تنوع زیستی و ساختار اجتماعات درشت بی‌مهرگان کفزی ذخیره‌گاه زیست‌کره حرّا (بندر خمیر و جزیره قشم)

- **نسترن دلفان**: گروه زیست‌شناسی دریا، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران
- **مهدی قدرتی‌شجاعی***: گروه زیست‌شناسی‌دریا،دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی،دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران
- **رضا ندرلو**: گروه زیست‌شناسی، دانشکده زیست‌شناسی، پردیس علوم، دانشگاه تهران، ایران

تاریخ دریافت: فروردین ۱۳۹۸ تاریخ پذیرش: تیر ۱۳۹۸

چکیده

این مطالعه با هدف بررسی ساختار اجتماعات درشت بی‌مهرگان کفزی، شاخص‌های تنوع زیستی و شاخص سلامت آن‌ها در بوم‌سامانه ذخیره‌گاه زیست‌کره حرّا صورت گرفت. نمونه‌ها در زمستان سال ۱۳۹۶، از هشت ایستگاه نمونه‌برداری شامل چهار ایستگاه در بندر خمیر و چهار ایستگاه در طبل جمع آوری شدند. در هر منطقه نیمی از ایستگاه‌ها در زیستگاه دارای پوشش گیاهی حرا واجد نماتوفورها (Vegetated) و نیمی دیگر در ناحیه بستر گلی اطراف نهرهای حرّا (Creek bank) قرار داشتند. ۲۷ آرایه مربوط به ۱۹ خانواده در این تحقیق شناسایی شدند. نتایج نشان داد که گونه *Opusia indica* از ده‌پایان با میانگین فراوانی ۱۰۳/۲۷ ±۴۱/۳۵ (خطای استاندارد) در مترمربع در بندرخمیر و ۱۹۰/۶۷ ± ۸۳/۴۵ در مترمربع در طبل، بیش‌ترین فراوانی را در تحقیق حاضر داشت. تفاوت معنی‌داری در شاخص‌های تنوع زیستی شانون-وینر درشت بی‌مهرگان کفزی بین مناطق بندرخمیر و طبل (P=۰/۵۳) و نیز بین زیستگاه دارای پوشش گیاهی و زیستگاه بستر گلی (P=۰/۶۸) مشاهده نگردید. هم‌چنین نتایج آزمون nMDS نشان داد که ساختار اجتماعات دو منطقه بندرخمیر و طبل تفاوت معنی‌داری با هم ندارند. ولی این ساختار در زیستگاه‌های دارای پوشش گیاهی و فاقد پوشش گیاهی با هم متفاوت هستند. هم‌چنین نتایج دو شاخص ABC و W نشان داد که بوم‌سامانه مورد مطالعه از نظر تنش‌های محیطی در وضعیت نسبتاً مناسبی قرار دارد. نتایج تحقیق حاضر در شناخت بهتر این بوم‌سامانه حساس ساحلی و اتخاذ تصمیم‌هایی در جهت حفظ سلامت و پایداری آن‌ها در مقابله با عوامل تنش‌زای انسانی و طبیعی کمک خواهد نمود.

