مجله بوم شناسی آبزیان

Journal homepage: http://jae.hormozgan.ac.ir

ارزیابی بوم‌شناختی خوریات استان هرمزگان (خورهای خمیر، تیاب و جگین) با استفاده از شاخص زیستی AMBI

مسلم شریفی‌نیا[۱]، محمدرضا طاهری زاده[۲*]، جاوید ایمان پور نمین[۳]، احسان کامرانی[٤]

[۱] پژوهشگاه ملی اقیانوس‌شناسی و علوم جوی، مرکز اقیانوس‌شناسی دریای عمان و اقیانوس هند، بخش زیست‌شناسی، چابهار

[۲] گروه زیست‌شناسی دریا، دانشکده علوم و فنون دریایی و جوی، دانشگاه هرمزگان

[۳] گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان

[٤] گروه شیلات، دانشکده علوم و فنون دریایی و جوی، دانشگاه هرمزگان

نوع مقاله:
پژوهشی

تاریخچه مقاله:
دریافت: ۹۶/۰۳/۰۳
اصلاح: ۹۶/۰۵/۲۲
پذیرش: ۹۶/۰۸/۱۸

کلمات کلیدی:
بی‌مهرگان کفزی
شاخص زیستی
خلیج‌فارس
دریای عمان
گروه‌های بوم‌شناختی

چکیده

این مطالعه با هدف بررسی وضعیت بوم‌شناختی و ارزیابی تأثیر فعالیت‌های انسانی بر خوریات خمیر، تیاب و جگین با استفاده از شاخص زیستی AMBI طی یک سال نمونه‌برداری صورت گرفت. در طول مدت زمان انجام این مطالعه ۱۶۵ آرایه بزرگ بی‌مهره کفزی شناسایی گردید، که شامل ۷ شاخه کرم‌های حلقوی (۶۵ آرایه)، نرم‌تنان (۶۵ آرایه)، بندپایان (۲۸ آرایه)، خارپوستان (۳ آرایه)، مرجانیان (۲ آرایه)، نمرتهآ (۱ آرایه) و نماتودا (۱ آرایه) بودند. کرم‌های پرتار با فراوانی ۳۷/۵۷٪ از فروانی کل، بیشترین تعداد گونه بزرگ بی‌مهرگان کفزی را به خود اختصاص دادند. میانگین شاخص AMBI در تمام فصول نمونه-برداری از ۱/۱۲±۰/۰۹ (فصل بهار) تا ۵/۰۸±۰/۱۵ (فصل پاییز) متغیر بود. حداکثر مقادیر AMBI مربوط به ایستگاه ۶ (بهار: ۴/۱۲±۰/۸۱؛ تابستان: ۵/۰۱±۰/۵۶؛ پاییز: ۵/۰۸±۰/۱۵؛ زمستان: ۴/۴۲±۰/۳۸) و حداقل میزان آن در ایستگاه‌های ۷ (بهار: ۱/۱۲±۰/۰۹؛ تابستان: ۱/۲۴±۰/۰۷) و ۱ (پاییز: ۱/۲۵±۰/۰۷؛ زمستان: ۱/۳۳±۰/۲۴) مشاهده شد. نتایج حاصل از وضعیت بوم‌شناختی خوریات مورد مطالعه بر اساس شاخص AMBI نشان داد که خور خمیر در طول سال در طبقات "اندکی آلوده" تا "نسبتاً آلوده"، خور تیاب در طبقات "اندکی آلوده" تا "به شدت آلوده" و خور جگین در طبقه "اندکی آلوده" طبقه‌بندی شدند. نتایج نشان داد که شاخص AMBI شاخص مناسبی برای تفکیک نواحی با حداقل تأثیر فعالیت‌های انسانی از مناطق تحت تأثیر این فعالیت‌ها می‌باشد و می‌تواند به‌عنوان ابزار مدیریت قوی در برنامه‌های پایشی استفاده شود.

مقدمــه

اکوسیستم‌های ساحلی- دریایی و تنوع گونه‌ها که ساختار آن را تشکیل می‌دهند، تأمین‌کننده منابع بسیار مهمی می‌باشند (Costanza *et al*., 1997; Harley *et al*., 2006) و دربرگیرنده زیستگاه‌های متنوعی هستند که سطح بالایی از تنوع زیستی را شامل می‌شوند. از مجموع ۲۹ شاخه جانوری توصیف شده تا سال ۱۹۹۹، ۱۳ شاخه آن‌ها بومی (Endemic) اکوسیستم‌های دریایی می‌باشند، که نشان‌دهنده تنوع فیلوژنی بسیار بالا و غنی در این اکوسیستم‌ها می‌باشد (;Ray and Grassle, 1991

* نویسنده مسئول، پست الکترونیک: taheri.reza65@gmail.com

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.7.4.3.8]

Snelgrove, 1999). تحقیقات اخیر نشان داده‌اند که تنوع محیط‌های دریایی بسیار گسترده‌تر و آسیب‌پذیرتر از آن چیزی می‌باشد که قبلاً تخمین زده شده است (Hendriks *et al*., 2006). اغلب دانشمندان با توجه به تخمین تعداد کل گونه‌ها و تعداد گونه‌های ناشناخته در زیستگاه‌هایی که بررسی نشده‌اند، بیان کردند که کمتر از ۱٪ از گونه‌های کفزی در حال حاضر شناخته شده‌اند (Ray and Grassle, 1991; Snelgrove, 1999).

در اکوسیستم‌های ساحلی انواع مختلفی از زیستگاه‌های دریایی مانند باتلاق‌های نمکی، جنگل‌های حرا، آبسنگ‌های مرجانی، علفزارهای دریایی، زیستگاه‌های رسوبی ساحلی و بسترهای جلبکی وجود دارند که دربرگیرنده نقاط مهم تنوع زیستی می‌باشند و جمعیت‌های غنی از گونه‌ها را در خود جای داده‌اند (Duarte *et al*., 2009). به‌طورکلی اکوسیستم‌های ساحلی به لحاظ میزان تولید جزء اکوسیستم‌های پر تولید طبقه‌بندی می‌شوند و ازلحاظ میزان تولید اولیه با جنگل‌های بارانی قابل مقایسه می‌باشند (Duarte and Cebrian, 1996; Duarte *et al*., 2009). بااین‌حال میزان تخریب این زیستگاه‌های کلیدی ساحلی به میزان ۲ تا ۱۰ بار سریع‌تر از جنگل‌های استوایی می‌باشد (Lotze *et al*., 2006).

اکوسیستم‌های ساحلی در تنظیم چرخه مواد مغذی که میزان تولیدات اولیه دریایی را کنترل می‌کنند، حائز اهمیت می‌باشند (Costanza, 1999). این نواحی پر تولید تنوع بسیار بالایی از جوامع بزرگ بی‌مهرگان را حمایت می‌کنند و میزان تولیدات ثانویه را افزایش می‌دهند. مجموعه این عوامل باعث می‌شوند این نواحی، مناطق بسیار باارزشی برای مرحله نوزادگاهی بسیاری از گونه‌ها را فراهم کنند (Beck *et al*., 2001; Martinho *et al*., 2009). اکوسیستم‌های ساحلی- دریایی همچنین منابع بسیار حیاتی و مهمی ازجمله چرخه مواد مغذی، تنظیم تعادل آب، جلوگیری از صدمات وارد شده به خشکی‌ها در اثر طوفان‌های دریایی و امواج و جلوگیری از فرسایش بیش‌ازحد مناطق خشکی را برای انسان فراهم می‌کنند (Duarte *et al*., 2005; Duarte *et al*., 2009).

شاخص‌های زیستی مبتنی بر بی‌مهرگان کفزی در طول سه دهه گذشته برای ارزیابی وضعیت سلامت اکوسیستم‌های آبی و تأثیر عوامل محیطی و فعالیت‌های انسانی مانند اثرات پساب‌های آبزی‌پروری و کشاورزی و فعالیت‌های صنعتی بر این اکوسیستم‌ها به‌طور گسترده‌ای مورد استفاده قرارگرفته‌اند (Borja and Tunberg, 2011; Borja *et al*., 2012; Imanpour Namin *et al*., 2013; Spagnolo *et al*., 2014). حساس بودن و تحرک نسبتاً کم بی‌مهرگان کفزی در رسوبات بستر که محل تجمع آلودگی نیز می‌باشد، یکی از عوامل افزایش استفاده از آن‌ها به‌عنوان شاخص زیستی برای ارزیابی وضعیت سلامت اکوسیستم بوده است (Teixeira *et al*., 2012).

بی‌مهرگان کفزی از اعضاء حیاتی در شبکه غذایی اکوسیستم‌های آبی محسوب می‌شوند که نقش قابل‌ملاحظه‌ای در تولیدات ثانویه در این اکوسیستم‌ها به عهده دارند. بی‌مهرگان کفزی نسبت به غنی شدن آب با مواد آلی به خوبی واکنش نشان می‌دهند و ویژگی غیر متحرک بودن در این موجودات، بررسی اثر منابع آلاینده نقطه‌ای بر اکوسیستم‌های آبی را ممکن می‌سازد (Pearson and Rosenberg, 1978). استفاده از بزرگ بی‌مهرگان کفزی به‌عنوان شاخص زیستی برای ارزیابی کیفی اکوسیستم‌های ساحلی سابقه طولانی داشته و شاخص‌های متعددی در این زمینه ارائه شده‌اند (Borja *et al*., 2003; Kröncke and Reiss, 2010; Teixeira *et al*., 2010). با استفاده از شاخص‌های ساختار جمعیت می‌توان جوامع زیستی را به گروه‌های مجزا تفکیک کرد و نحوه‌ی سازگاری هر یک از این گروه‌ها را با شرایط محیطی مطالعه نمود. در بسیاری از کشورهای آسیایی ارزیابی و پایش زیستی به‌عنوان ابزاری برای پایش منظم به‌منظور مدیریت شرایط کیفی بوم‌شناختی اکوسیستم‌های ساحلی به کار گرفته‌شده‌اند (Raut *et al*., 2005; Chen *et al*., 2007; Choy *et al*., 2008)، اما در ایران، فعالیت‌ها در این زمینه در مراحل ابتدایی خود می‌باشد. اولین کاری که در ایران در مورد ارزیابی سلامت اکوسیستم‌ها با استفاده از شاخص AMBI انجام شد، مطالعه Dehghan-Madiseh (۲۰۰۷) در خوریات ماهشهر بود. Doustshenas (۲۰۰۸) در مطالعه‌ای به طبقه‌بندی زیستگاه‌های اکوسیستم ساحلی خور موسی و تعیین سلامت آن‌ها با استفاده از شاخص BIBI اقدام نمود. Akhevat (۲۰۰۹) با استفاده از شاخص AMBI به ارزیابی نواحی صنعتی خور موسی پرداخت، پس از آن Kamalifar (۲۰۰۹) در زیستگاه مانگرو

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.7.4.3.8]

