ارزیابی بوم‌شناختی تأثیر پساب مزارع پرورش میگو بر ساختار جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی با استفاده از شاخص زیستی BENTIX (مطالعه موردی: خور تیاب-استان هرمزگان)

- **مسلم شریفی‌نیا:** گروه زیست شناسی دریا، دانشکده علوم و فنون دریایی، دانشگاه هرمزگان، صندوق پستی: ۳۹۹۵
- **محمدرضا طاهری‌زاده*:** گروه زیست شناسی دریا، دانشکده علوم و فنون دریایی، دانشگاه هرمزگان، صندوق پستی: ۳۹۹۵
- **جاوید ایمانپورنمین:** گروه شیلات، دانشگاه گیلان، صومعه سرا، ایران
- **احسان کامرانی:** گروه شیلات، دانشکده علوم و فنون دریایی، دانشگاه هرمزگان، صندوق پستی: ۳۹۹۵

تاریخ دریافت: فروردین ۱۳۹۵ تاریخ پذیرش: تیر ۱۳۹۶

چکیده

این مطالعه با هدف بررسی تأثیر پساب مزارع پرورش میگوی تیاب (استان هرمزگان) بر فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب، رسوبات و ساختار جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی در مناطق دریافت پساب به‌مدت یک‌سال (فروردین ۱۳۹٤ تا فروردین ۱۳۹۵) انجام شد. با توجه به وسعت منطقه و عمق آب، ۳ پلات (ورودی آب دریا به خور، قبل از کانال ورودی آب دریا به مزارع پرورش میگو و بعد از کانال خروجی مزارع پرورشی میگو) تعیین و نمونه‌ها تهیه شد. در این مطالعه، ۲٤ خانواده بزرگ بی‌مهره کفزی شناسایی شد که شامل ٦ رده متعلق به ۳ شاخه می‌باشند. شاخه‌های کرم‌های حلقوی (Annelida)، بندپایان (Arthropoda) و نرم‌تنان (Mollusca) به‌ترتیب بیش‌ترین تعداد خانواده و گونه‌های بزرگ بی‌مهره کفزی را به‌خود اختصاص دادند. نتایج حاصل از طبقه‌بندی بوم‌شناختی پلات‌های مورد مطالعه با استفاده از شاخص BENTIX در فصول مختلف نشان داد که پلات‌هایی که قبل از مزارع پرورش میگو قرار دارند در طبقات بوم شناختی "فاقد آلودگی" تا "نسبتاً آلوده" و پلات‌هایی که پس از مزارع پرورش میگو و در محل خروجی پساب ها قرار داشتند، در طبقات "اندکی آلوده" تا "به‌شدت آلوده" طبقه‌بندی شدند. مهم‌ترین فاکتورهای تاثیرگذار بر پراکنش بزرگ بی‌مهرگان کفزی در این مطالعه به‌ترتیب شامل شوری، میزان نیترات، اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی (BOD)، فسفات کل رسوب (TP) و میزان کل مواد آلی رسوبات (TOM) بودند. هم‌چنین در این مطالعه گونه‌های *Capitella capitata* و *Clymene robusta* به‌عنوان گونه‌های مقاوم به آلودگی و گونه‌های *Assiminea* sp. و *Littorina intermedia* به‌عنوان گونه‌های حساس به آشفتگی و آلودگی معرفی شدند.

کلمات کلیدی: بزرگ بی‌مهرگان کفزی، شاخص زیستی، ارزیابی بوم‌شناختی، مزارع پرورش میگو

