محیط‌شناسی، دورهٔ ٤١، شمارهٔ ١، بهار ١٣٩٤، صفحهٔ ٢٣٢-٢١٩

کلاسه‌بندی اثر آلودگی بیولوژیکی شانه‌دار (*Mnemiopsis leidyi*) در زیستگاه سواحل جنوبی دریای خزر طی سال‌های ۱۳۷۵ تا ۱۳۸۹

حسن نصراله‌زاده ساروی[1]*، نیما پورنگ[2]، آسیه مخلوق[3]، حسن فضلی[4]، فرشته اسلامی[5]

۱. دانشیار گروه اکولوژی، علوم زیستی، پژوهشکدهٔ اکولوژی دریای خزر
۲. دانشیار گروه اکولوژی، محیط‌زیست، مؤسسهٔ تحقیقات علوم شیلاتی کشور n_pourang@yahoo.com
۳. کارشناس ارشد، گروه اکولوژی، بیولوژی آبزیان، پژوهشکدهٔ اکولوژی دریای خزر asieh.makhlough@gmail.com
٤. دانشیار، گروه ارزیابی ذخایر، بیولوژی، پژوهشکدهٔ اکولوژی دریای خزر hn_fazli@yahoo.com
۵. کارشناس ارشد گروه اکولوژی، بیولوژی، مؤسسهٔ تحقیقات علوم شیلاتی کشور fr_eslami1689@yahoo.com

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۳/۵/۱۵ تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۳/۸/۲٤

چکیده

در سال‌های اخیر اکوسیستم دریای خزر تحت تأثیر گروه‌های مختلف گونه‌های مهاجم به خصوص شانه‌دار قرار گرفته است. بنابراین، در این مطالعه ارزیابی آثار شانه‌دار مهاجم در زیستگاه با بررسی تغییرات زمانی و مکانی پارامترهای فیزیکی- شیمیایی در دریای خزر انجام شد. دگرگونی و تغییرات زیستگاه‌ها دارای گسترهٔ بدون اثر (H0) تا آثار شدید (H4) در محیط موجودات کفزی و پلاژیک است. تغییر زیستگاه از شواهد فرایند تهاجم است، اما دیرتر اتفاق می‌افتد. در این تحقیق از داده‌ها و اطلاعات موجود طی سال‌های ۱۳۷۵ تا ۱۳۸۹ در خصوص شاخص‌های فیزیکوشیمیایی (در اینجا به‌منزلهٔ ویژگی زیستگاهی بیان می‌شود) استفاده شده است. این سال‌ها به دو گروه زمانی قبل از معرفی شانه‌دار (۱۳۷۵- ۱۳۷۹) و بعد از ورود شانه‌دار (۱۳۸۰- ۱۳۸۹) به دریای خزر مربوط می‌شوند که به سه دورهٔ اول (۱۳۷۵- ۱۳۷۹)، دوم (۱۳۸۰- ۱۳۸۵) و سوم (۱۳۸۷- ۱۳۸۹) به‌منزلهٔ دوره‌های ارزیابی تقسیم شده است. اطلاعات پروژه‌های انجام‌شده به وسیلهٔ پژوهشکدهٔ اکولوژی دریای خزر در اکوسیستم دریای خزر و مقالات استخراج‌شده به‌منزلهٔ داده‌های اولیه در تحقیق حاضر استفاده شده است. نتایج این مطالعه نشان داد که حتی در زمان حضور و شکوفایی شانه‌دار در سال ۱۳۸۱ اثر در زیستگاه (ساختار فیزیکوشیمیایی آب و رسوبات) در کلاس H0 قرار گرفت، زیرا آثار در زیستگاه و اکوسیستم از شواهد فرایند تهاجم در مرحلهٔ بعدی‌اند که دیرتر اتفاق می‌افتند. آثار شانه‌دار در زیستگاه به مرور زمان بیشتر می‌شوند و به مراحل H2 و H3 و در نهایت در سال ۱۳۸۵ به رتبهٔ H4 می‌رسند، چنانکه در این دوره زیستگاه ماهیان پلاژیک از جمله کیلکای آنچوی و چشم درشت به شدت تخریب شده بود. در مرحلهٔ سازگاری (۱۳۸۷- ۱۳۸۹) با توجه به اینکه تراکم شانه‌دار روند کاهشی داشته اثر در زیستگاه از H3 تا H2 تغییر کرده است.

کلیدواژه

شانه‌دار مهاجم، زیستگاه، پارامترهای فیزیکی و شیمیایی، سواحل ایران، دریای خزر.

۱. سرآغاز

شمار ورود و حضور گونه‌های مهاجم (آلودگی بیولوژیکی) به دریاها و مصب‌ها در سال‌های اخیر رو به فزونی رفته است. در ابتدای ورود، میزان گونهٔ مهاجم در مقیاس کوچک است، اما رفته رفته بر میزان آن افزوده و با ایجاد شکوفایی به مقیاس بزرگ تبدیل می‌شود (Elliott, 2003).

