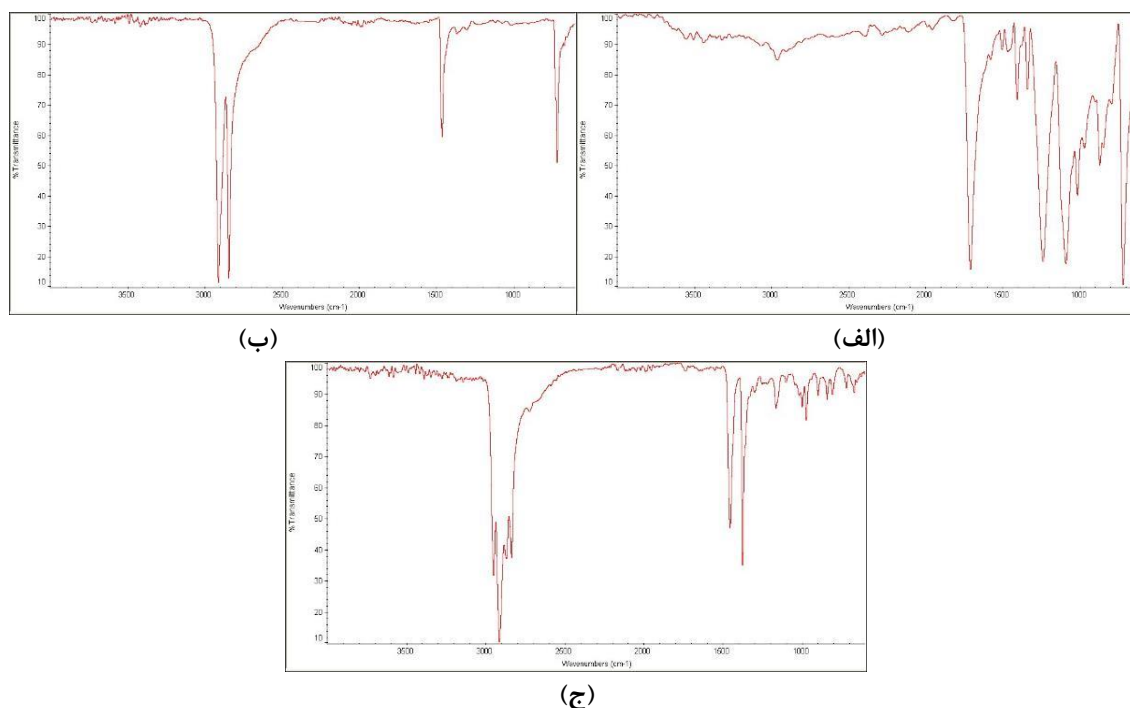
طیف‌سنجی FTIR-ATR

سلفون، پلی‌اتیلن ترفتالات (PET)، پلی‌وینیل کلراید (PVC) و پلی‌استایرن (PS) شناسایی شد. در مجموع، PE با ۳۵ درصد فراوانی، پلیمر غالب در میکروپلاستیک‌های یافت شده از دستگاه گوارش ماهیان بود (شکل‌های ۶ و ۷).

میکروپلاستیک‌های استخراجی از دستگاه گوارش ماهیان به‌وسیله طیف‌سنجی FTIR-ATR در هشت پلیمر مختلف شامل پلی‌استر، پلی‌اتیلن (PE)، پلی‌پروپیلن (PP)، نایلون،



شکل ۶: درصد پلیمرهای طیف‌سنجی شده از میکروپلاستیک‌های استخراجی شده از دستگاه گوارش ماهی سفید دریای خزر
 Figure 6: Percentage of spectroscopically analyzed polymers from microplastics extracted from the intestinal tract of the Caspian Sea whitefish



شکل ۷: طیف‌سنجی FTIR-ATR از میکروپلاستیک‌های استخراجی از نمونه‌های ماهی سفید دریای خزر. (الف): پلی‌اتیلن؛ (ب): پلی‌استر؛ (ج): پلی‌پروپیلن

Figure 7: FTIR-ATR spectroscopy of microplastics extracted from whitefish samples of the Caspian Sea (a) Polyethylene, (b) Polyester, (c) Polypropylene