* پست الکترونیکی نویسنده مسئول: taheri.1965@gmail.com

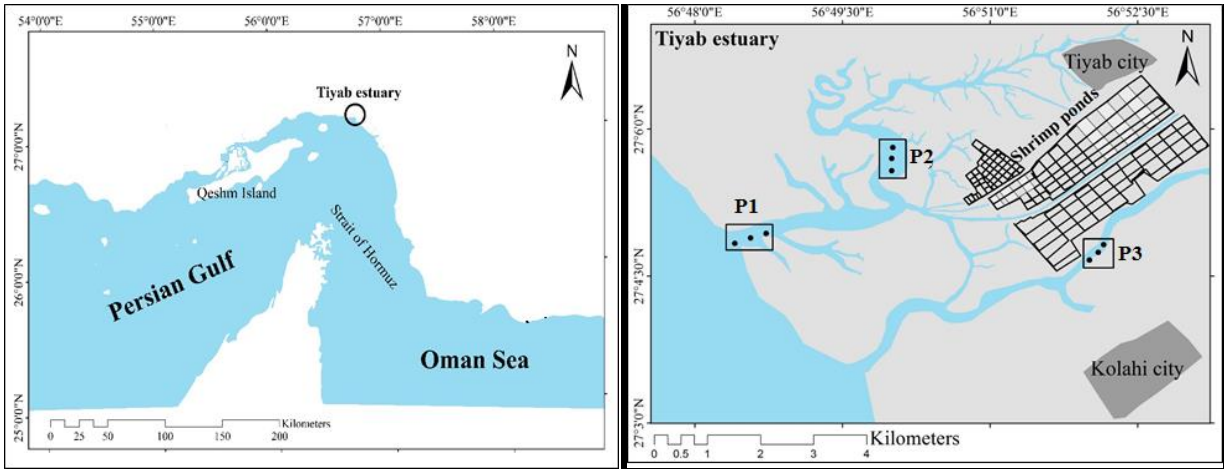
مقدمه

در حال حاضر، میگو به‌عنوان مهم‌ترین محصول تجاری شیلاتی از نظر میزان ارزش‌اقتصادی در بازارهای بین‌المللی مطرح است (Gillett، ۲۰۰۸).بنابراین‌در سالیان آتی نیز باید به تولیدجهانی‌میگوی پرورشی به‌صورت یک اولویت مهم‌جهانی توجه‌شده و هم‌چنان رشد این صنعت در سراسر جهان ادامه داشته باشد (Grigorakis و Rigos، ۲۰۱۱). از آن‌جا که این صنعت پرورش میگو بازده اقتصادی بالایی دارد، حمایت و ترویج آن می‌تواند راهکاری برای تقویت اقتصاد کشورهای در حال توسعه‌واقع در مناطق گرمسیری (که ذخایر آبزیان دریایی آن‌ها عموماً تحت فشار صید بی‌رویه هستند) باشد و مزایای اقتصادی قابل توجهی را برای جوامع ساحلی فقیر در در این کشورها فراهم کند (Veuthey و Gerber، ۲۰۱۲). درنهایت این‌چنین باید گفت که یک درک مناسب از فعالیت‌های پرورش میگو برای تعریف استراتژی‌های توسعه بسیار مهم و ضروری می‌باشد (Joffre و Bosma، ۲۰۰۹). در مقیاس جهانی (و یا حتی منطقه‌ای و محلی) یک نگرانی بزرگ و همه‌گیر درباره سلامت آن دسته از اکوسیستم‌های ساحلی تحت فعالیت‌های مزارع پرورش میگو هستند، وجود دارد و تاکنون تلاش‌ها و اقدامات لازم برای کنترل کامل و تنظیم فعالیت‌های پرورش میگو و اثرات نامطلوب جانبی‌حاصل از این صنعت بر اکوسیستم‌های ساحلی در بسیاری از کشورها تا حد زیادی ناموفق بوده است. به‌عنوان مثال، برداشت و حذف درختان حرا جهت فعالیت‌های پرورش میگو باعث از دست رفتن ۳۸ درصد از میزان کل جنگل‌های حرا در سطح جهان شده است (Ellison، ۲۰۰۸). هم‌چنین استفاده از غذاهای تجاری و صنعتی در مزارع پرورش میگو باعث ورود میزان بالایی از ترکیبات شیمیایی به اکوسیستم‌های ساحلی می‌شوند (Páez-Osuna، ۲۰۰۱). با این تفاسیر پساب این مزارع، غنی از مواد مغذی مانند آمونیوم، نیترات و فسفات (Gál و همکاران، ۲۰۰۳؛ Anh و همکاران، ۲۰۱۰)، فلزات سنگین (Lacerda و همکاران، ۲۰۱۱؛ Aktaruzzaman و همکاران، ۲۰۱۳؛Kalantziو همکاران، ۲۰۱۳) و عوامل ضدمیکروبی (Gräslund و Bengtsson، ۲۰۰۱؛ Anh و همکاران، ۲۰۱۰) هست که می‌تواند اکوسیستم‌های مجاور مزارع پرورش میگو را تحت تاثیر قرار دهد. در تحقیقات پیشین و مطالعات مربوط به اثرات مزارع پرورش میگو اغلب به تاثیر پساب این مزارع پرورشی بر کیفیت آب، ارزیابی غلظت مواد مغذی محلول، اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (COD)، اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی (BOD) و کل مواد جامد معلق (TSS) پرداخته شده است (Biao و همکاران، ۲۰۰۴؛ Bui و همکاران، ۲۰۱۲؛ Nogueira و همکاران، ۲۰۱۴). D'Amours و همکاران (۲۰۰۸) نیز بیان می‌کنند همان‌طورکه فعالیت‌های انسانی دیگری هم‌می‌توانندبراکوسیستم‌های ساحلی تاثیرگذار باشند، فعالیت‌های آبزی‌پروری هم می‌توانند تاثیر به‌سزایی بر جوامع کفزی این اکوسیستم‌ها داشته باشند. در این میان موضوع اختلال در خدمات بوم‌شناختی (به‌عنوان مثال، تجزیه مواد آلی و چرخه مواد مغذی) از محیط‌زیست بستر اکوسیستم‌های ساحلی و روابط بین کیفیت رسوبات و حضور جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی در مناطق پرورش میگو کم‌تر مورد بررسی قرار گرفته و تنها تعداد معدودی از مطالعات به بررسی و ارزیابی آلودگی به‌طور هم‌زمان توسط فلزات و مواد مغذی و یا پراکنش بزرگ بی‌مهرگان کفزی پرداخته‌اند (Murugesan و همکاران، ۲۰۰۹؛ Serrano-Grijalva و همکاران، ۲۰۱۱؛ Zhulay و همکاران، ۲۰۱۵). بررسی تغییرات زمانی میزان آلاینده‌ها و ساختار جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی در امتداد چرخه تولید میگو می‌تواند در مدیریت و توسعه مزارع پرورش میگو در اکوسیستم‌های ساحلی و کنترل و کاهش اثرات نامطلوب حاصل از پساب فعالیت‌های آبزی‌پروری براین‌اکوسیستم‌هاودرنتیجه جلوگیری از آسیب‌های غیرقابل برگشت مفید باشد. بنابراین، این مطالعه با هدف بررسی تأثیر پساب‌های مزارع پرورش میگوی تیاب بر فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب، رسوبات و ساختار جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی در مناطق دریافت پساب انجام گرفت.

تاکنون تغییرات بالقوه در میزان آلاینده‌ها و ساختار جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی در امتداد چرخه تولید میگو مورد توجه زیادی قرارنگرفته‌است.بررسی‌این‌تغییرات‌زمانی‌می‌تواند در مدیریت و توسعه مزارع‌پرورش میگو در اکوسیستم‌های ساحلی و کنترل و کاهش اثرات نامطلوب حاصل از پساب فعالیت‌های آبزی‌پروری بر این اکوسیستم‌ها و در نتیجه جلوگیری از آسیب‌های غیرقابل برگشت مفید باشد. بنابراین این مطالعه با هدف بررسی تأثیر پساب‌های مزارع پرورش میگوی تیاب بر فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب، رسوبات و ساختار جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی در مناطق دریافت پساب انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه: تحقیق حاضر در خور تیاب واقع در ۷۰ کیلومتری شرق بندرعباس انجام شد. براساس محل ورودی پساب مزارع پرورش میگو به خور، وسعت منطقه مورد مطالعه و عمق آب تعداد ۳ پلات (پلات P1: ورودی آب دریا به خور و خور در این نقطه به دریا متصل است، پلات P2: قبل از کانال ورودی آب دریا به مزارع پرورش میگو، پلات P3: بعد از کانال خروجی مزارع پرورشی میگو) تعیین‌شد و مختصات هر پلات به‌وسیله دستگاه GPS مدل Colorado ۴۰۰t به ثبت رسید (شکل۱).



شکل ۱: منطقه مورد مطالعه و ایستگاه‌های نمونه‌برداری واقع در قبل و بعد از مزارع پرورش میگو خور تیاب

نمونه‌برداری از بزرگ بی‌مهرگان کفزی: نمونه‌برداری از ایستگاه‌ها به‌صورت ماهانه و به‌مدت یک‌سال از فروردین ۱۳۹۴ تا فروردین ۱۳۹۵ انجام شد. برای جمع‌آوری نمونه‌های بزرگ بی‌مهرگان کفزی در هر ایستگاه از دستگاه ون‌وین گرب (van Veen grab) استفاده گردید. از هر ایستگاه سه نمونه رسوب برای جداسازی و شناسایی بزرگ بی‌مهرگان کفزی و سه نمونه برای سنجش کل مواد آلی (TOM) و فسفات کل (TP) درون رسوبات برداشت شد. نمونه رسوب حاوی بزرگ بی‌مهرگان کفزی 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 در سینی تشریح، تخلیه و کار جداسازی بزرگ بی‌مهرگان کفزی به‌دقت صورت گرفت. کفزیان جداسازی شده توسط استریومیکروسکوپ تا پایین‌ترین سطح ممکن (درصورت امکان تا سطح گونه) شناسایی شدند.

سنجش فاکتورهای فیزیکوشیمیایی: در طول تحقیق میزان اکسیژن محلول (DO) برحسب میلی‌گرم در لیتر و دمای آب برحسب درجه سانتی‌گراد توسط دستگاه اکسیژن‌متر دیجیتالی مدل Multiline P4 WTW مورد اندازه‌گیری قرار گرفت. میزان شوری (برحسب ppt) و pH با استفاده از دستگاه سنجش کیفی آب مدل HORIBA U-10 سنجیده شد. هم‌چنین نیترات به‌روش کاهش کادمیم، نیتریت به‌روش سولفانیل آمید فسفات با روش تشکیل کمپلکس آمونیوم و فسفر مولیبدات (Strickland و Parsons، ۱۹۷۲) و مقادیر BOD5 توسط دستگاه BOD سنج مدل CAMLAB برحسب میلی‌گرم در لیتر اندازه‌گیری شدند. به‌منظور تعیین میزان کل مواد آلی رسوبات (TOM) از روش فیزیکی (کوره الکتریکی) در دمای ۵۲۵ درجه سانتی‌گراد به‌مدت ۴ ساعت استفاده گردید (Caeiro و همکاران، ۲۰۰۵).

روش اندازه‌گیری TOM به شرح ذیل می‌باشد:

$$TOM\% = [(B - C)/(B - A)] \times ۱۰۰$$

A: وزن بوته خشک شده در آون پس از ۲ ساعت

B: وزن بوته و رسوب خشک شده در آون پس از ۲۴ ساعت

C: وزن بوته و رسوب سوخته در کوره پس از ۴ ساعت

شاخص زیستی BENTIX: یکی از روش‌های مورد استفاده در بررسی کیفیت آب براساس مقاومت گروه‌های مختلف بزرگ بی‌مهرگان کفزی نسبت به آلاینده‌ها در اکوسیستم‌های ساحلی شاخص زیستی BENTIX می‌باشد که در این مطالعه جهت ارزیابی کیفیت بوم‌شناختی در هر ایستگاه براساس رابطه ذیل محاسبه (Simboura و Zenetos، ۲۰۰۲) و با استفاده از نرم‌افزار BENTIX Add-In (1.1 version) مقادیر این شاخص و وضعیت بوم‌شناختی هر ایستگاه تعیین گردید:

$$GS = GI + GII$$

$$GT = GIII + GIV + GV$$

$$\text{BENTIX} = \frac{۶ \times \%GS + ۲ \times \%GT}{۱۰۰}$$

GI: گروه‌های خیلی حساس به غنی‌سازی مواد آلی، GII: گروه‌های بی‌تفاوت نسبت به غنی‌سازی مواد آلی، GIII: گروه‌های مقاوم نسبت به افزایش غنی‌سازی موادآلی، GIV: گروه‌های فرصت‌طلب دسته دوم، GV: گروه‌های فرصت‌طلب دسته اول، GS: گروه‌های حساس به آلودگی، GT: گروه‌های مقاوم در برابر آلودگی

مقدار این شاخص از ۲ (شرایط بد به لحاظ بوم‌شناختی) تا ۶ (شرایط عالی) متغیر است که طبقه‌بندی وضعیت بوم‌شناختی زیستگاه‌ها در این شاخص براساس جدول ۱ می‌باشد.

