(DOI): 10.22092/ISFJ.2025.133011 33(6) 27-47 Iranian Scientific Fisheries Journal

Correlation between microplastic pollution and potentially toxic elements in the sediments of the Southwestern Caspian Sea Coastline

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

Received: January 2025 Accepted: February 2025 Published: March 2025

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/).

Introduction

Microplastics (MPs) have garnered significant attention due to their widespread presence in the environment and the potential threats they pose to aquatic organisms (Wang *et al*., 2021). These particles, smaller than 5 millimeters, are classified into primary and secondary types. Primary microplastics are manufactured in micrometer sizes for use in various industries, including aerospace, medicine, and cosmetics (Alomar *et al*., 2016). In contrast, secondary microplastics are formed from the breakdown of larger plastic debris into smaller particles (Duis and Coors, 2016). Microplastics readily accumulate in aquatic environments and, due to their resistance to degradation, are dispersed globally (Wang *et al*., 2021). These particles can adversely affect aquatic organisms due to their physical and chemical properties, leading to disturbances in feeding, reproduction, and immune functions (Oliviero *et al*., 2019). Additionally, microplastics can adsorb pollutants such as heavy metals, exacerbating their harmful effects on aquatic ecosystems. This combination presents a significant threat to marine life health (Prunier *et al*., 2019). Furthermore, microplastics provide a substrate for microorganisms, facilitating the formation of biofilms. These biofilms can alter the physical and chemical properties of microplastics, influencing their ability to adsorb contaminants (Tu *et al*., 2020). The objective of this study is to examine the correlation between microplastic pollution and potentially toxic elements in the sediments of the southwestern Caspian Sea coast and assess their impacts on the region marine ecosystem.

Methodology

The Caspian Sea, the largest enclosed lake in the world ,is significantly impacted by human activities such as oil and gas extraction ,agriculture ,and industrial development .Rivers such as the Volga ,Kura , and Ural transport pollutants ,including heavy metals ,to the sea ,posing a threat to the ecosystem , particularly along the southwestern coast (Efendieva, 1994; Simonett, 2006). Sediment sampling was

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]

conducted at three polluted stations in Kiashahr, Anzali, and Astara (Kostianoy *et al*., 2005). Sediment sampling was performed in the spring of 2022 using Van Veen grabs (20×20 cm) with three replicates at each statio (Claessens *et al*., 2011; Löder and Gerdts, 2015). After being transferred to glass bottles and sent to the laboratory. Microplastic extraction from sediments involves two essential stages. In the first stage, the organic materials in the sediments were digested using hydrogen peroxide (H_2O_2, 30%). The digestion time varies between 1 and 10 days, depending on the type and amount of organic material (Erkes-Medrano *et al*., 2015; Zhang *et al*., 2016). After digestion, the samples were dried at 60°C for 48 hours (Vianello *et al*., 2013). In the second stage, density separation was used to extract the microplastics. In this step, 100 g of dried sediment was placed in a glass beaker, and 800 mL of saturated NaCl solution (293 g/L) was added (Thompson *et al*., 2004). After shaking for five minutes, the beaker was left to stand for 45 minutes to allow the high-density particles to settle. The resulting supernatant, containing the floating particles, was filtered through a nitrocellulose filter (Hidalgo-Ruz *et al*., 2012; Wagner *et al*., 2014; Duis and Coors, 2016). This process was repeated three times, and the filters were dried at 60°C (Law *et al*., 2010). Finally, the microplastic particles were examined and counted using a 40x magnification loop, and the number of microplastic particles per gram of dry sediment was reported (Reddy *et al*., 2006; Morét-Ferguson *et al*., 2010). The polymer types of the extracted microplastics were identified using FT-IR spectroscopy with ATR ,analyzing spectra in the 400-4000 cm^{-1} range and comparing characteristic peaks with standard polymer databases (Veerasingam *et al*., 2021). Data analysis was performed using SPSS version 27. The Kolmogorov-Smirnov test was used to check for normality ,and to compare pollution levels across stations , ANOVA and Kruskal-Wallis tests were applied .To examine the correlation between microplastic pollution and potentially toxic elements ,Pearson and Spearman correlation coefficients were used .All analyses were conducted at a %95 confidence level .Graphs were plotted using Excel 2022.

Results

The average concentration of elements at the three stations revealed that the highest and lowest average concentrations of elements in the sediment were for manganese (Mn) with 760661.80±53.41 µg/kg dry weight at the Anzali station and cadmium (Cd) with 41.44±1.93 µg/kg dry weight at the Astara station .The results of the Kolmogorov-Smirnov test for the distribution of potentially toxic elements in the sediment samples from the stations indicated that some elements did not follow a normal distribution (p<0.05). To compare the average concentrations of elements across the stations and examine the correlation between elements ,parametric tests (one-way analysis of variance and Pearson correlation coefficient) were used for normally distributed data ,while non-parametric tests (Kruskal-Wallis and Spearman correlation coefficient) were employed for non-normally distributed data. One-way analysis of variance (ANOVA) results for comparing the average concentration of elements across the stations showed that manganese and zinc had significant differences at all stations (p<0.05). The cadmium element showed no significant difference between the Kiashahr and Astara stations ,but significant differences were observed between Kiashahr and Anzali, as well as Anzali and

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]

Astara stations (p<0.05). The Kruskal-Wallis test results also indicated significant differences for arsenic ,cobalt ,chromium ,copper ,iron ,mercury ,nickel ,and lead among the stations (p<0.05). The Anzali station ,with 67±4 pieces per 300 grams of dry sediment ,exhibited the highest contamination , while the Kiashahr station ,with 45.33±2.30 pieces per 300 grams of dry sediment ,showed the lowest contamination .One-way analysis of variance (ANOVA) revealed that the Anzali station had a significant difference when compared to both Kiashahr and Astara stations (p<0.05). However ,no significant difference was observed between the Kiashahr and Astara stations. The microplastics extracted from the sediment samples were categorized into two color groups: blue and red. At the Kiashahr station, red microplastics accounted for 53%, representing the highest abundance, while blue microplastics constituted 47%, representing the lowest abundance. At the Anzali station, blue microplastics were the most abundant, comprising 75%, while red microplastics represented the lowest abundance, constituting 25%. At the Astara station, red microplastics accounted for 53%, representing the highest abundance, while blue microplastics constituted 47%, representing the lowest abundance. A total of 496 microplastic pieces were extracted from the sediment samples at the three stations .All the extracted microplastics were fiber type .The microplastics found in the sediment samples were classified into seven categories :less than 0.5 mm, 0.5-1 mm, 1-2 mm, 2-3 mm, 3-4 mm, 4-5 mm and greater than 5 mm. At the Kiashahr station ,the highest abundance of microplastics was found in the 4-5 mm range ,followed by the 3-4 mm range. The lowest abundance was observed in the 1-2 mm particles. At the Anzali station, the highest abundance was found in particles larger than 5 mm, followed by the 4-5 mm range, while the lowest abundance was observed in particles smaller than 0.5 mm. At the Astara station, the highest abundance was found in particles larger than 5 mm, followed by the 4-5 mm range, while the lowest abundance was observed in the 1-2 mm particles. The extracted microplastics from the sediments of the southwestern Caspian Sea coast were identified using FTIR-ATR spectroscopy .Five different polymers were identified ,including polyethylen (PE) , polypropylene (PP), polyester ,polystyrene (PS) and nylon .Overall ,polyethylene was the dominant polymer in the extracted microplastics from the sediments.

The correlation analysis results between the abundance of microplastics and the concentration of potentially toxic elements in the sediments from the Kiashahr ,Anzali ,and Astara stations indicated no significant correlation between these two variables at the stations under study .Manganese ,zinc ,and cadmium had a normal distribution in all stations ,thus Pearson's correlation coefficient was used to assess the correlation between microplastic pollution and potentially toxic elements .For other elements ,whose data did not follow a normal distribution and successful normalization techniques were not applied ,the Spearman correlation coefficient was employed.

Discussion and conclusion

In this study, the Anzali station exhibited the highest contamination, with an average of 67 ± 4 microplastic pieces per 300 grams of dry sediment. This finding is consistent with the study by Rasta *et al.* (2020) which reported a high concentration of microplastic contamination in the sediments of

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]

Anzali Wetland. All the microplastics extracted from the sediments in this research were of the fiber type, with blue being the most dominant color, accounting for 58%. Similar results were found in the study by Zhang *et al*., (2020) in the Shengsi region of China, where fiber-type microplastics were the most abundant, with blue identified as the predominant color. Microplastics at the Kiashahr station were most abundant in the 4-5 mm size range, while the Anzali and Astara stations exhibited the highest abundance in microplastics larger than 5 mm. Similar findings were reported by Kühn *et al*., (2018) on the coasts of the Netherlands, where microplastics in the size range of 500-2000 micrometers were predominant. In this study, no significant correlation was observed between microplastics and the concentration of elements in the sediments. This lack of correlation may be attributed to differences in the sources of microplastics and elements, the physical and chemical properties of these pollutants, and the varying environmental conditions (Napper and Thompson, 2016). Finally, it can be concluded that the Anzali station has the highest microplastic pollution, primarily composed of fiber type and secondary microplastics, with blue being the predominant color. Anthropogenic sources, such as laundry runoff, fishing gear, and the release of plastic packaging by tourists, contribute to the spread of this pollution in the marine environment. Correlation analysis revealed no significant relationship between microplastics and elements, likely due to differences in sources and the physical and chemical characteristics of these pollutants. A comparison of element concentrations with global standards indicates that the pollution levels are within safe limits; however, continued monitoring and management are crucial to mitigate pollution levels.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]

مجله علمی شیلات ایران ۲۷-۴۷ (۶) ۳۳ (DOI): 10.22092/ISFJ.2025.133011

مقاله علمی – پژوهشی:

همبستگی بین آلودگی میکروپلاستیک و عناصر با پتانسیل سمیت در رسوبات سواحل جنوب غربی دریای خزر

فرشته حاجی آقایی قاضی‌محله[۱]، جاوید ایمانپور نمین*[۱]

