بررسی اکولوژیکی سواحل بحرکان با استفاده از شاخص‌های AMBI و Bentix

- **پروانه شوکت***: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی خاتم‌الانبیاء بهبهان
- **لاله موسوی‌ده‌موردی**: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی خاتم‌الانبیاء بهبهان
- **فریبا نوعدوست**: گروه زیست شناسی، دانشکده علوم پایه، دانشگاه صنعتی خاتم الانبیاء بهبهان
- **مهدی بنایی**: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی خاتم الانبیاء بهبهان
- **سیدمحمدباقر نبوی**: گروه زیست شناسی دریا، دانشکده علوم دریایی، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر
- **محمد محیسنی**: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی خاتم الانبیاء بهبهان
- **بهزاد نعمت‌دوست‌حقی**: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی خاتم الانبیاء بهبهان

تاریخ دریافت: تیر ۱۳۹۵ تاریخ پذیرش: مهر ۱۳۹۵

چکیده

مطالعه حاضر به‌منظور شناسایی ماکروبنتوزها وکیفیت اکولوژیکی سواحل بحرکان در خلیج فارس با استفاده ازشاخص‌های AMBI، H` و Bentix انجام شده است. نمونه‌برداری فصلی از رسوبات ۱۵ ایستگاه در سواحل بحرکان به‌وسیله گرب ون وین با سطح مقطع ۰/۰۲۷ متر مربع از تابستان ۱۳۹۳ تا بهار ۱۳۹٤ انجام شد. به‌طورکلی در این تحقیق ۵۳ خانواده و ۷۷ جنس/گونه از جوامع بنتیک شناسایی شده است. ماکروبنتوزهای شناسایی شده براساس میزان حساسیت‌شان به افزایش استرس‌ها و آلودگی‌های محیطی در ۵ گروه اکولوژیکی طبقه‌بندی شده‌اند. بیش‌ترین و کم‌ترین تراکم ماکروبنتوزها به‌ترتیب در فصول زمستان و تابستان مشاهده شده است. بیش‌ترین میزان فراوانی به‌ترتیب مربوط به شکم‌پایان با ٦۵٪، دوکفه‌ای‌ها با ۱۳٪، پرتاران با ۹٪ نسبت به کل جمعیت ماکروبنتوزها بوده است. در این مطالعه جنس *Pyrgohydrobia* sp. درتمام فصول غالب بوده است. به‌دلیل حضور فراوان جنس‌های *Pyrgohydrobia* sp.، *Tornatina* sp.، *Eulima* sp. و *Melanela* sp. تنوع کاهش یافته است. طبق نتایج مطالعه حاضر شاخص AMBI از کارآیی خوبی برای ارزیابی اکولوژیکی سواحل بحرکان برخوردار می‌باشد. البته نتایج شاخص‌های دیگر نیز به‌عنوان تکمیل کننده می‌توانند مفید واقع شوند. به‌طورکلی براساس میانگین سالانه مقادیر شاخص‌های مورد مطالعه سواحل بحرکان در وضعیت آلودگی اندک تا آلودگی متوسط ارزیابی شده است.

کلمات کلیدی: سواحل بحرکان، کیفیت اکولوژیکی، شاخص‌های AMBI و Bentix، ماکروبنتوز

* پست الکترونیکی نویسنده مسئول: parvane_39@yahoo.com

مقدمه

زیستگاه‌های ساحلی یک منطقه انتقالی پویا و به‌شدت حساس و آسیب‌پذیر هستند که به‌دلیل تنوع بالا و وجود گونه‌های خاص از اهمیت بسیاری برخوردار می‌باشند. این مناطق دارای پیچیده‌ترین و در عین حال غنی‌ترین اکوسیستم‌ها می‌باشند و مکانی مناسب برای تغذیه و تولیدمثل آبزیان به‌شمار می‌روند. استرس‌های طبیعی، تجمع انواع آلاینده‌هاوهم‌چنین استرس‌های ناشی‌ازعدم‌مدیریت فعالیت‌های انسانی این اکوسیستم‌ها را به‌شدت تحت فشار و در معرض انواع تهدیدها قرار داده و باعث کاهش کیفیت اکولوژیکی این مناطق گردیده است (Hays و همکاران، ۲۰۰۵).

سواحل هندیجان و بحرکان یکی از مناطق مهم صیادی (صید انواع ماهی و میگو) و میادین مهم نفتی موجود در خلیج فارس است (ROPME، ۱۹۹۹). رودخانه زهره نیز که در ۲۶ کیلومتری جنوب شهرستان هندیجان واقع شده است حجم عظیمی از آب شیرین را به این منطقه وارد می‌نماید. هم‌چنین از سال ۱۳۸۰ اداره کل شیلات خوزستان به‌منظور افزایش تولید اولیه و ثانویه، اقدام به توسعه بسترهای مصنوعی در سواحل بحرکان نموده است. در این منطقه حجم عظیمی نفت از تأسیسات نفتی استخراج شده و به سراسر دنیا صادر می‌شود. از طرفی احداث اسکله صیادی، تخلیه پساب‌های شهر هندیجان از طریق رودخانه زهره به این منطقه و وجود صنایع نفتی احتمال افزایش آلودگی به‌خصوص آلودگی فلزات سنگین را در منطقه افزایش داده است. به‌دلیل مجاورت با بنادر و مراکز صنعتی بزرگ، این سواحل در معرض تهدید آلاینده‌ها قرار دارند و با توجه به نوع بستر که عمدتاً گلی است می‌تواند تأثیرات نامطلوبی بر آبزیان بگذارد و موجب بهم‌خوردگی و عدم تعادل اکولوژیکی شود. این تغییرات می‌تواند بر سلامت و اقتصاد حاشیه‌نشینان منطقه نیز تأثیرگذار باشد. نتایج مطالعات بیولوژیکی و اکولوژیکی در این سواحل در سال‌های اخیر بیانگر بروز آلودگی‌های زیست محیطی فراوانی است و به این ترتیب نیاز به مطالعات همه جانبه به‌ویژه ساختار اجتماعات آبزیان در این اکوسیستم شدیداً احساس می‌شود. به‌طورکلی جوامع کفزی، ماکروالگ‌ها و فیتوپلانکتون‌ها ابزارهای بیولوژیکی مناسبی هستند که‌طبق‌دستورالعمل‌هاومعیارهای WFD(Water Framework Directive) از آن‌ها برای طبقه‌بندی و ارزیابی اکولوژیکی محیط‌های آبی استفاده می‌شود.

جوامع کفزی از جمله حساس‌ترین اندیکاتورهامحسوب می‌شوند. آن‌ها در زنجیره غذایی اکوسیستم‌های آبی دارای نقش کلیدی بسیار مهمی بوده و پاسخ آن‌ها به‌عنوان یک شاخص بسیار مهم و قابل اعتماد برای تأثیرات منفی که در کیفیت آب و رسوبات وجود دارد محسوب می‌گردد. بسیاری از بنتوزها به‌عنوان شاخص‌های بیولوژیکی برای تشخیص و شناسایی مناطق آلوده و تحت استرس به‌کار می‌روند (Shoukatوهمکاران، ۲۰۱۰). طبق نظر Bouchet و Sauriau (۲۰۰۸) جوامع کفزی موجوداتی ثابت یا کم تحرک هستند و می‌توانند به‌خوبی بیانگر کیفیت زیستگاه خود باشند. بیش‌تر گونه‌های بنتیک طول عمر نسبتاً زیادی دارند و پاسخ کاملی به تغییر در کیفیت آب و رسوبات در طول زمان می‌دهند (Reiss و Kroncke، ۲۰۰۵). به‌دلیل وجود گونه‌های مختلف با تنوع بالا و هم‌چنین حساسیت‌ها و مقاومت‌های مختلف در برابر استرس‌ها می‌توانند به استرس‌های مختلف پاسخ‌های متفاوتی بدهند (Pearson و Rosenberg، ۱۹۷۸). بنتوزها می‌توانند به‌عنوان یک شاخص مفید برای ارزیابی ذخایر ماهیان، اکولوژی مناطق جزر و مدی و آلودگی‌ها محسوب شوند (Anbunchczhian، ۲۰۰۹). با توجه به اهمیت اکولوژیکی، اقتصادی و اجتماعی زیستگاه‌های ساحلی و دریایی، بررسی اجتماعات کفزی به‌منظور ارزیابی سلامت این زیستگاه‌ها از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است.