آنالیز آماری داده‌ها: قبل از انجام تجزیه و تحلیل داده‌ها، نرمالیته و همگنی فرضیات واریانس مورد بررسی قرار گرفت. در صورت

لزوم برای به حداقل رساندن اثرات مقادیر بزرگ در داده‌های بزرگ بی‌مهرگان کفزی از لگاریتم تبدیل LOG10 (X + 1) استفاده شد.

جدول ۱: طبقه‌بندی وضعیت بوم‌شناختی بستر زیستگاه‌های ساحلی و دریایی براساس شاخص BENTIX (Simboura و Zenetos، ۲۰۰۲)

مقدار شاخص	طبقه‌بندی به لحاظ بوم
۴/۵ ≤ BENTIX < ۶	فاقد آلودگی
۳/۵ ≤ BENTIX < ۴/۵	اندکی آلوده
۲/۵ ≤ BENTIX < ۳/۵	نسبتاً آلوده
۲ ≤ BENTIX < ۲/۵	به‌شدت آلوده

برای بررسی تفاوت‌های موجود در ترکیب گونه و فراوانی، آنالیزهای چندبعدی غیرمتریک (nMDS) و تجزیه و تحلیل خوشه‌ای (CA) در فضای دو بعدی به‌کار گرفته شدند. برای بررسی تفاوت‌های قابل‌توجه و معنی‌دار در جمعیت‌بزرگ‌بی‌مهرگان کفزی‌دربین پلات‌ها از تجزیه و تحلیل آزمون تصادفی شباهت (ANOSIM) استفاده شد (Clarke و Gorley، ۲۰۰۶). ماتریس شباهت یکسانی برای آنالیزهای CA، nMDS و ANOSIM با استفاده ازماتریس شباهت بری-کورتیس (Bray-Curtis)، براساس روش تبدیل ریشه چهارم (Fourth-root) داده‌های فراوانی مورد استفاده قرار گرفت (Clarke، ۱۹۹۳). برای شناسایی گونه‌هایی که مسئول بیش‌ترین تفاوت‌های میان خوشه‌ها می‌باشندازرویکرددرصدتشابه SIMPERاستفاده‌شد(Clarke، ۱۹۹۳). برای حصول اطمینان از این که جمعیت ماکروفون، خوشه معنی‌داری (P<۰/۰۵) را تشکیل می‌دهند، از آزمون پروفایل شباهت SIMPROF استفاده‌شد.تمام آنالیزهای ذکرشده با استفاده از نرم‌افزار PRIMER 6 انجام شد. بررسی ارتباط بین متغیرهای محیطی و پراکنش گونه‌ها با استفاده‌ازآنالیز تطبیقی‌متعارفی (Canonical Correspondence Analysis) در نرم‌افزار رسته‌بندی PC-ORD5 انجام‌شد.بررسی‌معنی‌داری محورها در آنالیز تطبیقی متعارفی با استفاده از آزمون جایگشت مونت کارلو (با ۹۹۹ جایگشت بدون محدودیت) انجام شد.

نتایج

فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب و رسوب: مقادیر فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب و رسوب شامل دمای آب (درجه سانتی‌گراد)، شوری (ppt)، اکسیژن (میلی‌گرم در لیتر)، pH، نیترات (میلی‌گرم در لیتر)، فسفات (میلی‌گرم در لیتر)، میزان‌کل موادآلی رسوبات (TOM)، فسفات کل رسوب (TP) و اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی (BOD) به تفکیک فصل و در پلات‌های مختلف در جدول ۲ نشان داده شده است. همان‌طورکه ترتیب دمای‌سطحی آب بدین‌صورت است: تابستان > بهار > پاییز > زمستان. نکته قابل توجه در مورد شوری، ثبت بیش‌ترین میزان شوری در فصل بهار و در پلات ۳ (P3) است. کم‌ترین و بیش‌ترین میزان اکسیژن به‌ترتیب در فصول تابستان و زمستان ثبت شد. کم‌ترین و بیش‌ترین میزان اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی (BOD) در طول سال به‌ترتیب در فصل بهار-پلات ۱ و پاییز-پلات۳ ثبت شد. روند تغییرات سایر فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب و رسوبات در جدول ۲ قابل مشاهده می‌باشد.

بزرگ بی‌مهرگان کفزی: گروه‌های بوم‌شناختی و رده‌بندی جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده در چهار فصل مختلف در خور تیاب در جدول ۳ نشان داده شده است. در طول مدت زمان انجام این مطالعه، ۲۴ خانواده بزرگ بی‌مهره کفزی در خور تیاب شناسایی گردید که شامل ۶ رده متعلق به ۳ شاخه شدند (جدول ۳). در مجموع بیش‌ترین تعداد خانواده و گونه بزرگ بی‌مهرگان کفزی متعلق به شاخه کرم‌های حلقوی (Annelida) بود. از این شاخه دو رده Polychaeta و Clitellata مشاهده شدند که از آن میان خانواده Capitellidae دارای بیش‌ترین تعداد گونه از میان این شاخه بود. شاخه بندپایان (Arthropoda) پس از شاخه کرم‌های حلقوی، دومین تعداد خانواده را داشته که از این شاخه رده Malacostraca دارای بیش‌ترین تعداد گونه و خانواده بودند. شاخه نرم‌تنان (Mollusca) نیز کم‌ترین تعداد گونه و خانواده را دارا بودند (جدول ۳).

شاخص BENTIXو طبقه‌بندی بوم‌شناختی پلات‌های مورد مطالعه: نتایج حاصل از طبقه‌بندی بوم‌شناختی پلات‌های مورد مطالعه با استفاده از شاخص BENTIX، درصد گروه‌های حساس (GS%) و درصد گروه‌های مقاوم (GT%) در چهار فصل نمونه‌برداری در خور تیاب در جدول ۴ نشان داده شده است. کم‌ترین و بیش‌ترین مقادیر شاخص BENTIX در چهار فصل مختلف و در پلات‌های نمونه برداری به‌ترتیب در فصل تابستان-پلات ۳ (P3) و فصل بهار-پلات ۱ (P1) به‌دست آمد. هم‌چنین کم‌ترین و بیش‌ترین درصد گروه‌های حساس به آشفتگی (GS%) به‌ترتیب در فصول تابستان (۶/۲۰) و بهار (۸۱/۷۱) ثبت گردید. کم‌ترین و بیش‌ترین درصد گروه‌های مقاوم به آشفتگی (GT%) به‌ترتیب در فصول بهار-پلات ۱ (۱۶/۰۲) و تابستان -پلات۳(۸۹/۰۵) مشاهده شد. نتایج حاصل از طبقه‌بندی بوم‌شناختی پلات‌های مورد مطالعه با استفاده از شاخص BENTIX در فصول مختلف نشان داد که پلات‌هایی که قبل از مزارع پرورش میگو قرار دارند (P1 و P2) در طبقات "فاقد آلودگی" تا "نسبتاً آلوده" و پلات ۳ (P3) که پس از مزارع پرورش میگو و در محل خروجی پساب‌ها قرار داشت، در طبقات "اندکی آلوده" تا "به‌شدت آلوده" قرار گرفتند (جدول ۴).