بردستان نیز از این شاخص استفاده کرد. Hovaizavi و همکاران (۲۰۱۲) با استفاده از شاخص AMBI به ارزیابی کیفیت زیست‌محیطی رسوبات ساحلی خوزستان (منطقه بحرکان) پرداختند؛ نتایج این تحقیق نشان داد که منطقه مورد مطالعه بر اساس شاخص AMBI از لحاظ وضعیت بوم‌شناختی دارای وضعیت خوب و گروه غالب در این منطقه خانواده Ophiuridae متعلق به گروه بوم‌شناختی II می‌باشد. Shokat و همکاران (۲۰۱۰) به بررسی وضعیت بوم‌شناختی سواحل بحرکان با استفاده از شاخص‌های زیستی مبتنی بر جوامع بنتیک پرداختند، که نتایج حاصل از این مطالعه بر اساس شاخص‌های AMBI، BENTIX و شانون نشان داد که این منطقه بر اساس طبقه‌بندی بوم‌شناختی حاصل از این شاخص‌ها دارای وضعیت اندکی آلوده تا آلودگی متوسط می‌باشد. در مطالعه Darvish Bastami و همکاران (۲۰۱۲) که با هدف ارزیابی کیفیت بوم‌شناختی آب‌های ساحلی دریای خزر بر اساس موجودات ماکروبنتوزی و با استفاده از شاخص AMBI انجام شد، در مجموع ۶ خانواده و ۸ گونه ماکروبنتوز در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شناسایی شدند. نتایج این تحقیق نشان داد که ایستگاه‌هایی که فراوانی خانواده Gammaridae در آن‌ها غالب بود، بر اساس شاخص AMBI دارای کیفیت بوم‌شناختی عالی و ایستگاه‌هایی که فراوانی Oligochaeta، *Streblospio gynobranchiata* و *Hypania invalida* غالب بود، بر اساس شاخص AMBI دارای کیفیت بوم‌شناختی خوب تا متوسط بودند. بررسی اثرات زیست‌محیطی ناشی از مجتمع‌های پرورش میگو بر آب‌های ساحلی در منطقه تیاب استان هرمزگان در یک دوره ۶ ماهه نشان داد که بین ایستگاه‌های مربوط به پساب‌های خروجی، کانال‌های آب‌رسانی و آب‌های ساحلی مجاور مجتمع اختلاف معنی‌داری برای اکثر پارامترهای کیفی آب وجود دارد. نتایج به‌دست‌آمده نشان داد که خور تیاب به دلیل قرار گرفتن در حدفاصل مجتمع‌های پرورش میگو و آب‌های ساحلی توانسته است آلودگی ناشی از ورود پساب‌ها را تعدیل و مانع اثرات مخرب زیست‌محیطی بر آب‌های ساحلی شود (Akbarzadeh *et al*., 2003). در بررسی ساختار جمعیتی ماکروبنتیک و تغییرات آن در دو خور غزاله و غنام در استان خوزستان نشان داده شد که فراوان‌ترین گروه‌های ماکروبنتوزی در این دو خور شامل کرم‌های پرتار و سخت‌پوستان می‌باشد که این غالبیت را در کلیه فصول حفظ کردند. نتایج این بررسی نشان داد که خور غزاله که آلودگی در آن بیشتر بود، از تنوع گونه‌ای کمتری برخوردار است (Soltani and Nabavi, 2008). یافته‌های حاصل از مطالعه Taherizadeh و Sharifinia (۲۰۱۵) که به بررسی وضعیت بوم‌شناختی مصب‌های خلیج‌فارس و دریای عمان با استفاده از شاخص زیستی BENTIX پرداخته و این مصب‌ها را بر اساس میزان دریافت فعالیت‌های انسانی طبقه‌بندی کرده بودند، نشان داد شاخص BENTIX می‌تواند شاخص مناسبی برای ارزیابی بوم‌شناختی وضعیت اکوسیستم‌های دریایی باشد. با این مقدمه انجام چنین مطالعاتی برای شناخت شرایط اکوسیستم‌های ساحلی و ارزیابی وضعیت سلامت و آگاهی از فون کف زیان آن‌ها ضروری است. بنابراین مطالعه حاضر با هدف ارزیابی بوم‌شناختی و کیفی بستر خوریات خمیر، تیاب و جگین در استان هرمزگان با استفاده از شاخص زیستی AMBI انجام شد.

مواد و روش‌ها

مناطق مورد مطالعه

در این مطالعه جهت بررسی پراکنش ماکروبنتوزها و اعتبار سازی شاخص زیستی AMBI سه مصب جگین، تیاب و خمیر برای نمونه‌برداری انتخاب شدند (شکل ۱). بندر خمیر، مرکز بخش خمیر در شهرستان بندرعباس از استان هرمزگان، در ۱۴۱ کیلومتری جنوب غربی بندرعباس و ۱۰۸ کیلومتری شمال شرقی بندر لنگه، در مسیر راه اصلی بندرعباس- بندر لنگه در منطقه پست جلگه‌ای کرانه شمالی تنگه خوران یا خوریات در شمال جزیره قشم قرار دارد. بندر خمیر واقع در عقب کرانه، دارای خوریاتی با دهانه باریک و در حدود هفت متر عمق می‌باشد. آب و هوای منطقه گرم و خشک می‌باشد. حداکثر مطلق دما در تابستان ۴۹ و حداقل آن ۱ درجه سانتی‌گراد، میانگین بارش سالانه حدود ۱۲۰ میلی‌متر و میزان رطوبت نسبی سالانه آن حدود ۷۵٪ است. در حدود ۵ کیلومتری شمال غربی این بندر کوه معدن قرار دارد که دارای گوگرد به همراه گچ می‌باشد (Islamic Jurisprudence Encyclopedia Foundation, 1996).

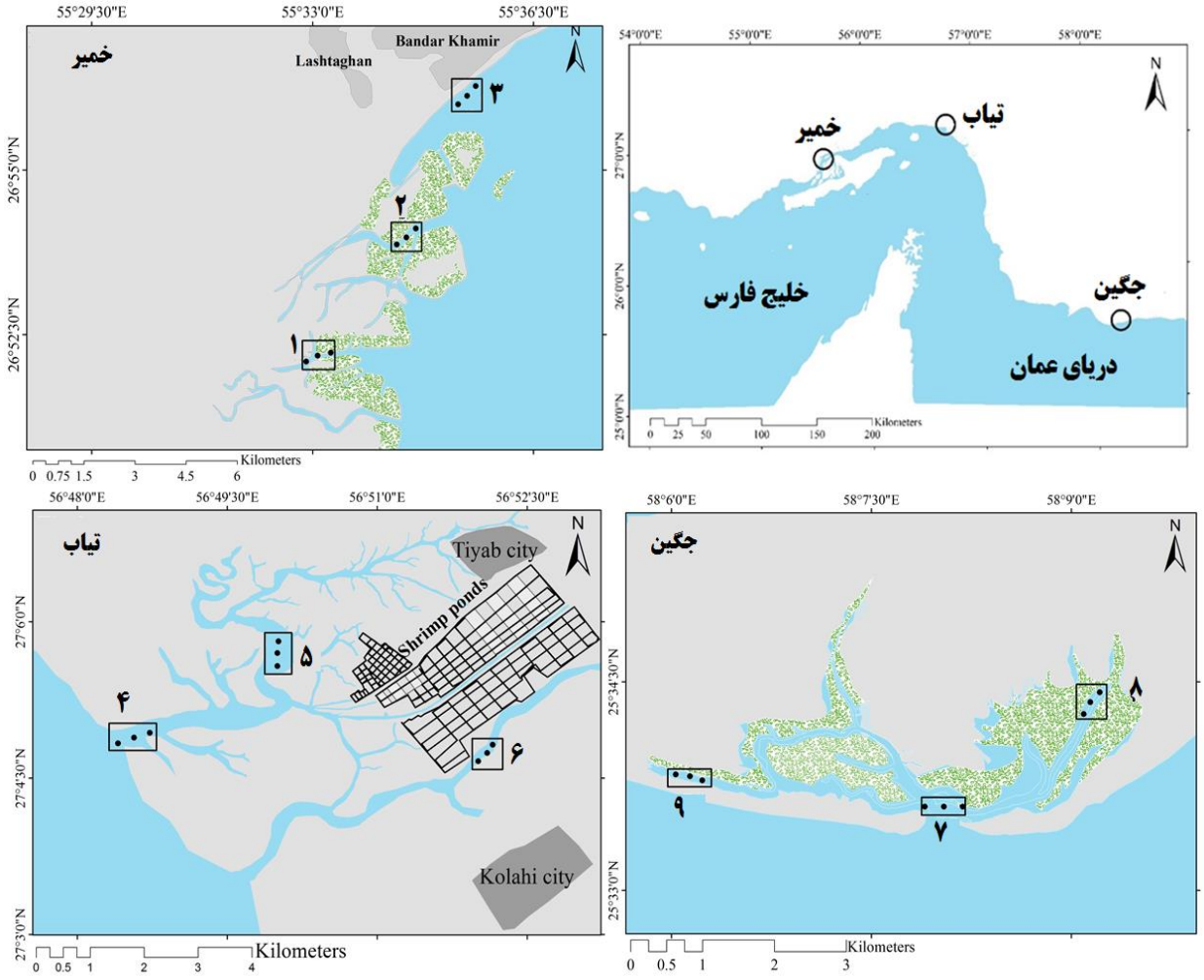
بندر تیاب در جنوب استان هرمزگان و در غرب بخش مرکزی میناب در غرب دهستان تیاب واقع شده است بین مدارهای ۵۶ درجه و ۵۲ دقیقه عرض شمالی و ۲۷ درجه و ۷ دقیقه طول شرقی و ارتفاع متوسط ۳ متر واقع شده است. بندر تیاب به‌عنوان

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.7.4.3.8]

مرکز تیاب در بخش مرکزی میناب واقع شده است که جمعیتی بالغبر ۴۰۰۰ نفر را در خود جای داده است. این بندر از بنادر مهم تجاری و صیادی استان در گذشته بوده و هم‌اکنون نیز گر چه رونق قبل را ندارد بالغبر هشتاد فروند لنج تجاری متعلق به تجار روستا و روستاهای هم‌جوار برای صادرات و واردات با کمترین امکانات مشغول می‌باشند. اقلیم منطقه تحت تأثیر آب و هوای بیابانی دارای تابستان‌های گرم و طولانی و زمستان‌های کوتاه و ملایم است. تیاب بادخیز بوده که ازجمله بادها باد ناشی، سهیلی، آتش باد، باد شمال که در فصول مختلف می‌وزد و جهت باد غالب جنوبی می‌باشد (Naghinezhad, 2015).

جگین، روستایی از توابع بخش مرکزی شهرستان جاسک در شرق استان هرمزگان قرار دارد. این روستا در دهستان گابریک قرار دارد و بر اساس سرشماری مرکز آمار ایران در سال ۱۳۸۵، جمعیت آن ۱۷۰ نفر (۴۶خانوار) بوده است (Wikipedia, 2018). مصب جگین به‌عنوان مصب با کمترین منطقه تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی انتخاب شده و مصب‌های خمیر و تیاب به ترتیب تحت تأثیر فعالیت‌های صنعتی و مزارع پرورش میگو می‌باشند. در هر مصب سه ایستگاه به ترتیب در دهانه، قسمت میانی و انتهای آن‌ها انتخاب شدند و نمونه‌برداری به‌صورت ماهانه و به مدت ۳ تا ۴ روز در ماه انجام گرفت. در مصب تیاب بر اساس محل ورودی پساب مزارع پرورش میگو، وسعت منطقه مورد مطالعه و عمق آب تعداد ۳ ایستگاه (ایستگاه ۱: ورودی آب دریا به مصب، ایستگاه ۲: قبل از کانال ورودی آب دریا به مزارع پرورش میگو، ایستگاه ۳: بعد از کانال خروجی مزارع پرورشی میگو) تعیین شد و مختصات هر ایستگاه به‌وسیله دستگاه GPS مدل Colorado 400t به ثبت رسید (شکل ۱).



