پژوهش و فناوری محیط‌زیست، ۱۴۰۳،(۱۵)۹، ۱۱۵-۱۳۰

پژوهش و فناوری محیط زیست

وبگاه نشریه: www.journal.eri.acecr.ir

پژوهشکده محیط زیست

شاپا الکترونیکی: ۲۶۷۶-۳۰۶۰

ارزیابی تنوع زیستی جوامع ماکروزئوبنتوز در زیستگاه‌های شرق هرمزگان

کیوان اجلالی خانقاه*[۱]، حامد کیومرثی[۲] ، سعید تمدنی جهرمی[۱]، فاطمه معززی[۳]

۱ -پژوهشکده اکولوژی خلیج‌فارس و دریای عمان، موسسهٔ تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات آموزش و ترویج کشاورزی، بندرعباس، ایران.

۲- بخش تحقیقات علوم دامی، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان گیلان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، رشت، ایران

۳- استادیار پژوهشی بخش تحقیقات اقتصادی، اجتماعی و ترویج کشاورزی، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان گیلان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، رشت، ایران

اطلاعات مقاله

نوع مقاله:
پژوهشی

تاریخ دریافت:
۱۴۰۲/۰۵/۱۷

تاریخ پذیرش:
۱۴۰۳/۰۵/۲۹

دسترسی آنلاین:
۱۴۰۳/۰۸/۳۰

کلید واژه‌ها:
ماکروزئوبنتوز،
تنوع زیستی،
اکولوژی،
هرمزگان

چکیده

این مطالعه به منظور بررسی تغییرات تنوع زیستی اجتماعات ماکروبنتوزها در سال‌های ۱۳۸۶، ۱۳۸۸، ۱۳۹۷ و ۱۳۹۸ صورت گرفت. نمونه‌برداری از زسوبات بستر در ۹ ایستگاه از مرکز تا غرب سواحل بندرعباس بوسیله یک دستگاه گرب ون وین انجام شد. در این بررسی ۱۶ گروه اصلی شامل پرتاران، آمفی‌پودا، شکم‌پایان و دوکفه‌ای‌ها، سیپونکولا، ناوپایان، فرامینیفرا، استراکودا، تانایداسه،کوماسه، دکاپودا، اکیورا، کرم‌های نواری، اوفازیاسه، می‌سی‌داسه، مارسانان و تعدادی گروه فرعی (از نظر تعداد) مانند اسفنج‌ها، کیسه‌تنان ،لارو ماهیان، تونیکاتا، همی‌کورداتا و برخی دیگر از بی‌مهرگان مورد شناسایی قرار گرفتند. پرتاران با ۵۷ درصد و به دنبال آن‌ها آمفی‌پودا با ۱۸ درصد شکم‌پایان دوکفه‌ای‌ها و سیپونکلا هر کدام با ۴ درصد ناوپایان با ۳ درصد فرامینیفرا، استراکودا، تانایداسه، اکیوراها، هر کدام با ۲ درصد و کوماسه، دکاپودا کرم‌های نواری، اوفازیاسه، میسی‌داسه و مارسانان با فراوانی نسبی ۱ درصد ساختار جوامع بنتیک را تشکیل می‌دادند. همچنین تعداد ۳۴۷ جنس و گونه متعلق به ۱۱ شاخه از بی‌مهرگان دریایی (ماکروبنتوز) مورد شناسایی قرار گرفتند. بجز در سال ۱۳۹۷که گروه تانایداسه گروه غالب را تشکیل می‌داد در سایر موارد پرتاران گروه غالب را تشکیل می‌دادند. شاخص‌های تنوع زیستی بررسی شده در خلال سال‌های مذکور نشان داد که در سال‌های ۱۳۸۶، ۱۳۸۸ و سال ۱۳۹۷ ایستگاه‌های مورد مطالعه در شرایط عاری از استرس بودند ولی در سال ۱۳۹۸ ایستگاه ۳ در شرایط استرس شدید و سایر ایستگاه‌ها در شرایط استرس متوسط قرار داشتند. به عبارت دیگر بعد از گذشت ۱۰ سال تنوع زیستی کاهش پیدا نموده است.

*پست الکترونیکی نویسنده مسئول: k_ejlali@yahoo.com

Journal of Environmental Research and Technology

journal homepage: www.journal.eri.acecr.ir

Environmental Research institute

Online ISSN: 3060-2676

Ecological assessment and biodiversity of macrozoobenthos communities in eastern Hormozgan habitats

Keivan Ejlali Khanghah[1*], Hamed Kioumarsi[2], Saeid Tamadoni Jahromi[1], Fatemeh Moazzezi [3]

1- Persian Gulf and Oman Sea Ecology Research Center, Iranian Fisheries Science Research Institute, Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO), Bandar Abbas, Iran. P.Box: 7916793165

2- Department of Animal Science Research, Gilan Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Rasht, Iran

3- Assistant Professor, Economic, Social and Extension Research Department, Guilan Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Rasht, Iran

Article Info

Article type:
Research Article

Article history:
Received:
08/08/2023
Accepted:
19/08/2024
Available online:
20/11/2024

Keywords:
Macrozoobenthos,
Biodiversity,
Ecology,
Hormozgan

Abstract

This study was conducted to investigate the changes in the biodiversity of macrobenthos communities in 2016, 2018, 2017 and 2018. Sampling of bed sediments substrates was carried out in 9 stations from the center to the west of the Bandar Abbas coast by a grab van veen device. In this study, 16 main groups including polychaeta, amphipoda, gastropods and bivalves, sipuncula, copepoda, foraminifera, ostracoda, Tanaidacea, Comacea, Decapoda, Echiora, tapeworms, Euphausiacea, Mysidacea, ophiuridea and a number of subgroups (in terms of number) such as Porifera, Cniderians, fish larvae, Tunicata, Hemicordata and some other invertebrates were identified. Pretaran with 57%, followed by Amphipoda with 18%, gastropods, bivalves and sipunclea, each with 4%, navipods with 3%, Foraminifera, Ostracoda, Tanidaceae, Equira, each with 2% and Comaceae, Decapoda, tapeworms, Ophasiacea, Mysidaceae and Marsans with a relative abundance of 1% formed the structure of benthic communities. Additionally, a total of 347 genera and species belonging to 11 phyla of marine invertebrates (macrobenthos) were identified. Except for in 2018, when the tanaidaceans group dominated, in other instances, polychaeta created the dominant group. Biodiversity indicators studied during the mentioned years showed that in 2016, 2018 and 2018, the studied stations were in stress-free conditions; but in 2018, station 3 was under severe stress and other stations were under moderate stress. However, in 2019, station 3 was under severe stress conditions other stations were under moderate stress. In other words, after 10 years, biodiversity has decreased in the studied stations.

* Corresponding author E-mail address: k_ejlali@yahoo.com

مقدمه

عملکرد اکوسیستم به فرآیندها و ویژگی‌هایی اشاره دارد که جریان انرژی را از طریق اجزای زنده و غیرزنده اکوسیستم‌ها شکل می‌دهد (دیاز و کابیدو[1]، ۲۰۰۱) و در نتیجه این فرآیندها را می‌توان به عنوان یک سیستم بازخورد پیچیده دانست که در آن گونه‌ها با محیط فیزیکی و شیمیایی خود سازگار می‌شوند، در حالی که محیط به طور مداوم توسط فعالیت‌های بیولوژیکی گونه‌ها تغییر می‌کند لوینز و لونتین[2] (۱۹۸۵). یک جامعه زیستی خاص از یک زیستگاه معین بازتابی از سازگاری عملکردی با محیط غیرزیست در طول تاریخ تکاملی است (اودلین-اسمی و همکاران، ۱۹۹۶)[3]؛ (نعیم،۲۰۰۲) .[4] اطلاعات زیادی در مورد سلامت و پایداری اکوسیستم توسط مطالعاتی که تنوع و ساختار جوامع دریایی اعماق دریا را در طول زمان بررسی می‌کنند ارائه شده است (به عنوان مثال، پیرسون و روزنبرگ[5] ۱۹۷۸۵ ;کاولی و همکاران[6] ۲۰۰۲ ; وارویک و همکاران[7] ۲۰۰۲ ; آرنتز و همکاران[8] ۲۰۰۶ ; پاگیلوزا و رودریگز ۲۰۰۶; لنسلوتی و استوتز[9] ۲۰۰۴).