تاکنون پژوهشگران و محققین بسیاری در نقاط مختلف دنیا اکوسیستم‌های آبی را از جنبه‌های گوناگون مورد مطالعه و بررسی قرار داده‌اند. Borja و همکاران (۲۰۰۰) و هم‌چنین Simboura (۲۰۰۷) بیش‌از ۲۰۰۰ گونه شاخص را با توجه به‌میزان مقاومت آن‌ها به استرس شناسایی نمودند. کارآیی شاخص AMBI به‌وسیله Chainho و همکاران (۲۰۰۷) برای بررسی کیفیت اکولوژیکی مصب‌های پرتقال و توسط Afli و همکاران (۲۰۰۸) برای سنجش کیفیت اکولوژیکی سواحل تونس مورد ارزیابی قرار گرفت. Caglar و Albayrak (۲۰۱۲) دریای مرمر را با استفاده از شاخص‌های AMBI، Bentix، BOPA و BO2A بررسی و مطالعه نمودند. مناطق ساحلی Montevideo و سواحل دریای مدیترانه به‌ترتیب توسط Huttonو همکاران(۲۰۱۴) و Reizopoulou و همکاران (۲۰۱۴) با استفاده از شاخص‌های بیولوژیکی مورد ارزیابی اکولوژیکی قرار گرفته است. Xianxiang و همکاران (۲۰۱۶) خور Huanghe را با استفاده از شاخص‌های شانون، AMBI و M-AMBI مورد مطالعه و بررسی قرار دادند.

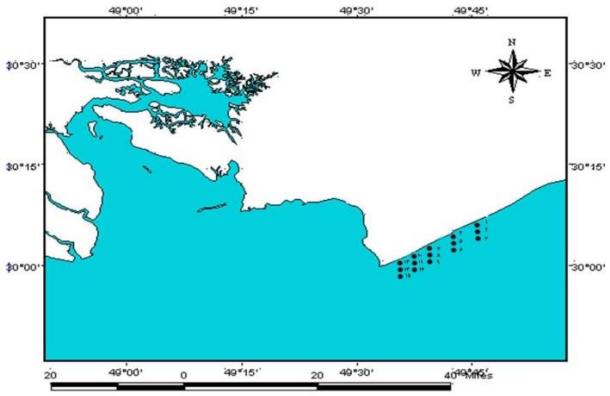
هم‌چنین در سال‌های اخیر با توجه به جدید بودن این شاخص‌ها، تحقیقاتی در طی سال‌های ۸۶ به بعد در ایران گزارش شده است که می‌توان به این موارد اشاره نمود: دهقان‌مدیسه (۱۳۸۶)، با استفاده از شاخص‌های اکولوژیک و بیولوژیک ۸ خور را در منطقه ماهشهر از نظر جوامع بنتیک، میزان فلزات سنگین در رسوبات و فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی مورد مطالعه قرار داده است. اخوت (۱۳۸۸)، به بررسی شاخص‌های سلامت زیستی در نواحی صنعتی خوریات ماهشهر پرداخته است. تخمین تولید ثانویه ماکروبنتوزها در مناطق مستعد سازه‌های مصنوعی سواحل بحرکان و هم‌چنین تعیین سلامت زیستی

منطقه با استفاده از شاخص‌های AMBI و BOPA توسط حویزاوی (۱۳۸۸) انجام شده است. شوکت (۱۳۸۹)، ماکروبنتوزها وکیفیت اکولوژیکی سواحل بحرکان را درخلیج‌فارس با استفاده از شاخص‌های H`، BI، M-AMBI، Medocc، AMBI، Bentix و BOPA براساس جوامع بنتیک بسترهای نرم و گلی مورد مطالعه و بررسی قرار داده است. کارآیی شاخص AMBI در ارزیابی خور موسی توسط Dehghan Madiseh و همکاران (۲۰۱۲) مورد مطالعه قرار گرفت. درویش‌بسطامی و همکاران (۱۳۹۳)، کیفیت زیست محیطی سواحل دریای خزر (سیسنگان) را براساس شاخص AMBI ارزیابی نموده‌اند. تغییرات زمانی ومکانی جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی آب‌های خوریات خور موسی براساس شاخص‌های اکولوژیک توسط اسلامی (۱۳۹۴) گزارش شده است.

Basatnia و همکاران (۲۰۱۵) برای ارزیابی اکولوژیکی تالاب گمیشان شاخص‌های AMBI، Bentix و BOPA را مورد استفاده قرار دادند. مطالعه حاضر نیز می‌تواند تکمیل کننده تحقیقات پیشین در این زمینه باشد. امید است در صورت تداوم این بررسی‌ها و تحقیقات از آن‌ها به‌عنوان مطالعات بنیادی و پایه‌ای استفاده شود. با توجه به موارد ذکر شده در بالا و نیز با در نظر گرفتن این نکته که تاکنون استفاده از شاخص‌های بیولوژیک، به‌منظور بررسی و ارزیابی سلامت اکولوژیک محیط‌های دریایی، در آب‌های ایران، زیاد مورد توجه محققان نبوده است و هنوز نیاز به انجام تحقیقات بیش‌تر و کاربردی‌تر به وضوح احساس می‌شود، طراحی و اجرای برنامه‌ها و طرح‌های تحقیقاتی دراین زمینه اهمیت زیادی می‌یابد. در همین راستا، تحقیق حاضر به منظور ارزیابی وضعیت سلامتی سواحل بحرکان با تکیه بر شاخص‌های AMBI و Bentix طراحی شده است.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه درمحدوده جغرافیایی (´۵۰ ،°۴۹ - ´۳۰ ،°۴۹ طول شرقی) و (´۱۰ ،°۳۰ - ´۵۵ ،°۲۹ عرض شمالی) در ۲۸ کیلومتری بندر دیلم در مجاورت شهر هندیجان قرار دارد. عملیات نمونه‌برداری به مدت یک‌سال (تابستان ۱۳۹۳ تا بهار ۱۳۹۴) به‌صورت فصلی در سواحل بحرکان انجام شد. به‌منظور انجام عملیات نمونه‌برداری در سواحل بحرکان ۵ ترانسکت در نظر گرفته شده و سپس بر روی هریک از این ترانسکت‌ها ۳ ایستگاه در اعماق مختلف مشخص گردید. موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌ها با استفاده از علائم خشکی و قطب‌نما و هم‌چنین دستگاه GPS (Global Positioning System) مشخص گردید. موقعیت منطقه و ایستگاه‌های مورد مطالعه بر روی نقشه در شکل ۱ مشخص شده است.



