مجله بوم شناسی آبزیان

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

بررسی شاخص‌های آلودگی بر اساس ویژگی‌های زیستی بزرگ بی‌مهرگان کفزی در حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۹۸-۱۳۹۷)

حسن نصراله زاده ساروی[۱]*، محمد علی افرایی بندپی[۱]، آسیه مخلوق[۱]، ابوالقاسم روحی[۱]، حسن فضلی[۱]

۱. پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج جهاد کشاورزی، ساری، ایران

نوع مقاله
پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۱۱/۱۳
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۰۲/۱۱
تاریخ چاپ الکترونیک: ۱۴۰۲/۰۲/۲۶

***نویسنده مسئول:**

hnsaravi@gmail.com

چکیده

اهداف مطالعه حاضر بررسی تجمع بزرگ بی‌مهرگان کفزی در دریای خزر و بررسی آلودگی این اکوسیستم بر اساس شاخص‌های آلودگی ABC (Abundance Biomass Comparison)، BC (Biotic Coefficient) و منحنی ABC در پاییز و زمستان (سال ۱۳۹۷) و بهار و تابستان (سال ۱۳۹۸) می‌باشد. طبق نتایج، پرتاران، سخت پوستان و دو کفه‌ای‌ها به‌ترتیب با ۴، ۱۱ و یک گونه گروه‌های عمده بزرگ بی‌مهرگان کفزی را تشکیل دادند. پرتاران (عمدتاً *Streblospio gynobranchiata*) حدود ۷۰ درصد از تراکم کل و گروه دوکفه‌ای‌ها (*Cerastoderma glucaum*) حدود ۷۶ تا ۹۳ درصد از زی‌توده بزرگ بی-مهرگان کفزی را در همه فصول بجز بهار شامل شدند. میانگین شاخص شانون و یکنواختی به‌ترتیب (۱/۵۶) و (۰/۵۵)، محاسبه شد. میزان سالانه شاخص آلودگی (ABC) و شاخص BC به‌ترتیب به میزان ۳/۱- و ۲/۷ بدست آمد. این مقادیر همراه با مشخصات حاصل از منحنی ABC بیانگر استرس شدید ناشی از آلودگی در اکوسیستم دریای خزر بوده‌است. در این مطالعه درصد تراکم گونه مهاجم *S. gynobranchiata* نسبت به تراکم کل بزرگ بی‌مهرگان کفزی ۵۲٪ بود که نسبت به سال‌های ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ حدود ۱۰درصد کاهش نشان داد. این روند کاهشی را می‌توان به‌عنوان شاهدی مثبت در روند بهبود اکوسیستم در این بخش از زنجیره غذایی در نظر گرفت. اما تداوم روند بهبود نیاز به زمان بیشتر، مدیریت صحیح، کاهش ورود آلودگی‌ها به اکوسیستم و نیز عدم افزایش عامل جدید استرس زا دارد.

کلید واژه‌ها: بزرگ بی‌مهرگان کفزی، گروه‌های غالب، شاخص‌های آلودگی، وضعیت اکولوژیکی، دریای خزر

مقدمه

بزرگ بی‌مهرگان کفزی (ماکروبنتوزها) موجوداتی ثابت یا کم‌تحرک هستند که بواسطه نوع تغذیه (ریزه‌خواری از رسوب و تغذیه از مواد معلق)، از جریانات مواد شیمیایی در بین رسوبات و یا ستون آب تاثیر می‌پذیرند (Hoveizavi *et al.*, 2012). این موجودات دراختلاط لایه‌های مختلف رسوب و هوادهی لایه‌های عمیق‌تر رسوبات (bioturbation)، شکستن ذرات آلی و سرعت بخشیدن به چرخه مواد مغذی دارای نقش اصلی و عمده می‌باشند (Covich *et al.*, 1999). همه گونه‌های تاسماهیان دریای خزر در مراحل اولیه زندگی و اغلب آن‌ها در طول زندگی خود از بزرگ بی‌مهرگان کفزی تغذیه می‌کنند و بیش از ۸۰ درصد ماهیان اقتصادی دریای خزر دارای وابستگی تغذیه‌ای به این موجودات می‌باشند (Haddadi Moghaddam *et al.*, 2005). ترکیب و تراکم بزرگ بی‌مهرگان کفزی در حوزه ایرانی دریای خزر از سال ۱۳۷۵ تا ۱۳۸۵ تغییرات عمده‌ای نشان داد. بدین ترتیب که کرم‌های حلقوی (Annelida) بخصوص *Nereis diversicolar* ۲۲ تا ۷۱ درصد و دوکفه‌ای‌ها (Bivalvia) بخصوص *Cerastoderma lamancki* ۳۵ تا ۵۱ درصد افزایش نشان داد، ولی سخت پوستان (Crustasea) بخصوص *Corophium*

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-07-04]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.2.2]

robustom، ۹۸ درصد کاهش یافت (Roohi *et al.*, 2010). تعداد گونه‌های بزرگ بی‌مهرگان کفزی در سال‌های ۸۹-۱۳۸۷ نسبت به سال ۱۳۷۵ حدود ۱/۶ تا ۲ برابر کاهش یافت. شدت این کاهش در کراستاسه بیش از سایر رده‌های بزرگ بی‌مهرگان کفزی بوده‌است (Nasrollahzadeh Saravi *et al.*, 2017). این امر احتمالاً بر اثر تغذیه‌ی شانه‌دار مهاجم از لارو کراستاسه رخ داده‌است (Roohi *et al.*, 2010). در سال ۱۳۸۸ میزان مواد آلی بستر (TOM) در منطقه جنوبی دریای خزر نسبت به ۱۰ سال قبل، تقریباً دو برابر گردید که با تغییرات بزرگ بی‌مهرگان کفزی ارتباط نشان داد (Solaimani Rudy, 2013). Bahrebar و همکاران (۲۰۲۰) با مطالعه رسوبات جمع‌آوری شده در سال ۹۵-۱۳۹۴ در دریای خزر (منطقه بوجاق)، ۱۶ گونه بزرگ بی-مهرگان کفزی را ثبت کردند و بیان نمودند که از ۸ گونه پرتاران درج شده در سابقه مطالعاتی دریای خزر تنها ۴ گونه شناسایی شدند. آنها تغییرات کمی و کیفی ناشی از استقرار گونه‌های غیر بومی را در تجمع بزرگ بی‌مهرگان کفزی دریای خزر مورد توجه قرار دادند. فعالیت‌های آبزی پروری و صنعتی که در مجاورت یک محیط آبی قرار دارند به طور مستقیم باعث افزایش مواد آلی و کاهش کیفیت آب می‌شوند. استفاده از بزرگ بی‌مهرگان کفزی به‌عنوان نشانگرهای زیستی، می‌تواند آشفتگی‌های زیست محیطی ناشی از فعالیت‌های آبزی‌پروری را نشان دهد (Pawhestri *et al.*, 2015). بر اساس مطالعه Parafkandeh و همکاران (۲۰۱۶) میزان تراکم و زی‌توده بزرگ بی‌مهرگان کفزی (در سال ۱۳۹۱) در محل استقرار قفس (سواحل کلارآباد) کمتر از سایر ایستگاه‌ها بود. در تحقیق Haddadi Moghaddam و همکاران (۲۰۲۰) تاثیر پرورش ماهی قزل آلای رنگین کمان بر تجمع بزرگ بی‌مهرگان کفزی در حوزه جنوبی دریای خزر(منطقه نشتارود ، استان مازندران) در دوره پرورش (دی ۱۳۹۴ تا تیر ۱۳۹۵) مورد بررسی قرار گرفت. نتایج این تحقیق نشان داد که درصد مواد آلی رسوب و نیز دامنه تغییرات بزرگ بی‌مهرگان کفزی در رسوبات زیر قفس بیش از رسوبات اطراف قفس بوده‌است. Nasrolahi و همکاران (۲۰۱۷) با مطالعه *Amphibalanus improvisus* به‌عنوان نشانگرهای زیستی فلزات کمیاب، افزایش میزان مس و روی را در نزدیک محل‌های پرورش میگو و منگنز را در مجاورت فعالیت‌های صنعتی در ایستگاه‌های سواحل ایرانی دریای خزر نشان دادند. مطالعه Afraei Bandpei و همکاران (۲۰۱۹) در سواحل شرقی دریای خزر (گهرباران) همبستگی مثبت بین میزان تراکم پرتاران-گونه *Streblospio gynobranchiata* و دمای آب بخصوص در ایستگاه‌های نزدیک به نیروگاه شهید سلیمی نکا را در سال ۱۳۹۲ تا ۱۳۹۳، نشان داد.