شکل ۱. موقعیت جغرافیایی خوریات خمیر، تیاب و جگین در سواحل خلیج‌فارس و دریای عمان و ایستگاه‌های تعیین شده برای نمونه‌برداری

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.7.4.3.8]

نمونه‌برداری از بزرگ بی‌مهرگان کفزی

نمونه‌برداری از ایستگاه‌ها به‌صورت ماهانه و طی یک سال از فروردین ۱۳۹۴ تا اسفند ۱۳۹۴ انجام شد. به‌منظور بررسی اثرات ناشی از پساب‌های مزارع پرورش میگو و پساب‌های شهری بر جمعیت ماکروبنتوزها، عملیات نمونه‌برداری از رسوبات بستر در ۹ ایستگاه انتخابی (ایستگاه‌های ۱ تا ۳: محل حضور پساب‌های شهری و صنعتی؛ ایستگاه‌های ۴ تا ۶: محل حضور فعالیت‌های پرورش میگو؛ ایستگاه‌های ۷ تا ۹: به‌عنوان شاهد و به دور از فعالیت‌های انسانی) انجام شد. برای جمع‌آوری نمونه‌های بی‌مهرگان کفزی در هر ایستگاه از نمونه‌بردار گرب (Van Veen Grab) با سطح مقطع ۰/۰۴ متر مربع استفاده گردید. در هر ایستگاه سه نمونه (یا سه تکرار) رسوب برای جداسازی و شناسایی بزرگ بی‌مهرگان کفزی برداشت شد. نمونه رسوب با استفاده از الک ۰/۵ میلی‌متر شسته شد و سپس محتویات باقیمانده در الک به ظروف پلاستیکی درب‌دار منتقل و بعد از فیکس کردن توسط فرمالین ۷٪، تاریخ و شماره ایستگاه بر روی ظروف ثبت گردید. نمونه‌ها جهت انجام مطالعات تکمیلی (شناسایی و شمارش) به آزمایشگاه انتقال داده شد و پس از رنگ‌آمیزی به‌وسیله رزبنگال در سینی تشریح، تخلیه و کار جداسازی بزرگ بی‌مهرگان کفزی به دقت صورت گرفت (Kundu *et al*., 2010; Khedhri *et al*., 2016). کف زیان جداسازی شده توسط استریو میکروسکوپ تا پایین‌ترین سطح ممکن (درصورت امکان تا سطح گونه) با استفاده از کلیدهای شناسایی مربوطه، شناسایی شدند (Smith, 1964; Keen and Coan, 1974; Thompson, 1988; Hyman, 1992; Hartmann-Schröder *et al*., 1996; Young *et al*., 2002; Poore, 2004; Mikkelsen and Bieler, 2007; Eleftheriou, 2013).

شاخص AMBI

مبنای تئوری این شاخص بر اساس استراتژی‌های تطبیقی بوم‌شناختی r، k و T و توالی بوم‌شناختی در محیط‌های تحت تأثیر، می‌باشد. بسیاری از مفاهیم شاخص AMBI بر اساس پیشنهادهای قبلی می‌باشد، برای مثال: (۱) گونه‌ها باید به پنج گروه بوم‌شناختی (EG) طبقه‌بندی شده (Glémarec and Hily, 1981)؛ و (۲) دارای مقیاس طبقه‌بندی بین ۰ تا ۷ می‌باشند. بااین‌حال، سهم اصلی AMBI اشتقاق فرمول از یک سری از مقادیر پیوسته بود (Borja *et al*., 2000).

به‌طور معمول، اگر درصد گونه‌های ارزش‌گذاری نشده کمتر از ۱۰٪ (معمولاً کمتر از ۵٪) افراد در هر نمونه باشد، نتایج قابل‌قبول می‌باشد. هنگامی‌که درصد گونه‌های ارزش‌گذاری نشده بیشتر از ۲۰٪ باشد، نتایج باید با دقت مورد بررسی قرار گیرد، زیرا ممکن است پس از آن مشکلاتی در تفسیر نتایج به وجود بیاید. هنگامی‌که درصد گونه‌های ارزش‌گذاری نشده بیشتر از ۵۰٪ است، AMBI نباید استفاده شود. به‌منظور اجتناب از نتایج مبهم، محاسبه شاخص AMBI بهتر است ابتدا برای هر یک از تکرارها و سپس برای به دست آوردن مقدار متوسط انجام شود. عدم وجود گونه‌ها در برخی از تکرارها باید به‌عنوان نشانه‌ای از اختلال بالا در نظر گرفته شود. ازاین‌رو، همه تکرارها باید در فایل داده‌های اولیه گنجانده شود.

$$\mathrm{AMBI} = \frac{\left[(0\times\%\mathrm{GI})+(1.5\times\%\mathrm{GII})+(3\times\%\mathrm{GIII})+(4.5\times\%\mathrm{GIV})+(6\times\%\mathrm{GV})\right]}{100}$$

GI: گونه‌های بسیار حساس به غنی‌سازی مواد آلی تحت شرایط بدون آلودگی؛ GII: گونه‌های بی‌تفاوت نسبت به غنی‌سازی مواد آلی، همیشه در تراکم کم با تغییرات غیر معنی‌دار با زمان حضور دارند؛ GIII: گونه‌های مقاوم به غنی‌سازی مواد آلی بالا. این گونه‌ها ممکن است در شرایط عادی حضور داشته باشند؛ بااین‌حال، جمعیت آن‌ها توسط غنی‌سازی مواد آلی تحریک می‌شود؛ GIV: گونه‌های فرصت‌طلب درجه دوم؛ GV: گونه‌های فرصت‌طلب درجه اول، سازگار به شرایط نامتعادل.

مقدار این شاخص از صفر (شرایط بد به لحاظ بوم‌شناختی و فاقد گونه جانوری) تا ۶ (شرایط عالی) متغیر است، که طبقه‌بندی وضعیت بوم‌شناختی زیستگاه‌ها در این شاخص بر اساس جدول ۱ می‌باشد:

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.7.4.3.8]

جدول ۱. طبقه‌بندی وضعیت بوم‌شناختی بستر زیستگاه‌های ساحلی و دریایی بر اساس شاخص AMBI (Borja *et al.*, 2000)

مقدار شاخص	طبقه‌بندی به لحاظ بوم‌شناختی
۰ ≤ AMBI < ۱/۲	فاقد آلودگی
۱/۲ ≤ AMBI < ۳/۳	اندکی آلوده
۳/۳ ≤ AMBI < ۵	نسبتاً آلوده
۵ ≤ AMBI < ۶	به شدت آلوده

نتایـج

ساختار جمعیت و فراوانی بزرگ بی‌مهرگان کفزی

گروه‌های بوم‌شناختی و رده‌بندی جوامع بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده در چهار فصل مختلف در مصب‌های خمیر، تیاب و جگین در جداول ۲ تا ۶ نشان داده شده است. در طول مدت زمان انجام این مطالعه، ۱۶۵ آرایه بی‌مهره کفزی شناسایی گردید، که شامل ۷ شاخه کرم‌های حلقوی (۶۵ آرایه متعلق به دو کلاس Polychaeta و Clitellata)، شاخه نرم‌تنان (۶۵ آرایه متعلق به سه کلاس شکم پایان، دوکفه‌ای‌ها و Polyplacophora)، شاخه بندپایان (۲۸ آرایه)، شاخه خارپوستان (۳ آرایه)، مرجانیان (۲ آرایه)، نمرتهآ (۱ آرایه) و نماتودا (۱ آرایه) شدند (جدول، ۲). در مجموع بیشترین تعداد گونه بزرگ بی‌مهرگان کفزی متعلق به کلاس کرم‌های پرتار با ۶۲ آرایه با مجموع فراوانی ۳۷/۵۷٪ بود. شکم پایان با مجموع فراوانی ۲۲/۴۲٪ از کل فراوانی با ۳۷ آرایه دومین گروه غنی به لحاظ تعداد آرایه را شامل شدند. کلاس‌های سخت‌پوستان عالی و دوکفه‌ای‌ها به ترتیب با ۲۷ و ۲۶ آرایه ۱۶/۳۶ و ۱۵/۷۵ درصد مجموع فراوانی را شامل شدند. دیگر شاخه‌های جانوری شامل خارپوستان، مرجانیان، نمرته آ و نماتودا کمترین میزان فراوانی و غنای گونه‌ای را شامل شدند.

تغییرات مکانی و فصلی شاخص AMBI

تغییرات مکانی و فصلی (میانگین ± انحراف معیار) AMBI در طول دوره یک‌ساله در ایستگاه‌های نمونه‌برداری مصب‌های خمیر (ایستگاه ۱ تا ۳)، تیاب (ایستگاه ۴ تا ۶) و جگین (ایستگاه ۷ تا ۹) در جدول ۷ و شکل ۲ نشان داده شده است. آنالیز واریانس دوطرفه اختلافات معنی‌داری را برای شاخص AMBI بر اساس فصول مختلف (P < ۰/۰۵)، ایستگاه‌های مختلف (P < ۰/۰۱) و همچنین اثر متقابل بین دو عامل فصل و ایستگاه نشان داد (P < ۰/۰۵).

در رابطه با شاخص AMBI در طول چهار فصل، نتایج شاخص تفاوت‌های معنی‌داری را بین مصب‌های خمیر (ایستگاه‌های ۱ تا ۳)، تیاب (ایستگاه‌های ۴ تا ۶) و جگین (ایستگاه‌های ۷ تا ۹) نشان داد (تست S-N-K ، P = ۰/۰۱۱). میانگین شاخص AMBI در فصول نمونه‌برداری از ۰/۰۹ ± ۱/۱۲ در فصل بهار تا ۰/۱۵ ± ۵/۰۸ در فصل پاییز متغیر بود. حداکثر مقادیر AMBI در ایستگاه ۶ (بهار، ۰/۸۱ ± ۴/۱۲؛ تابستان، ۰/۵۶ ± ۵/۰۱؛ پاییز، ۰/۱۵ ± ۵/۰۸؛ زمستان، ۰/۳۸ ± ۴/۴۲)، درحالی‌که حداقل این شاخص در ایستگاه‌های ۷ (بهار، ۰/۰۹ ± ۱/۱۲؛ تابستان، ۰/۰۷ ± ۱/۲۴) و ۱ (پاییز، ۰/۰۷ ± ۱/۲۵؛ زمستان، ۰/۲۴ ± ۱/۳۳) مشاهده شد. آزمون چند دامنه استیودنت- نیومن-کلوز شاخص AMBI بین فصول مختلف، اختلاف معنی‌داری (تست S-N-K، P < ۰/۰۵) بین فصول تابستان و پاییز با فصول زمستان و بهار را نشان داد.

ارزیابی بوم‌شناختی و کیفی بستر با استفاده از شاخص AMBI

درصد گونه‌های ارزش‌گذاری شده به یک گروه بوم‌شناختی در طول یک سال نمونه‌برداری در تمام ایستگاه‌های نمونه‌برداری کمتر از ۱۰ درصد بود. در طول دوره مطالعه در تمام ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده در مصب‌های خمیر، تیاب و جگین بیشترین درصد گروه‌های بوم‌شناختی در ایستگاه ۱ متعلق به گروه ۱ (GI: گونه‌های حساس به غنی‌سازی مواد آلی)، در

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.7.4.3.8]

جدول ۲. گروه‌های بوم‌شناختی (EG) و سیستماتیک جوامع بی‌مهرگان کفزی (شکم پایان) شناسایی شده در چهار فصل مختلف در خورهای خمیر، تیاب و جگین در طول نوار ساحلی خلیج‌فارس و دریای عمان

Phylum	Class	Family	Taxa	EG
Mollusca	Gastropoda	Acteocinidae	*Acteocina involuta*	II
			Acteocina sp.	II
		Aporrhaidae	*Aporrhais* sp.	I
		Assimineidae	*Assiminea* sp.	II
		Babyloniidae	*Babylonia spirata*	NA
		Bullidae	*Bulla* sp.	II
		Calyptraeidae	*Calyptraea* sp.	I
		Cancellariidae	*Merica* sp.	I
		Cerithiidae	*Cerithium columna*	II
		Columbellidae	*Mitrella blanda*	I
			Mitrella sp.	I
		Cystiscidae	*Gibberula sueziensis*	II
		Eulimidae	*Niso venosa*	I
		Fissurellidae	*Puncturella* sp.	I
		Goniodoridídae	*Ancula* sp.	I
		Haminoeidae	*Atys* sp.	II
			Haminoea sp.	II
		Iravadiidae	*Pseudonoba* sp.	NA
		Littorinidae	*Littorina intermedia*	II
			Littorina sp.	II
		Marginellidae	*Prunum* sp.	NA
		Mathildidae	*Mathilda* sp.	NA
		Nassariidae	*Nassarius* sp.	II
		Naticidae	*Natica* sp.	II
			Natica vitellus	II
			Neverita didyma	I
		Olividae	*Ancilla castanea*	NA
		Potamididae	*Cerithidea cingulata*	I
			Potamides sp.	NA
		Pyramidellidae	*Turbonilla* sp.	I
		Rissoellidae	*Rissoella* sp.	I
		Rissoidae	*Voorwindia* sp.	I
		Scaphandridae	*Scaphander* sp.	I
		Terebridae	*Terebra* sp.	II
		Tornidae	*Tornus* sp.	NA
		Trochidae	*Umbonium vestiarium*	II
		Truncatellidae	*Truncatella subcylindrica*	III
		Arcidae	*Barbatia* sp.	I