کلمات کلیدی: درشت بی‌مهرگان کفزی، تنوع زیستی، مانگرو، ذخیره‌گاه زیست‌کره حرّا

* پست الکترونیکی نویسنده مسئول: mshojaei@modares.ac.ir

مقدمه

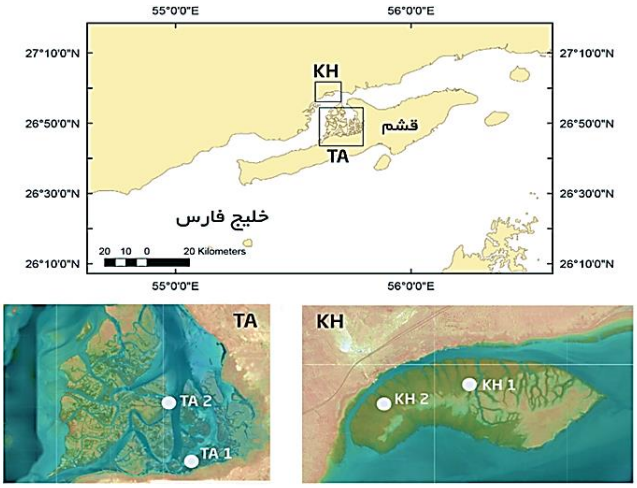
بوم‌سامانه‌های حرآ که در منطقه بین جزر و مدی در نواحی گرمسیری و نیمه‌گرمسیری قرار دارند، جزو مناطق ساحلی با ارزش بوم‌شناختی بالا می‌باشند (Peng و همکاران، ۲۰۰۹). بوم‌سامانه‌های حرآ زیستگاه گروه‌های مختلفی از آبزیان می باشد و به‌عنوان پناهگاه، محل تغذیه، محل نوزادگاهی و تخم‌ریزی تعداد زیادی از گونه‌های تجاری و غیر تجاری به‌شمار می‌آیند (Manson و همکاران، ۲۰۰۵). به‌عنوان‌مثال در ذخیره‌گاه زیست‌کره حرآ (Hara Biosphere Reserve) در خلیج‌فارس، این بوم‌سامانه مکان تخم‌ریزی دو گونه مهم تجاری حلواسفید (*Pampus argenteus*) و سرخوی معمولی (*Lutjanus johni*) است. از دیدگاه خدمات اکوسیستمی (Ecosystem services) برای انسان نیز، این بوم‌سامانه‌ها به‌لحاظ اقتصادی به‌عنوان منبعی برای تولیدات جنگلی (چوب و غذای دام از برگ گیاهان حرآ)، دارو و نیز صید آبزیان به‌شمار می‌آیند (Krauss و همکاران، ۲۰۰۸). از فواید آن‌ها هم‌چنین می‌توان به محافظت از سواحل در برابر فرسایش و نیز چرخه مواد مغذی اشاره نمود که در کاهش آلودگی‌های ساحلی نقش مهمی ایفا می‌کنند. درشت بی‌مهرگان کفزی گروه بسیار مهمی از آبزیان هستند که نقش مهمی در شبکه غذایی بوم‌سامانه مانگرو ایفا می‌کنند و جریان انرژی و مواد را در این بوم‌سازگان تحت تأثیر حضور خود قرار می‌دهند (Nordhaus و همکاران، ۲۰۰۶). مهم‌ترین نقش این گروه در واقع، ارتباط بین تولیدات اولیه در سطح اول زنجیره غذایی و مصرف‌کننده‌ها در سطوح بالاتر است (Macintosh، ۱۹۸۰). در کنار نقش مهمی که این گروه در سلامت و پایداری بوم‌سامانه‌های دریایی ایفا می‌کنند، از آن‌ها به‌عنوان یک نماینده برای بررسی اثرات تنش‌های محیطی و آلودگی‌ها نیز استفاده می‌شود (Brey، ۲۰۱۲). زیرا نخست به‌دلیل محدودیت در حرکت، نمی‌توانند از وضعیت نامساعدی که برای کیفیت آب و رسوبات اتفاق می‌افتد در امان باشند. از طرفی تغییرات بیرونی می‌تواند به‌طور مستقیم بر تنوع، ساختار اجتماعات و نیز عملکرد آن‌ها تأثیر بگذارد (Shojaei و همکاران، ۲۰۱۵). تنش‌های طبیعی و انسانی، در سطح فردی باعث پاسخ‌های مختلف فیزیولوژیکی می‌شود. درحالی‌که در موارد مزمن، ساختار زیست‌شناختی اجتماعات تحت تاثیر این تنش‌ها قرار می‌گیرد (Rambouts و همکاران، ۲۰۱۳). در سال‌های اخیر اثرات مخرب توسعه مناطق ساحلی، صنعتی شدن و هم‌چنین تغییرات اقلیم باعث تخریب و یا تهدید سلامت مانگروها شده است (Walters و همکاران، ۲۰۰۸). به‌طوری‌که طی ۵۰ سال گذشته حدود ۵۰٪ مانگروهای جهان از بین رفته‌اند (Alongi، ۲۰۰۲). هر چند در خلیج فارس و دریای عمان آمار دقیقی از میزان تخریب این بوم‌سامانه‌های با ارزش در سال‌های گذشته وجود ندارد، ولی شواهد نشان می‌دهد که سلامت آن‌ها تحت‌تاثیر فعالیت‌های آسیب‌زای انسانی مانندآلودگی‌های نفتی، صنایع آبزی‌پروری، فاضلاب‌های خانگی و صنعت گردشگری به‌شدت تهدید می‌شود. با توجه به اهمیت بالای بوم‌سامانه‌های مانگرو، لزوم مطالعه دقیق آن‌ها و در پیش گرفتن اقدامات مناسب برای حفاظت از آن‌ها بسیار مهم است. در همین راستا اهداف تحقیق حاضر عبارتند از: الف) شناسایی گونه‌های درشت بی‌مهرگان کفزی بوم‌سامانه حرا در دومنطقه‌بندرخمیر و طبل ب)بررسی تنوع‌زیستی و ساختار اجتماعات در این مناطق و مقایسه آن در زیستگاه دارای پوشش گیاهی و فاقد پوشش گیاهی و ج) بررسی وضعیت سلامت بوم‌سامانه با استفاده از شاخص‌های مختلف بوم‌شناختی در ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا.

مواد و روش‌ها

منطقه‌نمونه‌برداری: منطقه نمونه‌برداری بوم‌سامانه حرای طبل در شمال جزیره قشم و حرای مردو در بندر خمیر بود که به‌عنوان ذخیرگاه زیست‌کره حرا شناخته می‌شود. این منطقه در شمالی‌ترین حد پراکنش مانگرو در اقیانوس هند واقع شده است. وسعت جنگل‌های مانگرو در ایران حدود ۱۰۷ کیلومترمربع است که حدود ۶۲ درصد آن در منطقه قشم پراکنش دارد (Danehkar، ۲۰۰۱). تنها گونه طبیعی مانگرو در منطقه مورد مطالعه گونه حرا *Avicennia marina* می‌باشد. این گونه اغلب در مناطق بالای جزر و مدی رشد می‌کند و ارتفاع متوسط آن‌ها ۳ تا ۶ متر است (Shahraki و همکاران، ۲۰۱۶). رژیم جزر و مدی در این منطقه به‌صورت دو بار در روز (Semidiurnal) است. به این معنی که منطقه دو بار جزر و دو بار مد را در روز تجربه می‌کند که در حالت کمینه ۱ تا ۳ متر و در حالت بیشینه ۳ تا ۴ متر ارتفاع دارد (Reynolds، ۲۰۰۲). منطقه مورد مطالعه اقلیمی بیابانی با متوسط بارش زیر ۲۰۰ میلی‌متر در سال است. دمای بالا در تابستان و بادهای شدید در زمستان باعث تبخیر ۱ تا ۲ متر در سال می‌شود که باعث شوری بالای ۳۹ واحد در هزار (PPT=Part Per Thousand) در بسیاری از بخش‌های منطقه مورد مطالعه شده است (Sheppard و همکاران، ۲۰۱۰) (شکل ۱).

نمونه‌برداری و شناسایی نمونه‌ها: نمونه‌برداری از بزرگ بی‌مهرگان کفزی در ۸ ایستگاه (۴ ایستگاه در منطقه بندر خمیر و ۴ ایستگاه دیگر در منطقه طبل) و در منطقه بین جزر و مدی انجام شد. از مجموع چهار ایستگاه نمونه‌برداری در هر منطقه، دو ایستگاه در منطقه دارای پوشش گیاهی حرا (Vegetated) که در واقع منطقه واجد نماتوفورها (Pneumatophore) است و دو ایستگاه دیگر در ناحیه بستر گلی اطراف نهرهای مانگرو (Creek bank) قرار

داشتند. در هر ایستگاه، سطح مقطع مشخصی از رسوبات (۲۵*۲۵ سانتی متر) به عمق ۲۵ سانتی‌متر نمونه‌برداری شد. رسوبات حاوی نمونه‌های کفزی پس از شستشو بر روی الک ۰/۵ میلی‌متری، توسط الکل ۷۰ درصد ثابت شده و جهت شناسایی به آزمایشگاه جانورشناسی دانشگاه تهران منتقل شدند.