با این حال، تنوع اطلاعات نسبتاً محدودی در مورد ویژگی‌های اکوسیستم فراهم می‌کند دیاز و کابیدو (۲۰۰۱) زیرا فقط توصیف می‌کند که کدام یا چند گونه در سیستم وجود دارد، اما نه ارتباط عملکردی آنها. اندازه‌گیری نقش گونه‌ها جایگزین مفیدی برای روش‌های سنتی تر مبتنی بر گونه‌ها است. معمولاً، رویکردهای عملکردی گونه‌ها را به گروه‌های تغذیه‌ای طبقه‌بندی می‌کنند (فاچالد و همکاران[10] ۱۹۷۹ ; پاگلیوزا،۲۰۰۵[11]؛ اصحابی و همکاران، ۲۰۰۹[12]؛ خورشیدی و همکاران، ۲۰۱۰[13])، که به عنوان مثال، منابع تأمین غذا را در اکوسیستم نشان می‌دهد. به همین ترتیب، از روابط تغذیه‌ای برای مدل‌سازی توزیع و کارایی جریان انرژی و ماده از طریق سیستم‌های اعماق زمین کریستنسن و پائولی (۱۹۹۳)[14] و پویایی تغییرات زیست توده (ارتیز و ولف (۲۰۰۲)a, b[15] تیلور و همکاران۲۰۰۸[16]) استفاده شده است. نقش‌ها یا صفات گونه‌ها به عنوان شاخص‌های عملکرد تغذیه‌ای سیستم عمل می‌کنند. اگرچه گروه‌های عاملی می‌توانند تعداد زیادی از صفات بیولوژیکی را ادغام کنند، اما اغلب تنها با تعداد کمی از صفات (مانند مکانیسم‌های تغذیه) تعریف می‌شوند، بنابراین سایر ویژگی‌های مهم نادیده گرفته می‌شوند. به عنوان مثال، در مطالعات جوامع صخره‌ای زیر جزر و مدی، اسفنج‌ها، ماسل‌ها، دوکفه‌ها، بریوزوا و بارناکل‌ها اغلب به‌عنوان ریزه‌خوارها یا صافی‌کننده‌ها دسته‌بندی می‌شوند (ویتمن و دیتون،۲۰۰۱)[17] با این حال، این گونه‌ها استراتژی‌های مختلفی برای رشد و اشغال فضا را نشان می‌دهند: در حالی که اسفنج‌ها و بریوزوآرها گونه‌های کفزی هستند که با رشد جانبی فضا را اشغال می‌کنند، بارناکل‌ها و دوکفه‌ای‌ها عمدتاً به صورت گله‌ای و گروهی اقدام به اشغال فضامی‌کنند (جکسون،۱۹۷۷[18]؛ سبنز[19]،۱۹۸۲). بهبود

---

1 -Díaz and Cabido 2001
2 -Levins and Lewontin 1985
3 -Odling-Smee et al. 1996
4 -Naeem 2002
5 -Pearson and Rosenberg 1978
6 -Collie et al. 2000
7 -Warwick et al. 2002
8 -Arntz et al. 2006
9 -Lancellotti & Stotz 2004
10 -Fauchald et al. 1979
11 -Pagliosa 2005
12 -Ashabi 2009
13 -Khorshidi 2010
14 -Christensen and Pauly 1993
15 -Ortiz & Wolff 2002a, b
16 -Taylor et al. 2008
17 -Witman and Dayton 2001
18 -Jackson 1977
19 -Sebens 1982

علوم زیستی نیازمند روش‌های نوین و استفاده از داده‌های با کیفیت بالاتر می‌باشد (کیومرثی و همکاران، ۲۰۰۸؛ کیومرثی و همکاران، ۲۰۱۲؛ کیومرثی و همکاران، ۲۰۱۳).

در زیستگاه‌های با بستر نرم، مطالعات مبتنی بر تغذیه ممکن است عملکردهای کلیدی مانند چرخه مواد مغذی را که اغلب به صورت بیولوژیکی هدایت می‌شوند، نادیده بگیرند (فعالیت‌های بیوتوربیتی گونه‌های اعماق زمین بر ژئوشیمی رسوب تأثیر می‌گذارد، رجوع کنید به (رئیس،۱۹۸۵)[4]؛ (لوینتون،۱۹۹۵)[5] ;(هیپ و همکاران۲۰۰۶)[6]. (لوهرر و همکاران۲۰۰۵)[7]; (جیسون و همکاران۱۹۹۴)[8] ; (میسمن و همکاران،۲۰۰۲)[9] ; رئیس،۲۰۰۲ ;لومووواسکی و همکاران،۲۰۰۶)[10] .

اکوسیستم ساحلی دریایی به دلیل تعامل دینامیکی با سیستم جوی و زمینی منحصر به فرد است. این تعامل منجر به بهره‌وری بیولوژیکی بالا و منابع با ارزش اقتصادی مهم می‌شوند. علاوه بر این، چنین مناطق ساحلی از توجه ویژه‌ای برخوردار هستند، زیرا آنها در معرض شرایط محیطی بسیار متغیر به دلیل نوسانات ورودی رودخانه هستند، که به نوبه خود توسط شرایط آب و هوایی کنترل می‌شوند. این شیب‌های محیطی نقش مهمی در ساختار جامعه اعماق دریا و به نوبه خود عملکرد اکوسیستم ایفا می‌کنند.

جامعه ماکروبنتتیک نقش مهمی را در اکوسیستم‌های آبی به عنوان مصرف‌کنندگان اولیه و ثانویه به راحتی در ارزیابی‌های بیولوژیکی ایفا می‌کند (پاپچنکو،۱۹۷۱)[11] دانش دقیق و کامل از جانوران کف نه تنها به منظور بهره‌وری (رامکومار و همکاران[12]۲۰۱۰) مهم است، بلکه برای مشاهده تنوع زیستگاه نیز مفید است. حفظ تنوع زیستی یک اولویت برای حفاظت از طبیعت در محیط‌های خشکی،

دریایی و آب شیرین است (بروکس و همکاران،۲۰۰۶)[13] بنابراین، ارزیابی تنوع زیستی در اکوسیستم‌های آبی نقش بسیار مهمی را به عنوان مبنایی برای حفاظت از طبیعت ایفا می‌کند. تنوع، توزیع و فراوانی ماکروبنتوزها به ویژگی‌های محیطی آن‌ها مانند وضعیت آلودگی، مواد آلی، محتوا، بافت خاک و رسوب بستگی دارد (دهانایاکار،۲۰۰۶؛[14] پرکینز،۱۹۷۴)[15] از آنجایی که آن‌ها در سازگاری با شرایط محیطی و تحمل یا حساسیت آن‌ها به آلودگی تغییر می‌کنند، پارامترهای جانوران کف دریا (مانند ساختار جامعه، گونه‌های غالب، تنوع و فراوانی) می‌توانند برای انعکاس کیفیت محیط مورد استفاده قرار گیرند (گائو،۲۰۱۱)[16]

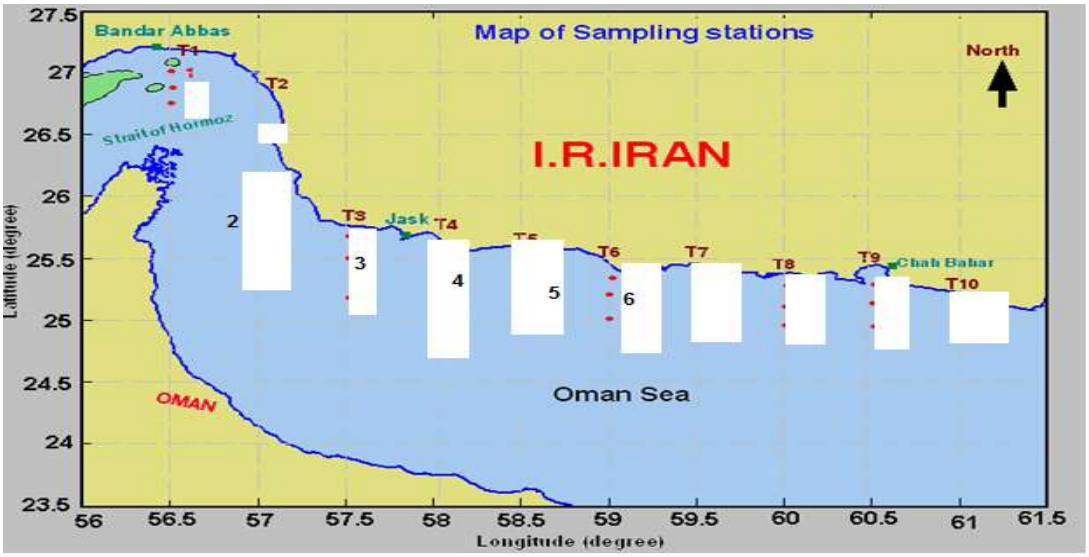
بنابر اهمیت خلیج فارس و دریای عمان از لحاظ تنوع زیستی و اهمیتی که اجتماعات زئوماکروبنتوز از نظر تنوع زیستی و نیز چرخه انتقال ماده و انرژی دارند ما را بر آن داشت تا اطلاعات انباشته شده از تنگه هرمز تا خلیج جاسک را در سال‌های ۱۳۸۶ و ۱۳۸۸ و اطلاعات مربوط به ۱۰ سال پس از آن یعنی سال‌های ۱۳۹۷ و ۱۳۹۸ را با اهداف تعیین تنوع و تراکم این

[1] -Kioumarsi et al. 2008
[2] -Kioumarsi et al. 2011
[3] -Kioumarsi et al. 2012
[4] -Reise 1985
[5] -Levinton 1995
[6] -Heip et al. 200
[7] -Lohrer et al. 2005
[8] -Jones et al. 1994
[9] -Meysman et al. 2002
[10] -Lomovasky et al. 2006
[11] -Popchenko, 1971
[12] -Ramkumar et al. 2010
[13] -Brooks et al. 2006
[14] -Dahanayakar,2006
[15] -Perkins, 1974
[16] -Gao, 2011

اجتماعات جمع‌آوری و مورد مقایسه و مطالعه قرار داده تا تغییرات تنوع زیستی و همچنین ساختار این اجتماعات در دهه مذکور مورد بررسی قرارگیرد.