ایستگاه‌های ۲، ۴، ۵، ۷ و ۸ متعلق به گروه ۲ (GII: گونه‌های بی‌تفاوت به غنی‌سازی مواد آلی)، در ایستگاه ۹ متعلق به گروه ۳ (GIII: گروه‌های مقاوم به غنی‌سازی مواد آلی) و در ایستگاه‌های ۳ و ۶ متعلق به گروه ۵ (GV: گونه‌های فرصت‌طلب دسته اول) بودند. میانگین شاخص AMBI در طول چهار فصل نمونه‌برداری در تمام ایستگاه‌ها از ۱/۱۲ تا ۵/۰۸ متغیر بود. حداکثر مقدار AMBI در ایستگاه ۶ (بهار، ۴/۱۲؛ تابستان، ۵/۰۱؛ پاییز، ۵/۰۸؛ زمستان، ۴/۴۲)، درحالی‌که حداقل این شاخص در ایستگاه‌های ۷ (بهار، ۱/۱۲؛ تابستان، ۱/۲۴) و ۱ (پاییز، ۱/۲۵؛ زمستان، ۱/۳۳) مشاهده شد. با توجه به میانگین این شاخص در فصل بهار، ایستگاه‌های ۱، ۲، ۴، ۵ و ۷ تا ۹ بر اساس طبقه‌بندی بوم‌شناختی در طبقه "اندکی آلوده" (۱/۲ < AMBI ≤ ۳/۳) و ایستگاه‌های ۳ و ۶ در طبقه "نسبتاً آلوده" (۳/۳ < AMBI ≤ ۵) طبقه‌بندی شدند. در فصل تابستان، میانگین شاخص AMBI در ایستگاه‌های نمونه‌برداری از ۱/۲۴ تا ۵/۰۱ متغیر بود و ایستگاه‌های ۱، ۴ و ۷ تا ۹ در طبقه "اندکی آلوده"، ایستگاه‌های ۲، ۳ و ۵ در طبقه "نسبتاً آلوده" و ایستگاه ۶ در طبقه "به شدت آلوده" (۵ < AMBI ≤ ۶) طبقه‌بندی شدند. در فصل پاییز، میانگین شاخص AMBI در ایستگاه‌های نمونه‌برداری از ۱/۲۵ تا ۵/۰۸ متغیر بود و ایستگاه‌های ۱، ۲، ۴، ۵ و ۷ تا

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.7.4.3.8]

۹ در طبقه "اندکی آلوده"، ایستگاه ۳ در طبقه "نسبتاً آلوده" و ایستگاه ۶ در طبقه "به شدت آلوده" طبقه‌بندی شدند. در فصل زمستان، میانگین شاخص AMBI در ایستگاه‌های نمونه‌برداری از ۱/۵۰ تا ۴/۴۵ متغیر بود و ایستگاه‌های ۱، ۲، ۴ و ۷ تا ۹ در طبقه "اندکی آلوده" و ایستگاه ۳، ۵ و ۶ در طبقه "نسبتاً آلوده" طبقه‌بندی شدند (جداول ۸ تا ۱۱).

جدول ۳. گروه‌های بوم‌شناختی (EG) و سیستماتیک جوامع بی‌مهرگان کفزی (دوکفه‌ای‌ها) شناسایی شده در چهار فصل مختلف در خورهای خمیر، تیاب و جگین در طول نوار ساحلی خلیج‌فارس و دریای عمان

Phylum	Class	Family	Taxa	EG
Mollusca	Bivalvia	Cardiidae	*Fulvia australis*	III
			Laevicardium papyraceum	I
		Donacidae	*Donax* sp.	I
		Hiatellidae	*Hiatella* sp.	I
		Lasaeidae	*Rochefortia* sp.	II
		Laternulidae	*Laternula anatina*	I
			Laternula sp.	I
		Lucinidae	*Lucinella* sp.	I
			Pillucina neglecta	I
		Mytilidae	*Septifer bilocularis*	III
		Psammobiidae	*Sanguinolaria cumingiana*	I
		Semelidae	*Abra ovata*	III
			Ervilia sp.	II
			Theora lata	I
		Solenidae	*Solen* sp.	II
		Tellinidae	*Tellina capsoides*	I
			Tellina folliacea	I
			Tellina nitens	I
			Tellina sp.	I
		Ungulinidae	*Diplodonta* sp.	II
		Veneridae	*Dosinia* sp.	I
			Marcia hiantina	I
			Paphia cor	I
			Paphia gallus	I
			Pitar sp.	II
		Ischnochitonidae	*Ischnochiton* sp.	II
	Polyplacophora	Chitonidae	*Chiton* sp.	II

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.7.4.3.8]

جدول ۴. گروه‌های بوم‌شناختی (EG) و سیستماتیک جوامع بی‌مهرگان کفزی (کرم‌های حلقوی) شناسایی شده در چهار فصل مختلف در خورهای خمیر، تیاب و جگین در طول نوار ساحلی خلیج‌فارس و دریای عمان

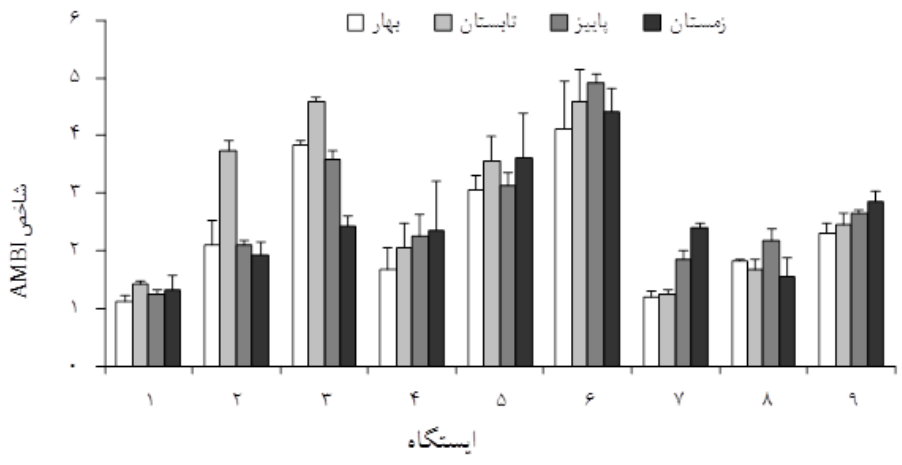
Phylum	Class	Family	Taxa	EG
Annelida	Polychaeta	Amphinomidae	*Amphinome rostrata*	I
			Hipponoe sp.	I
		Capitellidae	*Capitella capitata*	V
			Heteromastus sp.	IV
			Notomastus sp.	III
			Pseudomastus sp.	V
		Cirratulidae	*Cirratulus* sp.	IV
			Cirriformia sp.	IV
			Dodecaceria sp.	IV
			Aphelochaeta sp.	IV
		Cossuridae	*Cossura candida*	III
			Cossura longocirrata	IV
		Dorvilleidae	*Schistomeringos* sp.	II
		Eunicidae	*Eunice* sp.	II
			Euniphysa sp.	II
		Fabriciidae	*Fabriciola* sp.	II
		Glyceridae	*Glycera americana*	II
			Glycera sp.	II
			Glycerella sp.	II
			Hemipodus sp.	II
		Goniadidae	*Bookhoutia* sp.	II
			Glycinde sp.	II
			Goniada sp.	II
			Goniadides sp.	II
			Ophioglycera sp.	II
		Lumbrineridae	*Lumbrineris* sp.	II
		Magelonidae	*Magelona* sp.	I
		Maldanidae	*Clymene robusta*	V
			Euclymene sp.	I
		Nephtyidae	*Aglaophamus* sp.	II
			Micronephthys sp.	II
			Nephtys australiensis	II
			Nephtys sp.	II
		Nereididae	*Neanthes* sp.	III
			Lycastopsis sp.	NA
			Nereis sp.	III
			Platynereis dumerilii	III
			Ceratonereis sp.	II

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.7.4.3.8]

جدول ۵. گروه‌های بوم‌شناختی (EG) و سیستماتیک جوامع بی‌مهرگان کفزی (کرم‌های حلقوی) شناسایی شده در چهار فصل مختلف در خورهای خمیر، تیاب و جگین در طول نوار ساحلی خلیج‌فارس و دریای عمان

Phylum	Class	Family	Taxa	EG
Annelida	Polychaeta	Oenonidae	*Arabella* sp.	I
		Opheliidae	*Ophelia* sp.	I
			Ophelina sp.	I
		Orbiniidae	*Orbinia* sp.	I
			Scoloplos sp.	I
		Paraonidae	*Aricidea* sp.	I
		Phyllodocidae	*Nereiphylla* sp.	II
		Pilargidae	*Glyphohesione klatti*	II
			Sigambra parva	III
			Sigambra sp.	II
		Poecilochaetidae	*Poecilochaetus* sp.	I
		Sabellidae	*Megalomma* sp.	II
			Sabella sp.	I
		Sigalionidae	*Thalenessa* sp.	I
		Sphaerodoridae	*Sphaerodoridium* sp.	II
		Spionidae	*Aonides* sp.	III
			Malacoceros sp.	II
			Mesospio sp.	III
			Paraprionospio sp.	III
			Polydora sp.	IV
			Prionospio sp.	III
			Spiophanes sp.	III
		Sternaspidae	*Sternaspis* sp.	III
		Syllidae	*Syllis* sp.	II
	Clitellata	Naididae	*Limnodrilus* sp.	V
		***	Tubificidae	II
		***	Oligochaeta	V



شکل ۲. تغییرات مکانی و فصلی (میانگین ± انحراف معیار) شاخص AMBI در مصب های خمیر (ایستگاه ۱ تا ۳)، تیاب (ایستگاه ۴ تا ۶) و جگین (ایستگاه ۷ تا ۹)

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]
[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.7.4.3.8]

جدول ۶. گروه‌های بوم‌شناختی (EG) و سیستماتیک جوامع بی‌مهرگان کفزی (بندپایان و دیگر شاخه‌ها) شناسایی شده در چهار فصل مختلف در خورهای خمیر، تیاب و جگین در طول نوار ساحلی خلیج‌فارس و دریای عمان

Phylum	Class	Family	Taxa	EG
		Alpheidae	*Alpheus lobidens*	II
		Ampeliscidae	*Ampelisca* sp.	I
		Diogenidae	*Calcinus* sp.	II
		Caprellidae	*Caprella* sp.	II
		***	*Cumacea*	I
		Bodotriidae	*Cyclaspis picta*	II
		Diastylidae	*Diastylis* sp.	I
		Diogenidae	*Diogenes avarus*	II
		Leuconidae	*Eudorella* sp.	II
		***	*Gammaridea*	I
		Lysianassidae	*Hippomedon* sp.	I
		Bodotriidae	*Iphinoe* sp.	I
Arthropoda	Malacostraca	Pasiphaeidae	*Leptochela* sp.	III
		Leucosiidae	*Leucosia* sp.	NA
		Luciferidae	*Lucifer faxoni*	III
			Lucifer sp.	III
		Macrophthalmidae	*Macrophthalmus* sp.	I
		***	Mysida	II
		Mysidae	*Mysis* sp.	II
		Nebaliidae	*Nebalia* sp.	V
		Talitridae	*Orchestia platensis*	I
		Camptandriidae	*Paracleistostoma arabicum*	NA
		Pinnotheridae	*Pinnotheres pholadis*	III
		Mysidae	*Siriella* sp.	II
		***	Tanaidacea	II
		Ocypodidae	*Uca lactea*	NA
			Uca sindensis	I
	Insecta	Chironomidae		III
Echinodermata	Echinoidea			I
Echinodermata	Holothuroidea			I
Echinodermata	Ophiuroidea	Ophiuridae		II
Cnidaria	Hydrozoa	Corymorphidae	*Euphysa* sp.	II
Cnidaria	Anthozoa			II
Nematoda				III
Nemertea				III