* نویسنده مسئول: ۰۹۱۱۱۵۱۹۵۸۸
Email: hnsaravi@gmail.com

طی سال‌های ۱۹۸۰ میلادی ورود *Mnemiopsis leidyi* (*M. leidyi*) به دریای سیاه اکوسیستم آن را تحت تأثیر قرار داد (Vinogradov et al., 1989; Kideys, 1994). این جانور دارای آثار منفی روی بسیاری از ماهیان عمدهٔ دریای سیاه نظیر ماهی آنچوی بوده است که این تأثیر از طریق رقابت روی زئوپلانکتون‌های خوراکی و تغذیه از تخم و لارو ماهی آنچوی در دریای سیاه صورت گرفت (Kideys, 1994). در همین زمان احتمال ورود این شانه‌دار به اکوسیستم‌های حساس اطراف از جمله دریای خزر بررسی (Dumont, 1995; GESAMP,1997) و وجود این شانه‌دار از نوامبر ۱۹۹۹ از سوی Ivanov و همکاران (۲۰۰۰) در دریای خزر نیز گزارش شد. شانه‌دار (*M. leidyi*) متعلق به گروه شانه‌داران[۱] است که در حقیقت از جملهٔ ماکروزئوپلانکتون‌ها[۲] محسوب می‌شوند (Shiganova et al., 2004). این شانه‌دار بومی سواحل اقیانوس اطلس واقع در مناطق مصبی امریکای شمالی و جنوبی (Harbison et al., 1978) و از نظر تولیدمثل هرمافرودیت[۳] است. شانه‌داران خاصیت تولید نور[۴] و توانایی تحمل دامنهٔ شوری بالایی[۵] دارند و در شوری بین ۲ تا ۳۸ گرم در هزار زندگی می‌کنند (Kremer, 1994). همچنین، دامنهٔ تحمل حرارتی بالایی[۶] بین ۲ تا ۳۲ درجهٔ سانتی‌گراد دارند. دامنهٔ زیست این جانوران در اکسیژن پایین ۰/۲– ۰/۳ میلی‌گرم در لیتر است (Purcell et al., 2001) و به لحاظ تغذیه‌ای گوشتخوار[۷] و هتروتروف‌اند[۸].

در دریای سیاه جزئیات آثار کمّی شانه‌دار *M. leidyi* در تجمع زیستی، مساکن و اکوسیستم و نهایتاً سطح آلودگی بیولوژیکی[۹] در زمان‌های مختلف یعنی ورود[۱۰]، استقرار[۱۱]، گسترش[۱۲] و سازگاری[۱۳] به ترتیب در سال‌های ۱۹۸۰، ۱۹۸۵، ۱۹۹۰ و ۲۰۰۰ ارزیابی شد (Olenin et al., 2007). در این ارزیابی‌ها آثار گونهٔ مهاجم در هر یک از موارد (تجمع زیستی، مساکن و اکوسیستم) در ۵ طبقه (بدون اثر، اثر ضعف، متوسط، قوی و شدید) دسته‌بندی شدند. به این ترتیب این اکوسیستم در سال ۲۰۰۰ بر اساس ساختار زیستی در گروه C0-C3 (بدون اثر– اثر قوی)، ویژگی زیستگاه H0-H4 (بدون اثر– اثر شدید) و عملکرد اکوسیستم در گروه E0-E4 (بدون اثر– اثر شدید) قرار گرفت. نتیجه اینکه دریای سیاه اکوسیستمی است که شانه‌دار در آن آثار چندگانه داشته، به طوری که BPL آن بین ۰ تا ۴ متغیر بوده است. همچنین، مناطق شرقی و جنوب‌شرقی اکوسیستم دریای خزر نیز بر اساس شاخص‌های پیشنهادی ذکرشده بررسی شدند (Daunys et al., 2007). این ارزیابی نشان داد که پس از ورود شانه‌دار به دریای خزر (۱۹۹۹)، در سال ۲۰۰۴ تقریباً در مرحلهٔ سازگاری بوده است. در این ارزیابی این مناطق از دریای خزر بر اساس ساختار جوامع اکولوژیک در گروه C3، ویژگی زیستگاه‌ها H0-H4 و عملکرد اکوسیستم به گروه E0-E4 قرار گرفتند. لذا شانه‌دار در دریای خزر نیز آثار چندگانه داشته و نهایتاً BPL (سطح آلودگی بیولوژیکی) آن کمتر از ۴ برآورد شده است.

با توجه به آنکه شانه‌دار مهاجم *M. leidyi* در سنوات اخیر در دریای خزر، سبب بروز مشکلاتی از جمله کاهش میزان زئوپلانکتون‌ها و افزایش احتمالی مواد مغذی سطح دریا و لجن‌زارشدن بستر آن[۱۴] شده (Kideys et al., 2005; Nasrollhazadeh et al., 2008; Roohi et al., 2008) و هیچ برآورد کمّی در حوزهٔ ایرانی این دریا صورت نگرفته است، این مطالعه در نظر دارد با بررسی پارامترهای محیطی در دورهٔ قبل و بعد از ورود شانه‌دار، به بررسی تغییرات زمانی و مکانی و کلاسه‌بندی پارامترهای بالا در راستای کمّی‌کردن اثر شانه‌دار در تغییر زیستگاه (به‌منزلهٔ بخشی از محاسبات BPL) گام بردارد.

۲. مواد و روش بررسی

رتبه‌بندی آثار کمّی[۱۵] بر سه شاخص مهم در اکوسیستم استوار است: ۱. جوامع بیولوژیکی (تغییرات ساختاری و گونه‌ای)؛ ۲. ویژگی‌های زیستگاهی (شاخص‌های فیزیکی و شیمیایی) و ۳. عملکرد اکوسیستم. در این تحقیق از

داده‌ها و اطلاعات موجود طی سال‌های ۱۳۷۵ تا ۱۳۸۹ در خصوص شاخص‌های فیزیکی و شیمیایی (در اینجا به‌منزلهٔ ویژگی زیستگاهی بیان می‌شود) استفاده شده است. این سال‌ها به دو گروه زمانی قبل از معرفی شانه‌دار (۱۳۷۵– ۱۳۷۸) و بعد از ورود شانه‌دار (۱۳۸۰– ۱۳۸۹) به دریای خزر مربوط می‌شوند که به سه دورهٔ اول (۱۳۷۵– ۱۳۷۹)، دوم (۱۳۸۰– ۱۳۸۵) و سوم (۱۳۸۷– ۱۳۸۹) به‌منزلهٔ دوره‌های ارزیابی تقسیم شده است. اطلاعات پروژه‌های انجام‌شده به وسیلهٔ پژوهشکدهٔ اکولوژی دریای خزر در اکوسیستم دریای خزر و مقالات استخراج‌شده به‌منزلهٔ داده‌های اولیه در تحقیق حاضر استفاده شده است (پورغلام و همکاران، ۱۳۷۴؛ لالویی و همکاران، ۱۳۸۳؛ هاشمیان و همکاران، ۱۳۸۲؛ واحدی و همکاران، ۱۳۸۹؛ نصراله‌زاده ساروی و همکاران، ۱۳۹۱؛ نجف‌پور و همکاران، ۱۳۹۳). در ضمن دورهٔ زمانی قبل از معرفی شانه‌دار به دریای خزر به‌منزلهٔ داده‌های پایه‌ای و مرجع [16] در اکوسیستم بدون اغتشاش[17] در نظر گرفته شده است. در این تحقیق با توجه به تراکم بالای گونهٔ مهاجم شانه‌دار در اعماق و لایهٔ ۲۰ متر (رستمیان و همکاران، ۱۳۹۰؛ مکرمی و همکاران، ۱۳۹۰؛ روحی و همکاران، ۱۳۹۲) و یکسان‌سازی بین داده‌های سال‌های مختلف، حداکثر عمق استفاده‌شده ۲۰ متر تعیین شد.

