

ارزیابی آلودگی میکروپلاستیک در بافت نرم تن *Chiton lamyi* و *Acmaea profunda*سمیه کرد^۱، پریسا امیری^۲، ابوالفضل ناجی^{۱*}^۱ گروه شیلات، دانشکده علوم و فنون دریایی، دانشگاه هرمزگان، بندرعباس^۲ گروه محیط زیست انسانی، اداره کل حفاظت محیط‌زیست استان ایلام، سازمان حفاظت محیط‌زیست، ایلام

چکیده

نوع مقاله:

پژوهشی

تاریخچه مقاله:

دریافت: ۹۷/۰۸/۲۸

اصلاح: ۹۷/۱۰/۲۸

پذیرش: ۹۷/۱۲/۲۷

کلمات کلیدی:

خلیج چابهار

میکرو پلاستیک

Chiton lamyi

FT-IR

تولید پلاستیک و زباله‌های پلاستیکی طی ۶۰ سال گذشته به‌طور چشمگیری در سراسر جهان افزایش یافته است و با توجه به اهمیت خلیج چابهار به‌عنوان یکی از مناطق استراتژیک دریایی و نیاز به کسب اطلاعات پایه از وضعیت آلودگی این منطقه، در این پژوهش ارزیابی آلودگی میکروپلاستیکی در بافت نرم *Chiton lamyi* و *Acmaea profunda* از سه سایت اسکله تیس، پارک بهاران و منطقه آب‌شیرین کن چابهار-کنارک مورد بررسی قرار گرفت. نمونه‌ها پس از جمع‌آوری، به آزمایشگاه منتقل شدند. پس از استخراج و جداسازی میکروپلاستیک‌ها، میزان و نوع آنها مورد بررسی و ارزیابی قرار گرفت. تعداد کل میکروپلاستیک‌های یافت شده در ایستگاه‌های مورد مطالعه در گونه‌های زیستی از ۱/۹-۳/۷ تعداد/گرم و ۲-۱/۰۷ تعداد/فرد متغیر بودند و بیشترین شکل میکروپلاستیک‌ها در گونه کیتون (*Chiton lamyi*) مربوط به میکرو فیبرها (۰/۸۴٪) و گلوله (۰/۱۵٪) و کمترین درصد شکل میکروپلاستیک‌ها متعلق به فیلم با (۰/۱٪) بوده است. حضور میکروپلاستیک‌ها در گونه‌های زیستی مورد مطالعه متعلق به ایستگاه پارک بهاران چابهار بوده است که ممکن است به دلیل فعالیت‌های مختلف انسانی شامل گردشگری و تفریحی بالا، ماهی‌گیری، فاضلاب‌های شهری و صنعتی و غیره در این منطقه باشد. در این راستا، مطالعات جامع به منظور پایش، کنترل و ارزیابی آلودگی‌های میکروپلاستیک در سواحل دریای عمان پیشنهاد می‌گردد.

مقدمه

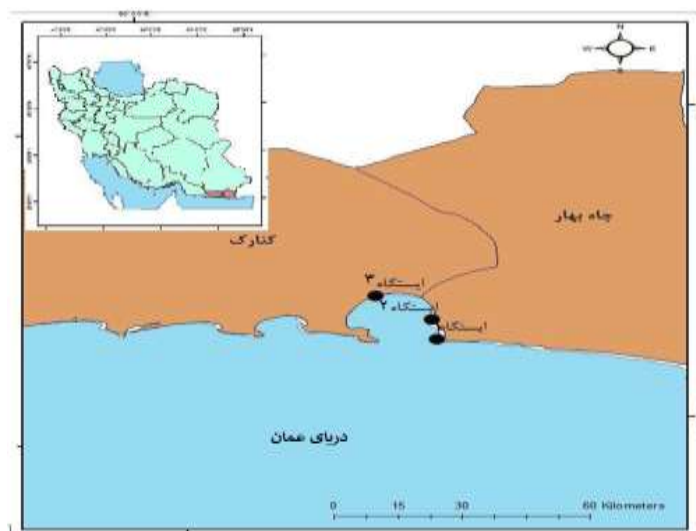
تقاضای جهانی برای استفاده از پلاستیک‌ها همواره در طول سال‌های اخیر رو به افزایش بوده است (Andrady, 2011) تولید پلاستیک در سراسر جهان در سال ۲۰۱۵ میلادی به ۳۲۲ میلیون تن رسیده است (PlasticsEurope, 2016) که از این مقدار سالیانه حدود ۵ تا ۱۳ میلیون تن وارد محیط‌زیست دریایی می‌شوند (Jambeck et al., 2015). پلاستیک، جزء اصلی زباله‌هاست و گاهی اوقات تا ۹۵٪ از زباله‌های تجمع یافته که در سواحل، سطح دریا و بستر دریا وجود دارد را به خود اختصاص داده است. سالانه حدود یک تریلیون تن کیسه پلاستیکی وارد چرخه ضایعات می‌شوند. هرچند بخش اعظم این زباله‌ها دفن می‌شوند اما مقصد نهایی بسیاری از این کیسه‌های زباله، اقیانوس‌ها هستند و گاهی حتی این زباله‌ها تا ۱۰۰۰ سال بعد نیز تجزیه نمی‌شوند و در محیط‌زیست باقی می‌مانند. کیسه‌های پلاستیکی، تجهیزات ماهی‌گیری، ظروف مواد غذایی