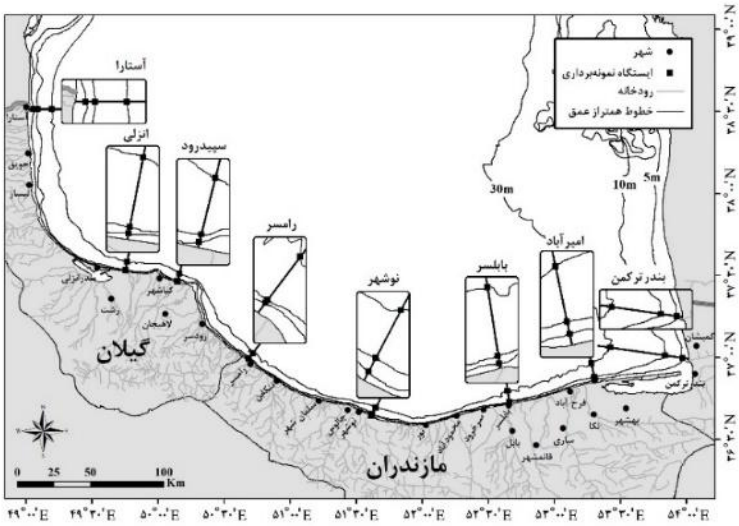
کنترل کیفیت محیط زیست دریایی باید با پایش پارامترهای مختلف زیستی و غیرزیستی در آب و رسوب انجام شود. بزرگ بی‌مهرگان کفزی موجوداتی هستند که در گل و ماسه، شن، سنگ یا مواد زائد آلی زندگی می‌کنند، بنابراین فرار از مزاحمت-های محیطی برای آنها دشوار است و مطالعات مختلف نشان داده که به استرس‌های طبیعی و غیرطبیعی (فعالیت‌های صنعتی) واکنش نشان می‌دهند (Pawhestri *et al.*, 2015). لذا بررسی تراکم و تجمع بزرگ بی‌مهرگان کفزی به‌عنوان شاخص زیستی مهم از دیدگاه بوم شناختی شمرده می‌شوند (BSC, 2008). با توجه به نقش مهم بزرگ بی‌مهرگان کفزی در تامین غذای بسیاری از ماهیان و سایر آبزیان و در عملکرد و سلامت اکوسیستم و نیز شکل‌گیری فعالیت‌های آبزی‌پروری در دریای خزر، انجام مطالعات پایشی بزرگ بی‌مهرگان کفزی در این اکوسیستم ضروری می‌باشد. نتایج این پایش در تعیین آلودگی محیط و سلامت تجمع بزرگ بی‌مهرگان کفزی، تعیین ظرفیت تولید و سرمایه‌گذاری پایدار در پرورش آبزیان کاربرد دارد. بنابراین اهداف مطالعه حاضر بررسی زمانی و مکانی تجمع بزرگ بی‌مهرگان کفزی طی سال ۱۳۹۷-۱۳۹۸، مقایسه نتایج بدست‌آمده با مطالعات پیشین، محاسبه شاخص‌های آلودگی (منحنی و شاخص ABC و شاخص BC) بر پایه مقادیر کمی از این گروه زیستی در حوزه ایرانی دریای خزر می‌باشد. این شاخص‌ها عمدتاً در آب‌های جنوبی کشور ایران محاسبه و استفاده شده‌اند (Jahani *et al.*, 2011; Hoveizavi *et al.*, 2012). لذا مطالعه حاضر جزو نخستین گام‌ها برای محاسبه این شاخص در آب‌های شمال کشور و در حوزه ایرانی دریای خزر می‌باشد.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-07-04]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.2.2]

مواد و روش‌ها

در این مطالعه بر اساس سوابق مطالعاتی در سواحل ایرانی دریای خزر، ۸ نیم‌خط عمود بر ساحل (Transect) در (آستارا، انزلی و سفیدرود)، (رامسر، نوشهر و بابلسر) و (بندرامیرآباد و بندرترکمن) به‌ترتیب در سه ناحیه غربی، مرکزی و شرقی انتخاب شد. نمونه‌برداری با استفاده از قایق تا عمق ۳۰ متر (اعماق ۵، ۱۰ و۳۰ متر) صورت گرفت. نمونه‌های رسوب و بزرگ بی‌مهرگان کفزی بوسیله دستگاه گرب (Van Veen grab) در طی سال ۱۳۹۷ (پاییز و زمستان) و ۱۳۹۸ (بهار و تابستان) جمع‌آوری شدند. سپس از هر نمونه سه تکرار تهیه گردید. بطوری‌که در طی مطالعه ۲۸۸ نمونه مورد بررسی آزمایشگاهی قرار گرفتند. موقعیت نیم خط‌ها و ایستگاه‌های نمونه‌برداری در شکل ۱ آمده‌است.



شکل ۱. موقعیت نیم خط‌ها و ایستگاه‌های نمونه‌برداری در حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۹۸-۱۳۹۷)

تعیین درصد مواد آلی به روش گراویمتری و دانه‌بندی رسوبات به روش هگزامتافسفات سدیم انجام گردید (Holme and Mcintyre, 1984). شناسایی بزرگ بی‌مهرگان کفزی طبق کلید شناسایی اطلس بی مهرگان دریای خزر (Birshetein *et al.*, 1968) صورت گرفت. شاخص‌های تنوع‌گونه‌ای Shannon-Wiener (شاخص شانون-وینر) و شاخص یکنواختی (Evenness) طبق معادله‌های ۱ و ۲ محاسبه شدند (Sournia, 1978; Washington, 1984;Ludwig and Reynolds, 1988).

$$H' = -\sum P_i \ln P_i$$

معادله ۱ :

H´= شاخص شانون و واحد آن nits per individual است

Pi = فراوانی نسبی گونه

معادله ۲ :

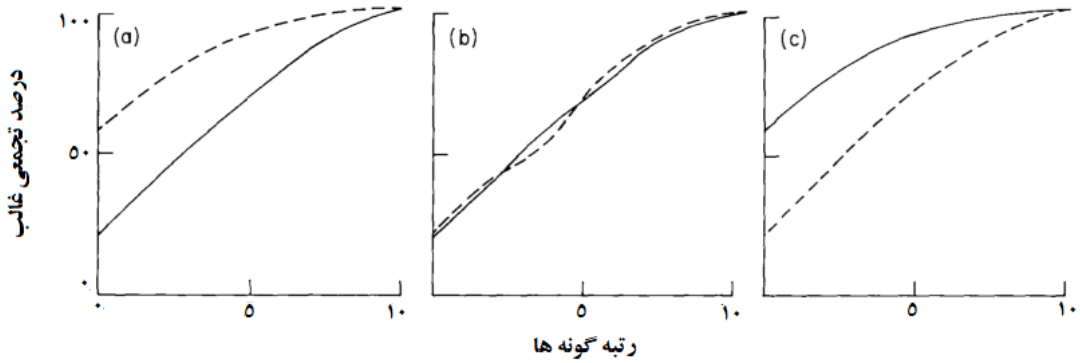
$$E = H'/\ln S_i$$

E = شاخص یکنواختی، S= تعداد گونه

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-07-04]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.2.2]

-منحنی ABC (Abundance Biomass Comparison): روش مقایسه تراکم/زی‌توده در منحنی ABC، توسط Warwick (۱۹۸۶) ارائه شد. وی پیشنهاد کرد که در اکوسیستم تحت تأثیر استرس ناشی از آلودگی، توزیع تراکم در بین گونه‌ها باید با توزیع زی‌توده در بین گونه‌ها متفاوت باشند. لذا شکل (۲) را بعنوان الگویی از محیط‌های آبی بدون استرس (a)، استرس متوسط (b) و استرس شدید (c) ارائه نمود. بطوری که محور افقی و عمودی به‌ترتیب رتبه گونه غالب و درصد تجمعی گونه غالب در تراکم/ زی‌توده را بیان می‌کند.



شکل ۲. منحنی‌های تغییرات تجمعی درصد زی‌توده (خط ناپیوسته) و تراکم (خط پیوسته) گونه‌های غالب در اکوسیستم‌های بدون آلودگی (a)، آلودگی متوسط (b) و شدید (c) (بر گرفته از Warwick, 1986)

-شاخصABC: برای محاسبه این شاخص تفاوت بین درصد زی‌توده گونه غالب و درصد تراکم گونه غالب، تقسیم بر تعداد کل گونه بزرگ بی‌مهرگان کفزی می‌شود. مقادیر منفی، صفر و مثبت حاصل از این محاسبه به‌ترتیب ا کوسیستم را در گروه‌های تحت استرس شدید، متوسط و بدون استرس طبقه‌بندی می‌نماید (Meire and Dereu, 1990).

شاخص ضریب زیستی BC (Biological Coefficient)، شاخص نیمه کمی BC بر پایه تجمع بزرگ بی‌مهرگان کفزی است که درک راحت‌تر کیفیت اکوسیستم را فراهم می‌کند. از مزایای این شاخص آن است که می‌توان کیفیت اکوسیستم‌ها را در نقاط مختلف جغرافیایی با هم مقایسه نمود (Grall and Glamarec,1997; Borja *et al.*, 2000). در تعیین این شاخص گروه‌ها و گونه‌های بزرگ بی‌مهرگان کفزی بر اساس مقاومت به آلودگی به گروه‌های اکولوژیکی ۱ تا ۵ طبقه‌بندی می‌شوند. بطوری که در گروه ۵، مقاوم‌ترین موجودات کفزی قرار دارند. سپس با استفاده از معادله (۳) میزان این شاخص محاسبه می‌شود.