جدول ۲: خصوصیات فیزیکوشیمایی آب و رسوب در چهار فصل مختلف در این پژوهش در پلات‌های مختلف خور تیاب واقع در استان هرمزگان

فصل	پلات	pH	اکسیژن	شوری	دما	BOD	نیترات	فسفات	TOM	فسفات کل
بهار	P1	۸/۱۱	۵/۷۱	۳۸/۲۳	۲۸/۷۱	۱/۰۶	۰/۰۳۲	۰/۰۰۸	۵/۸۲	۰/۱۱
	P2	۸/۲۲	۵/۴۳	۴۰/۸۱	۲۹/۰۲	۵/۵۷	۰/۰۳۳	۰/۰۱۳	۴/۵۵	۰/۷۲
	P3	۸/۲۹	۵/۱۳	۴۲/۹۳	۳۰/۰۴	۴/۴۱	۰/۰۵۲	۰/۰۱۳	۴/۴۲	۰/۷۸
تابستان	P1	۸/۲۱	۵/۲۳	۳۸/۳۳	۳۲/۵۴	۱/۵۰	۰/۰۱۴	۰/۰۰۷	۲/۸۵	۰/۵۴
	P2	۸/۲۸	۵/۰۱	۳۹/۹۳	۳۳/۰۶	۵/۸۱	۰/۰۴۵	۰/۰۲۸	۸/۲۸	۱/۰۶
	P3	۸/۳۲	۴/۴۱	۴۱/۵۱	۳۳/۲۵	۱۰/۱۶	۰/۰۸۵	۰/۰۳۰	۱۷/۵۷	۲/۱۵
پاییز	P1	۷/۹۲	۶/۳۶	۳۷/۴۱	۲۴/۶۸	۰/۴۳	۰/۰۶۵	۰/۰۱۷	۴/۳۱	۰/۶۹
	P2	۷/۸۵	۶/۳۲	۳۸/۴۹	۲۴/۹۲	۳/۹۴	۰/۰۷۵	۰/۰۳۱	۲/۹۶	۱/۵۶
	P3	۸/۱۱	۵/۰۴	۴۰/۴۳	۲۵/۲۹	۱۱/۶۲	۰/۱۳۹	۰/۰۳۲	۱۲/۵۲	۲/۹۵
زمستان	P1	۷/۹۳	۶/۷۶	۳۹/۴۶	۲۰/۹۱	۰/۹۰	۰/۰۳۹	۰/۰۰۹	۳/۵۳	۰/۰۸
	P2	۷/۹۲	۶/۸۶	۴۰/۲۳	۲۰/۶۷	۲/۸۳	۰/۱۱۰	۰/۰۰۶	۴/۰۵	۰/۷۶
	P3	۸/۰۷	۶/۲۳	۴۱/۱۳	۲۰/۹۸	۲/۰۵	۰/۰۸۷	۰/۰۰۶	۸/۶۸	۱/۳۷

جدول ۳: گروه‌های بوم‌شناختی و سیستماتیک جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده در چهار فصل مختلف در خور تیاب

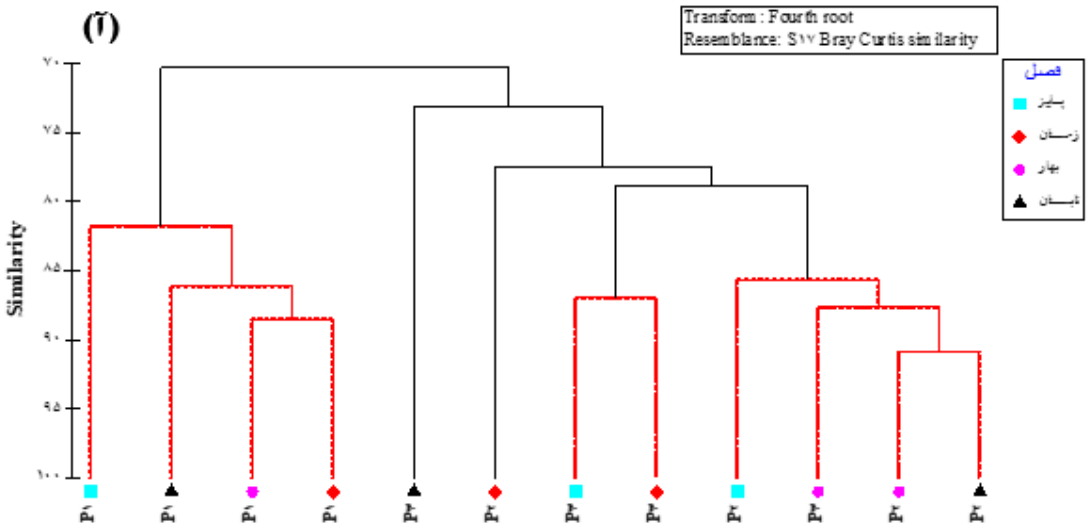
شاخه	رده	خانواده	تاکسون	گروه بوم شناختی
Annelida	Polychaeta	Capitellidae	*Capitella capitata*	V
			Pseudomastus sp.	V
			Notomastus sp.	III
		Cossuridae	*Cossura candida*	III
			Cossura longocirrata	IV
		Glyceridae	*Glycera americana*	II
			Glycerella sp.	II
		Spionidae	*Prionospio* sp.	III
			Spiophanes sp.	III
		Nereididae	*Ceratonereis* sp.	II
		Maldanidae	*Clymene robusta*	V
		Cirratulidae	*Dodecaceria* sp.	IV
		Lumbrineridae	*Lumbrineris* sp.	II
		Nephtyidae	*Nephtys* sp.	II
		Phyllodocidae	*Nereiphylla* sp.	II
		Orbiniidae	*Orbinia* sp.	I
		Sabellidae	*Sabella* sp.	I
		Pilargidae	*Sigambra parva*	III
	Clitellata	Naididae	*Limnodrilus* sp.	V
			Oligochaeta (Subclass)	V
Mollusca	Gastropoda	Assimineidae	*Assiminea* sp.	II
		Littorinidae	*Littorina intermedia*	II
		Columbellidae	*Mitrella blanda*	I
	Bivalvia	Veneridae	*Pitar* sp.	II
Arthropoda	Malacostraca	Caprellidae	*Caprella* sp.	II
		Leucosiidae	*Leucosia* sp.	NA
		Luciferidae	*Lucifer faxoni*	III
		Macrophthalmidae	*Macrophthalmus* sp.	I
		Nebaliidae	*Nebalia* sp.	V
	Insecta	Chironomidae	***	III
	***	***	Mysida (Order)	II

جدول ۴: طبقه‌بندی وضعیت بوم‌شناختی پلات‌های مختلف خور تیاب در چهار فصل نمونه‌برداری براساس شاخص BENTIX