شکل ۱: موقعیت منطقه و ایستگاه‌های مورد مطالعه در سواحل بحرکان ۹۴-۱۳۹۳

برای نمونه‌برداری از آب از بطری نمونه‌بردار روتنر استفاده گردید. پارامترهای فیزیکی و شیمیایی مثل دما، pH، هدایت الکتریکی و کدورت با استفاده از دستگاه (Horiba–U-۱۰) اندازه‌گیری شد. اکسیژن محلول و شوری به‌ترتیب به‌روش وینکلر و مور انجام گرفت. نمونه برداری از رسوبات طبق روش ارائه شده (Holm و Mclntyre، ۱۹۸۴) توسط گرب مدل Van veen به مساحت ۰/۰۲۷ مترمربع انجام گرفت. در هر فصل از هر ایستگاه ۴ بار نمونه رسوب برداشت شد. ۳ تکرار برای مطالعه موجودات بنتیک و یک‌بار هم برای آنالیز رسوبات (دانه بندی ذرات و میزان درصد مواد آلی). نمونه‌های مربوط به موجودات بنتیک در منطقه توسط آب دریا و با استفاده از الک ۵۰۰ میکرون شستشوی اولیه داده شد. سپس باقی‌مانده رسوب در الک در ظروف نمونه‌برداری جمع‌آوری گردیده و به‌میزان ۲ برابر حجم رسوب، الکل اتیلیک ۹۶درجه به آن‌ها اضافه شد. نمونه‌های مورد نیاز برای آنالیز رسوبات نیز در کیسه‌های پلاستیکی در مجاورت یخ به آزمایشگاه منتقل گردید. نمونه‌های مربوط به مطالعه موجودات بنتیک در آزمایشگاه با استفاده از الک با چشمه ۵۰۰ میکرون شستشو و سپس با استفاده از محلول رز بنگال با غلظت یک گرم در لیتر به‌مدت ۴۵ دقیقه رنگ‌آمیزی گردید (Walton، ۱۹۵۶). در نهایت نمونه‌ها پس از شستن رنگ‌های اضافی و فیکس شدن در الکل اتیلیک ۹۶ درجه درون ظروف کوچک قرار داده شدند. پس از جداسازی نمونه‌ها از رسوبات کلیه گروه‌های ماکروبنتوز با استفاده از استریو میکروسکوپ و هم‌چنین منابع و کلیدهای شناسایی معتبر موجود مورد بررسی و شناسایی و شمارش قرار گرفت:

Pavlovkii، ۱۹۵۵؛ Ushakov، ۱۹۶۵؛ Hutchings، ۱۹۸۴؛ Jones، ۱۹۸۶؛ Sterrer، ۱۹۸۶؛ Price و Devaney، ۱۹۹۱؛ Oliver، ۱۹۹۲؛ Carpenter و Niem، ۱۹۹۸؛ LeCory، ۲۰۰۷؛ Ng و همکاران ۲۰۰۸.

در جدول ۱ شمای کلی کلاسه‌بندی مناطق آلوده براساس شاخص‌های AMBI، Bentix، H` و توصیف اکولوژیکی آن‌ها ارائه شده است. برای سنجش شاخص AMBI از نرم‌افزار AMBI Version ۴ استفاده گردید. این شاخص با استفاده از فرمول زیر محاسبه می‌شود:

AMBI=(۱×%GI)+(۱/۵× %GII) + (۳× %GIII) + (۴/۵× %GIV) +(۶× %GV)/۱۰۰

برای سنجش شاخص Bentix از نرم‌افزار Bentix استفاده گردید. این شاخص با استفاده از فرمول زیر محاسبه می‌شود:

Bentix = [(۶× % GI + ۲× (% GII+ % GIII)]/۱۰۰

Bentix = (۶× % GS + ۲× % GT) /۱۰۰

GT = گروه‌های مقاوم		GS = گروه‌های حساس

جدول ۱: شمای کلی کلاسه‌بندی مناطق آلوده براساس شاخص Bentix، AMBI، H´ و توصیف اکولوژیکی آن‌ها (Albayrak و همکاران، ۲۰۰۶)

کلاسه‌بندی مناطق آلوده	H` (UNEP/MAP، ۲۰۰۴)	AMBI (Muxika و همکاران، ۲۰۰۵)	Bentix (UNEP/MAP، ۲۰۰۴)	وضعیت کیفی اکولوژیک
غیرآلوده	H`>۵	BC≤۱/۲	۴/۵≤Bentix≤۶	عالی
کمی آلوده	۴< H`≤۵	۱/۲<BC≤۳/۳	۳/۵≤Bentix<۴/۵	خوب
آلودگی متوسط	۳< H`≤۴	۳/۳<BC≤۴/۳	۲/۵≤Bentix<۳/۵	متوسط
آلودگی شدید	۱/۵< H`≤۳	۴/۳<BC≤۵/۵	۲≤Bentix<۲/۵	ضعیف
کاملاً آلوده	H`≤۱/۵	۵/۵<BC≤٦	Bentix<۲	بد

نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کالموگراف- اسمیرنوف انجام گرفت. داده‌های این پژوهش با استفاده از آنالیز واریانس یک‌طرفه (One-way ANOVA) مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. جهت تعیین انواع شاخص‌های زیستی از نرم‌افزارهای Bentix، AMBI v.4، Biological tools استفاده گردید. با تعیین میزان شاخص‌های Bentix و AMBI منطقه مورد مطالعه را از نظر اکولوژیکی تقسیم‌بندی نموده و پس از مقایسه نتایج حاصل شاخص مناسب‌تر معرفی گردید. برای تعیین میزان همبستگی بین شاخص‌های مورد مطالعه و پارامترهای مختلف از آزمون همبستگی پیرسون استفاده شد. رسم نمودارها و تجزیه و تحلیل‌های آماری با استفاده از نرم‌افزارهای Excell و SPSS انجام گردید.

نتایج

به‌طورکلی در مطالعه حاضر ۵۳ خانواده و ۷۷ جنس/گونه از موجودات کفزی شناسایی شده است. فهرست انواع ماکروبنتوزهای شناسایی شده و گروه‌های اکولوژیکی آن‌ها در جدول ۲ ارائه‌شده است. جانوران کفزی براساس میزان حساسیت آن‌ها به آلودگی و براساس مطالعات Borja و همکاران (۲۰۰۰) در ۵ گروه اکولوژیکی طبقه‌بندی شده‌اند.

طبق نتایج این تحقیق بیش‌ترین تراکم در فصل زمستان (۱۹۴۷ فرد در متر مربع) و کم‌ترین تراکم در فصل تابستان (۱۱۷۷ فرد در متر مربع) گزارش شده است. در طی دوره بررسی حداقل و حداکثر تراکم به‌ترتیب در ایستگاه‌های ۱۲ و ۸ مشاهده شده است. بیش‌ترین میزان فراوانی به‌ترتیب مربوط به شکم‌پایان با ۶۵ درصد، دوکفه‌ای‌ها با ۱۳ درصد، پرتاران با ۹ درصد، فرامینیفرا با ۵ درصد و سایر گروه‌ها با ۸ درصد نسبت به کل جمعیت ماکروبنتوزها بوده است. در این بررسی شکم‌پایان در مقایسه با سایر گروه‌ها فراوانی بیش‌تری را به خود اختصاص داده بودند و بیش‌ترین و کم‌ترین تراکم آن‌ها به‌ترتیب در فصول زمستان و تابستان مشاهده شده است. حداکثر دوکفه‌ای‌ها در زمستان و حداقل آن نیز در پاییز گزارش شده است. بیش‌ترین و کم‌ترین میزان فراوانی پرتاران نیز به‌ترتیب در فصول پاییز و تابستان مشاهده‌شده است. فرامینیفرا در زمستان حداکثر و در تابستان حداقل تراکم را به‌خود اختصاص داده بودند در طی دوره بررسی از بین ماکروبنتوزهای شناسایی شده جنس *Pyrgohydrobia sp.* غالب بوده است. جنس‌های *Tornatina sp.*، *Eulima sp.* و *Melanela sp.* نیز به‌ترتیب بیش‌ترین تراکم را به‌خود اختصاص داده بودند.