داده‌های جمع‌آوری‌شده از ویژگی‌های زیستگاهی در پنج گروه طبقه‌بندی شدند: بدون اثر (H0): نامتغیربودن زیستگاه؛ اثر ضعیف (H1): تغییر در زیستگاه (ها) بدون کاهشی در گستردگی زیستگاه‌ها؛ اثر متوسط (H2): تغییراتی در زیستگاه (ها) و گستردگی آن‌ها؛ اثر قوی (H3): تغییرات در زیستگاه کلیدی، کاهش شدید گستردگی زیستگاه (ها)، از دست دادن (حذف) زیستگاه (ها) با وسعت کم در منطقهٔ تحت ارزیابی؛ اثر شدید (H4): از دست دادن (یا حذف) بیشتر یا کل زیستگاه‌ها در منطقهٔ تحت ارزیابی، از دست دادن (حذف) زیستگاه کلیدی.

برای نمایش بهتر و مناسب‌تر از تغییرات خصوصیات فیزیکوشیمیایی از میانگین‌های مختلف همراه خطای معیار (SE) استفاده شده است. در ضمن برای تعیین آمار توصیفی و آزمون‌های آنالیز واریانس[18]، تی[19] و مؤلفهٔ اصلی[20] از نرم‌افزار SPSS نسخه ۱۱/۵ استفاده شد.

۳. نتایج

۱.۳. مواد مغذی (N، P)

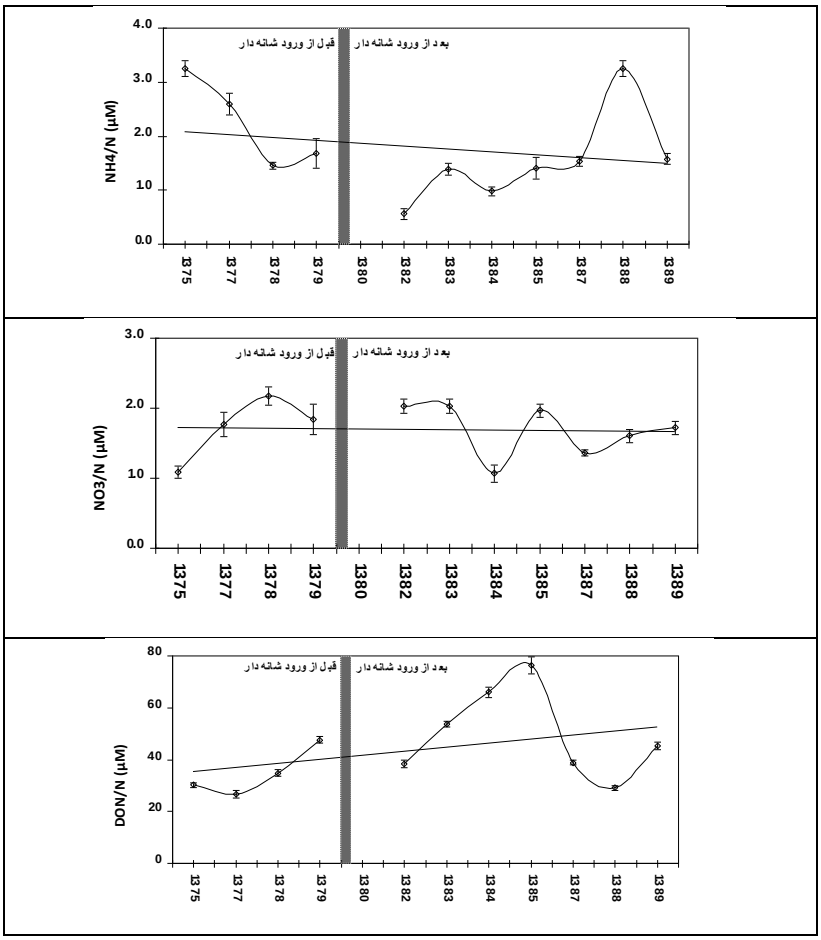
میانگین تغییرات سالانهٔ ازت آمونیومی، نیتراتی و آلی حوزهٔ جنوبی دریای خزر قبل و بعد از ورود شانه‌دار مهاجم در نمودار ۱ آورده شده است. خط روند[21] سالانه نشان می‌دهد که تغییرات ازت آمونیومی و نیتراتی از سال ۱۳۷۵ تا ۱۳۸۹ کاهشی و تغییرات ازت آلی افزایشی بوده است.

میانگین تغییرات سالانهٔ فسفر معدنی و آلی حوزهٔ جنوبی دریای خزر قبل و بعد از ورود شانه‌دار مهاجم در نمودار ۲ آورده شده است. خط روند سالانهٔ تغییرات فسفر معدنی و آلی از سال ۱۳۷۵ تا ۱۳۸۹ کاهش نشان می‌دهد.