* نویسنده مسئول، پست الکترونیک: abolfazlnaji@gmail.com

و آشامیدنی از رایج‌ترین مواد تشکیل‌دهنده زباله‌ها هستند که بیش از ۸۰٪ از سواحل و استراحتگاه‌ها را آلوده کرده‌اند (Mason *et al.*, 2016). ذرات پلاستیکی ممکن است به‌طور گسترده‌ای در محیط‌زیست دریا از طریق فرآیندهای هیدرودینامیک و جریان‌های اقیانوسی توزیع شوند (Claessens *et al.*, 2011). اثرات زیادی از زباله‌های پلاستیکی دریایی بر محیط‌زیست دریایی گزارش شده است. طیف گسترده‌ای از گونه‌های دریایی از جمله پرندگان، لاک‌پشت‌های دریایی و پستانداران شناخته شده‌اند که توسط این زباله‌ها گرفتار و با مصرف این زباله‌ها تحت تأثیر عواقبی از جمله اختلال و کاهش توانایی تغذیه، کاهش باروری و تولیدمثل، زخم، پارگی و مرگ شده‌اند (Laist, 1997; Derraik, 2002; Moore, 2008; Gregory, 2009). همچنین بر اساس تحقیقات حداقل ۱۸۰ گونه از جانوران دریایی و پرندگان یافت شده‌اند که پلاستیک مصرف کرده‌اند (Teuten *et al.*, 2009). منابع اصلی ورود میکروپلاستیک‌ها به دریا به دو گروه تقسیم می‌شوند: ۱. آن‌هایی که در معرض مستقیم رواناب‌ها هستند ۲. ماکرو و مزوپلاستیک‌ها که در معرض تجزیه و هوازگی قرار می‌گیرند (Andrady, 2011). آن‌هایی که از طریق رواناب‌های فاضلاب شهری و صنعتی وارد محیط می‌شوند شامل اسکراب‌هایی که در محصولات دارویی، بهداشتی و لوازم آرایشی (خمیردندان، شامپو بدن و غیره) می‌باشند. میکروپلاستیک‌هایی که از تجزیه اقلام پلاستیکی بزرگ‌تر سرچشمه می‌گیرند شامل الیاف تور ماهی‌گیری، مواد خام صنعتی، اقلام خانگی، گلوله‌های پلیمر و یا تکه‌های پلاستیکی می‌باشند (Eerkes-Medrans *et al.*, 2015). اصلی‌ترین منشأ میکروپلاستیک‌ها در محیط‌های دریایی از منابع نوع دوم می‌باشند، بیشترین غلظت ذرات میکروپلاستیک و الیاف در مناطق ساحلی، بندرها و در نزدیکی واحدهای صنعتی مشاهده شده است (Cleaessens *et al.*, 2011; Desforges *et al.*, 2014). مکان‌های تخلیه فاضلاب‌های صنعتی، فعالیت ماهیگیری و گردشگری بالاترین غلظت میکروپلاستیک‌ها را دارند (Stolte *et al.*, 2015). همچنین مطالعات نشان داده است که بی‌مهرگان، سخت‌پوستان، صدف‌ها، کرم‌های پرتار قطعات میکروپلاستیک‌ها را مصرف می‌کنند (Thompson *et al.*, 2004; Graham and Thompson, 2009; Browne *et al.*, 2008). میکروپلاستیک‌ها دارای اثرات فیزیکی و شیمیایی بر روی موجودات زنده‌ای هستند که آن‌ها را مصرف کنند و در صورت بلع میکروپلاستیک ممکن است در دستگاه گوارش آنها تجمع یابند (Browne *et al.*, 2008) و یا مانع از عبور مواد غذایی از دستگاه گوارش شود. تجمع بقایای میکروپلاستیک‌ها در دستگاه گوارش نیز ممکن است باعث حس سیری کاذب گردد (Ryan, 1988). وجود میکروپلاستیک‌ها در صدف و نرم‌تنان اولین پارامتر وضعیت سلامت دریایی می‌باشد و زباله‌های پلاستیکی و میکروپلاستیکی به‌عنوان یک نشانه از نگرانی‌های جهانی می‌باشند (Zarfl *et al.*, 2011). مطالعات زیادی نشان داده که نرم‌تنان جزر و مدی می‌توانند پایبند زیستی خوبی باشند (Ismail, 2006). باین‌حال، اطلاعات اندکی در مورد فراوانی، توزیع و گستردگی این موجودات وجود دارد (Naji *et al.*, 2018). از نظر تنوع زیستی در خلیج چابهار، نرم‌تنان از بیشترین میزان تراکم و پراکنش برخوردارند (Kazemian *et al.*, 2011). نرم‌تنان به دلیل راندمان بالای ریزه‌خواری، تحرک کم، پراکنش جغرافیایی گسترده، تحمل دامنه وسیع درجه حرارت، شوری، کدورت، قابل‌دسترس بودن در سرتاسر سال، شناسایی آسان، پتانسیل بالای تجمع زیستی و ایفای نقش مهم اکولوژیکی در محیط، می‌توانند انعکاس‌دهنده مناسبی از وضعیت کمی آلودگی در محیط‌زیست خود باشند (Razzaghi *et al.*, 2013). از این رو پژوهش در خصوص آلودگی‌های پلاستیکی به منابع زیادی متمرکز شده است که به سرنوشت و اثرات اکولوژیکی ذرات میکروپلاستیک پرداخته‌اند. در این مطالعه به بررسی آلودگی میکروپلاستیک، نوع و رنگ آن‌ها در نرم‌تن کیتون (*Chiton lamyi*) و حلزون آتشفشانی (*Acmaea profunda*) حوضه خلیج چابهار واقع در استان سیستان و بلوچستان پرداخته می‌شود.

مواد و روش‌ها

بندر چابهار یکی از شهرهای جنوب شرقی استان سیستان و بلوچستان بوده و تنها بندر اقیانوسی ایران هست که در کرانه دریای عمان و اقیانوس هند در ۲۵ درجه و ۲۰ دقیقه عرض شمالی و ۶۰ درجه ۲۷ دقیقه طول شرقی واقع شده است. مطالعه‌ی حاضر در محدوده‌ی خلیج چابهار در طول سواحل صخره‌ای بین جزر و مدی انجام شد (شکل ۱).



شکل ۱. منطقه مورد مطالعه

در راستای این تحقیق سه ایستگاه نمونه‌برداری که جزو مناطق فعال ساحلی با احتمال بالای آلوده‌سازی سواحل بودند، انتخاب شدند. این ایستگاه‌ها و عمده فعالیت آن‌ها در جدول ۱ ارائه شده است.