*javidiman@gmail.com

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

تاریخ دریافت: دی ۱۴۰۳ تاریخ پذیرش: بهمن ۱۴۰۳ تاریخ چاپ: اسفند ۱۴۰۳

چکیده

این مطالعه با هدف ارزیابی همبستگی آماری بین آلودگی میکروپلاستیک و عناصر با پتانسیل سمیت در رسوبات سواحل جنوب غربی دریای خزر در سه ایستگاه نمونه برداری (کیاشهر، انزلی و آستارا) انجام شد. برای استخراج میکروپلاستیک‌ها از روش هضم مواد آلی با استفاده از پراکسید هیدروژن (H_2O_2، ۳۰٪) و روش جداسازی چگالی با محلول اشباع نمک NaCl استفاده شد. غلظت عناصر با استفاده از دستگاه طیف سنجی جرمی پلاسمای جفت شده القایی (ICP-MS) اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که بیشترین میانگین غلظت عناصر در رسوبات مربوط به منگنز با ۵۳/۴۱±۷۶۰۶۶۱/۸۰ میکروگرم بر کیلوگرم وزن خشک در ایستگاه انزلی و کمترین غلظت مربوط به کادمیوم با ۱/۹۳±۴۱/۴۴ میکروگرم بر کیلوگرم وزن خشک در ایستگاه آستارا بود. آلودگی میکروپلاستیک در ایستگاه انزلی با ۴±۶۷ قطعه در ۳۰۰ گرم رسوب خشک بیشترین فراوانی را نشان داد. میکروپلاستیک‌های استخراجی از رسوبات از نوع رشته‌ای بودند و در دو رنگ آبی و قرمز مشاهده شدند که در مجموع رنگ آبی با ۵۸٪ بیشترین فراوانی را به‌خود اختصاص داد. بیشترین فراوانی میکروپلاستیک‌ها در اندازه‌های ۵-۴ میلی‌متر و بزرگتر از ۵ میلی‌متر مشاهده شد. تجزیه‌وتحلیل FTIR-ATR ۵ نوع پلیمر شامل پلی‌اتیلن، پلی‌پروپیلن، پلی‌استر، پلی‌استایرن و نایلون را شناسایی کرد. پلی‌اتیلن فراوان‌ترین میکروپلاستیک شناسایی‌شده بود. تحلیل همبستگی بین فراوانی میکروپلاستیک‌ها و غلظت عناصر نشان داد که هیچ گونه ارتباط معنی‌داری بین این دو متغیر وجود ندارد. این نتایج حاکی از آن است که آلودگی میکروپلاستیک و عناصر با پتانسیل سمیت به طور مستقل اثرات متفاوتی بر اکوسیستم‌های دریایی سواحل جنوب غربی دریای خزر دارند. این یافته‌ها اهمیت پایش مستمر و توسعه روش‌های کارآمد برای مدیریت آلودگی‌های دریایی را در این منطقه، برجسته می‌کند.

لغات کلیدی: دریای خزر، میکروپلاستیک، عناصر با پتانسیل سمیت، رسوبات، FTIR-ATR

*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/).

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]

مقدمه

میکروپلاستیک‌ها (MPs) به دلیل پراکندگی وسیع در محیط زیست و خطرات ناشناخته‌ای که برای موجودات زنده ایجاد می‌کنند، توجه بسیاری را جلب کرده‌اند. این ذرات که اندازه‌ای کمتر از ۵ میلی‌متر دارند (Thompson *et al*., 2004)، به دو نوع اولیه و ثانویه تقسیم می‌شوند. میکروپلاستیک‌های اولیه، از ابتدا در اندازه‌های میکرومتر تولید شده و در نهایت به محیط زیست وارد می‌شوند (Duis and Coors, 2016). این میکروپلاستیک‌ها در صنایع مختلفی مانند هوافضا، پزشکی (حامل دارو)، لوازم آرایشی و بهداشتی و پاک‌کننده‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرند (Alomar *et al*., 2016). میکروپلاستیک‌های ثانویه از طریق تجزیه و خرد شدن پلاستیک‌های بزرگ‌تر به قطعات کوچکتر به‌وجود می‌آیند (Duis and Coors, 2016). فرآیند تجزیه ناشی از عوامل فیزیکی، شیمیایی و زیستی است که موجب کاهش استحکام ساختاری پلاستیک‌ها و تبدیل آنها به ذرات کوچکتر می‌شود (Alomar *et al*., 2016). هوازدگی که یکی از مهم‌ترین فرآیندهای فیزیکی است، نقش مهمی در تجزیه پلاستیک‌ها ایفاء می‌کند (Arthur *et al*., 2008). همچنین تابش اشعه فرابنفش خورشید به‌ویژه در سواحل باعث اکسایش و شکست پیوندهای شیمیایی پلیمرها و تجزیه آنها به ذرات کوچکتر می‌شود (Barnes *et al*., 2009). مطالعات اخیر نشان می‌دهند که میکروپلاستیک‌ها در تمامی اکوسیستم‌ها به‌ویژه در محیط‌های آبی و بدن آبزیان، حضور دارند (Alimba and Faggio, 2019; Avio *et al*., 2020). سرنوشت میکروپلاستیک‌ها در محیط آب به وزن مخصوص آنها بستگی دارد. میکروپلاستیک‌هایی که وزن مخصوص آنها بیشتر از آب دریاست، معمولاً در بستر دریا ته نشین می‌شوند و در رسوبات بستر جمع می‌گردند درحالی‌که ذرات با وزن مخصوص کمتر از آب دریا در سطح یا لایه‌های میانی آب شناور باقی می‌مانند (Alomar *et al*., 2016). این آلاینده‌ها اثرات سمی بر موجودات زنده دارند و تماس موجودات آبی با آنها می‌تواند اثرات منفی کوتاه‌مدت و بلندمدت در ابعاد مختلفی از جمله تغذیه، تولید مثل، دفاع آنتی اکسیدانی و ایمنی ایجاد کند (Wen *et al*., 2018a; Oliviero *et al*., 2019). میکروپلاستیک‌ها به دلیل ویژگی‌های خاص خود به‌راحتی در محیط‌های آبی تجمع می‌یابند و به دلیل عدم تجزیه در طبیعت، به طور گسترده در سراسر جهان پخش شده‌اند (Wang *et al*., 2021). برای مثال، تراکم میکروپلاستیک‌ها در رسوبات اقیانوس اطلس استوایی ۶۸۴/۸ ذره بر مترمربع گزارش شده است (Benson and Fred-Ahmadu, 2020). همچنین در رسوبات دریاچه‌های بزرگ چین و مناطق کم تراکم (فلات تبت-چینگ‌های) نیز میکروپلاستیک‌ها شناسایی شده‌اند (Zhang *et al*., 2020). علاوه‌براین، میکروپلاستیک‌ها قادرند آلاینده‌های دیگری مانند فلزات سنگین را جذب کنند که باعث تاثیرات مضاعف بر اکوسیستم‌های آبی و سلامت موجودات می‌شود. فلزات سنگین به دلیل تجزیه ناپذیری خود در محیط زیست، به طور مداوم وارد منابع آبی می‌شوند و در آنها غنی‌سازی می‌گردند. فلزات سنگین دسته عمده‌ای از آلاینده‌ها به‌شمار می‌روند که در جهان امروز نگرانی‌های زیست حیطی قابل‌توجهی ایجاد کرده‌اند. دانشمندان بیان می‌کنند که وجود این فلزات در محیط‌های آبی، نتیجه دو منبع اصلی آلودگی است که شامل رسوبات طبیعی و فعالیت‌های انسانی(فعالیت‌های شهری، صنعتی و کشاورزی)، است (Radkhah, 2019). فلزات سنگین به طور طبیعی در غلظت‌های بسیار کم در محیط آب یافت می‌شوند، اما غلظت آنها به دلیل فعالیت‌های انسانی افزایش یافته است. افزایش سطح فلزات سنگین که در سال‌های اخیر به محیط‌های آبی از قبیل دریاها ورود پیدا کرده‌اند، منجر به تحقیقات گسترده در مورد آلودگی آنها شده است (Radkhah, 2019; FAO, 2020; Radkhah *et al*., 2020).

میکروپلاستیک‌ها و فلزات سنگین نه‌تنها به عنوان آلاینده‌های پایدار عمل می‌کنند بلکه ترکیب آنها تهدیدی جدی برای اکوسیستم‌ها به‌شمار می‌رود. میکروپلاستیک‌ها به دلیل سطح وسیعی که دارند، می‌توانند آلاینده‌های سمی را جذب کرده و در غلظت‌های بالا متمرکز کنند (Vedolin *et al*., 2018; Prunier *et al*., 2019).

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]

میکروارگانیسم‌ها در اکوسیستم‌های آبی نقش حیاتی در فرآیندهای بیوژئوشیمیایی ایفاء می‌کنند و تعاملات پیچیده‌ای بین میکروپلاستیک‌ها و فلزات سنگین شکل می‌گیرد. میکروپلاستیک‌ها می‌توانند به عنوان محل سکونت میکروب‌ها عمل کرده و با تشکیل بیوفیلم‌ها (پلاستی‌فر)، شرایطی را برای رشد آنها فراهم کنند. این بیوفیلم‌ها می‌توانند خواص فیزیکی و شیمیایی میکروپلاستیک‌ها را تغییر دهند و بر جذب آلاینده‌ها مؤثر باشند (Tu *et al*., 2020; Yang *et al*., 2020). هدف این مطالعه ارزیابی همبستگی بین آلودگی میکروپلاستیک و عناصر با پتانسیل سمیت در رسوبات سواحل جنوب غربی دریای خزر و ارزیابی اثرات آنها بر اکوسیستم این منطقه است. با توجه به افزایش روزافزون آلودگی میکروپلاستیک در محیط‌های آبی و اثرات منفی شناخته شده آن بر اکوسیستم‌های دریایی، این تحقیق به دنبال شفاف سازی چگونگی ارتباط میان میکروپلاستیک‌ها و عناصر با پتانسیل سمیت موجود در رسوبات سواحل جنوب غربی دریای خزر است. این مطالعه به عنوان مقدمه‌ای برای درک بهتر این روابط و فراهم آوردن مبنای علمی برای پژوهش‌های آینده در این زمینه عمل خواهد کرد.

مواد و روش کار

منطقه مورد مطالعه

دریای خزر، بزرگ‌ترین دریاچه بسته جهان، تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی (استخراج نفت و گاز، کشاورزی و صنعت)، قرار دارد. رودخانه‌هایی مانند ولگا، کورا و اورال آلاینده‌هایی شامل مواد سمی و فلزات سنگین را به دریا منتقل می‌کنند (Zeinolabedin *et al*., 2009). این آلاینده‌ها موجب آلودگی رسوبات در بستر دریا و تهدید اکوسیستم آن به‌ویژه در سواحل جنوب غربی می‌شوند (Efendieva, 1994; Simonett, 2006). در مطالعه حاضر، به منظور ارزیابی میزان آلودگی میکروپلاستیک و عناصر با پتانسیل سمیت در رسوبات، سه ایستگاه: کیاشهر (تحت تأثیر رودخانه سفیدرود)، بندر انزلی (تحت تأثیر تالاب انزلی) و بندر آستارا (تحت تأثیر آلودگی‌های ورودی از کشور آذربایجان)، با بالاترین میزان آلودگی در سواحل جنوب غربی دریای خزر به عنوان ایستگاه‌های نمونه برداری در نظر گرفته شده‌اند. این ایستگاه‌ها با هدف ارائه تصویری جامع از توزیع و میزان آلودگی میکروپلاستیک و عناصر با پتانسیل سمیت در این مناطق انتخاب شدند (Kostianoy *et al*., 2005). مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه برداری شده در جدول ۱ ارائه شده است.

جدول ۱: مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه برداری در دریای خزر

Table 1: Geographical coordinates of sampling stations 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 از رسوبات

نمونه‌برداری از رسوبات در بهار ۱۴۰۱ با استفاده از گرب ون وین به ابعاد ۲۰×۲۰ سانتی‌متر و با سه تکرار از هر ایستگاه انجام شد (Claessens *et al*., 2011; Löder and Gerdts, 2015). نمونه‌ها بلافاصله به بطری‌های شیشه‌ای منتقل و به آزمایشگاه ارسال شدند.

