مجله بوم شناسی آبزیان

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

پراکنش و فراوانی آنتن منشعبان (Cladocera) و پاروپایان (Copepoda) و اثرات گونه‌های غیربومی زئوپلانکتون در سواحل جنوب غربی دریای خزر طی سال‌های ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۲

سیامک باقری *، جلیل سبک آرا

پژوهشکده آبزی‌پروری آب‌های داخلی، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، بندرانزلی، ایران.

نوع مقاله:
پژوهشی

تاریخچه مقاله:
دریافت: ۹۷/۰۳/۱۲
اصلاح: ۹۷/۰۴/۲۲
پذیرش: ۹۷/۰۹/۲۹

کلمات کلیدی:
دریای خزر
شانه‌دار
Cladocera
Copepoda

چکیده

اکوسیستم محصور دریای خزر درگیر بسیاری از انواع آلودگی‌ها طی ۳۰ سال گذشته بوده و به شدت تحت استرس است. با توجه به اهمیت جامعه زئوپلانکتون در زنجیره غذایی و اکوسیستم دریا، وضعیت گونه‌های آنتن منشعبان و پاروپایان و ارتباط آن‌ها با شانه‌دار (*Mnemiopsis leidyi*) مورد بررسی قرار گرفت. این مطالعه در اعماق ۵، ۱۰، ۲۰ و ۵۰ متر بین سال‌های ۱۳۷۵ و۱۳۹۲ در جنوب دریای خزر انجام گرفت. کاهش در تنوع گونه‌های زئوپلانکتون بعد از سال ۱۳۷۹ مشاهده شده و تا سال ۱۳۹۲ ادامه یافته است. تنها ۴ گونه Cladocera از ۱۰ گونه Cladocera در سال ۱۳۷۵، در سال ۱۳۹۲ مشاهده شد. همچنین از ۷ گونه Copepoda گزارش شده در سال ۱۳۷۵ فقط ۳ گونه Copepoda بعد از سال ۱۳۷۹ شناسایی گردید. یافته‌ها نشان داد، شانه‌دار بر فراوانی *Acartia tona* با مقایسه میانگین فراوانی سالانه در سال ۱۳۷۵ قبل از ورود *M. leidyi* و بعد از شکوفایی *M. leidyi* در سال‌های۱۳۸۰ تا ۱۳۹۲، اثر منفی نداشته است. غالب جمعیت *M. leidyi* افراد با گروه طولی کمتر از ۵ میلی‌متر بوده که از میکروپلانکتون‌هایی همچون پروتوزوآ، داینوفلاژل و دیاتوم‌های ریز تغذیه می‌کنند. تغییرات اقلیمی، صید بی‌رویه و افزایش آلودگی‌ها، نقش مهمی در کاهش گونه‌های بومی زئوپلانکتون و افزایش گونه‌های مهاجم در سواحل جنوبی دریای خزر دارا هستند.

مقدمــه

دریای خزر در اواسط دوران پیلوسن به طور کامل از دریای سیاه جدا شد و به صورت یک اکوسیستم محصور شکل گرفت. از این دوران به بعد، فون گیاهی و جانوری لب‌شور پدیدار شد و تا امروز باقی مانده است (Kosarev and Yablonskaya, 1994). این اکوسیستم درگودترین منطقه در حوضه اروپا قرار داشته و با هیچ اقیانوسی در ارتباط نیست. نواحی دلتای رودخانه سفیدرود نقش مهمی در ساختار فیزیکی، ترکیب و شکل حوضه دریا در سواحل جنوب غربی داشته است. فون و فلور دریای خزر ۱/۸ میلیون سال پیش شکل گرفت و به دلیل بسته بودن، در مقایسه با سایر دریاها دارای گونه‌های بومی بسیار زیادی بوده است (UNDP, 2006). تعداد ۳۱۵ زئوپلانکتون برای دریای خزر گزارش شده است. Hosseini (۲۰۱۱) از جنوب دریای

* نویسنده مسئول، پست الکترونیک: siamakbp@gmail.com

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.1.9.8]

خزر، تعداد ۳۶ گونه زئوپلانکتون شامل ۲۴ گونه کلادوسرا، ۷ گونه کوپه پودا و ۲ گونه مروپلانکتون را گزارش نموده است. وی میانگین حداقل و حداکثر فراوانی زئوپلانکتون را به ترتیب بین ۸۰۰۰ تا ۳۳۰۰۰ عدد در مترمکعب تخمین زد. Sabkara و Makaremi (۲۰۰۷) مطالعاتی را در خصوص پراکنش زئوپلانکتون در سواحل انزلی در سال ۱۹۹۹ و۲۰۰۰ انجام دادند. آن‌ها تعداد گروه‌های زئوپلانکتون را بیش از ۵۰ گونه اعلام داشتند و بیان کردند که ۸۰ درصد از زئوپلانکتون‌های ثبت شده هولوپلانکتون و مابقی مروپلانکتون بوده‌اند. به‌طورکلی، زئوپلانکتون غالب روتیفرا با تعداد ۲۲ گونه بیشترین و کوپه پودا با تعداد ۷ گونه در رده بعدی قرار داشت که جنس‌های *Acartia* sp. و *Euytemora* sp. غالب بوده‌اند. به علاوه Roohi و همکاران (۲۰۰۸)، اظهار داشتند، تنوع زئوپلانکتون در جنوب دریای خزر کاهش یافته و از ۳۶ گونه‌ی گزارش شده (Hosseini, 2011) به ۱۸ گونه رسیده و در برگیرنده ۵ گروه هولوپلانکتون و ۱۳ گروه مروپلانکتون شده است. غالب فراوانی و زی‌توده زئوپلانکتون مربوط به گروه کوپه پودا از گونه *Acrtia tonsa* بوده است. همچنین دامنه تغییرات فراوانی زئوپلانکتون‌ها از ۳۳۰۰۰ (Hosseini, 2011) به ۸۰۰۰ عدد در مترمکعب (Roohi *et al*., 2008) در جنوب دریای خزر کاهش یافته است. Roohi و همکاران (۲۰۰۸) کاهش در تنوع گونه‌ای و فراوانی را مربوط به شکوفایی گونه غیربومی شانه‌دار *Mnemiopsis leidyi* و تغذیه این شانه‌دار از زئوپلانکتون تلقی کرده و پیش‌بینی کردند، با آنکه فراوانی و زی‌توده شانه‌دار بعد از سال ۲۰۰۳ کاهش یافته، اما اثرات آن بر جامعه زئوپلانکتون دریای خزر در سال‌های آینده باقی خواهد ماند. Bagheri و همکاران (۲۰۱۲) گروه‌های زئوپلانکتون را به تعداد ۲۳ گونه طی سال ۲۰۰۸ گزارش کردندکه غالب زئوپلانکتون‌ها در این بررسی *A. tonsa* و میانگین فراوانی زئوپلانکتون ۶۰۰۰ عدد در مترمکعب بود. کاهش فراوانی زئوپلانکتون در سال ۲۰۰۸ ناشی از زمستان سخت و کاهش شدید دمای آب در سواحل جنوب غربی دانسته شده است. همچنین در پژوهش دیگر توسط Bagheri و همکاران (۲۰۱۲، ۲۰۱۴) تغییرات اقلیمی و افزایش فعالیت‌های انسانی یکی از دلایل مهم در کاهش گونه‌های بومی بوده است. Eslami و همکاران (۲۰۱۵) ناپدید شدن گونه بومی و کلیدی *Eurytemora* sp. را ناشی از اثرات شدید شانه‌دار بر جامعه زئوپلانکتون دانستند. اخیراً Pourang و همکاران (۲۰۱۶) اظهار داشتند تهاجم شانه‌دار، اثرات مهلکی بر زیستگاه جمعیت زئوپلانکتون و عملکرد اکوسیستم دریای خزر گذاشته است. به دلیل اهمیت زئوپلانکتون‌ها به‌عنوان تولیدکنندگان ثانویه و نقش بسیار مهم آن‌ها در هرم اکولوژیک در انتقال انرژی و در تغذیه ماهیان دریایی در اکوسیستم دریای خزر، مطالعه حاضر طی سال ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۲ انجام شد و هدف از آن بررسی ساختار گونه‌ای زئوپلانکتون‌ها و چگونگی تغییرات زئوپلانکتون‌های دریای خزر از گونه‌های بومی به گونه‌های مهاجم و غیربومی است. همچنین عواملی را که منجر به تغییرات در این حلقه از زنجیره غذایی گردیده مورد بررسی قرار گرفت.