شکل ۱: مناطق نمونه‌برداری در بندر خمیر (KH) و طبل (TA) و موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری مورد مطالعه در هر منطقه

بررسی شاخص‌ها و تجزیه و تحلیل آماری: به‌منظور محاسبه تنوع‌زیستی بزرگ بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه‌ها از شاخص شانون-وینر استفاده گردید. هم‌چنین برای مقایسه شاخص ABC (Abundance Biomass Comparison) بین ایستگاه‌های مختلف از نمودار فراوانی زی‌توده استفاده شد. در این شاخص زمانی که منحنی زی‌توده بالای منحنی فراوانی قرار می‌گیرد، بوم‌سامانه شرایط سالم‌تری دارد. درحالی که اگر منحنی فراوانی بالای منحنی زی‌توده باشد بوم‌سامانه دارای شرایط آشفته‌ای است (Warwick، ۱۹۸۶). در مواردی که نمودارها با هم هم‌پوشانی داشته باشند شرایط سلامت بوم‌سامانه متوسط و بین دو حالت بالا است. شاخص کمی W (W-Statistics)، مقادیر بین دو منحنی زی‌توده و فراوانی را اندازه‌گیری می‌کند (Clarke، ۱۹۹۰). این شاخص کمّی از ۱+ (نشان‌دهنده شرایط سالم بوم‌سامانه) تا ۱- (نشان‌دهنده شرایط ناسالم بوم‌سامانه) در نوسان است. زمانی‌که میزان شاخص نزدیک صفر قرار می‌گیرد شرایط بوم‌سامانه نسبتاً آشفته است. شاخص کمی این نمودار از طریق رابطه زیر محاسبه گردید (Clarke، ۱۹۹۰):

$$W=\frac{\sum_{i=1}^{S}(Bi-Ai)}{50\cdot(S-1)}=\text{ABC index}$$

در این رابطه B_i مقدار زی‌توده گونه i و A_i مقدار فراوانی گونه i را نشان می‌دهد. هم‌چنین S نشان‌دهنده تعداد گونه‌ها در نمونه‌برداری است. براساس اعداد به‌دست آمده از این شاخص، هر بوم‌سامانه از نقطه نظر وضعیت سلامت آن به ۵ بخش تقسیم می‌شود (Marín Guirao و همکاران، ۲۰۰۵) (جدول ۱). در این تحقیق برای بررسی میزان شباهت و یا تفاوت اجتماعات بزرگ بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه‌های نمونه‌برداری و شناسایی الگوی پراکنش آن‌ها از روش طبقه‌بندی nMDS (Non-metric multidimensional scaling) استفاده‌شد. هم‌چنین از آزمون ANOSIM (Analysis of similarity) برای تشخیص معنی‌دار بودن اختلاف بین اجتماعات شناسایی شده استفاده شد. شناسایی آرایه‌هایی که باعث شباهت و یا تفاوت مناطق نمونه‌برداری می‌شوند به‌کمک آزمون SIMPER (Similarity Percentage analysis) انجام گردید. تجزیه و تحلیل داده‌ها در این تحقیق به‌کمک نرم‌افزار پرایمر نسخه ۷ (Primer-E, Permanova) صورت گرفت (Clarke، ۱۹۹۳).

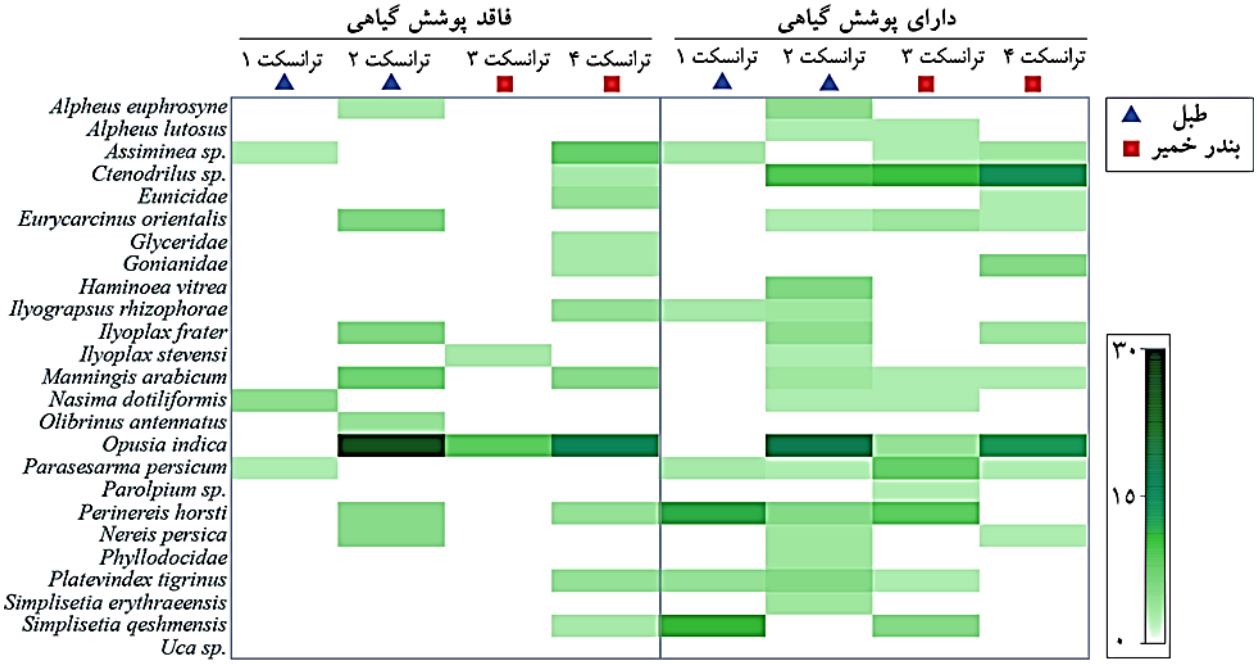
جدول ۱: محدوده وضعیت کیفیت بوم‌شناختی اکوسیستم به کمک شاخص کمی W