استخراج میکروپلاستیک‌ها از نمونه‌های رسوب

استخراج میکروپلاستیک‌ها از رسوبات شامل دو مرحله ضروری: الف) هضم مواد آلی و ب) جداسازی چگالی، است. هضم مواد آلی برای از بین بردن اغلب مواد شناور از نمونه‌ها، بدون آسیب رساندن به میکروپلاستیک‌ها ضروری است. در این مرحله مواد آلی رسوبات با استفاده از پراکسیدهیدروژن (H_2O_2، ۳۰٪) هضم شدند (مدت زمان هضم بسته به میزان و نوع ماده آلی ممکن است طی ۱۰-۱ روز متغیر باشد) (Erkes-Medrano *et al*., 2015; Zhang *et al*., 2016). سپس نمونه‌ها به مدت ۴۸ ساعت در آون با دمای ۶۰ درجه سانتی‌گراد قرار گرفتند تا کاملاً خشک شوند (Vianello *et al*., 2013). از هر ایستگاه، ۳۰۰ گرم رسوب خشک برای تجزیه‌وتحلیل استفاده شد. در مرحله بعد برای استخراج میکروپلاستیک‌ها با استفاده

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]

از روش جداسازی چگالی از محلول اشباع نمک NaCl (با غلظت ۲۹۳ گرم در لیتر) استفاده شد (Thompson *et al.*, 2004). ابتدا ۱۰۰ گرم از رسوبات خشک با ترازو (دقت ۰/۱ گرم) وزن‌کشی شده و به یک بشر شیشه‌ای ۱ لیتری اضافه شد. سپس ۸۰۰ میلی‌لیتر محلول نمک به بشر اضافه و به مدت پنج دقیقه تکان داده شد تا ذرات به طور کامل معلق شوند. سپس بشر به مدت ۴۵ دقیقه در حالت ثابت قرار گرفت تا ذرات با چگالی بالا ته نشین شوند. سوپرناتانت حاصل که شامل ذرات شناور بود، از روی رسوبات جدا و از طریق کاغذ فیلتر نیتروسلولزی عبور داده شد (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; Wagner *et al.*, 2014; Duis and Coors, 2016). این فرآیند برای هر ایستگاه سه بار تکرار شد. سپس کاغذهای فیلتر به مدت دو ساعت در آون با دمای ۶۰ درجه سانتی‌گراد خشک شدند (Law *et al.*, 2010). در نهایت، ذرات میکروپلاستیک به کمک لوپ با بزرگنمایی ۴۰ بررسی، شمارش و تعداد ذرات میکروپلاستیک‌ها در هر گرم از رسوبات خشک، گزارش شد (Reddy *et al.*, 2006; Morét-Ferguson *et al.*, 2010). تصاویر ذرات میکروپلاستیک با استفاده از دوربین دیجیتال ثبت شد. برای تعیین شکل و رنگ ذرات، از میکروسکوپ نوری HP استفاده و اندازه‌ها با نرم افزار Digimizer ۶ از روی تصاویر اندازه‌گیری شد.

اندازه گیری غلظت عناصر با پتانسیل سمیت

اندازه‌گیری غلظت عناصر با پتانسیل سمیت در آزمایشگاه شیمی شریف کرج با استفاده از دستگاه طیف‌سنجی جرمی پلاسمای جفت شده القایی (ICP-MS مدل ۷۹۰۰، شرکت Agilent) انجام شد. کالیبراسیون دستگاه با استفاده از محلول‌های استاندارد چند عنصره (Merck) انجام گردید.

شناسایی پلیمری

برای شناسایی نوع پلیمر تشکیل‌دهنده 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 ۴۰۰۰-۴۰۰ cm^{-1} بررسی و با استفاده از پایگاه داده‌های استاندارد پلیمری، پیک‌های مشخصه هر پلیمر شناسایی و مقایسه شدند (Veerasingam *et al.*, 2021).

روش تجزیه‌وتحلیل آماری داده‌ها

تجزیه‌وتحلیل داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SPSS نسخه ۲۷ انجام شد. ابتدا برای بررسی نرمال بودن داده‌ها از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف استفاده گردید. سپس برای مقایسه آلودگی‌ها در ایستگاه‌های مختلف و تعیین اختلاف میانگین‌ها، از آزمون تجزیه واریانس یکطرفه (One-way ANOVA) برای داده‌های نرمال و از آزمون ناپارامتری کروسکال-والیس (Kruskal-Wallis) برای داده‌های غیرنرمال استفاده شد. برای بررسی ارتباط بین آلودگی میکروپلاستیک‌ها و عناصر با پتانسیل سمیت در نمونه‌های رسوب، از ضریب همبستگی پیرسون برای داده‌های نرمال و ضریب همبستگی اسپیرمن برای داده‌های غیرنرمال بهره گرفته شد. تمامی تجزیه‌وتحلیل‌ها در سطح اطمینان ۹۵٪ انجام شد. برای ترسیم نمودارها از نرم‌افزار Excel نسخه ۲۰۲۲ استفاده گردید.

نتایج

غلظت عناصر در رسوب

با توجه به جدول ۲، نتایج میانگین غلظت عناصر در سه ایستگاه نشان‌دهنده آن است که بیشترین و کمترین غلظت میانگین عناصر در رسوب به‌ترتیب مربوط به عنصر منگنز (Mn) با ۷۶۰۶۶۱/۸۰±۵۳/۴۱ میکروگرم بر کیلوگرم وزن خشک در ایستگاه انزلی و عنصر کادمیوم (Cd) با ۴۱/۴۴±۱/۹۳ میکروگرم بر کیلوگرم وزن خشک در ایستگاه آستارا مشاهده شد. نتایج آزمون کولموگروف-اسمیرنوف برای توزیع عناصر با پتانسیل سمیت در نمونه‌های رسوب ایستگاه‌ها نشان داد که برخی عناصر از توزیع نرمال پیروی نمی‌کنند ($p<0/05$). بنابراین، برای مقایسه میانگین غلظت عناصر در ایستگاه‌ها، برای داده‌های نرمال از آزمون‌های پارامتریک (آنالیز واریانس یک طرفه (آزمون توکی و ضریب همبستگی پیرسون) و برای داده‌های غیرنرمال از آزمون‌های ناپارامتریک (کروسکال والیس و ضریب همبستگی اسپیرمن) استفاده شد.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]

جدول ۲: میانگین و انحراف معیار غلظت عناصر با پتانسیل سمیت (µg/kg dw) در نمونه‌های رسوب ایستگاه‌های مختلف
Table 2: Mean and standard deviation of the concentration of potentially toxic elements (µg/kg dw) in sediment samples from different stations

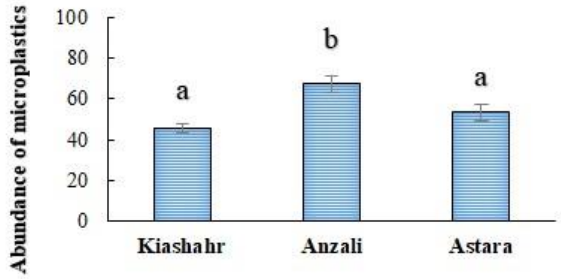
Potentially toxic elements	Kiashahr (Mean± standard deviation)	Anzali Mean± standard (deviation)	Astara Mean± standard) (deviation
As	4105.49±48.96	7050.46±67.55	3092.06±29.59
Cd	55.33±13.91	132.91±4.43	41.44±1.93
Co	7490.61±48.96	15913.27±71.77	4759.14±29.59
Cr	9144.52±48.96	35129.28±175.56	5355.84±29.59
Cu	5202±48.96	16551.98±80.49	4295.30±29.59
Fe	14692.79±48.96	29949.47±168.17	9307.97±29.59
Hg	44.05±1.32	228.28±9.59	83.20±3.98
Mn	376420.70±48.96	760661.80±53.41	189492.70±29.59
Ni	8958.18±48.96	37636.56±413.13	5454.52±29.59
Pb	4001.37±48.96	8314.38±34.29	2856.54±29.59
Zn	9983.05±48.96	16657.67±56.50	6339.42±27.43

مقایسه میانگین عناصر در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده

نتایج آنالیز واریانس یکطرفه برای مقایسه میانگین غلظت عناصر در ایستگاه‌ها نشان داد که عناصر منگنز و روی در تمامی ایستگاه‌ها دارای اختلاف معنی‌داری بودند (p<۰/۰۵). عنصر کادمیوم اختلاف معنی‌داری بین ایستگاه‌های کیاشهر و آستارا نشان نداد، اما بین ایستگاه‌های کیاشهر - انزلی و انزلی -آستارا، اختلاف معنی‌داری نشان داد (p<۰/۰۵). علاوه‌براین، نتایج آزمون کروسکال والیس نشان داد که عناصر آرسنیک، کبالت، کروم، مس، آهن، جیوه، نیکل و سرب دارای اختلاف معنی‌داری بین ایستگاه‌ها بودند (p<۰/۰۵).

فراوانی میکروپلاستیک‌ها در نمونه‌های رسوب

با توجه به شکل ۱ ایستگاه انزلی با ۴±۶۷ قطعه در ۳۰۰ گرم رسوبات خشک، دارای بیشترین آلودگی بود درحالی‌که ایستگاه کیاشهر با ۲/۳۰±۴۵/۳۳ قطعه در ۳۰۰ گرم رسوبات خشک، کمترین آلودگی را نشان داد. نتایج آنالیز واریانس یکطرفه نشان داد که ایستگاه انزلی در مقایسه با هر دو ایستگاه کیاشهر و آستارا اختلاف معنی‌داری داشت (p<۰/۰۵). اما بین ایستگاه‌های کیاشهر و آستارا، اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد.

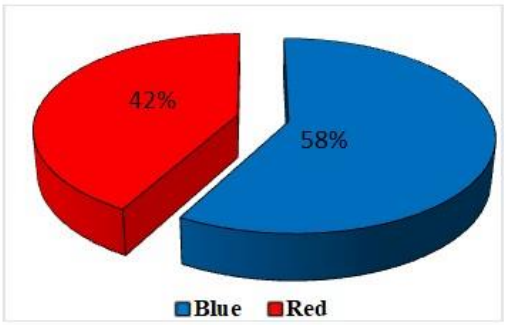


شکل ۱: مقایسه میانگین فراوانی میکروپلاستیک ها در رسوبات در ایستگاه‌های نمونه برداری شده
Figure 1: Comparison of mean m icroplastic abundance in sediments at the sampling stations

تنوع رنگی میکروپلاستیک‌ها در رسوبات

میکروپلاستیک‌های استخراجی از نمونه‌های رسوب از نظر رنگی در دو گروه آبی و قرمز دسته‌بندی شدند. در ایستگاه کیاشهر، میکروپلاستیک‌های قرمز با ۵۳٪ بیشترین و میکروپلاستیک‌های آبی با ۴۷٪ دارای کمترین فراوانی بودند. در ایستگاه انزلی، رنگ آبی با ۷۵٪ بیشترین و رنگ قرمز با ۲۵٪ کمترین فراوانی را نشان دادند. در ایستگاه آستارا نیز میکروپلاستیک‌های قرمز با ۵۳٪ بیشترین و میکروپلاستیک‌های آبی با ۴۷٪ دارای کمترین فراوانی بودند (شکل ۲).