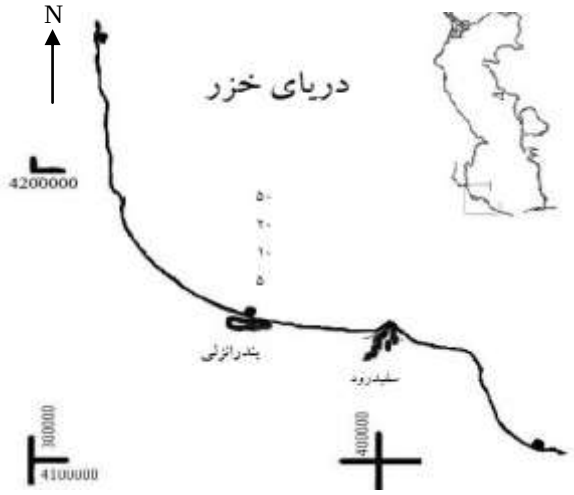
مواد و روش‌ها

نمونه‌برداری شانه‌دار و زئوپلانکتون از منطقه بندر انزلی در اعماق ۵، ۱۰، ۲۰ و ۵۰ متر طی سال ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۲ انجام گرفت (شکل ۱، جدول ۱). داده‌های زئوپلانکتون و شانه‌دار مربوط به مطالعات پیشین از بانک اطلاعات آرشیو آزمایشگاه پلانکتون پژوهشکده آبزی‌پروری آب‌های داخلی و از گزارش‌های Laloei (۲۰۰۲)، Hosseini (۲۰۱۱)، Bagheri (۲۰۰۶)، Bagheri و همکاران (۲۰۱۱، ۲۰۱۲، ۲۰۱۴) استخراج گردید.

نمونه‌برداری از *M. leidyi* با استفاده از نمونه‌بردار METU net با چشمه۵۰۰ میکرون و قطر دهانه ۵۰ سانتی‌متر و محفظه‌ی مناسب برای شانه‌دار و نمونه‌برداری از زئوپلانکتون با استفاده از نمونه‌بردار Juday net با چشمه۱۰۰ میکرون و قطر دهانه ۳۶ سانتی‌متر انجام شد (Kideys *et al*., 2001). روش برداشت نمونه به‌صورت عمودی از کف تا سطح آب برای همه ایستگاه‌ها به‌جز عمق ۵۰ متر بود، زیرا در این ایستگاه به خاطر وجود لایه‌ی ترموکلاین از دولایه به‌طور جداگانه نمونه‌برداری گردید. لایه‌ی اول از ۵۰ متر تا ۲۰ متر (عمق تقریبی شروع ترموکلاین) و لایه‌ی دوم از۲۰ متر تا سطح بود. بعد از هر کشش، تور را با آب شستشو داده تا *M. leidyi* در محفظه تور جمع‌آوری گردد. سپس جهت اندازه‌گیری طول کل، آن‌ها را وارد پتری دیش

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.1.9.8]



شکل ۱. مناطق نمونه برداری از اعماق مختلف در جنوب غربی دریای خزر طی سال های ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۲

جدول ۱. موقعیت مکان نمونه‌برداری از زئوپلانکتون در جنوب غربی دریای خزر طی سال‌های ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۲

ناحیه	عمق (متر)	طول شرقی	عرض شمالی	فاصله از ساحل (کیلومتر)
انزلی	۵	۴۹° ۲۹' ۳۱"	۳۷° ۲۹' ۰۰"	۱
	۱۰	۴۹° ۲۸' ۵۹"	۳۷° ۲۹' ۲۰"	۳
	۲۰	۴۹° ۲۹' ۴۳"	۳۷° ۳۰' ۳۰"	۶
	۵۰	۴۹° ۲۸' ۳۷"	۳۷° ۳۵' ۰۷"	۱۵

نموده و با استفاده از خط‌کش زیست‌سنجی گردیدند. زی‌توده *M. leidyi* (بر حسب مترمکعب) از طریق محاسبه قطر دهانه تور (۵۰ سانتی‌متر) اندازه‌گیری شد. چون تعیین وزن تر هر شانه‌دار در قایق امکان‌پذیر نبود، وزن تر از طریق اندازه‌گیری طول ۲۶۹ عدد شانه‌دار و با استفاده از معادله خطی (W= 0.0013*L^2.33 , R^2=0.96 , N=269; Kideys *et al*., 2001) به دست آمد.

روش نمونه‌برداری از زئوپلانکتون نیز مشابه شانه‌دار بود؛ زئوپلانکتون بعد از برداشت توسط فرمالین ۴ درصد تثبیت و جهت بررسی کمی و کیفی به آزمایشگاه پلانکتون منتقل گردید (APHA, 2005). نمونه‌ها در آزمایشگاه پلانکتون پس از همگن‌سازی با استفاده از پیپت ۵ میلی‌لیتر در محفظه بوگاروف (Hydro-Bios KIEL) منتقل و بعد از یک ساعت رسوب‌دهی با استفاده از میکروسکوپ اینورت (Leitz- LABOVERT F-S) شناسایی و شمارش شدند و فراوانی آن‌ها از طریق محاسبه قطر دهانه تور (۳۶ سانتی‌متر) و ارتفاع کشش برحسب متر مکعب اندازه‌گیری شد (Harris *et al*., 2000). شناسایی زئوپلانکتون‌ها با استفاده از کلیدهای معتبر Birshtain و همکاران (۱۹۶۸)، Ruttner-Kolisko (۱۹۷۴) و Kasimov (۲۰۰۰) انجام پذیرفت. آنالیز آماری فراوانی گروه‌های زئوپلانکتون در سال‌ها و فصول مختلف از آزمون ناپارامتری (Kruskal–Wallis)، با استفاده از نرم‌افزار SPSS نسخه ۱۹ انجام شد. از رابطه Spearman rank correlation برای نشان دادند میزان همبستگی فراوانی بین شانه‌دار و زئوپلانکتون (آنتن منشعبان و پاروپایان) استفاده شد. می‌توان گفت که دلیل انتخاب بررسی زئوپلانکتون آنتن منشعبان (*Pleopis polyphemoides*) و پاروپایان (*Acartia tonsa*)، اهمیت این زئوپلانکتون در تغذیه کیلکا، کفال و شک ماهیان بوده که طی دو دهه اخیر تنوع گونه‌ای و تراکم آن‌ها دستخوش کاهش شدید شده است و این تغییرات همزمان با کاهش ذخایر کیلکا ماهیان و حضور شانه‌دار در دریای خزر از سال ۱۳۷۸ بوده است (Fazli, 2011; Bagheri *et al*., 2014).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.1.9.8]

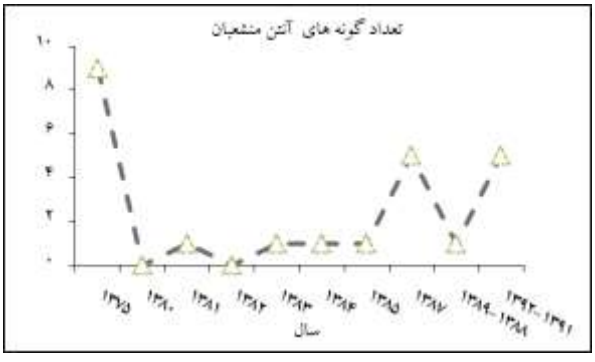
نتایــج

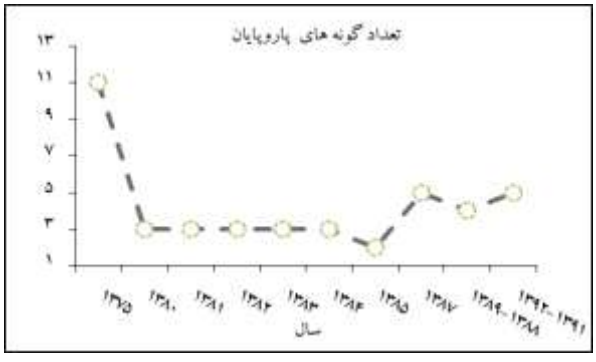
ترکیب زئوپلانکتون

تعداد ۱۵ گروه آنتن منشعبان و ۱۲ گروه پاروپایان طی مدت مطالعه شناسایی شدند (جدول ۲). چهار گونه از این آنتن منشعبان متعلق به گونه‌های (*Bosmina longirostris, Chydorus* sp., *Moina* sp.) و *Pleroxus trigonellus*) و دو گروه از پاروپایان (*Cyclops* sp.) و *Cyclop*s nauplii)، متعلق به آب شیرین بودند که از طریق خروجی تالاب انزلی وارد دریا شده‌اند.