در شکل ۲ تغییرات مقادیر میانگین سالانه شاخص شانون نمایش داده شده است. همان‌طورکه ملاحظه می‌گردد تمام ایستگاه‌ها درسطح وضعیت ضعیف اکولوژیکی طبقه‌بندی شده‌اند و ایستگاه‌های ۵ و ۳ به‌ترتیب بیش‌ترین و کم‌ترین مقادیر میانگین سالانه را به خود اختصاص داده بودند. سطوح مختلف درجه آلودگی براساس این شاخص به‌صورت نمایش داده شده است:

آلودگی بسیار شدید / بدون جانور وضعیت بد اکولوژیکی:

a= (Extremely polluted/Azoic)

وضعیت ضعیف اکولوژیکی: آلودگی شدید:

b= (Heavily polluted)

در شکل ۳ تغییرات میانگین سالانه مقادیر شاخص AMBI در ایستگاه‌های مختلف نمایش داده شده است. همان‌طورکه ملاحظه می‌شود براساس شاخص AMBI به‌نظر می‌رسد که ایستگاه‌ها در شرایط خوب قرار دارند و ایستگاه ۱۳ (۱/۳۱) و ۲ (۲/۴۷) به‌ترتیب

جدول ۲: فهرست انواع ماکروبنتوزهای شناسایی شده و گروه‌های اکولوژیکی آن‌ها براساس (Borja و همکاران، ۲۰۰۵)

Macrobenthos	Family	Genus / Species	EG
Foraminiforida	Spiroloculinidae	*Spiroloculina sp.*	I
	Osangulariidae	*Osangulariidae sp.*	I
Anthozoa	*	Sea pen	I
Oligochaeta	Enchytraeidae	*Oligochaeta sp.*	V
Polychaeta	Cossuridae	*Cossura sp.*	IV
	Maldanidae	*Clymenella sp.*	I
	*	*Armandia sp.*	I
	Hesionidae	*Hesionidae sp.*	II
	Nereididae	*Nereis sp.*	III
		Platynereis sp.	III
	Syllidae	*Odontosyllis sp.*	II
	Glyceridae	*Glycera tridactyla*	II
		Glycera sp.	II
		Glycerlida sp.	II
	Nephthydidae	*Nephthydidae sp.*	II
	Nephtyidae	*Nephthys sp.*	II
		Nephtyidae sp.	II
	Amphinomidae	*Amphinomida sp.*	I
	Dorvilleidae	*Schistomeringos sp.*	II
	Lumbrineridae	*Lumbrinereis sp.*	II
	Sabellariidae	*Sabellaria sp.*	I
	Cirratulidae	*Cirratulidae sp.*	IV
	*	*Sternaspis sp.*	III
	Alvinellidae	*Paralvinella hessleri*	II
	Terebellidae	*Terebellides stroemii*	II
		Polycirrus sp.	IV
		Amphitritinae sp.	I
	Ampharetidae	*Melinna sp.*	III
	Spoinidae	*Pseudopolydora sp.*	IV
		Prionospio sp.	IV
Decapoda	Peneidae	*Peneidae sp.*	I
Mysids	Mysidae	*Siriella sp.*	II
Cumacea	*	*Eocuma affine*	II
		Heterocuma sp.	V
Tanaidacea	Apseudidae	*Apseudos sp.*	III
	Leptognathidae	*Leptognathia sp.*	I
Isopoda	*	*Gnathia sp.*	I
Amphipoda	*	*Amphipoda sp.*	II
	*	*Maera sp.*	I
	Ampithoidae	*Ampithoe sp.*	I
Gastropoda	Acteocinidae	*Tornatina sp.*	III
	Buccinidae	*Nassaria sp.*	II
	Bullidae	*Bulla sp.*	II
	Columbellidae	*Columbellidae sp.*	I
	Diaphanidae	*Diaphana sp.*	I
	Hamineidae	*Atys sp.*	II
	Marginellidae	*Marginella sp.*	II
	Melanellidae	*Melanela sp.*	I
	Nassaridae	*Nassarius castus*	II
		Mitrella blanda	I
	Eulimidae	*Eulima sp.*	I
	Naticidae	*Naticidae sp.*	II
	Phasianellidae	*Phasianellidae sp.*	I
	Potamididae	*Cerithium atratum*	II
	Pyramidellidae	*Pyramidella sp.*	I
		Pyramidellidae sp.	I
		Turbonilla sp.	I
	*	*Pyrgohydrobia sp.*	III
	Truncatellidae	*Truncatellidae sp.*	III
	Trochidae	*Littorina sp.*	II
		Umbonium sp.	II
	Turritellidae	*Turritella sp.*	I
Bivalvia	Arcidae	*Anadara sp.*	*
	Cardiidae	*Vepricardium sp.*	I
		Papyridea sp.	I
	Tellinidae	*Vallaceae sp.*	II
		Angulus adenensis	I
	Veneridae	*Antigona sp.*	I
		Paphia sp.	I
		Tellidora sp.	I
	Pandoridae	*Pandora sp.*	I
	Psammobiidae	*Gari maculosa*	I
Scaphopoda	Dentaliidae	*Dentalium sp.*	I
		Fissidentalium sp.	I
Ophiuroidea	Amphiuridae	*Axiognathus sp.*	II
Asteroidea	Asteroidae	*Asteroidea sp.*	*
Crustacea	*	*Balanus amphitrite*	*

گروه اکولوژیکی: EG گروه اکولوژیک تعیین نشده است : *

کم‌ترین و بیش‌ترین مقادیر میانگین سالانه را به‌خود اختصاص داده بودند. در شکل ۴ تغییرات میانگین سالانه مقادیر شاخص Bentix در ایستگاه‌های مختلف ارائه و هم‌چنین تغییرات درجه آلودگی براساس شاخص مذکور تعیین شده است. سطوح مختلف وضعیت آلودگی به صورت a، b، c، d و e تعریف شده است :

بدون آلودگی (Unpolluted) =a، کمی آلوده (Slightly Polluted) =b
آلودگی متوسط (Meanly Polluted)=c، آلودگی شدید (Heavily Polluted) =d
و آلودگی کامل (Extremely polluted / Azoic) =e

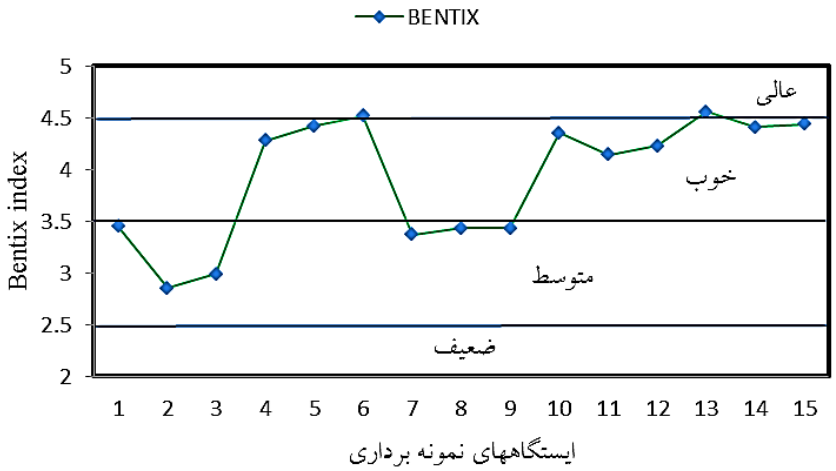
همان‌طورکه ملاحظه می‌شود براساس شاخص فوق ایستگاه‌های ۱۳ و ۶ در گروه بدون آلودگی، ایستگاه‌های ۱، ۲، ۳، ۷، ۸ و ۹ در گروه آلودگی متوسط و سایر ایستگاه‌ها در گروه کمی آلوده قرار دارند. ایستگاه‌های ۱۳ (۴/۵۶) و ۲ (۲/۸۵) به‌ترتیب بیش‌ترین و کم‌ترین مقادیر میانگین سالانه را به‌خود اختصاص داده بودند.

نتایج آنالیز واریانس یک‌طرفه ANOVA براساس شاخص‌های مورد استفاده در ایستگاه‌ها و فصول مختلف در جدول ۲ ارائه گردیده است. طبق نتایج آنالیز واریانس یک‌طرفه ANOVA شاخص‌های AMBI و Bentix در ایستگاه‌ها و فصول مختلف اختلاف معنی‌دار داشته‌اند ($p<0/05$). نتایج آزمون همبستگی بین شاخص‌های مورد مطالعه در جدول ۳ ارائه گردیده است. طبق نتایج جدول فوق شاخص AMBI با شاخص‌های شانون و Bentix ارتباط معنی‌دار و منفی دارد ولی بین شاخص‌های Bentix و شانون ارتباط معنی‌دار و مثبت مشاهده می‌گردد. نتایج آزمون همبستگی بین شاخص‌های مورد مطالعه و فراوانی

ماکروبنتوزها بیانگر این نکته می‌باشد که بین فراوانی ماکروبنتوزها با شاخص‌های AMBI و Bentix ارتباط معنی‌دار و مثبت ولی با شاخص شانون ارتباط معنی‌دار و منفی مشاهده می‌گردد.