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]

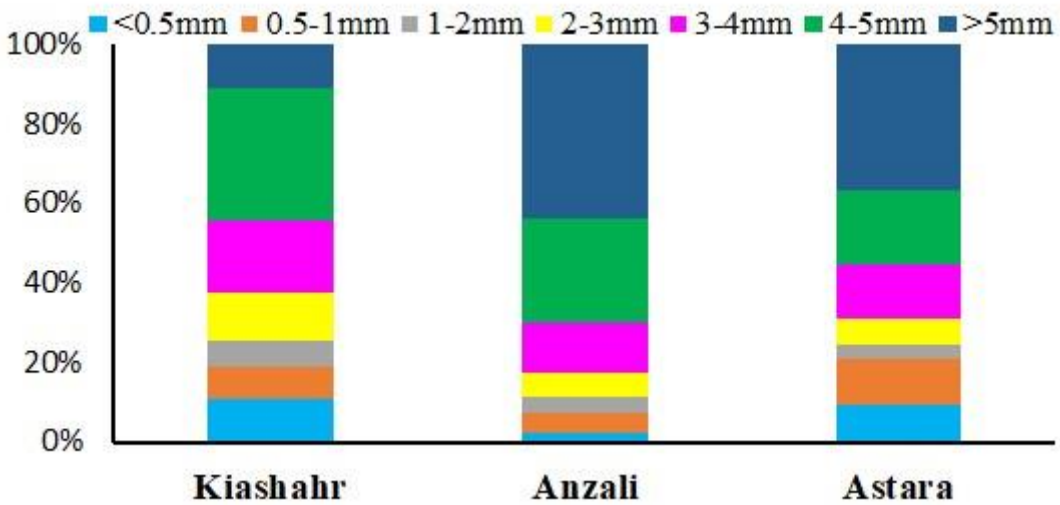


شکل ۲: درصد فراوانی رنگ‌های میکروپلاستیک یافت شده در رسوبات

Figure 2: Percentage of microplastic color abundance found in sediments

اندازه میکروپلاستیک‌ها در نمونه‌های رسوب

میکرپلاستیک‌های یافت شده در نمونه‌های رسوب به هفت دسته: کمتر از ۰/۵ میلی‌متر، ۱-۰/۵ میلی‌متر، ۲-۱ میلی‌متر، ۳-۲ میلی‌متر، ۴-۳ میلی‌متر، ۵-۴ میلی‌متر و بزرگ‌تر از ۵ میلی‌متر، تقسیم شدند. در ایستگاه کیاشهر بیشترین فراوانی اندازه میکروپلاستیک‌ها در محدوده ۵-۴ میلی‌متر و پس از آن در محدوده ۴-۳ میلی‌متر مشاهده شد. کمترین فراوانی نیز در ذرات ۲-۱ میلی‌متری ثبت گردید. در ایستگاه انزلی بیشترین فراوانی در ذرات بزرگتر از ۵ میلی‌متر و پس از آن در محدوده ۵-۴ میلی‌متر بود درحالی‌که کمترین فراوانی در ذرات کمتر از ۰/۵ میلی‌متر مشاهده شد. در ایستگاه آستارا نیز بیشترین فراوانی در محدوده بزرگتر از ۵ میلی‌متر و پس از آن در محدوده ۵-۴ میلی‌متر قرار داشت و کمترین فراوانی در ذرات ۲-۱ میلی‌متر دیده شد. فراوانی اندازه میکروپلاستیک‌ها در سه ایستگاه نمونه‌برداری شده در شکل ۳ نشان داده شده است.



شکل ۳: درصد اندازه میکروپلاستیک‌های استخراجی از رسوبات

Figure 3: Percentage of the size of microplastics extracted from sediments

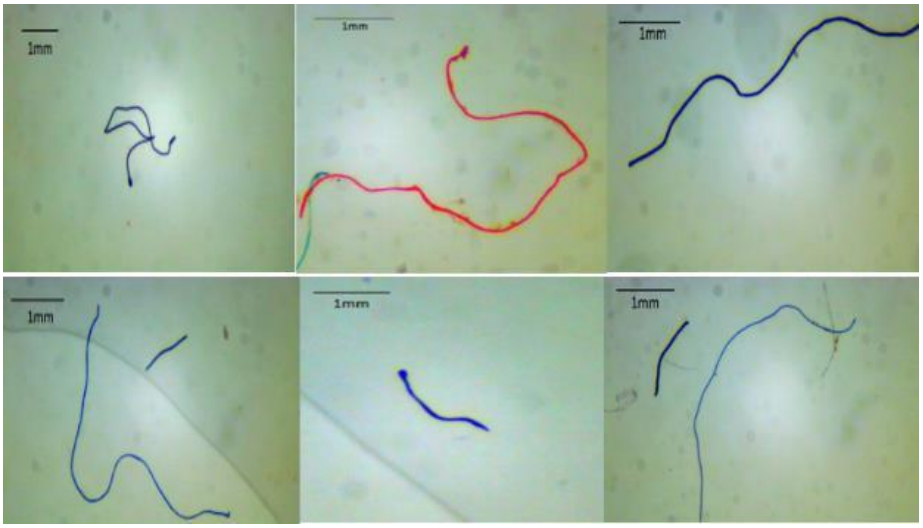
اشکال میکروپلاستیک‌های یافت شده در نمونه‌های رسوب

در مجموع ۴۹۶ قطعه میکروپلاستیک از نمونه‌های رسوب سه ایستگاه مورد بررسی، استخراج شد. تمامی میکروپلاستیک‌های استخراجی از نوع میکروپلاستیک‌های رشته‌ای بودند (شکل ۴).

نتایج طیف سنجی FTIR-ATR

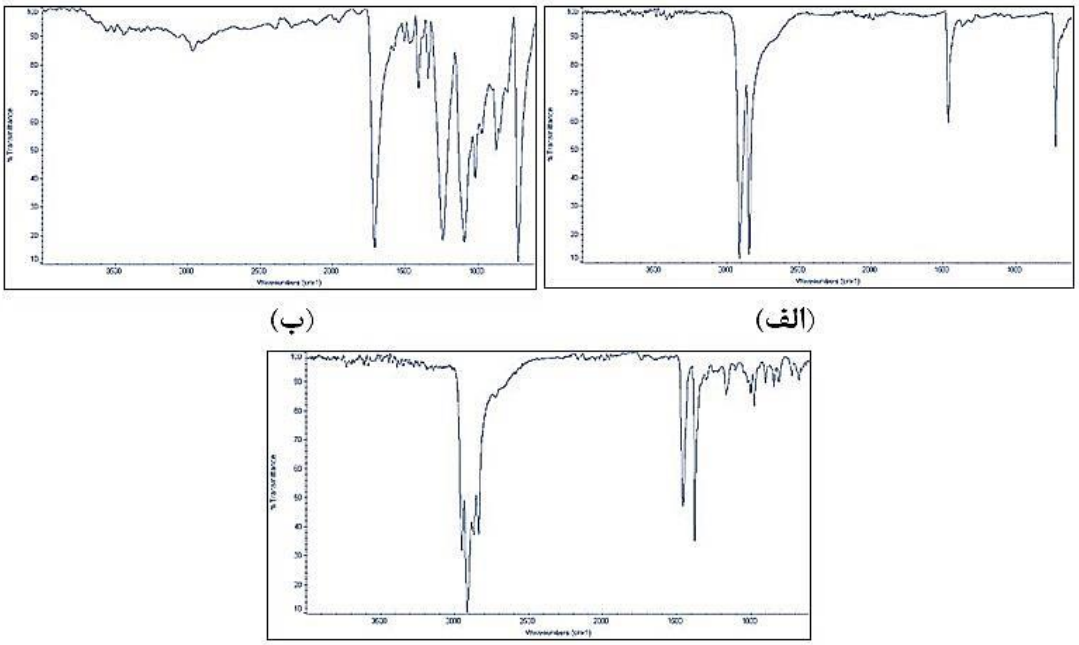
میکروپلاستیک‌های استخراجی از رسوبات سواحل جنوب غربی دریای خزر به‌وسیله طیف سنجی FTIR-ATR در پنج پلیمر مختلف (پلی اتیلن (PE)، پلی پروپیلن (PP)، پلی استر، پلی استایرن (PS) و نایلون)، شناسایی شد. در مجموع پلی‌اتیلن، پلیمر غالب در میکروپلاستیک‌های استخراجی از رسوبات بود (شکل ۵).

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]



شکل ۴: نمونه‌هایی از میکروپلاستیک‌های یافت شده در رسوبات

Figure 4: Samples of microplastics found in the sediments



شکل ۵: طیف سنجی FTIR-ATR از میکروپلاستیک‌های استخراجی از نمونه‌های رسوب دریای خزر. (الف): پلی اتیلن؛ (ب): پلی استر؛ (ث): پلی پروپیلن

Figure 5: FTIR-ATR spectroscopy of microplastics extracted from sediment samples of the Caspian Sea (a) Polyethylene, (b) Polyester, (c) Polypropylene

همبستگی فراوانی میکروپلاستیک‌ها با غلظت عناصر با پتانسیل سمیت

بر اساس جدول ۳، نتایج تحلیل همبستگی بین فراوانی میکروپلاستیک‌ها و غلظت عناصر با پتانسیل سمیت در رسوبات ایستگاه‌های کیاشهر، انزلی و آستارا حاکی از فقدان ارتباط معنی‌دار بین این دو متغیر در ایستگاه‌های مورد بررسی بود.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]

جدول ۳: نتایج همبستگی بین فراوانی میکروپلاستیک ها و غلظت عناصر با پتانسیل سمیت در رسوبات ایستگاه‌های مختلف

Table 3: Correlation results between microplastic (MP) abundance and the concentration of potentially toxic elements in sediments from different stations

Station	Pollutants	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
Kiashahr		0.110	0.687	0.108	0.121	0.103	0.145	0.162	-0.504	0.113	0.129	-0.449
Anzali	MP	-0.498	0.984	-0.462	0.369	0.358	-0.488	0.420	-0.889	0.442	0.368	-0.841
Astara		0.495	0.996	-0.459	-0.342	-0.368	0.482	0.449	-0.618	-0.428	-0.332	-0.656

عناصر منگنز، روی و کادمیوم در تمامی ایستگاه‌ها دارای توزیع نرمال بودند. از این‌رو، برای ارزیابی همبستگی بین آلودگی میکروپلاستیک و عناصر با پتانسیل سمیت، از ضریب همبستگی پیرسون استفاده گردید. برای سایر عناصر که داده‌های آنها با توزیع نرمال سازگاری نداشتند و اعمال روش‌های نرمال سازی موفقیت‌آمیز نبود، از ضریب همبستگی اسپیرمن بهره‌گیری شد.