جدول ۲. اسامی آنتن منشعبان و پاروپایان شناسایی شده در جنوب غربی دریای خزر طی سال‌های ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۲

Holoplankton Taxa	۱۳۷۵	۱۳۸۰	۱۳۸۱	۱۳۸۲	۱۳۸۳	۱۳۸٤	۱۳۸۵	۱۳۸۷	۱۳۸۸-۱۳۸۹	۱۳۹۱-۱۳۹۲
Cladocera										
Bosmina longirostris O. F. Müller, 1785										✓
Cercopagis pengoi Ostroumov, 1891	✓									
Cercopagis prolongata G.O. Sara, 1897	✓									
Chydorus Leach, 1843								✓		
Evaden anonyx G.O. Sars, 1897	✓									✓
Moina Baird, 1850								✓		
Pleroxus trigonellus O.F. Muller, 1785								✓		
Podonevadne Gibitz, 1922								✓		
Podonevaden angusta G.O. Sars, 1902	✓									
Podonevaden camptonyx G.O. Sars, 1897	✓									
Podonevaden trigona pusilla G.O. Sars, 1897	✓									✓
Podonevaden trigona G.O. Sars, 1897	✓									✓
Podon intermedius Lilljeborg, 1853	✓									
**Pleopis polyphemoides* Leuckart, 1859	✓		✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓
Polyphemus exiguus G.O. Sars, 1897	✓									
Copepoda										
Acartia tonsa nauplii	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Acartia tonsa Dana, 1849	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Calanipeda aquaedulcis nauplii	✓									
Calanipeda aquaedulcis Kritchagin, 1873	✓									
Cyclops nauplii								✓		✓
Cyclops Risso, 1826	✓	✓		✓	✓	✓		✓	✓	
Eurytemora grimmi nauplii	✓									
Eurytemora grimmi G.O. Sars, 1897	✓									
Halicyclops sarsi Akatova, 1935	✓		✓						✓	✓
Ectinosoma concinnum Akatova, 1935	✓							✓		✓
Limnocalanus grimaldii nauplii	✓									
Limnocalanus grimaldii Guerne, 1886	✓									





شکل ۲. تغییرات گونه‌های آنتن منشعبان (سمت چپ) و پاروپایان (سمت راست) در جنوب غربی دریای خزر، طی سال‌های ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۲

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

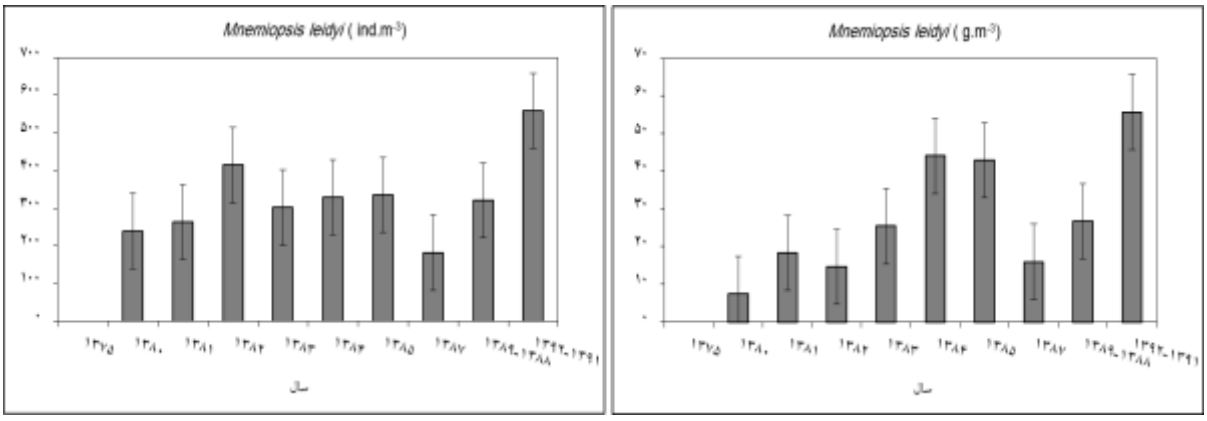
[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.1.9.8]

ترکیب گونه‌ای

ساختار گونه‌ای آنتن منشعبان و پاروپایان دارای تغییرات محسوسی طی سال‌های ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۲ بوده است (شکل ۲). در خصوص تعداد گونه‌های آنتن منشعبان و پاروپایان بیشترین گونه در سال ۱۳۷۵ به ترتیب با تعداد ۹ و ۱۱ عدد مشاهده شدند (شکل ۲). کلادوسرا بعد از سال ۱۳۸۰ کاهش شدیدی داشته به طوری که در سال‌های ۱۳۸۰ و ۱۳۸۲ تعداد آن به صفر رسیده است (شکل ۲). کوپه پودا نیز شرایط مشابه کلادوسرا را داشته و کاهش شدیدی در تعداد گونه‌های آن از سال ۱۳۸۰ مشاهده گردید، به‌طوری‌که کمترین تعداد گونه در کوپه پودا به یک عدد در سال ۱۳۸۵ رسیده است (شکل۲).

تراکم شانه‌دار (*Mnemiopsis leidyi*)

تغییرات سالانه‌ی فراوانی و زی‌توده شانه‌دار در سال‌های مختلف طی۱۳۸۰ تا ۱۳۹۲ در شکل (۳) نشان داده شده است. میانگین فراوانی شانه‌دار در سال‌های مختلف نوسانات شدیدی به‌جز سال‌های ۱۳۸۷ و ۹۲- ۱۳۹۱نداشته بود (شکل ۳). بیشترین فراوانی شانه‌دار در سال ۹۲-۱۳۹۱ با میزان میانگین ۵۵۹ عدد در مترمکعب و کمترین با میزان ۱۸۲ عدد در مترمکعب در سال ۱۳۸۷ بوده است (شکل ۳). میانگین سالانه‌ی فراوانی شانه‌دار ۳۲۷ عدد در مترمکعب بین سال‌های ۱۳۸۰ و ۹۲-۱۳۹۱ بوده است. زی‌توده شانه‌دار از سال ۱۳۸۰ به‌تدریج افزایش داشته و تا سال‌های ۱۳۸۴ و ۱۳۸۵ به حداکثر خود رسیده است. در سال ۱۳۸۷ زی‌توده شانه‌دار کاهش شدیدی داشته و بعد از سال ۱۳۸۷ زی‌توده آن افزایش یافته و در سال ۹۲-۱۳۹۱ به حداکثر میانگین رسیده است. میانگین زی‌توده شانه‌دار بین ۷/۴ و ۵۵/۷ گرم در مترمکعب، به ترتیب در سال‌های ۱۳۸۰ و ۹۲- ۱۳۹۱ متغیر بوده است. آزمون آماری کروسکال والیس (Kruskal-Wallis) نشان داد که فراوانی و زی‌توده شانه‌دار در سال‌های مختلف تفاوت معنی‌دار داشته است ($P< 0.05$).