بحث

مطالعه حاضر بر ۶۰ قطعه ماهی سفید دریای خزر نشان داد که تمامی ماهیان مورد بررسی (۱۰۰ درصد) به میکروپلاستیک آلوده بودند. این یافته، نشانه‌ای از آلودگی گسترده و فراگیر میکروپلاستیک در اکوسیستم دریای خزر است و زنگ خطر جدی برای این اکوسیستم و موجودات زنده آن محسوب می‌شود. نتایج این مطالعه، وضعیت بحرانی آلودگی میکروپلاستیک در این منطقه را تأیید کرده است و ضرورت اتخاذ تدابیر فوری برای مقابله با این معضل را بیش از پیش نمایان می‌سازد. یافته‌های مطالعه حاضر با مطالعات پیشین بر سایر ماهیان در مناطق مختلف جهان، همخوانی دارد. برای مثال، Arias و همکاران (۲۰۱۹) در ۱۰۰٪ ماهیان *Micropogonias furnieri* آلودگی میکروپلاستیک مشاهده کردند. همچنین Tanaka و Takada (۲۰۱۶) در ۷۷٪ از ماهیان آنچوی ژاپنی، آلودگی میکروپلاستیک گزارش کردند. در مطالعه‌های دیگر که Zakeri و همکاران (۲۰۲۰) در سواحل جنوبی دریای خزر بر تعداد ۵۱ عدد ماهی سفید *Rutilus kutum* انجام دادند، میکروپلاستیک‌ها در دستگاه گوارش ۵۶/۶۷٪ از ماهیان مشاهده شدند. مطالعه حاضر نشان می‌دهد که آلودگی میکروپلاستیک در ماهی سفید دریای خزر به‌ویژه در ایستگاه انزلی با میانگین $53/75 \pm 35/50$ قطعه میکروپلاستیک به ازاء هر ماهی به‌شدت گسترده است. این یافته حاکی از آن است که دریای خزر با چالش جدی آلودگی پلاستیکی روبروست. منابع اصلی این آلودگی شامل ورود فاضلاب‌های صنعتی و خانگی از طریق رودخانه‌ها به‌ویژه رودخانه‌های ورودی به تالاب انزلی و رهاسازی ابزارآلات ماهیگیری (تور و ریسمان)، در محیط آبی است. علاوه بر این، مطالعه Zakeri و همکاران (۲۰۲۰) نشان داده است که عدم نظارت بر صید دام گستر و وجود هزاران رشته دام در سواحل دریای خزر، یکی از عوامل مهم در افزایش آلودگی میکروپلاستیک در این منطقه است. علاوه بر منابع خارجی، رژیم غذایی ماهی سفید نیز در افزایش میزان آلودگی میکروپلاستیک در بدن این ماهیان نقش دارد. در مطالعه Bagheri و همکاران (۲۰۲۰) دوکفه‌ای *Cerastoderma lamarcki* که بخش عمده‌ای از رژیم

غذایی ماهی سفید را تشکیل می‌دهد، به میکروپلاستیک آلوده بود. این امر نشان می‌دهد که ماهی سفید از طریق زنجیره غذایی نیز در معرض آلودگی میکروپلاستیک قرار دارد.

در مطالعه حاضر، تمامی میکروپلاستیک‌های یافت شده در دستگاه گوارش ماهیان از نوع رشته‌ای بود. این یافته با نتایج سایر مطالعات بر گونه‌های مختلف ماهی نیز همخوانی دارد. برای مثال، Luo و همکاران (۲۰۱۹) در مطالعه‌ای بر پراکندگی میکروپلاستیک‌ها در بدنه‌های آبی چین گزارش کردند که میکروپلاستیک‌های رشته‌ای با حداکثر فراوانی ۸۸ درصد، شکل غالب میکروپلاستیک‌های یافت شده بودند. همچنین Zhang و همکاران (۲۰۲۰) در مطالعه‌ای در منطقه شنگسی چین، فراوانی بالای میکروپلاستیک‌های رشته‌ای را در دستگاه گوارش ماهیان گزارش کردند. مطالعه‌ای بر ماهی ماکرل در دریای سرخ و دریای مدیترانه نیز غلبه میکروپلاستیک‌های رشته‌ای را در دستگاه گوارش این ماهی تأیید کرده است (Hamed et al., 2023). این نتایج نشان می‌دهند که ماهی‌ها به دلیل ویژگی‌های فیزیکی میکروپلاستیک‌های رشته‌ای و شباهت آنها به برخی از طعمه‌های طبیعی، بیشتر در معرض بلع این نوع آلودگی قرار دارند (Zhao et al., 2015).

مطالعه حاضر بر ماهی سفید دریای خزر نشان داد که میکروپلاستیک‌های با رنگ‌های آبی، قرمز، صورتی، سفید و سبز در دستگاه گوارش این ماهیان یافت شده‌اند. رنگ آبی و قرمز به عنوان رنگ‌های غالب شناسایی شدند. این یافته با نتایج سایر مطالعات بر گونه‌های مختلف ماهی نیز همخوانی دارد. برای مثال، Zhang و همکاران (۲۰۲۰) در مطالعه‌ای بر ماهیان منطقه شنگسی چین، رنگ آبی را به عنوان رنگ غالب میکروپلاستیک‌های یافت شده در دستگاه گوارش ماهی گزارش کردند.