گروه‌های بوم‌شناختی (EG): Ecological Groups

جدول ۷. نتایج آنالیز واریانس دو-طرفه (فاکتورها: ایستگاه x فصل) برای مقایسه شاخص AMBI بین ایستگاه‌ها و فصول مختلف در مصب های خمیر (ایستگاه ۱ تا ۳)، تیاب (ایستگاه ۴ تا ۶) و جگین (ایستگاه ۷ تا ۹)

فاکتور	منبع تغییرات	میانگین مربعات	*F*	*P*
AMBI	ایستگاه	۰/۹۷۸	۸/۸۳۰	**
	فصل	۱۳/۰۸۲	۱۱۸/۱۴۸	**
	ایستگاه x فصل	۰/۷۲۱	۶/۵۰۸	**
	خطا	۰/۱۱۱		

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.7.4.3.8]

جدول ۸. فراوانی نسبی ۵ گروه بوم‌شناختی، میانگین مقادیر AMBI، طبقه‌بندی بوم‌شناختی و درصد گونه‌های ارزش‌گذاری نشده (NA٪) در مصب‌های خمیر (ایستگاه ۱ تا ۳)، تیاب (ایستگاه ۴ تا ۶) و جگین (ایستگاه ۷ تا ۹) در فصل بهار

ایستگاه	گروه‌های بوم‌شناختی					NA٪	AMBI	طبقه‌بندی AMBI
	I	II	III	IV	V			
۱	۵۰/۵۴	۳۲/۷۹	۸/۰۰	۸/۶۶	۰/۰۰	۶/۸۰	۱/۲۱	اندکی آلوده
۲	۳۱/۰۰	۳۰/۰۶	۱۹/۹۱	۶/۶۰	۱۲/۴۳	۶/۹۰	۲/۰۹	اندکی آلوده
۳	۱/۶۷	۱۴/۸۶	۳۵/۵۵	۲۱/۲۲	۲۶/۷۱	۳/۴۰	۳/۸۵	نسبتاً آلوده
۴	۳۲/۸۷	۴۴/۲۳	۹/۰۰	۵/۸۲	۸/۰۹	۲/۲۳	۱/۶۸	اندکی آلوده
۵	۷/۳۲	۳۵/۳۶	۲۳/۹۰	۱۳/۴۸	۱۹/۹۴	۲/۸۷	۳/۰۵	اندکی آلوده
۶	۱/۳۹	۱۱/۴۶	۳۵/۷۳	۱۳/۸۷	۳۷/۵۵	۴/۵۸	۴/۱۲	نسبتاً آلوده
۷	۴۸/۱۴	۲۷/۲۱	۲۱/۸۶	۱/۶۲	۱/۱۸	۲/۷۷	۱/۱۲	اندکی آلوده
۸	۲۲/۶۰	۴۱/۸۸	۲۷/۰۰	۸/۵۲	۰/۰۰	۷/۴۳	۱/۸۲	اندکی آلوده
۹	۱۲/۶۹	۳۷/۱۴	۳۵/۱۸	۱۳/۷۳	۱/۲۶	۲/۹۰	۲/۳۱	اندکی آلوده

درصد گونه‌های ارزش‌دهی نشده (NA٪): Not assigned species

جدول ۹. فراوانی نسبی ۵ گروه بوم‌شناختی، میانگین مقادیر AMBI، طبقه‌بندی بوم‌شناختی و درصد گونه‌های ارزش‌دهی نشده (NA٪) در مصب‌های خمیر (ایستگاه ۱ تا ۳)، تیاب (ایستگاه ۴ تا ۶) و جگین (ایستگاه ۷ تا ۹) در فصل تابستان

ایستگاه	گروه‌های بوم‌شناختی					NA٪	AMBI	طبقه‌بندی AMBI
	I	II	III	IV	V			
۱	۴۱/۷۸	۳۵/۸۷	۱۳/۱۰	۴/۰۳	۵/۲۳	۵/۷۰	۱/۴۳	اندکی آلوده
۲	۱۲/۴۰	۱۸/۴۰	۱۱/۴۶	۲۳/۶۴	۳۴/۱۱	۴/۷۳	۳/۷۳	نسبتاً آلوده
۳	۵/۳۶	۷/۲۷	۱۴/۹۹	۳۱/۵۰	۴۰/۸۷	۵/۱۰	۴/۵۸	نسبتاً آلوده
۴	۲۰/۷۷	۵۲/۳۵	۸/۲۱	۶/۶۲	۱۲/۰۴	۰/۴۸	۲/۰۵	اندکی آلوده
۵	۴/۴۲	۳۱/۸۹	۱۹/۰۴	۱۱/۲۱	۳۳/۴۳	۴/۸۰	۳/۵۶	نسبتاً آلوده
۶	۱/۰۷	۳/۳۵	۳۳/۶۴	۲۲/۶۱	۳۹/۳۳	۲/۵۲	۵/۰۱	بشدت آلوده
۷	۴۳/۳۸	۳۵/۵۵	۱۸/۶۵	۰/۰۰	۲/۴۳	۲/۳۰	۱/۲۴	اندکی آلوده
۸	۲۰/۸۶	۵۳/۷۴	۱۸/۲۸	۶/۴۶	۰/۶۶	۱/۵۷	۱/۶۹	اندکی آلوده
۹	۷/۹۴	۳۴/۵۵	۴۶/۳۱	۸/۸۰	۲/۴۰	۹/۴۳	۲/۴۵	اندکی آلوده

جدول ۱۰. فراوانی نسبی ۵ گروه بوم‌شناختی، میانگین مقادیر AMBI، طبقه‌بندی بوم‌شناختی و درصد گونه‌های ارزش‌دهی نشده (NA٪) در مصب‌های خمیر (ایستگاه ۱ تا ۳)، تیاب (ایستگاه ۴ تا ۶) و جگین (ایستگاه ۷ تا ۹) در فصل پاییز

ایستگاه	گروه‌های بوم‌شناختی					NA٪	AMBI	طبقه‌بندی AMBI
	I	II	III	IV	V			
۱	۴۷/۱۷	۳۰/۴۹	۱۵/۴۰	۵/۷۱	۱/۲۴	۷/۵۷	۱/۲۵	اندکی آلوده
۲	۳۱/۶۶	۳۲/۵۱	۱۶/۶۳	۱/۹۰	۱۷/۳۰	۴/۳۷	۲/۱۱	اندکی آلوده
۳	۱۲/۳۰	۲۰/۲۶	۱۸/۲۹	۲۳/۶۸	۲۵/۴۷	۴/۳۳	۳/۶۰	نسبتاً آلوده
۴	۲۱/۸۸	۳۹/۸۴	۱۸/۱۶	۶/۲۷	۱۳/۸۵	۲/۹۸	۲/۲۶	اندکی آلوده
۵	۲/۶۰	۵۴/۴۴	۵/۵۱	۶/۲۳	۳۱/۲۲	۱/۶۴	۳/۱۴	اندکی آلوده
۶	۲/۹۹	۱۰/۹۲	۱۸/۷۹	۳۰/۴۹	۳۶/۸۱	۲/۵۳	۵/۰۸	به شدت آلوده
۷	۱۷/۰۰	۵۳/۴۸	۲۰/۹۲	۶/۱۱	۲/۴۹	۴/۱۳	۱/۸۵	اندکی آلوده
۸	۱۴/۰۲	۴۰/۴۵	۳۴/۰۱	۹/۸۲	۱/۷۱	۱/۶۷	۲/۱۷	اندکی آلوده
۹	۵/۲۹	۲۸/۰۵	۵۲/۸۷	۱۱/۹۶	۱/۸۴	۶/۲۳	۲/۶۶	اندکی آلوده

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.7.4.3.8]

جدول ۱۱. فراوانی نسبی ۵ گروه بوم‌شناختی، میانگین مقادیر AMBI، طبقه‌بندی بوم‌شناختی و درصد گونه‌های ارزش‌دهی نشده (NA٪) در مصب‌های خمیر (ایستگاه ۱ تا ۳)، تیاب (ایستگاه ۴ تا ۶) و جگین (ایستگاه ۷ تا ۹) در فصل زمستان

ایستگاه	گروه‌های بوم‌شناختی					NA٪	AMBI	طبقه‌بندی AMBI
	I	II	III	IV	V			
۱	۴۱/۵۰	۲۴/۰۷	۲۸/۷۸	۴/۲۴	۱/۴۱	۸/۱۳	۱/۵۰	اندکی آلوده
۲	۲۸/۲۵	۳۳/۱۱	۲۲/۲۹	۷/۳۴	۹/۰۱	۷/۰۷	۲/۰۴	اندکی آلوده
۳	۱۵/۵۰	۱۹/۱۲	۱۱/۸۷	۱۱/۸۲	۸/۳۵	۳/۴۳	۴/۰۱	نسبتاً آلوده
۴	۲۹/۷۸	۳۲/۵۴	۱۵/۶۹	۳/۸۸	۱۸/۱۲	۰/۷۶	۲/۲۲	اندکی آلوده
۵	۱/۶۱	۴۲/۹۳	۱۴/۷۸	۱۷/۷۴	۲۲/۹۴	۲/۴۹	۳/۷۱	نسبتاً آلوده
۶	۸/۳۸	۱۳/۱۷	۲۱/۸۵	۱۶/۶۳	۳۹/۹۷	۰/۰۰	۴/۴۵	نسبتاً آلوده
۷	۶/۷۲	۳۱/۸۰	۵۷/۷۹	۲/۵۱	۱/۱۹	۲/۴۳	۲/۴۰	اندکی آلوده
۸	۴۲/۶۶	۲۱/۲۸	۲۸/۳۱	۴/۹۷	۲/۷۸	۱/۶۰	۱/۵۶	اندکی آلوده
۹	۳/۱۱	۲۶/۱۱	۵۳/۰۶	۱۲/۴۸	۵/۲۴	۴/۲۰	۲/۸۶	اندکی آلوده

جدول ۱۲. همبستگی شاخص AMBI و گروه‌های بوم‌شناختی با سه محور اول تجزیه و تحلیل مؤلفه‌های اصلی در فصول و ایستگاه‌های مختلف. مقادیر بیشتر از ۰/۵ دارای همبستگی معنادار می‌باشند.