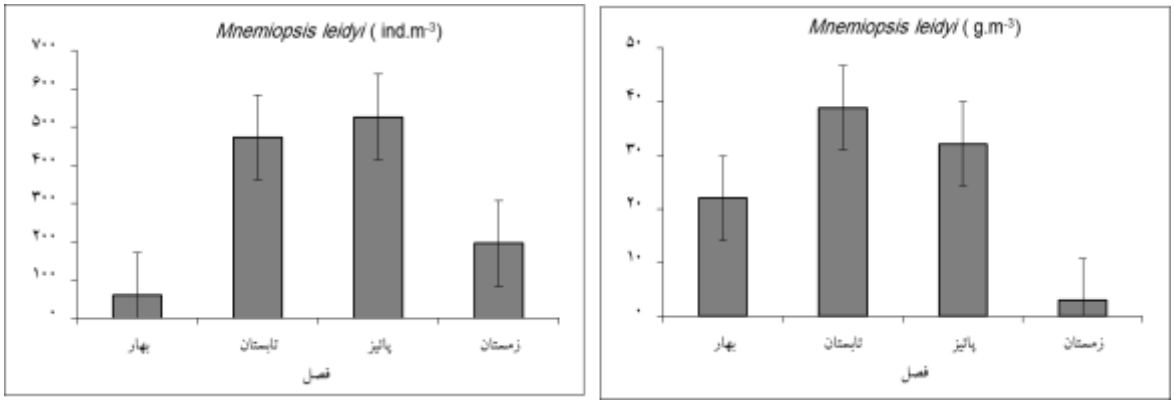


شکل ۳. میانگین فراوانی و زی‌توده سالانه شانه‌دار در جنوب غربی دریای خزر، طی سال‌های ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۲

فراوانی و زی‌توده شانه‌دار در فصول مختلف دارای نوسانات زیادی بوده که در شکل (۴) نشان داده شده است. پراکنش شانه‌دار در فصول بهار و زمستان بسیار کاهش داشته ولی در تابستان و پائیز افزایش چشمگیری در فراوانی و زی‌توده آن مشاهده گردید. میانگین فراوانی شانه‌دار بین ۶۰ تا ۵۲۶ عدد در مترمکعب به ترتیب در بهار و پائیز متغیر بود، بیشترین زی‌توده شانه‌دار در فصل تابستان با میزان ۳۹ گرم در مترمکعب و کمترین در فصل زمستان با میزان ۳ گرم در مترمکعب طی سال‌های ۱۳۸۰ تا ۹۲-۱۳۹۱ مشاهده شد. آنالیز آماری کروسکال- والیس اختلاف معنی‌دار بین فراوانی زی‌توده شانه‌دار در فصول مختلف را نشان داده است ($P < 0.05$).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

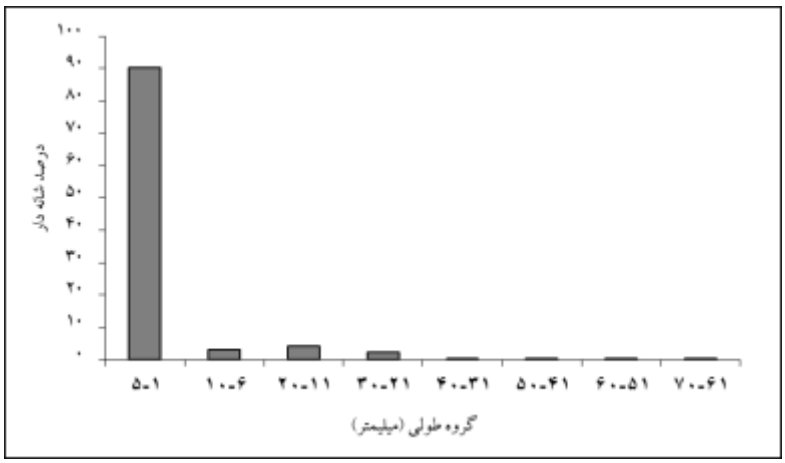
[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.1.9.8]



شکل ۴. میانگین فراوانی و زی‌توده فصلی شانه‌دار در فصول مختلف در جنوب غربی دریای خزر، طی سال‌های ۱۳۸۰ تا ۱۳۹۲

ساختار اندازه شانه‌دار

غالب افراد در گروه طولی ۱ تا ۵ میلی‌متر یعنی مرحله‌ی لاروی شانه‌دار با میزان بیش از ۹۰ درصد استقرار داشتند. گروه‌های طولی جوان و بالغین مجموعاً حدود ۱۰ درصد اندازه‌ی طولی شانه‌دار را در این بررسی تشکیل دادند. بزرگ‌ترین اندازه‌ی طولی شانه‌دار صید شده از عمق ۲۰ متر و دارای طول ۷۰ میلی‌متر بوده است. به دلیل مشابه بودن ساختار گروه‌های طولی شانه‌دار در سا لهای مختلف گروه‌های طولی شانه‌دار در سال ۱۳۸۷ در شکل(۵) نشان داده شده است.



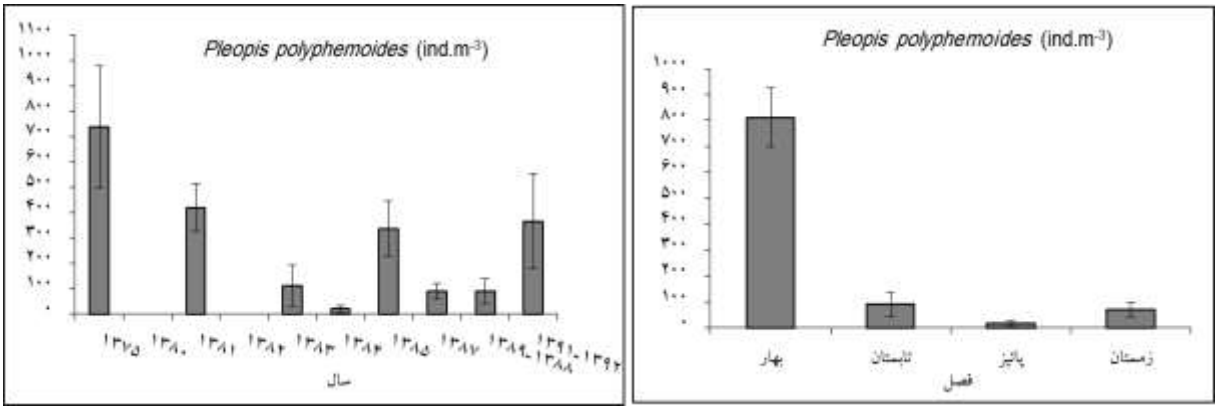
شکل ۵. ساختار طولی شانه دار در جنوب غربی دریای خزر، سال ۱۳۸۷

فراوانی *Pleopis polyphemiodes*

در این بررسی نوسانات بسیار زیادی در فراوانی *Pleopis polyphemiodes* مشاهده گردید (شکل ۶). بیشترین فراوانی این زئوپلانکتون با میزان بیش از ۷۰۰ عدد در مترمکعب در سال ۱۳۷۵ مشاهده شد. مقدار این گونه در بعضی از سال‌ها به شدت کاهش داشته و حتی در سال‌های ۱۳۸۰ و ۱۳۸۲ مشاهده نگردید. تغییرات فراوانی *P. polyphemoides* بین ۱۸ تا ۸۰۰ عدد در مترمکعب به ترتیب در فصول بهار و پائیز نوسان داشته است (شکل ۶). آزمون ناپارامتری کروسکال والیس تفاوت معنی‌دار فراوانی *P. polyphemoides* را در سال‌ها و فصول مختلف نشان داد ($P < 0.05$).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

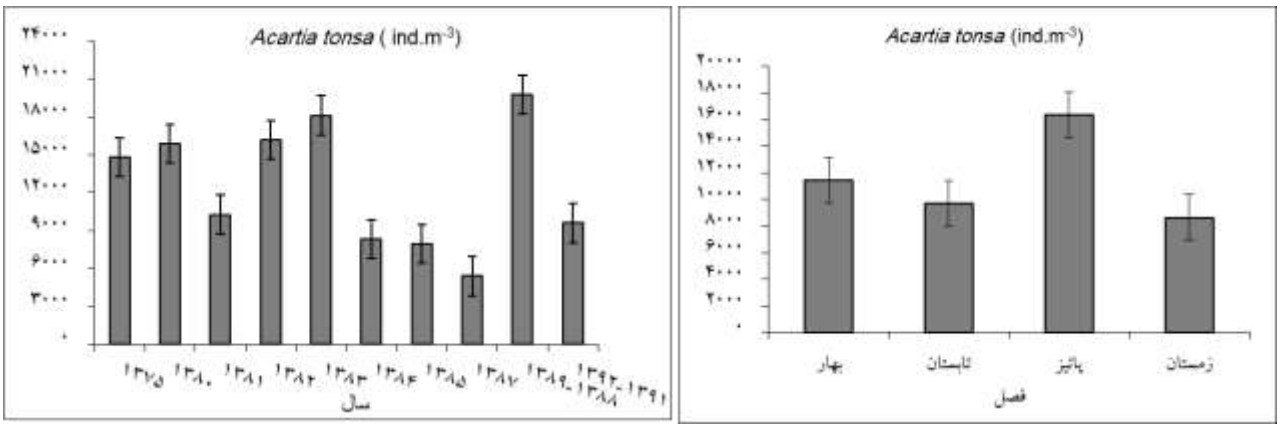
[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.1.9.8]



