مقاله علمی - پژوهشی:

بررسی آلودگی میکروپلاستیک در رسوبات بستر ناحیه ساحلی جنوب دریای خزر

میلاد محیطی[۱]، جاوید ایمانپور نمین*[۱]، مسعود ستاری[۱،۲]، مجتبی شکرالهزاده طالشی[۳]

*javidiman@gmail.com

۱- گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه‌سرا، ایران، کد پستی: ٩٦١٩٦-٤٣٦١٩.

۲- گروه بیولوژی دریا، پژوهشکده حوضه آبی خزر، دانشگاه گیلان، رشت، ایران

۳- گروه شیمی دریا، دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی، دانشگاه مازندران، بابلسر، ایران، کد پستی: ١٣٥٣٤-٤٧٤١٦.

تاریخ دریافت: شهریور ۱۳۹۹ تاریخ پذیرش: آبان ۱٤۰۰

چکیده

وجود میکروپلاستیک‌ها (ذرات پلاستیک کوچکتر از ۵ میلی‌متر) در محیط‌های دریایی به دلیل وزن پایین، ماندگاری بالا و خطرآفرینی برای جوامع دریایی مرتبط، باعث نگرانی رو به رشد جهانی شده است. با توجه به طبیعت و خطرات ذرات میکروپلاستیک برای جوامع کفزی و گونه‌های اقتصادی دریای خزر این مطالعه با هدف بررسی پراکندگی میکروپلاستیک‌ها در رسوبات بستر منطقه ساحلی حاشیه جنوبی دریای خزر انجام شد. نمونه‌های رسوب با استفاده از بنتوز گیر ون وین از شش ایستگاه آستارا، بندرانزلی، کیاشهر، رودسر، ساری و بندر ترکمن در زمستان ۱۳۹۷ برداشته شدند. ایستگاه ساری با میانگین ۲۰±۳۴۰ قطعه در یک کیلوگرم از رسوبات خشک بیشترین و ایستگاه بندر ترکمن با ۷۵/۷۱±۱۵۶/۶۶ قطعه در کیلوگرم دارای کمترین فراوانی میکروپلاستیک بودند. اندازه میکروپلاستیک‌ها ۹/۷- ۰/۲ میلی‌متر متغیر بود و بیشتر میکروپلاستیک‌های یافت شده (۳۵/۵۴ ٪) اندازه ۲-۱ میلی‌متر داشتند. میکروپلاستیک‌های استخراج شده عمدتاً رشته‌ای بودند و میکروپلاستیک‌های قطعه‌ای و فیلم هم مشاهده شدند. در نمونه‌های بررسی شده تنوع رنگی بالایی مشاهده شد که رنگ‌های آبی (۶۳/۸۵ ٪) و قهوه‌ای (۲۰/۳۱ ٪)، دارای بیشترین فراوانی بودند. با استفاده از آنالیز ATR-FTIR، ۴ نوع پلیمر سلوفون، پلی‌اتیلن، پلی‌پروپیلن و پلی‌وینیل استات شناسایی شدند. فراوان‌ترین میکروپلاستیک شناسایی شده سلوفون بود. در پایان یک نتیجه گیری مشخص ارائه شود و از کلی گویی خودداری گردد.

لغات کلیدی: میکروپلاستیک، آلودگی، دریای خزر، رسوب، ATR-FTIR

*نویسنده مسئول

[Downloaded from isfj.ir on 2025-07-16]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1400.30.6.4.9]

مقدمه

پلیمرهای آلی، درشت مولکول‌هایی حاصل از پلیمریزاسیون واحدهای مونومر هستند و در آنها زنجیره مولکولی اصلی حداقل تا حدی از اتم‌های کربن تشکیل شده‌اند که به صورت طبیعی (پلی‌ساکاریدها، پروتئین‌ها و هیدروکربن‌ها)، مصنوعی (ترموپلاستیک‌ها و ترموست‌ها) و نیمه مصنوعی (رایون، متیل سلولز و سلولز استات) طبقه‌بندی می‌شوند (Gad, 2014). تولید جهانی پلیمرهای آلی مصنوعی که پلاستیک نامیده می‌شوند، در حال حاضر حدود ۳۵۹ میلیون تن در سال تخمین زده شده است (Tournier *et al*., 2020). تولید و افزایش استفاده از کالاهای یکبار مصرف، همراه با میزان اندک تجزیه‌پذیری آنها، همگی در مشکل زیست‌محیطی انباشت مواد پلاستیکی در زیستگاه‌های طبیعی نقش داشته‌اند (Barnes *et al*., 2009).

آلودگی‌های میکروپلاستیک (ذرات پلاستیکی با اندازه کمتر از ۵ میلی‌متر) در محیط‌های آبی، توجه پژوهشگران و رسانه‌های عمومی را جلب کرده است (Van Kleunen *et al*., 2020). ضایعات پلاستیکی شامل هر نوع ماده دور ریختنی حاصل از فعالیت‌های انسانی، صنعتی و تولید مواد پلاستیکی است که صرف نظر از اندازه و فراوانی آن، در دریا و سواحل یافت می‌شوند و به صورت غیر مستقیم از طریق رودخانه‌ها، جویبارها، سیستم‌های تصفیه فاضلاب شهری، سیلاب و باد وارد دریا یا اقیانوس می‌شوند. بیشترین پلاستیک‌های تولیدی شامل پلی‌پروپیلن (PP)، پلی‌اتیلن (PE)، پلی‌وینیل کلراید (PVC)، پلی‌اتیلن ترفتالات (PET) و پلی‌استایرن (PS) می‌باشند (Löder *et al*., 2015). بسیاری از زباله‌های پلاستیکی از خشکی نشأت می‌گیرند و بخش‌های زیادی از آنها از طریق رودخانه‌ها وارد اقیانوس می‌شوند (UNEP, 2005). میکروپلاستیک‌ها می‌توانند به صورت اولیه یا ثانویه یافت شوند. این ذرات ممکن است مستقیما به عنوان میکروپلاستیک اولیه مانند ذرات به‌کار رفته در مواد ساینده صنعتی و محصولات آرایشی وارد محیط شوند. میکروپلاستیک‌های ثانویه از تخریب محیطی قطعات بزرگتر تولید می‌شوند. میکروپلاستیک‌ها در آبهای اقیانوسی، رسوبات اعماق دریا، یخ دریا و موجودات زنده دریایی مشاهده شده‌اند (Lusher *et al*., 2015).

تجمّع پلاستیک در محیط زیست دریایی پیامدهای منفی مختلفی از جمله، تأثیر منفی ضایعات از نظر زیبایی‌شناسی، هزینه‌های اقتصادی برای تمیز کردن سواحل، اثرات نامطلوب زیست شناختی و زیست محیطی ایجاد می‌کند به‌طوری‌که بر اساس آخرین تخمین‌های محافظه کارانه برنامه زیست محیطی سازمان ملل (UNEP)، در هر سال بالغ بر ۱۳ میلیارد دلار خسارت اقتصادی به بوم‌سازگان دریایی وارد می‌کند (UNEP, 2018a,b). به‌علاوه، به‌واسطه اندازه کوچک آنها، ممکن است موجودات زنده مختلف مانند: پلانکتون‌ها، صدف‌ها، ماهی‌ها و... آنها را مصرف کنند (Browne *et al*., 2008; Cole *et al*., 2013; de Sá *et al*., 2015). عدم تغذیه، گرسنگی طولانی‌مدّت و کاهش جمعیت ماهیان، از نتایج بالقوه مصرف طولانی‌مدّت ماهیان از میکروپلاستیک‌هاست (Boerger *et al*., 2010; Cole *et al*., 2011). ممکن است اثر مشابهی در موجودات زنده دریایی با اندازه کوچک‌تر مانند زئوپلانکتون‌ها، صدف‌ها، بندپایان و میگوها ایجاد کنند (Welden and Cowie, 2016). میکروپلاستیک‌ها ممکن است حامل آلاینده‌های آلی آبگریز و فلزات سنگین نیز باشند. این آلاینده‌ها می‌توانند در محیط آبی باقی بمانند، انباشته شده و باعث مسمومیت موجودات دریایی شوند (Ogata *et al*., 2009; Zarfl and Matthies, 2010; Brennecke *et al*., 2016).