شکل ۳: تغییرات میانگین سالانه شاخص AMBI در ایستگاه‌های نمونه‌برداری در سواحل بحرکان ۹۴-۱۳۹۳

شکل ۲: تغییرات میانگین سالانه شاخص شانون در ایستگاه‌های نمونه‌برداری در سواحل بحرکان ۹۴-۱۳۹۳



شکل ۴: تغییرات میانگین سالانه شاخص Bentix در ایستگاه‌های نمونه‌برداری در سواحل بحرکان ۹۴-۱۳۹۳

جدول ۲: نتایج آنالیز واریانس یک‌طرفه ANOVA شاخص‌ها ی مورد مطالعه در فصول و ایستگاه‌های مختلف درسواحل بحرکان ۹۴-۹۳

شاخص ها	فصل	ایستگاه
	P	P
AMBI	۰/۰۰۰**	۰/۰۲۹*
Bentix	۰/۰۰۰**	۰/۰۴۳*

اختلاف معنی دار در سطح ۰/۰۵ : *

اختلاف معنی دار در سطح ۰/۰۱ : **

جدول ۳: نتایج آزمون همبستگی بین شاخص‌های مورد مطالعه در سواحل بحرکان ۹۴-۱۳۹۳

	Shannon	AMBI	Bentix
AMBI	-۰/۷۷**		
Bentix	۰/۸۳**	-۰/۹**	

ارتباط معنی دار در سطح ۰/۰۱ : **

بحث

با توجه به اهمیت فراوانی که بنتوزها در ساختار زنجیره غذایی، چرخش انرژی در اکوسیستم‌های آبی و تبدیل مواد آلی به مواد معدنی دارند (Shoukat و همکاران، ۲۰۱۰) بررسی وضعیت آن‌ها از جنبه‌های مختلف ضروری است. موجودات بنتیک تحت تأثیر استرس‌های

محیطی قرار گرفته و متناسب با میزان آشفتگی به این شرایط پاسخ داده و خود را با آن سازگار می‌نمایند. ترکیب اجتماعات اکوسیستم و ارتباط آن با شرایط فیزیکی و شیمیایی آب و رسوبات و هم‌چنین پاسخ آن‌ها به آشفتگی‌ها منعکس‌کننده شدت و سطح استرس می‌باشد. جوامع بنتیک طی ۳ مرحله پیش‌رونده می‌توانند بیانگر کیفیت اکولوژیکی محیط زیست خود باشند (Borja و همکاران، ۲۰۰۰).

۱- افزایش فراوانی ۲- افزایش تنوع ۳- تغییر گونه‌های غالب از فرم مقاوم به آلودگی به گونه‌های حساس به آلودگی

شاخص‌های Bentix، AMBI براساس گروه‌های اکولوژیکی و حساسیت گونه‌ها طرح‌ریزی شده‌اند. در شاخص‌های AMBI و Bentix به‌ترتیب از ۵ و ۳ گروه اکولوژیکی استفاده می‌شود و در ارتباط با این ۲ شاخص محققین برای شناسایی گونه‌های مختلف و طبقه‌بندی هر کدام از آن‌ها باید کار بسیار زیادی انجام دهند. Borja و همکاران (۲۰۰۷) عنوان نموده‌اند که شاخص AMBI یکی از بهترین و متداول‌ترین ابزارها برای تشخیص و ارزیابی اثرات می‌باشد و به‌طور وسیع و گسترده در کشورهای اروپایی مورد استفاده قرار گرفته است. Hutton و همکاران (۲۰۱۴) در بررسی مناطق ساحلی Montevideo از شاخص‌های شانون، ITI (The Infaunal Trophic Index)، Bentix، M-AMBI و AMBI استفاده نموده‌اند. طبق نظر این محققین شاخص AMBI مناسب‌ترین شاخص برای ارزیابی اکولوژیکی منطقه مورد مطالعه معرفی شده است. مقایسه نتایج حاصل در مطالعه حاضر با طبقه‌بندی ارائه شده در جدول ۱ نشان می‌دهد که براساس مقادیر میانگین سالانه شاخص AMBI، در ایستگاه‌های مختلف وضعیت اکولوژیکی خوب مشاهده می‌گردد. این نتیجه‌گیری توسط حوایزاوی و همکاران (۱۳۹۱) نیز در این منطقه تأیید شده است. عمده فشارهای وارده در سواحل بحرکان فشارهای فیزیکی مانند کشتیرانی و فعالیت‌های صید و صیادی می‌باشد. فشارهای فیزیکی تأثیر عمده‌ای بر روی مقدار شاخص AMBI ندارند و افزایش در گونه‌های فرصت‌طلب در این نوع مداخلات دیده نمی‌شود (Muxika و همکاران، ۲۰۰۵؛ Borja و همکاران، ۲۰۰۳a). در ارتباط با شاخص AMBI تعداد گونه‌ها اهمیتی ندارد ولی گروه‌های اکولوژیکی و فراوانی آن‌ها از اهمیت زیادی برخوردار است (Zettler و همکاران، ۲۰۰۷). طبق نظر Dauvin و Ruellet (۲۰۰۷) تعداد گونه‌های فرصت‌طلب در بسترهای گلی بیش‌تر از بسترهایی با رسوبات دانه درشت‌تر می‌باشد و این امر می‌تواند بر روی نتایج شاخص AMBI تأثیر بگذارد. بنابراین در بسیاری از موارد به سختی می‌توان بین تأثیرات دخالت‌های انسانی و یا استرس‌های طبیعی تفاوت قائل شد.

نتایج مطالعات Muniz و همکاران (۲۰۰۵) نشان داد که شاخص‌های تک متغیره مانند شانون در طول فصول تغییرپذیر هستند. Reiss و Kronke (۲۰۰۵) نیز بر روی تغییرات فصلی شاخص‌های بنتیک مطالعه‌ای داشتند که نتایج ۲ محقق قبلی را تأیید می‌نماید. آن‌ها هم‌چنین دریافتند که به‌نظر می‌رسد شاخص‌های چند متغیره مانند AMBI کم‌تر تحت تأثیر تغییرات فصلی جوامع بنتیک باشند. طبق نظر این دو محقق شاخص AMBI در طول سال (در غیاب فشارها و فعالیت‌های انسانی) بسیار با ثبات است و ارتباطی به فصل ندارد. این نتیجه به‌وسیله Salas و همکاران (۲۰۰۴) نیز پذیرفته شده است.

Bouchet و Sauriau (۲۰۰۸) در مطالعه‌ای که بر روی تأثیر پرورش اویستر بر شرایط زیست محیطی در پهنه‌های گلی بین جزر و مدی جنوب‌غربی فرانسه داشتند، مشاهده کردند که شاخص AMBI در طول زمان اختلاف معنی‌دار نشان می‌دهد. آن‌ها وجود اختلاف معنی‌دار زمانی در این شاخص را تنها به‌علت سیکل دوره‌ای فصول ندانستند و عنوان کردند برهم کنش بین فاکتورهای غیر زیستی مانند دما، رنج فرسایش به‌وسیله جزر و مد، دوره‌های رسوب‌گذاری، ریزش مواد آلی و محتویات رسوبات و فاکتورهای زیستی مانند ترکیب گونه‌ای و پویایی جمعیت، که روی میزان جمعیت گونه‌ها تأثیر می‌گذارد نیز بر وجود اختلاف زمانی این شاخص زیستی مؤثر است. اختلافات فصلی در اجتماعات بنتیک تحت تأثیر بازسازی جوامع است. دسترسی به لاروها و نشست آن‌ها و پروسه‌های بعدی مانند رشد و مرگ و میر در ابتدا به‌وسیله اختلافات فصلی تأثیر می‌پذیرد (Olafsson و همکاران، ۱۹۹۴). کاهش و افزایش دما در طول زمستان و تابستان نیز می‌تواند بر تغییرات فصلی در اجتماعات بنتیک تأثیرگذار باشد.