معادله (۳)

$$\text{Biotic Coefficient} = \{(0 \times \%\,\text{GI}) + (1.5 \times \%\,\text{GII}) + (3 \times \%\,\text{GIII}) + (4.5 \times \%\,\text{GIV}) + (6 \times \%\,\text{GV})\}/100$$

GI تا GV بترتیب مجموع درصد تراکم گونه‌ها در هریک از گروه‌های اکولوژیکی می باشد. طبقه‌بندی کیفیت اکوسیستم بر اساس عدد حاصل از محاسبه ضریب زیستی (Biotic Coefficient, BC)، و طبق تعاریف جدول (۱)، صورت می‌گیرد.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-07-04]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.2.2]

جدول ۱. طبقه بندی کیفیت اکوسیستم بر اساس ضریب زیستی جوامع کفزی در گروه‌های مختلف اکولوژیکی (برگرفته از Borja *et al.*, 2000)

سلامت جوامع کفزی	گروه اکولوژیکی غالب	شاخص زیستی	ضریب زیستی (Biotic Coefficient)	وضعیت اکولوژیکی
طبیعی	I	۰	۰/۰<BC≤۰/۲	بدون آلودگی
فقیر		۱	۰/۲<BC≤۱/۲	بدون آلودگی
نامتوازن و آشفته	III	۲	۱/۲<BC≤۳/۳	آلودگی اندک
انتقالی تا آلوده		۳	۳/۳<BC≤۴/۳	آلودگی متوسط
آلوده	IV-V	۴	۴/۵<BC≤۵/۰	آلودگی متوسط
انتقالی تا آلودگی سنگین		۵	۵/۰<BC≤۵/۵	آلودگی شدید
آلودگی سنگین	V	۶	۵/۵<BC≤۶/۰	آلودگی شدید
فاقد حیات	فاقد حیات	۷	فاقد حیات	آلودگی بسیار شدید

تجزیه و تحلیل آماری با استفاده از آزمون‌های پارامتریک همبستگی پیرسون (Pearson Correlation) در نرم‌افزار SPSS (Version 11.5) انجام گردید. لازم به ذکر است که پیش از انجام این آزمون‌ها، داده های بزرگ بی‌مهرگان کفزی نرمال (همگن) سازی گردیدند. نرمال سازی داده‌ها با روش رتبه‌بندی (Ranking) انجام شد و سپس با رسم نمودار Q-Q و آزمون شاپیرو-ویلک (Shapiro-Wilk) نرمال بودن آن‌ها تایید گردید (Siapatis *et al.*, 2008)

نتایج

تجمع بزرگ بی‌مهرگان کفزی در طی این مطالعه شامل رده‌های کم تاران (Olygochaeta)، پرتاران (Polychaeta)، Malacostraca، Hexanauplia و دو کفه‌ای‌ها (Bivalvia) بوده‌است که دو رده Malacostraca و Hexanauplia در زیر شاخه سخت پوستان (Crustacean) طبقه‌بندی می‌شوند. تعداد گونه‌ها در گروه‌های اصلی پرتاران، سخت پوستان و دو کفه‌ای‌ها به‌ترتیب ۴، ۱۱ و یک گونه بوده‌است (جدول ۲). گروه‌های اصلی در همه فصول حضور داشتند و در بیشتر فصول، پس از پرتاران، حضور تقریباً یکسان کم تاران و سخت‌پوستان به ثبت رسید. کاهش درصد کم تاران در فصل پاییز و افزایش درصد دو کفه‌ای‌ها در فصل تابستان از دیگر نکات قابل ذکر در فراوانی حضور گروه‌های اصلی بزرگ بی‌مهرگان کفزی بوده‌است.

جدول ۲. گروه‌های مختلف بزرگ بی‌مهرگان کفزی در حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۹۸-۱۳۹۷)

رده	زیرشاخه	جنس و گونه	
Oligochaeta	-		
Polychaeta	-	*Hediste diversicolor*	*Hypania invalida*
		Hypaniola kowalewskii	*Streblospio gynobranchiata*
Malacostraca	Crustacea	*Cardiophilus baeri*	*Niphargoides caspius*
		Peterocuma pectinata	*Peterocuma sowinskyi*
		Schizorhynchus eudorelloides	*Stenocuma graciloides*
		Stenogammarus carausuii	*Stenogammarus compressus*
		Stenogammarus macrurus	*Stenogammarus similis*
Hexanauplia		*Amphibalanus improvisus*	
Bivalvia	-	*Cerastoderma glucaum*	

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-07-04]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.2.2]

بررسی درصد تراکم گروه‌های اصلی نشان داد که در همه فصول بجز بهار، پرتاران (عمدتاً *Streblospio gynobranchiata*) حدود ۷۰ درصد از ساختار جمعیتی بزرگ بی‌مهرگان کفزی را تشکیل دادند. در فصل بهار افزایش قابل توجه تراکم سخت-پوستان (عمدتاً *Amphibalanus improvises*) مشاهده شد. میانگین تراکم *Cerastoderma glucaum* در اعماق ۵، ۱۰ و ۳۰ متر به‌ترتیب ۷۹، ۱۳۵ و ۱۰۶ عدد در مترمربع بود.

گروه دوکفه‌ای‌ها (*Cerastoderma glucaum*) حدود ۷۶ تا ۹۳ درصد از زی‌توده بزرگ بی‌مهرگان کفزی را در همه فصول بجز بهار تشکیل داد. در فصل بهار گروه سخت‌پوستان (عمدتاً *Amphibalanus improvises*) افزایش قابل توجه نشان داد بطوری‌که ۵۲ درصد از زی‌توده بزرگ بی‌مهرگان کفزی را شامل شد و گروه دوکفه ای‌ها با ۴۶ درصد مشارکت در رتبه دوم از زی‌توده جای گرفت. میزان مشارکت هر یک از فصول در ایجاد زی‌توده بزرگ بی‌مهرگان کفزی در طی سال، به ترتیب ۶۳ (بهار)، زمستان (۱۹)، تابستان (۱۲) و ۶ (بهار) درصد بوده‌است. به این ترتیب ۱ تا ۲ گونه، بخش عمده از ساختار تراکم و زی‌توده بزرگ بی‌مهرگان کفزی را تشکیل دادند.

در بین فصول، نیم‌خط‌ها، مناطق و اعماق مختلف حداکثر شاخص شانون به‌ترتیب در بهار (۱/۸۱)، انزلی (۱/۵۳)، مرکزی (۱/۵۷) و عمق ۳۰ متر (۱/۵۰) و حداقل مقدار این شاخص به‌ترتیب در پاییز (۰/۹۱)، سفیدرود (۰/۶۲)، غربی (۱/۲۷) و عمق ۵ متر (۱/۴۳) بدست آمد (جدول ۳).

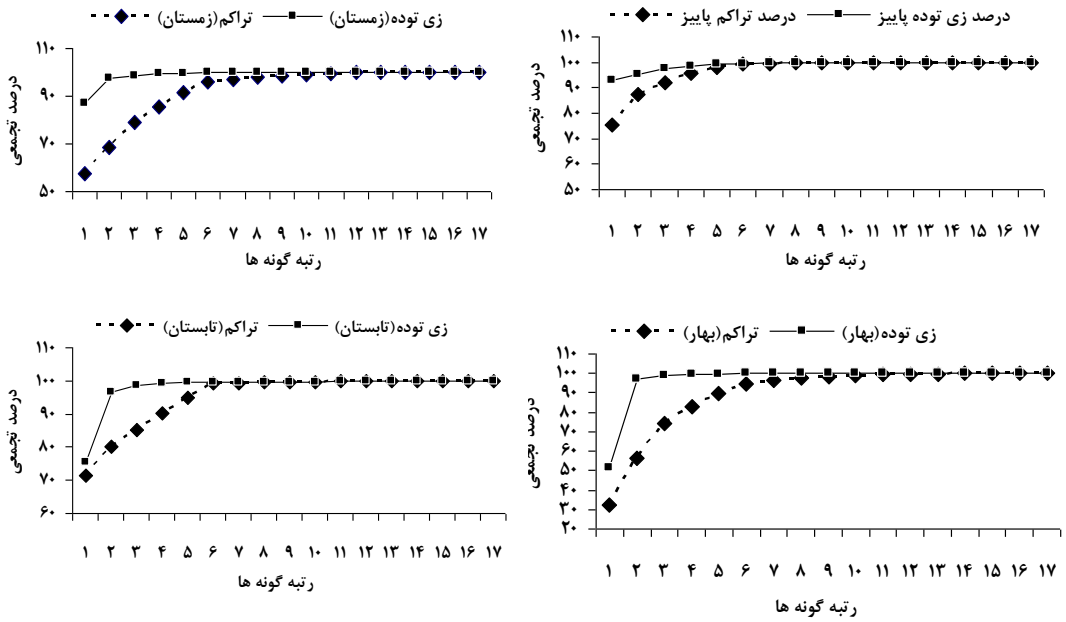
جدول ۳. تغییرات زمانی و مکانی شاخص‌های زیستی و شاخص آلودگی (ABC) بزرگ بی‌مهرگان کفزی در حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۹۸-۱۳۹۷)