دریای خزر بزرگترین بدنه آبی محصور در خشکی است و هیچ خروجی ندارد. منبع اصلی آب آن رود ولگا می‌باشد و در مرحله بعد اترک، کاما و سفیدرود آن را تغذیه می‌کنند. شوری آن ۱۳ ppt و چگالی آب دریای خزر حدود $Kg.m^{-3}$ ۸/۴-۱۰۰۵/۱۰۱۰ به‌ترتیب از سطح تا بستر آب تغییر می‌کند (Jamshidi and Abu Bakar, 2010; Nejat *et al*., 2018). مطالعات اخیر که بر ضایعات دریایی انجام شده است، در خصوص تعداد رو به افزایش قطعات میکروپلاستیک در محیط زیست و توان بالقوه اثرات سمی این ذرات در محیط زیست دریا هشدار می‌دهند. بررسی‌ها نشان می‌دهد که حدود ۵۰٪ از جمعیّت جهان در نزدیکی

[Downloaded from isfj.ir on 2025-07-16]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1400.30.6.4.9]

ساحل زندگی می‌کنند (Sherbinin *et al*., 2007) که باعث تحمیل استرس زیست محیطی به این نواحی می شود (Agardy *et al*., 2005).

اگرچه مطالعات زیادی بر آلودگی‌های میکروپلاستیک در سواحل شنی، رسوبات دریایی، تالاب‌ها، آبهای پلاژیک دریاها و اقیانوس‌ها در سراسر جهان انجام شده است، اطلاعات اندکی در مورد توزیع و پراکندگی میکروپلاستیک‌ها در بوم‌سازگان آبی کشور وجود دارد. دریای خزر از نظر آلودگی‌های مختلف از جمله آلودگی نفتی و فلزات سنگین در پژوهش‌های مختلف بررسی شده است (صادقی‌راد و همکاران، ۱۳۸۸؛ نصراله‌زاده ساروی و همکاران، ۱۳۹۶؛ de Mora *et al*., 2004; Bayramov *et al*., 2018) امّا از نظر آلودگی میکروپلاستیک کمتر مورد توجّه قرار گفته است. از معدود بررسی‌های انجام شده در این حوزه می‌توان به مطالعه Mataji و همکاران (۲۰۲۰) بر رسوب ساحل دریای خزر و Mehdinia و همکاران (۲۰۲۰) بر رسوب بستر ناحیه نزدیک به ساحل در استان مازندران اشاره کرد و حضور و پراکنش آلودگی میکروپلاستیک بر بستر سایر نواحی دریای خزر بررسی نشده است. این امر ضرورت انجام این تحقیق را مشخص می‌کند. بنابراین، مطالعه حاضر از معدود پژوهش‌های انجام شده بر رسوبات بستر کل ناحیه جنوبی دریای خزر است که می‌تواند زمینه انجام مطالعات بعدی را فراهم نماید.

مواد و روش کار

در پژوهش حاضر، پراکنش میکروپلاستیک‌ها در رسوبات دریای خزر در شش ایستگاه (ناحیه) بندر ترکمن، ساری، رودسر، بندر کیاشهر، بندر انزلی و بندر آستارا بررسی شد. انتخاب ایستگاه‌ها با توجه به منابع آلاینده و خصوصیات محیطی صورت گرفت. مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های مورد مطالعه در جدول ۱ ارائه شده است. همچنین موقعیت ایستگاه‌ها در شکل ۱ قابل مشاهده است. برای تهیه نقشه موجود در شکل ۱ از نرم افزار Arcmap نسخه ۱۰/۳/۱ استفاده شده است.

جدول ۱: مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری از رسوبات در سواحل جنوب دریای خزر- ۱۳۹۷.

Table 1: Geographical coordinates of sediments sampling stations on the southern shores of the Caspian Sea- 2018

نام ایستگاه	عرض جغرافیایی (شمالی)	طول جغرافیایی (جنوبی)
بندر ترکمن	۳۶°۵۶'۳۷''	۵۳°۵۷'۴''
ساری	۳۶°۵۲'۹''	۵۳°۶'۱۹''
رودسر	۳۷°۱۵'۵۸''	۵۰°۳۳'۱۲''
بندر کیاشهر	۳۷°۳۵'۴۵''	۵۰°۷'۲۸''
بندر انزلی	۳۷°۳۴'۲۷''	۴۹°۲۹'۴۰''
بندر آستارا	۳۸°۲۹'۵۰''	۴۹°۴'۲۲''

نمونه‌برداری از رسوبات بستر منطقه جنوبی سواحل دریای خزر در دی ماه ۱۳۹۷ با استفاده از گرب ون وین (Van Veen Grab) با به‌کارگیری قایق موتوری در عمق ۵-۲ متر انجام شد. حدود ۱۰۰۰ گرم از نمونه‌های رسوب در هر ایستگاه از نقاط مختلف جمع‌آوری و در یک ظرف شیشه‌ای، نگهداری و به آزمایشگاه منتقل شدند. رسوبات به مدّت ۴۸ ساعت در آون ۵۰ درجه سانتی‌گراد قرار گرفتند تا کاملاً خشک شوند (Vianello *et al*., 2013).

برای جداسازی ذرات، نمونه‌ها پس از خشک شدن با استفاده از الک با چشمه بزرگ‌تر از ۵ میلی‌متر غربال شدند. برای جداسازی میکروپلاستیک‌ها از نمونه‌های جمع‌آوری شده از روش شناورسازی استفاده شد. محلول‌های NaCl، $ZnCl_2$، $KHCO_2$، $CaCl_2$ و NaI برای این کار استفاده می‌شوند (Nuelle *et al*., 2014; Stolte *et al*., 2015). محلول اشباع کلرید سدیم (NaCl) به دلیل اقتصادی بودن و نداشتن اثرات سمی ارجح از سایر ترکیبات می‌باشد. در مطالعه حاضر، برای جداسازی میکروپلاستیک‌ها، از محلول کلرید سدیم ۱/۲ g/cm^3 استفاده شد (Graca *et al*., 2017). ۱۰۰ گرم از رسوب هر ایستگاه با استفاده از یک قاشق استیل ضد زنگ با ترازوی دیجیتال با دقت ۰/۱ گرم، توزین و داخل بشر یک لیتری ریخته شد. سپس ۸۰۰ میلی‌لیتر محلول اشباع شده NaCl افزوده شده و جهت شناورسازی میکروپلاستیک‌ها به مدّت ۱۵-۱۰ دقیقه با استفاده از قاشق استیل کاملاً به‌هم زده شد. پس از گذشت

[Downloaded from isfj.ir on 2025-07-16]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1400.30.6.4.9]