شاخص Bentix دامنه‌ای بین ۲/۸۵ تا ۴/۵۶ را به‌خود اختصاص داده بود و به این ترتیب تمام ایستگاه‌های مورد مطالعه در وضعیت متوسط تا عالی قرار می‌گیرند. براساس این شاخص در منطقه عالی گروه‌های اکولوژیکی GI و GII و در منطقه متوسط گروه‌های اکولوژیکی GIII، GIV و GV غالب هستند. براساس نتایج مطالعات مختلف محققین خارجی به‌طورکلی استفاده از شاخص Bentix برای ارزیابی اکولوژیکی خوریات زیاد توصیه نمی‌شود زیرا در این شاخص فقط از ۲ گروه حساس و مقاوم به آلودگی برای طبقه‌بندی سطوح آلودگی استفاده می‌شود و این در حالی است که معمولاً درخوریات گروه‌های مقاوم به آلودگی فراوان هستند و این شاخص ممکن است در برآورد وضعیت کیفی اکولوژیکی نتایج را به‌صورت واقعی نشان ندهد. براساس مطالعات Pranovi و همکاران (۲۰۰۷) به‌نظر می‌رسد که شاخص AMBI در مقایسه با شاخص Bentix نسبت به افزایش مواد آلی رسوبات بستر حساسیت کم‌تری دارد. این موضوع ممکن است با طراحی متفاوت هر یک از این شاخص‌ها ارتباط داشته باشد (Blanchet و همکاران، ۲۰۰۸). براساس شاخص‌های AMBI، Bentix

و شانون ایستگاه ۱۳ و ۶ به‌ترتیب کیفیت اکولوژیکی عالی، خوب و متوسط را نشان می‌دهند. این به‌علت حضور درصد کمی ازگروه‌های اکولوژیکی GV (٪ ۰-۱۰) و هم‌چنین به‌علت حضور گروه اکولوژیکی GI (گونه‌های حساس) می‌باشد که بیش‌تر از ۵۰٪ فراوانی را به‌خود اختصاص داده بودند. در مطالعه Basatnia و همکاران (۲۰۱۵) نتایج شاخص‌های AMBI و Benthix خیلی به‌هم نزدیک و به‌ترتیب نشان دهنده شرایط اکولوژیکی خوب و عالی بود. در این تحقیق مشخص گردید که این دو شاخص بهتر از شاخص BOPA می‌توانند بیانگر کیفیت اکولوژیکی تالاب گمیشان باشند.

دامنه شاخص شانون بین ۱/۵۲ تا ۳ مشاهده شده است. به این ترتیب شاخص‌فوق منطقه موردمطالعه را دروضعیت‌ضعیف اکولوژیکی طبقه‌بندی می‌نماید. حویزاوی و همکاران (۱۳۹۱) نیز در این منطقه در ارتباط با شاخص شانون به این نتیجه دست یافتند. به‌طورکلی کم بودن تنوع در خلیج فارس به‌علت استرس‌های شدید زیست محیطی مانند دما و شوری بالا و کم بودن سرعت تعویض آب و فشارهای ناشی از فعالیت‌های انسانی می‌باشد. سواحل بحرکان نسبت به خوریات تحت تأثیر استرس‌های کم‌تری هستند و از سلامت اکولوژیکی بهتری برخوردار می‌باشند. در مقایسه با سایر بسترها، سواحل بحرکان تنوع توپوگرافی کم‌تری دارند و بستر آن‌ها عمدتاً گلی است. این امر موجب کاهش کنج‌های اکولوژیکی و یکنواخت بودن نسبی بستر شده و در نتیجه شاهد کاهش تنوع گونه‌ای در منطقه مورد مطالعه خواهد بود. دلایل دیگری که می‌توانند پائین بودن تنوع را دراین منطقه توجیه نمایند، بالا بودن میزان مواد آلی و فشردگی بافت رسوبات است. Llanso و همکاران (۲۰۰۲) عنوان نمودند که خصوصیات زیستگاه موجودات بر روی نتایج شاخص‌ها تأثیر می‌گذارد. بنابراین اعلام وضعیت ضعیف و بد اکولوژیکی در ایستگاه‌های مورد مطالعه را نمی‌توان تنها به‌دلیل آلودگی دانست. این موضوع درتحقیق حاضر (به‌ویژه در ارتباط با شاخص تنوع) و هم‌چنین در مطالعه اخوت (۱۳۸۸)در ارتباط با شاخص AMBI مشاهده می‌گردد. منطقه بحرکان براساس شاخص AMBI وضعیت خوب و متعادل اکولوژیکی را نشان می‌دهد و براساس شاخص شانون وضعیت ضعیف را نشان می‌دهد. مغایرتی که در این مطالعه بین نتیجه شاخص AMBI و شاخص شانون دیده می شود ممکن است به این علت باشد که شاخص AMBI برای نواحی که غنای مواد آلی ندارند مناسب نباشد (Muxika و همکاران، ۲۰۰۵؛ Borja و همکاران، ۲۰۰۳a). شاخص AMBI به فاکتورهای فیزیکی مانند عمق آب و بافت رسوبات حساس نیست ولی شاخص‌های شانون و M-AMBI به این پارامترها حساسیت نشان می‌دهند (Xianxiang و همکاران، ۲۰۱۶). شاخص شانون نسبت به AMBIمتغیرتر است‌زیرا این شاخص براساس ترکیب گونه‌ای می‌باشد و تغییرات فصلی آن به‌علت تغییر در فراوانی گونه‌ها در طی فرایند بازسازی است. درحالی‌که شاخص AMBI براساس تعادل بین میزان گونه‌های حساس و مقاوم به آلودگی می‌باشند (Reiss و Kronke ، ۲۰۰۵؛ Salas و همکاران، ۲۰۰۴).

وجود آستانه‌های مختلف برای طبقه‌بندی مناطق آلوده باعث پیچیدگی در تعیین وضعیت سلامت جوامع بنتیک و شرایط کیفی اکولوژیکی می‌گردد به‌طوری‌که با تغییر آستانه‌ها نتیجه طبقه‌بندی نهایی متفاوت‌خواهدشد.نتایج‌مطالعات Jorgensen و همکاران (۲۰۰۵) بیانگر این نکته است که انتخاب شاخص‌ها امری مشکل بوده و نیاز به مطالعه و بررسی‌های‌جانبی‌فراوانی‌داردو نمی‌توان‌یک‌و یا چند شاخص را برای همه شرایط به‌کار برد. کارآیی هر یک از شاخص‌های بیوتیک در یک منطقه به ساختمان آن شاخص بستگی دارد که شامل:

۱- ضریب هر یک از گروه‌های اکولوژیکی در ارتباط با سایر گروه‌ها

۲- انتخاب دامنه مناسب برای هر شاخص با استفاده از منابع مرجع

۳- وجود الگوی پراکنش گونه‌ها در برابر شیب آلودگی که در واقع، این‌که چگونه یک جامعه اکولوژیکی در هر اکوسیستم می‌تواند به فشارهای ناشی از فعالیت‌های انسانی پاسخ دهد را منعکس می‌نماید. علاوه بر آن باید نتایج وضعیت کیفیت اکولوژیکی از طریق داده‌های محیطی و انواع استرس‌ها ارزش و اعتبار کافی داشته باشد به‌خصوص زمانی‌که نتایجی که شاخص‌های‌مختلف ارائه‌می‌دهند باهم‌فرق داشته باشد. براساس مطالعات محققین نروژی و سوئدی در محیط‌های غیرآشفته و بدون استرس تنوع بیش‌تر از محیط‌های آشفته است. بنابراین میزان بالای تنوع نشان‌دهنده کیفیت خوب اکولوژیکی است. در مطالعه حاضر به‌دلیل ظهور گونه‌های غالبی مانند جنس *Pyrgohydrobia sp* که در تمامی فصول مخصوصاً فصل تابستان از فراوانی بسیار بالایی برخوردار بود و هم‌چنین جنس *Tornatina sp.* شاهد کاهش تنوع در منطقه مورد مطالعه است. با توجه به این‌که در مطالعه حاضر تلاش شده که موارد ذکر شده در دستورالعمل اصلاحی برای استفاده از شاخص AMBI در حد امکان در محاسبه و توصیف نتایج شاخص رعایت گردد و هم‌چنین هیچ‌کدام از مشکلاتی که در ارتباط با استفاده از این شاخص ممکن است پیش آید، در این تحقیق مشاهده نگردید، می‌توان نتیجه گرفت که این شاخص می‌تواند کارآیی خوبی برای ارزیابی اکولوژیکی سواحل بحرکان داشته باشد. البته نتایج شاخص‌های‌دیگر نیز به‌عنوان تکمیل‌کننده‌می‌توانند مفید واقع گردند.

به‌طورکلی با توجه به میانگین سالانه مقادیر شاخص‌های مورد مطالعه می‌توان چنین نتیجه‌گیری نمود که منطقه مورد مطالعه از نظر سلامت زیستی در وضعیت آلودگی اندک تا آلودگی متوسط ارزیابی می‌گردد.

منابع

۱. **اخوت، ن.، ۱۳۸۸.** بررسی شاخص‌های سلامت زیست محیطی در نواحی صنعتی خوریات ماهشهر. پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد، دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر. ۹۳ صفحه.

۲. **اسلامی، م.؛ سبزقبایی، غ.ر.؛ پورخباز، ح.ر. و سلطانیان، س.، ۱۳۹۴.** تغییرات زمانی و مکانی جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی آب‌های خوریات خور موسی براساس شاخص‌های اکولوژیک. مجله علمی-پژوهشی زیست‌شناسی دریا، دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز، سال ۷، شماره ۲۷، صفحات ۶۵ تا ۸۲ .

۳. **حویزاوی، ش.؛ سواری، ا.؛ دهقان‌مدیسه، س.؛ دوست‌شناس، ب.؛ پاشازانوسی، ح.؛ اخوت، ن.؛ ۱۳۹۱.** استفاده از شاخص AMBI به‌منظور ارزیابی کیفیت زیست محیطی رسوبات ساحلی خوزستان. مجله علوم و فنون دریایی. دوره ۱۱، شماره ۱، صفحات ۴ تا ۱۷.

۴. **درویش‌بسطامی، ک.؛ باقری، ح.؛ سلطانی، ب. و حمزه‌پور، ع.، ۱۳۹۳.**ارزیابی کیفیت زیست محیطی سواحل دریای خزر (سیسنگان) بر اساس شاخص AMBI. علوم و مهندسی محیط زیست، سال ۱، شماره ۳، صفحات ۶۹ تا ۷۸.

۵. **دهقان‌مدیسه، س.، ۱۳۸۶.** شناسایی مناطق حساس و تحت اثر در خوریات ماهشهر با استفاده از شاخص‌های اکولوژیک و بیولوژیک. رساله دکترای بیولوژی دریا، دانشگاه علوم وفنون دریایی خرمشهر. ۱۴۴ صفحه.

۶. **شوکت، پ.، ۱۳۸۹.** تعیین کارآیی شاخص‌های مختلف بنتیکی در ارزیابی اکولوژیکی سواحل بحرکان. رساله دکترای بیولوژی دریا، دانشگاه علوم وفنون دریایی خرمشهر. ۱۵۷ صفحه.

۷. **Afli, A.; Ayari, R. and Zaabi, S., 2008.** Ecological quality of some Tunisian coast and lagoon location by using benthic community parameters and biotic indices. Estuararine Coast Shelf Sci. Vol. 80, pp: 269- 280.

۸. **Albano, M.J.; da Cunha, L.P.; Bremec, C.; Elías, R.; Martins, C.C.; Venturini, N.; Muniz, P.; Rivero, S.; Vallarino, E.A. and Obenat, S., 2013.** Macrobenthos and multimolecular markers as indicators of environmental contamination in a South American port (Mar del Plata, Southwest Atlantic). Mar. Pollut. Bull. Vol. 73, pp: 102-114.

۹. **Albayrak, S.; Balkis, H.; Zenetos, A.; Kurnu, A. and Kubanc, C., 2006**. Ecological quality status of coastal Benthic ecosystems in the Sea of Marmara, Mar. Pollut. Bull. Vol. 52, pp: 790-799.

۱۰. **Anbachezhian, R.M., Rameshkumar, G. and Ravichandran, S., 2009**. Macrobenthic composition and diversity in the coastal belt of Thondi southest coast of India. Global J. Enviro. Res. Vol. 3, No. 2, PP: 68-75.

۱۱. **Basatnia, N.; Hosseini, S.A.; Ghorbani, R. and Muniz, P., 2015.** Performance comparison of biotic indices measuring the ecological status base on soft-bottom macroinvertebrates: a study along the shallow Gomishan lagoon (Southeast Caspian Sea). Brazillian Journal of Oceanography. Vol. 63, No. 4, pp: 363-378.

۱۲. **Blanchet, H.; Lavesque, N.; Ruellet, T.; Dauvin, J.C.; Sauriau, P.G.; Desroy, N.; Desclaux, C.; Leconte, M.; Bachelet, G.; Janson, A.L.; Bessineton, C.; Duhamel, S.; Jourde, J.; Mayot, S.; Simmon, S. and Demontaudouin, X., 2008.** Use of Biotic Indices semi-enclosed coastal ecosystems and transitional waters habitats-implications for the implementation of the European Water Framework Directive. Ecol. Indic. Vol. 8, pp: 360-372.

۱۳. **Borja, A.; Franco, J. and Pérez, V., 2000**. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. Mar.Pollut. Bull. Vol. 40, pp:1100-1114.

۱۴. **Borja, A.; Muxika, I. and Franco, J., 2003a.** The application of a marine biotic index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. Mar. Pollut. Bull. Vol. 46, pp: 835-845.

۱۵. **Borja, A.; Josefson, A.B.; Miles, A.; Muxika, I.; Olsgard, F.; Phillips, G.; Rodrigues, J.G. and Rygg, B., 2007.** An approach to the inter-calibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic ecoregion, according to the European Water Framework Directive. Mar. Pollut.Bull. Vol. 55, pp: 42-52.

۱۶. **Bouchet Vincent, M.P. and Sauriau, P.G., 2008.** Influence of oyster culture practices and environmental conditions on the ecological status of intertidal mudflats in the Pertuis Charentais (SW France): A multi-index approach. Mar. Pollut. Bull. Vol. 56, No.11, pp: 1898-1912.

۱۷. **Caglar, S. and Albayrak, S., 2012.** Assessment of ecological quality status of Küçükçekmece Bay (Marmara Sea) by applying BENTIX, AMBI, BOPA and BO2A biotic indexes. Mediterranean Marine Science. Vol.13. No. 2, pp: 198-207.

۱۸. **Carpenter, K.E. and Neim, V.H., 1998**. Crabs: FAO species identification guide for fishery purposes. The living marine resources of the Western Central Pacific. Volume 2. Cephalopods, Crustaceans, holothuridians and sharks. FAO, Rome. pp: 1041-1045.

۱۹. **Chainho, P.; Coasta, J.L.; Chaves, M.L.; Dauer, D.M. and Costa, M.J., 2007**. Influence of seasonal variability in benthic invertebrate community structure onm the use of biotic indices to assess the ecological status of a Portuguese estuary. Mar.Pollut. Bull. Vol. 54, pp: 1586-1597.