آماده‌سازی نمونه و استخراج

در مجموع، ۱۵۰ عدد گونه زیستی از ایستگاه‌های تیس، پارک بهاران و حوضه آب‌شیرین‌کن در سواحل بین جزر و مدی صخره‌ای خلیج چابهار حین جزر کامل جمع‌آوری شد. نمونه‌های جمع‌آوری شده ۲ گونه مختلف از جمله گونه کیتون (*Chiton lamyi*) و گونه حلزون آتشفشانی (*Acmaea profunda*) را شامل می‌شوند که در عمده سواحل صخره‌ای منطقه خلیج چابهار زیست می‌کنند. انتخاب گونه‌ها بر اساس توزیع، فراوانی، نوع تغذیه، سهولت جمع‌آوری در منطقه مورد مطالعه قرار گرفت. بعد از نمونه‌برداری *Chiton lamyi* و *Acmaea profunda* در کیسه‌های پلاستیکی زیپ‌دار بسته‌بندی شد سپس به منظور حذف اکثر دانه‌های رسوب، سه مرتبه با آب مقطر شستشو گردید سپس نمونه‌ها در فویل آلومینیوم قرار گرفتند و برای تجزیه و تحلیل بعدی دردمای ۲۰- درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند. با توجه به روش Li و همکاران (۲۰۱۵)، ابتدا طول پوسته، با استفاده از کولیس اندازه‌گیری شد (جدول ۲).

روش جداسازی میکروپلاستیک‌ها از گونه‌های زیستی

قبل از انجام عملیات هضم بافت‌ها، بافت *Chiton lamyi* و *Acmaea profunda* توسط کاردک خارج گردید و بافت نرم گونه‌های مختلف به بطری‌های شیشه‌ای یک لیتری تخلیه شد و برای هر ایستگاه سه بار تکرار در نظر گرفته شد. سپس به بافت‌ها محلول KOH ۱۰٪ (وزنی / حجمی) اضافه شد و به مدت ۲۴ ساعت داخل آن با دمای ۶۰ درجه سانتی‌گراد قرار گرفت تا

جدول ۱. اطلاعات ایستگاه‌های نمونه‌برداری *Chiton lamyi* و *Acmaea profunda*

شماره	ایستگاه	طول و عرض جغرافیایی	تعداد نمونه	فعالیت موجود در منطقه
۱	پارک بهاران (دریای بزرگ)	۲۵°۱۶'۳۸/۰۹"N ۶۰°۳۹'۴۶/۹۷"E	۶۰	مجموعه تفریحی و دسترسی مستقیم به آب‌های آزاد
۲	اسکله تیس	۲۵°۲۱'۱۸/۵۶"N ۶۰°۳۵'۵۹/۵۲"E	۶۰	اسکله صیادی و مجموعه تفریحی
۳	آب‌شیرین‌کن چابهار-کنارک	۲۵°۲۶'۸/۴۵"N ۶۰°۲۹'۱۵/۶۰"E	۳۰	کارخانه آب‌شیرین‌کن

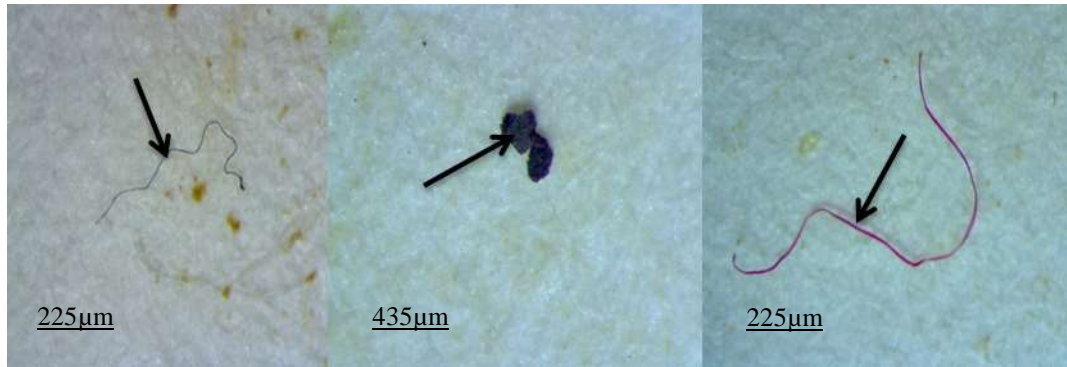
جدول ۲. طول و وزن (انحراف معیار \pm میانگین) نمونه‌های جمع‌آوری‌شده از ۳ ایستگاه در طول سواحل خلیج چابهار جهت استفاده برای تجزیه و تحلیل آلودگی میکرو پلاستیک

ایستگاه	گونه	تعداد	طول پوسته (cm)	وزن پوسته (فرد/گرم)	وزن بافت نرم (فرد/گرم)
پارک بهاران	<i>Chitin lamia</i>	۳۰	۳/۶۱ \pm ۰/۴ ^a	۹/۳۶ \pm ۲/۲۲ ^a	۲/۱ \pm ۰/۶ ^a
	<i>Acmaea profunda</i>	۳۰	۲/۹۶ \pm ۰/۲۷ ^a	۱/۸۶ \pm ۰/۶۳ ^a	۱/۱۹ \pm ۰/۳۰ ^a
اسکله تیس	<i>Chitin lamia</i>	۳۰	۳۲/۴ \pm ۲۰/۹۶ ^b	۱۸/۲۰ \pm ۸/۹۶ ^b	۴/۳۲ \pm ۲/۰۴ ^b
	<i>Acmaea profunda</i>	۳۰	۲/۲۱ \pm ۰/۲۰ ^a	۰/۸۱ \pm ۰/۳۷ ^b	۰/۷ \pm ۰/۳ ^a
آب‌شیرین‌کن	<i>Chitin lamia</i>	۳۰	۳/۵۵ \pm ۰/۷۶ ^a	۱۱/۳ \pm ۷/۱۱ ^a	۲/۲۵ \pm ۱/۵۹ ^a