۳۰ دقیقه رسوبات ته‌نشین شده و شناورسازی انجام شد. مایع رویی یا فاز فوقانی آن (سوپرناتانت) با استفاده از قیف شیشه‌ای روی کاغذ صافی نیتروسلولزی ۵ میکرومتری فیلتر شدند (Hidalgo-Ruz *et al*., 2012). مراحل مذکور برای هر نمونه ۳ بار تکرار شد تا همه ذرات از رسوبات جدا شوند. برای هر ایستگاه سه نمونه ۱۰۰ گرمی به مذکور، شناورسازی و جداسازی شدند. در مرحله بعد کاغذ صافی در آون ۶۰ درجه سانتی‌گراد قرار داده شد تا نمونه‌ها کاملاً خشک شوند. پس از خشک شدن نمونه‌ها، ذرات با استفاده از یک دستگاه استریومیکروسکوپ با بزرگنمایی ۴۰x بررسی و ذرات میکروپلاستیک با استفاده از یک پنس ریز از دیگر اجزا جدا شدند. تمامی ذرات میکروپلاستیک جدا شده با استفاده از دوربین دیجیتال عکس‌برداری شدند. تعیین شکل و رنگ به کمک استریومیکروسکوپ و تعیین اندازه با استفاده از عکس‌های تهیه شده با جزئیات عکسبرداری یکسان از نمونه‌ها با نرم افزار Digimizer انجام شد.

شکل ۱: مشخصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری و منابع آلودگی میکروپلاستیک در سواحل جنوب دریای خزر -۱۳۹۷

Figure 1: Characteristics of sampling stations and sources of microplastic contamination on the southern Caspian Sea coasts- 2018

شناسایی پلیمری میکروپلاستیک‌ها به‌وسیله دستگاه طیف سنجی مادون قرمز تبدیل فوریه (FTIR) مجهز به ATR، مدل نیکولت نکسوز ۴۷۰ ساخت شرکت ترمونیکولت آمریکا، متصل به نرم‌افزار OMNIC، با سطح آنالیزور کریستال ZnSe، انجام شد. محدوده مورد بررسی cm^{-1} ۶۵۰-۴۰۰۰ بود. قبل از هر آزمون دستگاه کالیبره شده و سپس طیف‌ها به منظور تفکیک و شناسایی پلیمرهای میکروپلاستیک با توجه به شکل و موقعیت پیک‌ها ارزیابی شدند. برای شناسایی پلیمرها، میکروپلاستیک‌های با ریخت‌شناسی یکسان از ایستگاه ساری (به دلیل فراوانی بالاتر) بررسی شدند.

برای تجزیه وتحلیل آماری از نرم افزار SPSS نسخه ۲۶ استفاده شد. داده‌ها ابتدا برای اطمینان از نرمال بودن با آزمون کولموگروف- اسمیرنوف بررسی شدند. سپس از

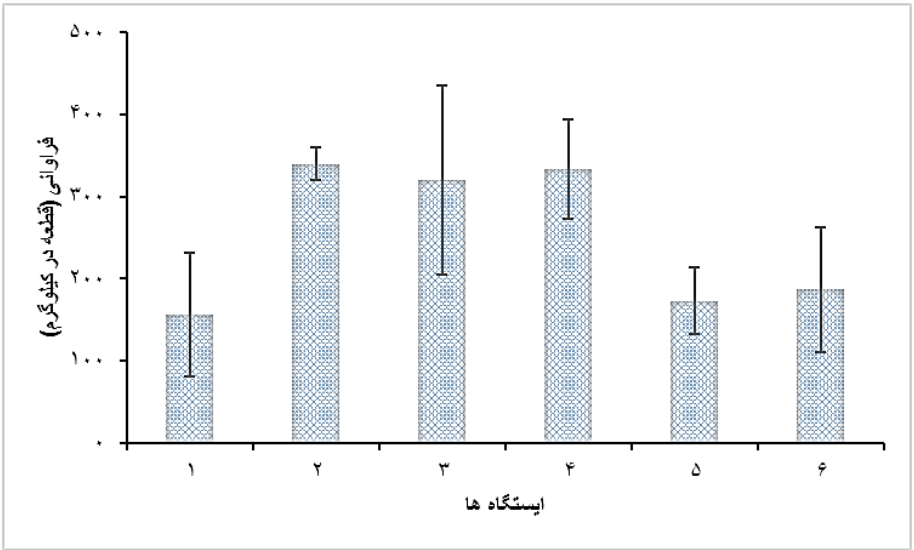
[Downloaded from isfj.ir on 2025-07-16]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1400.30.6.4.9]

آزمون تجزیه واریانس یک طرفه (One-Way ANOVA) در سطح اطمینان ۹۵٪، و برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون کمترین اختلاف معنی‌دار (LSD) استفاده شد. برای ترسیم نمودارها از نرم افزار Excel نسخه ۲۰۱۹ استفاده شد.

نتایج

این پژوهش در زمستان ۱۳۹۷ بر آلودگی میکروپلاستیکی رسوبات بستر منطقه ساحلی جنوبی دریای خزر انجام شد. در تمامی ایستگاه‌های مورد بررسی آلودگی میکروپلاستیک مشاهده شد. با توجه به نتیجه آزمون کولموگروف-اسمیرنوف و نرمال بودن داده‌ها (p= ۰/۲) برای مقایسه فراونی میکروپلاستیک ایستگاه‌ها از آزمون تجزیه واریانس یک طرفه استفاده شد. نتیجه این آزمون نشان داد بین ایستگاه‌های مورد نمونه‌برداری اختلاف معنی‌دار وجود دارد (p value=۰/۰۱۵). مشاهدات میکروسکوپی نمونه‌ها نشان داد که ایستگاه ساری با ۲۰±۳۴۰ قطعه در یک کیلوگرم از رسوبات خشک بیشترین فراوانی میکروپلاستیک و ایستگاه بندر ترکمن با ۷۵/۷۱±۱۵۶/۶۶ قطعه در کیلوگرم دارای کمترین فراوانی بود. میانگین میکروپلاستیک‌های یافت شده در شش ایستگاه ۱۰۱/۸۷±۲۵۱/۶۶ بود. نتایج آزمون LSD نشان داد که بین میانگین فراوانی میکروپلاستیک‌ها در ایستگاه ساری با ایستگاه‌های بندر ترکمن (p=۰/۰۰۸)، بندر انزلی (p=۰/۰۱۴) و آستارا (p=۰/۰۲۲) اختلاف معنی‌دار وجود دارد. همچنین فراونی میکروپلاستیک‌ها در ایستگاه رودسر با ایستگاه‌های بندر ترکمن (p=۰/۰۱۶)، بندر انزلی (p=۰/۰۲۷) و آستارا (p=۰/۰۴۱) دارای اختلاف معنی‌دار می‌باشد. بندرکیاشهر نیز با ایستگاه‌های بندر ترکمن (p=۰/۰۱)، بندرانزلی (p=۰/۰۱۸) و آستارا (p=۰/۰۲۷) دارای اختلاف معنی‌دار بود. بین ایستگاه‌های ساری، رودسر و بندر کیاشهر از نظر فراوانی میکروپلاستیک‌ها اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد. میانگین فراوانی میکروپلاستیک‌ها در ایستگاه‌های مورد نمونه‌برداری در شکل ۲ و برخی نمونه‌های یافت شده از ایستگاه‌های مورد نمونه‌برداری در شکل ۳ نشان داده شده است.