معرفی منطقه مورد بررسی

اطلاعات مربوط به تراکم و فراوانی اجتماعات ماکروزئوبنتوز حاصل از پروژه‌های مشترک هیدرولوژی و هیدروبیولوژی و پایش کفزیان تجاری در شش ایستگاه (شکل(۱) در آبهای ایرانی دریای عمان محدوده مرکزی و شرق استان هرمزگان (تنگه هرمز تا شرق بندر جاسک) طی سال‌های ۱۳۸۶، ۱۳۸۸، ۱۳۹۷ و ۱۳۹۸ جمع‌آوری، جمع‌بندی و شاخص‌های تنوع زیستی مربوط به آن‌ها محاسبه و زیستگاه‌های تحت استرس مورد شناسایی قرار گرفتند.



شکل(۱) مناطق مورد بررسی

مواد و روش‌ها

روش محاسبه شاخص‌های تنوع زیستی

شاخص‌های تنوع زیستی

شاخص‌های مبتنی بر فراوانی جمعیت صرفا نشان دهنده تعداد هرگونه نسبت به کل جمعیت ماکروبنتوز است.

شاخص تنوع شانون- وینر[1]

یکی از شاخص‌های تنوع که کاربرد وسیعی در مطالعات اکولوژیک دارد، شاخص شانون می‌باشد که مبتنی بر تئوری اطلاعات است و نشان دهنده متوسط درجه عدم اطمینان در برآورد و پیش بینی تعلق یک فرد انتخاب شده بصورت تصادفی، به یکی از گونه‌های تشکیل دهنده نمونه‌ای که دارای تعداد S گونه و تعدادکل افراد n می‌باشد. بنابراین هر چقدر تعداد گونه‌های تشکیل

[1] -Shannon-Winer Index

دهنده یک نمونه بیشتر باشد و همچنین هر چقدر توزیع فراوانی افراد در بین این گونه‌ها یکسان‌تر باشد میزان درجه عدم اطمینان بیشتر خواهد بود که تفسیر آن وجود تنوع بیشتر می‌باشد.

شاخص شانون از طریق رابطه (۱) محاسبه می شود:

$$H' = \sum_{i=1}^{S} \frac{Ni}{N} Ln \frac{Ni}{N}$$ رابطه (۱)

در این رابطه H′ شاخص تنوع گونه‌ای، N تعداد کل جمعیت افراد، Ni تعداد جمعیت گونه i ام و S تعداد کل گونه‌ها می باشد.

شاخص تنوع سیمسون[1]

این شاخص بعنوان اولین شاخص در بررسی‌های اکولوژیک مورد استفاده قرار گرفته است و طبق رابطه (۲) محاسبه می گردد.

$$\lambda = \sum_{i=1}^{S} (Pi)^2$$ رابطه (۲)

در این رابطه Pi نسبت فراوانی هر یک از گونه‌ها در نمونه می‌باشد که بصورت زیر محاسبه می گردد:

$$N = \frac{Ni}{N} \qquad i = 1,2,3,\ldots,s$$

در این رابطه Ni تعداد افراد گونه i و N تعداد کل افراد تشکیل دهنده تمام گونه‌ها در نمونه می باشد. رقم شاخص سیمسون از صفر تا یک متغیر است و نشان دهنده میزان احتمال تعلق دو فرد انتخاب شده بصورت تصادفی از کل جمعیت به یک گونه مشخص می‌باشد. بطوری‌که هرچه میزان این احتمال بیشتر باشد عدد شاخص به یک نزدیک‌تر خواهد بود و به معنی آن است که دو فرد انتخاب شده از جمعیت متعلق به یک گونه هستند و هرچه عدد شاخص به صفر نزدیک‌تر باشد، دو فرد انتخاب شده از دو گونه متفاوت هستند. بنابراین در حالت اول تنوع کم و در حالت دوم تنوع زیاد می‌باشد.

شاخص‌های غنای جمعیت[2]

یکی از شاخص‌های مهم در خصوص توصیف وضعیت اجتماعات بنتیک شاخص غنای جمعیت می‌باشد که عبارتست از مقایسه تعداد کل گونه‌ها در اجتماع مورد بررسی.

$$R_I = \frac{S-1}{Ln(n)}$$

شاخص تراز محیطی[3]

این شاخص نشان دهنده میزان فراوانی افراد گونه‌ها و نحوه توزیع این فراوانی در یک نمونه می‌باشد. به این ترتیب که اگر توزیع فراوانی افراد گونه‌ها در نمونه یکسان باشد عدد شاخص تشابه حداکثر و هرچه توزیع تراکم و فراوانی افراد گونه‌ها بیشتر متغیر باشد درجه تشابه یا یکسانی پراکندگی افراد به حداقل خواهد رسید. جهت تعیین شاخص از فرمول ریاضی زیر استفاده می‌شود.

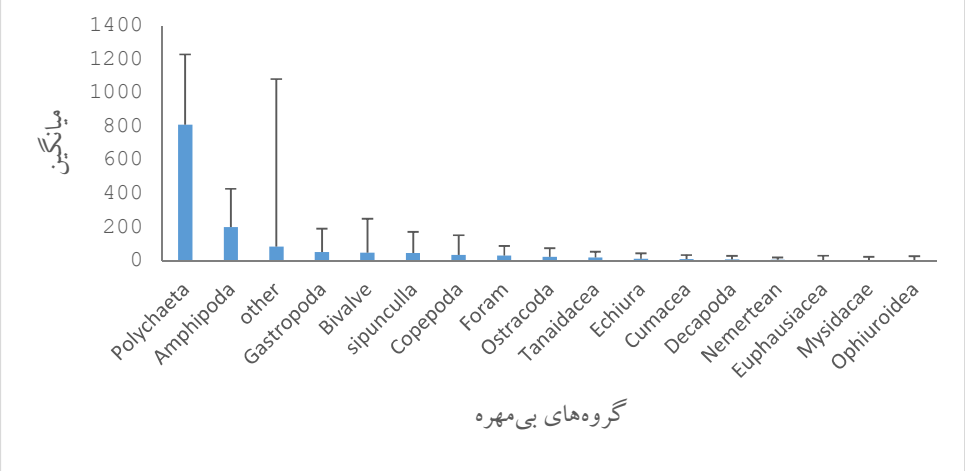
$$E1\ (J') = \frac{H'}{Ln(s)} = \frac{Ln(N_1)}{Ln(N_0)}$$

به منظور محاسبه شاخص‌ها و رسم نمودارها از نرم افزار Excell استفاده شد.

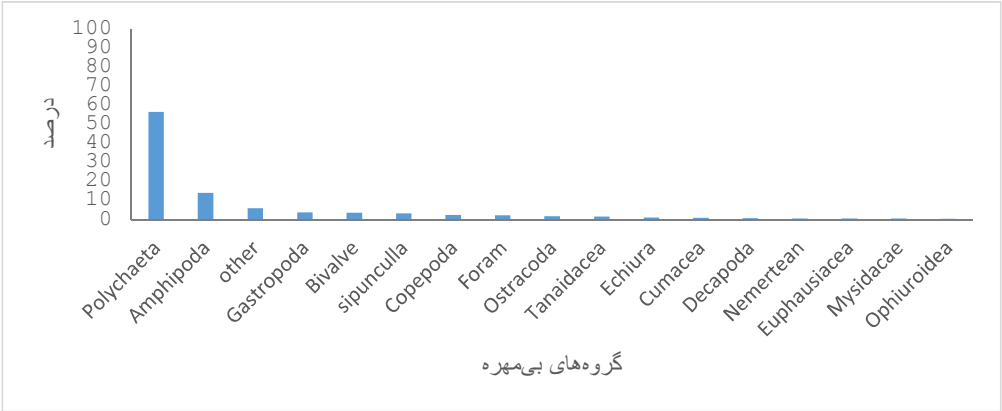
[1] -Simpson Index
[2] -Richness Index
[3] -Evenness Index