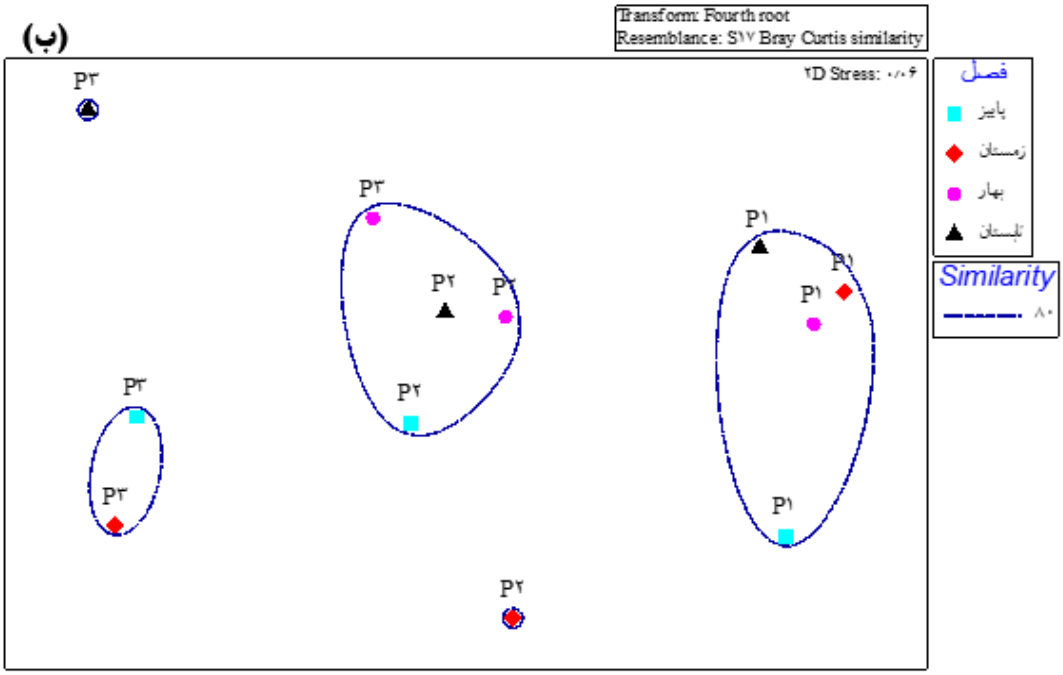
فصل	ایستگاه	GS٪	GT٪	NA٪	BENTIX	EQR	طبقه‌بندی
بهار	P1	۸۱/۷۱	۱۶/۰۲	۲/۲۷	۵/۲۲	۰/۸۷	فاقد آلودگی
	P2	۵۳/۱۰	۴۳/۷۱	۳/۱۹	۴/۰۶	۰/۶۷	اندکی آلوده
	P3	۲۵/۰۳	۷۱/۲۶	۳/۷۱	۲/۹۲	۰/۴۸	نسبتاً آلوده
تابستان	P1	۴۷/۶۸	۴۸/۴۷	۳/۸۵	۳/۸۳	۰/۶۴	اندکی آلوده
	P2	۲۴/۵۹	۷۲/۷۲	۲/۶۸	۲/۹۳	۰/۴۹	نسبتاً آلوده
	P3	۶/۲۰	۸۹/۰۵	۴/۷۵	۲/۱۵	۰/۳۶	به‌شدت آلوده
پاییز	P1	۶۹/۲۵	۲۷/۰۵	۳/۷۰	۴/۷۰	۰/۷۸	فاقد آلودگی
	P2	۷۱/۱۷	۲۷/۵۴	۱/۲۹	۴/۸۲	۰/۸۰	فاقد آلودگی
	P3	۴۱/۴۱	۵۶/۴۹	۲/۱۰	۳/۶۱	۰/۶۰	اندکی آلوده
زمستان	P1	۷۲/۵۶	۲۶/۶۲	۰/۸۲	۴/۸۹	۰/۸۱	فاقد آلودگی
	P2	۶۸/۳۰	۳۱/۱۱	۰/۵۹	۴/۷۲	۰/۷۹	فاقد آلودگی
	P3	۴۸/۵۵	۴۹/۶۴	۱/۸۱	۳/۹۱	۰/۶۵	اندکی آلوده

تغییرات ساختار جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی: نتایج حاصل از بررسی تفاوت‌های موجود در ترکیب گونه و فراوانی با استفاده از آنالیزهای چندبعدی غیرمتریک (nMDS)، تجزیه و تحلیل خوشه‌ای (CA)، تجزیه و تحلیل آزمون تصادفی شباهت (ANOSIM)، پروفایل شباهت SIMPROF و آزمون درصد تشابه SIMPER در طول چهار فصل نمونه‌برداری و در پلات‌های مختلف در شکل ۲ و جدول ۵ نشان داده شده است. نتایج حاصل از تجزیه و تحلیل خوشه‌ای (شکل، ۲-آ) و آزمون SIMPROF نشان داد که فراونی گونه‌ها بین فصول مختلف دارای تفاوت معنی‌داری نمی‌باشد اما بین پلات‌های مختلف تفاوت معنی‌داری مشاهده شد($P<0/05$). براساس آنالیز خوشه‌ای، پلات ۱ (P1) در فصول مختلف در خوشه ۱ و پلات‌های ۲ و ۳ (P2 و P3) در خوشه ۲ قرار گرفتند. خطوط قرمز نشان‌دهنده عدم تفاوت معنی‌دار و خطوط مشکی نشان‌دهنده وجود تفاوت معنی‌دار می‌باشند. هم‌چنین نتایج حاصل از آنالیز چندبعدی غیرمتریک (شکل، ۲-ب) نشان داد که پلات ۲ در فصل زمستان و پلات ۳ در فصل تابستان کم‌ترین درصد شباهت را با دیگر پلات‌ها در فصل‌های مختلف دارند. هم‌چنین نتایج حاصل از آزمون درصد تشابه SIMPER جهت بررسی گونه‌های مسئول عدم تشابه بین فصول مختلف در جدول ۵ نشان داده شده است.

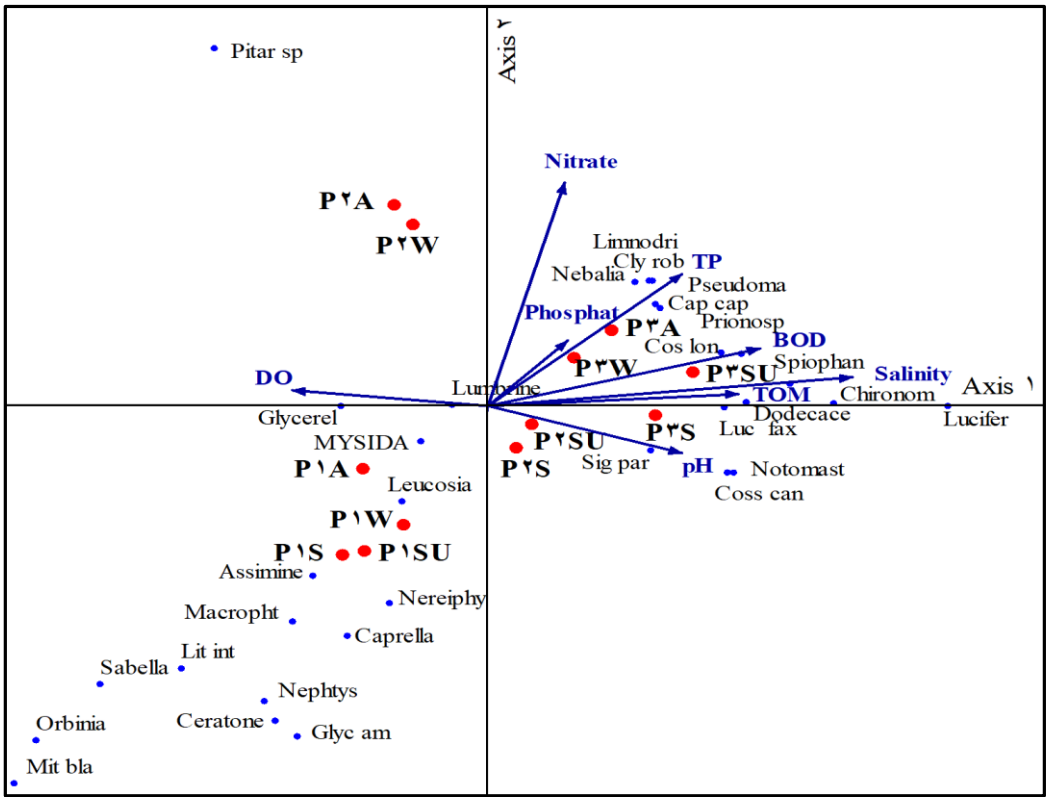
فاکتورهای فیزیکوشیمیایی تاثیرگذار بر پراکنش بزرگ بی‌مهرگان کفزی: نتایج حاصل از بررسی ارتباط بین فاکتورهای فیزیکوشیمیایی و جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی و تعیین مهم‌ترین فاکتورهای فیزیکوشیمیایی تاثیرگذار بر پراکنش این جوامع در خور تیاب در مدت یک‌سال نمونه‌برداری با استفاده از آنالیز تطبیقی متعارفی (CCA) در شکل ۳ نشان داده شده است. نتایج تست مونت کارلو با ۹۹۹ جایگشت نشان داد که محورهای ۱ و ۲ در شکل CCA دارای اختلاف معنی‌داری در سطح ۵ درصد می‌باشند. محور اول (مقدار ویژه = ۰/۳۱۷) و دوم (مقدار ویژه = ۰/۲۹۵) به‌ترتیب میزان ۳۵/۸ و ۳۳/۳ درصد از تغییرات واریانس محیط-گونه را شامل می‌شوند که بیان‌کننده یک ارتباط قوی بین فاکتورهای فیزیکوشیمیایی و جوامع بزرگ بی‌مهرگان می‌باشند. مهم‌ترین فاکتورهای تاثیرگذار در این مطالعه به‌ترتیب شامل شوری، میزان نیترات، اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی (BOD)، فسفات کل رسوب (TP)، میزان کل مواد آلی رسوبات (TOM) و اکسیژن محلول (DO) می‌باشند. گونه‌های مقاوم به آلودگی مانند *Caprella* sp.، *Capitella capitata*، *Limnodrilus* sp.، *Nebalia* sp. و *Clymene robusta* در پلات‌هایی که میزان مواد مغذی (نیترات، فسفات و فسفات کل) بالاتر بود و بعد از مزارع پرورش میگو قرار داشتند، حضور داشته و پراکنش آن‌ها دارای ارتباط مستقیمی با این پارامترها می باشد. هم‌چنین، گونه‌های حساس به آشفتگی و آلودگی مانند *Assiminea* sp.، *Macrophthalmus* sp.، *Sabella* sp. و *Littorina intermedia* در پلات‌های قبل از مزارع پرورش میگو که میزان مواد مغذی پایین و دارای میزان اکسیژن بالاتری هستند فراوانی بیش‌تری داشته و حضور آن‌ها به‌طور مستقیم تحت تاثیر میزان بالای اکسیژن محلول و میزان پایین مواد مغذی می‌باشد (شکل ۳).