	شاخص شانون	یکنواختی	تعداد گونه ها	شاخص آلودگی (ABC)
فصل				
پاییز۹۷	۰/۹۱	۰/۴۲	۹	۳/۸
زمستان۹۷	۱/۴۹	۰/۵۶	۱۴	۳/۸
بهار۹۸	۱/۸۱	۰/۶۵	۱۶	۱/۶
تابستان۹۸	۱/۰۹	۰/۴۱	۱۴	۰/۵
نیم‌خط				
آستارا	۱/۴۷	۰/۶۷	۹	۰/۷
انزلی	۱/۵۳	۰/۵۸	۱۴	۳/۰
سفیدرود	۰/۶۲	۰/۳۲	۷	-۶/۵
رامسر	۱/۴۰	۰/۵۵	۱۳	۲/۸
نوشهر	۱/۴۰	۰/۵۶	۱۲	۳/۵
بابلسر	۱/۴۲	۰/۶۴	۹	۲/۹
امیرآباد	۱/۵۰	۰/۷۷	۷	۲/۶
بندرترکمن	۱/۴۲	۰/۷۳	۷	۳/۶
ناحیه				
غربی	۱/۲۷	۰/۴۷	۱۵	۰/۷
مرکزی	۱/۵۷	۰/۵۸	۱۵	۱/۳
شرقی	۱/۴۸	۰/۷۶	۷	۳/۲
عمق (متر)				
۵	۱/۴۳	۰/۵۱	۱۶	۱/۲
۱۰	۱/۴۹	۰/۵۷	۱۴	۱/۷
۳۰	۱/۵۰	۰/۶۰	۱۲	۰/۵
دوره مطالعه (سال)				
	۱/۵۶	۰/۵۵	۱۷	-۳/۱

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-07-04]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.2.2]

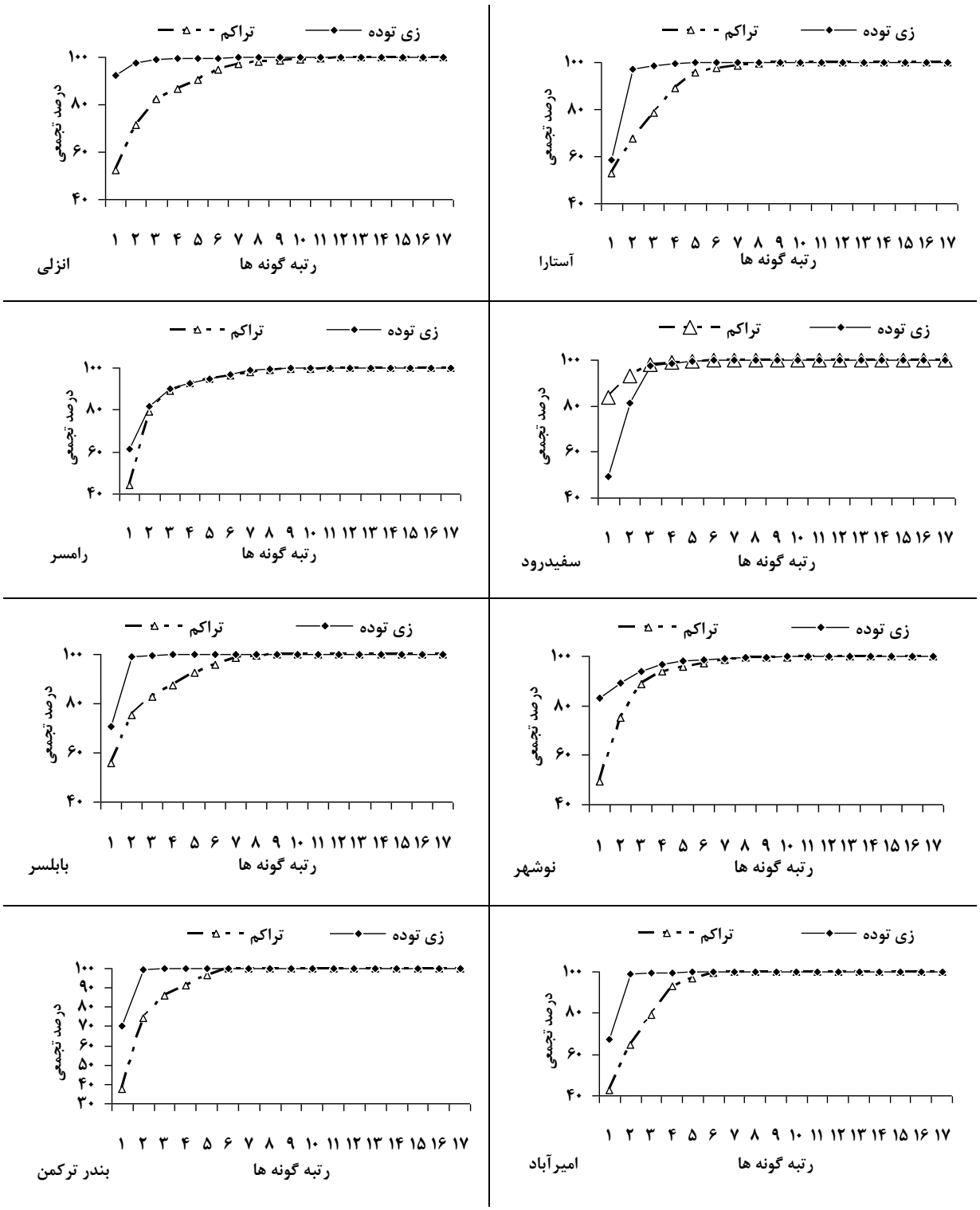
بطور کلی در طی دوره مطالعه میانگین مقادیر شاخص شانون و یکنواختی به‌ترتیب (۱/۵۶) و (۰/۵۵)، بدست‌آمد. منحنی زمانی (فصول) و مکانی (نیم‌خط‌ها) ABC (مقایسه تغییرات تجمعی تراکم و زی‌توده گونه‌ها) به‌ترتیب در شکل‌های ۳ و ۴، نشان داده شد. منحنی‌های فصلی ABC نشان می‌دهد که در همه فصول خط زی‌توده به فاصله نزدیکی در بالای خط تراکم قرار گرفتند که به وضعیت با آلودگی متوسط منطبق بود. تغییر تراکم درصد گونه‌های غالب سبب شد که شیب خطوط در فصول مختلف متفاوت باشد. بطوری‌که خط مربوط به تراکم در فصل بهار بیشترین فاصله و در پاییز کمترین فاصله را با خط زی‌توده دارا گردید. به عبارت دیگر بر اساس منحنی ABC، کمترین و بیشترین میزان آلودگی در اکوسیستم به‌ترتیب در فصول بهار و پاییز بوده‌است. در نیم خط رامسر خط نمودار زی‌توده بسرعت به خط نمودار تراکم نزدیک شد (شکل ۴). این تغییرات در نیم خط سفیدرود شدیدتر بوده‌است. بطوری‌که خط نمودار زی‌توده از خط نمودار تراکم عبور نمود و در زیر آن قرار گرفت.



شکل ۳. منحنی درصد تجمعی تراکم و زی‌توده گونه‌های بزرگ بی‌مهرگان کفزی (منحنی ABC) در فصول مختلف در حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۹۸-۱۳۹۷)

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-07-04]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.2.2]



شکل ۴. منحنی درصد تجمعی تراکم و زی‌توده گونه‌های بزرگ بی‌مهرگان کفزی (منحنی ABC) در نیم‌خط‌های مختلف در حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۹۸-۱۳۹۷)

مقادیر شاخص آلودگی ABC در زمان‌ها و مکان‌های مختلف در جدول۳، نشان داده شد. مقادیر این شاخص در فصول مختلف مثبت بود و کم‌ترین مقدار را در تابستان نشان داد. در بین نیم‌خط‌ها، مقدار منفی از این شاخص در نیم‌خط سفید رود بدست‌آمد. ضمن آن‌که حداقل مقدار مثبت در نیم‌خط آستارا و در نهایت در ناحیه غربی حاصل شد. در بین اعماق نیز حداقل

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-07-04]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.2.2]

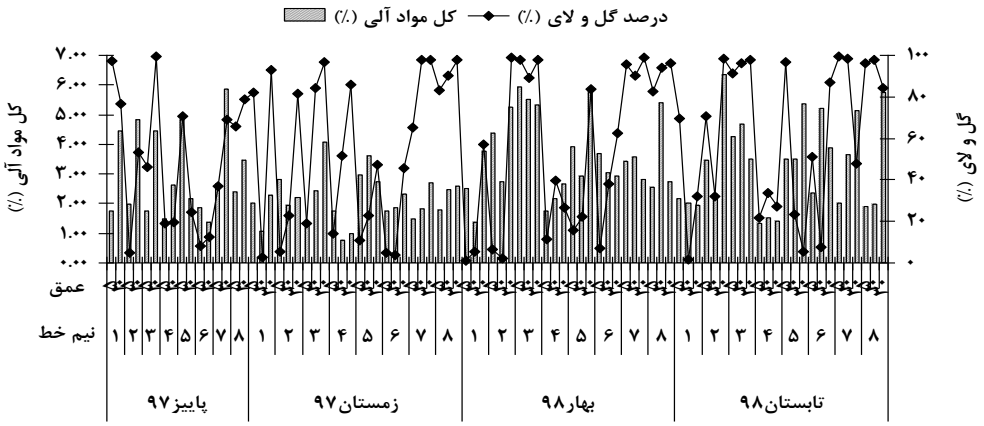
مقدار مثبت این شاخص در عمق ۳۰ متر تعیین شد. همچنین طبق شاخص BC، اکوسیستم در کلیه فصول دارای آلودگی متوسط بوده‌است (جدول ۴).