یافته‌های پژوهش

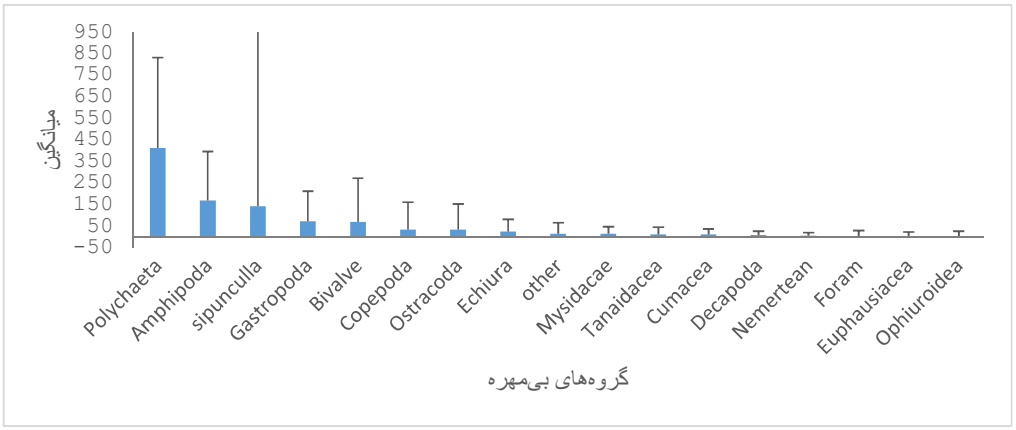
ا**Error! Reference source not found.** و **Error! Reference source not found.** گروه‌های اصلی ماکرو بنتوز را به ترتیب میانگین و فراوانی نسبی آنها نشان می‌دهد. مطابق این شکل‌ها میانگین تراکم پرتاران با متوسط تقریبی ۸۰۰ عدد در متر مربع بیشترین و سپس آمفی‌پودا ، شکم‌پایان و دوکفه‌ای‌ها به ترتیب در رتبه‌های بعدی قرار دارند. میانگین تراکم ماکروبنتوزها به تفکیک سال هم (با کمی تغییر) روند مشابهی را نشان می‌دهد. یعنی در سال ۱۳۸۶ پرتاران با متوسط حدود ۵۰۰ عدد در متر مربع و در سال ۸۸ با میانگین تقریبی ۱۰۰۰ عدد در متر مربع بیشترین تراکم را به خود اختصاص داده اند. شکل(۴ وشکل(۵ گویای این بررسی است. شکل(۶ و شکل(۷ میانگین اجتماعات ماکروبنتوز را در طی سالهای ۱۳۹۷ و ۱۳۹۸ نشان می‌دهند که مطابق این اشکال در سال ۹۷ غالبیت با گروه تانایداسه و پس از آن با گروه آمفی‌پودا به ترتیب با تعداد ۷۰۹ و ۶۸۲ عدد در متر مربع است در صورتیکه در سال ۹۸ غالبیت با گروه پرتاران با تعداد ۹۴۳ عدد در متر مربع است.



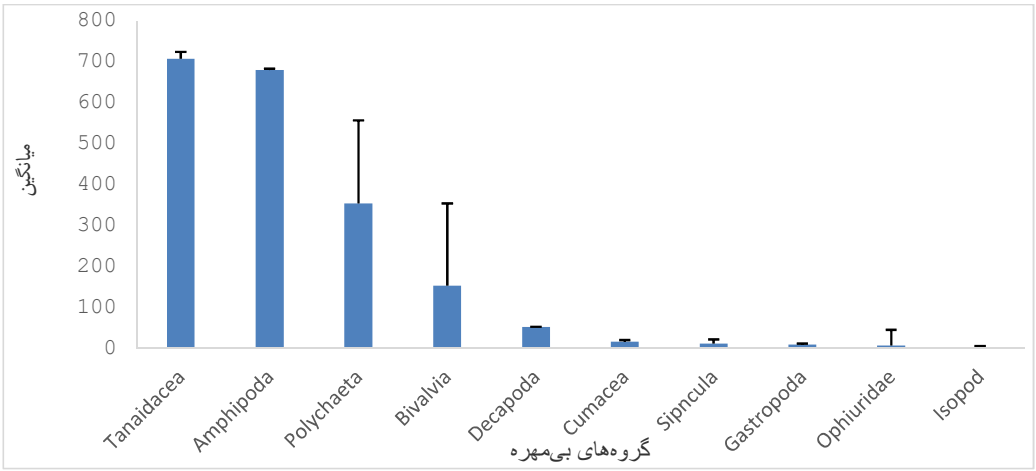
شکل(۲) میانگین (تعداد در متر مربع) تراکم گروه‌های بی‌مهره در طول دوره بررسی



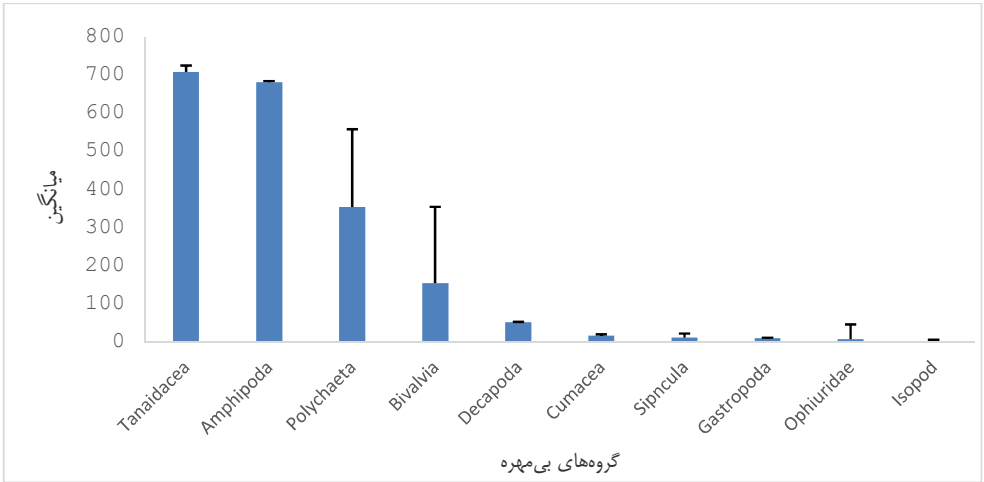
شکل(۳) درصد فراوانی گروه‌های بی‌مهره در طول دوره بررسی



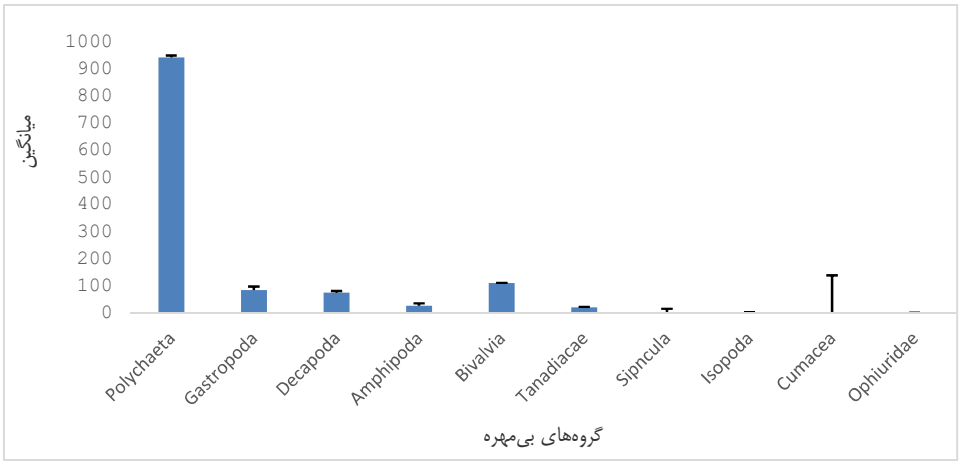
شکل(۴) میانگین تراکم گروه‌های بی‌مهره در سال ۱۳۸۶