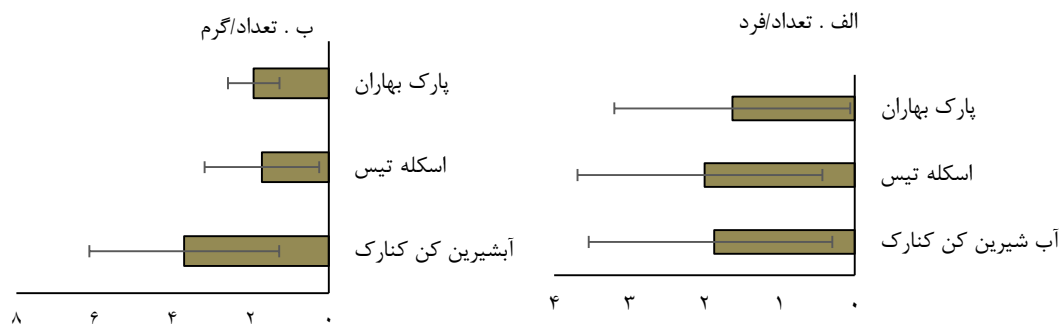
هضم کامل بافت‌ها صورت پذیرد. سپس بافت‌های هضم شده در زیر فیلتر کاغذی در دستگاه ایجادکننده خلأ (پمپ وکیوم) با فیلتر واتمن گرید ۴۲ (Sartorius Stedim Biotech, Gottingen, Germany) ریخته شد. این فیلترها در پتری دیش شیشه‌ای با درپوش قرار داده شدند تا در دمای محیط خشک شوند سپس یک واحد سدیم یدید (NaI) محلول ۱۵g/mL برای جداسازی میکرو پلاستیک‌ها از فیلترهای حاوی مواد باقی‌مانده از هضم بافت نرم از طریق (شناورسازی) تهیه شد. حدود ۱۵ میلی لیتر از محلول NaI فیلتر شده به هر بطری اضافه شد. محلول هم زده‌شده و کاغذ فیلتر به مدت ۵ دقیقه داخل دستگاه فراصوت (Sonicated agitated) قرار داده شد. پس از ته‌نشین شدن مواد داخل محلول، کاغذ فیلتر جدا گردید و محلول باقی‌مانده در داخل سانتریفیوژ به مدت ۵ دقیقه با دور ۱۵۰۰ قرار گرفت. سپس محلول رویی جمع‌آوری و داخل یک بطری قرار داده شد؛ محلول باقی‌مانده در زیر فیلتر کاغذی در دستگاه ایجادکننده خلأ (پمپ وکیوم) با فیلتر واتمن گرید ۴۲ (Sartorius Stedim Biotech, Gottingen, Germany) میکرومتر ریخته شد. این فیلترها درون پتری دیش شیشه‌ای با درپوش برای تجزیه و تحلیل بعدی قرار گرفتند (Karami et al., 2016). فیلترها زیر میکروسکوپ مشاهده شدند و تصاویر با دوربین دیجیتال میکروسکوپ گرفته شد. ارزیابی چشمی به منظور شناسایی ذرات میکروپلاستیک با توجه به ویژگی‌های فیزیکی ذرات انجام گرفت. در این مرحله به منظور اطمینان بیشتر از آزمون سوزن داغ نیز استفاده گردید. تعدادی از ذرات انتخاب و با (FT-IR) تأیید شد. با استفاده از اسپکتروسکوپ مادون قرمز تبدیل فوریه FT-IR توسط دستگاه مقایسه طیف‌های نمونه با پلیمرهای شناخته شده عمل شناسایی انجام گرفت. پردازش آماری داده‌ها به منظور مقایسه میانگین و اختلاف بین داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار Minitab 16 و سنجش واریانس یک‌طرفه ANOVA انجام شد. داده‌های مربوط به هر سنجش به صورت مقدار میانگین \pm انحراف معیار (mean \pm SD) بیان شده است. آنالیز آماری روی داده‌ها انجام گرفت. در صورت اختلاف معنی‌داری بین داده‌ها، پس‌آزمون توکی برای تفکیک داده‌ها انجام گرفت و اختلاف در سطح اطمینان بالای ۰/۰۵ (p < ۰/۰۵) بررسی گردید. نمودارها با استفاده از نرم‌افزار Excel 2013 رسم شدند.

نتایج

میکروپلاستیک‌ها در دو گونه زیستی مورد مطالعه یافت شدند. نمونه‌هایی از میکروپلاستیک‌ها در شکل ۲ نشان داده شده است. در گونه‌های زیستی تعداد کل میکروپلاستیک‌های دیده شده ۱/۹-۷/۳ ذره بر گرم و از ۱/۰۷-۲ ذره بر فرد متغیر است و طبق نمودار به دست آمده انحراف معیار دارد اما حروف معنی‌داری ندارند (شکل ۳). در مجموع، نتایج نشان داد از میان دو گونه اختلاف معنی‌دار بین غلظت میکروپلاستیک‌ها از نظر تعداد ذرات/گرم و تعداد/فرد، برای ایستگاه تیس و ایستگاه آب‌شیرین‌کن مشاهده گردید.



شکل ۲. نمایی از میکرو پلاستیک‌های استخراج شده از گونه‌های زیستی مورد مطالعه



شکل ۳. نمودار غلظت میکرو پلاستیک‌ها از نظر الف) تعداد ذرات/فرد ب) تعداد ذرات/گرم

نتایج فراوانی میکرو پلاستیک‌ها در هر ایستگاه

نتایج این تحقیق، وجود میکروپلاستیک در تمام ایستگاه‌هایی که نرم‌تنان از آن نمونه‌برداری شده است را ثابت می‌کند. بر اساس آزمون مقایسه‌های جفتی Tukey، موردهایی که با حروف الفبای متفاوت نشانه‌گذاری شده است تفاوت معنی‌داری با هم دارند ($p \leq 0.05$) و موردهایی که با حروف الفبای یکسان نشانه‌گذاری شده‌اند تفاوت معنی‌داری با هم ندارند ($p \geq 0.05$). بیشترین تعداد میکروپلاستیک/گرم استخراج شده برای گونه *Chiton lamyi* در ایستگاه آب شیرین کن کنارک- چابهار و کمترین آن در ایستگاه اسکله تیس مشاهده شد. همچنین بیشترین تعداد میکروپلاستیک/فرد استخراج شده برای گونه *Chiton lamyi* در ایستگاه اسکله تیس و کمترین آن در ایستگاه پارک بهاران به دست آمد. بیشترین تعداد میکروپلاستیک‌ها برای گونه *Acmaea profunda* در ایستگاه پارک بهاران و کمترین تعداد در ایستگاه اسکله تیس ثبت گردید (جدول ۳).