جدول۴. میزان شاخص BC در فصول مختلف و دوره مطالعه در حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۹۸-۱۳۹۷)

فصل	شاخص BC	گروه غالب اکولوژیکی	سلامت تجمع بزرگ بی‌مهرگان کفزی	آلودگی اکوسیستم
پاییز۹۷	۳/۳	۳	در حال انتقال به آلودگی	آلودگی متوسط
زمستان۹۷	۳/۱	۳	در حال انتقال به آلودگی	آلودگی متوسط
بهار۹۸	۳/۳	۳	در حال انتقال به آلودگی	آلودگی متوسط
تابستان۹۸	۳/۱	۳	در حال انتقال به آلودگی	آلودگی متوسط
سالانه	۲/۷	۳	نامتوازن	آلودگی ضعیف-متوسط

رسوبات بستر عمدتاً در دو گروه ذرات دارای اندازه کمتر از ۶۳ میکرون (ماسه) و بین ۶۳ تا ۱۰۰۰ میکرون (گل و لای) طبقه-بندی شدند. تغییرات زمانی و مکانی اندازه ذرات بستر (گل و لای و ماسه) و درصد مواد آلی رسوبات در شکل ۵، نشان داده-شده‌است.

بر اساس آزمون پیرسون، تراکم بزرگ بی‌مهرگان کفزی با درصد گل و لای و TOM همبستگی مثبت نشان داد. میانگین درصد ماسه و TOM در اعماق ۵، ۱۰ و ۳۰ متر به‌ترتیب (۵۳، ۵۱ و ۲۷) و (۲/۶، ۳/۰ و ۳/۵) بدست آمد. حداقل (۲/۲) و حداکثر (۳/۶) درصد TOM به‌ترتیب در فصول زمستان و بهار ثبت شد. در بررسی دانه‌بندی رسوب مشخص شد که رسوبات در فصول پاییز و تابستان به‌ترتیب دارای حداقل (۴۹) و حداکثر (۶۱) درصد گل ولای بودند. آزمون همبستگی پیرسون بیانگر همبستگی مثبت بین میزان درصد گل و لای و درصد مواد آلی در طی دوره مطالعه بوده‌است (r=۰/۳۳). اما میزان این همبستگی دارای تغییرات مکانی و زمانی بود، بطوری‌که در فصول بهار و پاییز دارای همبستگی مثبت معنی‌دار و در فصول دیگر معنی‌دار نبوده‌است. این بررسی در نواحی مختلف نشان داد که همبستگی مستقیم بین درصد گل و لای و درصد مواد آلی بستر فقط در ناحیه غربی معنی‌دار بود (r=۰/۵۸). در ناحیه شرقی حتی در برخی موارد، همراه با افزایش درصد گل و لای از درصد مواد آلی بستر کاسته شد. آزمون پیرسون نشان داد که افزایش زی‌توده *Cerastoderma glucaum* همبستگی مثبت معنی‌دار با میزان درصد گل و لای بستر داشت (r=۰/۳۲, p<۰/۰۵) ولی با درصد TOM همبستگی معنی‌دار نشان نداد.



شکل ۵. تغییرات زمانی و مکانی اندازه ذرات بستر(درصد گل و لای و ماسه) و درصد مواد آلی رسوبات در حوزه جنوبی دریای خزر (سال ۹۸-۱۳۹۷)

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-07-04]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.2.2]

بحث

در مطالعه حاضر سه گونه *S. gynobranchiata*، *C. glucaum* و *A. improvises* نقش مهمی در ساختار تراکم و زی‌توده بزرگ بی‌مهرگان کفزی دریای خزر دارا بوده‌اند. گونه *S. gynobranchiata* در دوره ثبات (پیش از دهه ۱۳۸۰) در اکوسیستم دریای خزر حضور نداشت و از ابتدای دهه ۱۳۸۰ به دریای خزر معرفی گردید (Taheri *et al.*, 2003). در مطالعه حاضر میانگین تراکم این گونه نسبت به اواخر دهه ۱۳۸۰ کاهش نشان داد. با کاهش این گونه مهاجم، انتظار می‌رود که گونه‌های ساکن و بومی افزایش یابند و سبب افزایش تراکم کل بزرگ بی‌مهرگان کفزی گردند. در حالی‌که طبق جدول (۵)، میانگین تراکم بزرگ بی‌مهرگان کفزی در سال مطالعه نسبت به سال‌های پیشین کاهش شدید نشان داد. Cesar و Frid (۲۰۰۹) بیان نمودند که وقتی گونه مهاجم با حذف گونه‌های مختلف (اعم از متحرک یا غیر متحرک و اندازه‌های مختلف) بخش بزرگی از تجمع زیستی را به خود اختصاص می‌دهد، حتی با حذف آن گونه مهاجم نیز، اکوسیستم شرایط بهبود را نشان نمی‌دهد، ضمن آنکه حتی حذف و کاهش این موجود نیز بر اکوسیستم تغییرات اساسی تحمیل می‌کند. لذا همان‌طور که در مطالعات پیشین (Nasrollahzadeh Saravi *et al.*, 2013) در دریای خزر بیان شد، در صورت عدم افزایش سایر عوامل استرس زا، اکوسیستم نیاز به زمان بیشتری برای بروز شواهد بهبود در این بخش از زنجیره غذایی دارد. همچنین، اگر طبق مطالعه Ghasemi و همکاران (۲۰۱۴) کاهش اخیر در تراکم گونه مهاجم فوق نیز از آلودگی‌ها تاثیر پذیرفته باشد، نقش مدیریت و کاهش ورود آلودگی‌ها به اکوسیستم برای محافظت و افزایش مجدد گونه‌های ساکن و بومی، بیش از پیش با اهمیت می‌گردد. مقایسه روند سالانه تغییرات شاخص شانون و یکنواختی نشان داد که مقادیر فوق در مطالعه حاضر (۹۸-۱۳۹۷) به سال ۱۳۷۵ نزدیکتر شده و بر این اساس بهبود وضعیت کیفی اکوسیستم که بعد از از هجوم شانه‌دار دچار استرس شده بوده، نسبت به سال‌های ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ مشهودتر گردید. اما از سوی دیگر باید توجه داشت که گونه مهاجم *S. gynobranchiata* که به‌عنوان گونه فرصت‌طلب و شاخص آلودگی (Adams, 2002) شناخته می‌شود، همچنان درصد قابل توجهی (۵۲ درصد) از تراکم بزرگ بی‌مهرگان کفزی را تشکیل داده‌است (جدول ۵).

جدول ۵. مقایسه خصوصیات زیستی تجمع بزرگ بی‌مهرگان کفزی در سال‌های مختلف در حوزه جنوبی دریای خزر

سال مطالعه	شاخص شانون	یکنواختی	تعداد گونه‌ها	تراکم گونه مهاجم / درصد از تراکم کل	میانگین تراکم بزرگ بی‌مهرگان کفزی
۱۳۷۵	۱/۹	۰/۷	۵۰	-	۵۱۹۱ ±۴۲۶
۱۳۸۷	۱/۹	۰/۶	۲۳	۱۲۷۲ ±۲ ٪۲۱	۴۰۵۱ ±۳۴۵
۱۳۸۸	۱/۰	۰/۳	۳۲	۳۷۲۶ ± ۵ ٪۶۲	۶۴۵۴ ±۷۰۷
۱۳۸۹	۱/۲	۰/۳	۲۹	۳۳۷۰ ± ۷ ٪۶۳	۷۸۲۷ ±۱۳۷۷
۹۸-۱۳۹۷	۱/۵۶	۰/۶	۱۶	۴۳۲ ± ۵۰ ٪۵۲	۷۶۲ ± ۸۴

در مطالعه Bahrebar و همکاران (۲۰۲۰) ۲۷ و ۴/۵ درصد از تراکم بزرگ بی‌مهرگان کفزی به‌ترتیب برای گونه‌های *C. glaucum* و *S. gynobranchiata* در دریای خزر (منطقه بوجاق) در سال ۹۵- ۱۳۹۴ ثبت و کاهش تراکم *S. gynobranchiata* مشاهده گردید. همچنین Ghasemi و همکاران (۲۰۱۳) نیز با بررسی بزرگ بی‌مهرگان کفزی در محدوده نوشهر تا نور (در اعماق کم‌تر از ۲۰ متر و در دو ایستگاه بصورت فصلی) در سال ۲۰۰۵ و ۲۰۱۰ میلادی (۱۳۸۴ و ۱۳۸۹ شمسی)، کاهش مقادیر میانگین تراکم و حداکثر تراکم *Streblospio* را بیان کردند. آنها نیز استنتاج نمودند که اکوسیستم

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-07-04]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.2.2]

دریای خزر در حال برگشت به وضعیت تعادل است. غالب بودن *Streblospio* بعنوان تغذیه‌کننده رسوب بیانگر آن است که در رسوب میزان قابل توجهی مواد آلی وجود دارد و سطح تروفیکی (تغذیه‌گرایی) اکوسیستم به یوتروفی متمایل است. در این آب‌ها مواد آلی حتی اگر در زیر لایه رسوب قرار گیرند دارای ترکیب ناپایدار قابل هضم توسط بزرگ بی‌مهرگان کفزی موجود یعنی رسوب‌خواران است (Sokolova,1972). رشد تهاجمی و توان *Streblospio* و کم‌تاران در دستیابی به غذا و زیستگاه و نیز افزایش آلودگی نقش مهمی در این برتری دارند (Taheri *et al.*, 2012). افزایش انواع مختلف آلودگی (سموم کشاورزی، میکربی، فلزات سنگین و نفتی) در دریای خزر و یا زیستگاه‌های آبی نزدیک به آن از قبیل میانکاله و سد گرگان در تحقیقات مختلف نشان داده شده است (Fereidooni *et al.*, 2006; Shahryari *et al.*, 2009; Nasrollahzadeh Saravi *et al.*, 2013).