فصول	PC1	PC2	PC3	ایستگاه‌ها	PC1	PC2	PC3
I	۰/۳۶۳	-۰/۴۲۵	۰/۷۲۳	I	۰/۵۶۰	-۰/۵۰۵	۰/۴۷۸
II	-۰/۲۴۹	-۰/۶۷۳	-۰/۵۲۳	II	۰/۳۰۶	-۰/۰۷۵	-۰/۸۲۸
III	۰/۵۰۶	۰/۳۹۷	-۰/۲۷۹	III	۰/۰۱۳	۰/۶۹۲	۰/۱۵۴
IV	-۰/۳۶۷	-۰/۱۳۴	۰/۲۱۱	IV	-۰/۳۴۵	۰/۱۰۸	۰/۲۳۰
V	-۰/۶۴۲	۰/۳۹۲	۰/۲۷۷	V	-۰/۶۷۷	-۰/۴۹۸	-۰/۰۹۵
AMBI	-۰/۰۵۸	۰/۱۹۱	-۰/۰۷۳	AMBI	-۰/۱۲۴	۰/۰۲۴	۰/۰۱۳
واریانس (٪)	۷۴/۸	۱۵/۲	۹/۹	واریانس (٪)	۶۹/۶	۱۹/۱	۹/۳

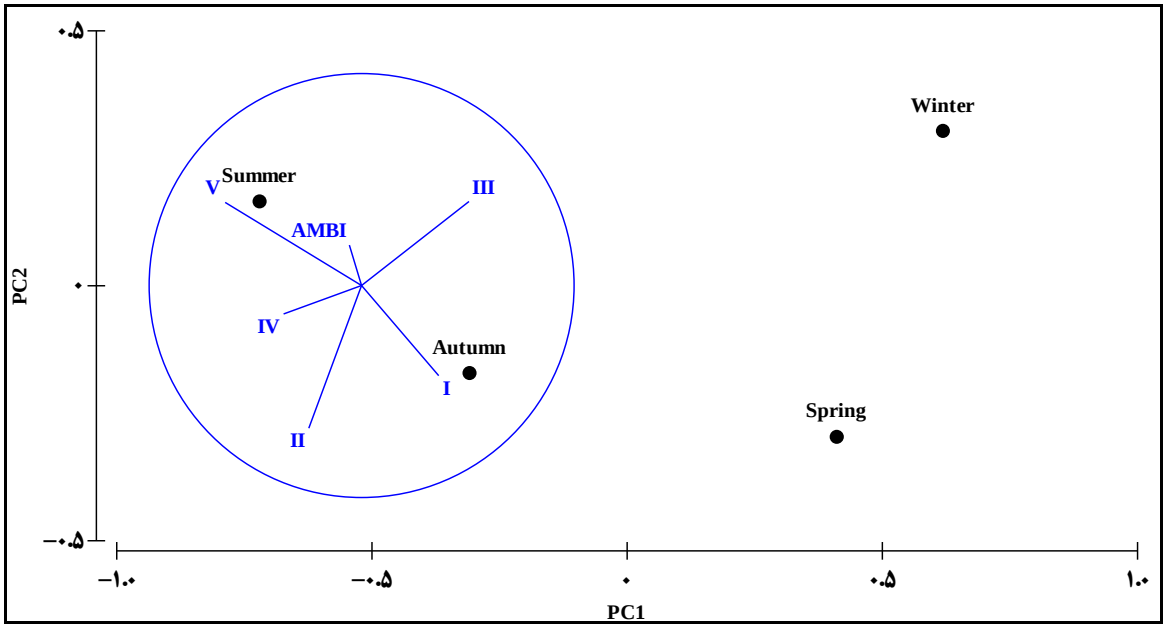
تجزیه و تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA)

تجزیه و تحلیل مؤلفه اصلی (PCA) روابط بین متغیرهای مورد تجزیه و تحلیل را در فصول و ایستگاه‌های مختلف نشان می‌دهد (جدول ۸، شکل‌های ۳ و ۴). در فصول مختلف دو محور اول (PC1 و PC2) به ترتیب ۷۴/۸ و ۱۵/۲ درصد از میزان تغییرات کل را شامل شدند و ارتباط معناداری بین متغیرهای مورد تجزیه و تحلیل نشان داد. محور اول (PC1) همبستگی مثبت و معناداری با گروه بوم‌شناختی III و همبستگی منفی و معنی‌داری با گروه V نشان داد. محور دوم PCA (PC2) دارای همبستگی منفی و معناداری با گروه II بود. در محور سوم (PC3) ارتباط مثبت و معنی‌داری با گروه بوم‌شناختی I و منفی و معناداری با گروه II مشاهده شد (جدول ۴-۲۳). همچنین در فصول پاییز و تابستان به ترتیب گروه‌های بوم‌شناختی I و V دارای بیشترین فراوانی بودند و شاخص AMBI در فصل تابستان دارای بیشترین مقدار و همبستگی مثبت با گروه V و با فراوانی گروه‌های بوم‌شناختی I و II همبستگی منفی نشان داد (شکل ۳). مطابق نتایج حاصل از آنالیز مؤلفه‌های اصلی (PCA) در ایستگاه‌های مختلف، دو محور اول (PC1 و PC2) به ترتیب ۶۹/۶ و ۱۹/۱ درصد از میزان تغییرات کل را شامل شدند و ارتباط معناداری بین متغیرهای مورد تجزیه و تحلیل نشان داد (جدول ۱۲). محور اول (PC1) همبستگی مثبت و معناداری با گروه بوم‌شناختی I و همبستگی منفی و معنی‌داری با گروه V نشان داد. محور دوم PCA (PC2) دارای همبستگی منفی و معناداری با گروه I و مثبت و معناداری با گروه III بود. در محور سوم (PC3) ارتباط منفی و معناداری با گروه بوم‌شناختی II

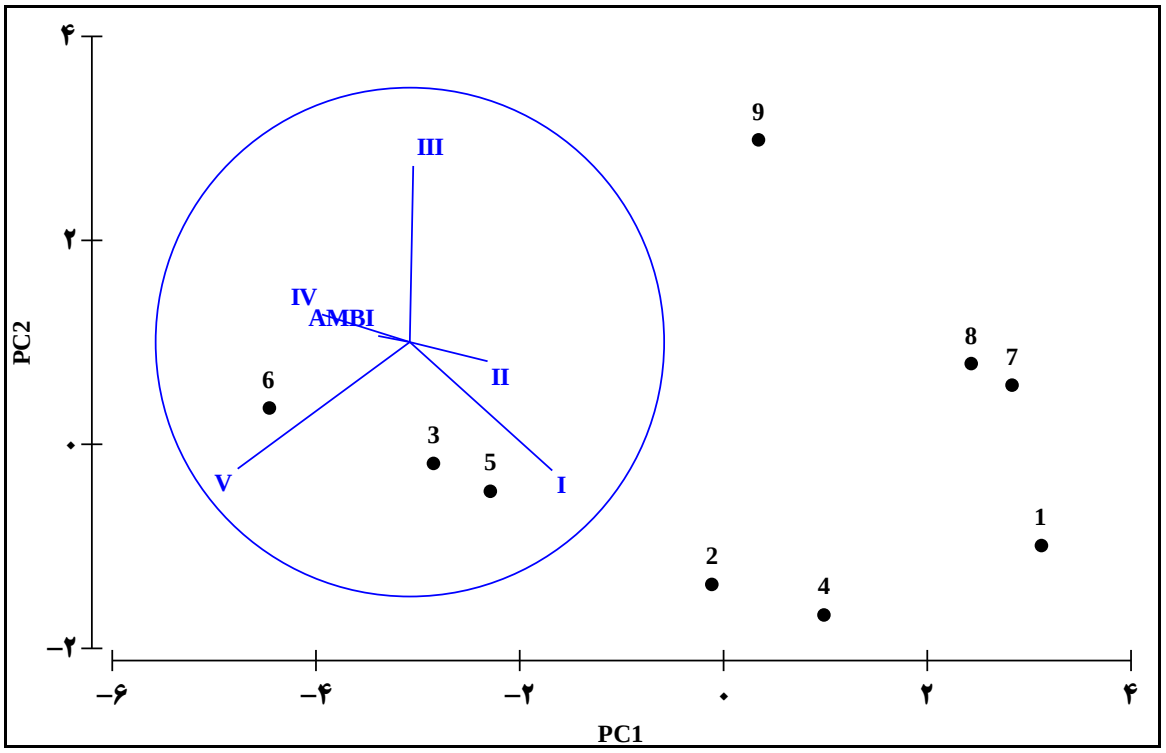
[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.7.4.3.8]

مشاهده شد (جدول ۱۲). همچنین در ایستگاه‌های ۲ و ۴ گروه‌های بوم‌شناختی I و II و در ایستگاه‌های ۳ و ۶ گروه V دارای بیشترین فراوانی بودند (شکل ۴).



شکل ۳. تجزیه و تحلیل مؤلفه اصلی (PCA) روابط بین متغیرها در فصول مختلف در سال ۱۳۹۴



شکل ۴. تجزیه و تحلیل مؤلفه اصلی (PCA) روابط بین متغیرها در فصول مختلف در سال ۱۳۹۴

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.7.4.3.8]

بحث

نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد شاخص AMBI شاخص مناسبی برای ارزیابی وضعیت زیست‌محیطی اکوسیستم‌های ساحلی و تفکیک نواحی با حداقل تأثیر فعالیت‌های انسانی از مناطق تحت تأثیر این فعالیت‌ها می‌باشد و می‌تواند به‌عنوان یک ابزار مدیریت قوی در برنامه‌های پایشی در مناطق ساحلی استفاده شود. در مطالعه حاضر نیز بعد از ارزش‌گذاری گونه‌ها درصد گونه‌های ارزش‌دهی شده به یک گروه بوم‌شناختی در طول یک سال نمونه‌برداری در تمام ایستگاه‌های نمونه‌برداری کمتر از ۱۰ درصد بود، که بیانگر ارزیابی درست و مناسب وضعیت زیست‌محیطی مناطق مورد بررسی بر اساس این شاخص می‌باشد. Li و همکاران (۲۰۱۷) با بررسی جوامع بی‌مهرگان کفزی و ارزیابی سلامت اکوسیستم ساحلی در چین با استفاده از شاخص‌های زیستی AMBI و M-AMBI، به این نتیجه رسیدند که این شاخص‌ها به‌درستی اثرات فعالیت‌های انسانی را منعکس کرده و فلزات سنگین، عمق و درجه حرارت آب فاکتورهای اصلی و تأثیرگذار بر الگوی پراکنش جوامع بزرگ بی‌مهرگان هستند. همچنین آن‌ها بیان کردند توالی جمعیت بزرگ بی‌مهرگان با استفاده از بررسی ترکیب گونه‌ها، گونه‌های کلیدی و دامنه و الگوی پراکنش آن‌ها قابل مشاهده می‌باشد. بنابراین به کارگیری این شاخص در نقاط مختلف نشان می‌دهد که ارزش‌گذاری‌های انجام شده دارای مقیاس جهانی هستند و شاخص AMBI می‌تواند در هر منطقه که در آن ارزش‌گذاری گروه‌های بوم‌شناختی گونه‌ها وجود دارد مورد استفاده قرار گیرد (Simboura and Zenetos, 2002; Borja and Tunberg, 2011; Teixeira *et al*., 2012).

در طول دوره مطالعه در تمام ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده در مصب های خمیر، تیاب و جگین بیشترین درصد گروه‌های بوم‌شناختی در ایستگاه ۱ متعلق به گروه ۱ (GI: گونه‌های حساس به غنی‌سازی مواد آلی)، ایستگاه‌های ۲، ۴، ۵، ۷ و ۸ متعلق به گروه ۲ (GII: گونه‌های بی‌تفاوت به غنی‌سازی مواد آلی)، ایستگاه ۹ متعلق به گروه ۳ (GIII: گروه‌های مقاوم به غنی‌سازی مواد آلی) و در ایستگاه‌های ۳ و ۶ متعلق به گروه ۵ (GV: گونه‌های فرصت‌طلب دسته اول) بودند. بنابراین نتایج حاصله نشان داد که درصد گروه‌های حساس به آلودگی (GI، GII و GIII) در مناطق دور از فعالیت‌های انسانی و کمتر تحت تأثیر بیشتر از نواحی به شدت تحت تأثیر مزارع پرورش ماهی و فعالیت‌های صنعتی می‌باشد. درحالی‌که درصد گروه‌های مقاوم به آلودگی (GIV و GV) در مناطق تحت تأثیر توسط پساب‌های مزارع پرورش میگو و فعالیت‌های صنعتی بالاتر از مناطق کمتر تحت تأثیر توسط فعالیت‌های انسانی می‌باشد. نتایج حاصل از مطالعات دیگر در سایر مناطقی که به ارزیابی وضعیت زیست‌محیطی با استفاده از این شاخص پرداختند نیز نشان دادند که شاخص AMBI شاخص مناسبی برای تشخیص مناطق تحت تأثیر توسط فعالیت‌های انسانی از مناطق فاقد آلودگی و با حداقل تأثیر توسط پساب فعالیت‌های صنعتی و مزارع پرورشی می‌باشد (Josefson *et al*., 2008; Pinto *et al*., 2009). Garaffo و همکاران (2017) به بررسی سلامت محیط زیست نواحی ساحلی تحت تأثیر فاضلاب‌های شهری با استفاده از شاخص‌های بوم‌شناختی BENTIX، AMBI و M-AMBI پرداختند. نتایج حاصل از مطالعه آن‌ها نشان داد که شاخص AMBI به نظر می‌رسد برای ارزیابی کیفیت محیط زیست مناسب‌تر می‌باشد و شاخص‌های M-AMBI و BENTIX معمولاً تخمین‌های بسیار دقیقی را نشان نمی‌دهند. آن‌ها پیشنهاد کردند که شاخص AMBI می‌تواند به‌عنوان یک ابزار مدیریت قوی در برنامه‌های پایشی در نواحی ساحلی استفاده شود.