وضعیت سلامت بوم‌سازگان	بد	ضعیف	متوسط	خوب	عالی
شاخص w	۱- تا ۰/۵-	۰/۴۹- تا ۰/۱۵-	۰/۱۴- تا ۰/۱۴	۰/۱۵ تا ۰/۴۹	۰/۴۹ تا ۱

نتایج

در این تحقیق در مجموع تعداد ۲۷ آرایه از دو منطقه بندر خمیر و طبل جمع‌آوری شدند. از این تعداد، ۱۹ آرایه در حد گونه، ۴ آرایه در حد جنس و ۴ آرایه در حد خانواده شناسایی شدند. براساس نتایج تحقیق حاضر فراوان‌ترین گونه در هر دو منطقه،گونه *Opusia indica*از رده‌پایان با میانگین فراوانی ۴۱/۳۵±۱۰۳/۲۷ (خطای استاندارد) در مترمربع در بندرخمیر و ۸۳/۴۵ ± ۱۹۰/۶۷ در مترمربع در طبل می‌باشد. پس از این گونه، دو آرایه *Ctenodrilus* sp. و *Perinereis horsti* از پرتاران در رده‌های بعدی فراوانی قرار دارند (شکل ۲). در مقایسه نوع و فراوانی گونه‌ها با درنظر گرفتن نوع پوشش، در منطقه دارای پوشش گیاهی، گونه *O. indica* با فراوانی ۴۱/۶۹±۱۱۸/۱۵ عدد در مترمربع، *Ctenodrilus* sp. با فراوانی ۳۳/۲۳±۸۶/۱۵ عدد در متر مربع و *P. horsti* با فراوانی ۱۴/۴۲±۴۳/۰۷ عدد در مترمربع به ترتیب

بیش‌ترین فراوانی را به‌خود اختصاص دادند (شکل ۲). در منطقه فاقد پوشش گیاهی نیز گونه‌های *O. indica* با فراوانی ۹۷/۲۸±۱۸۸/۳۰ در مترمربع، *Manningis arabicum* با فراوانی ۸/۰۷±۱۴/۰۰ در متر مربع و *Assiminea* sp. با فراوانی ۱۱/۱۳±۱۲/۰۸ عدد در مترمربع به‌ترتیب فراوان‌ترین گونه‌ها بودند (شکل ۲).

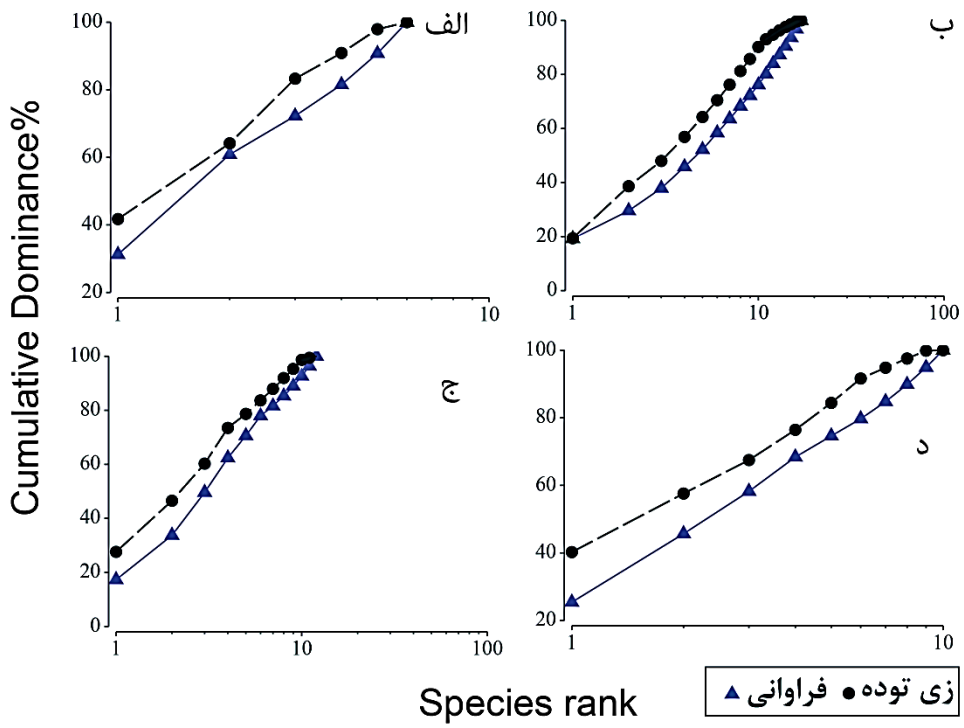


شکل۲: گونه‌های شناسایی شده به‌همراه فراوانی آن‌ها (تعداد در مترمربع) در دو منطقه طبل و بندرخمیر در نواحی دارای پوشش گیاهی حرا (شامل ریشه درختان حرا) و فاقد پوشش گیاهی (بسترهای گلی اطراف نهرهای جنگل‌های حرا)، از داده‌های فراوانی، ریشه دوم گرفته شده است.