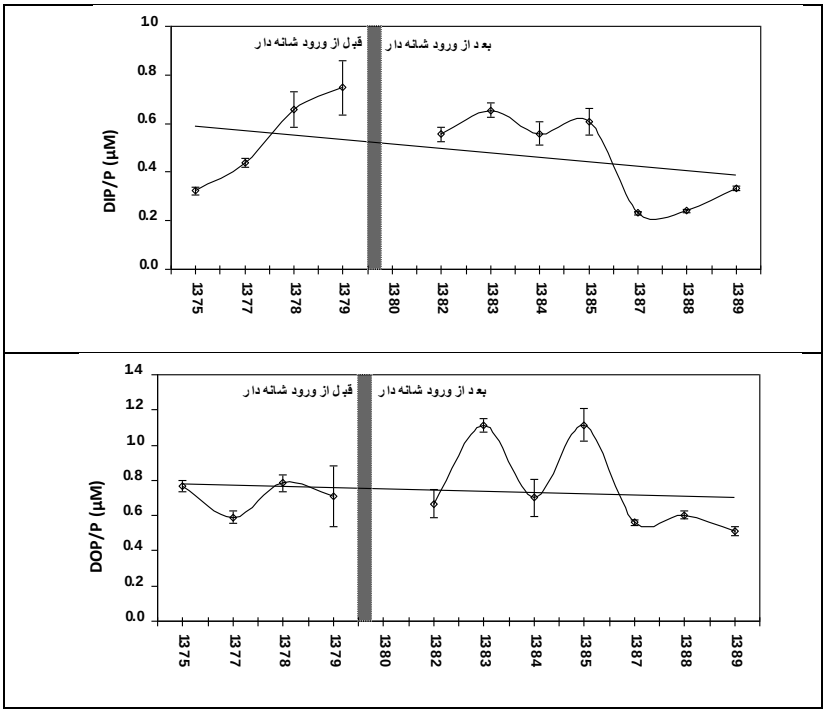
۲.۳. پارامترهای محیطی

میانگین تغییرات سالانهٔ اکسیژن محلول، pH و کل مواد آلی[22] (%) حوزهٔ جنوبی دریای خزر قبل و بعد از ورود شانه‌دار مهاجم در نمودار ۳ آورده شده است. خط روند اکسیژن محلول سالانه نشان می‌دهد که از سال ۱۳۷۵ تا ۱۳۸۹ روند افزایشی داشته، اما تغییرات پارامترهای pH و کل مواد آلی بطئی بوده است.

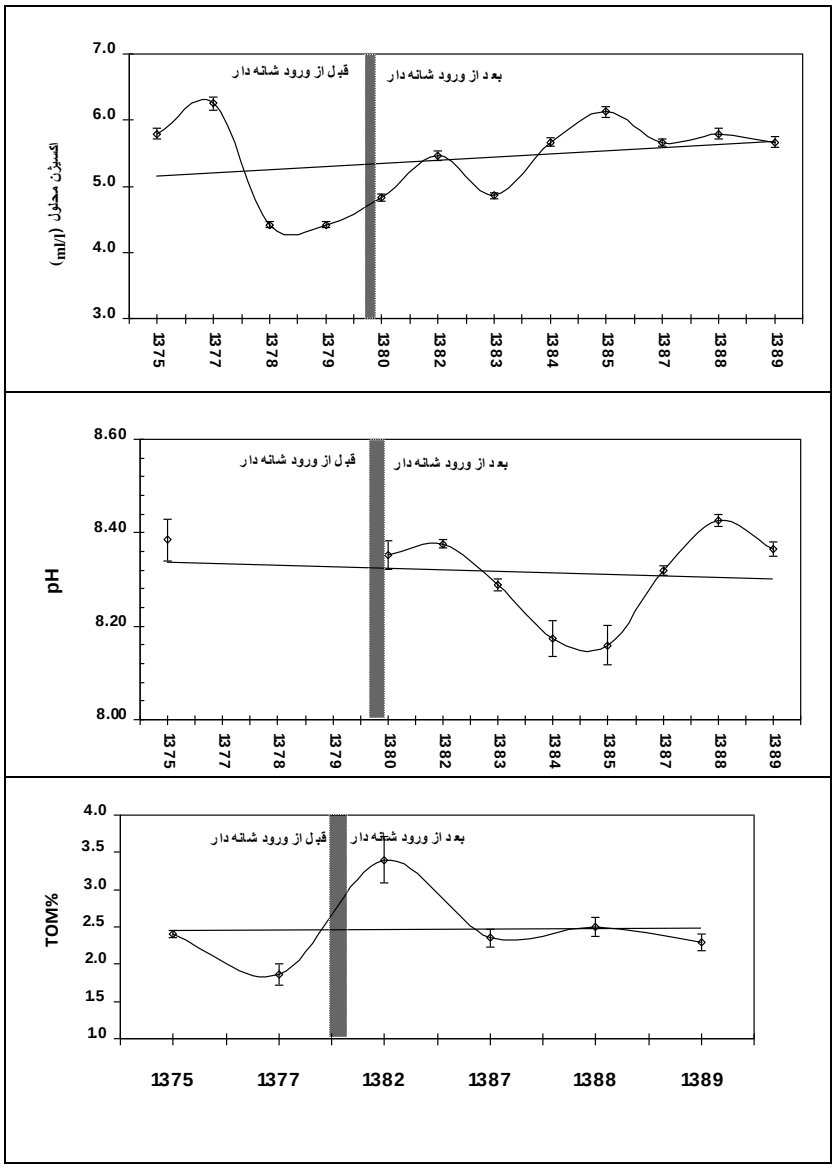
بررسی میانگین دوره‌ها و آنالیز آماری آن‌ها بیانگر اختلاف معنی‌دار در پارامترهای تحت بررسی بوده است ($P<۰/۰۵$) (جدول ۱). ضمن آنکه نتایج آنالیز آزمون تی نیز بین میانگین پارامترهای مورد مطالعه در دو مرحلهٔ قبل و بعد از ورود شانه‌دار اختلاف معنی‌دار را نشان داد ($P<۰/۰۵$).