بر اساس آزمون پیرسون، تراکم پرتاران با پارامترهای درصد گل و لای و TOM همبستگی مثبت نشان داد. اما میزان همبستگی بین تراکم پرتاران و گلی بودن بستر، اهمیت بیشتری در مقایسه با افزایش میزان TOM بستر نشان داد. مطالعه Nasrollahzadeh Saravi و همکاران (۲۰۱۳)، در دریای خزر در شرایط با غالبیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی رسوب‌خوار، نشان داد در صورتی که درصد گل و لای از حدود ۸۵ درصد بالاتر نشود، این رابطه مثبت مشاهده می‌شود، در غیر این صورت بروز رابطه منفی دور از انتظار نیست. به عبارت دیگر هر چند افزایش درصد مواد آلی مواد غذایی بیشتری را برای موجود فراهم می‌کند ولی کاهش نفوذپذیری رسوب و کاهش اکسیژن سبب کاهش تراکم بزرگ بی‌مهرگان کفزی می‌شود. به همین دلیل مواد آلی بیش از ۶٪ نیز سبب کمبود اکسیژن می‌شود (Jayaraj *et al.*, 2008)، بطوری‌که مواد آلی بیش از ۴٪ اثر معکوس بر تراکم بزرگ بی‌مهرگان کفزی دارد (Harkantra *et al.*, 1982). در مطالعه حاضر که حداکثر میانگین درصد رسوبات گلی و TOM (در عمق ۳۰ متر) به‌ترتیب ۷۳ درصد (عمق ۳۰متر) و ۳/۵ درصد بوده‌است، احتمالاً مانعی از نظر کمبود اکسیژن بروز نکرد و همبستگی مثبت بین تراکم بزرگ بی‌مهرگان کفزی و افزایش درصد گل و لای و TOM برقرار بوده‌است. وجود نقاط پراکنده و پیش‌بینی نشده از حداکثر و حداقل تراکم بزرگ بی‌مهرگان کفزی بدلیل توانایی حرکت این موجودات برای یافتن مکان مناسب‌تر می‌باشد (Bandani *et al.*, 2007).

ورود *A. improvisus* به دریای بالتیک از طریق فعالیت‌های انسانی بوده‌است. ورود آن به دریای خزر در سال ۱۹۵۵ میلادی (۱۳۷۴ شمسی) ثبت شد (Grigorovich *et al.*, 2003)، که احتمالاً از طریق کانال ولگا -دن بوده‌است (Zvyagintsev, 2003). این کفزی مانند همه‌ی بارناکل‌ها از مواد معلق تغذیه می‌کند و میزان و شدت پمپاژ خود را می‌تواند بسته به اندازه و غلظت غذا تغییر دهد (Rainbow, 1984). *Amphibalanus* علاوه بر غلظت کم اکسیژن، شرایط یوتروفیکاسیون و آلودگی را نیز تحمل می‌کند (Ovsyannikova, 2008). حضور بارناکل ممکن است مانع جریان آب، جذب جانوران و تولید مواد آلی شود.

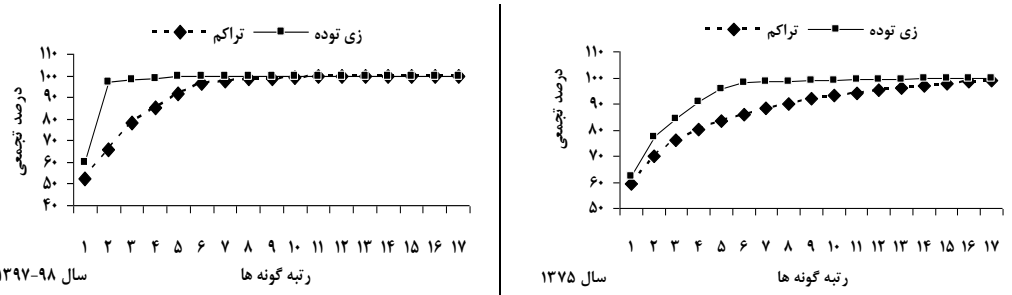
در این مطالعه، بررسی میانگین تراکم *C. glucaum* (تنها گونه مشاهده شده در گروه دوکفه‌ای‌ها)، درصد ماسه و TOM در اعماق مختلف نشان داد که هر چند درصد ذرات ماسه بین ۵ و ۱۰ متر چندان متفاوت نبود ولی تراکم این موجود (تغذیه کننده از مواد معلق) در عمق ۱۰ متر بیش از ۵ متر گردید. باید توجه داشت که میانگین درصد TOM در عمق ۳۰ متر حدوداً ۱/۳ برابر TOM در عمق ۵ و ۱۰ متر بوده‌است. لذا به نظر می‌رسد که هرچند بزرگی اندازه ذرات بستر در اعماق ۵ و ۱۰ متر فرصت یکسان و مناسبی را برای افزایش Cerastoderma فراهم نمود ولی پتانسیل تامین منابع غذایی در عمق ۱۰ متر بیش از ۵ متر فراهم بوده‌است. اما در عمق ۳۰ متر افزایش درصد TOM و کاهش مشخص از اندازه ذرات، از تراکم آن کاسته‌است و فرصت مناسب‌تری را برای انواع تغذیه کنندگان از رسوب فراهم می‌نماید. در همین راستا Aliakbarian و همکاران (۲۰۲۰) بیان نمودند که که تراکم گونه‌های کفزی تغذیه‌کننده از مواد معلق (از قبیل دوکفه‌ای‌ها)، در جایی که سرعت جریان آب زیاد هست و از تجمع ذرات ریز غذا (دتریت‌ها) جلوگیری می‌کند، افزایش می‌یابد و پتانسیل تامین مواد غذایی نسبت به مکان‌های دارای سرعت پایین‌تر از جریان آب بیشتر می‌باشد (مثلا عمق ۱۰ مترنسبت به عمق ۵ متر). در مطالعه Aliakbarian و همکاران (۲۰۲۰) تغییرات Abra Ovata (دو کفه‌ای) این الگو را به وضوح نشان داد اما در مطالعه آن‌ها تغییرات Cerastoderma و وابستگی آن به این خصوصیات بسیار واضح نبوده است. در مطالعه Bahrebar و همکاران (۲۰۲۰) نیز تنوع گونه‌ای بزرگ بی‌مهرگان کفزی در عمق ۱۰ متر بیش از اعماق ۱ و ۵ متر بود.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-07-04]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.2.2]

C. glucaum (دوکفه‌ای) و *A. improvisus* (سخت‌پوست) سهم عمده‌ای در ایجاد زی‌توده بزرگ بی‌مهرگان کفزی در دریای خزر دارا می‌باشند. در حوزه ایرانی دریای خزر *C. glucaum* در لیست گونه‌ای سال ۱۳۷۵ مشاهده شد، اما *A. improvisus* در دهه ۱۳۸۰ گزارش گردید. هر دو گونه بخصوص *C. glucaum* دارای پراکنش گسترده در دریای خزر می‌باشند (Nasrollahzadeh Saravi *et al.*, 2017) و بدلیل توان بالا در جذب فلزات به‌عنوان شاخص‌های زیستی فلزات بشمار می‌آیند (Rainbow and White, 1989) گونه *Cerastoderma glucaum* دارای نقش مهم در عملکرد محیط زیستی می‌باشد. مطالعه Nasrollahzadeh Saravi (۲۰۱۹)، در دریای خزر نشان داد که بر اساس آزمون PCA، زی‌توده بزرگ بی‌مهرگان کفزی (عمدتاً دوکفه‌ای‌ها و سخت‌پوستان) با Pb و Cd دارای همبستگی معنی‌دار بوده است. آنها نشان دادند که در منطقه غربی دریای خزر میزان این فلزات در رسوب حدوداً ۱۰ برابر غلظت آن در آب است و غلظت آن در بزرگ بی‌مهرگان کفزی شاخص (Mirzajani *et al.*, 2017) حدوداً ۲۰۰ برابر غلظت در آب بوده‌است. شدت تجمع فلز در بزرگ بی‌مهرگان کفزی با نوع گونه، نوع تغذیه و غلظت آن در آب بستگی نشان داد.