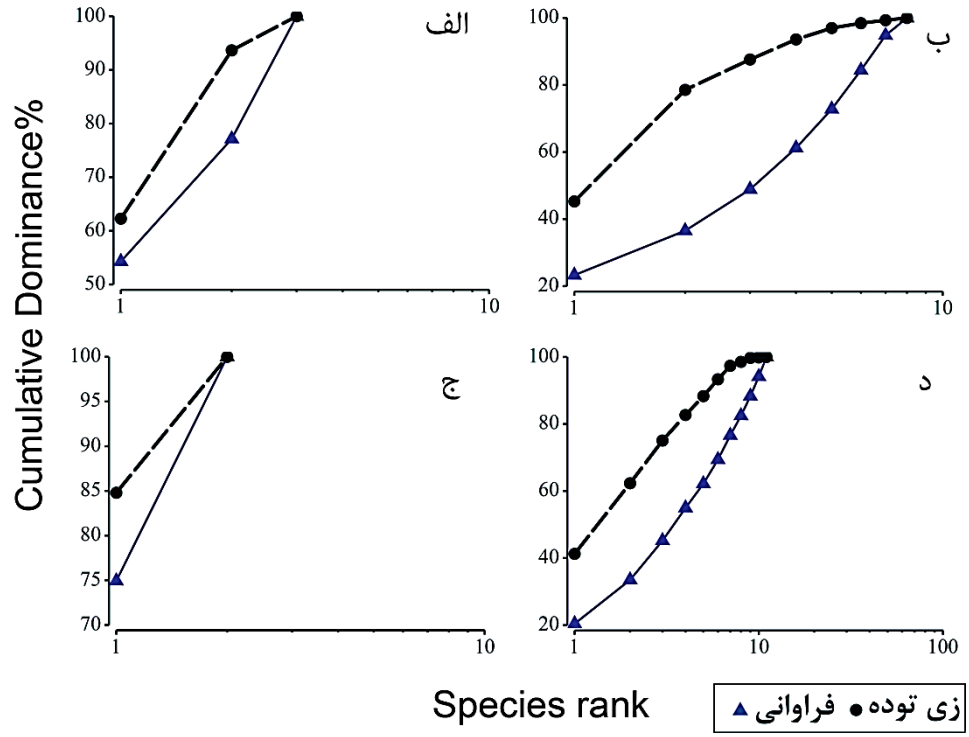
میانگین شاخص تنوع زیستی شانون در منطقه بندر خمیر و طبل به‌ترتیب ۰/۴۷±۱/۲۵ (± انحراف معیار) و ۰/۴۵±۱/۱۴ (±انحراف معیار) به‌دست آمد. هم‌چنین این شاخص در منطقه دارای پوشش گیاهی و بدون پوشش گیاهی به‌ترتیب ۰/۳۹ ±۱/۲۱ (± انحراف معیار) و ۰/۵۱±۱/۰۰ (±انحراف معیار) محاسبه شد. نتایج آزمون من ویتنی‌یو (Mann-Whitney U) نشان داد که تنوع‌زیستی در دو منطقه بندر خمیر و طبل با هم اختلاف معنی داری ندارند (U=۳۱/۵ ،p=۰/۶۸). از طرفی علی‌رغم بالا بودن نسبی تنوع زیستی در منطقه دارای پوشش گیاهی نسبت به منطقه بدون پوشش گیاهی اما نتایج آزمون من ویتنی‌یو اختلاف معنی‌داری را نشان نداد (U=۲۸/۰ ،p=۰/۵۳). نمودار ABC رسم شده برای ۸ ایستگاه نمونه‌برداری شده نشان داد که در تمامی ایستگاه‌ها منحنی زی‌توده بالاتر از منحنی فراوانی قرار دارد(شکل‌های ۳ و ۴).این نتایج نشان می‌دهد که مناطق مورد مطالعه از نظر آلودگی‌ها تحت تنش نمی‌باشند. مقدار عددی شاخص W نیز نشان‌دهنده وضعیت خوب بوم‌سامانه از نقطه نظر تنش محیطی در همه ایستگاه‌های مورد مطالعه بود (جدول ۲ و شکل‌های ۳ و ۴).

جدول ۲: میانگین شاخص‌های تنوع در ترانسکت‌های ۱ تا ۴ در بندر خمیر و طبل. H´: شاخص تنوع شانون-وینر؛ S: تعداد گونه؛ N: تعداد افراد

ایستگاه	وضعیت پوشش	ترانسکت	H´	S	N	W
طبل	فاقد پوشش	۱	۰/۸۶	۳	۳۲	۰/۲۴
طبل	فاقد پوشش	۲	۰/۹۳	۸	۸۳۲	۰/۵۰
بندرخمیر	فاقد پوشش	۳	۰/۳۲	۲	۸۰	۰/۱۹
بندرخمیر	فاقد پوشش	۴	۱/۵۹	۱۱	۴۰۰	۰/۴۲
طبل	دارای پوشش	۱	۱/۱۹	۶	۲۸۰	۰/۱۶
طبل	دارای پوشش	۲	۱/۸۵	۱۷	۵۹۷	۰/۱۹
بندرخمیر	دارای پوشش	۳	۱/۹۰	۱۲	۳۱۵	۰/۱۵
بندرخمیر	دارای پوشش	۴	۱/۳۵	۱۰	۴۳۲	۰/۱۹

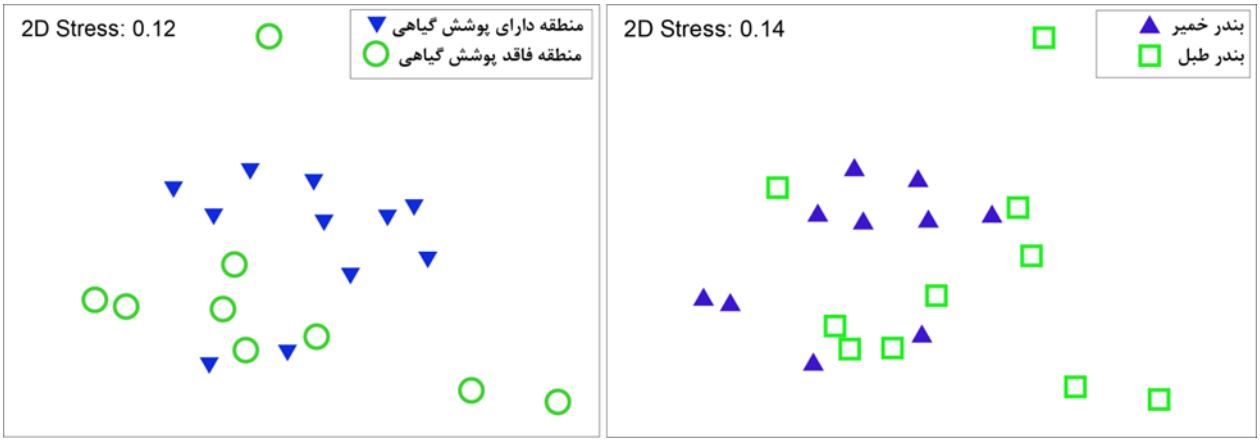


شکل ۳: نمودارهای منحنی‌های ABC در مناطق داری پوشش گیاهی (Vegetated) بندرخمیر و طبل . "الف" و "ب": طبل، به‌ترتیب ترانسکت ۱ و ۲. "ج" و "د": بندر خمیر، به‌ترتیب ترانسکت ۳ و ۴