۲۰. **Dauvin, J.C. and Ruellet, T., 2007.** Polychaete/amphipod ratio revisited. Mar. Pollut. Bull. Vol. 55, pp: 215-224.

۲۱. **Dehghan Madiseh, S.; Esmaily, F.; Marammazi J. and Koochak nejad, Gh., 2012.** Benthic invertebrate community in Khur-e-Mussa creeks in northwest of Persian Gulf and the application of the AMBI. Iranian Journal of fisheries Sciences. Vol.11, No. 3, pp: 460-474.

۲۲. **Hays, G.C.; Richardson, A.J. and Robinson, C., 2005**. Climate change and marine plankton. Trends Ecol Evol. Vol. ۲۰, ٦, pp: ۳۳۷-۳٤٤.

۲۳. **Heard, R.W.; Hansknecht, T. and Larsen, K., 2003**. An illustrated identification guide to Florida Tanaidacea (Crustacea: Peraarida) occurring in depth of less than 200m. Annual Report for DEP Contract Number WM828, Florida Department of environmental Protection.163p.

۲٤. **Holme, N.A. and Mclntyre, A.D., 1984.** Methods for study of marine benthos, second edition, Oxford Blackwell Scientific publication. 387 p.

۲۵. **Hutchings, P.A., 1984.** An illustrated guide ti the estuarine Polychaete worms of new South Wales. Coast and wetland society, Sydney, 160 p.

۲۶. **Hutton, M.; Venturini, N.; García-Rodríguez, F.; Brugnoli, E. and Muniz, P., 2014.** Assessing the ecological

Nicolaidou, A., 2014. Assessment of the ecological status of the Mediterranean coastal lagoons using macroinvertebrates. Comparison of the most commonly used methods. Mediterranean Marine Science. Vol. 15, No. 3, pp; 602-612.

٤٣. **ROPMI, 1999.** Manual of oceanographic and pollulant analysis method. 3Ed. Kuwait. pp: 1-100.

٤٤. **Salas, F.; Neto, J.M. and Borja, A., Marques, J.C., 2004.** Evaluation of the applicability of a marine biotic index to characterize the status of esturine ecosystems: the case of Mondego estuary (Portugal). Ecol. Indic. Vol. 4, pp: 215-225.

٤٥. **Shoukat, P.; Nabavi, S. M. B.; Savari, A. and Kochanian, P., 2010.** Ecological quality of Bahrekan coast, by using biotic indices and benthic communities. Transitional Waters Bulletin. Vol. 4, No. 1, pp: 25-34.

٤٦. **Simboura, N. and Reizopoulou, S., 2007.** A comparative approach of assessing ecological status in two coastal areas of eastern Mediteranean. Ecol.Indic. Vol. 7, pp:455-468.

٤٧. **Sterreer, W., 1986.** Marine fauna and flora of Bermuda, a systematic guide to the identification of marine organisms. John Willy & Sons. 742 p.

٤٨. **Ushakov, P.V., 1965.** Polychaetes of Far Eastern Seas of the USSR. 419 p.

٤٩. **Walton, W.R.,1956.** Techniques for recognition of living foraminifera. Cushman Found. Foram. Research Contr. Vol.3, No.2: 56-60.

٥٠. **Xianxiang, L.; Kaijing, S.; Jianqiang, Y.; Wenpeng, S. and Wenlin, C., 2016.** A comparison of the applicability of the Shannon- Wiener index, AMBI and M-AMBI indices for assessing benthic habitat health in the Huanghe (Yellow River) Estuary and adjacent areas. Acta Oceanologica Sinica. Vol. 35, No.6, pp: 50-58.

٥١. **Zettler, M. L.; Schiedek, D. and Boberiz, B., 2007.** Benthic biodiversity indices versus salinity gradient in the southern Baltic Sea. Mar. Pollut. Bull. Vol. 55, pp: 258-270.

quality status of a temperate urban estuary by means of benthic biotic indices. Marine Pollution Bulletin. pp:13-1.

٢٧. **Jones, D.A., 1986.** A field guide to the seashores of Kuwait and the Arabian Gulf. University Kuwait, Bland ford press. 182 p.

٢٨. **Lecory, S.E., 2007.** An illustrated identification guide to the nearshore marine and esturine gammaridean Amphipoda of Florida. Vol. 4, annual report for DEP contract number WM880.

٢٩. **Llanso, R.J.; Scott, I.C.; Dauer, D.M.; Hyland, J.I. and Russell, D.E., 2002.** An esturine benthic index of biotic integrity for the Mid-Atlantic region of the United States 1. Classification of assemblages and habitat definition. Estuaries. Vol. 25, pp: 1219-1230.

٣٠. **Muniz, P.; Venturini, N.; Pires-Vanin AMS, Tommasi L.R. and Borja, A., 2005.** Testing the applicability of soft bottom benthic communities, in the South America Atlantic region. Mar. Pollut. Bull. Vol. 50, pp: 624-637.

٣١. **Muniz, P.; Venturini, N.; Hutton, M.; Kandratavicius, N.; Pita, A.; Brugnoli, E.; Burone, L. and García-Rodríguez, F., 2011.** Ecosystem health of Mondtevideo coastal zone: a multi approach using some different benthic indicators to improve a ten-yearago assessment. J. Sea Res. Vol. 65, pp: 38-50.

٣٢. **Muniz, P.; Hutton, M.; Kandratavicius, N.; Lanfranconi, A.; Brugnoli, E.; Venturini, N. and Giménez, L. 2012.** Performance of biotic indices in naturally stressed estuarine environments on the Southwestern Atlantic coast (Uruguay): a multiple scale approach. Ecol. Ind.

٣٣. **Muxika, I.; Borja, A. and Bonne, W., 2005.** The suitability of the Marine Biotic Index (AMBI) to new impact sources along Eueopean coasts. Ecol. Indic. pp:19-31.

٣٤. **Olafsson, E.B., Peterson, CH., Ambrose, W.G., 1994.** Does recruitment limitation structure populations and communities of macro-invertebrates in marine soft-sediments: the relative significance of pre- and post-settlement processes. Oceanogr Marine Biology: An Annu Rev. Vol. 32, pp:65-109.

٣٥. **Oliver, P.G., 1992.** Bivalved seashells of the Red sea. Verlag Cbrista Hemmen National Museum of Wales. 330 p.

٣٦. **Omena, E.P.; Lavrado, H.P.; Paranhos, R. and Silva, T.A., 2012**. Spatial distribution of intertidal sandy beach polychaeta along an estuarine and morphodynamic gradient in an eutrophic tropical bay. Mar. Pollut. Bull. Vol. 64, pp: 1861-1873.

٣٧. **Pavlovskii, E.N., 1955**. Atlas of the invertebrates of the far eastern seas of the USSR. Academy of Science of the U.S.S.R. Zoological Instute. 455 p.

٣٨. **Pearson, T.H. and Rosenberg, J., 1978.** Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar.Biol. Annu Rev. Vol. 16, pp: 229-311.

٣٩. **Pranovi, F.; Da Ponte, F. and Torricelli, P., 2007.** Application of biotic indices and relationship with structureal and functional features of macrobenthic community in the lagoon of Venice: an example over a longtime series of data. Mar. Pollut. Bull. Vol. 54, pp: 1607-1618.

٤٠. **Price, A.R.G. and Devaney, D.M., 1991.** Echinodermata of the Persian Gulf. In: Illustrated keys to the flora and fauna of the Persian Gulf. Saudi Arabian Tetra tech, Ltd. 41 p.

٤١. **Reiss, H. and Kroncke, I., 2005**. Seasonal variability of benthic indices: an approach to test the applicability of different indices for ecosystem quality assessment. Mar. Pollut. Bull. Vol. 50, No. 12, pp: 1490-1499.

٤٢. **Reizopoulou, S.; Simboura, N.; Sigala, K.; Barbone, E.; Aleffi, F.; Kaisakisi, G.; Rosati, I.; Basset, A. and**