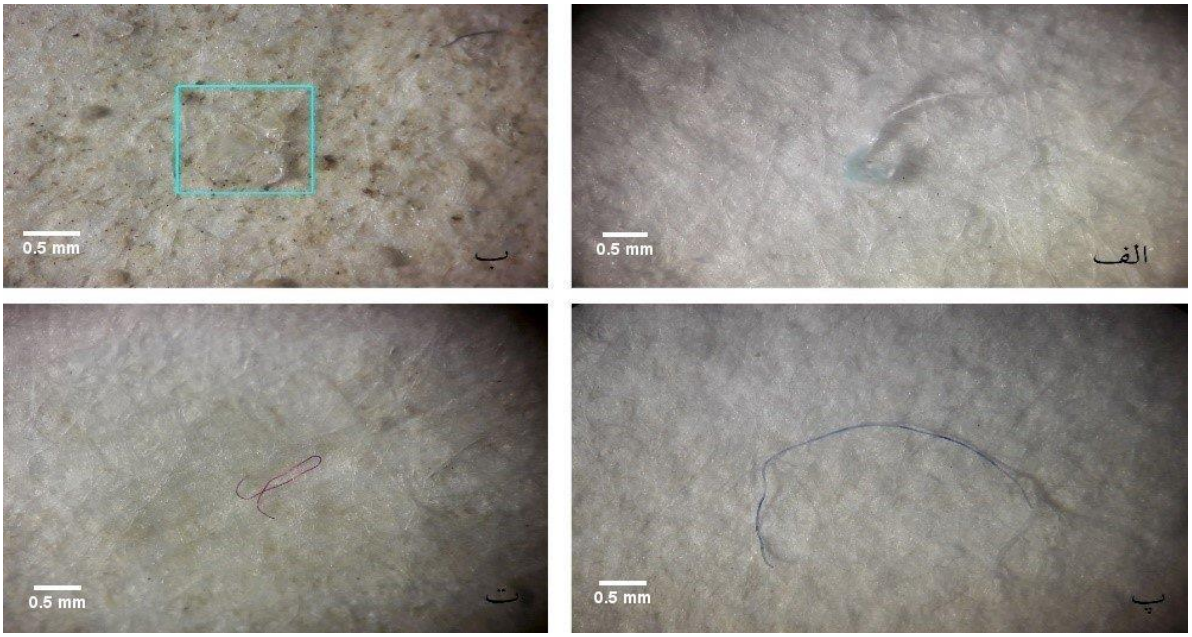


شکل۲: میانگین فراوانی میکروپلاستیک‌ها در شش ایستگاه نمونه‌برداری شده: ۱= بندر ترکمن، ۲= ساری، ۳= رودسر، ۴= بندر کیاشهر، ۵= بندرانزلی، ۶= بندر آستارا- سال ۱۳۹۷

Figure 2: Mean of microplastics in six sampling stations: 1- Bandar Turkman, 2- Sari, 3- Rudsar, 4- Bandar Kiashahr, 5- Bandar Anzali, 6- Bandar Astara- 2018

[Downloaded from isfj.ir on 2025-07-16]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1400.30.6.4.9]



شکل ۳: نمونه‌های یافت شده در ایستگاه‌های مورد نمونه‌برداری: الف: قطعه‌ی آبی، ب: فیلم شفاف، پ: رشته‌ی آبی، ت: رشته‌ی بنفش- سال ۱۳۹۷

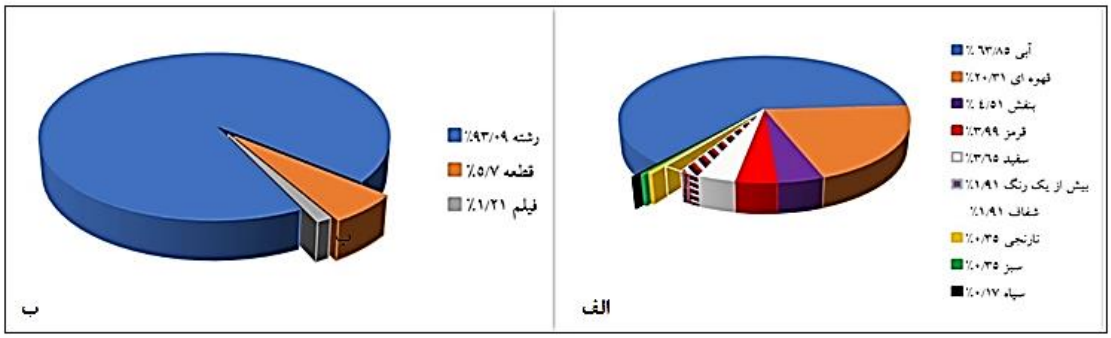
Figure 3: Samples found at sampling stations: a: Blue fragment, b: Transparent film, c: Blue fiber, d: Purple fiber-2018

میکروپلاستیک‌های جمع‌آوری شده از منطقه ساحلی جنوب دریای خزر از نظر شکل، اندازه و رنگ طبقه بندی شدند. بیشترین فراوانی را میکروپلاستیک‌های رشته‌ای (٪۹۳) و کمترین فراوانی را فیلم‌ها (٪۱/۲۱) برخوردار بودند. همچنین از نظر اندازه به ۷ دسته ۰/۵>، ۵-۰/۱، ۱-۲، ۳-۲، ۴-۳، ۵-۴ و ۵< میلی متر تقسیم شدند. نتایج نشان داد که گروه ۲-۱ میلی‌متر با ٪۳۵/۵۴ دارای بیشترین فراوانی بودند درحالی‌که گروه ۵-۴ با ٪۲/۷۳ از کمترین فراوانی برخوردار بودند. همچنین از نظر رنگ آبی و قهوه‌ای به‌ترتیب با ٪۶۳/۸۵ و ٪۲۰/۳۱ بیشترین و رنگ سیاه با ٪۰/۱۷ دارای کمترین فراوانی بودند. درصد اشکال مختلف و نمودار طبقه‌بندی رنگ‌ها در شکل ۴ قابل مشاهده است. در شکل ۵ نیز طبقه‌بندی میکروپلاستیک‌ها براساس اندازه نشان داده شده است.

نتایج حاصل از آنالیز ATR-FTIR بر ذرّه قطعه‌ای آبی رنگ، پیک‌هایی در $۲۹۱۰\ cm^{-1}$، $۲۸۴۵\ cm^{-1}$، $۱۴۶۷\ cm^{-1}$ و $۷۱۷\ cm^{-1}$ نشان داد که طیف حاصل مشابه طیف استاندارد پلی‌اتیلن کم چگال[1] است. ذرّه رشته‌ای سرمه‌ای با پیک‌های $۳۲۸۰\ cm^{-1}$، $۲۸۹۳\ cm^{-1}$، $۱۶۴۹\ cm^{-1}$، $۱۳۶۵\ cm^{-1}$، $۱۰۴۲\ cm^{-1}$، $۸۹۹\ cm^{-1}$ به طیف استاندارد سلوفون نزدیک بود. از آنالیز ذرّه رشته‌ای قهوه‌ای رنگ، پیک‌های $۲۹۵۴\ cm^{-1}$-$۲۸۴۸\ cm^{-1}$، $۱۴۵۵\ cm^{-1}$ و $۱۳۷۵\ cm^{-1}$ به‌دست آمد که طیف حاصل مشابه با طیف استاندارد پلی‌پروپیلن[2] است. همچنین ذرّه رشته‌ای قهوه‌ای دیگری با پیک‌های $۲۹۳۶\ cm^{-1}$، $۱۷۳۴\ cm^{-1}$، $۱۴۴۶\ cm^{-1}$، $۱۳۷۱\ cm^{-1}$، $۱۲۳۳\ cm^{-1}$ و $۱۰۶۱\ cm^{-1}$ نزدیک به طیف استاندارد پلی وینیل استات[3] شناسایی شد. در میان نمونه‌هایی که به وسیله ATR-FTIR مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند، سلوفون فراوان‌ترین میکروپلاستیک بود (شکل ۶).