نمودار ۱. میانگین تغییرات ازت آمونیومی (µM ، NH4)، نیتراتی (µM ،NO3) و آلی (µM ،DON) همراه خط روند در سال‌های مختلف حوزهٔ جنوبی دریای خزر



نمودار ۲. میانگین تغییرات فسفر معدنی (µM ،DIP) و آلی (µM ،DOP) همراه خط روند در سال‌های مختلف حوزهٔ جنوبی دریای خزر



نمودار ۳. میانگین تغییرات اکسیژن محلول (ml/l)، pH آب و کل مواد آلی بستر (TOM%) همراه خط روند در سال‌های مختلف حوزهٔ جنوبی دریای خزر

جدول ۱. تغییرات میانگین پارامترهای محیطی همراه خطای استاندارد (SE) در سه دورهٔ ارزیابی حوزهٔ جنوبی دریای خزر

پارامترها	۱۳۷۵– ۱۳۷۹ (دورهٔ اول ارزیابی)	۱۳۸۰– ۱۳۸۵ (دورهٔ دوم ارزیابی)	۱۳۸۷– ۱۳۸۹ (دورهٔ سوم ارزیابی)	آزمون ANOVA	آزمون دانکن
NH4/N (µM)	۲/۰۳±۰/۰۷	۱/۱۶±۰/۰۷	۲/۱۲±۰/۰۷	p<۰/۰۵	سه گروه
NO3/N (µM)	۱/۸۴±۰/۰۸	۱/۸۲±۰/۰۷	۱/۵۶±۰/۰۵	p<۰/۰۵	دو گروه
DON/N (µM)	۳۴/۵±۰/۷	۵۴/۰±۱/۰	۳۷/۷±۰/۷	p<۰/۰۵	سه گروه
DIP/P (µM)	۰/۵۷±۰/۰۴	۰/۶۲±۰/۰۲	۰/۲۷±۰/۰۱	p<۰/۰۵	سه گروه
DOP/P (µM)	۰/۷۴±۰/۰۳	۰/۹۶±۰/۰۴	۰/۵۶±۰/۰۱	p<۰/۰۵	دو گروه
DO(ml/l)	۵/۰۰±۰/۰۴	۵/۱۷±۰/۰۴	۵/۷۱±۰/۰۴	p<۰/۰۵	سه گروه
pH	۸/۴۳±۰/۰۱	۸/۲۸±۰/۰۱	۸/۳۷±۰/۰۱	p<۰/۰۵	سه گروه
TOM (%)	۲/۶۵±۰/۰۴	۲/۴۶±۰/۱۱	۲/۳۸±۰/۰۹	p<۰/۰۵	دو گروه

خط روند که در واقع به‌منزلهٔ مستقیم‌ترین خطی که می‌تواند از میانگین مقادیر عبور کند، در غالب نمودارهای ۱- ۳ دارای شیب کمی بوده است و به عبارتی تغییرات واضحی را نشان نداد، اما مقایسهٔ نقطه‌ای مقادیر، تغییرات واضح‌تری را از پارامترهای محیطی در سال‌های ورود نسبت به سال‌های قبل از ورود (مقادیر مرجع، Reference value) شانه‌دار ارائه کرد (جدول ۲). کمترین تغییرات مربوط به پارامتر pH بوده است، اما عموم پارامترها در سال‌های مختلف میزان زیادی تغییرات نشان داده‌اند.

در جدول ۳ طبقه‌بندی زیستگاه بر اساس داده‌های به‌دست‌آمده از جدول ۲ با در نظر گرفتن حداقل و حداکثر همراه دامنه و طول کلاس اعداد، به دست آمده است.

جدول ۴ ارزیابی نهایی هر سال را نشان می‌دهد. در این ارزیابی از پارامتر درصد کل مواد آلی (TOM%) که اطلاعات کافی از آن در اختیار نبود استفاده نشد و تنها تفسیر کیفی از آن صورت گرفت.

جدول ۲. درصد تغییرات پارامترهای محیطی در سال‌های ورود شانه‌دار نسبت به سال‌های قبل از ورود (Reference value) در حوزهٔ جنوبی دریای خزر

	DO	pH	NH4	NO3	DON	DON/DIN	DIP	DOP	TOM
۱۳۸۰- ۸۱	-	-	-	-	-	-	-	-	-
۱۳۸۲	۴/۴	-۰/۳	۰/۰	-۵۳/۳	۵/۲	۲۴/۵	-۱/۱	-۵/۴	۱۲/۵
۱۳۸۳	-۱/۵	-۰/۸	-۲/۱	-۱۴/۱	۲۱/۷	۳۰/۲	۷/۱	۱۹/۸	-
۱۳۸۴	۶/۲	-۱/۵	-۳۰/۹	-۳۰/۶	۳۱/۳	۵۷/۲	-۰/۷	-۳/۰	-
۱۳۸۵	۱۰/۱	-۱/۶	-۱/۶	-۱۳/۴	۳۷/۸	۴۲/۳	۳/۳	۱۹/۹	-
۱۳۸۷	۶/۲	-۰/۶	-۱۹/۴	-۹/۲	۵/۹	۲۰/۴	-۴۲/۱	-۱۴/۱	-۵/۰
۱۳۸۸	۷/۳	۰/۰	-۱۱/۶	-۲۷/۷	۸/۴	۱۸/۸	-۴۰/۵	-۱۰/۵	-۲/۰
۱۳۸۹	۶/۲	-۰/۴	-۸/۲	-۷/۸	۱۳/۴	۲۱/۴	-۲۶/۰	-۱۸/۵	-۷/۲

علامت مثبت (+) نشانهٔ افزایش و علامت منفی (-) نشانهٔ کاهش نسبت به مقادیر مرجع (Reference value) است.