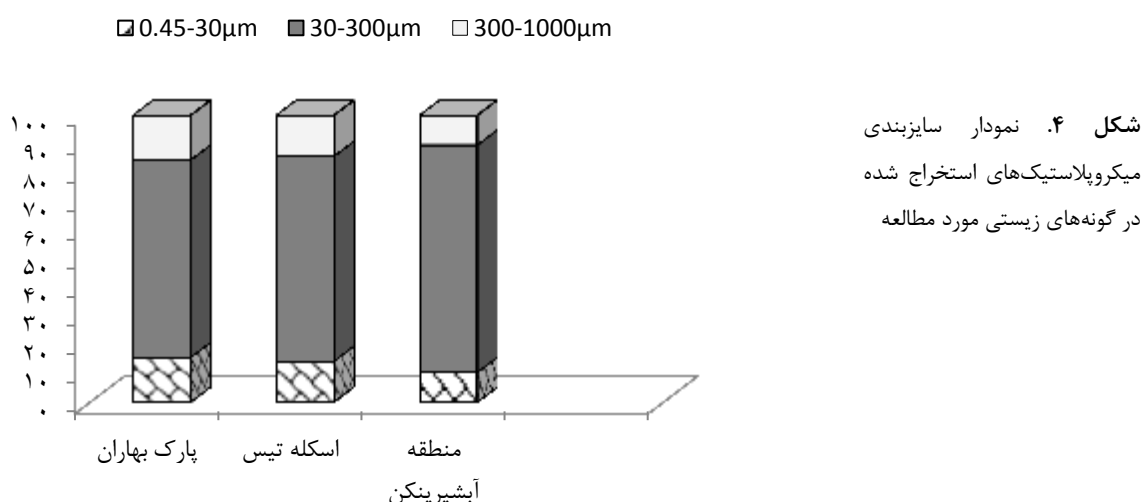
جدول ۳. میانگین تعداد انواع میکروپلاستیک‌های یافت شده در گونه‌های زیستی (\pm انحراف معیار بر حسب وزن (تعداد/گرم) و بر حسب فرد

(تعداد/فرد)

ایستگاه	گونه	پارک بهاران	اسکله تیس	آب شیرین کن کنارک
تعداد/گرم	<i>Chiton lamyi</i>	$2/10 \pm 0/64^b$	$1/93 \pm 1/67^a$	$3/70 \pm 2/43^b$
تعداد/فرد	<i>Chiton lamyi</i>	$1/60 \pm 1/58^a$	$1/87 \pm 1/68^a$	$1/87 \pm 1/67^a$
تعداد/گرم	<i>Acmaea profunda</i>	$1/31 \pm 0/19^a$	$1/12 \pm 0/42^a$	-
تعداد / فرد	<i>Acmaea profunda</i>	$1/74 \pm 1/56^a$	$1/31 \pm 0/18^a$	-

نتایج اندازه میکروپلاستیک‌ها

توزیع و فراوانی میکروپلاستیک و طبقه‌بندی آن‌ها از نظر اندازه در شکل ۴ ارائه شده است. اندازه میکروپلاستیک‌های شناسایی شده از حدود ۰/۴۵ تا ۳۰، ۳۰ تا ۳۰۰ و ۳۰۰ تا ۱۰۰۰ میکرومتر در بدن گونه‌های زیستی مورد بررسی قرار گرفت. میکروپلاستیک‌ها در بازه‌ی کوچک‌ترین اندازه (حدود ۳۰ تا ۳۰۰ میکرومتر) تشخیص داده شدند که بیشتر حدود ۸۰٪ از کل میکروپلاستیک محاسبه شده توسط همه گونه‌ها بود.



نتایج فراوانی میکروپلاستیک‌ها در گونه‌های زیستی به تفکیک نوع

انواع و اشکال متفاوت میکروپلاستیک‌ها برای ایستگاه‌های مختلف شناسایی شدند که در جداول ۴ تا ۶ آورده شده است. بر اساس جدول ۴ بیشترین تعداد میکروپلاستیک/گرم استخراج شده از ایستگاه بهاران مربوط به نوع فیبر برای گونه *Chiton lamyi* و کمترین آن مربوط به نوع فیلم و گلوله در گونه *Acmaea profunda* می‌باشد. همچنین بیشترین تعداد میکروپلاستیک/فرد به نوع فیلم برای گونه *Chiton lamyi* و کمترین آن مربوط به نوع فیلم و گلوله برای گونه *Acmaea profunda* ثبت شد. بر اساس آزمون مقایسه‌های جفتی Tukey، موردهایی که با حروف الفبای متفاوت نشانه‌گذاری شده است تفاوت معنی‌داری با هم دارند ($p \leq 0.05$) و موردهایی که با حروف الفبای یکسان نشانه‌گذاری شده‌اند تفاوت معنی‌داری با هم ندارند ($p \geq 0.05$).

بر اساس جدول ۵ بیشترین تعداد میکروپلاستیک/گرم استخراج شده از ایستگاه اسکل تیس به نوع گلوله برای گونه *Chiton lamyi* و کمترین آن مربوط به نوع فیلم برای هر دو گونه مورد مطالعه بوده است. بیشترین تعداد میکروپلاستیک/فرد به نوع فیبر برای گونه *Acmaea profunda* بوده است. که بر اساس آزمون مقایسه‌های جفتی Tukey، موردهایی که با حروف الفبای متفاوت نشانه‌گذاری شده است تفاوت معنی‌داری با هم دارند ($p \leq 0.05$) و موردهایی که با حروف الفبای یکسان نشانه‌گذاری شده‌اند تفاوت معنی‌داری با هم ندارند ($p \geq 0.05$).