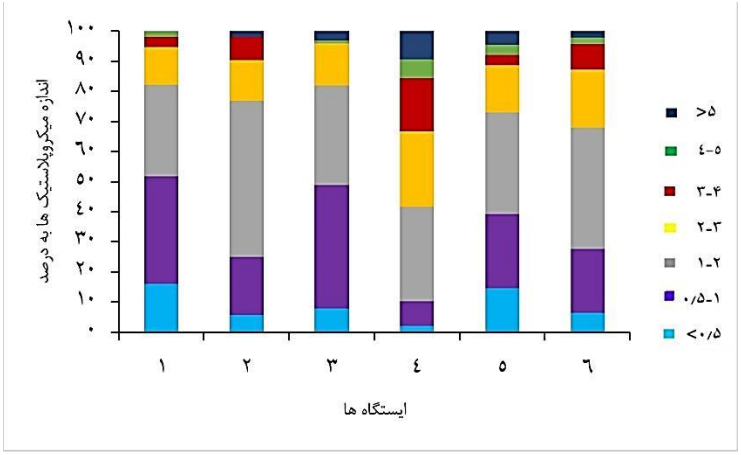
[1] Low Density Polyethylene
[2] Polypropylene
[3] Polyvinyl Acetate

[Downloaded from isfj.ir on 2025-07-16]
[DOR: 20.1001.1.10261354.1400.30.6.4.9]



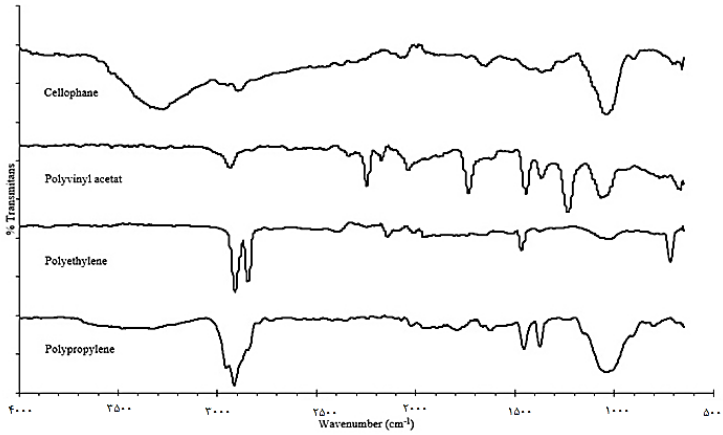
شکل ۴: الف: ترکیب رنگی میکروپلاستیک‌ها در نمونه‌های رسوب سواحل جنوب دریای خزر. ب: درصد میکروپلاستیک‌های استخراج شده بر اساس شکل

Figure 4: a: Color composition of microplastics in sediment samples of the southern Caspian Sea coasts. b: Percentage of extracted microplastics based on shape.



شکل ۵: اندازه میکروپلاستیک‌های استخراج شده از نمونه‌های رسوب در سواحل جنوبی دریای خزر، ۱: بندر آستارا، ۲: بندرانزلی ۳: بندر کیاشهر،۴: رودسر، ۵: ساری، ۶: بندرترکمن

Figure 5: Size of microplastics extracted from sediment samples of the southern Caspian Sea coasts, 1: Bandar Astara, 2: Bandar Anzali, 3: Bandar Kiashahr, 4: Rudsar, 5: Sari, 6: Bandar Turkman.



شکل ۶: طیف ATR-FTIR میکروپلاستیک‌های یافت شده در رسوبات

Figure 6: ATR-FTIR spectrum of microplastics found in sediments

[Downloaded from isfj.ir on 2025-07-16]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1400.30.6.4.9]

بحث

مقایسه فراوانی میکروپلاستیک‌ها در پژوهش‌های مختلف باید با احتیاط انجام شود زیرا در روش‌های نمونه برداری، آماده‌سازی نمونه‌ها و شناسایی بصری، تفاوت‌های قابل ملاحظه‌ای وجود دارد (Hidalgo-Ruz *et al*., 2012). در مطالعه حاضر میانگین فراوانی میکروپلاستیک‌ها ۲۰±۳۴۰ الی ۷۵/۷۱±۱۵۶/۶۶ قطعه در کیلوگرم رسوب خشک متغیر بود. اطلاعات اندکی در خصوص آلودگی میکروپلاستیک در دریای خزر وجود دارد. در مطالعات مشابه که اخیرا توسط محققین (Mataji *et al*., 2020) در استان مازندران بر روی میکروپلاستیک‌های ساحل انجام شد، بیشترین غلظت میکروپلاستیک‌ها با ۱۱۶±۳۶۰ قطعه در کیلوگرم در ایستگاه نور بوده است و کمترین غلظت ۱۱۲±۱۲ قطعه در کیلوگرم در ایستگاه محمود آباد گزارش شده است. نتایج تحقیقات انجام شده سایر محققین (Mehdinia *et al*., 2020) بر رسوبات ساحلی دریای خزر در استان مازندران نشان داد که غلظت میکروپلاستیک‌ها ۲۵-۳۳۰ قطعه در کیلوگرم متغیر بود که در این بین ایستگاه رامسر بیشترین و عباس آباد دارای کمترین فراوانی بودند. در مطالعه‌ای (۲۰۱۵) در نواحی ساحلی هنگ کنگ، میانگین فراوانی میکروپلاستیک‌ها در رسوبات ۲۷۹-۴۹ قطعه در کیلوگرم گزارش شده است (Tsang *et al*., 2017). بیشترین غلظت میکروپلاستیک‌ها در سواحل بلژیک ۳۲/۶±۳۹۰/۷ عنوان شده است. بنابراین، می‌توان گفت که نتایج مطالعه حاضر با تحقیقات فوق هم‌سویی دارد. یافتن منبع بسیاری از ذرات دریایی دشوار است، زیرا نقطه ورود آنها در خشکی یا دریا اغلب واضح نیست و سرنوشت آنها تحت تاثیر تحرّکات دریایی نیز قرار می‌گیرد. خارج از فعالیت‌های دریایی، همه فعالیت‌های انسانی، خواه در نواحی ساحلی واقع باشند یا نباشند، فاضلاب تولید می‌کنند که ممکن است به سمت دریا هدایت شوند. محل‌های غیر مجاز دفن زباله به‌خصوص مناطقی که در ساحل یا نزدیکی آبراه‌ها قرار دارند، منبع اصلی زباله‌ها در رودخانه‌ها و سواحل هستند (Monaco and Prouzet, 2014). درخصوص ایستگاه ساری که در منطقه فرح آباد واقع بود، بار آلودگی را می‌توان ناشی از ورود آب رودخانه تجن، زباله‌های رها شده گردشگران در منطقه ساحلی و نیز فعالیّت‌های صید و صیادی دانست. با توجه به وجود مراکز اقامتی و تفریحی سازمان‌های مختلف و سایر مراکز اقامتی در نزدیکی منطقه مورد اشاره که در طول سال پذیرای جمعیّت زیادی از مسافران هستند، می‌توان سهم قابل توجهی از آلودگی مذکور را ناشی از گردشگری دانست. زیرا پلیمرهای یافت شده عمدتاً در محصولاتی که به‌سرعت مصرف می‌گردند و زباله آنها را گردشگران در منطقه رها می‌کنند، مورد استفاده هستند. از سویی، میکروپلاستیک‌ها که به صورت مستقیم یا غیر مستقیم از طریق فاضلاب‌ها و رواناب‌ها به دریا وارد می‌شوند، در مناطقی با تراکم جمعیت بالا بیشتر مورد انتظار هستند (Derraik, 2002). فعالیت‌های حاصل از مناطق شهری (اعم فعالیت‌های صنعتی و انسانی) به‌خصوص فعالیت‌های گسترده قایقرانی و ماهی‌گیری در منطقه مذکور، می‌توانند از علل عمده فراوانی بیشتر ذرات در این ایستگاه باشند (Derraik, 2002; Ryan *et al*., 2009). همچنین رودخانه سفیدرود، رودخانه‌های جاری در سطح شهر رودسر و سایر نواحی این شهرستان، رودخانه‌های گرگانرود و قره‌سو در منطقه بندرترکمن، رودهای جاری در آستارا و رودخانه‌های زرجوب و گوهر رود (که بار آلودگی بالایی دارند و از آلوده ترین رودهای استان گیلان هستند) که به تالاب انزلی و متعاقباً دریای خزر می‌ریزند می‌توانند حمل کننده این آلودگی به دریای خزر باشد. از سوی دیگر، Rasta و همکاران (۲۰۲۰) غلظت بالایی از آلودگی میکروپلاستیک‌ها را در رسوبات (۳۶۹۰-۱۱۳ قطعه در یک کیلوگرم از رسوبات خشک) و آبهای سطحی (۴/۴۱-۰/۱۹ قطعه در متر مکعب آب)، تالاب انزلی گزارش کردند و بیان نمودند که تالاب انزلی می‌تواند یک مسیر مهم برای انتقال میکروپلاستیک‌ها به دریای خزر باشد. فعالیت‌های صیادی و قایقرانی در ایستگاه‌های مورد نمونه‌برداری نیز می‌تواند دلیل دیگری بر حضور این ذرات در دریای خزر باشند.