طبق منحنی (ABC) در اکوسیستم غیر آلوده و دارای تعادل، زی‌توده بزرگ بی‌مهرگان کفزی عمدتاً با غالبیت یک یا چند گونه بزرگ (که دارای تراکم چندان زیادی نیستند) شکل می‌گیرد ولی در ساختار تراکم تعداد زیادی گونه‌های کوچکتر مشاهده می‌شود. به عبارت دیگر "تنوع گونه‌ها در تراکم" بیش از " تنوع گونه‌ها در زی‌توده" است. بنابراین خط تراکم کاملاً زیر خط زی‌توده قرار دارد. در محیط دارای آلودگی متوسط و تحت استرس (ناشی از اختلالات فیزیکی و بیولوژیکی طبیعی یا ناشی از آلودگی)، غالبیت گونه‌های با اندازه بزرگ از بین می‌رود و منحنی‌های زی‌توده و تراکم به هم نزدیک می‌شوند و یک یا چند بار از هم عبور می‌کنند. در محیط بشدت آلوده و تحت استرس شدید، جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی عمدتاً توسط یک یا چند گونه بسیار کوچک غالب می‌شود و تعداد کمی از گونه‌های بزرگتر وجود دارد (Warwick, 1986). در سال ۱۳۷۵ (سال ثبات اکوسیستم)، تعداد ۵۰ گونه در ساختار بزرگ بی‌مهرگان کفزی مشارکت نمودند و عمده تراکم و زی‌توده به‌ترتیب از ۳ گونه (با اندازه کوچک) و ۲ گونه (با اندازه بزرگ) شکل گرفت (Nasrollahzadeh Saravi *et al.*, 2017) و همان‌طورکه شکل ۶، نشان می‌دهد، در منحنی ABC نیز خط زی‌توده بالای خط تراکم قرار گرفت. همچنین مقدار شاخص آلودگی ABC (۰/۱+) بدست آمد. لذا الگو و مشخصات فوق (دوره پیش از ورود شانه‌دار مهاجم) برای محیط بدون استرس دریای خزر در نظر گرفته می‌شود. در مطالعه حاضر طبق جداول درصد تراکم و درصد زی‌توده و نیز منحنی‌های ABC، اگرچه بیش از ۸۰ درصد زی-توده از ۱ تا ۲ گونه دارای اندازه بزرگ تشکیل شد، اما در غالب فصول، عمده تراکم بزرگ بی‌مهرگان کفزی فقط از ۱ تا ۲ گونه دارای اندازه کوچک شکل گرفت و در مجموع تعداد ۱۶ گونه ثبت گردید. این مشخصات با الگوی دریای خزر در زمان تعادل (سال ۱۳۷۵) و نیز اکوسیستم دارای تعادل و غیر آلوده طبق تعاریف Warwick (۱۹۸۶) منطبق نمی‌باشد. ضمن‌آنکه مقدار منفی از شاخص آلودگی ABC، در دوره مطالعه حاضر (۳/۱-) بیانگر استرس شدید ناشی از آلودگی در اکوسیستم بوده-است. غالب بودن تراکم گونه فرصت طلب *S. gynobranchiata*.*S* در کل دوره مطالعه، نقش مهمی در این امر داشته‌است.



شکل ۶. مقایسه منحنی درصد تجمعی تراکم و زی‌توده گونه های غالب بزرگ بی‌مهرگان کفزی (منحنی ABC ، Abundance Biomass Comparison) در سال ۱۳۷۵ (دوره ثبات) با دوره مطالعه حاضر (۹۸-۱۳۹۷) در حوزه جنوبی دریای خزر

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-07-04]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.2.2]

در مطالعه حاضر مقایسه شاخص آلودگی ABC در بین فصول مختلف (۹۸-۱۳۹۷) نشان می‌دهد که میزان آلودگی در فصول گرم (بهار و تابستان) نسبت به فصول سرد (پاییز و زمستان) بیشتر بوده و به همین ترتیب در نیم‌خط های غربی و بخصوص سفیدرود و آستارا در عمق ۳۰ متر آلودگی بیشتر بوده است. نتایج مطالعه حاضر نشان می دهد که در اغلب این نقاط افزایش مشخصی از تراکم پرتاران با غالبیت *Streblospio gynobranchiata* وجود داشته است. آلودگی با آلاینده‌های آلی (فاضلاب-های روستایی، کشاورزی و صنعتی)، در نیم‌خط سفیدرود در مطالعه Mirzajani و همکاران (۲۰۱۷) نیز بیان گردید. همچنین در مطالعه Haddadi Moghaddam و همکاران (۲۰۲۰) کیفیت اکولوژیکی رسوبات حوزه جنوبی دریای خزر (منطقه نشتارود، زیر قفس پرورش ماهی قزل‌آلا) بر اساس درصد مواد آلی و شاخص غنای گونه‌ای بزرگ بی‌مهرگان کفزی، در گروه "بد" طبقه‌بندی گردید. نتایج بدست آمده از منحنی ABC و شاخص آلودگی ABC اگرچه در بعضی موارد بر هم مطابقت ندارند، اما آنچه که از هر دو روش می‌توان استنباط نمود آن است که اکوسیستم تحت استرس می‌باشد. چنانکه شاخص دیگر آلودگی یعنی BC که در مطالعه حاضر محاسبه گردید نیز بیانگر "آلودگی متوسط" اکوسیستم در کلیه فصول بوده‌است.

استفاده از شاخص BC (Biological Component) بدلیل توانایی آن در تشخیص انواع استرس طبیعی و غیرطبیعی از قبیل لایروبی، فعالیت‌های ساخت و سازی، تخلیه فاضلاب‌ها و انواع آب‌های آلوده سودمند می‌باشد. ضمن آنکه پیوستگی اعداد بدست‌آمده از این شاخص، امکان استفاده از آن را در محاسبات و تجزیه و تحلیل آماری فراهم می‌کند. اما از آنجایی‌که تعیین گروه‌های اکولوژیکی گونه های بزرگ بی‌مهرگان کفزی به منظور محاسبه BC، بر اساس شواهد منطقه‌ی مورد مطالعه Borja و همکاران (۲۰۰۰) صورت گرفته، لذا در کاربرد شاخص‌ها گاهاً اصلاحاتی بر اساس خصوصیات بومی نیز لازم می‌باشد. بنابراین ممکن است با مطالعات تکمیلی و نمونه برداری‌های بیشتر در دریای خزر، بهبود و ارتقا در گروه‌بندی اکولوژیکی صورت گیرد. ضمن آنکه قضاوت بر کیفیت اکوسیستم باید بر اساس شواهد و شاخص‌های گوناگون اکولوژیکی صورت گیرد.

بطور کلی این مطالعه نشان داد که اگرچه در دریای خزر شواهد مثبت در جهت بهبود وضعیت اکوسیستم پس از استرس ناشی از افزایش گونه‌های مهاجم (در اوایل دهه ۱۳۸۰شمسی) مشاهده شده‌است، اما همچنان دارای آلودگی محسوب می‌شود.

تشکر و قدردانی

این تحقیق با حمایت مالی موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور و با استفاده از امکانات آزمایشگاهی و پشتیبانی علمی و فنی پژوهشکده اکولوژی دریای خزر انجام شده است.

منابع

Adams, S.M. 2002. Biological indicators of aquatic ecosystem stress. American Fisheries Society, Bethesda, Meryland, USA. 644 p.

Afraei Bandpei, M., Nasrollahzadeh, H., Salarvand, G., Naderi, M., Roohi, A. 2019. Effects of some physico-chemical parameters of water and substrate sediments on abundance and biomass of Streblospio gynobranchiata (Annelida, Spionidae) in the Southeast of Caspian Sea (Goharbaran). Iranian Scientific Fisheries Journal. 28(3):67-76. (in Persian)

Aliakbarian, A., Ghorbani, R., Fazli, H., Salman Mahini, A., Yelghi, A., Naddafi, R. 2020. Diversity and spatial distribution patterns of the benthic macrofauna communities in the southeast of the Caspian Sea (Golestan Province–Iran) in relation to environmental conditions. Iranian Journal of Fisheries Sciences. 19(2):525-540.

Bahrebar, S., Negarestan, H.;Maghsoudlo, A., Danehkar, A. 2020. Macrobenthic assemblage structure and distribution at the Boojagh Marine National Park, Southern Caspian Sea, Iran. Iranian Journal of Fisheries Sciences. 19(2):748-767.

Bandani, Gh., Akrami, R., Taheri, M., Mollagholamali, M., Yelghi, S. 2007. Distribution, abundance and biomass of polychaetes in the north coast of Gorgan Bay. Iranian Scientific Fisheries Journal. 16(2):45-51. (in Persian)

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

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-07-04]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.2.2]

Birshetein, Y.A., Vinogradov, L.G., Kondakova, N.N., Koun, M.S., Astakhva, T.V., Ramanova, N.N. 1968. Atlas of invertebrates in the Caspian Sea. Mosko, 150 p.

BSC, 2008. State of the Environment of the Black Sea (2001-2006/7). Edited by Temel Oguz. Publications of the Commission on the Protection of the Black Sea against Pollution (BSC) 2008-3, Istanbul, Turkey, 421p.

Cesar, C.P., Frid, C.L.J. 2009. Effects of experimental small-scale cockle (Cerastoderma edule L.) fishing on ecosystem function. Marine Ecology. 30(1):123-137.

Covich, A.P., Palmer, M.A., Crowl, T.A. 1999. The Role of Benthic Invertebrate Species in Freshwater Ecosystems: Zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. BioScience. 49(2):119-127.

Fereidooni, S, ModirRousta, H., Azin, F. 2006.The First Report of Avian Cholera in Miankaleh Wetland, Southeast Caspian Sea. Podoces. 1(1/2):71-75. (in Persian)

Ghasemi, A.F., Jam, A., Taheri, M., Foshtomi, M. 2014. Abundance of the alien spionid *Streblospio Gynobranchiata* in relation to sediment composition along the southern coast of the Caspian Sea. Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research. 16 (2):119-126. (in Persian)

Ghasemi, A.M., Jam, A., Taheri, M., Yazdani Foshtomi, M. 2013. Changes in the density of the invader polychaete Streblospio gynobranchiata in the shallow water of the Caspian Sea, 4th Aquatic Biodiversity International Conference, Sibiu/Transylvania/Romania/European Union. 350 pp.

Grall, J., Glemarec, M., 1997. Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. Estuarine. Coastal and Shelf Science, 44 (suppl. A): 43-53.