شکل ۶ . میانگین فراوانی *P. polyphemoides* در جنوب غربی دریای خزر، طی سال‌های ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۲

فراوانی *Acartia tonsa*

میانگین فراوانی *A. tonsa* دارای نوسانات زیادی در سال‌های مورد مطالعه بوده است. بیشترین میانگین فراوانی *A. tonsa* با میزان میانگین ۱۹۸۰۰ عدد در مترمکعب در سال ۸۹-۱۳۸۸ مشاهده گردید (شکل ۷). میانگین فراوانی زئوپلانکتون در سال ۱۳۸۷ به کمترین مقدار (۵۴۰۰ عدد در مترمکعب) رسید. به‌طورکلی کاهش فراوانی *A. tonsa* در سال‌های ۱۳۸۴ و ۱۳۸۵ با میانگین ۸۳۰۰ و ۷۹۰۰ عدد در مترمکعب مشاهده گردید (شکل ۷). آزمون آماری، اختلاف معنی‌دار فراوانی *A. tonsa* را بین سال‌های مختلف نشان داده است ($P < 0.05$). تغییرات فصلی *A. tonsa* در شکل (۷) نشان داده شده است. به‌طوری‌که بیشترین و کمترین میزان کوپه پودا در فصل پائیز و تابستان به ترتیب با میانگین ۱۶۳۰۰ و ۹۷۰۰ عدد در مترمکعب تعیین گردید (شکل ۷). نتایج آزمون آماری ناپارامتری تفاوت معنی‌دار فراوانی *A. tonsa* را در فصول مختلف نشان داد ($P < 0.05$).



شکل ۷. میانگین فراوانی *A. tonsa* در جنوب غربی دریای خزر، طی سال‌های ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۲

همبستگی بین زئوپلانکتون و شانه‌دار

بر اساس رابطه همبستگی ناپارامتری (Spearman correlation) همبستگی مثبت قوی بین فراوانی *Acartia tonsa* و *Mnemiopsis leidyi* در طی مدت مطالعه در سطح $p < 0.01$ مشاهده شد (جدول ۳, $r = 0.26$) . فراوانی *Pleopis polyphemides* دارای همبستگی منفی قوی با فراوانی شانه‌دار *M. leidyi* در سطح $p < 0.01$ داشته است ($r = -0.5$).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.1.9.8]

جدول ۳. همبستگی بین گروه‌های زئوپلانکتون و شانه‌دار در جنوب غربی دریای خزر (**همبستگی قوی در سطح $p < 0.01$)

ردیف	زئوپلانکتون	شانه‌دار (*Mnemiopsis leidyi*)
۱	*Acartia tonsa*	0.26^{**}
۲	*Pleopis polyphemoides*	-0.5^{**}

بحث

شانه‌دار

پراکنش، فراوانی، زی‌توده و ترکیب اندازه‌های شانه‌دار در مطالعه حاضر با توجه به افزایش بار مواد مغذی از طریق خروجی تالاب انزلی در محدوده ساحل انزلی واقع در جنوب غربی دریای خزر، طی سال‌های ۱۳۸۳، ۱۳۸۴، ۱۳۸۷و ۱۳۸۹ دارای تغییرات و نوسانات محسوسی نبوده است (شکل ۳; Bagheri *et al*., 2014). البته بر اساس مطالعات Bagheri و همکاران (۲۰۱۲) دمای آب مهم‌ترین عامل محیطی در نوسانات شانه‌دار بوده است. بررسی‌های مشابه در سایر مناطق دریای خزر (Kideys and Moghim, 2003)، دریای سیاه (Mutlu, 2009) و سواحل اقیانوس اطلس (Purcell and Decker, 2005) نیز مؤید تأثیر زیاد دمای آب در ساختار جمعیت و پراکنش شانه‌دار می‌باشد.

میانگین فراوانی و زی‌توده شانه‌دار به ترتیب بین۵۶۰-۱۸۰ عدد در مترمکعب و ۵۵-۷ گرم در مترمکعب طی سال‌های ۱۳۸۰ تا ۱۳۹۲ در مطالعه حاضر بوده است (شکل ۳). براین اساس، نتایج به دست آمده تقریباً مشابه مطالعات Roohi و همکاران (۲۰۰۸) در سال‌های ۱۳۸۰ تا ۱۳۸۵ بوده است. در سال‌های مورد بررسی در جنوب دریای خزر تغییرات شدیدی در فراوانی شانه‌دار (*M. leidyi*) رخ نداد (شکل ۳). زی‌توده شانه‌دار در سال‌های ۱۳۸۳، ۱۳۸۴ و ۱۳۹۲ دو برابر گردید و میزان آن بین ۴۳ تا ۵۶ گرم در مترمکعب تغییر کرد (شکل ۳). مشابه این تغییرات در زی‌توده شانه‌دار توسط Roohi و همکاران (۲۰۰۸) و Mutlu و همکاران (۲۰۰۹) در جنوب دریای خزر و دریای سیاه نیز گزارش شده بود. این گونه تغییرات ناگهانی احتمالاً می‌تواند مرتبط با تغییرات اقلیمی (خشک‌سالی و افزایش دمای آب) باشد، که مورد تائید سایر محققین بوده است (Polonsky *et al*., 2004؛ Niermann, 2004). تغییرات فصلی شانه‌دار بسیار شدید است، به‌طوری‌که دارای حداقل فراوانی از زمستان تا اوایل بهار بوده و سپس در تابستان فراوانی آن افزایش یافته است. در اواخر تابستان و اوایل پائیز نیز فراوانی این شانه‌دار به حداکثر می‌رسد (Costello *et al*., 2006; Javidpour *et al*., 2009). یافته‌های فصلی مطالعه‌ی حاضر نیز مشابه روند ذکر شده است. در این تحقیق زی‌توده شانه‌دار در زمستان کمترین (۳ گرم در مترمکعب) و در تابستان به بیشترین (۴۰ گرم در مترمکعب) مقدار رسید (شکل۴). هر چند روند فراوانی متفاوت بوده (شکل ۴) و حداکثر و حداقل فراوانی در فصول پائیز (۶۰ عدد در مترمکعب) و بهار (۵۰۰ عدد در مترمکعب) مشاهده گردید، که احتمالاً به دلیل غالب شدن گروه‌های طولی کوچک (کمتر از ۵ میلی‌متر) بوده است (Bagheri *et al*., 2013). به‌طورکلی دمای آب و غلظت نوترینت از مهم‌ترین پارامترهای محیطی در پراکنش و اندازه طولی شانه‌دار محسوب می‌گردد و همبستگی قوی و مثبت بین آن‌ها وجود دارد (Javidpour *et al*., 2009؛ Galil ***et al***., 2009). اندازه شانه‌دار در سال‌های ۱۳۸۰ تا ۱۳۹۲ (شکل ۵) با مطالعات انجام شده توسط محققین همخوانی و مطابقت داشته است (Shiganova ; Bagheri and Kideys, 2003; Kideys and Moghim, 2003 *et al*., 2004). اندازه‌های طولی کوچک‌تر از ۵ میلی‌متر (مرحله لاروی)، قالب و ساختار جمعیت شانه‌دار را در دریای خزر تشکیل داده است (شکل ۵). میانگین اندازه طولی شانه‌دار در دریای کارائیب ۴۰ تا ۶۰ و در دریای سیاه بزرگ‌تر از ۲۰ میلی‌متر بوده است (Purcell *et al*., 2001). Reusch و همکاران (۲۰۱۰) گزارش نمودند که جمعیت شانه‌دار دریای خزر یک جمعیت جدا و تغییر یافته از شانه‌دار دریای سیاه می‌باشد.