۹۳/۰۹٪ از نمونه‌های یافت شده در این تحقیق رشته‌ای بودند و سهم میکروپلاستیک‌های قطعه‌ای و فیلم به‌ترتیب ۵/۷٪ و ۱/۲۱٪ بود. حضور میکروپلاستیک‌های رشته‌ای و قطعه‌ای در محیط زیست دریایی نشان می‌دهد که فراوانی میکروپلاستیک‌ها بیشتر ناشی از میکروپلاستیک‌های ثانویه

[Downloaded from isfj.ir on 2025-07-16]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1400.30.6.4.9]

است تا اولیه. رشته‌ها ممکن است از پارچه‌ها نشأت گیرند. برای مثال، بر اثر شست و شوی لباس‌ها (Napper and Thompson, 2016). بنابراین، دارای یک منشأ ورود اصلی از خشکی هستند. تورها، طناب‌ها و نخ‌های مورد استفاده در ماهیگیری و مزارع پرورش ماهی، از سایر منابع میکروپلاستیک‌های رشته‌ای هستند (Jang *et al*., 2014). بیشترین ذرات میکروپلاستیک مشاهده شده در این پژوهش (۳۵/۵۴ ٪) در دامنه طولی ۲-۱ میلی متر قرار داشتند و کمترین فراوانی (۲/۷۳ ٪) را نیز ذرات میکروپلاستیک با ابعاد ۵-۴ میلی‌متر دارا بودند. در بررسی Mehdinia و همکاران (۲۰۲۰) گروه ۵۰۰-۲۵۰ میکرومتری دارای بیشترین فراوانی بودند. همچنین در مطالعه دیگری که بر رسوبات سواحل دریای خزر در استان مازندران انجام شد، بیشتر میکروپلاستیک‌های یافت شده در محدوده ۴/۷۵-۱ میلی‌متر قرار داشتند (Mataji *et al*., 2020). در مطالعه مشابه دیگری که در سواحل بلژیک انجام شد، بیشتر نمونه‌های جمع آوری شده اندازه‌ای بین ۳۸ میکرومتر الی ۱ میلی متر داشتند (Claessens *et al*., 2011). فرآیندهایی که بر میکروپلاستیک‌ها اتفاق می‌افتد یا به عبارت دیگر، سرنوشت و رفتار میکروپلاستیک‌ها، به اندازه آنها بستگی دارد. برای مثال، سرعت غرق شدن و حرکت میکروپلاستیک‌ها تحت تأثیر اندازه آنهاست (Kowalski *et al*., 2016). علاوه‌براین، نرخ جذب موجودات زنده از میکروپلاستیک‌ها، مدّت زمان ماندگاری در دستگاه گوارش و اثرات زیست شناختی آنها بر موجودات زنده که معمولاً منفی نیز هست، تابعی از اندازه ذرات می‌باشد (Browne *et al*., 2008; Lee *et al*., 2013).

در بررسی رنگ میکروپلاستیک‌ها نیز در بررسی حاضر غالبیت با رنگ آبی بود و ۶۳/۸۵٪ از نمونه‌های ذرات میکروپلاستیک از طیف رنگ آبی برخوردار بودند. پس از رنگ آبی نیز رنگ قهوه‌ای با ۲۰/۳۱٪ قرار داشت. کمترین فراوانی با ۰/۱۷٪ مربوط به رنگ سیاه بود. در مطالعات دیگری از آنالیز طیف رنگی برای تشخیص منشأ میکروپلاستیک‌ها استفاده شده است. در پژوهشی که در برزیل انجام شد، درصد بالایی از میکروپلاستیک‌های آبی رنگ (۶۰٪) مربوط به محصولات بهداشتی و بطری‌های پلاستیکی آبی رنگ بودند (Castro *et al*., 2016). در مطالعه حاضر نیز غالبیت رنگ آبی احتمالا ناشی از بطری‌های رها شده گردشگران در محیط و رنگ‌های سبز، قرمز و بنفش ناشی از تورهای ماهیگیری و طناب‌های ادوات صیادی هستند. در بررسی آلودگی‌های میکروپلاستیک که در دریای بالیتیک (سواحل روستوک آلمان) انجام گرفته، میکروپلاستیک‌های رنگی عمدتاً ناشی از توریسم و تجهیزات و ادوات صیادی ماهیگیری گزارش شده است (Stolte *et al*., 2015). اگرچه برخی فلزات به‌ویژه فلزات سنگین مانند جیوه و کادمیوم از ترکیب رنگدانه‌های مورد استفاده در رنگ کردن پلاستیک‌ها ممنوع شده‌اند، اما رنگ میکروپلاستیک‌ها هنوز با برخی فلزات و رنگدانه‌های آلی مرتبط است. بنابراین، میکروپلاستیک‌های رنگی ممکن است مسیری برای آزاد سازی عناصر سمّی در منابع آبهای شیرین و دریایی و خاک باشند (Imhof *et al*., 2016).