بحث

اهمیت آلودگی میکروپلاستیک‌ها (MPs) در محیط‌های دریایی با افزایش تعداد مطالعات انجام شده در سال‌های اخیر نشان داده شده است. امروزه مطالعات از جنبه مشاهده این ترکیبات عبور کرده است و به سایر موارد از جمله اثرات توکسیکولوژیک وجود این ذرات در اکوسیستم پرداخته می‌شود. ارگانیزم‌ها میکروپلاستیک‌هایی که وارد ستون آب یا بستر زیستگاه‌های آبی می‌شوند، می‌بلعند و وارد زنجیره غذایی می‌کنند (Turner and Holmes, 2015; Mohsen *et al*., 2019). این ترکیبات علاوه بر آسیب مستقیم به موجودات دریایی به عنوان حامل فلزات سنگین و ترکیبات شیمیایی عمل می‌کنند و باعث مسمومیت و اختلال در عملکردهای فیزیولوژیک طبیعی موجودات آبزی می‌شوند (Pittura *et al*., 2018). تجمع میکروپلاستیک‌ها در سخت‌پوستان، نرم‌تنان و ماهی‌ها باعث بروز اختلالات ژنتیکی، استرس اکسیداتیو، تغییرات رفتاری، کاهش نرخ رشد، تولید مثل و در نهایت مرگ‌ومیر شده است (Huang *et al*., 2021).

در مطالعه حاضر، فراوانی میکروپلاستیک‌ها در رسوبات نمونه‌برداری شده در سه ایستگاه کیاشهر، انزلی و آستارا مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که ایستگاه انزلی با میانگین ۴±۶۷ قطعه میکروپلاستیک در ۳۰۰ گرم رسوبات خشک دارای بیشترین آلودگی بود. در مقابل، ایستگاه کیاشهر با ۲/۳۰±۴۵/۳۳ قطعه در ۳۰۰ گرم رسوبات خشک کمترین آلودگی را نشان داد. همچنین نتایج نشان داد که ایستگاه انزلی با هر دو ایستگاه کیاشهر و آستارا اختلاف معنی‌داری دارد. Rasta و همکاران (۲۰۲۰) غلظت بالایی از آلودگی میکروپلاستیک‌ها را در رسوبات تالاب انزلی (۳۶۹۰-۱۱۳ قطعه در یک کیلوگرم از رسوبات خشک) گزارش کردند و گزارش کردند که تالاب انزلی می‌تواند یک مسیر مهم برای انتقال میکروپلاستیک‌ها به دریای خزر باشد. در مطالعه Mataji و همکاران (۲۰۲۰) در استان مازندران بر میکروپلاستیک‌های ساحل، بیشترین غلظت میکروپلاستیک‌ها با ۱۱۶±۳۶۰ قطعه بر کیلوگرم در ایستگاه نور بوده و کمترین غلظت ۱۲±۱۱۲ قطعه بر کیلوگرم در ایستگاه محمود آباد گزارش شده است. نتایج تحقیقات Mehdinia و همکاران (۲۰۲۰) بر رسوبات ساحلی دریای خزر در استان مازندران نشان داد که غلظت میکروپلاستیک‌ها ۳۳۰-۲۵ قطعه بر کیلوگرم متغیر بود که در این بین ایستگاه رامسر بیشترین و عباس آباد دارای کمترین فراوانی بودند. در مطالعه‌ای که در نوامبر ۲۰۱۵ در نواحی ساحلی هنگ‌کنگ انجام شد، میانگین فراوانی میکروپلاستیک‌ها در رسوبات ۲۷۹-۴۹ قطعه بر کیلوگرم گزارش شده است (Tsang *et al*., 2017). در بررسی Kazour و همکاران (۲۰۱۹) در رسوبات ساحلی لبنان، بیشترین آلودگی میکروپلاستیک در رسوبات ایستگاه طرابلس ۴/۶۸ قطعه در گرم بوده است.

در بررسی حاضر، ۱۰۰٪ میکروپلاستیک‌های استخراجی از نمونه‌های رسوب از نوع میکروپلاستیک رشته‌ای بود. در مطالعه Zhang و همکاران (۲۰۲۰) میکروپلاستیک‌های رشته‌ای با ۹±۹۲٪ فراوان‌ترین شکل میکروپلاستیک‌ها را

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]

در رسوبات صخره‌های مصنوعی منطقه "شنگسی" (چین) تشکیل دادند. حضور میکروپلاستیک‌های رشته‌ای در محیط زیست دریایی نشان می‌دهد که فراوان‌ترین میکروپلاستیک‌ها بیشتر ناشی از میکروپلاستیک‌های ثانویه تا اولیه است (Shim *et al*., 2018). رشته‌ها ممکن است از پارچه‌ها نشأت گیرند (شست‌وشوی لباس‌ها، پرده‌ها، فرش و سایر منسوجات خانگی) که به طور عمده از طریق سیستم فاضلاب یا رواناب‌های سطحی وارد اکوسیستم‌های آبی شده یا از طریق هوا منتقل می‌شوند (Browne *et al*., 2010; Napper and Thompson, 2016; Cesa *et al*., 2017). بنابراین، دارای یک منشأ ورود اصلی از خشکی هستند. تورها، طناب‌ها و نخ‌های مورد استفاده در ماهیگیری و مزارع پرورش ماهی، منابع دیگر میکروپلاستیک‌های رشته‌ای هستند (Jang *et al*., 2014). Jiang و همکاران (۲۰۱۸) گزارش کردند که صنعت نساجی و تورهای ماهیگیری منابع اصلی ذرات رشته‌ای در دریاچه "دونگینگ" (چین) هستند. Yuan و همکاران (۲۰۱۹) نیز صنعت ماهیگیری و فاضلاب‌های خانگی را دلایل اصلی تجمع زیاد میکروپلاستیک‌های رشته‌ای در دریاچه "پویانگ" (چین) بیان کردند. Napper و Thompson (۲۰۱۶) نشان دادند که زهکش‌های ماشین لباسشویی مقدار زیادی از ذرات رشته‌ای را به محیط زیست رها می‌کنند. در مطالعه‌ای دیگر، Browne و همکاران (۲۰۱۰) گزارش کردند که حدود ۱۹۰۰ ذره رشته‌ای از طریق شستشوی یک لباس به محیط زیست آزاد می‌شود. شکل میکروپلاستیک‌ها می‌تواند بر رفتارهای شناوری، سقوط و جابه‌جایی آنها نیز اثرگذار باشد (Kowalski *et al*., 2016). این یافته‌ها تأکید می‌کنند که پراکندگی میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های آبی به طور عمده به شکل رشته‌ای است که موجودات آبی این نوع میکروپلاستیک‌ها را به دلیل ابعاد و شکل آنها به‌راحتی می‌بلعند. نتایج متعددی 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). در همین زمینه، در مطالعه Haji Aghaei Ghazi Mahalleh و Imanpour Namin (۲۰۲۵) بر ماهی سفید (*Rutilus frisii*) در سواحل جنوب غربی دریای خزر انجام شد، تمامی میکروپلاستیک‌های یافت شده از دستگاه گوارش ماهیان را ۱۰۰٪ از نوع رشته‌ای گزارش کردند. این نتایج نشان‌دهنده اهمیت بررسی و توجه به تاثیرات زیست محیطی میکروپلاستیک‌ها و نقش آنها در زنجیره غذایی دریایی و تهدیداتی است که می توانند برای سلامت موجودات دریایی و انسان‌ها ایجاد کنند.

از رنگ میکروپلاستیک‌ها برای ارزیابی اولیه نوع ترکیبات شیمیایی و شناسایی منبع آنها نیز استفاده می‌شود (Rocha-Santos and Duarte, 2017). اگرچخ رنگ‌ها به دلیل هوازدگی و تشکیل بیوفیلم میکروبی ممکن است تغییر کنند و این امر بحث در مورد رنگ میکروپلاستیک‌ها را سخت می‌کند (Eriksen *et al*., 2013b; Stolte *et al*., 2015). علاوه‌براین، به دلیل تنوع پارچه‌های مصنوعی، رنگ‌ها اطلاعات مبهمی درباره منبع میکروپلاستیک‌های رشته‌ای ارائه می‌دهند (Boucher and Friot, 2017). در مطالعه حاضر، میکروپلاستیک‌های استخراجی از سه ایستگاه کیاشهر، انزلی و آستارا در دو رنگ آبی و قرمز مشاهده شد که رنگ آبی با ۵۸٪ دارای بیشترین فراوانی بود. در مطالعه Zhang و همکاران (۲۰۲۰) در منطقه "شنگسی" (چین) نیز رنگ آبی را به عنوان رنگ غالب در نمونه‌های رسوب (۳۲٪/۲۰±۱/۸) گزارش کردند. در برخی مطالعات از رنگ نیز برای تشخیص منشأ میکروپلاستیک‌ها استفاده شده است. در مطالعه Castro و همکاران (۲۰۱۸) در "جوروجوبا" (برزیل)، درصد بالای میکروپلاستیک‌های آبی رنگ (۶۰٪) را به محصولات بهداشتی و بطری‌های پلاستیکی آبی رنگ مرتبط دانسته‌اند. در مطالعه حاضر ممکن است رنگ آبی ناشی از بطری‌های رها شده گردشگران در محیط و رنگ قرمز به تورها و طناب‌های ادوات صیادی مرتبط باشند. در مطالعه Stolte و همکاران (۲۰۱۵) در سواحل ناحیه "روستوک" (آلمان)، میکروپلاستیک‌های رنگی را ناشی از توریسم یا لنگرگاه‌های ماهیگیری دانسته‌اند.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]

در مطالعه حاضر، میکروپلاستیک‌های استخراجی از رسوبات ایستگاه‌های مختلف نشان داد که میکروپلاستیک‌های ایستگاه کیاشهر در اندازه ۵-۴ میلی‌متر و ایستگاه‌های انزلی و آستارا در اندازه بزرگتر از ۵ میلی‌متر دارای بیشترین فراوانی بودند. در رودخانه "تام" (بیرمنگام انگلستان)، ذرات کوچکتر از ۱۰۰۰ میکرومتر دارای بیشترین فراوانی در رسوبات بودند (Tibbetts *et al*., 2018). در دریاچه "دونگینگ" (چین)، فراوان‌ترین میکروپلاستیک‌های یافت شده در رسوبات دارای اندازه کمتر از ۵۰۰ میکرومتر بودند (Jiang *et al*., 2018). در سواحل هلند، Kühn و همکاران (۲۰۱۸) گزارش کردند که ذرات ۲۰۰۰-۵۰۰ میکرومتر ٪۶۸ از میکروپلاستیک‌ها را تشکیل می‌دهند. Zhao و همکاران (۲۰۱۵) دریافتند که ذراتی که دارای اندازه ۵۰۰-۱۰۰۰ و ۲۰۰۰-۱۰۰۰ میکرومتر هستند، بیش از ٪۷۰ فراوانی میکروپلاستیک‌ها را در مصب‌های چین تشکیل می‌دهند. در بررسی Mehdinia و همکاران (۲۰۲۰) اندازه‌های ۵۰۰-۲۵۰ میکرومتری دارای بیشترین فراوانی بودند. همچنین Mataji و همکاران (۲۰۲۰) بیان داشتند که بیشتر میکروپلاستیک‌های یافت شده در رسوبات ساحل مازندران در محدوده ۴/۷۵-۱ میلی‌متر قرار داشتند. در مطالعه دیگر برای نمونه‌های جمع‌آوری شده در سواحل بلژیک اندازه ۳۸ میکرومتر الی ۱ میلی‌متر گزارش شد (Claessens *et al*., 2011). سرنوشت و رفتار میکروپلاستیک‌ها به اندازه آنها بستگی دارد، برای مثال، سرعت غرق شدن و حرکت آنها تحت تأثیر اندازه است (Reisser *et al*., 2015; Kowalski *et al*., 2016). برای مقایسه نتایج به‌دست آمده در این تحقیق با سایر مطالعات جهانی، اندازه، شکل غالب و فراوانی میکروپلاستیک‌های یافت شده در رسوبات دریای خزر با سایر مطالعات مقایسه شد. این مقایسه در جدول ۴ ارائه شده است.