شکل(۵) میانگین تراکم گروه‌های بی‌مهره در سال ۱۳۸۸

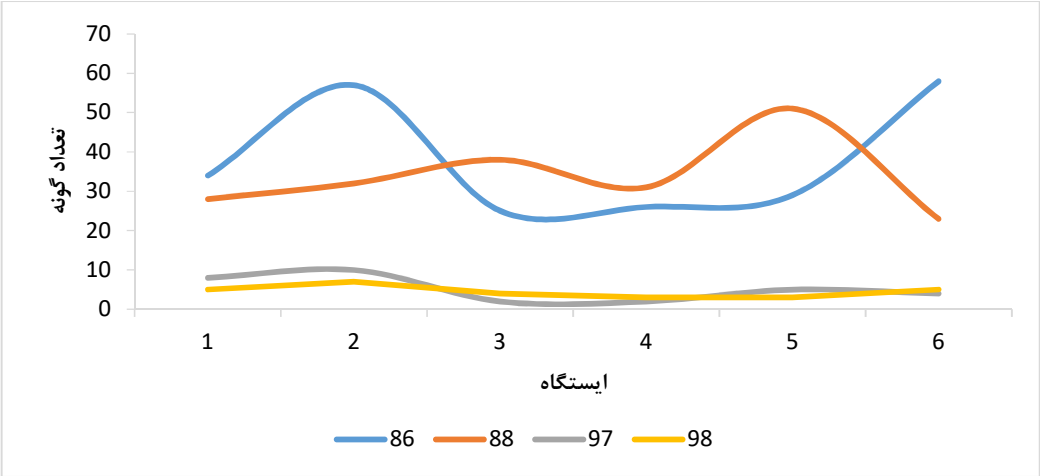


شکل(۶) میانگین تراکم گروه‌های بی‌مهره در سال ۱۳۹۷



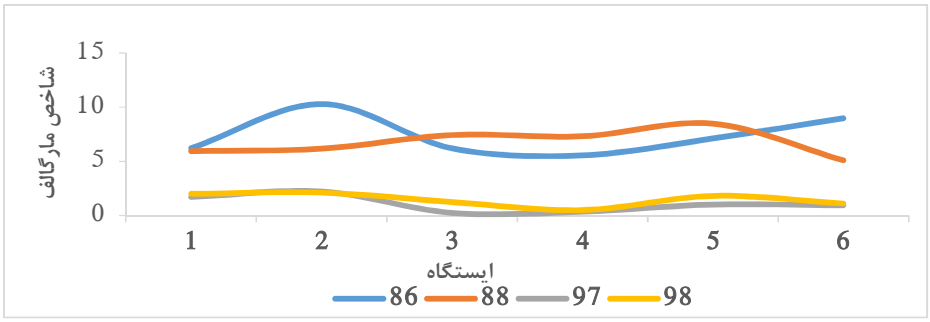
شکل(۷) میانگین تراکم گروه‌های بی‌مهره درسال ۱۳۹۸

شکل(۸ تعداد گونه‌های موجود در ایستگاه‌های نمونه‌برداری را در طول دوره بررسی نشان می‌دهد که به عنوان اولین شاخص تنوع زیستی حائز اهمیت می‌باشد. مطابق این شکل تعداد گونه‌ها در دو سال ۹۷ و ۹۸ نسبت به حدود ۱۰ سال قبل یعنی ۸۶ و ۸۸ کاهش قابل ملاحظه‌ای داشته است.



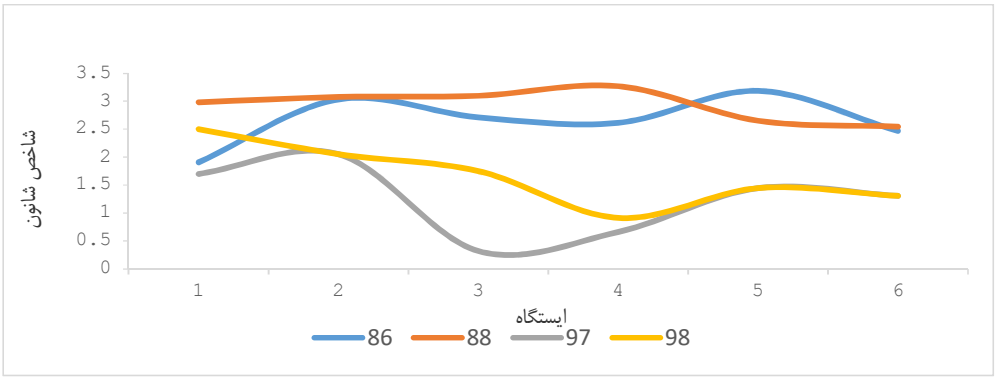
شکل(۸) روند تغییرات تعداد گونه از سال۱۳۸۶تا سال ۱۳۹۸

تغییرات شاخص مارگالف در خلال سال‌های ۸۶ تا ۹۸ در شکل(۹ به تصویر کشیده شده است. مطابق این تصویر در سال ۸۶ شاخص مارگالف با مقادیر۶/۲، ۱۰/۲، ۶/۲، ۵/۵، ۷/۱ و ۸/۹، در سال۸۸ با مقادیر ۵/۹، ۶/۱، ۷/۴، ۷/۲، ۸/۴ و ۵ در سال ۹۷ با مقادیر ، ۱/۷، ۲، ۰/۲۴، ۰/۳۶، ۱ و ۰/۹۳و در سال ۹۸ با مقادیر ۱/۹۹، ۲/۱، ۱/۲، ۰/۵، ۱/۸ و ۱ به ترتیب از ایستگاه ۱ در تنگه هرمز تا ایستگاه ۶ بعد از بندر جاسک را شامل می‌شود.



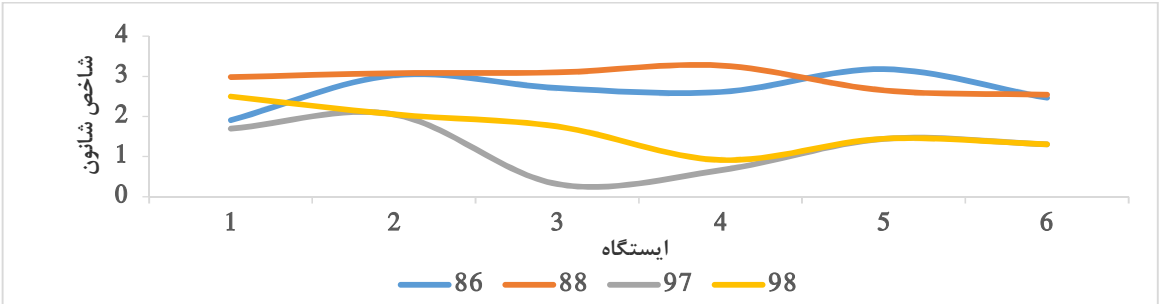
شکل(۹) روند تغییرات غنای گونه‌ای از سال۱۳۸۶تا سال ۱۳۹۸

مقادیر شاخص شانون در خلال سال‌های ۸۶ تا ۹۸ در شکل(۱۰ به تصویر کشیده شده است. مطابق این تصویر در سال ۸۶ شاخص شانون با مقادیر ۱/۹، ۳/۰۳، ۲/۷، ۲/۶، ۳/۱ و ۲/۴، در سال۸۸ با مقادیر ۲/۹ ، ۳، ۳/۲،۳، ۲/۶ و ۲/۵ در سال ۹۷ با مقادیر ۱/۷، ۲، ۰/۳، ۰/۶، ۱/۴ و ۱/۳ و در سال ۹۸ با مقادیر ۲/۵، ۲، ۱/۷، ۰/۹، ۱/۴و ۱/۳ به ترتیب از ایستگاه ۱ در تنگه هرمز تا ایستگاه ۶ بعد از بندر جاسک را شامل می‌شود.



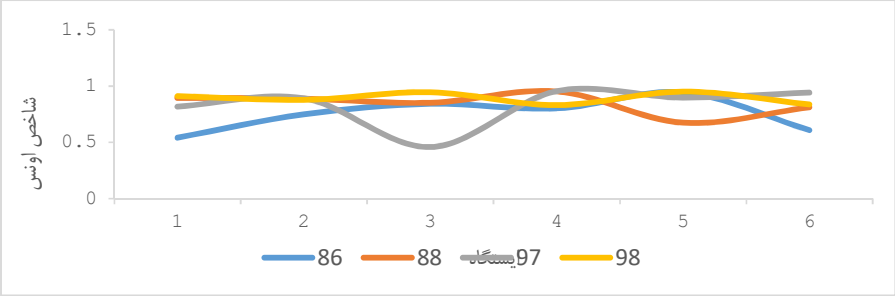
شکل(۱۰) روند تغییرات شاخص شانون از سال ۸۶ تا سال ۹۸

مقادیر شاخص سیمپسون در خلال سال‌های ۱۳۸۶ تا ۱۳۹۸ در شکل(۱۰ به تصویر کشیده شده است. مطابق این تصویر در سال ۱۳۸۶ شاخص شانون با مقادیر ۰/۵۴، ۰/۷۴، ۰/۸۵، ۰/۹۴، ۰/۹۵ و ۰/۶، در سال۱۳۸۸ با مقادیر ۰/۹۳ ، ۰/۹۵، ۰/۹۵، ۰/۹۱، ۰/۸۲ و ۰/۹۱ در سال ۱۳۹۷ با مقادیر ، ۰/۸۴، ۰/۹۰، ۰/۷۵، ۰/۸۲ و ۰/۸۱ و در سال ۱۳۹۸ با مقادیر ۰/۳۷، ۰/۱۱، ۰/۱۳، ۰/۱۳، ۰/۰۵و۰/۱۹ به ترتیب از ایستگاه ۱ در تنگه هرمز تا ایستگاه ۶ بعد از بندر جاسک را شامل می‌شود.