در این مطالعه پلیمرهای سلوفون، پلی اتیلن، پلی پروپیلن و پلی وینیل استات شناسایی شدند. سلوفون یک ماده نیمه مصنوعی معمول است که به طور وسیعی در بسته‌بندی مواد غذایی، بسته‌بندی سیگار و صنایع فایبرگلاس استفاده می‌شود (Yang *et al*., 2015). سلوفون یافت شده ممکن است از تخریب فیلم‌های سلوفون موجود در محیط زیست یا محصولات فایبرگلاس نشأت گرفته باشد. در مطالعات مختلفی سلوفون به عنوان فراوان‌ترین میکروپلاستیک مشاهده شده مورد تاکید قرار گرفته است. (Zhang *et al*., 2019). پلی‌اتیلن کاربردهای بسیار متنوعی دارد و با فاصله زیاد پر مصرف‌ترین پلیمر مورد استفاده انسان هست. از کاربردهای پلی‌اتیلن می‌توان به بسته‌بندی مواد غذایی و صنعتی، عایق‌بندی کابل‌های شبکه برق، لوله‌های انتقال گاز طبیعی، ساخت بسیاری از اسباب‌بازی‌ها و در کشاورزی برای تولید فیلم‌های گلخانه‌ای، لوله‌های آبیاری قطره‌ای، فیلم‌های مالچ و سیلاژ اشاره کرد. پلی پروپیلن در ساخت بطری (آب، شامپو، آفت کش و ...)، کیسه‌ها، کاغذ، کاور کاغذ، نوارها و برچسب‌های حساس به فشار، وسایل بسته‌بندی و تزئینات داخلی خودروها استفاده می‌شود (Karian, 2003). پلی وینیل استات (PVA) در صنایع کشتی سازی کاربرد فراوانی دارد (Graca *et al*., 2017).

[Downloaded from isfj.ir on 2025-07-16]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1400.30.6.4.9]

دریای خزر بدنه آبی بسته‌ای است که به‌وسیله رودخانه‌ها تغذیه می‌شود. لذا، بسیاری از آلودگی‌ها ممکن است از خشکی‌های اطراف وارد این دریا شوند. میکروپلاستیک‌های استخراجی در مطالعه حاضر عمدتاً رشته‌ای بودند و آنالیز ATR نشان داد که از انواع Cellophane، PE، PP و PVA هستند. توزیع فراوانی میکروپلاستیک‌ها در این بررسی نوعی همبستگی با فعالیت‌های صنعتی و توریسم را نشان داد. در مناطقی که مراکز صنعتی بیشتری وجود دارند و گردشگری نیز فعال است، فراوانی میکروپلاستیک‌ها نسبت به سایر مناطق بالاتر بوده است. اگر چه عوامل دیگری نیز در این امر دخیل هستند. این مطالعه از معدود مطالعات انجام شده در زمینه حضور و پراکنش میکروپلاستیک‌ها در رسوبات سواحل جنوبی دریای خزر است و البته با توجه به فقدان اطلاعات جامع در این زمینه، بررسی‌های بیشتر در ابعاد گسترده‌تری بر میکروپلاستیک‌های سواحل جنوبی دریای خزر ضرورت دارد.

تشکر و قدردانی

از آقای حسن محیطی، آقای دکتر بهروز حیدری، دکتر مجید راستا، مهندس حسینعلی زمانی، مهندس محمّد محمّدی، مسئولین محترم دانشگاه گیلان و یگان‌های حفاظت منابع آبزیان شیلات استان‌های گیلان، مازندران و گلستان، که در انجام این تحقیق یاریگر ما بودند، تشکر و قدردانی می‌گردد.

منابع

صادقی راد، م.، و امینی رنجبر، غ.، و جوشیده، ه.، و ارشد، ع.، ۱۳۸۸. تعیین مقادیر فلزات سنگین (Cd, Zn, Cu, Pb) در رسوبات بخش جنوب غربی دریای خزر. *مجله علمی شیلات ایران*. دوره ۱۸، شماره ۳، صفحه ۸۹-۹۸.

نصراله زاده ساروی، ح.، افرایی بندپی، م.ع.، پورنگ، ن.، رضایی، م. و احمد نژاد، ا.، ۱۳۹۶. بررسی وضعیت آلودگی عناصر فلزی و ترکیبات نفتی رسوبات در محدوده استقرار قفس های پرورش ماهی واقع در سواحل دریای مازندران (شهرستان کلارآباد). *مجله علمی شیلات ایران*. دوره ۲۶، شماره ۱، صفحه ۱۱۱-۱۲۵. DOI: 10.22092/isfj.2017.110334

Agardy, T. and Alder, J., 2005. Coastal systems. In: Hassan, R., Scholes, R. and Ash, N., (eds) Ecosystems and Human Well-being, Vol 2. Island Press, Washington, D.C., USA. 948p.

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

Bayramov, E., Knee, K., Kada, M. and Buchroithner, M., 2018. Using multiple satellite observations to quantitatively assess and model oil pollution and predict risks and consequences to shoreline from oil platforms in the Caspian Sea. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 24(6): 1501-1514. DOI: 10.1080/10807039.2017.1416454.

Boerger, C.M., Lattin, G.L., Moore, S.L. and Moore, C.J., 2010. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 60(12): 2275-2278. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2010.08.007.

Brennecke, D., Duarte, B., Paiva, F., Caçador, I. and Canning-Clode, J., 2016. Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 178: 189-195. DOI: 10.1016/j.ecss.2015.12.003.

[Downloaded from isfj.ir on 2025-07-16]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1400.30.6.4.9]

Browne, M.A., Dissanayake, A., Galloway, T.S., Lowe, D.M. and Thompson, R.C., 2008. Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental science & technology,* 42: 5026-5031. DOI: 10.1021/es800249a.

Castro, R.O., Silva, M.L., Marques, M.R.C. and de Araújo, F.V., 2016. Evaluation of microplastics in Jurujuba Cove, Niterói, RJ, Brazil, an area of mussels farming. *Marine Pollution Bulletin,* 110(1): 555-558. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.05.037.

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.

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. and Galloway, T.S., 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin,* 62(12): 2588-2597. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.09.025.

Cole, M., Lindeque, P., Fileman, E., Halsband, C., Goodhead, R., Moger, J. and Galloway, T.S., 2013. Microplastic Ingestion by Zooplankton. *Environmental science & technology,* 47: 6646-6655. DOI: 10.1021/es400663f.

de Mora, S., Sheikholeslami, M.R., Wyse, E., Azemard, S. and Cassi, R., 2004. An assessment of metal contamination in coastal sediments of the Caspian Sea. *Marine Pollution Bulletin,* 48(1-2): 61-77. DOI: 10.1016/S0025-326X(03)00285-6.

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.

Derraik, J.G., 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin,* 44(9): 842-852. DOI: 10.1016/S0025-326X(02)00220-5.

Gad, S.E., 2014. Polymers. In: Wexler, P., (ed) Encyclopedia of Toxicology 3rd edn. Oxford, Academic Press, London, UK. pp1045-1050. DOI: 10.1016/B978-0-12-386454-3.00912-X

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: 7650-7661. DOI: 10.1007/s11356-017-8419-5.

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 & technology,* 46(6): 3060-3075. DOI: 10.1021/es2031505.

[Downloaded from isfj.ir on 2025-07-16]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1400.30.6.4.9]

Imhof, H.K., Laforsch, C., Wiesheu, A.C., Schmid, J., Anger, P.M., Niessner, R. and Ivleva, N.P., 2016. Pigments and plastic in limnetic ecosystems: A qualitative and quantitative study on microparticles of different size classes. *Water research*, 98: 64-74. DOI: 10.1016/j.watres.2016.03.015.