در مطالعه حاضر، رنگ آبی ممکن است ناشی از بطری‌های پلاستیکی رها شده در محیط و رنگ‌های سبز، قرمز و سفید به تورها و طناب‌های ادوات صیادی مرتبط باشد. این یافته با سایر مطالعات نیز همخوانی دارد. برای مثال، Castro و همکاران (۲۰۱۸) در مطالعه‌ای در برزیل، درصد بالای میکروپلاستیک‌های آبی رنگ را به محصولات بهداشتی و

همچنین سرعت غرق شدن و حرکت میکروپلاستیک‌ها تحت تأثیر اندازه آنهاست (Reisser *et al.*, 2015; Kowalski *et al.*, 2016). مطالعه Lu و همکاران (۲۰۱۶) نشان داد که میکروپلاستیک‌های با اندازه کمتر از ۵ میکرومتر در بافت‌های مختلف ماهی گورخری تجمع می‌یابند و باعث ایجاد التهاب و استرس اکسیداتیو می‌شوند.

در این مطالعه، تجزیه و تحلیل ۳۰ نمونه میکروپلاستیک استخراجی از دستگاه گوارش ماهی سفید دریای خزر با استفاده از طیف سنجی FTIR-ATR نشان داد که پلی‌اتیلن با بیشترین فراوانی (۳۵ درصد)، در بین پلیمرهای شناسایی شده قرار دارد. این نتیجه با تحقیقات قبلی (Napper and Thompson, 2016; Li *et al.*, 2020)،

مطابقت دارد و بر فراوانی بالای پلی‌اتیلن در محیط‌های آبی دلالت دارد. پلی‌استر و پل پروپیلن با ۱۵ درصد فراوانی در رتبه دوم قرار گرفتند. این میزان فراوانی با توجه به استفاده گسترده از الیاف پلی‌استر در صنایع نساجی و کاربرد گسترده پلی‌پروپیلن در بسته‌بندی مواد غذایی و محصولات یکبار مصرف (Tall *et al.*, 2001)، قابل انتظار است. نتایج مطالعه Dalla Fontana و همکاران (۲۰۲۰) نیز نشان می‌دهد که شستشوی لباس‌های پلی‌استری یکی از منابع اصلی ورود الیاف میکروپلاستیک به محیط زیست است. به طور کلی، ترکیب پلیمرهای شناسایی شده در دستگاه گوارش ماهی سفید دریای خزر با مطالعات مشابه در سایر مناطق آلوده به میکروپلاستیک، شباهت قابل توجهی دارد. این شباهت نشان می‌دهد که منبع اصلی آلودگی میکروپلاستیک در این منطقه، احتمالاً ورود این ذرات از طریق پساب‌های شهری و صنعتی است (Zhang *et al.*, 2023). در نهایت می‌توان نتیجه گرفت که آلودگی میکروپلاستیک در ماهی سفید دریای خزر به‌ویژه در مناطق ساحلی با فعالیت انسانی بالا مانند بندرانزلی، به عنوان یک تهدید جدی برای سلامت اکوسیستم دریایی و امنیت غذایی انسان مطرح است. حضور فراوان میکروپلاستیک‌ها به‌ویژه میکروپلاستیک‌های رشته‌ای از نوع پلی‌اتیلن در دستگاه گوارش این ماهیان، نشان‌دهنده ورود گسترده این آلوده کننده‌ها به زنجیره غذایی دریایی است. نتایج این تحقیق حاکی از آن است که منابع مختلفی

بطری‌های پلاستیکی آبی رنگ مرتبط دانسته‌اند. Stolte و همکاران (۲۰۱۵) نیز میکروپلاستیک‌های رنگی را ناشی از توریسم یا لنگرگاه‌های ماهیگیری دانسته‌اند. با این حال، تفسیر رنگ میکروپلاستیک‌ها به دلیل عواملی مانند هوازدگی، تشکیل بیوفیلم و تنوع پارچه‌های مصنوعی پیچیده است (Eriksen *et al.*, 2013b; Stolte *et al.*, 2015; Boucher and Friot, 2017). ماهیانی مانند ماکرل که از نظر بصری به طعمه‌های رنگی حساس هستند، ممکن است میکروپلاستیک‌های رنگی را به اشتباه به جای غذا مصرف کنند (de Sá *et al.*, 2015; Nøttestad *et al.*, 2015). این احتمال وجود دارد که ماهی سفید نیز به دلیل ویژگی‌های بصری خود، میکروپلاستیک‌های رنگی را بلعیده باشد.