شکل ۴: نمودارهای منحنی‌های ABC در مناطق بدون پوشش گیاهی بسترهای گلی اطراف نهرهای حرا (Creek bank) در بندرخمیر و طبل. "الف" و "ب": طبل، به‌ترتیب ترانسکت ۱ و ۲. "ج" و "د": بندر خمیر، به‌ترتیب ترانسکت ۳ و ۴

نمودار nMDS که به‌منظور بررسی شباهت و یا تفاوت اجتماعات بزرگ بی‌مهرگان کفزی در منطقه بندرخمیر و طبل مورد استفاده قرار گرفت، نشان داد که اجتماعات این کفزیان در دو منطقه به‌طور کامل از هم تفکیک نمی‌شوند (شکل ۵). با این وجود نمودار nMDS اجتماعات دو زیستگاه دارای پوشش گیاهی و ناحیه بستر گلی اطراف نهر مانگرو را از هم تفکیک کرد که نشان‌دهنده تفاوت در ساختار و ترکیب‌بندی گونه‌ها در این زیستگاه‌ها است (شکل ۵). این نتیجه نشان می‌دهد علی‌رغم این‌که بعضی از گونه‌ها در دو منطقه به‌طور مشترک یافت می‌شوند ولی بعضی دیگر از گونه‌ها با فراوانی بالا فقط در یکی از این دو زیستگاه دیده می‌شوند. هم‌چنین براساس آزمون SIMPER گونه‌های *Opusia indica*، *Ctenodrilus* sp. و *Perinereis horsti* به‌ترتیب با بیش‌ترین درصد مشارکت (۱۰/۹۹، ۱۰/۲۰، ۱۰/۰۸)، باعث تفاوت در دو زیستگاه شده‌اند.



شکل ۵: نمودار MDS برای بررسی شباهت و تفاوت اجتماعات بزرگ بی‌مهرگان کفزی در الف) منطقه بندر خمیر و طبل و ب) مناطق دارای پوشش گیاهی و فاقد پوشش گیاهی

بحث

در تحقیق حال حاضر ۱۲ گونه از سخت‌پوستان رده Malacostraca، سه گونه از نرم‌تنان رده Gastropoda و ۱۰ گونه از کرم‌های حلقوی رده Polychaeta شناسایی شدند (شکل ۲). مشابه با نتایج تحقیق حاضر در مطالعه‌ایی در جنگل‌های حرای قطر در جنوب خلیج فارس تعداد ۱۲ گونه از رده Malacostraca، ۱۲ گونه از رده Gastropda و ۷ گونه از رده Polychaeta شناسایی شدند (Al-khayat و Jones، ۱۹۹۹). فراوان‌ترین گروه در این تحقیق خرچنگ‌ها بودند. فراوانی و تنوع بالای خرچنگ‌ها، شاخص تمام بوم سامانه‌های مانگرو در مناطق گرمسیری و نیمه‌گرمسیری است، که معمولاً ریزه‌خوار بوده و یا از برگ‌های گیاهان تغذیه می‌کنند (Slim و همکاران، ۱۹۹۷). در تحقیق حاضر بعد از گونه *O. indica*، گونه *Parasesarma persicum* دارای بیش‌ترین فراوانی در منطقه بود. این گونه با تغذیه از برگ گیاه حرا نقش مهمی در حفظ مواد آلی و در نتیجه حفظ عملکرد در این بوم‌سامانه ایفا می‌کند (Bui و Lee، ۲۰۱۴). در شرایطی که محیط تحت تنش نباشد، گونه‌ها با اندازه بزرگ و فراوانی کم غالب بوده و در این شرایط منحنی زی‌توده در تمام طول نمودار بالاتر از منحنی فراوانی است. تحت شرایط آلودگی متوسط گونه‌های بزرگی که غالب بودند، حذف می‌شوند و نمودارهای زی‌توده و فراوانی به‌هم نزدیک یا حتی همدیگر را قطع می‌کنند (Warwick، ۱۹۸۶). در شرایطی که آلودگی بوم‌سامانه شدید باشد، جوامع کفزی به‌شدت تحت سلطه یک یا چند گونه کوچک با فراوانی بالا قرار می‌گیرند. این گونه‌ها عموما گونه‌های فرصت‌طلب خواهند بود (Gray، ۱۹۷۹). انتخاب شاخص‌های مختلف بوم‌شناختی می‌تواند به طبقه‌بندی‌های مختلف وضعیت زیست محیطی بوم‌سامانه منجر شود. گاهی از شاخص تنوع‌زیستی مانند شانون به‌عنوان شاخصی برای بررسی سلامت بوم‌سامانه استفاده شده است. ولی این شاخص‌ها معمولاً وضعیت سلامت را بهتر و یا بدتر از وضعیت واقعی موجود ارزیابی می‌کنند. این درحالی است که روش ABC بسیار کارآمداست. به‌عنوان مثال در ۲۲ مورد مقایسه منحنی زی‌توده گونه‌ها و فراوانی آن‌ها تنها در یک مورد تصور اشتباه از وضعیت آلودگی اجتماعات کفزی به تصویر کشیده شده است (Warwick، ۱۹۸۶). نوع رسوبات در زیستگاه‌های دارای پوشش و بدون پوشش گیاهی می‌تواند از عوامل مهم تفاوت بین اجتماعات آن‌ها باشد. نوع رسوبات اهمیت حیاتی برای بسیاری از موجودات کفزی دارد، چرا که روش تغذیه آن‌ها به‌میزان زیادی با نوع رسوب سازگار شده است (McLachlan و همکاران، ۱۹۹۵). علاوه بر این در منطقه دارای پوشش گیاهی