زئوپلانکتون

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.1.9.8]

۱۵ گروه آنتن منشعبان و ۱۲ گروه پاروپایان طی مدت مطالعه شناسایی شدند (جدول ۲). چهار گونه از این گونه‌های آنتن منشعبان (*Bosmina longirostris Chydorus* sp. , *Moina* sp.) و ۲ گروه از پاروپایان (*Cyclops* sp. و *Cyclop*s nauplii)، متعلق به آب شیرین بوده‌اند که از طریق خروجی تالاب انزلی وارد دریا شده‌اند. بر اساس مطالعات Hosseini (۲۰۱۱) و Roohi و همکاران (۲۰۰۸)، تغییرات شدیدی در جامعه‌ی زئوپلانکتون جنوب دریای خزر بعد از سال ۱۳۷۹ مشاهده شد. مطالعات Hosseini (۲۰۱۱) ، ۲۴ گونه از آنتن منشعبان را فهرست کردند که سه گروه از آن‌ها دو بار تحت نام‌های مختلف گزارش شده‌اند که شامل: *Apagis cylindrata (Cercopagis cylindrata), Apagis longicaudata* (*Cercopagis ongicaudata*), and *Apagis ossiani* (*Cercopagis ossiani*). بودند. همچنین ۱۴ گونه توسط Hosseini (۲۰۱۱) گزارش شد که هیچ‌یک از آن‌ها در سایت‌های CSBP, ITIS, MarBEF, WoRNS ثبت نشده و فاقد اعتبار تحت گونه مستقل است. درحالی‌که در مطالعه‌ی حاضر ۱۵ گونه کلادوسرا شناسایی شد، و تنها دو گونه از آن‌ها (*Pleopis polyphemoides*, *Podonevadne* sp.) در سال‌های بعد از ۱۳۸۰ مشاهده گردیدند (جدول ۲).

به دلیل گزارش‌های متفاوت از تعداد و فراوانی گونه‌های زئوپلانکتون در جنوب دریای خزر بررسی روند تغییرات این موجودات دشوار است. به‌هرحال تعداد ۵ گونه کوپه پودا در سال ۱۳۷۵ حضور داشتند (Hosseini, 2011) که در مطالعه حاضر نیز همین تعداد گونه مشاهده گردید. طی سال‌های ۱۳۸۰ تا ۱۳۹۲ گونه‌های بومی دریای خزر همچون *Calanipeda aquaedulcis* ، *Limnocalanus grimaldii, Eurytemora minor, Eurytemora grimmi* مشاهده نشدند. دو گونه زئوپلانکتونی کلادوسرا (*Pleopis polyphemoides*) و کوپه پودا (*Acartia tonsa*) طی سال‌های ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۲که حضور فراوان و غالب در مقایسه با سایر گروه‌های زئوپلانکتون داشته، مورد مطالعه قرارگرفته اند.

تغییرات فراوانی *P. polyphemoides* نیز تحت تأثیر جریانات آب شیرین و ورود مواد مغذی (Bagheri *et al*., 2010) در منطقه مورد مطالعه بوده است و با عوامل محیطی ارتباط مستقیم نشان داده است (Bagheri *et al*., 2014)، لذا مهم‌ترین دلیل در فراوانی کم این گونه ازکلادوسرا در فصول تابستان، پائیز و زمستان و غالب شدن *P. polyphemoides* در لایه سطحی آب بوده است (شکل ۶). مطالعه‌ی Bagheri و همکاران (۲۰۱۲) نیز دلالت براین امر داشته است. از طرفی Aladin و همکاران (۲۰۰۹) معتقدند با آغاز بهار و افزایش دمای آب فراوانی *P. polyphemoide* افزایش می‌یابد و میزان آن در دریا به حداکثر می‌رسد. *Acartia tonsa* در اوایل دهه۱۹۸۰ وارد دریای خزر شد و طی این دهه در سراسر دریای خزر منتشر گردید (Kurashova, 2009) و سریعاً زئوپلانکتون غالب در دریای خزر گردید و فراوانی *A. tonsa* تا سال ۱۹۹۵ حدود ۵۰۰۰ عدد در مترمکعب بود. تهاجم این گونه از کوپه پودا اثر منفی بر گونه‌های زئوپلانکتون های بومی دریای خزر داشت، چرا که زیستگاه اکولوژیک آن‌ها را اشغال کرده و رقیب غذائی آن‌ها محسوب شده و باعث گردید تا گونه‌های *Limnocalanus grimaldii* و *Eurytemora grimmi* ناپدید گردند. به علاوه یافته‌ها نشان داد، اختلاف معنی‌دار در فراوانی *A. tonsa* بین سال‌های ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۲ وجود ندارد (شکل۷). گونه غیربومی *A. tonsa*، زئوپلانکتون غالب با فراوانی و پراکنش زیاد در نواحی جنوب دریای خزر بوده است و مطالعات نشان داد در حال حاضر زئوپلانکتون بومی دریای خزر تقریباً ناپدید شده است. میانگین فراوانی سالانه *A. tonsa* در سال ۱۳۶۵ (۱۹۸۶ میلادی) در حد ۵۰۰۰ عدد در مترمکعب (Kurashova, 2009)، در سال ۱۳۷۵ حدود ۹۵۰۰ عدد در مترمکعب (Hosseini, 2011) و در مطالعه حاضر تقریباً ۲۰۰۰۰ عدد در مترمکعب در سال ۱۳۸۸و ۱۳۸۹ در جنوب دریای خزر بود (شکل ۷) که بیانگر افزایش فراوانی *A. tonsa* بین سال‌های ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۲ است. کاهش چشمگیر فراوانی *A. tonsa* در سال‌های ۱۳۸۴، ۱۳۸۵ و ۱۳۸۷در ارتباط با کاهش غلظت نوترینتها و کاهش دمای آب (Bagheri *et al*., 2012) بوده که باعث به تأخیر انداختن شکوفایی *A. tonsa* گردید. تغییرات فراوانی *A. tonsa* در فصول مختلف تفاوتهائی را نشان می‌دهد، به‌طوری‌که در زمستان میزان آن کم (۸۵۰۰ عدد در مترمکعب)، در فصل بهار افزایش و در تابستان با کاهش فراوانی مواجه بوده است، سپس در پاییز با افزایش محسوس فراوانی (۱۶۵۰۰ عدد در مترمکعب) مشاهده گردید (شکل ۷).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.1.9.8]

اثر شانه‌دار بر زئوپلانکون

در این مطالعه اثر شانه‌دار بر تغییرات سالانه دو گونه غالب زئوپلانکتون *P.polyphemoides* و *A. tonsa* طی سال‌های ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۲ ارزیابی گردید. زئوپلانکتون *P. polyphemoides* که با فراوانی شانه‌دار رابطه‌ی منفی داشت ($p < 0.01$ ، جدول ۳). براین اساس مشکل است که تغییرات در فراوانی *P. polyphemoides* را به شکار و تغذیه‌ی شانه‌دار نسبت داد. مقایسه‌ی روند تغییرات فراوانی *A. tonsa* از سال ۱۳۷۵ و سال‌های بعد از ۱۳۸۰، بیانگر افزایش فراوانی *A. tonsa* در جنوب دریای خزر بوده است (شکل ۷). افزایش فراوانی زئوپلانکتون *P. polyphemoides* در دمای کمتر از ۱۴ درجه سانتی‌گراد صورت می‌گیرد (Kasimov, 1982)، لذا شکوفایی آن‌ها در اواخر زمستان و تا اواسط بهار رخ می‌دهد و در این فصول حداکثر فراوانی این کلادوسر در جنوب دریای خزر مشاهده شد (شکل ۶)، این در حالی است که در تابستان و پاییز تعداد آن‌ها به کمترین میزان رسیده و به اعماق و مناطقی که دمای آب مناسب بوده مهاجرت کرده‌اند و بیشترین تراکم آن‌ها در لایه‌ی عمیق آب مشاهده شد (Kasimov, 1982; Bagheri *et al*., 2012). شانه‌دار *M. leidyi* و *A. tonsa* دارای تغییرات فصلی تقریباً مشابه در طی مدت مطالعه بوده است و در واقع همبستگی مثبت و قوی بین فراوانی این دو موجود مشاهده شده است. بر اساس این مطالعه، کاهش فراوانی *A. tonsa* در مدت شکوفایی *M. leidyi* از سال ۱۳۸۰تا ۱۳۹۲ قابل رؤیت نبوده است (شکل ۷). اگر فراوانی *A. tonsa*، در سال‌های ۱۳۶۵ تا ۱۳۷۵ (Kurashova, 2009) با سال‌های بعد از ورود شانه‌دار مقایسه شود، مشاهده می‌گردد که شانه‌دار بر فراوانی *A. tonsa* اثری نداشته است. مطابق اظهارات Purcell و همکاران (۲۰۰۷)، Richardson (۲۰۰۸)، شانه‌دار و *A. tonsa* با افزایش دمای آب و غلظت نوترینت ارتباط قوی و مثبت دارند. آن‌ها معتقدند، کاهش تنوع گونه‌ای و تغییر در ساختار زئوپلانکتون از گونه‌های بومی به غیربومی و فرصت‌طلب، همچون *Acartia* sp. و ژله ماهی (شانه‌دار) به دلیل افزایش دمای زمین، افزایش فعالیت‌های انسانی و صید بی‌رویه می‌باشند.