Jamshidi, S. and Abu Bakar, M.N., 2010. Temperature, salinity and density measurements in the coastal waters of the Rudsar, South Caspian Sea. *Journal of the Persian Gulf*, 1: 27-36.

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.

Karian, H., 2003. Handbook of polypropylene and polypropylene composites. Marcel Dekker, New York, USA. 740p.

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(1): 310-319. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.05.064.

Lee, K.-W., Shim, W.J., Kwon, O.Y. and Kang, J.H., 2013. Size-dependent effects of micro polystyrene particles in the marine copepod Tigriopus japonicus. *Environmental science & technology*, 47(19): 11278-11283. DOI: 10.1021/es401932b.

Löder, M.G.J., Kuczera, M., Mintenig, S., Lorenz, C. and Gerdts, G., 2015. Focal plane array detector-based micro-Fourier-transform infrared imaging for the analysis of microplastics in environmental samples. *Environmental Chemistry*, 12(5): 563-581. DOI: 10.1071/EN14205.

Lusher, A.L., O'Donnell, C., Officer, R. and O'Connor, I., 2015. Microplastic interactions with North Atlantic mesopelagic fish. *ICES Journal of Marine Science*, 73(4): 1214-1225. DOI: 10.1093/icesjms/fsv241.

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.

Monaco, A. and Prouzet, P., 2014. The Land-sea Interactions. John Wiley & Sons Ltd, London, UK. 315p. DOI:10.1002/9781119007647.

Napper, I.E. and Thompson, R.C., 2016. Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: effects of fabric type and washing conditions. *Marine Pollution Bulletin*,

[Downloaded from isfj.ir on 2025-07-16]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1400.30.6.4.9]

112(1-2): 39-45. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.09.025.

Nejat, S., Hermidas Bavand, D. and Farshchi, P., 2018. Environmental challenges in the Caspian Sea and international responsibility of its littoral states. *Caspian Journal of Enironmental Science,* 16(2): 97-110. DOI: 10.22124/cjes.2018.2953.

Nuelle, M.-T., Dekiff, J.H., Remy, D. and Fries, E., 2014. A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental Pollution,* 184: 161-169. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.07.027.

Ogata, Y., Takada, H., Mizukawa, K., Hirai, H., Iwasa, S., Endo, S., Mato, Y., Saha, M., Okuda, K. and Nakashima, A., 2009. International pellet watch: global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Marine Pollution Bulletin,* 58(10): 1437-1446. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2009.06.014.

Rasta, M., Sattari, M., Taleshi, M.S. and Namin, J.I., 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.

Ryan, P.G., Moore, C.J., van Franeker, J.A. and Moloney, C.L., 2009. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences,* 364(1528): 1999-2012. DOI: 10.1098/rstb.2008.0207.

Sherbinin, A.d., Carr, D., Cassels, S. and Jiang, L., 2007. Population and environment. *Annual Review of Environment and Resources,* 32: 345-373. DOI: 10.1146/annurev.energy.32.041306.100243.

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.

Tournier, V., Topham, C., Gilles, A., David, B., Folgoas, C., Moya-Leclair, E., Kamionka, E., Desrousseaux, M.-L., Texier, H. and Gavalda, S., 2020. An engineered PET depolymerase to break down and recycle plastic bottles. *Nature,* 580: 216-219. DOI: 10.1038/s41586-020-2149-4.

Tsang, Y., Mak, C., Liebich, C., Lam, S., Sze, E.T. and Chan, K., 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.

UNEP (United Nations Environment Programme), 2005. Marine litter: an analytical overview. http://hdl.handle.net/20.500.11822/8348

UNEP (United Nations Environment Programme), 2018a. Single-Use Plastics: A

[Downloaded from isfj.ir on 2025-07-16]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1400.30.6.4.9]

Roadmap for Sustainability. http://hdl.handle.net/20.500.11822/25496

UNEP (United Nations Environment Programme), 2018b. The State of Plastics: World Environment Day Outlook. http://hdl.handle.net/20.500.11822/25513

Van kleunen, M., Brumer, A., Gutbrod, L. and Zhang, Z., 2020. A microplastic used as infill material in artificial sport turfs reduces plant growth. *PLANTS, PEOPLE, PLANET,* 2(2): 157-166. DOI: 10.1002/ppp3.10071.

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.

Welden, N.A. and Cowie, P.R., 2016. Environment and gut morphology influence microplastic retention in langoustine, Nephrops norvegicus. *Environmental Pollution,* 214: 859-865. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.03.067.

Yang, D., Shi, H., Li, L., Li, J., Jabeen, K. and Kolandhasamy, P., 2015. Microplastic pollution in table salts from China. *Environmental Science & Technology,* 49(22): 13622-13627. DOI: 10.1021/acs.est.5b03163.

Zarfl, C. and Matthies, M., 2010. Are marine plastic particles transport vectors for organic pollutants to the Arctic? *Marine Pollution Bulletin,* 60(10): 1810-1814. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2010.05.026.

Zhang, C., Zhou, H., Cui, Y., Wang, C., Li, Y. and Zhang, D., 2019. Microplastics in offshore sediment in the Yellow Sea and East China Sea, China. *Environmental Pollution,* 244: 827-833. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.10.102.

[Downloaded from isfj.ir on 2025-07-16]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1400.30.6.4.9]

Investigation of microplastic pollution in the Southern Caspian Sea coastal sediments

Mohiti M.[1]; Imanpour Namin J.[1*]; Sattari M.[1,2]; Shokrollahzadeh Taleshi M.[3]

[*]javidiman@gmail.com

1- Fisheries Department, Faculty of Natural Resources, University of Guilan, Sowmehsara, Iran
2- Department of Marine biology, The Caspian Sea Research Center, University of Guilan, Rasht, Iran
3- Department of Marine Chemistry, Faculty of Marine and Ocean Science, University of Mazandaran, Babolsar, Iran

Abstract

The presence of microplastics (less than 5 mm in size) in marine environments, owing to their persistence and risks they impose to marine communities has become a growing global concern. Considering the hazardous nature of microplastic particles to benthic communities and commercial species of the Caspian Sea, the study was conducted to investigate the distribution of microplastics in sediments of the southern shores of the Caspian Sea. Sediment samples were taken by a Van Veen grab at sampling sites located in Astara, Bandar Anzali, Kiashahr, Rudsar, Sari and Turkmen port in winter 2018. The highest frequency of microplastics was observed at Sari station (mean 340±20 items/kg dry sediment) and the lowest at Turkmen port station with (mean 156.66±75.71 items/kg dry sediment). The size of the microplastics varied from 0.2-9.2 mm and most of the microplastics found (35.54%) were 1-2 mm in size. The extracted microplastics were mainly filamentous, although microplastic fragments and films were also observed. In the examined samples, high color diversity was observed and blue (63.85%) and brown (20.31%) were most frequent colors. Using ATR-FTIR analysis, 4 types of polymers including cellophane, polyethylene, polypropylene and polyvinyl acetate were identified. The most abundant microplastics identified were cellophane. This study is among very few studies on microplastic contamination in the sediments of the southern Caspian Sea and the obtained results are vital for further studies in future.

Keywords: Microplastics, pollution, Caspian Sea, Sediment, ATR-FTIR

[*]Corresponding author

[Downloaded from isfj.ir on 2025-07-16]

[DOR: 20.1001.1.10261354.1400.30.6.4.9]