جدول ۳. کلاسه‌بندی زیستگاه (H) بر اساس طبقه‌بندی اعداد به‌دست‌آمده از جدول درصد تغییرات پارامترهای محیطی

	DO	pH	NH4	NO3	DIN	DON	DON/DIN	DIP	DOP	TOM
۱۳۸۰- ۸۱	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
۱۳۸۲	۰	۰	۰	۴	۲	۰	۳	۰	۰	۳-۴
۱۳۸۳	۰	۲	۰	۰	۰	۲	۳	۰	۴	-
۱۳۸۴	۱	۳	۴	۲	۳	۳-۴	۴	۰	۰	-
۱۳۸۵	۴	۴	۰	۰	۰	۴	۴	۰	۴	-
۱۳۸۷	۱	۱	۳	۰	۱	۰	۱	۴	۳	۰
۱۳۸۸	۲	۰	۱	۳	۱-۲	۰	۱	۴	۲	۰
۱۳۸۹	۱	۰	۱	۰	۰	۱	۱	۲	۴	۱

جدول ۴. واحد و دورهٔ ارزیابی حضور و عدم حضور شانه‌دار مهاجم سواحل حوزهٔ جنوبی دریای خزر برای تعیین آثار زیستگاه

ردیف	سال‌های معرفی این گونه	آثار در زیستگاه
دورهٔ ارزیابی اول (۷۵– ۷۹)	۱۳۷۵	H0
	۱۳۷۷	H0
	۱۳۷۸	H0
	۱۳۷۹	H0
دورهٔ ارزیابی دوم (۸۰– ۸۵)	۱۳۸۰	H0
	۱۳۸۱	H0
	۱۳۸۲	H0
	۱۳۸۳	H1
	۱۳۸۴	H3
	۱۳۸۵	H4
دورهٔ ارزیابی سوم (۸۷– ۸۹)	۱۳۸۷	H3
	۱۳۸۸	H3
	۱۳۸۹	H2

۴. بحث و نتیجه‌گیری

نظیر بسیاری از محیط‌های دریایی، افزایش فعالیت‌های آنتروپوژنیکی از اواخر دههٔ ۱۹۶۰ از عمده علت بی‌ثباتی در محیط‌زیست دریای خزر شده است، لذا فرصت مناسبی برای *M. leidyi* فراهم آمد تا با تغییر ساختار تغذیه‌ای نه تنها گسترهٔ توزیع خود را در دریای خزر افزایش دهد بلکه در مقطعی از زمان دارای افزایش تراکم بالایی شود (Bilio and Niermann, 2004). در مقالهٔ حاضر صرف‌نظر از فشارهای اقتصادی و اجتماعی ناشی از این گونه مهاجم، تغییرات بخش غیرزندهٔ دریای خزر یعنی زیستگاه از نظر پارامترهای فیزیکوشیمیایی و مواد مغذی در حوزهٔ ایرانی جنوب دریای خزر سنجش کمّی (عددی) شد.

مواد مغذی دریای خزر دو منشأ خارج از محیط دریا یعنی رودخانه‌ای[۲۳] (مواد خاک و سنگ یا گیاهان) و داخل دریا[۲۴] (حاصل از جلبک، میکروب و شکست مواد آلی) دارند (Shiganova et al., 2003). قبل از ورود شانه‌دار مواد مغذی در این منطقه از طریق رودخانه‌ها و انتقال آن از شمال‌غرب دریا به وسیلهٔ چرخش‌های سیکلونی به‌منزلهٔ منشأ Allocthonous و انتقال از ستون آب و بستر به‌منزلهٔ منشأ Autochthonous بوده است (پورغلام و همکاران، ۱۳۷۴). بعد از ورود شانه‌دار این مواد علاوه بر فرایندهای بالا از طریق موکوس شانه‌دار که حاوی مقادیر زیادی مواد مغذی (آلی و معدنی) است وارد دریا می‌شوند (Nasrollahazdeh et al., 2008). نتایج تحقیق Kremer در سال ۱۹۷۵ نشان داد که ترشح[۲۵] و برگشت یا جذب[۲۶] مواد آلی و معدنی از طریق *M. leidyi* متفاوت است (جدول ۵). همان‌طور که جدول ۵ نشان می‌دهد بیشترین فرم آلی متعلق به عنصر فسفر است که این موجود هنگام ترشح موکوس به محیط وارد می‌کند.

جدول ۵. ترشح و بازگشت عناصر کربن، نیتروژن و فسفر از شانه‌دار به ازای گرم وزن خشک بر روز (Kremer, 1977)

	کربن		نیتروژن		فسفر	
	آلی	معدنی	آلی	معدنی	آلی	معدنی
ترشح	۳۸ درصد	۱۶۶ -۴۳µM	۴۳ درصد	۳۶ -۱۰µM	۷۲ درصد	۴/۹ -۲/۰ µM
بازگشت	۵ درصد		۱۹ درصد		۲۰ -۴۸ درصد	

درصد اجزای ترکیبات ازت معدنی در تحقیق حاضر نشان می‌دهد که ازت آمونیاکی در اکثر فصول دارای درصد بالاتری است. در تحقیق Kremer در سال ۱۹۷۷ نیز سهم فرم آمونیم در ترکیب نیتروژن معدنی ترشح‌شده از موکوس به محیط آبی، ۵۴ درصد بوده است که نتایج بالا را تأیید می‌کند.

نتایج مطالعهٔ Shiganova و همکاران (۲۰۰۳) نیز بیانگر اثر مستقیم گونهٔ مهاجم شانه‌دار در پارامترهای هیدروشیمی دریای خزر بوده است. در مطالعهٔ آن‌ها رابطهٔ مثبت معنی‌داری بین غلظت آمونیوم و حداکثر جمعیت شانه‌دار (r= ۰/۸۳) به دست آمد. این یافته در گزارش نصراله‌زاده (۲۰۰۸) و تحقیق حاضر (نمودار ۱) در حوزهٔ جنوبی دریای خزر مشاهده نشد. این عدم انطباق را به دو دلیل می‌توان توجیه کرد. دلیل اول اینکه آمونیوم ($NH4^+$) منبع مهم نیتروژنی برای باکتری‌ها، جلبک‌ها و گیاهان بزرگ‌تر در آب شیرین و اکوسیستم دریایی است. از آنجا که اولویت $NH4^+$ بیش از نیترات است، آمونیم تولیدشده از طریق موجودات زنده از طریق فیتوپلانکتون مصرف می‌شود (Ren, 2002). از سوی دیگر، مقایسه‌ای که طی مطالعهٔ Shiganova و همکاران (۲۰۰۳) نیز در شمال دریای خزر صورت گرفت نشان داد که ارتباط بین آمونیوم و تراکم شانه‌دار تنها در نواحی شرقی (تولیدات کم) معنادار و مثبت بود در حالی که در بررسی مشابه با آن در ناحیهٔ غربی (تولیدات زیاد) این ارتباط مشهود نبوده است. آن‌ها بیان داشتند که در ناحیهٔ شرقی تراکم فیتوپلانکتون بسیار پایین بوده است (تولیدات کم)، بنابراین میزان آمونیوم تولیدشده از طریق شانه‌دار به سرعت از طریق فیتوپلانکتون مصرف نخواهد شد در نتیجه همبستگی مثبت بین آمونیوم و تراکم شانه‌دار برقرار مانده است. با توجه به افزایش شدید تراکم فیتوپلانکتون در دوره‌های مطالعاتی بعد از ورود شانه‌دار در سال‌های ۱۳۷۸، ۱۳۸۸ و ۱۳۸۹ منطقی است که غلظت این ترکیب با مصرف بیشتر فیتوپلانکتون کاهش یابد که با تحقیق حاضر نیز همخوانی نشان داده است.