بررسی حاضر نشان داد که میکروپلاستیک‌های با اندازه ۴-۳ میلی متر غالب‌ترین ذرات یافت شده در دستگاه گوارش ماهی سفید بودند. مطالعات مختلف بر توزیع اندازه میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های آبی و موجودات دریایی نتایج متفاوتی را گزارش کرده‌اند. برای مثال، Tibbetts و همکاران (۲۰۱۸) در رودخانه تام، Jiang و همکاران (۲۰۱۸) در دریاچه دونگینگ و Kühn و همکاران (۲۰۱۸) در سواحل هلند، فراوانی بالای میکروپلاستیک‌های کوچک‌تر از ۱۰۰۰ میکرومتر را گزارش کردند. Zhao و همکاران (۲۰۱۵) نیز فراوانی بالای ذرات با اندازه ۱۰۰۰-۵۰۰ و ۱۰۰۰-۲۰۰۰ میکرومتر را در مصب‌های چین گزارش نمودند. Mehdiinia و همکاران (۲۰۲۰) و Mataji و همکاران (۲۰۲۰) در مطالعات خود بر سواحل دریای خزر، فراوانی بالای میکروپلاستیک‌های با اندازه ۵۰-۲۵۰ میکرومتر و ۴/۷۵-۱ میلی متر را به ترتیب گزارش کردند. Claessens و همکاران (۲۰۱۱) نیز در سواحل بلژیک، اندازه‌هایی بین ۳۸ میکرومتر الی ۱ میلی متر را گزارش کردند.

اندازه میکروپلاستیک‌ها تأثیر مستقیمی بر رفتار آنها در محیط و بر موجودات دریایی دارد. ذرات کوچک‌تر به دلیل سطح تماس بیشتر با آب، مواد شیمیایی بیشتری را جذب می‌کنند و احتمال تجمع زیستی آنها در بافت‌های بدن موجودات زنده بیشتر است (Van Cauwenberghe *et al.*,

- Arias, A.H., Ronda, A.C., Oliva, A.L. and Marcovecchio, J.E., 2019.** Evidence of microplastic ingestion by fish from the Bahía Blanca estuary in Argentina, South America. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102(6):750-756. DOI:10.1007/s00128-019-02604-2.
- Arthur, C., Baker, J. and Bamford, H., 2008.** Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris. *NOAA Technical Memorandum. National Oceanic and Atmospheric Administration*, 30:2008. DOI:10.1016/j.envlope.2008.136598.
- Bagheri, T., Gholizadeh, M., Abarghouei, S., Zakeri, M., Hedayati, A.K., Rabaniha, M., Aghaeimoghadam, A. and Hafezieh, M., 2020.** Microplastics distribution, abundance and composition in sediment, fishes and benthic organisms of the Gorgan Bay, Caspian Sea. *Chemosphere*, 257:127201. DOI:10.1016/j.chemosphere.2020.127201.
- Boucher, J. and Friot, D., 2017.** Primary microplastics in the oceans: a global evaluation of sources. *Marine Pollution*, 2002:46. DOI:10.2305/IUCN.CH.2017.01.en.
- Castro, R.O., Silva, M.L. and da Araújo, F.V., 2018.** Review on microplastic studies in Brazilian aquatic ecosystems. *Ocean and Coastal Management*, 165:385-400. DOI:10.1016/j.ocecoaman.2018.09.013.
- Claessens, M., De Meester, S., Van Landuyt, L., De Clerck, K. and Janssen, C.R., 2011.** Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian Coast. همچون فاضلاب‌های شهری و صنعتی، فعالیت‌های صیادی و گردشگری و فرسایش سواحل، در افزایش آلودگی میکروپلاستیک در این منطقه نقش موثری دارند. تنوع اندازه و نوع پلیمرهای میکروپلاستیک‌های شناسایی شده، پیچیدگی این مسئله را نشان می‌دهد. تجمع میکروپلاستیک‌ها در بدن ماهی سفید می‌تواند منجر به انتقال آلاینده‌های چسبیده به ذرات میکروپلاستیک به سطوح تروفیک بالاتر و در نهایت تهدید سلامت انسان شود. با توجه به اهمیت ماهی سفید در زنجیره غذایی دریای خزر، این یافته‌ها اهمیت مدیریت و کنترل پساب‌ها به‌ویژه پساب‌های پلاستیکی را بیش از پیش آشکار می‌سازد. برای مقابله با این چالش زیست‌محیطی، تدوین برنامه‌های جامع مدیریت پسماندهای پلاستیکی، ممنوعیت استفاده از میکروپلاستیک‌ها در محصولات آرایشی و بهداشتی، توسعه دانش عمومی، حمایت از تحقیقات بنیادی و کاربردی در این زمینه و اعمال قوانین سخت‌گیرانه برای کاهش ورود پلاستیک‌ها به محیط زیست، ضروری است.
- منابع**
- Abbasi, S., Soltani, N., Keshavarzi, B., Moore, F., Turner, A. and Hassanaghaei, M., 2018.** Microplastics in different tissues of fish and prawn from the Musa Estuary, Persian Gulf. *Chemosphere*, 205:80-87. DOI:10.1016/j.chemosphere.2018.04.076.
- Anderson, P.J., Warrack, S., Langen, V., Challis, J.K., Hanson, M.L. and Rennie, M.D., 2017.** Microplastic contamination in Lake Winnipeg, Canada. *Environmental Pollution*, 31:223-225. DOI:10.1016/j.envpol.2017.02.072.
- Andrady, A.L., 2011.** Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8):1596-1605. DOI:10.1016/j.marpolbul.2011.05.030.