(منطقه واجد نماتوفورهای گیاه حرا) یک ساختار سه بعدی با پیچیدگی‌های زیاد برای موجودات کفزی فراهم است. نماتوفورها هم‌چنین می‌تواند مواد آلی معلق در آب را به دام بیاندازند. نکته مهم آن است که جلبک‌های میکروسکوپی که بر روی این ساختارها رشد می‌کنند، می‌توانند به افزایش تولیدات اولیه در این بوم‌سامانه کمک کنند(Satumanatpan و Keough، ۲۰۰۱). به‌طوری‌که برطبق تحقیق Shahraki و همکاران (۲۰۱۶)، این جلبک‌ها منبع اصلی غذایی برای ماهی‌ها در بوم‌سامانه حرای جزیره قشم به‌شمار می‌آیند. اگرچه زیستگاه‌های مانگرو در مناطق گرمسیری به‌عنوان مناطقی با اهمیت بوم‌شناختی بالا شناخته شده‌اند که از تنوع و فراوانی بالای موجودات حمایت می‌کنند، اما نتایج تحقیق حاضر نشان می‌دهد که زیستگاه‌های مانگرو در خلیج فارس دارای تراکم و تنوع زیستی کم‌تر از حد انتظار می‌باشد. به‌عنوان مثال در تحقیق Alfaro (۲۰۰۶)، میانگین تعداد گونه‌ها در هر سطح مقطع (۱۵×۱۵×۱۵ سانتی‌متر) برابر با ۴۳/۹ عدد گزارش شده است. در حالی که در تحقیق حاضر این تعداد فقط ۱۶/۶۹ عدد (در سطح مقطع ۲۵×۲۵×۲۵ سانتی متر می باشد. در مطالعه مشابهی در منطقه جنوب خلیج فارس (حرای قطر) نیز تنها حدود ۳۵ آرایه از بزرگ بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده است (Al-khayat و Jones، ۱۹۹۹). یکی از دلایل کم بودن تعداد و تنوع گونه‌ها در بوم‌سامانه حرای خلیج فارس بالا بودن استرس دمایی و شوری در آن است که باعث کاهش تنوع زیستی آن نسبت به اکوسیستم‌های مشابه شده است (Sheppard و همکاران، ۲۰۱۰). دلیل احتمالی دیگر آن است که در خلیج فارس تنها یک گونه گیاهی حرا *Avicennia marina* و در نتیجه تنها ریشه‌های Pneumatophore وجود دارد که پیچیدگی ساختاری کم‌تری نسبت به مناطق با چندین گونه مانگرو دارد. از دلایل دیگر در مورد پایین بودن تنوع زیستی اکوسیستم مورد مطالعه می‌توان به نوع رسوبات، فقدان پیچیدگی ساختار، چرخه تولید و تجزیه گیاهان حرا و رژیم جز و مدی خاص آن اشاره نمود (Alfaro، ۲۰۰۶). مطالعه حال حاضر اطلاعات اولیه‌ای در مورد ترکیب زیستی کفزیان در ذخیره‌گاه زیست‌کره حرا و نیز در زیستگاه‌های دارای پوشش گیاهی و فاقد پوشش ارائه می‌دهد. با وجود این‌که بزرگ بی‌مهرگان کفزی این بوم‌سامانه، تراکم و تنوع گونه‌ای قابل ملاحظه‌ایی در مقایسه با جنگل‌های حرای سایر مناطق گرمسیری و نیمه‌گرمسیری نشان ندادند، اما از نظر سلامت این بوم‌سامانه در وضعیت نسبتاً خوبی قرار دارد. هم‌چنین از آن‌جایی‌که ساختار اجتماعات کفزیان در دو منطقه بندر خمیر و طبل نسبتاً مشابه است، می‌توان در اقدامات حفاظتی سیاست مشابهی را برای هر دو منطقه درنظر گرفت. در راستای تکمیل این تحقیق پیشنهاد می‌شود با نمونه‌برداری از این مناطق در فصول مختلف سال تنوع و تراکم گونه‌ها و وضعیت سلامت بوم‌سامانه مورد بررسی قرار بگیرد. هم‌چنین توصیه می‌شود ایستگاه‌های سری زمانی برای بررسی اثر تغییرات آب و هوایی و تنش‌های ناشی از تاثیرات انسانی در طول سال‌های مختلف در این مناطق ایجاد گردد.

تشکر و قدردانی

نویسندگان برخود لازم می‌دانند از دانشجویان فعال در آزمایشگاه جانورشناسی دانشگاه تهران، به‌ویژه خانم دکتر عالیه بنیادی و آقای راشد عبدالهی که در شناسایی نمونه‌ها همکاری داشته‌اند، تشکر و قدردانی نمایند. هم‌چنین از شهردار محترم بندرخمیر، جناب آقای جواد محمودی،مدیرمرکزگردشگری بندرخمیر جناب آقای محمدرضا برترنگ و نیز مدیر و کارکنان اداره شیلات قشم و سلخ تشکر و قدردانی می‌گردد. این تحقیق با حمایت های مالی صندوق حمایت از پژوهشگران و فناوران کشور (کد طرح ۹۷۰۰۰۳۲۷) انجام پذیرفته است.

منابع

۱. **Alfaro, A.C., 2006.** Benthic macro-invertebrate community composition within a mangrove/seagrass estuary in northern New Zealand. Estuarine, Coastal and Shelf Science. Vol. 66, No. 1-2, pp: 97-110.

۲. **Al-Khayat, J.A. and Jones, D.A., 1999.** A comparison of the macrofauna of natural and replanted mangroves in Qatar. Estuarine, Coastal and Shelf Science. Vol. 49, pp: 55-63.