شکل ۲: (شکل آ) آنالیزهای تجزیه و تحلیل خوشه‌ای پراکنش بزرگ بی‌مهرگان کفزی



شکل ۲: (شکل ب) آنالیزهای تجزیه و تحلیل چند بعدی غیرمتریک پراکنش بزرگ بی‌مهرگان کفزی



شکل ۳: آنالیز تطبیقی متعارفی جهت تعیین مهمترین فاکتورهای تاثیرگذار بر پراکنش بزرگ بی‌مهرگان کفزی در خور تیاب

جدول ۵: نتایج حاصل از آزمون درصد تشابه SIMPER جهت بررسی گونه‌های مسئول عدم تشابه بین فصول مختلف

گروه‌ها	گونه‌های مسئول عدم تشابه	درصد مشارکت
بهار و تابستان	Chironomidae	۵/۵۱
	Prionospio sp.	۵/۰۷
	Spiophanes sp.	۴/۶۰
	Ceratonereis sp.	۴/۱۵
	Pitar sp.	۶/۰۳
بهار و پاییز	*Glycera americana*	۵/۲۱
	Sabella sp.	۴/۷۸
	Spiophanes sp.	۴/۵۷
	Chironomidae	۵/۴۴
تابستان و پاییز	*Ceratonereis* sp.	۵/۰۷
	Glycera americana	۴/۶۰
	Caprella sp.	۴/۴۱
	Chironomidae	۶/۳۳
بهار و زمستان	*Ceratonereis* sp.	۵/۰۸
	Nephtys sp.	۴/۹۶
	Prionospio sp.	۴/۹۵
	Chironomidae	۵/۶۳
تابستان و زمستان	*Ceratonereis* sp.	۴/۹۷
	Prionospio sp.	۴/۷۶
	Nephtys sp.	۴/۴۰
	Prionospio sp.	۵/۵۵
پاییز و زمستان	*Pitar* sp.	۵/۳۷
	Lumbrineris sp.	۵/۱۴
	Chironomidae	۵/۰۹