- Marine Pollution Bulletin*, 62(10):2199-2204.
DOI:10.1016/j.marpolbul.2011.06.030.
- Councell, T.B., Duckenfield, K.U., Landa, E.R. and Callender, E., 2004.** Tire-wear particles as a source of zinc to the environment. *Environmental Science and Technology*, 38(15):4206-4214.
DOI:10.1021/es034631f.
- da Costa, J.P., Santos, P.S., Duarte, A. C. and Rocha-Santos, T., 2016.** (Nano) plastics in the environment—sources, fates and effects. *Science of the Total Environment*, 566:15-26.
DOI:10.1016/j.scitotenv.2016.05.041.
- Dalla Fontana, G., Mossotti, R. and Montarsolo, A., 2020.** Assessment of microplastics release from polyester fabrics: The impact of different washing conditions. *Environmental Pollution*, 264:113960.
DOI:10.1016/j.envpol.2020.113960.
- de Sá, L.C., Luís, L.G. and Guilhermino, L., 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.
DOI:10.1016/j.envpol.2014.10.026.
- Debus, L., 1995.** Sturgeon in Europe and causes of their decline. Sturgeon Stock and Caviar Trade Workshop, Bonn, Germany, 80: 55-67.
DOI:10.1016/S006-5567(80)80154-2.
- Dris, R., Gasperi, J. and Tassin, B., 2017.** Sources and fate of microplastics in urban areas: a focus on Paris Megacity. *Freshwater Microplastics, The Handbook of Environmental Chemistry*, 58:69-83.
DOI:10.1007/978-3-319-61615-5_4.
- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H. and Amato, S., 2013b.** Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin*, 77(1-2): 177-182.
DOI:10.1016/j.marpolbul.2013.10.007.
- Farrell, P., and Nelson, K., 2013.** Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* to *Carcinus maenas*. *Environmental Pollution*, 177:1-3. DOI:10.1016/j.envpol.2013.01.046.
- Gouin, T., Avalos, J., Brunning, I., Brzuska, K., de Graaf, J., Kaumanns, J., Konong, T., Meyberg, M., Rettinger, K., Schlatter, H., Thomas, J., van Welie, R. and Wolf, T., 2015.** Use of micro-plastic beads in cosmetic products in Europe and their estimated emissions to the North Sea environment. *SOFW Journal*, 141:1-33.
DOI:10.1016/SOFW.141.3-2015.
- 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*, 364:2013-2025. DOI:10.1098/rstb.2008.0265.
- Hamed, M., Christopher, J., Martyniuk, J., Lee, S., Huahong, S., El-Din, A. and Sayed., H., 2023.** Distribution, abundance, and composition of microplastics in market fishes from the Red and Mediterranean seas in Egypt. *Journal of Sea Research*,

- 194:102407.
DOI:10.1016/j.seares.2023.102407.
- Jiang, C., Yin, L., Wen, X., Du, C., Wu, L., Long, Y., Liu, Y., Ma, Y., Yin, Q., Zhou, Z. and Pan, H., 2018.** Microplastics in sediment and surface water of West Dongting Lake and South Dongting Lake: Abundance, source and composition. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(10):2164. DOI:10.3390/ijerph.15102164.
- Karami, A., Golieskardi, A., Choo, C.K., Romano, N., Ho, Y.B. and Salamatinia, B., 2017.** A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish. *Science of the Total Environment*, 578:485-494. DOI:10.1016/j.scitotenv.2016.10.213.
- Kostianoy Andrey, G., Aleksey, N. and Kosarev, A., 2005.** The handbook of environmental chemistry. Water Pollution. 5: 14. DOI:10.1016/02/3141YL-543210.
- Kowalski, N., Reichardt, A.M. and Waniek, J.J., 2016.** Sinking rates of microplastics and potential implications of their alteration by physical, biological, and chemical factors. *Marine Pollution Bulletin*, 109:310-319. DOI:10.1016/j.marpolbul.2016.05.064.
- Kühn, S., Van Oyen, A., Booth, A.M., Meijboom, A. and Van Franeker, J.A., 2018.** Marine microplastic: Preparation of relevant test materials for laboratory assessment of ecosystem impacts. *Chemosphere*, 213:103-113. DOI:10.1016/j.chemosphere.2018.09.032.
- Lambert, S. and Wagner, M., 2018.** Microplastics are contaminants of emerging concern in freshwater environments: an overview. In: Wagner, M., Lambert, S. (Eds.) Freshwater microplastics. *The Handbook of Environmental Chemistry*, 58:1-23. DOI:10.1007/978-3-319-61615-5_1.
- Li, J., Song, Y. and Cai, Y., 2020.** Focus topics on microplastics in soil: Analytical methods, occurrence, transport, and ecological risks. *Environmental Pollution*, 257:113570. DOI:10.1016/j.envpol.2019.113570.
- Lu, Y., Zhang, Y., Jiang, W., Zhao, Y., Geng, J., Ding, L. and Ren, H., 2016.** Uptake and accumulation of polystyrene microplastics in zebrafish (*Danio rerio*) and toxic effect in liver. *Environmental Science Technology*, 50(7):4054-4060. DOI:10.1021/acs.est.6b00183.
- Luo, W., Su, L., Craig, N. J., Du, F., Wu, C. and Shi, H., 2019.** Comparison of microplastic pollution in different water bodies from urban creeks to coastal waters. *Environmental pollution*, 246:174-182. DOI:10.1016/j.envpol.2018.11.081.
- Lusher, A.L., Mchugh, M. and Thompson, R.C., 2013.** Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin*, 67:94-99. DOI:10.1016/j.marpolbul.2012.11.028.
- Mataji, A., Taleshi, M.S. and Balimoghaddas, E., 2020.** Distribution and characterization of microplastics in surface waters and the Southern Caspian Sea Coasts Sediments. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 78(1):86-93. DOI:10.1007/s00244-019-00700-2.