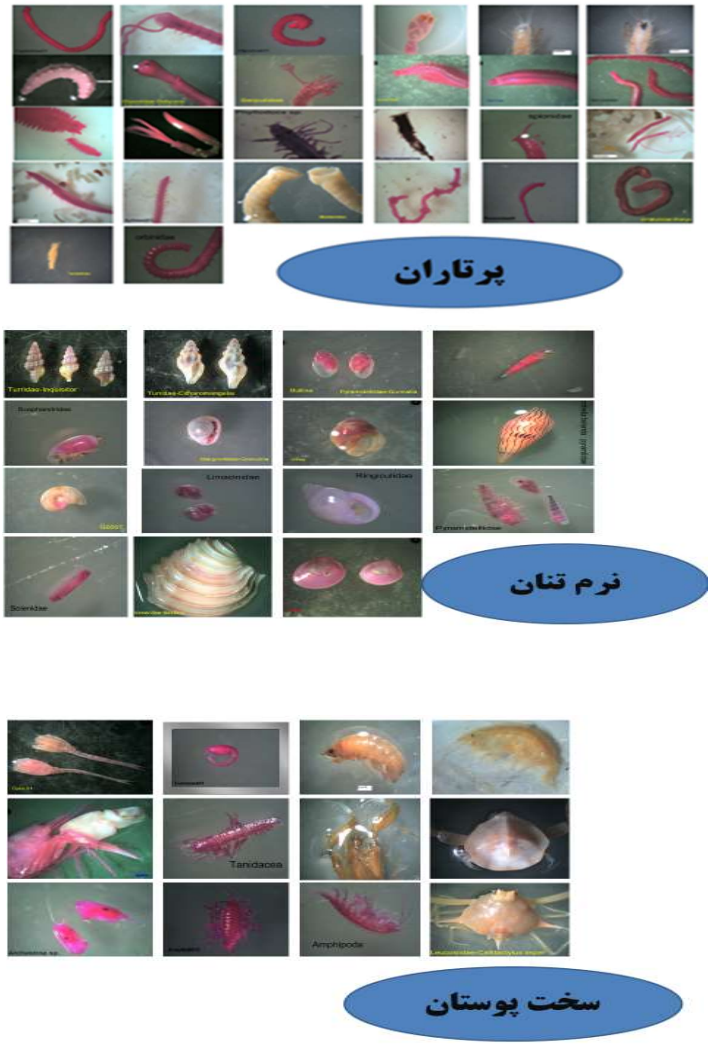


شکل(۱۱) روند تغییرات شاخص سیمپسون از سال ۱۳۸۶ تا سال ۱۳۹۸

مقادیر شاخص اونس در خلال سال‌های ۱۳۸۶ تا ۱۳۹۸ در شکل(۱۰ به تصویر کشیده شده است. مطابق این تصویر در سال ۱۳۸۶ شاخص شانون با مقادیر ۰/۵۴، ۰/۷۴، ۰/۸۴، ۰/۸۲، ۰/۹۴ و ۰/۶، در سال۱۳۸۸ با مقادیر ۰/۸۹ ،۰/۸۸، ۰/۸۵، ۰/۹۵، ۰/۶۷ و ۰/۸۱ در سال ۱۳۹۷ با مقادیر ، ۰/۸۱، ۰/۸۹، ۰/۴، ۰/۹۵ و ۰/۸۹ و ۰/۹۴ و در سال ۱۳۹۸ با مقادیر ۰/۹۱، ۰/۸۷، ۰/۹۴، ۰/۸۳، ۰/۹۵و ۰/۸۳ به ترتیب از ایستگاه ۱ در تنگه هرمز تا ایستگاه ۶ بعد از بندر جاسک را شامل می‌شود.



شکل(۱۲) روند تغییرات شاخص تراز محیطی یا اونس از سال ۱۳۸۶ تا سال ۱۳۹۸



بحث و نتیجه‌گیری

در این بررسی که بر روی پراکنش و ترکیب و فراوانی اجتماعات بنتیک در دریای عمان صورت گرفته است ۱۶ گروه اصلی شامل پرتاران (کرم‌های حلقوی)آمفی پودا (سخت پوستان)شکم‌پایان و دوکفه‌ای‌ها(نرم‌تنان)سیپونکولا، ناوپایان (نرم تنان) فرامینیفرا، استراکودا و تانایداسه، کوماسه و دکاپودا (سخت پوستان) اکیورا ، کرم‌های نواری، اوفازیاسه، می‌سی‌داسه ، مارسانان(خارپوستان و تعدادی گروه فرعی (از نظر تعداد) مانند اسفنج‌ها، کیسه‌تنان ،لارو ماهیان، تونیکاتا ،همی‌کورداتا و برخی دیگر از بی‌مهرگان مورد شناسایی قرار گرفتند بطوریکه پرتاران با ۵۷ درصد و به دنبال آن‌ها آمفی‌پودا با ۱۸ درصد شکم پایان، دوکفه‌ای‌ها و سیپونکلا هر کدام با ۴ درصد ناوپایان با ۳ درصد فرامینیفرا، استراکودا تانایداسه، اکیوراها، هر کدام با ۲ درصد و کوماسه، دکاپودا کرم‌های نواری، اوفازیاسه، می‌سی‌داسه و مارسانان با فراوانی نسبی ۱ درصد ساختار جوامع بنتیک را تشکیل می‌دهند. مطالعات زیادی در زمینه پراکنش ماکرو بنتوزها در نقاط مختلف دریاها به انجام رسیده که تقریبا در همه آنها پرتاران گروه غالب بی‌مهرگان کفزی را تشکیل می‌دهند. پرتاران نقش بسیار مهمی را در رسوبات دریاها ایفا می‌کنند. این بی‌مهرگان دامنه وسیعی از تغذیه و زیستگاه را به خود اختصاص می‌دهند لذا عامل تسریع کننده مهمی در انتقال مواد در زنجیره‌ها و شبکه‌های غذایی در دریاها می‌باشند. یکی از مهمترین پدیده‌هایی که بی‌مهرگان کفزی و بخصوص پرتاران در آن نقش دارند پدیده آشفتگی زیستی[1]است که طی این فرایند رسوبات کف دریاها بوسیله این موجودات برهم زده شده و مواد غذایی انباشته شده در این رسوبات آزاد شده و در اختیار سایر موجودات قرار می‌گیرد.(نیباکن،۲۰۰۵[2]). این پدیده در سیستم‌های آبزی پروری بسیار حیاتی و مهم می‌باشند(کارتیکیان،۲۰۰۹[3]). پرتاران در به جریان انداختن مواد مغذی بین ناحیه پلازیک و بنتیک نقش مهمی را ایفاء مینمایند. مطالعات انجام شده در منطقه Arkattuthurai در تنگه Palk در جنوب شرق سواحل هند در اعماق مختلف نشان داد که از ۶۶ گونه بدست آمده از بی‌مهرگان کفزی، پرتاران با ۳۸ گونه گروه غالب را تشکیل دادند و پس از آن دوکفه‌ای‌ها با ۱۵ گونه و شکم‌پایان با ۱۳ گونه در جایگاه‌های بعدی قرار داشتند. (کارتیکیان و همکاران،۲۰۰۹). همچنین مطالعات بر ساختار اجتماعات بی‌مهرگان کفزی در جزیره Karaha در مالزی نشان داد که پرتاران فون غالب بی‌مهرگان کفزی را در پیش مونسون و پس مونسون تشکیل می‌دهند.(ایبراهیم،۲۰۰۶[4]) .علاوه بر این طی مطالعاتی که در سواحل برزیل انجام شده از ۴۱ تاکسون شناسایی شده متعلق به ۸ گروه از بی‌مهرگان کفزی شامل کیسه‌تنان کرم‌های نواری، نرم‌تنان، کرم‌های حلقوی، بندپایان، خارپوستان، بریوزوا و فورنیدا ،پرتاران را با ۶۱ درصد فون غالب کفزیان معرفی نمود. مطالعات بر روی جوامع بنتیک در سواحل اقیانوس آرام نیز نشان داد که از ۵ گروه از بی مهرگان اصلی شتاسایی شده با تراکم ۱۰۰۶ عدد در متر مربع کرم‌های حلقوی و نرم‌تنان از نظر توده زنده و تعداد دارای غالبیت بودند بارون و کلیویور (۱۹۸۴).

ابراهیمی در سال ۱۳۸۴ در سواحل خلیج فارس محدوده استان‌های هرمزگان و بوشهر و خوزستان با بررسی بر ساختار جوامع بنتیک نتیجه گرقت که پرتاران از نظر تعداد در رتبه اول و به دنبال آن سخت پوستان و سایر گروها قرار دارند. مقایسه تراکم بی‌مهرگان کفزی در دو سال ۱۳۸۶ و ۱۳۸۸ نشان داد که اگر چه در سال ۱۳۸۸ تراکم این موجودات افزایش یافته ولی تفاوت معنی‌داری در میانگین تراکم‌ها از نظر آماری وجود ندارد($p>0.05$). بدیهی است تغییر معنی‌دار در ترکیب و فراوانی ماکروبنتوزها در یک اکوسیستم نیاز به گذشت زمان است و در یک اکوسیستم پایدار مانند دریای عمان حتی در شرایط استرس این زمان می‌تواند طولانی‌تر باشد.