تحولات صنعتی در حاشیه دریای خزر شرایط زیست محیطی این زیستگاه منحصربه‌فرد را تحت تأثیر قرار داده است. فعالیت‌های انسانی در مجاورت این بدنه آبی (احتراق سوخت‌های فسیلی، استخراج نفت و پالایش آن)، منجر به ورود مقادیر قابل‌توجهی از فلزات سنگین به دریا شده است (He *et al*., 2005; Okogbue *et al*., 2017; Kumar *et al*., 2019). فلزات سنگین ماندگاری بالایی داشته و از قابلیت تجمع در طبیعت برخوردارند و از این طریق اکوسیستم‌های جهانی و سلامت انسان را تحت تأثیر قرار می‌دهند (IARC, 2019). به همین دلیل دانستن وضعیت آلودگی فلزات سنگین و اثرات مضر بالقوه آن بر اکوسیستم دریای خزر بسیار مهم است. در مطالعه Ramazanova و همکاران (۲۰۲۲) غلظت بالای As، Ni، Cr و Cu در رسوبات جنوب دریای خزر یافت شد. در مطالعه حاضر، غلظت بالای منگنز در ایستگاه انزلی ممکن است به دلیل فعالیت‌های صنعتی و خدماتی متعدد در این منطقه باشد. صنایع فولاد، تعمیرات کشتی‌ها و تردد نفتکش‌ها از جمله عواملی هستند که به طور مستقیم موجب افزایش غلظت فلزاتی چون منگنز می‌شوند. افزون بر این، آلودگی نفتی ناشی از تخلیه آب توازن نفتکش‌ها، به عنوان یکی از منابع مهم آلاینده در این منطقه شناخته می‌شود (Saeedi *et al*., 2009). همچنین فرسایش خاک که به‌واسطه بارش‌ها و فعالیت‌های انسانی رخ می‌دهد، می‌تواند منگنز را به آبهای سطحی و رسوبات منتقل کند (Nasrabadi *et al*., 2010).

نتایج تحلیل همبستگی بین فراوانی میکروپلاستیک‌ها و غلظت عناصر با پتانسیل سمیت در رسوبات ایستگاه‌های کیاشهر، انزلی و آستارا نشان‌دهنده فقدان ارتباط معنی‌داری بین این دو متغیر در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده بود. این عدم همبستگی ممکن است به دلایل مختلفی از جمله تفاوت در منابع ورودی، ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آلاینده‌ها و شرایط محیطی باشد. میکروپلاستیک‌ها عمدتاً از طریق فعالیت‌های انسانی (تولیدات صنعتی، بسته‌بندی‌های پلاستیکی و تخلیه فاضلاب‌های خانگی وارد محیط‌های آبی می‌شوند (Andrady, 2011; Mishra *et al*., 2019) درحالی‌که فلزات سنگین از طریق ترافیک دریایی، تخلیه زباله‌های صنعتی و کشاورزی و سایر فعالیت‌های انسانی به منابع آبی منتقل می‌شوند (Rodríguez-Grim´on *et al*., 2021; Galindo Montero *et al*., 2023). این تفاوت‌ها در منابع ورودی به طور قابل‌توجهی می‌تواند بر رفتار این دو نوع آلاینده تأثیر بگذارد و در نتیجه منجر به عدم همبستگی بین آنها در رسوبات گردد.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]

جدول ۴: مقایسه اندازه، شکل غالب و فراوانی میکروپلاستیک‌های یافت شده در رسوبات دریای خزر با سایر مطالعات جهان
Table 4: Comparison of the Size, Dominant Shape, and Abundance of Microplastics Found in the Sediments of the Caspian Sea with Other Global Studies

Study region	Sampling area	Microplastic size (µm)	Dominant form of microplastic	Abundance range of microplastics in sediments Caspian Sea	Reference
Southwest Coast of the Caspian Sea, Iran	**Sediment**	**<500->5000**	**Fiber**	**496 pieces in 900 g of dry sediments**	Present study
Belgian coast	**Sediment**	**3-1000**	**Fiber**	**390 pieces in 1 Kg of dry sediments**	Claessens *et al*. (2011)
Lake Taihu, China	**Sediment**	**5-5000**	**Fiber**	**234.6 pieces in 1 Kg of dry sediments**	So *et al*. (2018)
Southern Baltic Sea	**Sediment**	**100-4000**	**Fiber**	**0-27 pieces in 1 Kg of dry sediments**	Graca *et al*., (2017)
Venice Wetland, Italy	**Sediment**	**30-2500**	**Fragment**	**672-2175 pieces in 1 Kg of dry sediments**	Vianello *et al*. (2013)
Bizerte Wetland, Tunisia	**Sediment**	**300-5000**	**Fiber**	**3000-18000 pieces in 1 Kg of dry sediments**	Abidli *et al*. (2017)
Melbourne Wetland, Australia	**Sediment**	**<1000**	**Fragment**	**2-147 pieces in 1 Kg of dry sediments**	Townsend *et al*. (2019)
Persian Gulf, Iran	**Sediment**	**1-4700**	**Fiber**	**0-125 pieces in 1 Kg of dry sediments**	Naji *et al*. (2017)
Southwest Coast of the Caspian Sea, Iran	**Sediment**	**300-5000**	**Fragment**	**210 pieces in 1 Kg of dry sediments**	Mataji *et al*. (2020)
Southwest Coast of the Caspian Sea, Iran	**Sediment**	**100-3500**	**Fiber**	**25-330 pieces in 1 Kg of dry sediments**	Mehdinia *et al*. (2020)

علاوه‌براین، میکروپلاستیک‌ها به دلیل ویژگی‌های فیزیکی خود مانند شناوری بیشتر در آبهای سطحی نسبت به فلزات سنگین که معمولاً تمایل دارند در رسوبات ته‌نشین شوند، می‌توانند با غلظت‌های متفاوت و تحت شرایط محیطی مختلف رفتار کنند (Zhang *et al*., 2018). همچنین عواملی چون دما، pH، و جریان‌های آبی می‌توانند بر توزیع و حرکت این آلاینده‌ها در رسوبات تأثیرگذار باشند و باعث شوند که رفتار آنها از یکدیگر جدا باشد (Liu *et al*., 2021a). این پیچیدگی‌ها و تفاوت‌های اساسی در رفتار میکروپلاستیک‌ها و عناصر با پتانسیل سمیت می‌تواند دلیل اصلی عدم همبستگی بین این دو آلاینده در رسوبات باشد.

در جدول ۵، میزان تغییرات غلظت برخی عناصر انتخابی از رسوبات برداشت شده در این مطالعه با استانداردهای کیفیت رسوب و تحقیقات مشابه در نقاط مختلف با یکدیگر مقایسه شده است. یکی از پرکاربردترین راهنماهای کیفیت رسوب در پایش محیط‌های دریایی، راهنمای کیفیت رسوب آمریکا (NOAA) است (Long *et al*., 1995). در راهنمای کیفیت رسوب NOAA دو خطر برای آلودگی فلزات در رسوبات بیان شده است که به صورت حد ERL (دارای کمترین اثر مضر بر جوامع بیولوژیک) و حد SEL (دارای اثرات مضر شدیدی بر محیط زیست و جوامع بیولوژیک)، ارائه شده است.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]

جدول ۵: مقایسه غلظت عناصر با پتانسیل سمیت در رسوبات دریای خزر با استانداردهای کیفیت رسوب و سایر مطالعات

Table 5: Comparison of the concentration of potentially toxic elements in Caspian Sea sediments with sediment quality standards and other studies

Study region		As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	Reference
Southwest coast of the Caspian Sea	µg/kg	4749.33	76.56	9387.67	16543.21	8683.09	17983.41	118.51	442191.73	17349.75	5057.43	10993.38	Persent study
Caspian Sea	µg/g	_	_	_	_	15-50	_	_	_	35-67	22-25	_	Saeedi *et al*. (2009)
Caspian Sea	µg/g	_	_	_	28.05	32.1	17300	_	_	43.5	26.35	_	Nasrabadi *et al*. (2010)
Anzali Wetland	µg/g	_	_	_	98.4	62.34	_	_	_	75.9	24.4	_	Ghazban and Zarei, (2011)
Caspian Sea	µg/g	_	_	_	27.20	14.51	16301	_	_	21.72	8.32	_	Mohammadi *et al*. (2017)
Southeastern Caspian Sea	µg/g	4.11	_	_	_	9.09	5	_	_	17.42	13	28	Bastami *et al*. (2014)
Coastal East China Sea, China	µg/g	_	0.30	_	84.2	33.1	_	_	_	36.1	28.0	102.4	Yu (2013)
Daya Bay, Southern China	mg/kg	_	0.13	_	79.55	27.35	_	_	_	_	41.95	116.25	Wang *et al*. (2021)
South China Sea	mg/kg		0.40	_	105	38.1	_	_	_	_	23.6	87.4	Zhu *et al*. (2011)
Beibu Bay, South China Sea	mg/kg	9.53	0.16	_	53.65	58.26	_	0.06	_	_	27.99	67.28	Dou *et al*. (2013)
Gorganrud	µg/g	13.27	_	15.33	57.83	19.47	3.17	_	_	35.90	19.43	75.80	Bagheri and Darvish Bostami (2022)
Qarasu	µg/g	9.27	_	23.73	60.00	37.40	3.93	_	_	56.47	16.13	87.03	Bagheri and Darvish Bostami (2022)
Tajan	µg/g	3.80	_	23.63	76.40	33.70	3.33	_	_	48.67	28.67	79.00	Bagheri and Darvish Bostami, (2022)
Babolrud	µg/g	2.23	_	12.20	34.40	26.27	2.67	_	_	21.73	28.40	61.73	Bagheri and Darvish Bostami, (2022)
Sardabrud	µg/g	2.43	_	11.70	31.67	14.87	2.33	_	_	26.77	27.13	51.33	Bagheri and Darvish Bostami, (2022)

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]

Study region		As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	Reference
Cheshmeh Kileh	µg/g	20.30	_	10.27	37.77	16.20	2.13	_	_	26.20	25.43	53.40	Bagheri and Darvish Bostami (2022)
Ramsar	µg/g	2.53	_	25.50	90.93	36.87	4.27	_	_	50.40	36.73	85.33	Bagheri and Darvish Bostami (2022)
Sefidrud	µg/g	2.20	_	20.43	66.17	44.30	3.60	_	_	44.93	19.50	70.83	Bagheri and Darvish Bostami (2022)
Han	µg/g	_	_	19.2	_	29.7	3.26	_	_	25.3	35.1	126	Kim *et al.* (2011)
Sova	µg/g	_	_	15.7	_	42.8	3.13	_	_	49.38	55.3	303	Franciskovic-Bilinski (2008)
ERLa	µg/g	8.2	_	_	81	34	_	0.15	_	21	46.7	150	Long *et al*. (1995)
ERMb	µg/g	70	_	_	370	270	_	0.71	_	52	218	410	Long *et al*. (1995)
TELc	µg/g	7.24	_	_	52.3	18.7	_	0.13	_	_	30.2	124	ISQG CCME (1999)
PELd	µg/g	41.6	_	_	160	108	_	0.70	_	_	112	271	ISQG CCME (1999)

[a] ERL=Effect range low (NOAA).[b] ERM=Effect range medium (NOAA).[c] TEL= threshold effect levels. [d] PEL=Probable effects level (Environment Canada)

در راهنمای کانادا نیز دو سطح برای آلودگی فلزات مطرح شده که به صورت TEL (حد آستانه) و حد PEL (موجب اثرات زیان‌آور)، بیان می‌شود. با توجه به موارد مذکور، مشاهده می‌گردد که میزان این عناصر در رسوبات منطقه کمتر از حد خطرناک و مضر است.