- Mehdinia, A., Dehbandi, R., Hamzehpour, A. and Rahnama, R., 2020.** Identification of microplastics in the sediments of southern coasts of the Caspian Sea, north of Iran. *Environmental Pollution*, 258:113738. DOI:10.1016/j.envpol.2019.113738.
- Napper, I.E., and Thompson, R.C., 2016.** Release of synthetic microplastic plastic fibers from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. *Marine Pollution Bulletin*, 112(1-2):39-45. DOI:10.1016/j.marpolbul.2016.09.025.
- Nøttestad, L., Diaz, J., Penã, H., Søliland, H., Huse, G. and Fernö, A., 2015.** Feeding strategy of mackerel in the Norwegian Sea relative to currents, temperature, and prey. *ICES Journal of Marine Science*, 73:1127-1137. DOI:10.1093/icesjms/fsv239.
- Obbard, R.W., Sadri, S., Wong, Y.Q., Khitun, A.A., Baker, I. and Thompson, R.C., 2014.** Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice. *Earth's Future*, 2(6):315-320. DOI:10.1002/2014EF000240.
- Reisser, J.W., Slat, B., Noble, K.D., Plessis, K.D., Epp, M., Proietti, M.C., Sonnevile, J.D., Becker, T. and Pattiaratchi, C., 2015.** The vertical distribution of buoyant plastics at sea: An observational study in the North Atlantic Gyre. *Biogeosciences*, 12(4):1249-1256. DOI:10.5194/bg-12-1249-2015.
- Rochman, C.M., Tahir, A., Williams, S.L., Baxa, D.V., Lam, R., Miller, J.T., Teh, F.C., Werorilangi, S. and Teh, S.J., 2015.** Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Scientific Reports*, 5(1):14340. DOI:10.1038/srep14340.
- Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V. and Lehtiniemi, M., 2014.** Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental Pollution*, 185: 77-83. DOI:10.1016/j.envpol.2013.10.013.
- Stolte, A., Forster, S., Gerdt, G. and Schubert, H., 2015.** Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast. *Marine Pollution Bulletin*, 99(1-2):216-229. DOI:10.1016/j.marpolbul.2015.07.022.
- Tall, S., Albertsson, A.C. and Karlsson, S., 2001.** Enhanced rigidity of recycled polypropylene from packaging waste by compounding with talc and high-crystallinity polypropylene. *Polymers for Advanced Technologies*, 12:279-284. DOI:10.1002/pat.63
- Tanaka, K. and Takada, H., 2016.** Microplastic fragments and microbeads in digestive tracts of planktivorous fish from urban coastal waters. *Scientific reports*, 6(1):34351. DOI:10.1038/srep34351.
- Tibbetts, J., Krause, S., Lynch, I. and Sambrook Smith, G.H., 2018.** Abundance, distribution, and drivers of microplastic contamination in urban river environments. *Water*, 10(11):1597. DOI:10.3390/w10111597.
- Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M.B. and Janssen, C.R., 2015.** Microplastics are taken up by mussels (*Mytilus edulis*) and lugworms (*Arenicola*