Shiganova و همکاران (۲۰۰۳) عنوان کردند که در محل‌های اقامت شانه‌دار نسبت نیتروژن آلی به معدنی افزایش می‌یابد، زیرا تولید موکوس از سطح بدن از تولیدات شانه‌دار هنگام فعالیت‌های حیاتی است که این امر سبب افزایش مواد آلی معلق در آب و ایجاد شرایط مناسب برای تکثیر موجودات هتروترف نظیر باکتری‌ها و فیتوپلانکتون می‌شود. تحقیق حاضر نیز (نمودار ۱) نشان داد که روند تغییرات ازت آلی (DON) در دو دورهٔ قبل و بعد از ورود شانه‌دار افزایشی بوده است که با مطالب بالا همخوانی دارد.

Kremer در سال ۱۹۷۷ گزارش کرد که شانه‌دار توانایی ترشح مقدار زیادی از ترکیبات آلی محلول کربن و نیتروژن را دارد در صورتی که سهم فسفر کم است. جدول ۵ نشان می دهد که عنصر فسفر بیشترین درصد بازگشت به بدن موجود را تشکیل می‌دهد، ضمن آنکه سرعت بازگشت فسفر خیلی بیشتر از سرعت بازگشت دو عنصر کربن و نیتروژن است به طوری که این موجود همانند زئوپلانکتون‌های دریایی توانایی جذب و ذخیرهٔ دو تا پنج

برابر فسفر موجود در بدن خود را از محیط دارد. بنابراین، انتظار بر این است که روند تغییرات فسفر در محیط آبی کاهشی باشد. در تحقیق حاضر و طبق نمودار ۲ خط روند سالانه نشان می‌دهد که تغییرات فسفر معدنی از سال ۱۳۷۵ تا ۱۳۸۹ کاهش محسوسی داشته که مشابه تحقیقات بالاست.

بر اساس Kremer در سال ۱۹۷۵ درصد فسفر آلی مترشحه از شانه‌دار نسبت به ترکیبات آلی کربن و نیتروژن بیشتر بوده است که سبب افزایش درصد مواد آلی در رسوبات خواهد شد. Samadi و همکاران (۲۰۱۳) و نیازی و همکاران (۱۳۹۲) در تحقیقاتشان عنوان کردند که درصد فسفر آلی در حوزهٔ جنوبی دریای خزر به کمتر از ۲ درصد می‌رسد و فسفر معدنی بیش از ۹۵ درصد را تشکیل می‌دهد. بنابراین، باید میزان فسفر آلی بستر تحت تأثیر موکوس و شانه‌دار متلاشی‌شده بالا باشد، اما به نظر می‌رسد که سرعت تجزیهٔ مواد آلی بستر از طریق میکروارگانیسم‌ها بالا بوده که میزان مواد آلی بستر روند بطئی کاهشی را نشان داده است.

بر اساس تحقیقات انجام‌شده، تراکم و تنوع فیتوپلانکتون بعد از ورود شانه‌دار به طور چشمگیری افزایش یافته است. با افزایش تولیدکنندگان اولیه باید میزان اکسیژن محلول که نتیجهٔ فرایند فتوسنتز است فزونی یابد. همان‌طور که نمودارهای ۳ نشان دادند خط روند سالانه از سال ۱۳۷۵ تا ۱۳۸۹ روند افزایشی داشته است که با مطالب بالا همخوانی دارد. همچنین، نتیجهٔ فرایند فتوسنتز همراه مصرف دی اکسید کربن آب و افزایش pH است، اما در نمودار ۳ که مربوط به pH این تحقیق است این افزایش مشاهده نمی‌شود، زیرا همان‌طور که Anderson در سال ۲۰۰۶ بیان کرد شوری آب خاصیت بافری آب را افزایش می‌دهد و به تبع آن تغییرات pH نیز زیاد نمی‌شود.

انتظار می‌رود که میزان مواد آلی بستر با ایجاد برف بستر[۲۷] (Roohi et al., 2010) حاصل از موکوس و شانه‌دار متلاشی‌شده فزونی یابد. هرچند اطلاعات مربوط به درصد کل مواد آلی کامل نیست و در بعضی از سال‌ها به خصوص اوایل دورهٔ دوم (سال‌های ۱۳۸۰ و ۱۳۸۱) فقدان اطلاعات وجود دارد، اما افزایش درصد آن از سال ۱۳۷۷ (در دورهٔ اول) به ۱۳۸۲ (در دورهٔ دوم) مشهود بوده است. در سال‌های مربوط به دورهٔ سوم هرچند نسبت به سال ۱۳۸۲ کاهش چشمگیری نشان داد، نسبت به داده‌های مرجع این کاهش زیاد نبوده است (جدول ۲).