بحث

در مطالعه حاضر بررسی شرایط بوم‌شناختی از طریق مشاهده روند تغییر جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی در پلات‌های کم‌تر تحت اثر پساب مزارع پرورش میگو تا پلات‌های به‌شدت تحت‌تاثیر این پساب‌ها در طول یک دوره یک‌ساله فراهم بود. تغییرات موجود در فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب و رسوب به‌علت دوره پرورش و محل دریافت پساب‌های مزارع باعث تجمع مواد آلی در پلات‌های قرار گرفته بعد از پساب (پلات ۳) و در فصل افزایش زی‌توده میگو (تابستان) می‌باشد. در فصول پاییز و زمستان که به‌ترتیب بعد از اتمام دوره پرورشی فصل تابستان و آغاز رهاسازی میگوهای پرورشی بودند، نتایج حاصل از شاخص BENTIX نشان داد که وضعیت بوم‌شناختی پلات‌های مورد مطالعه در طبقه "فاقد آلودگی" یا "اندکی آلوده" قرارگرفته و آشفتگی حاصل از غنی‌سازی مواد آلی در جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی که باعث افزایش گروه‌های مقاوم به آلودگی (GT٪) و کاهش گروه‌های حساس به آشفتگی (GS٪) می‌گردد، مشاهده نشد(جدول ۴). در فصل بهار که هم‌چنان میزان غذادهی میگوهای پرورشی پایین بود و میزان پسماندهای خروجی کم‌تر بود، نتایج بررسی بوم‌شناختی پلات‌های مورد مطالعه نشان داد که پلات ۳ (محل دریافت پساب) در طبقه "نسبتاً آلوده" و پلات‌های ۱ و ۲ که قبل از مزارع قرار گرفتند به‌ترتیب در طبقات "فاقد آلودگی" و "اندکی آلوده" طبقه‌بندی شدند. در نتیجه دراین فصل درصد گروه‌های مقاوم به آشفتگی نسبت به فصل زمستان افزایش و گروه‌های حساس به آشفتگی اندکی کاهش یافتند. در فصل تابستان با افزایش انداره میگوها و بالا رفتن میزان زی‌توده، نتایج حاصل از طبقه‌بندی بوم‌شناختی شاخص BENTIX در پلات‌های مورد مطالعه نشان داد که پلات ۳ که در محل دریافت پساب‌های مزارع پرورشی قرار داشت در طبقه "به‌شدت آلوده" و پلات‌های ۱ و ۲ به‌ترتیب در طبقات "اندکی آلوده" و "نسبتاً آلوده" طبقه‌بندی شوند. هم‌چنین در این فصل درصد گونه‌های مقاوم به آلودگی مانند *Caprella* sp.، *Capitella capitata*، *Limnodrilus* sp.، *Nebalia* sp. و *Clymene robusta* به‌شدت افزایش و درصد گونه‌های حساس به آلودگی کاهش شدیدی را نشان دادند (جدول ۴). نتایج حاصل از این مطالعه نشان داد شاخص BENTIX می‌تواند شاخص مناسبی برای ارزیابی بوم‌شناختی وضعیت اکوسیستم‌های دریایی که تحت تاثیر فعالیت‌های انسانی مانند مزارع پرورش میگو هستند و میزان بالایی از مواد آلی را دریافت می‌کنند، باشد. این نتایج، یافته‌های حاصل از مطالعه Taherizadeh و Sharifinia (۲۰۱۵) که به بررسی وضعیت بوم‌شناختی مصب‌های خلیج‌فارس و دریای‌عمان با استفاده از شاخص زیستی BENTIX پرداخته و این مصب‌ها را براساس میزان دریافت فعالیت‌های انسانی طبقه‌بندی کرده‌بودند، را تایید می‌کند.فعالیت‌های پرورش میگو باعث تولید یک‌بار آلی عمدتاً متشکل از خوراک خورده نشده و مدفوع میگوها می‌شوند، که از طریق پساب‌های خروجی وارد محیط شده‌وتوسط 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 پساب‌ها در برخی از اکوسیستم‌های رودخانه‌ای و دریایی مورد بررسی قرار گرفته است (Tomassetti و همکاران، ۲۰۰۹؛ Imanpour Namin و همکاران، ۲۰۱۳؛ Ribeiro و همکاران، ۲۰۱۶). نرخ تجمع مواد آلی از یک مزرعه پرورشی به مزرعه دیگر متفاوت می‌باشد و به متغیرهای مکانی‌مانندژئوشیمی‌رسوبات، عمق آب، روش تغذیه و کیفیت خوراک بستگی دارد(Tomassetti و همکاران، ۲۰۰۹). 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 (Vitaو همکاران، ۲۰۰۴؛ Fernandez-Jover و همکاران، ۲۰۰۷). سرنوشت بقیه مواد زائد حاصل از پساب‌های خروجی تابع پتانسیل اکسیداتیو رسوب و معدنی شدن مجدد(Remineralization) موادمغذی می‌باشد. اگر مواد آلی باقی‌مانده حاصل از این پساب‌ها از طریق اکسیژن محلول در لایه آب-رسوب معدنی (Mineralize) گردد، در نتیجه غنی‌سازی مواد آلی از طریق فراهم کردن منابع غذایی برای بزرگ بی‌مهرگان کفزی، می‌تواند باعث افزایش تنوع آن‌ها شود (Nickell و همکاران، ۲۰۰۳). اما در صورتی‌که مواد آلی باقی‌مانده حاصل از این پساب‌ها از طریق اکسیژن محلول در لایه آب-رسوب معدنی نگردد، در نتیجه باعث ایجاد شرایط هیپوکسی (Hypoxia) (کمبود اکسیژن) و یا حتی فقدان اکسیژن می‌گردد، که این شرایط باعث کاهش تنوع زیستی و حذف گونه‌های فرصت‌طلب بزرگ بی‌مهرگان کفزی می‌شود (Pearson و Rosenberg، ۱۹۷۸). نتایج آنالیزهای تجزیه و تحلیل خوشه‌ای (CA) و چندبعدی غیرمتریک (nMDS) به وضوح پلات‌های نزدیک به مزارع پرورشی و دریافت‌کننده پساب (پلات ۲ و ۳) را از پلات ۱ که دور از مزارع پرورشی و دریافت پساب قرار داشت، تفکیک کردند (شکل ۲)، پلات ۱ در تمام فصول که در طبقه "فاقد آلودگی" یا "آلودگی اندک" (براساس شاخص BENTIX) قرار گرفت براساس این آنالیزها در یک خوشه جداگانه قرار گرفتند. قرار گرفتن پلات ۱ در تمام فصول در یک خوشه جداگانه به‌علت حضور گروه‌های بی‌تفاوت (GII) نسبت به غنی سازی مواد آلی (Pearson و Rosenberg، ۱۹۷۸) شامل: *Assiminea* sp.، *Macrophthalmus* sp.، *Sabella* sp. و *Littorina intermedia* در این پلات‌ها می‌باشد. هم‌چنین، جداسازی پلات ۳ از دیگر پلات‌ها نیز به‌علت حضور و فراوانی بالاتر گروه‌های فرصت‌طلب دسته اول (GV) مانند *Caprella* sp.، *Capitella capitata*، *Limnodrilus* sp.، *Nebalia* sp. و *Clymene robusta* در این پلات نسبت به پلات‌های دیگر می‌باشد. پلی‌کیت *Capitella capitata* به‌عنوان یک گونه بسیار فرصت‌طلب شناخته شده می‌باشد (Forbes و همکاران، ۱۹۹۴). این گونه به‌عنوان یک گونه دارای طول عمر پایین، مراحل لاروی کوتاه، دارای تولیدمثل در طول سال، مراقبت مادری از لارو و تخم‌ها و دارای پتانسیل بالا در رشد جمعیت معرفی شده است (Chareonpanich و همکاران، ۱۹۹۴؛ Cognettiو Maltagliati، ۲۰۰۰). هم‌چنین این گونه به‌عنوان یک گونه شاخص برای محیط‌های دریایی که به‌علت دریافت پساب‌های خانگی،مزارع پرورشی و لکه‌های نفتی به‌شدت آشفته و دارای آلودگی موادآلی می‌باشند، شناخته شده می‌باشد (Pearson و Rosenberg، ۱۹۷۸). نتایج حاصل از آنالیز تطبیقی متعارف (CCA) نشان داد که شوری و مواد مغذی (نیترات و فسفات) مهم‌ترین عوامل تاثیرگذار بر پراکنش بزرگ بی‌مهرگان کفزی در خور تیاب بودند (شکل ۳). شوری همواره به‌عنوان یک فاکتور بسیار مهم در پراکنش بزرگ بی‌مهرگان کفزی در اکوسیستم‌های ساحلی و دریایی شناخته شده است (Nebra و همکاران، ۲۰۱۶). این گرادیان شوری با میزان تاثیر فعالیت‌های مزارع پرورشی مطابقت داشت و در پلات دریافت کننده پساب بیش‌ترین میزان را دارا بود. دومین عامل تاثیرگذار مهم بر پراکنش بزرگ بی‌مهرگان کفزی در این مطالعه میزان مواد مغذی در آب و رسوبات مانند نیترات، فسفات و فسفات کل بودند، که میزان این مواد در پلات دریافت‌کننده پساب بالاتر از دیگر پلات‌های مورد مطالعه بود. گونه‌های مقاوم به آشفتگی مانند *Limnodrilus* sp.، *Nebalia* sp. و *Clymene robusta* در این مطالعه در این پلات‌ها فراوانی‌بیش‌تری داشته و دارای ارتباط کاملاً مستقیمی با این فاکتورها بودند. هم‌چنین در مطالعات دیگر نیز اشاره شده است که میزان بالای بار مواد مغذی و مواد آلی می‌تواند باعث حضور گونه‌های مقاوم به آلودگی و حذف گونه‌های حساس به بار مواد آلی و در نتیجه باعث کاهش تنوع زیستی در اکوسیستم‌های آبی گردند (Tomassetti و همکاران، ۲۰۰۹؛ Imanpour Namin و همکاران، ۲۰۱۳؛ Ribeiro و همکاران، ۲۰۱۶).

به‌طورکلی نتایج حاضر از تحقیق حاضر نشان داد که اثرات پسماندهای مزارع پرورش میگو بر رسوب می‌تواند به‌آسانی با استفاده از جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی به‌عنوان شاخص‌های زیستی قابل مشاهده‌باشد. درمناطقی که‌به‌طور مستقیم توسط پساب مزارع پرورش میگو تحت تاثیر قرار گرفتند، تفاوت‌های قابل‌توجهی درغلظت مواد مغذی‌و ساختار جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی مشاهده شد. بالاترین غلظت مواد مغذی در طول فصل برداشت ثبت گردید. بنابراین با توجه به این موضوع، انتظار می‌رود که بخشی از مواد مغذی مانند فسفر و نیتروژن که در طول دوره پرورش به سیستم اضافه شده است، توسط موجودات زنده جذب گردد. با این وجود، جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی نزدیک به مزارع پرورش میگو کاملاً توسط تخلیه پساب تحت تاثیر قرارگرفتند.باتوجه‌به گسترش روز افزون فعالیت‌های آبزی‌پروری در نواحی ساحلی و عدم وجود برنامه‌ریزی مناسب و کنترل ضعیف در کشورهای در حال توسعه، پیش‌بینی می‌شود که عدم مدیریت مناسب و اقدامات کنترلی لازم جهت مقابله با پتانسیل‌های حاصل از آسیب این فعالیت باعث به‌خطر انداختن خدمات اکوسیستمی و آسیب‌های زیست‌محیطی زیان‌باری خواهدشد.علاوه‌براین،یک نگرانی عمده دیگر ورود دیگر آلاینده‌های زیست‌محیطی در حال ظهور مانند آنتی‌بیوتیک‌های مورد استفاده در آبزی‌پروری و انتشاراتفاقی میگوهای غیربومی نیزممکن است اثرات‌منفی روی محیط‌زیست سواحل برجای

بگذارد،امااین‌مسائل هنوز باید در آینده موردارزیابی‌بیش‌ترقرار گیرند. نتایج حاصل از این تحقیق اهمیت طراحی یک طرح نمونه‌برداری مناسب برای ارزیابی نواحی در معرض فعالیت‌های پرورش میگو را نشان داد. در مجموع، برای مقابله با اثرات زیان‌بار زیست‌محیطی ناشی از فعالیت‌های آبزی‌پروری در مناطق ساحلی باید تدابیر لازم جهت کنترل پساب قبل از ورود به اکوسیستم ساحلی به‌منظور کاهش اثرات آن هم‌زمان با گسترش آبزی‌پروری را پیش‌بینی کرده و با ارائه آموزش‌های پایه و قابل درک زیست‌محیطی به پرورش‌دهندگان آبزیان در منطقه از مشکلات پیش‌رو در آینده جلوگیری به‌عمل آید.