صید بیش از ظرفیت کیلکا ماهیان در دریای خزر طی دهه‌ی ۷۰ شمسی به دلیل افزایش تعداد شناور بود به طوری که در سال ۱۳۷۸ به میزان ۹۵۰۰۰ تن رسید (Fazli, 2011). صید بی‌رویه دلیل اصلی در کاهش ذخایر کیلکا ماهیان (*Clupeonella* sp.) در دریای خزر بوده است، چرا که کاهش شدید ذخایر این گونه ماهیان و افزایش تراکم زئوپلانکتون غیربومی *A. tonsa* و افزایش مواد مغذی به دلیل عدم مصرف آن‌ها توسط کیلکا ماهیان در نوار ساحلی جنوب دریای خزر، شرایط را برای شکوفایی *M. leidyi* مهیا نمود (Bagheri *et al*., 2016). شانه‌دار در اوایل دهه ۸۰ شمسی در سراسر دریای خزر انتشار یافت و زی‌توده آن در بعضی از مناطق جنوبی به بیش از یک کیلوگرم در مترمربع رسید (Bagheri *et al*., 2014). به هرحال افزایش در فراوانی *A. tonsa* برخلاف مطالعات پیشین در مطالعه حاضر مشاهده شد (شکل ۷ ؛ Pourang *et al*., 2016; Roohi *et al*., 2010). مطالعه‌ی حاضر نشان داد، شانه‌دار *M. leidyi* اثری بر فراوانی گونه‌های زئوپلانکتون نداشته است. به علاوه یافته‌ها بیانگر این واقعیت هستند که غالب جمعیت شانه‌دار، افراد با گروه طولی کمتر از ۵ میلی‌متر بوده‌اند (شکل ۵) و تنها از میکروپلانکتون‌هایی همچون پروتوزوآ، داینوفلاژل و دیاتوم های ریز تغذیه می‌کنند (Sullivan, 2010; Finenko *et al*., 2006; Bagheri and Sabkara, 2003). تغییرات اقلیمی، پدیده El-Nino در آسیا (JICA , 2010) و افزایش سطح تغذیه گرائی از مهم‌ترین عوامل در روند تغییرات اجتماعات زئوپلانکتون وکیلکا ماهیان بوده‌اند. گزارش‌های مشابهی نیز در سایر اکوسیستم‌های دریایی نظیر دریای بالتیک، دریای شمال و دریای سیاه در خصوص ارتباط تغییرات اقلیمی با ساختار زئوپلانکتون ارائه شده است (Sommer and Lewandowska, 2011؛ Niermann, 2004). همچنین Purcell و همکاران (۲۰۰۷) اظهار داشتندکه گونه‌های فرصت‌طلب همچون ژله ماهیان، گونه‌های کوپه پودا غیربومی در دریای شمال، دریای بالتیک و سواحل شمالی اطلس افزایش یافته‌اند. افزایش دمای کره زمین، فعالیت‌های انسانی در طبیعت همچون صید بی‌رویه، انواع آلودگی‌های ناشی از فاضلاب‌های کشاورزی، صنعتی، شهری، تخریب جنگل عامل تغییرات ایجاد شده بر جامعه‌ی زئوپلانکتون بومی دریای خزر بوده است.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.1.9.8]

یکی از ملزومات انجام پژوهش‌های مقایسه‌ای ایجاد یک بانک از داده‌های اکولوژیک است تا همه‌ی داده‌های زیستی و غیرزیستی حاصل از مطالعات پیشین جنوب دریای خزر در آن انتقال یابند. در این صورت می‌تواند یکسان‌سازی در اسامی گونه‌ها انجام پذیرد و همچنین شکوفایی سالانه و فصلی هر گونه به‌طور مجزا دنبال شود. در پی افزایش فعالیت‌های انسانی و تغییرات شدید محیطی طی ۳۰ سال گذشته، دور از انتظار است که تغییرات در جامعه‌ی زئوپلانکتون و ذخایر و ترکیب گونه‌ای کیلکا ماهیان را به شانه‌دار ربط داد. توصیه می‌شود برای مطالعات آینده، اثرات یوتریفیکاسیون، آلودگی‌های محیطی، تغییرات هیدرولوژی و تغییرات اقلیم نیز مد نظر قرار گیرند.

تشکر و قدردانی

این مطالعه در قالب پروژه به شماره مصوب ۹۴۱۱۰-۱۲-۷۳-۲ در سواحل جنوب غربی دریای خزر انجام گرفت. لذا از ریاست محترم موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور و پژوهشکده آبزی‌پروری آب‌های داخلی و همچنین از همکاران محترم بخش اکولوژی به دلیل کمک‌هایشان طی مدت مطالعه قدردانی می‌گردد.

منابـع

Aladin, N., Plotnikov, I., Bolshov, A., Pichugin, A. 2009. Caspian Sea biodiversity project under umbrella of Caspian Sea environment programme [on line]. Available from http://www.zin.ru/projects/caspdiv/biodiversity_report.html/. Accessed 2 March 2016.

APHA. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater, 21th ed. Washington, D.C: American Public Health Association publication. 1193 p.

Bagheri, S., Mirzajani, A.R. and Sabkara, J. 2016. Preliminary studies on the impact of fish cage culture (Raibow trout, Oncorhynchus mykiss) on Zooplankton structure in the Southwestern Caspian Sea. Iranian Journal of Fisheries Sciences. 15(3): 1202-1213.

Bagheri, S., Kideys, A.E. 2003. Distribution and abundance of *Mnemiopsis leidyi* in the western Iranian coasts of the Caspian Sea. In: Yilmaz, A. (ed.). Proceedings of second international conference on oceanography of the Eastern Mediterranean and Black Sea: Similarities and differences of two interconnected basins. 14–18 October, Middle-East Technical University, Turkey. pp. 851-856.

Bagheri, S., Sabkara, J. 2003. Study of stomach contents of ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in Iranian waters of Caspian Sea (Guilan waters). Iran Journal of Fisheries Sciences. 12: 1-11.

Bagheri, S. 2006. An investigation on abundance and distribution of ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in Guilan waters, southwest Caspian Sea. Iran Journal of Fisheries Sciences. 14(4): 1-16. (in Persian)

Bagheri, S., Niermann, U., Mansor, M., Yeok, S.W. 2014. Biodiversity, distribution and abundance of zooplankton in the Iranian waters of the Caspian Sea off Anzali during 1996–2010. The Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. 94(1): 129-140.

Bagheri, S., Niermann, U., Sabkara, J., Mirzajani, A., Babaei, H. 2012. State of *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora: Lobata) and mesozooplankton in Iranian waters of the Caspian Sea during 2008 in comparison with previous surveys. Iranian Journal of Fisheries Sciences. 11: 732-754.

Bagheri, S., Mansor, M., Marzieh, M., Sabkara, J., Mirzajani, A., Khodaparast, S.H., Negaresatan, H., Wan Maznah, W.O., Ghandi, A.Z., Khalilpour, A. 2011. Fluctuations of phytoplankton community in the coastal waters of Caspian Sea in 2006. American Journal of Applied Sciences. 8: 1328-1336.

Bagheri, S., Mansor, M., Makaremi, M., Mirzajani, A.R, Babaei, H., Negarestan, H., Wan Maznah, W.O. 2010. Distribution and composition of phytoplankton in the southwestern Caspian Sea during 2001–2002, a comparison with previous surveys. World Journal of Fish and Marine Sciences. 2: 416-426.