۳. **Alongi, D.M., 2002**. Present state and future of the world's mangrove forests. Environmental Conservation. Vol. 29, No. 3, pp: 331-349.

۴. **Brey, T., 2012.** A multi-parameter artificial neural network model to estimate macrobenthic invertebrate productivity and production. Limnology and Oceanography: Methods. Vol. 10, No. 8, pp: 581-589.

۵. **Bui, T.H.H. and Lee, S.Y., 2014.** Does 'you are what you eat' apply to mangrove grapsid crabs? PLoS One. Vol. 9, No. 2, e89074.

۶. **Clarke, K.R., 1990**. Comparisons of dominance curves. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. Vol. 138, No. 1-2, pp: 143-157.

۷. **Clarke, K.R., 1993.** Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Australian Journal of Ecology. Vol. 18, No. 1, pp: 117-143.

۸. **Danehkar, A., 2001.** Mangroves forests zonation in Gaz and Harra international wetlands. The Environment Scientific Quarterly Journal. Vol. 34, pp: 43-49.

۹. **Gray, J.S., 1979.** Pollution-induced changes in populations. Philosophical Transactions of the Royal Society. Vol. 286, No. 1015, pp: 545-561.

۱۰. **Krauss, K.W.; Lovelock, C.E.; McKee, K.L.; López Hoffman, L.; Ewe, S.M. and Sousa, W.P., 2008**. Environmental drivers in mangrove establishment and early

development: a review. Aquatic Botany. Vol. 89, No. 2, pp: 105-127.

۱۱. **Macintosh, D.J., 1980.** Ecology and productivity of Malaysian mangrove crab populations (Decapoda: Brachyura). In Asian Symposium on Mangrove Environment: Research and Management, Kuala Lumpur (Malaysia). Vol. 25-29.

۱۲. **Manson, F.J.; Loneragan, N.R.; Skilleter, G.A. and Phinn, S.R., 2005.** An evaluation of the evidence for linkages between mangroves and fisheries: a synthesis of the literature and identification of research directions. In Oceanography and Marine Biology, CRC Press. Vol. 493-524.

۱۳. **Marín-Guirao, L.; Cesar, A.; Marin, A.; Lloret, J. and Vita, R., 2005.** Establishing the ecological quality status of soft-bottom mining-impacted coastal water bodies in the scope of the Water Framework Directive. Marine Pollution Bulletin. Vol. 50, No. 4, pp: 374-387.

۱۴. **McLachlan, A.; Jaramillo, E.; Defeo, O.; Dugan, J.; de Ruyck, A. and Coetzee, P., 1995.** Adaptations of bivalves to different beach types. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. Vol. 187, No. 2, pp: 147-160.

۱۵. **Nordhaus, I.; Wolff, M. and Diele, K., 2006.** Litter processing and population food intake of the mangrove crab *Ucides cordatus* in a high intertidal forest in northern Brazil. Estuarine, Coastal and Shelf Science. Vol. 67, No. 1-2, pp: 239-250.

۱۶. **Peng, Y.; Chen, G.; Tian, G. and Yang, X., 2009.** Niches of plant populations in mangrove reserve of Qi'ao Island, Pearl River Estuary. Acta Ecologica Sinica. Vol. 29, No. 6, pp: 357-361.

۱۷. **Rambouts, I.; Beaugrand, G.; Artigas, F.; Dauvin, J.-C.; Gevaert, F.; Goberville, E.; Kopp, D.; Lefebvre, S.; Luczak, C.; Spilmont, N.; Travers-Trolet, M.; Villanueva, M.C. and Kirby, R.K., 2013.** Evaluating marine ecosystem health: case studies of indicators using direct observations and modelling methods. Ecological Indicators. Vol. 24, pp: 353-365.

۱۸. **Reynolds, R.M., 2002.** Oceanography. The Gulf ecosystem: health and sustainability. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. Vol. 55-64.

۱۹. **Satumanatpan, S. and Keough, M.J., 2001**. Roles of larval supply and behavior in determining settlement of barnacles in a temperate mangrove forest. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. Vol. 260, No. 2, pp: 133-153.

۲۰. **Shahraki, M.; Saint-Paul, U.; Krumme, U. and Fry, B., 2016.** Fish use of intertidal mangrove creeks at Qeshm Island, Iran. Marine Ecology Progress Series. Vol. 542, pp: 153-166.

۲۱. **Sheppard, C.; Al-Husiani, M.; Al-Jamali, F.; Al-Yamani, F.; Baldwin, R.; Bishop, J.; Benzoni, F.; Dutrieux, E.; Dulvy, N.K.; Durvasula, S.R.V. and Jones, D.A., 2010.** The Gulf: a young sea in decline. Marine Pollution Bulletin. Vol. 60, No. 1, pp: 13-38.

۲۲. **Shojaei, M.G.; Gutow, L.; Dannheim, J.; Pehlke, H. and Brey, T., 2015.** Functional diversity and traits assembly patterns of benthic macrofaunal communities in the southern North Sea. In Towards an Interdisciplinary Approach in Earth System Science, Springer, Cham. Vol. 183-795.

۲۳. **Slim, F.J.; Hemminga, M.A.; Ochieng, C.; Jannink, N.T.; De La Moriniere, E.C. and Van der Velde, G., 1997.** Leaf litter removal by the snail *Terebralia palustris* (Linnaeus) and sesarmid crabs in an East African mangrove forest (Gazi Bay, Kenya). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. Vol. 215, No. 1, pp: 35-48.

۲۴. **Walters, B.B.; Rönnbäck, P.; Kovacs, J.M.; Crona, B.; Hussain, S.A.; Badola, R.; Primavera, J.H.; Barbier, E. and Dahdouh-Guebas, F., 2008.** Ethnobiology, socio economics and management of mangrove forests: a review. Aquatic Botany. Vol. 89, No. 2, pp: 220-236.

۲۵. **Warwick, R., 1986.** A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. Marine Biology. Vol. 92, No. 4, pp: 557-562.