این مطالعه به عنوان اولین پژوهش در زمینه بررسی همبستگی بین آلودگی میکروپلاستیک و عناصر با پتانسیل سمیت در رسوبات سواحل جنوب غربی دریای خزر انجام شده است. نتایج این مطالعه نشان می‌دهد که ایستگاه انزلی دارای بیشترین آلودگی میکروپلاستیک در رسوبات دریای خزر است که این میکروپلاستیک‌ها به طور کامل از نوع رشته‌ای بوده و رنگ غالب آنها آبی است. میکروپلاستیک‌های رشته‌ای معمولاً از میکروپلاستیک‌های ثانویه هستند که از تجزیه قطعات بزرگ‌تر پلاستیکی به‌وجود می‌آیند. منابع انسانی (شستشوی لباس‌ها و تجهیزات ماهیگیری، رهاسازی بطری‌ها و بسته‌بندی‌های پلاستیکی گردشگران)، نقش مهمی در انتقال میکروپلاستیک‌ها به محیط دریایی دارند. غلظت عناصر با پتانسیل سمیت در ایستگاه انزلی نیز بیشتر از سایر ایستگاه‌ها بود که به فعالیت‌های صنعتی و منابع آلاینده تالاب انزلی مربوط می‌شود. نتایج تحلیل همبستگی نشان داد که هیچ ارتباط معنی‌داری بین میکروپلاستیک‌ها و عناصر با پتانسیل سمیت وجود ندارد که احتمالاً به دلیل تفاوت در منابع ورودی و ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی این آلاینده‌هاست. مقایسه غلظت عناصر با پتانسیل سمیت با استانداردهای جهانی نشان داد که آلودگی عناصر در رسوبات دریای خزر در حد ایمن قرار دارد، اما نظارت و مدیریت بیشتر برای کاهش آلودگی‌ها ضروری است.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]

منابع

Abidli, S., Toumi, H., Lahbib, Y. and El Menif, N.T., 2017. The first evaluation of microplastics in sediments from the complex lagoon-channel of Bizerte (Northern Tunisia). *Water, Air, and Soil Pollution*, 228(7):262. DOI:10.1007/s11270-017-3439-9

Alimba, C.G. and Faggio, C., 2019. Microplastics in the marine environment: Current trends in environmental pollution and mechanisms of toxicological profile. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 68:61-74. DOI:10.1016/j.etap.2019.03.001

Alomar, C., Estarellas, F., Deudero, S., 2016. Microplastics in the Mediterranean Sea: Deposition in coastal shallow sediments, spatial variation and preferential grain size. *Marine Environmental Research*, 115:1-10. DOI:10.1016/j.marenvres.2016.01.005

Andrady, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8): 1596–1605. DOI:10.1016/j.marpolbul.2011.05.030

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

Avio, C.G., Pittura, L., d'Errico, G., Abel, S., Amorello, S., Marino, G., Gorbi, S. and Regoli, F., 2020. Distribution and characterization of microplastic particles and textile microfibers in Adriatic food webs: General insights for biomonitoring strategies. *Environmental Pollution*, 258:113766. DOI:10.1016/j.envpol.2019.113766

Bagheri, H. and Darvish Bastami. K., 2022. Investigation of Heavy Metal Concentrations in Estuarine Sediments of Important Rivers in The Southern Part of the Caspian Sea. *Environment and Water Engineering*, 8(1):31-46. DOI:10.22034/JEWE.2021.286828.1569

Barnes, D.K., Galgani, F., Thompson, R.C. and Barlaz, M., 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions*, 364(1526):1985-1998. DOI:10.1098/rstb.2008.0205

Bastami, K., Bagheri, H., Haghparast, S., Soltani, F. and Hamzehpoor, A., 2014. Distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments along southeast coast of the Caspian Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 81:262–267. DOI:10.1016/j.marpolbul.2014.01.029

Benson, N.U. and Fred-Ahmadu, O.H., 2020. Occurrence and distribution of microplastics-sorbed phthalic acid esters (PAEs) in coastal psammitic sediments of tropical Atlantic Ocean. Gulf of Guinea. *Science of The Total Environment*, 730:139013. DOI:10.1016/j.scitotenv.2020.139013

Boucher, J. and Friot, D., 2017. Primary microplastics in the oceans: a global evaluation of sources. *Gland, Switzerland:*

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]

IUCN. *43P*.DOI:10.2305/IUCN.CH.2017.01.en

Browne, M.A., Galloway, T.S. and Thompson, R.C., 2010. Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environmental Science and Technology*. 44(9):3404-3409. DOI:10.1021/es903784e

Castro, R.O., Silva, M.L. and da Araújo, F.V., 2018. Review on microplastic stud-ies in Brazilian aquatic ecosystems. *Ocean and Coastal Management*, 165:385-400. DOI:10.1016/j.ocecoaman.2018.09.013

CCME, 1999. Canadian Council of Ministers of the Environment. 1999. Canadian Environmental quality guidelines, 1999. *Canadian Council of Ministers of the Environment.* Winnipeg, Canada.

Cesa, F.S., Turra, A. and Baruque-Ramos, J., 2017. Synthetic fibers as microplastics in the marine environment: a review from textile perspective with a focus on domestic washings. *Science of The Total Environment* 598:1116-1129. DOI:10.1016/j.scitotenv.2017.04.172

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. *Marine Pollution Bulletin*, 62(10):2199-2204. DOI:10.1016/j.marpolbul.2011.06.030.

Dou, Y., Li, J., Zhao, J., Hu, B. and Yang, S., 2013. Distribution, Enrichment and Source of Heavy Metals in Surface Sediments of the Eastern Beibu Bay, South China Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 67 (1-2):137–145. DOI:10.1016/j.marpolbul.2012.11.022

Duis, K. and Coors, A., 2016. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environmental Sciences Europe*, 28(1):2. DOI:10.1186/s12302-015-0069-y

Éfendieva, I.M., 1994. Ecological problems of oil exploitation in the Caspian Sea area. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 28(4):227-231. DOI:10.1016/S0920-4105(00)00081-4

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

Erkes-Medrano, D., Thompson, R.C. and Aldridge, D.C., 2015. Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threads, identification of knowledge gaps and prioritization of research needs. *Water Research*, 75:63-82. DOI:10.1016/j.watres.2015.02.012

FAO, 2020. The state of world fisheries and aquaculture. 2020. Sustainability in action. Rome. 224 P. DOI:10.4060/ca9229en.

Franciskovic-Bilinski, S., 2008. Detection of geochemical anomalies in stream sediments of the upper Sava River drainage basin (Slovenia, Croatia). *Fresenius Environmental Bulletin*, 17(2):188-196. DOI:10.1016/publication/259194804.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]

Galindo Montero, A.A., Costa-Redondo, L.C., Vasco-Echeverri, O. and Arana, V.A., 2023. Microplastic pollution in coastal areas of Colombia: review. *Marine Environmental Research*, 190:106027. DOI:10.1016/j.marenvres.2023.106027

Ghazban, F. and Zarei, M., 2011. Investigation of the Source of Heavy Metal Pollution in the Sediments of Anzali Lagoon (Northern Iran). *Environmental Journal*, 37(57): 45-65. DOI:20.1001.1.10258620.1390.37.57.6.4 (In Persian)

Graca, B., Szewc, K., Zakrzewska, D., Dołęga, A. and Szczerbowska-Boruchowska, M., 2017. Sources and fate of microplastics in marine and beach sediments of the Southern Baltic Sea a preliminary study. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(8):7650-7661. DOI:10.1007/s11356-017-8419-5

Haji Aghaei Ghazi Mahalleh, F. and Imanpour Namin, J., 2025. Microplastic contamination in the whitefish (*Rutilus frisii*) from the southwestern coasts of the Caspian Sea (Guilan Province). *Iranian Scientific Fisheries Journal*, 33(5):55-68. DOI:10.22092/ISFJ.2025.132776

He, Z.L., Yang, X.E. and Stoffella, P.J., 2005. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 19(2-3):125-140. DOI:10.1016/j.jtemb.2005.02.010

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C. and Thiel, M., 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science and Technology*, 46(6):3060-3075. DOI:10.1021/es2031505

Huang, C., Ge, Y., Yue, S., Zhao, L. and Qiao, Y., 2021. Microplastics aggravate the joint toxicity to earthworm *Eisenia fetida* with cadmium by altering its availability. *Science of The Total Environment*, 753:142042. DOI:10.1016/j.scitotenv.2020.142042

IARC, 2019. Agents classified by the IARC monographs. *International Agency for Research on Cancer*, 112(1):30-37. DOI:10.1093/jnci/djz169

Jang, Y.C., Lee, J., Hong, S., Lee, J.S., Shim, W.J. and Song, Y.K., 2014. Sources of plastic marine debris on beaches of Korea: more from the ocean than the land. *Ocean Science Journal*, 49:151-162. DOI:10.1007/s12601-014-0015-8

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/ijerph15102164

Kazour, M., Jemaa, S., Issa, C., Khalaf, G. and Amara, R., 2019. Microplastics pollution along the Lebanese coast (Eastern Mediterranean Basin): Occurrence in surface water, sediments and biota samples. *Science of The Total Environment*, 696:133933. DOI:10.1016/j.scitotenv.2019.133933

Kim, K.T., Ra, K., Kim, E.S., Yim, U.H. and Kim, J.K., 2011. Distribution of heavy

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]

metals in the surface sediments of the Han River and its estuary, Korea. *Journal of Coastal Research*, 64:903-907. DOI:10.1016/jstore/stable/26482304

Kostianoy Andrey, G., Aleksey, N. and Kosarev. A., 2005. The handbook of environmental chemistry. *Water Pollution*, 205:37. 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

Kumar, V., Parihar, R.D., Sharma, A., Bakshi, P., Singh Sidhu, G.P., Bali, A.S., Karaouzas, I., Bhardwaj, R., Thukral, A.K., Gyasi-Agyei, Y. and Rodrigo-Comino, J., 2019. Global evaluation of heavy metal content in surface water bodies: a meta-analysis using heavy metal pollution indices and multivariate statistical analyses. *Chemosphere*. DOI:10.1016/j.chemosphere.2019.124364