Bagheri, S., Mansor, M., Ghandi, A., Yosefzad, E. 2013. Distribution and size structure of comb jellyfish, *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora) in the southwestern Caspian Sea. African Journal of Agricultural Research. 8(5): 435-444.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.1.9.8]

Birshtain, Y.A., Vinogradova, L.G., Kondakov, N.N., Koon, M.S., Astakhova, T.V., Romanova, N.N. 1968. Invertebrait Atlas Caspian Sea. Moscova: Indastery Food Publisher. 610 p.

Costello, J.H., Sullivan, B.K., Gifford, D.J., Van, K.D., Sullivan, L.J. 2006. Seasonal refugia, shoreward thermal amplification, and metapopulation dynamics of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in Narragansett Bay, Rhode Island. Limnology Oceanography. 51: 1819-1831.

Eslami, F., Pourang, N., Nasrolazadeh Saravi, H., Fazli, H., Roohi, A., Roshantabari, M. 2015. Quantitative assessment of the impact of *Mnemiopsis leidyi* on the southern Caspian zooplankton structure during 1996-2010. Iranian Journal of Fisheries Sciences. 24(1): 47-59. (in Persian)

Fazli, H. 2011. Some Environmental Factors Effects on Species Composition, Catch and CPUE of Kilka in the Caspian Sea. International Journal of Natural Resources and Marine Sciences. 1(2): 157-164.

Finenko, G.A., Kideys, A.E., Anninsky, B.E., Shiganova, T.A., Roohi, A., Tabari, M.R., Rostami, H., Bagheri, S. 2006. Invasive ctenophore Mnemiopsis leidyi in the Caspian Sea: feeding, respiration, reproduction and predatory impact on the zooplankton community. Marine Ecology Progressive Series. 314: 171-185.

Galil, B.S., Kress N., Shiganova, T.A. 2009. First record of *Mnemiopsis leidyi* Agassiz, 1865 (Ctenophora; Lobata; Mnemiidae) off the Mediterranean coast. Aquatic Invasion. 4: 357-360.

Harris, R.P., Wiebe, P.H., Lenz, J., Skjoldal, H.R. 2000. Zooplankton methodology manual. Printed in Great Britain: Academic Press. 684 p.

Hosseini, A. 2011. Hydrology and hydrobiology of the southern Caspian Sea. Iraninan Fisheries Research Organization. Tehran, Iran: IFRO publisher. 296 p. (in Persian)

Javidpour, J., Molinero, J., Peschutter, J. 2009. Seasonal changes and population dynamics of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* after its first year of invasion in the Kiel Fjord, Western Baltic Sea. Biolocical Invasions. 11: 873-882.

JICA. 2010. The study on integrated water resources management for Sefidrood river basin in the Islamic Republic of Iran. Japan international cooperation agency, Japan: CTI engineering international Co, Ltd. 93 p.

Kasimov, A.G. 1982. The role of Azov–Black Sea invaders in the productivity of the Caspian Sea benthos. Internationale revue der gesamten. Hydrobiology. 67: 533-541.

Kasimov, A. 2000. Methods of monitoring in Caspian Sea. Baku, Azerbaijan: QAPP–POLIQRAF. 57 p.

Kideys, A.E., Moghim, M. 2003. Distribution of the alien ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the Caspian Sea in August 2001. Marine Biology. 142: 163-171.

Kideys, A.E., Roohi, A., Bagheri, S. 2001. Monitoring *Mnemiopsis leidyi* in the Caspian Sea waters of Iran. Final report prepared for the Caspian environment programme, Baku, Azerbaijan: CEP publisher. 15 p.

Kosarev, A.N., Yablonskaya, E.A. 1994. The Caspian Sea. SPB Academic Publishing, The Hague. 259 p.

Kurashova, E.K. 2009. Acartia tonsa Dana, 1848 (CaspNIRKH, Astrakhan, Russia) [on line]. Available from www.caspianenvironment.org/biodb/eng/zooplankton/Acartia%20tonsa/main. htm/. Accessed 19 Februory 2017.

Laloei, F. 2002. Caspian Sea investigation of hydrology and hydrobiology (Iranian coast, 10m depth). Iranian Fisheries Research Organization. Tehran, Iran: IFRO publisher. 392 p. (in Persian)

Mutlu, E. 2009. Recent distribution and size structure of gelatinous organisms in the southern Black Sea and their interactions with fish catches. Marine Biology. 156: 935-957.

Niermann, U. 2004. *Mnemiopsis leidyi*: Distribution and effect on the Black Sea ecosystem during the first years of invasion in comparison with other gelatinous blooms. In: Dumont, H. (ed.). Aquatic invasions in the Black, Caspian, and Mediterranean Seas, Netherlands: Kluwer Academic Publisher. pp. 3-31.

Polonsky, A.B., Basharin, D.V., Voskresenskaya, E.N., Worley, S. 2004. North Atlantic oscillation: description, mechanisms, and influence on the Eurasian climate. Physical Oceanography. 15: 96-113.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.1.9.8]

Pourang, N., Eslami, F., Nasrollahzadeh Saravi, H., Fazli, H. 2016. Strong biopollution in the southern Caspian Sea: the comb jelly *Mnemiopsis leidyi* case study. Biological Invasions. 18(8): 2403-2414.

Purcell, J.E., Shiganova, A.T., Decker, M.B., Houde, E.D. 2001. The Ctenophora *Mnemiopsis leidyi* in native and exotic habitats: U.S. estuaries versus the Black Sea basin. Hydrobiologia. 451: 145-147.

Purcell, J.E., Decker, M.B. 2005. Effects of climate on relative predation by scyphomedusae on copepods in Chesapeake Bay during 1987–2000. Limnology and oceanography. 50: 376-387.

Purcell, J.E., Uye, S.I., Lo, T. 2007. Anthropogenic causes of Jellyfish blooms and their direct consequences for humans: a review. Marine Ecology Progress Series. 350: 153-174.

Reusch, T.B.H., Bolte, S., Sparwel, M., Moss, A., Javidpour, J. 2010. Microsatellites reveal origin and genetic diversity of Eurasian invasions by one of the world's most notorious invader, *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora). Molecular Ecology. 19: 2690-2699.

Richardson, A.J. 2008. In hot water: zooplankton and climate change ICES Journal of Marine Sciences. 65: 279-295.

Roohi, A., Yasin, Z., Kideys, A.E., Hwai, A.T., Khanari, A.G., Eker-Develi, E. 2008. Impact of a new invasive ctenophore (*Mnemiopsis leidyi*) on the zooplankton community of the Southern Caspian Sea. Marine Ecology. 29: 421-434.

Roohi, A., Kideys, A.E., Sajjadi, A., Hashemian, A., Pourgholam, R., Fazli, H., Khanari, A.G., Eker, 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.

Ruttner-Kolisko, A. 1974. Plankton Rotifera biology and taxonomy. Stuttgardt, Germany: E. Schweizerbart, Verlagsbuchhandlung. 146 p.

Sabkara, J., Makaremi, M. 2007. Identification of Cladocera in the Caspian Sea. Iran Journal of Fisheries Sciences. 1: 1-14.

Shiganova, T.A., Dumont, H., Sokolsky, A.F, Kamakin, A., Tinenkova, D., Kurasheva, E.K. 2004. Population dynamics of *Mnemiopsis leidyi* in the Caspian Sea, and effects on the Caspian ecosystem. In: Aquatic invasions in the Black, Caspian and Mediterranean Seas. In: H. Dumont, T.A. Shiganova, U. Niermann, (eds.). Earth and environmental sciences. Netherlands, NATO science series 4: Kluwer Academic publisher. pp. 71-111.

Sommer, U., Lewandowska, A. 2011. Climate change and the phytoplankton spring bloom: warming and overwintering zooplankton have similar effects on phytoplankton. Global Change Biology. 17: 154-162.

Sullivan, L.J. 2010. Gut evacuation of larval Mnemiopsis leidyi A. Agassiz (Ctenophora, Lobata). Journal Planton Research. 32: 69-74.

UNDP, 2006. The Caspian Sea, GIWA Regional Assessment 23. University of Kalmar, Kalmar, Sweden.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1398.9.1.9.8]