جدول ۴. میانگین تعداد انواع مختلف میکروپلاستیک‌های یافت شده در گونه‌های زیستی ایستگاه بهاران (\pm انحراف معیار بر حسب وزن (تعداد/گرم) و بر حسب فرد (تعداد/فرد))

گونه	<i>Chiton lamyi</i>			<i>Acmaea profunda</i>		
	فیبر	فیلم	گلوله	فیبر	فیلم	گلوله
تعداد/گرم	$2/22 \pm 0/67^b$	$1/20 \pm 0/00^a$	$1/85 \pm 0/41^a$	$1/74 \pm 1/56^a$	-	-
تعداد/فرد	$1/81 \pm 1/67^a$	$3/90 \pm 0/00^b$	$0/61 \pm 0/58^a$	$1/31 \pm 0/19^a$	-	-

جدول ۵. میانگین تعداد انواع مختلف میکروپلاستیک‌های یافت شده در گونه‌های زیستی ایستگاه تیس (\pm انحراف معیار بر حسب وزن (تعداد/گرم) و بر حسب فرد (تعداد/فرد))

گونه	<i>Chiton lamyi</i>			<i>Acmaea profunda</i>		
	میکرو پلاستیک	فیبر	فیلم	گلوله	فیلم	گلوله
تعداد/گرم	۱/۸۴±۱/۴ ^a	۰/۰۰±۰/۰۰ ^a	۰/۰۰±۰/۰۰ ^a	۲/۳۵±۱/۷۸ ^b	۱/۱۲±۰/۴۲ ^a	-
تعداد/فرد	۲/۰۷±۱/۷۴ ^b	۰/۰۰±۰/۰۰ ^a	۰/۰۰±۰/۰۰ ^a	۰/۹۳±۰/۸۶ ^a	۳/۱۰±۲/۱۴ ^b	-

جدول ۶. میانگین تعداد انواع مختلف میکروپلاستیک‌های یافت شده در گونه‌های زیستی ایستگاه آب‌شیرین کن کنارک - چابهار (\pm انحراف معیار بر حسب وزن (تعداد/گرم) و بر حسب فرد (تعداد/فرد))

گونه	<i>Chiton lamyi</i>		
	میکرو پلاستیک	فیبر	فیلم
تعداد/گرم	۴/۵۱±۲/۰۸ ^a	-	-
تعداد/فرد	۱/۹۷±۱/۱۲ ^a	-	-

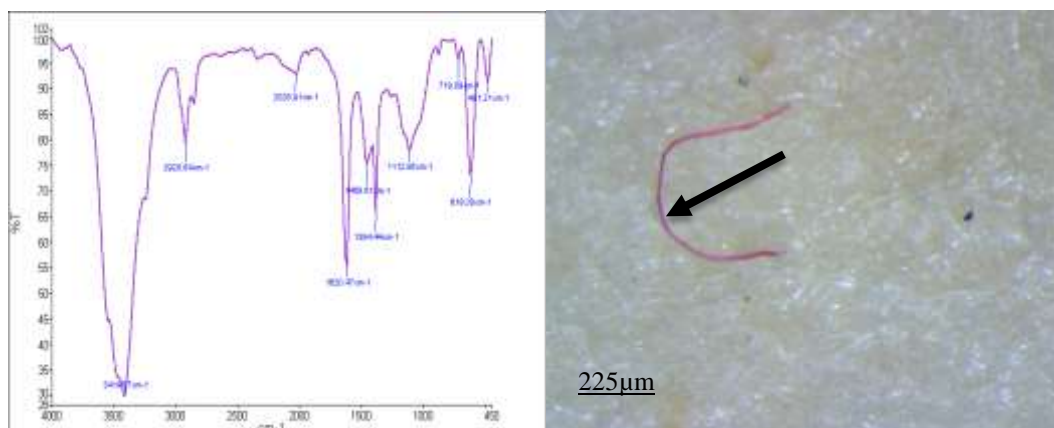
بر اساس جدول ۶ بیشترین تعداد میکروپلاستیک/گرم استخراج شده از ایستگاه آب‌شیرین کن کنارک - چابهار مربوط به نوع فیبر برای گونه *Chiton lamyi* و کمترین آن برای نوع فیلم بوده است. بیشترین تعداد میکروپلاستیک/فرد مربوط به نوع فیبر برای گونه *Chiton lamyi* کمترین آن مربوط به نوع فیلم برای این گونه بوده است که بر اساس آزمون مقایسه‌های جفتی Tukey، موردی که با حروف الفبای متفاوت نشانه‌گذاری شده است تفاوت معنی‌داری با هم دارند ($p \leq 0.05$) و موردی که با حروف الفبای یکسان نشانه‌گذاری شده‌اند تفاوت معنی‌داری با هم ندارند ($p \geq 0.05$).

سهم نسبی میکروپلاستیک‌ها

سهم نسبی انواع مختلف از میکروپلاستیک‌ها در هر ایستگاه نشان داد که فیبرها فراوان‌ترین شکل آن‌ها (به‌طور متوسط ۷۹٪) بودند و پس از آن گلوله‌های پلاستیکی (به‌طور متوسط ۱۸٪) و فیلم‌ها (به‌طور متوسط ۳٪) قرار دارند.

شناسایی پلیمر

تعدادی از میکروپلاستیک‌های جداسازی شده از روی کاغذ فیلتر به‌طور تصادفی برداشته و به‌منظور تجزیه و تحلیل توسط FT-IR و شناسایی پلیمر به آزمایشگاه فرستاده شدند که بر اساس نتایج طیف‌سنجی نمونه‌های مشکوک به‌عنوان پلاستیک شناسایی شدند (شکل ۶).



شکل ۶. نمونه‌ای از پلیمر (میکروفیبر) استخراج شده و نمودار طیف‌سنجی آن در مطالعه حاضر