در این مطالعه، در مجموع ۱۶۵ آرایه از جوامع بی‌مهرگان کفزی ثبت شد و کرم‌های پرتار غنی‌ترین آرایه با ۶۲ گونه و به دنبال آن نرم‌تنان و سخت‌پوستان بودند. همچنین، نتایج نشان داد که تفاوت‌های بین ایستگاه‌های تأثیریافته (ایستگاه‌های ۱ تا ۶) و تاثیرنیافته (ایستگاه‌های ۷ تا ۹) به علت وجود نسبت بالای گونه‌های فرصت‌طلب سازش یافته در شرایط نامتعادل (از قبیل میزان زیاد ماده آلی و غلظت بالای فلزات سنگین)، مقادیر بالای AMBI (EG) در ایستگاه‌های تأثیریافته نسبت به تاثیرنیافته به علت حضور ۴ گونه کرم‌های حلقوی*Capitella capitata*، *Pseudomastus* sp.، *Limnodrilus* sp. و *Clymene robusta* است. علاوه براین، گونه کرم‌های پرتار *Clymene robusta*، به‌عنوان یک گونه فرصت‌طلب درجه یک (V) با رسوبات غنی از مواد آلی و شرایط نامتعادل در ارتباط می‌باشد (Pearson and Rosenberg, 1978)، که در ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده نزدیک مناطق صنعتی و شیلاتی (ایستگاه‌های ۳ و ۶) به وفور یافت می‌شود. اطلاعات کاملی از اکولوژی این گونه موجود

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.7.4.3.8]

نیست، بنابراین بر اساس نتایج این تحقیق، گونه حاضر می‌تواند به‌عنوان یک گونه مهاجم در شرایط آلودگی با فلزات سنگین و مواد آلی معرفی شود. گونه‌های دیگری که در ایستگاه‌های تأثیریافته از مناطق شهری (ایستگاه ۳) و آبزی‌پروری (ایستگاه ۶) فراوانی زیادی داشتند، کرم پرتار *Capitella capitata* و سخت‌پوست *Nebalia* sp بودند. این نتایج مطابق با یافته‌های Tomassetti و همکاران (۲۰۰۹) و Brooks و همکاران (۲۰۰۴) می‌باشد. این محققان بیان کرده‌اند که فراوانی گونه‌های فرصت‌طلب درجه یک (V) از قبیل *Nebalia pugettensis* و *Capitella capitata* در رسوبات محیط‌های دریایی متأثر از فعالیت‌های آبزی‌پروری زیاد است. گونه *Capitella capitata* به‌عنوان یک گونه فرصت‌طلب و شاخص مکان‌های با آلودگی آلی در اکوسیستم‌های دریایی شناخته شده است که در معرض تخلیه پساب، مواد زائد کارخانه‌های فراوری ماهی و لکه‌های نفتی قرار دارند (Pearson and Rosenberg, 1978; Linke-Gamenick *et al*., 2000; Tomassetti *et al*., 2009). همچنین، گونه *Nebalia* sp. از مواد آلی تغذیه می‌کند و بنابراین گونه‌های این جنس شاخص رسوبات غنی از مواد آلی می‌باشند (Lee and Morton, 2005).

حداکثر مقادیر AMBI در ایستگاه‌های نزدیک به پساب‌های مزارع پرورشی و فعالیت‌های صنعتی، درحالی‌که حداقل این شاخص در ایستگاه‌هایی که به دور از فعالیت‌های انسانی مشاهده شد. در رابطه با شاخص AMBI در طول چهار فصل، نتایج شاخص تفاوت‌های معنی‌داری را بین مصب‌های خمیر (ایستگاه‌های ۱ تا ۳)، تیاب (ایستگاه‌های ۴ تا ۶) و جگین (ایستگاه‌های ۷ تا ۹) نشان داد. بنا بر نتایج حاصله تغییرات شاخص AMBI می‌تواند در فصول مختلف به علت تغییر در میزان پساب‌های حاصل از مزارع پرورش میگو و فعالیت‌های صنعتی باشد. این نتایج، یافته‌های حاصل از مطالعه Borja و Tunberg در سال ۲۰۱۱ که به بررسی وضعیت بوم‌شناختی مصب‌های نواحی ساحلی فلوریدای آمریکا با استفاده از شاخص زیستی AMBI پرداخته و این مصب‌ها را بر اساس میزان دریافت فعالیت‌های انسانی طبقه‌بندی کرده بودند، را تائید می‌کند. فعالیت‌های پرورش میگو باعث تولید یک بار آلی عمدتاً متشکل از خوراک خورده نشده و مدفوع میگوها می‌شوند، که از طریق پساب‌های خروجی وارد محیط شده و توسط جریان‌های دریایی در بستر اکوسیستم‌های ساحلی پخش می‌گردند و به شکل زیستی فعال در دسترس جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی ساکن بستر قرار می‌گیرند. اثرات حاصل از این پساب‌های صنعتی و مزارع پرورشی در برخی از اکوسیستم‌های دریایی مورد بررسی قرار گرفته است (Borja and Tunberg, 2011; Tomassetti *et al*., 2016; Ribeiro *et al*., 2016). نرخ تجمع مواد آلی از یک مزرعه پرورشی به مزرعه دیگر متفاوت می‌باشد و به متغیرهای مکانی مانند ژئوشیمی رسوبات، عمق آب، روش تغذیه و کیفیت خوراک بستگی دارد (Tomassetti *et al*., 2016). برخی از مطالعات نشان داده‌اند که حدود ۸۰ درصد از این ذرات مواد آلی ممکن است توسط آبزیان (عمدتاً ماهیان) حاضر در محیط‌های دریایی که در زیستگاه‌های نزدیک به پساب‌ها قرار دارند، خورده شوند و می‌توانند نقش مهمی را در مصرف این مواد زائد داشته باشند (Vita *et al*., 2004; Fernandez-Jover *et al*., 2007). سرنوشت بقیه مواد زائد حاصل از پساب‌های خروجی تابع پتانسیل اکسیداتیو رسوب و معدنی شدن مجدد مواد مغذی می‌باشد. اگر مواد آلی باقیمانده حاصل از این پساب‌ها از طریق اکسیژن محلول در لایه آب-رسوب معدنی گردد، در نتیجه غنی‌سازی مواد آلی از طریق فراهم کردن منابع غذایی برای بزرگ بی‌مهرگان کفزی، می‌تواند باعث افزایش تنوع آن‌ها شود (Nickell *et al*., 2003). اما درصورتی‌که مواد آلی باقیمانده حاصل از این پساب‌ها از طریق اکسیژن محلول در لایه آب-رسوب معدنی نگردد، در نتیجه باعث ایجاد شرایط کمبود اکسیژن و یا حتی فقدان اکسیژن می‌گردد، که این شرایط باعث کاهش تنوع زیستی و حذف گونه‌های فرصت‌طلب بزرگ بی‌مهرگان کفزی می‌شود (Pearson and Rosenberg, 1978).

در فصول پاییز و تابستان به ترتیب گروه‌های بوم‌شناختی I و V دارای بیشترین فراوانی بودند و شاخص AMBI در فصل تابستان دارای بیشترین مقدار و همبستگی مثبت با گروه V و با فراوانی گروه‌های بوم‌شناختی I و II همبستگی منفی نشان داد. همچنین در ایستگاه‌های ۲ و ۴ گروه‌های بوم‌شناختی I و II و در ایستگاه‌های ۳ و ۶ گروه V دارای بیشترین فراوانی بودند. افزایش درصد گونه‌های حساس و کاهش درصد گونه‌های فرصت‌طلب در ایستگاه‌های به دور از فعالیت‌های انسانی باعث بهبود وضعیت بوم‌شناختی این ایستگاه‌ها بر اساس شاخص AMBI گردید. بهبود وضعیت بوم‌شناختی در ایستگاه‌های تحت

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.7.4.3.8]

تأثیر در برخی فصول سال می‌تواند به علت دریافت میزان کمتری از پساب‌های مزارع پرورشی و فعالیت‌های صنعتی و همچنین به علت تغییرات ایجاد شده در نتیجه جریانات جزر و مدی باشد که منجر به چرخش آب در داخل سیستم‌های مصبی می‌گردد (Borja and Tunberg, 2011).

مطالعه ما نشان داد که پس از اختصاص گروه‌های بوم‌شناختی به گونه‌های شناسایی شده در سواحل خلیج‌فارس و دریای عمان و تنظیم شرایط مناسب مرجع، شاخص AMBI ابزار مناسبی برای ارزیابی وضعیت زیست‌محیطی اکوسیستم‌های ساحلی و مصب ها در نواحی نیمه گرمسیری می‌باشد. همچنین این شاخص با استفاده از یکپارچه سازی جنبه‌های ساختاری و عملکردی بنتوزها، توانایی خود را برای ارزیابی کیفیت بستر زیستگاه‌های مختلف را در طول زمان به اثبات رسانده و در این مطالعه هم نتایج حاصل از این شاخص نشان داد که ابزار مناسبی برای تشخیص اثرات ناشی از فعالیت‌های انسانی در اکوسیستم‌های ساحلی می‌باشد و به‌راحتی می‌تواند مناطق تحت تأثیر را از مناطق فاقد اثر شناسایی و تفکیک کند. بنابراین استفاده از این شاخص در صورت ارزش‌گذاری مناسب و دقیق گونه‌هایی که در لیست این شاخص وجود ندارند، برای سایر نواحی ساحلی کشورمان پیشنهاد می‌گردد.

تشکر و قدردانی

بدین‌وسیله نویسندگان مقاله کمال تشکر و قدردانی خود را به خاطر همکاری‌های بی‌دریغ و الطاف خالصانه تمامی دوستان و عزیزانی که امکان انجام نمونه‌برداری میدانی را میسر نمودند، ابراز نموده و از خداوند منان سلامتی و بهروزی برای آن‌ها مسئلت می‌نمایند. همچنین از خانم پرفسور Jennifer Ruesink از دانشگاه واشنگتن به پاس راهنمایی‌های ایشان در طول انجام تحقیق، نمونه‌برداری و تجزیه و تحلیل نتایج، سپاسگزاری می‌گردد.

منابـع

Akbarzadeh, G., Estaki, A., Ejlali, K., Mortazavi, M. 2003. Evaluation of the environmental impact caused by shrimp farming complexes on the Tiyab coast in Hormozgan province. Iranian Journal of Fisheries. 18: 21-31. (in Persion)

Akhevat, N. 2009. Investigation the environmental health indices in Mahshahr creeks industrial areas. Master's thesis, Khorramshahr Marine Science and Technology University. 93 p. (in Persion)

Beck, M.W., Heck, J.R., K.L., Able, K.W., Childers, D.L., Eggleston, D.B., Gillanders, B.M., Halpern, B., Hays, C.G., Hoshino, K., Minello, T.J. 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates: a better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. Bioscience. 51: 633-641.

Borja, Á., Dauer, D.M., Grémare, A. 2012. The importance of setting targets and reference conditions in assessing marine ecosystem quality. Ecological Indicators. 12: 1-7.

Borja, A., Franco, J., Pérez, V. 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. Marine Pollution Bulletin. 40: 1100-1114.

Borja, A., Muxika, I., Franco, J. 2003. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. Marine Pollution Bulletin. 46: 835-845.