- marina) living in natural habitats. *Environmental Pollution*, 199:10-17. DOI:10.1016/j.envpol.2015.01.008.
- Veerasingam, S., Ranjani, M., Venkatachalapathy, R., Bagaev, A., Mukhanov, V. and Litvinyuk, D., 2021.** Contributions of Fourier transform infrared spectroscopy in microplastic pollution research: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 51(1):1-63. DOI:10.1080/10643389.2020.1807450.
- Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., Fries, E., Grosbois, C., Klasmeier, J., Marti, T., Rodriguez-Mozaz, S., Urbatzka, R., Vethaak, A., Winther-Nielsen, M. and Eifferscheid, G., 2014.** Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe*, 26(1):1-9. DOI:10.1186/s12302-014-0012-7.
- Yan, W., Hamid, N., Deng, S., Jia, P.P. and Pei, D.S., 2020.** Individual and combined toxicogenetic effects of microplastics and heavy metals (Cd, Pb, and Zn) perturb gut microbiota homeostasis and gonadal development in marine medaka (*Oryzias melastigma*). *Journal of Hazardous Materials*, 397:122795. DOI:10.1016/j.jhazmat.2020.122795.
- Zakeri, M., Naji, A., Akbarzadeh, A. and Uddin, S., 2020.** Microplastic ingestion in important commercial fish in the southern Caspian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 160:111598. DOI:10.1016/j.marpolbul.2020.111598.
- Zbyszewski, M. and Corcoran, P.L., 2011.** Distribution and degradation of fresh water plastic particles along the beaches of Lake Huron, Canada. *Water Air Soil Pollution*, 220(1-4):365–372. DOI:10.1007/s11270-011-0760-6.
- Zhang, G.S. and Liu, Y.F., 2018.** The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China. *Science of the Total Environment*, 642: 12-20. DOI:10.1016/j.scitotenv.2018.06.004.
- Zhang, J., Chen, H., He, H., Cheng, X., Ma, T., Hu, J., Yang, S., Li, S. and Zhang, L., 2020.** Adsorption behavior and mechanism of 9-Nitroanthracene on typical microplastics in aqueous solutions. *Chemosphere*, 245: 125628. DOI:10.1016/j.chemosphere.2019.125628.
- Zhang, S., Wang, W., Yan, P., Wang, J., Yan, S., Liu, X. and Aurangzeib, M., 2023.** Microplastic migration and distribution in the terrestrial and aquatic environments: A threat to biotic safety. *Journal of Environmental Management*, 333:117412. DOI:10.1016/j.jenvman.2023.117412.
- Zhao, S., Zhu, L. and Li, D., 2015.** Microplastic in three urban estuaries, China. *Environmental Pollution*, 206:597-604. DOI:10.1016/j.envpol.2015.08.027.

Microplastic contamination in the whitefish (*Rutilus frisii*) from the southwestern Coasts of the Caspian Sea (Guilan Province)

Haji Aghaei Ghazi Mahalleh F.¹; Imanpour Namin J.^{1*}

*javidiman@gmail.com

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

Introduction

Plastics, despite their widespread applications and advantages across various industries, have become a significant environmental challenge due to their durability and persistence. Incomplete degradation of these materials in nature leads to the production of microplastics (plastic particles smaller than 5 millimeters), which pose severe risks to the health of living organisms, particularly aquatic species (Arthur *et al.*, 2008). These particles, due to their physical properties such as density, size, and shape, disperse unevenly in aquatic environments, with some floating on the water surface while others sink to deeper layers (Anderson *et al.*, 2017). Microplastics are transferred through the food chain, with planktonic organisms playing a pivotal role in their transfer to higher trophic levels (Setälä *et al.*, 2014). Accumulation of microplastics in the bodies of organisms can lead to physiological damages such as digestive and reproductive disorders (Farrell and Nelson, 2013). These particles are classified into primary (e.g., microbeads in cosmetics) and secondary (resulting from the degradation of larger plastics) types (Gouin *et al.*, 2015). The identification of polymer types in microplastics is typically achieved using FTIR-ATR spectroscopy, which, due to its high accuracy, serves as an effective tool for characterizing various plastic polymers (Li *et al.*, 2020). Given the significance of the whitefish (*Rutilus frisii*) in the Caspian Sea ecosystem and its role as a biological indicator, this study aims to investigate microplastic contamination in this valuable species. The results of this research could contribute to a better understanding of the impacts of microplastic pollution on the Caspian Sea ecosystem and, consequently, on human health.

Methodology

The Caspian Sea, the largest enclosed lake in the world, with an area of 393,000 square kilometers and a coastline of 6,525 kilometers, is located between the continents of Asia and Europe, making it an important freshwater resource in the Eurasian region (Debus, 1995). Three stations with the highest potential for pollution were selected along the southwestern coast of the Caspian Sea for sampling: Kiashahr (impacted by the Sefid Roud River), Bandar Anzali (affected by the Anzali Wetland), and Bandar Astara (influenced by pollution inflows from Azerbaijan) (Kostianoy *et al.*, 2005). Sampling of the

Caspian Sea whitefish was conducted in March 2022 and April 2022, with 20 fish purchased from local fishermen at each station and transferred to the laboratory. In the laboratory, the biological characteristics of the fish, including their weight, total length, and standard length, were recorded. After dissection, the gastrointestinal tract was extracted and digested with a 10% potassium hydroxide solution (Rochman *et al.*, 2015; Karami *et al.*, 2017). Microplastics were identified and counted using a 40× light microscope (Abbasi *et al.*, 2018). To identify the polymer type of the extracted microplastics, Fourier-transform infrared spectroscopy (FT-IR) with an attenuated total reflectance (ATR) crystal was employed (Veerasingam *et al.*, 2021). Statistical analysis of the data was performed using SPSS software version 27, and appropriate tests (ANOVA and Kruskal-Wallis) were used for comparison of the data. Additionally, the results were presented graphically using Microsoft Excel version 2022.