منابع

۱. **Aktaruzzaman, M.; Hossain, M.S.; Fakhruddin, A.N.M.; Uddin, M.J.; Rahman, S.H.; Chowdhury, M.A.Z.; Alam, M.K.; Fardous, Z. and Hossain, M.A., 2013.** Water and bottom sediments quality of brackish water shrimp farms in Kaliganj Upazila, Satkhira, Bangladesh. Soil Environment. Vol. 32, pp: 29-35.

۲. **Anh, P.T.; Kroeze, C.; Bush, S.R. and Mol, A.P., 2010.** Water pollution by intensive brackish shrimp farming in south-east Vietnam: Causes and options for control. Agricultural Water Management. Vol. 97, pp: 872-882.

۳. **Biao, X.; Zhuhong, D. and Xiaorong, W., 2004.** Impact of the intensive shrimp farming on the water quality of the adjacent coastal creeks from Eastern China. Marine Pollution Bulletin. Vol. 48, pp: 543-553.

۴. **Bui, T.D.; Luong-Van, J. and Austin, C.M., 2012.** Impact of shrimp farm effluent on water quality in coastal areas of the world heritage-listed Ha Long Bay. American Journal of Environmental Sciences. Vol. 8, No. 2, pp: 104-116.

۵. **Caeiro, S.; Costa, M.; Ramos, T.; Fernandes, F.; Silveira, N.; Coimbra, A.; Medeiros, G. and Painho, M., 2005.** Assessing heavy metal contamination in Sado Estuary sediment: an index analysis approach. Ecological Indicators. Vol. 5, pp: 151-169.

۶. **Chareonpanich, C.; Montani, S.; Tsutsumi, H. and Nakamura, H., 1994.** Estimation of oxygen consumption of a deposit-feeding polychaete *Capitella* sp. I. Fisheries Science. Vol. 60, pp: 249-251.

۷. **Clarke, K.R., 1993.** Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Australian Journal of Ecology. Vol. 18, pp: 117-143.

۸. **Clarke, K.R. and Gorley, R.N., 2006.** PRIMER V6: user manual-tutorial. Plymouth Marine Laboratory.

۹. **Cognetti, G. and Maltagliati, F., 2000.** Biodiversity and adaptive mechanisms in brackish water fauna. Marine Pollution Bulletin. Vol. 40, pp: 7-14.

۱۰. **D'Amours, O.; Archambault, P.; McKindsey, C.W. and Johnson, L.E., 2008.** Local enhancement of epibenthic macrofauna by aquaculture activities. Marine Ecology Progress Series. Vol. 371, pp: 73-84.

۱۱. **Ellison, A.M., 2008.** Managing mangroves with benthic biodiversity in mind: moving beyond roving banditry. Journal of Sea Research. Vol. 59, pp: 2-15.

۱۲. **Fernandez-Jover, D.; Sanchez-Jerez, P.; Bayle-Sempere, J.; Carratala, A. and 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. J of Experimental Marine Biology and Ecology. Vol. 340, pp: 160-168.

۱۳. **Forbes, T.L.;, Forbes, V.E. and Depledge, M.H., 1994.** Individual physiological responses to environmental hypoxia and organic enrichment: implications for early soft-bottom community succession. Journal of Marine Research. Vol. 52, pp:1081-1100.

۱۴. **Gál, D.; Szabó, P.; Pekár, F. and Váradi, L., 2003.** Experiments on the nutrient removal and retention of a pond recirculation system. Hydrobiologia. Vol. 506, pp: 767-772.

۱۵. **Gillett, R., 2008.** Global study of shrimp fisheries. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome.

۱۶. **Gräslund, S. and Bengtsson, B.E., 2001.** Chemicals and biological products used in south-east Asian shrimp farming, and their potential impact on the environment-a review. Science of the Total Environment. Vol. 280, pp: 93-131.

۱۷. **Grigorakis, K. and Rigos, G., 2011.** Aquaculture effects on environmental and public welfare. The case of Mediterranean mariculture. Chemosphere. Vol. 85, pp: 899-919.

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

۱۹. **Joffre, O.M. and Bosma, R.H., 2009.** Typology of shrimp farming in Bac Lieu Province, Mekong Delta, using multivariate statistics. Agriculture, Ecosystems and Environment. Vol. 132, pp: 153-159.

۲۰. **Kalantzi, I.; Shimmield, T.; Pergantis, S.; Papageorgiou, N.; Black, K. and Karakassis, I., 2013.** Heavy metals, trace elements and sediment geochemistry at 4 Mediterranean fish farms. Science of the total environment. Vol. 444, pp: 128-137.

۲۱. **Lacerda, L.; Soares, T.; Costa, B. and Godoy, M., 2011.** Mercury emission factors from intensive shrimp aquaculture and their relative importance to the Jaguaribe River Estuary, NE Brazil. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. Vol. 87, pp: 657-661.

۲۲. **Murugesan, P.; Ajithkumar, T.; Khan, S.A. and Balasubramanian, T., 2009.** Use of benthic biodiversity for assessing the impact of shrimp farming on environment. J of Environmental Biology. Vol. 30, No. 5, pp: 865-870.

۲۳. **Nebra, A.; Alcaraz, C.; Caiola, N., Muñoz Camarillo, G. and Ibáñez, C., 2016.** Benthic macrofaunal dynamics and environmental stress across a salt wedge Mediterranean estuary. Marine environmental research. Vol. 117, pp: 21-31.

۲۴. **Nickell, L.A.; Black, K.D.; Hughes, D.J.; Overnell, J.; Brand, T.; Nickell, T.D.; Breuer, E. and 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. Vol. 285, pp: 221-233.

۲۵. **Nogueira, M.; Pinto, F.D.R.; Nunes, A.P.; Guariz, C.S.L. and Amaral, L.A.d., 2014.** Effluents quality during the grow outphase of the amazon shrimp macrobrachium amazonicum. Ciência animal Brasileira. Vol. 15, pp: 159-167.

۲۶. **Páez Osuna, F., 2001.** The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects, and mitigating alternatives. Environmental Management. Vol. 28, pp: 131-140.

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

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

۲۹. **Serrano-Grijalva, L.; Sánchez-Carrillo, S.; Angeler, D.; Sánchez Andrés, R. and Álvarez Cobelas, M., 2011.** Effects of shrimp-farm effluents on the food web structure in subtropical coastal lagoons. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. Vol. 402, pp: 65-74.

۳۰. **Simboura, N. and 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. Vol. 3, pp: 77-111.

۳۱. **Strickland, J.D. and Parsons, T.R., 1972.** A practical handbook of seawater analysis. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa. 167 p.

۳۲. **Taherizadeh, M. and Sharifinia, M., 2015.** Applicability of ecological benthic health evaluation tools to three subtropical estuaries (Azini, Jask & Khalasi) from the Iranian coastal waters. Environmental earth sciences. Vol. 74, pp: 3485-3499.

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

۳۴. **Veuthey, S. and Gerber, J.F., 2012.** Accumulation by dispossession in coastal Ecuador: Shrimp farming, local resistance and the gender structure of mobilizations. Global Environmental Change. Vol. 22, pp: 611-622.

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

۳۶. **Zhulay, I.; Reiss, K. and Reiss, H., 2015.** Effects of aquaculture fallowing on the recovery of macrofauna communities. Marine pollution bulletin. Vol. 97, pp:381-390.