Borja, A., Tunberg, B. 2011. Assessing benthic health in stressed subtropical estuaries, eastern Florida, USA using AMBI and M-AMBI. Ecological Indicators. 11: 295-303.

Brooks, K.M., Stierns, A.R., Backman, C. 2004. Seven year remediation study at the Carrie Bay Atlantic salmon (Salmo salar) farm in the Broughton Archipelago, British Columbia, Canada. Aquaculture. 239: 81-123.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.7.4.3.8]

Chen, G.C., Ye, Y., Lu, C.Y. 2007. Changes of macro-benthic faunal community with stand age of rehabilitated Kandelia candel mangrove in Jiulongjiang Estuary, China. Ecological Engineering. 31: 215-224.

Choy, E.J., An, S., Kang, C.K. 2008. Pathways of organic matter through food webs of diverse habitats in the regulated Nakdong River estuary (Korea). Estuarine, Coastal and Shelf Science. 78: 215-226.

Costanza, R. 1999. The ecological, economic, and social importance of the oceans. Ecological Economics. 31: 199-213.

Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'neill, R.V., Paruelo, J. 1997. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital The Globalization and Environment Reader. 117 p.

Darvish Bastami, K., Sultan, F., Bagheri, H., Hamzehpour, A.S. 2012. Evaluation of environmental quality of the Caspian Sea (Sysngan) based on the AMBI index. Second International Conference on Oceanography Persian Gulf. pp. 1-16.

Dehghan-Madiseh, SA. 2007. Identification of sensitive areas in Mahshahr creeks under the effect of the use of biological and ecological indicators. PhD thesis, Khorramshahr University of Marine Science and Technology. 144 p. (in Persion)

Doustshenas, B. 2008. Classification of coastal ecosystems Musa creek using Biotops index and scoring system to determine the biological health in GIS systems. PhD thesis. Khorramshahr University of Marine Science and Technology. 165 p. (in Persion)

Duarte, C.M., Cebrian, J. 1996. The fate of marine autotrophic production. Limnology and Oceanography. 41: 1758-1766.

Duarte, C.M., Culbertson, J., Fundación, B. 2009. Global loss of coastal habitats: rates, causes and consequences. Fundación BBVA Madrid, Spain.

Duarte, C.M., Middelburg, J.J., Caraco, N. 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. Biogeosciences. 2: 1-8.

Eleftheriou, A. 2013. Methods for the study of marine benthos. John Wiley & Sons. Blackwell Science, Oxford. 1-496 pp.

Fernandez-Jover, D., Sanchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J., Carratala, A., Leon, V.M. 2007. Addition of dissolved nitrogen and dissolved organic carbon from wild fish faeces and food around Mediterranean fish farms: implications for waste-dispersal models. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 340: 160-168.

Glémarec, M., Hily, C. 1981. Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. Acta Oecologica Oecologia Applicata. 2: 139-150.

Garaffo, G., Jaubet, M., Becherucci, M., Elías, R. 2017. Assessing environmental health using ecological indices for soft bottom in sewage-affected rocky shores: The case of the largest seaside resort of SW Atlantic. Marine Pollution Bulletin. 115: 233-239.

Harley, C.D., Randall Hughes, A., Hultgren, K.M., Miner, B.G., Sorte, C.J., Thornber, C.S., Rodriguez, L.F., Tomanek, L., Williams, S.L. 2006. The impacts of climate change in coastal marine systems. Ecology Letters. 9: 228-241.

Hartmann-Schröder, G., Dahl, F., Schumann, H. 1996. Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta. Gustav Fischer Jena. Vol. 58, in Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile. 1- 594.

Hendriks, I.E., Duarte, C.M., Heip, C.H. 2006. Biodiversity research still grounded. Science. 312: 1715-1715.

Hovaizavi, S., Savari, A., Dehghan-Madiseh, S, Doustshenas, B., Pasha, H., Akhevat, N. 2012. Application of AMBI index to assess the environmental quality of coastal sediments in Khuzestan. Journal of Marine Science and Technology. 11: 1-15. (in Persion)

Hyman, L.H. 1992. The Invertebrates: Mollusca. 1, Vol-6. International Books & periodicals.

Imanpour Namin, J., Sharifinia, M., Bozorgi Makrani, A. 2013. Assessment of fish farm effluents on macroinvertebrates based on biological indices in Tajan River (north Iran). Caspian Journal of Environmental Sciences. 11: 29-39.

Islamic Jurisprudence Encyclopedia Foundation. 1996. Encyclopedia of the Islamic World. First edition. Available from http://ar.lib.eshia.ir/23019/1/1852. p. 1852. (in Persian)

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.7.4.3.8]

Josefson, A.B., Hansen, J.L., Asmund, G., Johansen, P. 2008. Threshold response of benthic macrofauna integrity to metal contamination in West Greenland. Marine Pollution Bulletin. 56: 1265-1274.

Kamalifar, R., Vazirizadeh, A., Nabavi, M., Safahieh, A. 2009. Study mangrove forest macrobenthic communities of Bardestan estuary in the Boushehr province. Persian Gulf international conference. 10 p.

Keen, A.M., Coan, E.V. 1974. Marine molluscan genera of western North America: an illustrated key. Stanford University Press.

Khedhri, I., Atoui, A., Ibrahim, M., Afli, A., Aleya, L. 2016. Assessment of surface sediment dynamics and response of benthic macrofauna assemblages in Boughrara Lagoon (SW Mediterranean Sea). Ecological Indicators 70: 77-88.

Kröncke, I., Reiss, H. 2010. Influence of macrofauna long-term natural variability on benthic indices used in ecological quality assessment. Marine Pollution Bulletin. 60: 58-68.

Kundu, S., Mondal, N., Lyla, P., Khan, S.A. 2010. Biodiversity and seasonal variation of macro-benthic infaunal community in the inshore waters of Parangipettai Coast. Environmental Monitoring and Assessment. 163: 67-79.

Lee, C., Morton, B. 2005. Demography of *Nebalia* sp.(Crustacea: Leptostraca) determined by carrion bait trapping in Lobster Bay, Cape d 'Aguilar Marine Reserve, Hong Kong. Marine Biology. 148: 149-157.

Li, B., Li, X., Bouma, T.J., Soissons, L.M., Cozzoli, F., Wang, Q., Zhou, Z., Chen, L. 2017. Analysis of macrobenthic assemblages and ecological health of Yellow River Delta, China, using AMBI & M-AMBI assessment method. Marine Pollution Bulletin. 119: 23-32.

Linke-Gamenick, I., Vismann, B., Forbes, V.E. 2000. Effects of fluoranthene and ambient oxygen levels on survival and metabolism in three sibling species of Capitella (Polychaeta). Marine Ecology Progress Series. 194: 169-177.

Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, C.H., Jackson, J.B. 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. Science. 312: 1806-1809.

Martinho, F., Dolbeth, M., Viegas, I., Teixeira, C., Cabral, H., Pardal, M. 2009. Environmental effects on the recruitment variability of nursery species. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 83: 460-468.

Mikkelsen, P.M., Bieler, R. 2007. Seashells of Southern Florida, Volume 1: Living Marine Mollusks of the Florida Keys and Adjacent Regions: Bivalves. Princeton University Press, Princeton.

Naghinezhad, J. 2015. Tiyab Port. Available from http://dehyaribandartiab.blog.ir/1394/05/27. (in Persian)

Nickell, L.A., Black, K.D., Hughes, D.J., Overnell, J., Brand, T., Nickell, T.D., Breuer, E., Harvey, S.M. 2003. Bioturbation, sediment fluxes and benthic community structure around a salmon cage farm in Loch Creran, Scotland. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 285: 221-233.

Pearson, T., Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanography and Marine Biology: An Annual Review. 16: 229-311.

Pinto, R., Patrício, J., Baeta, A., Fath, B.D., Neto, J.M., Marques, J.C. 2009. Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. Ecological Indicators. 9: 1-25.

Poore, G.C. 2004. Marine decapod Crustacea of southern Australia: A guide to identification. CSIRO publishing.

Raut, D., Ganesh, T., Murty, N., Raman, A. 2005. Macrobenthos of Kakinada Bay in the Godavari delta, East coast of India: comparing decadal changes. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 62: 609-620.

Ray, G.C., Grassle, J.F. 1991. Marine biological diversity program. BioScience. 41: 453-457.

Ribeiro, L.F., Eça, G.F., Barros, F., Hatje, V. 2016. Impacts of shrimp farming cultivation cycles on macrobenthic assemblages and chemistry of sediments. Environmental Pollution. 211: 307-315.

Shokat, P., Nabavi, S., Savari, A., Kochanian, P. 2010. Ecological quality of Bahrekan coast, by using biotic indices and benthic communities. Transitional Waters Bulletin. 4: 25-34.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.7.4.3.8]

Simboura, N., Zenetos, A. 2002. Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new biotic index. Mediterranean Marine Science. 3: 77-111.

Smith, R.I. 1964. Keys to marine invertebrates of the Woods Hole region: a manual for the identification of the more common marine invertebrates. Marine Biological Laboratory.

Snelgrove, P.V. 1999. Getting to the bottom of marine biodiversity: sedimentary habitats: ocean bottoms are the most widespread habitat on earth and support high biodiversity and key ecosystem services. Bioscience. 49: 129-138.

Soltani, Zh., Nabavi, S.M.B. 2008. Compare the macrobiotic structure in the Ghazaleh and Ghannam creeks (Musa creek) as biomarkers of pollution. Iranian Journal of Fisheries. 17: 159-164.

Spagnolo, A., Punzo, E., Santelli, A., Scarcella, G., Strafella, P., Grati, F., Fabi, G. 2014. Offshore platforms: Comparison of five benthic indicators for assessing the macrozoobenthic stress levels. Marine Pollution Bulletin. 82: 55-65.

Taherizadeh, M., Sharifinia, M. 2015. Applicability of ecological benthic health evaluation tools to three subtropical estuaries (Azini, Jask and Khalasi) from the Iranian coastal waters. Environmental Earth Sciences. 74: 3485-3499.

Teixeira, H., Borja, Á., Weisberg, S.B., Ranasinghe, J.A., Cadien, D.B., Dauer, D.M., Dauvin, J.C., Degraer, S., Diaz, R.J., Grémare, A. 2010. Assessing coastal benthic macrofauna community condition using best professional judgement–Developing consensus across North America and Europe. Marine Pollution Bulletin. 60: 589-600.

Teixeira, H., Weisberg, S.B., Borja, A., Ranasinghe, J.A., Cadien, D.B., Velarde, R.G., Lovell, L.L., Pasko, D., Phillips, C.A., Montagne, D.E. 2012. Calibration and validation of the AZTI's Marine Biotic Index (AMBI) for Southern California marine bays. Ecological Indicators. 12: 84-95.

Thompson, T.E. 1988. Molluscs: benthic Opisthobranchs: Mollusca, Gastropoda: keys and notes for the identification of the species. Brill.

Tomassetti, P., Persia, E., Mercatali, I., Vani, D., Marussso, V., Porrello, S. 2009. Effects of mariculture on macrobenthic assemblages in a western Mediterranean site. Marine Pollution Bulletin. 58: 533-541.

Tomassetti, P., Gennaro, P., Lattanzi, L., Mercatali, I., Persia, E., Vani, D., Porrello, S. 2016. Benthic community response to sediment organic enrichment by Mediterranean fish farms: Case studies. Aquaculture. 450: 262-272.

Vita, R., Marin, A., Jiménez-Brinquis, B., Cesar, A., Marín-Guirao, L., Borredat, M. 2004. Aquaculture of Bluefin tuna in the Mediterranean: evaluation of organic particulate wastes. Aquaculture Research. 35: 1384-1387.

Young, C.M., Sewell, M.A., Rice, M.E. 2002. Atlas of Marine Invertebrate Larvae. Academic press.

Wikipedia.2018. https://fa.wikipedia.org/wiki/%D8%AC%DA%AF%DB%8C%D9%86_%D8%A8%D8%A7%D9%84%D8%A7.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.7.4.3.8]