Law, K.L., Morét-Ferguson, S., Maximenko, N.A., Proskurowski, G., Peacock, E.E., Hafner, J. and Reddy, C.M., 2010. Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre. *Science*, 329(5996):1185-1188. DOI:10.1126/science.1192321

Liu, S., Shi, J., Wang, J., Dai, Y., Li, H., Li, J., Liu, X., Chen, X., Wang, Z. and Zhang, P., 2021a. Interactions between microplastics and heavy metals in aquatic environments: a review. *Frontiers in Microbiology*, 12:652520. DOI:10.3389/fmicb.2021.652520

Löder, M.G. and Gerdts, G., 2015. Methodology used for the detection and identification of microplastics a critical appraisal. *Marine Anthropogenic Litter*, 201-227. DOI:10.1007/978-3-319-16510-3_8

Long, E.R., MacDonald, D.D., Smith, S.L. and Calder, F.D., 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Journal of Environmental Management*, 19(1):81–97. DOI:10.1007/BF02472006

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

Mishra, S., Rath, C.C. and Das, A.P., 2019. Marine microfiber pollution: a review on present status and future challenges. *Marine*

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]

Pollution Bulletin, 140:188–197. DOI:10.1016/j.marpolbul.2019.01.039

Mohammadi Galangash, M., Solgi, E. and Bozorgpanah, Z., 2017. An assessment of heavy metals in coastal sediments of the Caspian Sea, Guilan Province. *Journal of Oceanography*, 8(31):27-34. DOI:10.29252/joc.8.31.27 (In Persian)

Mohsen, M., Wang, Q., Zhang, L., Sun, L., Lin, C. and Yang, H., 2019. Microplastic ingestion by the farmed sea cucumber *Aposticopus japonicus* in China. *Environmental Pollution*, 245:1071–1078. DOI:10.1016/j.envpol.2018.11.083

Morét-Ferguson, S., Law, K.L., Proskurowski, G., Murphy, E.K., Peacock, E.E. and Reddy, C.M., 2010. The size, mass and composition of plastic debris in the western North Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 60(10):1873-1878. DOI:10.1016/j.marpolbul.2010.07.020

Naji, A., Esmaili, Z., Mason, S.A. and Vethaak, A.D., 2017. The occurrence of microplastic contamination in littoral sediments of the Persian Gulf, Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(25):20459-20468. DOI:10.1007/s11356-017-9587-z

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

Nasrabadi, T., Nabi, R., Karbassi, A.R. and Mehrdadi, N., 2010. Evaluating the efficiency of sediment metal pollution indices in interpreting the pollution of Haraz River sediments, southern Caspian Sea basin. *Environmental Monitoring and Assessment*, 171(1-4):395-410. DOI:10.1007/s10661-009-1286-x

Okogbue, C.O., Oyesanya, O.U., Anyiam, O.A. and Omonona, V.O., 2017. Assessment of pollution from produced water discharges in seawater and sediments in offshore, Niger Delta. *Environmental Earth Sciences*, 76. DOI:10.1007/s12665-017-6682-x

Oliviero, M., Tato, T., Schiavo, S., Fernandez, V., Manzo, S. and Beiras, R., 2019. Leachates of micronized plastic toys provoke embryotoxic effects upon sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Environmental Pollution*, 247:706–715. DOI:10.1016/j.envpol.2019.01.098

Pittura, L., Avio, C.G., Giuliani, M.E., d'Erricol, G., Keiter, S.H., Cormier, B., Gorbi, S. and Regoli, F., 2018. Microplastics as vehicles of environmental PAHs to marine organisms: combined chemical and physical hazards to the mediterranean mussels, *Mytilus galloprovincialis*. *Frontiers in Marine Science*, 5:103–132. DOI:10.3389/fmars.2018.00103

Prunier, J., Maurice, L., Perez, E., Gigault, J., Pierson-Wickmann, A. and Davranche, M., 2019. Trace metals in polyethylene debris from the North Atlantic subtropical gyre. *Environmental Pollution*, 245:371–379. DOI:10.1016/j.envpol.2018. 10.043

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]

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. DOI:20.1001.1.24234575.1398.6.3.3.7

Radkhah, A.R., Eagderi, S. and Sadeghinejad Masouleh, E., 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. DOI:20.1001.1.24234575.1399.7.1.4.1

Ramazanova, E., Bahetnur, Y., Yessenbayeva, K., Lee, S.H. and Lee, W., 2022. Spatiotemporal evaluation of water quality and risk assessment of heavy metals in the northern Caspian Sea bounded by Kazakhstan. *Marine Pollution Bulletin*, 181:113879. DOI:10.1016/j.marpolbul.2022.113879

Rasta, M., Sattari, M., Taleshi, M.S. and Imanpour Namin, J., 2020. Identification and distribution of microplastics in the sediments and surface waters of Anzali Wetland in the Southwest Caspian Sea, Northern Iran. *Marine Pollution Bulletin*, 160:111541. DOI:10.1016/j.marpolbul.2020.111541

Reddy, M.S., Basha, S., Adimurthy, S. and Ramachandraiah, G., 2006. Description of the small plastics fragments in marine sediments along the Alang-Sosiya ship-breaking yard, India. *Estuarine. Coastal and Shelf Science*, 68:656−660. DOI:10.1016/j.ecss.2006.03.018

Reisser, J.W., Slat, B., Noble, K., du Plessis, K., Epp, M., Proietti, M.C., de Sonneville, 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

Rocha-Santos, T.A.P., and Duarte, A.C., (Eds.). 2017. Characterization and Analysis of Microplastics. In: Comprehensive Analytical Chemistry, Vol. 75. Elsevier.

Rodríguez-Grim´on, R., Campos, N.H. and Castro, I.B., 2021. Effect of maritime traffic on water quality parameters in Santa Marta, Colombia. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9:474. DOI:10.3390/jmse9050474

Saeedi, M., Abessi, O. and Jamshidi, A., 2009. Assessment of heavy metal and oil pollution in surface sediments of South Eastern Caspian Sea using indices. *Journal of Environmental Studies*, 36(53):21-38. DOI:10.1016/publication/286381609 (In Persian)

Shim, W.J., Hong, S.H. and Eo, S., 2018. Marine microplastics: abundance, distribution, and composition. *Microplastic Contamination in Aquatic Environments*, 1-26. DOI:10.1016/B978-0-12-813747-5.00001-1

Simonett, O., 2006. Vital Caspian Graphics; Challenges beyond caviar. Published by UNEP/GRID-Arendal, UNEP and Caspian Environment programme. pp. 1-72.

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]

So, W.K., Chan, K. and Not, C., 2018. Abundance of plastic microbeads in Hong Kong coastal water. *Marine Pollution Bulletin*, 133:500-505. DOI:10.1016/j. marpolbul.2018.05.066

Stolte, A., Forster, S., Gerdts, 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

Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W.G., McGonigle, D. and Russell, A.E., 2004. Lost at sea: where is all the plastic. *Science*, 304: 838. DOI:10.1126/science.1094559

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

Townsend, K.R., Lu, H.C., Sharley, D.J. and Pettigrove, V., 2019. Associations between microplastic pollution and land use in urban wetland sediments. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(22):22551-22561. DOI:10.1007/s11356-019-04885-w

Tsang, Y.Y., Mak, C.W., Liebich, C., Lam, S.W., Sze, E.T. and Chan, K.M., 2017. Microplastic pollution in the marine waters and sediments of Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, 115(1-2):20-28. DOI:10.1016/j.marpolbul.2016.11.003

Tu, C., Chen, T., Zhou, Q., Liu, Y., Wei, J. and Waniek, J., 2020. Biofilm formation and its influences on the properties of microplastics as affected by exposure time and depth in the seawater. *Science of The Total Environment*, 734:139237. DOI:10.1016/j.scitotenv.2020.139237

Turner, A. and Holmes, L.A., 2015. Adsorption of trace metals by microplastic pellets in fresh water. *Environmental Chemistry*, 12(5):600–610. DOI:10.1071/En14143

Vedolin, M.C., Teophilo, C.Y.S., Turra, A. and Figueira, R.C.L., 2018. Spatial variability in the concentrations of metals in beached microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, 129:487–493. DOI:10.1016/j.marpolbul.2017.10.019

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

Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A. and Da Ros, L., 2013. Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 130:54-61. DOI:10.1016/j.ecss.2013.03.022

Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Mu~noz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., Fries, E., Grosbois, C., Klasmeier, J., Marti, T., Rodriguez-Mozaz, S., Urbatzka,

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]

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

Wang, J., Li, J., Liu, S., Li, H., Chen, X. and Peng, C., 2021. Distinct microplastic distributions in soils of different land-use types: a case study of Chinese farmlands. *Environmental Pollution*, 269:116199. DOI:10.1016/j.envpol.2020.116199

Wen, B., Jin, S., Chen, Z., Gao, J., Liu, Y. and Liu, J., 2018a. 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. DOI:10.1016/j.envpol.2018.09. 029

Yang, Y., Liu, W., Zhang, Z., Grossart, H. and Gadd, G.M., 2020. Microplastics provide new microbial niches in aquatic environments. *Journal of Microbiology and Biotechnology*, 104:6501–6511. DOI:10.1007/s00253-020-10704-x

Yu, X., Yan, Y. and Wang, W.X., 2013. The distribution and speciation of trace metals in surface sediments from the Pearl River Estuary and the Daya Bay, Southern China. *Marine Pollution Bulletin*, 60(8):1364–1371. DOI:10.1016/ j.marpolbul.2010.05.012

Yuan, W., Liu, X., Wang, W., Di, M. and Wang, J., 2019. Microplastic abundance, distribution and composition in water, sediments, and wild fish from Poyang Lake, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 170:180-187. DOI:10.1016/j.ecoenv.2018.11.126

Zeinolabedin, Y., Yahyapour, M.S. and Shirzad, Z., 2009. Geopolitics and Environmental Issues in the Caspian Sea, *Caspian Journal of Environmental Sciences*, 7(2):113-121. DOI:10.1016.556508/en

Zhang, K., Su, J., Xiong, X., Wu, X., Wu, C. and Liu, J., 2016. Microplastic pollution of lakeshore sediments from remote lakes in Tibet plateau, China. *Environmental Pollution*, 219:450-455. DOI:10.1016/j.envpol.2016.05.048

Zhang, J., Zhou, F., Chen, C., Sun, X., Shi, Y., Zhao, H. and Chen, F., 2018. Spatial distribution and correlation characteristics of heavy metals in the seawater, suspended particulate matter and sediments in Zhanjiang Bay, China. *PLOS ONE*, 13:0201414. DOI:10.1371/journal.pone.0201414

Zhang, B., Chen, L., Chao, J., Yang, X. and Wang, J., 2020. Research progress of microplastics in freshwater sediments in China. *Environmental Science and Pollution Research* 27:31046–31060. DOI:10.1007/s11356-020-09473-x

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

Zhu, L., Xu, J., Wang, F. and Lee, B., 2011. An assessment of selected heavy metal contamination in the surface sediments from the South China Sea before 1998. *Journal of Geochemical Exploration*, 108(1):1-14. DOI:10.1016/j.gexplo.2010.08.00

[Downloaded from isfj.ir on 2026-10-15]