Grigorovich, I., A., Therriault, T.W., MacIsaac, H.J. 2003. History of aquatic invertebrate invasions in the Caspian Sea. Biological Invasions. 5:103-115.

Haddadi Moghaddam, K., Parandavar, H., Pajand, Z., Chubian, F. 2005. Feeding habits of sturgeon fishes in shallow coastal waters of Guilan Province, southern Caspian Sea. Iranian Sciences Fisheries Journal. 14(3):37-48. (in Persian)

Haddadi Moghaddam, K., Soltani, M., Kamali, A., Abdolhay, A. 2020. The impact assessment of cage culture of rainbow trout (Oncorhynchus mykiss, Walbaum, 1792) on benthic communities using biological indicators in the South Caspian Sea, Iran. Iranian Journal of Fisheries Sciences. 19(4): 2142-2158.

Harkantra, S. N., Rodrigues, C.L., Parulekar A.H. 1982. Macrobenthos of the shelf off northeastern Bay of Bengal. Indian Journal of marine Sciences. 11:115-121.

Holme, N.A., Mcintyre, A. 1984. Methods for study marine benthos IBP. Hand Book. No. 16. Second edition. Oxford, 387p.

Hoveizavi, S., Savari, A., Dehghan Madiseh, S., Okhovat, N., Safikhani, H. 2012. Using of AMBI (Azti Marine Biotic Index) Index to Evaluation of Khuzestan Coastal Sediment Health Status. Journal of Marine Science and Technology. 11(1):1-15. (in Persian)

Jahani, N., Nabavi, S., Dehghan Madiseh, S., Seyed Mortezaie, S. 2011. Qualitative assessment of organic pollution from aquaculture activities on benthic organisms using ABC (Abundance Biomass Curves) in Ghazale creek (Persian Gulf). Iranian Scientific Fisheries Journal. 19(4):43-54. (in Persian)

Jayaraj, K. A., Jocob, J., Dineshkumar, P.K. 2008. Infaunal macrobenthic community of soft bottom sediment in a tropical shelf. Journal of coastal research. 24(3):708-718. (in Persian)

Meire, P.M., Dereu, J. 1990. Use of the abundance/biomass comparison method for detecting environmental. Journal of Applied Ecology, 27:210-223.

Mirzajani, A.R., Hamidian, A.H., Karami, M. 2017. Investigation of metals in organisms from different trophic levels of the southwest Caspian. Journal of Natural Environment (Iranian Journal of Natural Resources). 70(2):467-479. (in Persian)

Nasrolahi, A., Smith, B. D., Ehsanpour, M., Afkhami, M., Rainbow P.S. 2017. Biomonitoring of trace metal bioavailability in the barnacle Amphibalanus improvisus along the Iranian coast of the Caspian Sea. Iranian Journal of Fisheries Sciences. 16 (1):1-25.

Nasrollahzadeh Saravi, H., Solimaniroudi, A., Makhlough, A., Negarestan, H., Eslami, F. 2013. An Investigation of the relation between dominant orders of Macrobenthos and environmental parameters in the southern Caspian Sea using Canonical Correspondence and Principle Component Analyses. Journal of Oceanography. 4(14):57-68. (in Persian)

Nasrollahzadeh Saravi, H., Hashemian, A., Solimani Rudy, A., Salarvand, Gh.R., Makhlough, M. 2017. Study on Changes of Benthic invertebrate abundance and diversity in the Iranian coastal of Caspian Sea during different years. Journal of Marine Biology. 9(1):57-72. (in Persian)

Nasrollahzadeh Saravi, H. 2019. Ecological monitoring in coastal of the southern Caspian Sea up to 30 meter depth (2018-2019). Iranian Fisheries Science Research Institute. 194p. (in Persian)

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-07-04]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.2.2]

Ovsyannikova, L.I. 2008. Barnacles in benthic communities of the inner part of Amursky Bay (Sea of Japan). In: Ecological studies and the state of the ecosystem of Amursky Bay and the estuarine zone of the Razdolnaya River (Sea of Japan) (eds. K.A. Lutaenko and M.A. Vaschenko). (1):207-222.

Parafkandeh, F., Afraei Bandpei, M., Solaimani Rudy, A. 2016. Distribution, abundance and biomass of macrobenthos in the location of fish cage culture in the southern Caspian Sea (Mazandaran water - Kelarabad). Iranian Scientific Fisheries Journal. 25(3):91-102. (in Persian)

Pawhestri, S.W., Hidayat, J.W., Putro, S.P. 2015. Assessment of water quality using macrobenthos as bioindicator and its application on Aundance-Biomass Comparison (ABC) curves. International Journal of Science and Engineering. 8(2):84-87.

Rainbow, P.S. 1984. An introduction to the biology of British littoral barnacles. Field Studies, 6:1-51.

Rainbow, P., White, S. 1989. Comparative strategies of heavy metal accumulation by crustaceans: zinc, copper and cadmium in a decapod, an amphipod and a barnacle. Hydrobiologia. 174:245-262.

Roohi, A., Kideys, A. E., Sajjadi, A., Hashemian, A., Pourgholam, R., Fazli, H., Ganjian Khanari, A., Develi, E.E. 2010. Changes in biodiversity of phytoplankton, zooplankton, fishes and macrobenthos in the Southern Caspian Sea after the invasion of the ctenophore Mnemiopsis leidyi. Biological Invasions, 12:2343-2361.

Shahryari, A., Kabir, M.J., Golfirozy, K. 2009. Evaluation of microbial pollution of Caspian Sea at the Gorgan Gulf. Journal Gorgan University of Medical Science. 10(2):69-73.

Siapatis, A., Giannoulaki, M., Valavanis, V.D., Palialexis, A., Schismenou, E., Machias, A., Somarakis, S. 2008. Modelling potential habitat of the invasive ctenophore Mnemiopsis leidyi in Aegean Sea. Hydrobiologia. 612:281–295.

Sokolova, M. N. 1972. Trophic structure of deep-sea maciobenthos, Marine Biology, 16:1–12.

Solaimani Rudy, A. 2013. Study on abundance and biomass macrobenthos in the southern of Caspian Sea. Iranian Fisheries Science Research Institute. 85p. (in Persian)

Taheri, M., Yazdani, M., Noranian, M., Mira, S.S. 2012. Spatial distribution and biodiversity of macrofauna in the southeast of the Caspian Sea, Gorgan Bay in relation to environmental conditions. Ocean Science Journal. 47:113-122. (in Persian)

Taheri, M., Seifabadi, J., Abtahi, B., Yazdani Fashtami, M. 2003. First report of the family Spionidae (polychaete worm) in the Noor city coast of the Caspian Sea. Journal of Marine Science and Technology. 11(1):1-15. (in Persian)

Van Veen, J. 1933. Research into the sand transport on rivers. The Engineering. 48:151-159.

Warwick, R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. Marine Biology. 92:557-562.

Washington, H.G. 1984. Diversity, Biotic and Similarity Indices, A Review with special relevance to Aquatic Ecosystems. Water Research. 18(6):653-694.

Zvyagintsev, A.Y. 2003. Introduction of species into the northwestern Sea of Japan and the problem of marine fouling. Russian Journal of Marine Biology. 29(1):S10-S21.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-07-04]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.2.2]

Journal of Aquatic Ecology
Volume12, Issue 4, Spring 2023
Pages:19-34

Journal of Aquatic Ecology

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

University Of Hormozgan

Study on pollution indices based on biological characteristics of macrobenthos in the southern Caspian Sea (2018-2019)

Hasan Nasrollahzadeh Saravi[1*], Mohammad Ali Afraei Banpei[1], Asieh Makhlough[1], Abolghasem Roohi[1], Hasan Fazli[1]

1.Caspian Sea Ecology Research Center (CSERC), Iranian Fisheries Science Research Institute (IFSRI), Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Sari, Iran

Abstract

The aims of the present study were to investigate the macrobenthos communities in the Caspian Sea and to investigate the pollution of this ecosystem based on the pollution indices ABC (Abundance Biomass Comparison), BC (Biotic Coefficient) and ABC curve in 2018 (autumn and winter) and 2019 (spring and summer). According to the results, polychaetes, crustaceans, and bivalvia formed the major groups of macrobenthos communities with 4, 11 and 1 species, respectively. The polychaetes (mainly *Streblospio gynobranchia*ta) included about 70% of the total abundance and the group of bivalvia (*Cerastoderma glucaum*) included about 76-93% of the macrobenthos in all seasons except in spring. The mean values of the Shannon index and evenness indices were calculated as (1.56) and (0.55), respectively. The annual pollution (ABC) and BC indices were obtained as -3.1 and 2.7, respectively. These values along with characteristics of ABC curve indicate severe stress caused by pollution in the Caspian Sea ecosystem. In this study, the percentage abundance of the invasive species S. gynobranchiata in macrobenthos communities was 52%, which is about 10% decrease compared to 2009 and 2010. This decreasing trend can be considered as positive evidence in the improvement process of the ecosystem in this part of the food chain. However the continuity of recovery trend needs more time, no force by new stressors, proper management, and reduced pollutions into the ecosystem.

ARTICLE TYPE
Research

Received: 1 February 2021
Accepted: 1 May 2023
ePublished: 16 May 2023

* Corresponding Author:
hnsaravi@gmail.com

Keywords: Macrobenthos, Dominant groups, Pollution indices, Ecological status, Caspian Sea

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-07-04]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1402.12.4.2.2]