Results

In this study, 60 Caspian Sea whitefish (*Rutilus frisii*) were randomly sampled from three coastal stations: Kiashahr, Bandar Anzali, and Bandar Astara (20 fish from each station) to investigate microplastic contamination. The gastrointestinal content analysis revealed the presence of microplastics in all samples. The analysis of microplastic contamination in Caspian Sea whitefish showed that all 60 fish contained microplastics. The Anzali station, with an average of 53.75 ± 35.50 microplastic particles per fish, exhibited the highest microplastic abundance. One-way analysis of variance (ANOVA) indicated that the contamination levels at Anzali station were significantly higher than those at Kiashahr and Astara stations ($p < 0.05$). However, no significant difference was observed between Kiashahr and Astara. The color diversity of microplastics in Caspian Sea whitefish showed that both Kiashahr and Anzali stations exhibited greater color variety compared to Astara, with blue being the predominant color. In contrast, the Astara station displayed a relative dominance of red-colored microplastics. This suggests that the distribution of microplastic colors may vary, with local factors influencing this distribution.

The microplastics extracted from the gastrointestinal tracts of the fish were classified into six size categories: 0.5–1 mm, 1–2 mm, 2–3 mm, 3–4 mm, 4–5 mm, and larger than 5 mm. In all three stations, particles in the 3–4 mm range were the most abundant. A total of 1998 microplastic pieces were extracted from the gastrointestinal tracts of the 60 fish examined. All microplastics extracted from the fish were identified as fiber type microplastics across all three stations. The microplastics extracted from the gastrointestinal tracts of the fish were analyzed using FTIR-ATR spectroscopy. Eight different polymers were identified, including polyester, polyethylene (PE), polypropylene (PP), nylon, cellophane, polyethylene terephthalate (PET), polyvinyl chloride (PVC), and polystyrene (PS). Among these, polyethylene (PE) was the most dominant polymer, accounting for 35% of the microplastics found in the gastrointestinal tracts of fish.

Discussion and conclusion

The present study demonstrated that 100% of Caspian Sea whitefish were contaminated with microplastics, indicating widespread contamination in this ecosystem. This finding is consistent with results from similar studies worldwide that have reported microplastic contamination in fishes (Arias *et*

al., 2019; Tanaka and Takada, 2016). The primary sources of this pollution include the discharge of industrial and domestic wastewater through rivers and the release of fishing gear (Zakeri *et al.*, 2020). Additionally, the diet of the whitefish, which includes bivalves contaminated with microplastics, plays a significant role in the transfer of this contamination to the fish (Bagheri *et al.*, 2020). All microplastics found in the gastrointestinal tract of the fish were of the fiber type, which has also been identified as the predominant type in similar global studies (Luo *et al.*, 2019; Hamed *et al.*, 2023). In this study, microplastics of blue, red, pink, white, and green colors were found in the gastrointestinal tract of Caspian Sea whitefish. Blue and red colors were identified as the predominant colors. This finding is consistent with the results of Zhang *et al.*, (2020), where blue was reported as the dominant color of microplastics. The size of the microplastics ranged from 0.5 mm to larger than 5 mm, with 3–4 mm being the predominant size. Various studies have reported different results; for instance, Tibbetts *et al.*, (2018) reported microplastics smaller than 1 mm, and Zhao *et al.*, (2015) reported sizes ranging from 1–2 mm. Smaller microplastics pose greater threats to marine organisms due to their larger surface area, higher chemical adsorption capacity, and greater potential for bioaccumulation (Van Cauwenberghe *et al.*, 2015). These findings highlight the potential impacts of microplastics on the Caspian Sea ecosystem (Lu *et al.*, 2016). In this study, polyethylene was identified as the most dominant polymer (35%) among the microplastics detected in the gastrointestinal tract of Caspian whitefish, a finding that aligns with previous research (Napper and Thompson, 2016; Li *et al.*, 2020). The results of this study indicate that urban and industrial wastewater, fishing activities, tourism, and coastal erosion significantly contribute to the increase of microplastic contamination in the Caspian Sea. The accumulation of these particles in the whitefish can transfer contaminants to higher trophic levels in the food chain, posing a serious threat to human health. Therefore, effective plastic waste management and the implementation of stringent regulations to reduce pollution are essential.