[1] -Bioturbation
[2] -Nybakken, 2005
[3] -Karthikian,2009
[4] -Ibrahim, 2006

اولین شاخصی که در تنوع اجتماعات بنتیک موردتوجه قرار می‌گیرد تعداد گونه است (مارکوس و همکاران،۲۰۰۹)[5]که این شاخص در ایستگاه‌های شش‌گانه در سال ۱۳۸۶ و ۱۳۸۸ از غرب به شرق روندی افزایشی و در خلال سال‌های ۹۷ و ۹۸ روند نسبتا ثابتی را از خود نشان داده است ولی مقایسه زمانی شاخص تنوع مبتنی بر تعداد گونه نشان می‌دهد که از سال۱۳۸۶ تا سال ۱۳۹۸ یعنی ۱۲ سال شاهد کاهش فاحش تنوع زیستی اجتماعات ماکروبنتوز از دیدگاه این شاخص هستیم. از دیدگاه این شاخص ایستگاه شش در سال ۸۶ و ایستگاه ۵ در سال ۹۸ دارای بیشترین تعداد گونه هستند. در سال‌های ۱۳۹۷ و ۱۳۹۸ با کاهش شدید تعداد گونه‌ها شاهد روند ثابتی از این شاخص از غرب به شرق هستیم ولی نمی‌توان اذعان نمود که این ایستگاه‌ها تحت استرس بوده زیرا این شاخص فاقد دامنه تغییرات جهت ارزیابی کیفی محیط هست و تنها می‌توان به مقایسه بین ایستگاهی بسنده نمود لذا با مراجعه به این شاخص ایستگاه شش در سال ۸۶ در مقایسه با سایر زمان‌ها در وضعیت مناسب‌تری است.

دومین شاخص مورد بررسی درمنطقه مورد بررسی شاخص مارگالف یا غنای گونه‌ای است که مبنای محاسبه آن تعداد گونه با لحاظ نمودن تعداد کل اعضا است و مطابق این شاخص ایستگاه دو در سال ۸۶ در وضعیت بهتری است. ایراد وارده بر این شاخص این است که فاقد مقدار کیفی هست رز و کاردلا (۱۹۹۱)[6]ولی برخی از محققین و کتب اکولوژی دریا برای این شاخص مقدار ۴ به بالا را محیط باکیفیت خوب و ۴ به پایین را محیط باکیفیت پایین توصیف نمودند و این در حالی است که (Bellan & Santini,1980) برای این شاخص در محدوده کمتر از ۲،۰۵ محیط را آلوده و بیشتر از آن‌ها محیط باکیفیت خوب توصیف نمود که در مطالعه اخیر از دیدگاه این شاخص ایستگاه‌های مورد مطالعه در خلال سال‌های ۸۶ و ۸۸ عاری از استرس ولی در خلال سال‌های ۱۳۹۷ و۱۳۹۸ تحت استرس شدید قرار دارند.

بیشترین مقدار شاخص شانون سال ۱۳۸۶ متعلق به ایستگاه ۵ با مقدار۳/۱ و پس‌ازآن ایستگاه ۴ با مقدار ۳/۱ در سال ۱۳۸۸ است، کمترین مقدار این شاخص مقادیر ۰/۷ و ۰/۹ به ترتیب مربوط به ایستگاه‌های ۳ و ۴ در خلال سال‌های ۱۳۹۷ و ۱۳۹۸ است. یکی از شاخص‌های مهم تنوع گونه‌ای، شاخص شانون بوده که در ارزیابی اکولوژیکی در ارتباط با آلودگی مناطق کاربرد دارد (مارکوس و همکاران،۲۰۰۹) و بیان‌کننده نحوه توزیع هر یک از گروهای ماکروبنتوز در محیط هست و چنانچه این توزیع بین تمام گروه‌های موجود در اکوسیستم به‌طور مساوی توزیع‌شده باشد شانون مقدار بالاتری را نشان می‌دهد و دامنه توصیف آن بدین‌صورت است که اگر عدد مذکور بین ۱-۰ باشد منطقه بسیار آلوده و چنانچه بین ۳-۱ باشد آلودگی متوسط بوده و اعداد بالاتر از ۳ بیانگر عدم وجود آلودگی است (ولچ،۱۹۹۲)[7]از دیدگاه شاخص شانون تمامی ایستگاه‌های موردمطالعه خلال سال‌های ۱۳۸۶ و ۱۳۸۸ عاری از آلودگی یا در آلودگی متوسط بسر می‌برند ولی در سال‌های ۱۳۹۷ و ۱۳۹۸ به ترتیب ایستگاه‌های ۳ و ۴ در آلودگی شدید و سایر ایستگاه‌ها در حالت آلودگی متوسط هستند. از دیدگاه شاخص شانون می‌توان گفت که علیرغم دو شاخص قبلی توزیع فراوانی گونه‌ها در خلال ۱۲ سال گذشته خیلی دستخوش تغییرات نشده است و اکثر ایستگاه‌ها از توزیع فراونی یکنواختی برخوردار هستند. آنچه مسلم است نمی‌توان صرفاً تنها با مراجعه به این دو شاخص قضاوت درستی از کیفیت محیط داشت زیرا شاخص مارگالف تنها مبتنی بر تعداد گونه‌ها و شاخص شانون تنها مبتنی بر توزیع فراوانی گونه‌است لذا برای حل این مشکل شاخص دیگری بنام پیلو - اونس طراحی‌شده است که با لحاظ کردن تعداد گونه‌ها و نیز نحوه توزیع آن‌ها می‌توان ارزیابی بهتری از کیفیت محیط داشت این شاخص نیز در ایستگاه دامنه توصیف این شاخص در منابع بین ۰ تحت شرایط آلودگی بالا و ۱ بدون آلودگی توصیف می‌شود (پیلو،۱۹۶۹)[8]لذا با توجه به این دامنه می‌توان گفت که ایستگاه سه در سال ۱۳۹۷ تحت

[5] -Marques et al.2009
[6] -Ros & Cardell,1991
[7] -Welch,1992
[8] -Pielou,1969

تاثیر استرس ناشی از الودگی قرار داشته است ولی سایر ایستگاه‌ها از نظر قرار داشتن در معرض استرس ناشی از آلودگی در شرایط نسبتا مطلوبی قرار دارند و در بدترین حالت در آلودگی متوسط قرار دارند جدول(۱ برایند مقادیر و ارزیابی کیفی ایستگاه‌های مورد مطالعه از نظر الودگی را نشان می‌دهد.

جدول(۱) ارزیابی کیفی حاصل از محاسبه شاخص‌های تنوع زیستی

سال	شاخص	۱	۲	۳	۴	۵	۶
۱۳۸۶	اونس	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب
	سیمپسون	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب
	شانون	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب
	مارگالف	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب
	نتیجه	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب
۱۳۸۸	اونس	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب
	سیمپسون	بد	بد	بد	بد	بد	بد
	شانون	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب
	مارگالف	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب
	نتیجه	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب
۱۳۹۷	اونس	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب
	سیمپسون	بد	بد	بد	بد	بد	بد
	شانون	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب
	مارگالف	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب
	نتیجه	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب
۱۳۹۸	اونس	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب
	سیمپسون	بد	بد	بد	بد	بد	بد
	شانون	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب
	مارگالف	بد	بد	بد	بد	بد	بد
	نتیجه	متوسط	متوسط	بد	متوسط	متوسط	متوسط

بررسی ساختار اجتماعات ماکروبنتوز در خلال سال‌های ۱۳۸۶، ۱۳۸۸ ، ۱۳۹۷ و ۱۳۹۸ نشان داد که بجز در سال ۱۳۹۷ که غالبیت ماکروبنتوزها از نظر فراوانی با گروه‌های تانایداسه و آمفی‌پودا بوده است در سایر موارد غالبیت مطابق اکثر اکوسیستم‌های دریایی با پرتاران بوده است. از ۱۷ گروه مشاهده شده در سال‌های ۱۳۸۶ و ۱۳۸۸ گروه‌های مشاهده شده در سال‌های۱۳۹۷و۱۳۹۸به حداکثر ۱۰ گروه کاهش پیدا کرده است. تنوع زیستی اجتماعات ماکروبنتوز در خلال سال‌های ۸۶ تا ۹۸ اگر چه نشان دهنده محیط با آلودگی متوسط و یا عاری از آلودگی را نشان می‌دهد ولی کاهش تنوع در سال‌های ۹۷ و ۹۸ نسبت به سال‌های ۱۳۸۶ و ۸۸ ۱۳کاملاً مشهود است و می‌تواند در سال‌های آینده شاهد روندی مشابه دو سال ۱۳۹۷ و ۱۳۹۸ باشیم که می‌تواند برای اکوسیستم یک هشدار جدی محسوب شود.