بحث

آلودگی محیط‌زیست دریایی یک پدیده جهانی است و پلاستیک‌ها از انواع آلاینده‌هایی است که توسط انسان‌ها وارد اکوسیستم‌های آبی و به‌خصوص وارد محیط دریاها شده است (Naji et al., 2017). پهنه وسیعی از آب دریاها و اقیانوس‌های جهان از مناطق قطبی تا خط استوا ممکن است توسط زباله‌های پلاستیکی آلوده شده باشد (Lusher et al., 2013). پلاستیک‌ها می‌توانند از طریق رودخانه‌ها، سیستم‌های تخلیه فاضلاب و باد وارد محیط دریایی شوند (Galgani et al., 2017). بقایای پلاستیک‌ها در اکوسیستم‌های آبی تهدیدی جدی برای موجودات آبی به شمار می‌رود (Naji et al., 2017). پلاستیک‌ها می‌توانند اثرات مضرمانند گرفتگی فیزیکی، کاهش میزان تغذیه، انسداد روده‌ها و خفگی بر روی موجودات آبی داشته باشند (Tourinho et al., 2010). میکروپلاستیک‌هایی که از تجزیه اقلام پلاستیکی بزرگ‌تر سرچشمه می‌گیرند شامل الیاف تور ماهی‌گیری، مواد خام صنعتی، اقلام خانگی، گلوله‌های پلیمر و یا تکه‌های پلاستیکی می‌باشند (Eerkes-Medrano et al., 2015) که برای استفاده در لوازم آرایشی، فرآیندهای صنعتی و پارچه‌های مصنوعی ساخته می‌شوند (Ballent et al., 2016). میکروپلاستیک‌ها دارای رنگ‌های متنوعی هستند و به دلیل شباهت به طعمه توسط موجودات آبی بلعیده می‌شوند (Wright et al., 2013). عامل کلیدی که باعث جذب میکروپلاستیک‌ها می‌شود اندازه‌ی کوچک آن‌ها است که باعث در دسترس قرار گرفتن آن‌ها در ریز موجودات می‌شود (Wright et al., 2013). مطالعات آزمایشگاهی نشان داده که سخت‌پوستان، صدف‌ها، کرم‌های پرتار و آمفیپودها و ماهی‌ها از قطعات پلاستیکی مصرف می‌کنند (Lusher et al., 2013). همچنین مطالعات نشان داده است که تکه‌هایی از زباله‌های پلاستیکی و قطعات جدا شده از پلاستیک‌های تیره‌رنگی که در سطح سواحل وجود دارند به علت جذب اشعه مادون قرمز، دمای سطح بستر را افزایش می‌دهند و این فرآیند به موجودات حفر و بستری مانند خرچنگ‌ها که به روش پوده‌خواری تغذیه می‌کنند آسیب می‌رساند (Andrady, 2011). نتایج به‌دست‌آمده در این تحقیق در مقایسه با سایر مناطق بزرگ صنعتی و پرجمعیت مانند خطوط ساحلی کانادا (Mathalon and Hill, 2014) و خط ساحلی خلیج فارس ایران (Naji et al., 2018) به‌طور قابل‌توجهی مقدار میکروپلاستیک‌ها کمتر بودند. باین‌حال آشکارا است که غلظت میکروپلاستیک‌ها در خلیج چابهار بالاتر از مقادیر گزارش‌شده در نواحی جزر و مدی در خطوط ساحلی چین (Li et al., 2016) است. طبق مطالعات انجام‌گرفته توسط Mathalon and Hill (۲۰۱۴)، Li و همکاران (۲۰۱۶) و Naji و همکاران (۲۰۱۸) مبنی بر فراوان بودن میکروپلاستیک‌ها در گونه‌های زیستی در نواحی صنعتی، نتایج این تحقیق نیز نشان می‌دهد که در بین ایستگاه‌های بالای جزومدی ایستگاه بهاران چابهار بیشترین نوع میکروفیبرها را دارا بود و فراوان‌ترین پلیمر موجود در میکرو پلاستیک‌های یافت شده در مطالعه حاضر متعلق به پلی‌اتیلن و پلی‌اتیلن ترفتالات بود که مطابق مطالعات انجام‌شده توسط Thompson و همکاران (۲۰۰۴) و Qiu و همکاران (۲۰۱۵) روی میکرو پلاستیک بوده است.

در این مطالعه، جهت درک بهتر از دسترسی زیستی میکروپلاستیک‌ها در محیط دریایی و مصرف‌کنندگان انسانی، حضور میکروپلاستیک‌ها در *Chiton lamyi* و *Acmaea profunda* از خلیج چابهار، دریایی عمان برای اولین بار مورد بررسی قرار گرفت. نتایج به‌دست‌آمده در این تحقیق نشان داد در مقایسه بین ایستگاه‌های بالای جزر و مدی بین گونه‌های زیستی صخره چسب بیشترین حضور میکرو پلاستیک‌ها متعلق به ایستگاه پارک بهاران چابهار می‌باشد که ممکن است به دلیل فعالیت‌های بالای گردشگری و تفریحی و ماهیگیری در این منطقه باشد و کمترین آن‌ها متعلق به ایستگاه تیس می‌باشد. همچنین برای گونه‌های زیستی صخره چسب مقدار میکرو فیبرها (۰/۸۴٪) < گلوله (۰/۱۵٪) < فیلم (۰/۱٪) بود. طبق نتایج به‌دست‌آمده، کیتون لامی (*Chiton lamyi*) شاخص مناسب، برای آلودگی میکروپلاستیک می‌باشد. میکروپلاستیک‌ها به‌طور گسترده‌ای در محیط‌زیست گسترش یافته‌اند که منجر به نگرانی بالقوه در مورد تأثیر آن بر سلامت محیط‌زیست می‌شود. با توجه به اهمیت دریاها و نقش آن در تأمین سرنوشت انسان و تأمین نیازهای غذایی و با توجه به اینکه دریای عمان و خلیج چابهار در مقابل آلودگی بسیار آسیب‌پذیر می‌باشند، می‌توان با بررسی آلودگی میکروپلاستیکی بر روی رسوبات ساحلی، دوکفه‌ای‌های موجود در خلیج چابهار و فاضلاب‌های شهری و صنعتی که مستقیماً وارد خلیج چابهار و دریای عمان می‌شوند به‌عنوان شاخص

تغییرات میزان زباله‌های پلاستیکی در مناطق خاص استفاده گردد و همچنین می‌توان به‌عنوان موضوع پیشنهادی مطالعات آتی ارائه گردد.

تشکر و قدردانی

بدین‌وسیله از کلیه اساتید و دوستانی که در کمال صداقت و صمیمیت، در طول اجرای این تحقیق در دانشکده علوم و فنون دریایی، دانشگاه هرمزگان ما را مورد حمایت‌های علمی و فنی خود قرار دادند تشکر و قدردانی می‌نماییم.