منابع

ابراهیمی ، م، ۱۳۸۴ . بررسی هیدرولوژی و هیدروبیولوژی خلیج فارس. موسسه تحقیقات شیلات ایران. پژوهشکده اکولوژی خلیج فارس و دریای عمان.

نیکوئیان،ع.۱۳۸۶. بررسی تراکم،پراکنش،تنوع وتولید ثانویه بی مهرگان کفزی(ماکروبنتوزها)در خلیج چابهار . رساله دکترای بیولوژی دریا – دانشگاه آزاد واحد علوم وتحقیقات،۱۹۵ ص

ولی نسب، ت،. ۱۳۹۴. تعیین میزان توده زنده کفزیان خلیج فارس و دریای عمان به روش مساحت جاروب شده)۱۳۹۰ـ۱۳۸۸ .) مؤسسه تحقیقات علوم شیالتی کشور. ۳۵۶ صفحه.

Ashabi, S .M., Khorshidi, J .K., Rezaeian, M., Kioumarsi, H. (2009). The effect of different levels of beef tallow in diet on microbial protein supply and protozoal population fluctuation in rumen of Sheep.

Page 36 in Proc. The 60th Annual Meeting of the European Association for Animal Production. Barcelona, Spain

Bellan, A., & Santini, F.(1980). Ecological Indicinors for Assessment of Ecosystem Health, Second edited by Sven E. Jørgensen, Liu Xu, Robert Costanza

Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., da Fonseca, G.A.B., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J.F., Mittermeier, C.G., Pilgrim, J.D., and Rodrigues, A.S.L. (2006). Global biodiversity conservation priorities. Science, 313 (5783): 58–61. doi:10.1126/science.1127609.

Dahanayakar, D.D.G.L., & Wijeyaratne, M.J.S. (2006). Diversity of macrobenthic community in the Negombo estuary, Srilanka, with special reference to environmental conditions. Srilanka, J. Aguat. SCI., 11: 43-61.in rivers: a scientific basis for Polish standard method. Arch. Hydrobiol. Suppl. 141/3-4: 225-239

Gao, F. (2011).Ecological Characteristics of Macrobenthic Communities in the Chaohu Lake Basin and Their Relationship with Environmental Factors.

Karthikeyan, M.M. (2009) . Macro Benthic Assemblage and TemporalInteraction at Palk Straits, southeast Coast of India. World journal of biology. 4 (2) : pp. 96-104.

Khorshidi, K.J., Kioumarsi, H., Yahaya, Z.S., Abedi Chemazkoti, S. (2010). Awareness of Soybean Meal Ruminal Degradability. Pp. 12-13 in Proc. Australian Summer Grains Conference Grains Research and Development Corporation, Gold Coast, Queens land, Australia.

Marques, J.C., Salas, F., Pinricio, J., Teixeira, H., Neto, J.M. (2009).Ecological indicinors for coastal and estuarine environmental assessment .

Nybakken,J.W. (2005). Marin biology an ecological aapproach,Menlo paru, California eading, Massachusetts, NewYork, Marlow, England, DonMills, Ontario ydney, Mexico City, Madrid, Amsterdam. Forth No .pp.445.

Perkins, E.J. (1974). The biology of estuarine and coastal waters, Academic Press, London, pp.: 678.

Popchenko, V.I. (1971). Consumption of ligochaeta by fish and invertebrates. J. Ichthyol., 11: 75-80.

Ramkumar, R., J.K.P., Edward, & Jaikumar, M. (2010). Macrobenthic community structure on tuticorin coastal water, Gulf of Mannar, Southeast coast of India, World J. Fish and Marine Sci., 2 (1): 70-77.

Dı ´az, S., Cabido, M. (2001). Vive la diffe ´rence: plant functional diversity matters to ecosystem process. Trends Ecol Evol 16:646–655.

Levins, R, Lewontin, R. (1985). The dialectical biologist. Harvard University Press, Cambridge

Naeem, S. (2002). Ecosystem consequences of biodiversity loss: the evolution of a paradigm. Ecology 83:1517–1552.

Odling-Smee, F.J, Laland, K.N., Feldman, M.W. (1996). Niche construction. Am Nat 147:641–648

Levinton, J.S. (1995). Bioturbators as ecosystem engineers: population dynamics and material fluxes. In: Jones CG, Lawton JH (eds) Linking species and ecosystems. Chapman and Hall, New York

Pearson, T.H, Rosenberg R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr Mar Biol Ann Rev 16:229–311.

Collie, J.S, Hall, S.J., Kaiser, M.J., Poiner, I.R. (2000). A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. J Anim Ecol 69:785–798.

Warwick, R..M., Ashman, C.M, Brown, A.R., Clarke, K.R., Dowell, B., Hart, B., Lewis, R.E., Shillabeer, N., Somerfield, P.J., Tapp, J.F. (2002). Interannual changes in the biodiversity and community structure of the macrobenthos in Tees Bay and the Tees Estuary, UK, associated with local and regional environmental events. Mar Ecol Prog Ser 234:1–13.

Arntz, W., Gallardo, V., Gutie, ´rrez D., Isla, E., Levin, L., Mendo, J., Neira, C., Rowe, G.T., Tarazona, J., Wolff, M. (2006). El Nin ˜o and similar perturbation effects on the benthos of the Humboldt, California and Benguela current upwelling ecosystems. Adv Geosci 6:243–265

Pagliosa, P.R., Rodrigues, F.A. (2006). Assessing the environmentbenthic fauna coupling in protected and urban areas of southern Brazil. Biol Conserv 129:408–417

Lancellotti, D,A., Stotz, W.B. (2004). Effects of shoreline discharge of iron mine tailings on a marine soft-bottom community in northern Chile. Mar Pollut Bull 48:303–312.

Pagliosa, P.R. (2005). Another diet of worms: the applicability of polychaeta feeding guilds as a useful conceptual framework and biological variable. Mar Ecol 26:246–254.

Fauchald, K., Jumars, P.A., Johnson, B.A., Boudreau, B.B. (1979). The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. Oceanogr Mar Biol Ann Rev 17:193–284.

Christensen, V., Pauly, D. (1993). Flow characteristics of aquatic systems. In: Christensen V, Pauly D (eds) Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM, conference Proceedings, vol 26, Manila, pp 338–352.

Ortiz, M., Wolff, M. (2002a). Trophic models of four benthic communities in Tongoy Bay (Chile): comparative analysis and preliminary assessment of management strategies. J Exp Mar Biol Ecol 268:205–235.

Ortiz, M., Wolff, M. (2002b). Dynamical simulation of mass-balance trophic models for benthic communities of north-central Chile: assessment of resilience time under alternative management scenarios. Ecol Model 148:277–291.

Taylor, H.M., Wolff, M., Vadas, F., Yamashiro, C. (2008). Trophic and environmental drivers of the Sechura bay ecosystem (Peru ´) over an ENSO cycle. Helgoland Mar Res 62(Suppl 1):15–32.

Witman, J.,D., Dayton, P.,K. (2001). Rocky subtidal communities. In: Bertness MD, Gaines SD, Hay ME (eds) Marine community ecology. Sinauer Associates Inc, Sunderland, pp 339–366.

Sebens, K.,P. (1982). Competition for space: growth rate, reproductive output, escape size. Am Nat 120:189–197.

Kioumarsi, H., Jafari Khorshidi, K., Zahedifar, M., Seidavi, A. R., Yahaya, Z. S., Rahman W. A., & Mirhosseini, S. Z. (2008). Estimation of relationships between components of carcass quality and quantity in taleshi lambs. Asian Journal of Animal and Veterinary Advances, 3(5), 337-343. 10.3923/ajava.2008.337.343.

Kioumarsi, H., Yahaya, Z. S., Rahman W. A., & Chandrawathani, P. (2011). A new strategy that can improve commercial productivity of raising boer goats in malaysia. Asian Journal of Animal and Veterinary Advances, 6(5), 476-481. 10.3923/ajava.2011.476.481.

Kioumarsi, H., Yahaya, Z.S., & Rahman, A.W. (2012). The effect of molasses/mineral feed blocks and medicated blocks on performance, efficiency and carcass characteristics of Boer goats. Ann. Biol. Res., 3: 4574-4577.

Jackson, J.,B.,C. (1977). Competition on marine hard substrata: the adaptive significance of solitary and colonial strategies. Am Nat 111:743–767

Reise, K. (1985). Tidal flat ecology. An experimental approach to species interactions. Ecological studies. Springer, Berlin.

Reise, K. (2002). Sediment mediated species interactions in coastal waters. J Sea Res 48:127–141.

Lomovasky, B., Mendez, A., Brey, T., Iribarne, O. (2006). The effect of the SW Atlantic burrowing crab Chasmagnathus granulatus on the intertidal razor clam Tagelus plebeius. J Exp Mar Biol Ecol 337:19–29.

Meysman, F.J.R., Middelburg, J.J., Heip, C.H.R. (2002). Bioturbation: a fresh look at Darwin’s last idea. Trends Ecol Evol 12:688–695.