منابع

- Andrady, A.L. 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*. 62(8): 1596-1605.
- Ballent, A., Corcoran, P.L., Madden, O., Helm, P.A., Longstaffe, F.J. 2016. Sources and sinks of microplastics in Canadian Lake Ontario nearshore, tributary and beach sediments. *Marine Pollution Bulletin*. 110(1): 383-395.
- Barnes, D.K., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M. 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*. 364(1526): 1985-1998.
- Browne, M.A., Dissanayake, A., Galloway, T.S., Lowe, D.M., Thompson, R.C. 2008. Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environmental Science and Technology*. 42: 5026-5031.
- Claessens, M., DeMeester, S., VanLanduyt, L., DeClerck, K. Janssen, C.R. 2011. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Marine Pollution Bulletin*. 62(10): 2199-2204.
- Derraik, J.G. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*. 44(9): 842-852.
- Desforages, J.P.W., Galbraith, M., Dangerfield, N., Ross, P.S. 2014. Widespread distribution of microplastics in subsurface seawater in the NE Pacific Ocean. *Marine Pollution Bulletin*. 79(1-2): 94-99.
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R.C., Aldridge, D.C. 2015. Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research*. 75: 63-82.
- Galgani, F., Pham, C.K., Reisser, J. 2017. Plastic Pollution. *Frontiers in Marine Science*. 4: 1-2.
- Graham, E.R., Thompson, J.T. 2009. Deposit-and suspension-feeding sea cucumbers (Echinodermata) ingest plastic fragments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 368(1): 22-29.
- Gregory, M.R. 2009. Environmental implications of plastic debris in marine settings—entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*. 364(1526): 2013-2025.
- Ismail, A. 2006. The use of intertidal molluscs in the monitoring of heavy metals and organotin compounds in the west coast of Peninsular Malaysia. *Coastal Marine Science*. 30(1): 401-406.
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*. 347(6223): 768-771.
- Karami, A., Romano, N., Galloway, T., Hamzah, H. 2016. Virgin microplastics cause toxicity and modulate the impacts of phenanthrene on biomarker responses in African catfish (*Clarias gariepinus*). *Environmental Research*. 151: 58-70.
- Kazemian, M., Delfieh, P., Khodadadi, M. 2011. Study on the frequency of bivalves and gastropods in the Tisrocky coast of the Chabahar Bay. *Journal of Marine Biology*. 4: 63-77. (in Persian)
- Laist, D.W. 1997. Impacts of marine debris: entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records. In *Marine Debris*. pp. 99-139. Springer, New York, NY.
- Li, J., Qu, X., Su, L., Zhang, W., Yang, D., Kolandhasamy, P., Li, D., Shi, H. 2016. Microplastics in mussels along the coastal waters of China. *Environmental Pollution*. 214: 177-184.

- Li, J., Yang, D., Li, L., Jabeen, K., Shi, H. 2015. Microplastics in commercial bivalves from China. *Environmental Pollution*. 207: 190-195.
- Lusher, A.L., Mchugh, M., Thompson, R.C. 2013. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin*. 67(1-2): 94-99.
- Mason, S.A., Garneau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmann, K., Barnes, J., Fink, P., Papazissimos, D., Rogers, D.L. 2016. Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environmental Pollution*. 218: 1045-1054.
- Mathalon, A., Hill, P. 2014. Microplastic fibers in the intertidal ecosystem surrounding Halifax Harbor, Nova Scotia. *Marine Pollution Bulletin*. 81(1): 69-79.
- Moore, C.J. 2008. Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*. 108(2): 131-139.
- Naji, A., Esmaili, Z., Mason, S.A., 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.
- Naji, A., Nuri, M., Vethaak, A.D. 2018. Microplastics contamination in molluscs from the northern part of the Persian Gulf. *Environmental Pollution*. 235: 113-120.
- Tourinho, P.S., Do Sul, J.A.I., Fillmann, G. 2010. Is marine debris ingestion still a problem for the coastal marine biota of southern Brazil? *Marine Pollution Bulletin*. 60(3): 396-401.
- Plastics Europe. *Plastics the Facts 2016* An analysis of European plastics production, demand and waste data. Association of Plastic Manufacturers, Brussels http://www.plasticseurope.org/documents/document/20161014113313_plastics_the_facts_2016_final_version.pdf. (Access date: 2017-03-04).
- Qiu, Q., Peng, J., Yu, X., Chen, F., Wang, J., Dong, F. 2015. Occurrence of microplastics in the coastal marine environment: first observation on sediment of China. *Marine Pollution Bulletin*. 98(1-2): 274-280.
- Razzaghi, M., Shokri, M., Rari, A., Pajouki, J. 2013. Identification the relationship between the environmental parameters with the the structure of macrobentic communities in a coastal ecosystem under human activities Nayband Bay (north of Persian Gulf). *Journal of Aquatic Ecology*. 3(1): 29-38. (in Persian)
- Ryan, P.G. 1988. Intraspecific variation in plastic ingestion by seabirds and the flux of plastic through seabird populations. *The Condor*. 90(2): 446-452.
- Stolte, A., Forster, S., Gerdtts, G., Schubert, H. 2015. Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast. *Marine Pollution Bulletin*. 99(1-2): 216-229.
- Teuten, E.L., Saquing, J.M., Knappe, D.R., Barlaz, M.A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., Galloway, T.S., Yamashita, R., Ochi, D. 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*. 364(1526): 2027-2045.
- Thompson, R.C., Olsen, Y., Mitchell, R.P., Davis, A., Rowland, S.J., John, A.W., McGonigle, D., Russell, A.E. 2004. Lost at sea: where is all the plastic? *Science*. 304(5672): 838-838.
- Vázquez-Sauceda, M.D.L., Aguirre-Guzmán, G., Sánchez-Martínez, J., Pérez-Castañeda, R. 2011. Cadmium, lead and zinc concentrations in water, sediment and oyster (*Crassostrea virginica*) of San Andres Lagoon, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 86(4): 410-414.
- Wright, T.P., Petters, M.D., Hader, J.D., Morton, T., Holder, A.L. 2013. Minimal cooling rate dependence of ice nuclei activity in the immersion mode. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. 118(18): 10535-10543.
- Zarfl, C., Fleet, D., Fries, E., Galgani, F., Gerdtts, G., Hanke, G., Matthies, M. 2011. Microplastics in oceans. *Marine Pollution Bulletin*. 62: 1589-1591.