شانه‌دار دریای خزر همانند سایر موجودات مهاجم هم در کیفیت آب و هم در رسوبات اثر می‌گذارد و تغییراتی را در زیستگاه موجودات ایجاد می‌کند (Cuddington and Hasting, 2004)، ضمن آنکه این دو محیط (آبی و رسوبات) نیز در هم تأثیر می‌گذارند. Olenin و همکاران (۲۰۰۷) گزارش کردند آثار در زیستگاه و اکوسیستم از شواهد فرایند تهاجم در مرحلهٔ بعدی‌اند که دیرتر اتفاق می‌افتند. بنابراین، حتی در زمان حضور و شکوفایی شانه‌دار در سال ۱۳۸۱ اثر در زیستگاه در رتبهٔ H0 قرار گرفت. با گذر زمان و ادامهٔ حضور شانه‌دار، شواهدی چند بر ظهور آثار نامطلوب در زیستگاه به دست آمد. به طوری که بر اساس تحقیقات مختلف افزایش سطح تروفیکی از اولیگوتروف به مزو- یوتروف (Nasrollahzadeh, 2008)، افزایش میزان اکسیژن محلول (نصراله‌زاده ساروی و همکاران، ۱۳۹۱)، ایجاد شکوفایی جلبکی (Nasrolahzadeh, et al., 2011)، افزایش شاخص شانون در فیتوپلانکتون و کاهش شاخص شانون در زئوپلانکتون، ورود گونه‌های با پتانسیل تهاجمی در لیست گونه‌های غالب فیتوپلانکتون (مخلوق و همکاران، ۱۳۹۰؛ روشن طبری و همکاران، ۱۳۹۲)، افزایش نسبت زی‌تودهٔ فیتوپلانکتون به زئوپلانکتون از کمتر از ۵، به بیشتر از ۱۰ (نصراله‌زاده ساروی و همکاران، ۱۳۹۱) و افزایش تراکم گونه‌های رسوب‌خوار ماکروبنتوز (سلیمانی‌رودی و همکاران، ۱۳۹۱) را در سال ۱۳۸۸ نسبت به سال‌های پیش از ورود شانه‌دار، عنوان شدند که بر وجود اغتشاش و استرس در دریای خزر و آثار مختلف شانه‌دار در تمام

سطوح تروفیکی صحه گذاشتند. بنابراین، آثار شانه‌دار در زیستگاه به مرور زمان بیشتر شد و به مراحل H2 و H3 و در نهایت در سال ۱۳۸۵ به رتبهٔ H4 افزایش یافت. چنانکه در این دوره زیستگاه ماهیان پلاژیک از جمله کیلکای آنچوی و چشم درشت به شدت تخریب شد و بیوماس این ماهیان به پایین‌ترین میزان خود رسید (Fazli and Roohi, 2002). در دورهٔ سوم نیز با توجه به اینکه تراکم شانه‌دار روند کاهش داشته و اکوسیستم در مرحلهٔ سازگاری است اثر در زیستگاه از H3 تا H2 متغیر بوده است (جدول ۴).

ارزیابی مناطق شرقی و جنوب‌شرقی دریای خزر نشان داد که این بخش از دریای خزر در سال ۲۰۰۴ بر اساس ویژگی زیستگاه‌ها در رتبهٔ H0-H4 قرار گرفت (Daunys et al., 2007) و آثار شانه‌دار در آن چندگانه بیان و سطح آلودگی بیولوژیکی آن کمتر از ۴ و تقریباً در مرحلهٔ سازگاری برآورد شد. برآورد مشابه در دریای سیاه نشان داد که مرحلهٔ سازگاری در آن در سال ۲۰۰۰ یعنی حدود ۲۰ سال پس از معرفی شانه‌دار به دریای سیاه رخ داده است. ضمن به خاطر داشتن تفاوت‌های بین دریای سیاه و دریای خزر از قبیل وجود شکارگر قوی Beroe ovate که با تغذیه از شانه‌دار مهاجم سبب کاهش چشمگیر آن از سال ۱۹۹۷ در دریای سیاه شد (Vinogradov et al., 1989)، بنا به نظر Bilio و Niermann در سال ۲۰۰۴ تعداد شانه‌دار مهاجم در دریای خزر هنوز تا سال ۲۰۰۲ به ماکزیمم میزان خود نرسیده بود، زیرا در دریای سیاه این مرحله در سال ۱۹۸۹ (حدود ۷ سال پس از اولین مشاهدهٔ شانه‌دار مهاجم در دریای سیاه) رخ داد و طبق نظر آن‌ها شباهت‌های بین دریای سیاه و دریای خزر ایجاب می‌کند که رویدادهای اکولوژیکی در این دو محیط های آبی از الگوی تقریباً یکسانی تبعیت کنند. این در حالی است که طبق گزارش Roohi و همکاران (۲۰۰۸) ماکزیمم میزان شانه‌دار مهاجم در دریای خزر در سال‌های ۲۰۰۱ تا ۲۰۰۲ یعنی حدود ۳ سال پس از اولین گزارش در دریای خزر رخ داده است. طبق مطالعهٔ Olenin و همکاران (۲۰۰۷) ماکزیمم میزان شانه‌دار مهاجم در دریای سیاه در سال ۱۹۸۹ همزمان با مرحلهٔ گسترش یا سطح چهارم از آلودگی زیستگاهی (H4) بوده است. در دریای خزر سطح چهارم از آلودگی زیستگاهی در ۱۳۸۵ حدود ۴ سال پس از گسترش شانه‌دار (در سال‌های ۱۳۸۰ و۱۳۸۱) محاسبه شد. صرف زمان کوتاه‌تر برای رسیدن به مراحل مختلف از آلودگی زیستگاهی و در نهایت سطح آلودگی بیولوژیکی (BPL) در دریای خزر نسبت به دریای سیاه، نشان می دهد که اکوسیستم خزر با توجه به نیمه‌بسته بودن آن بسیار شکننده‌تر از دریای سیاه است که به دریای آزاد راه دارد.

در پایان باید به خاطر داشته باشیم که به جز آلودگی بیولوژیکی از سوی شانه‌دار مهاجم، عوامل مؤثر دیگری (شامل افزایش سطح آب دریا، تغییرات شدت جریان رودخانه‌ها، استخراج و انتقال نفت و گاز، آلودگی‌های شیمیایی، یوتریفیکاسیون، سایر گونه‌های مهاجم، بیماری‌ها، فعالیت‌های تکتونیکی طبیعی و تغییرات آب و هوایی) هم بر زیستگاه و اکوسیستم دریای خزر تغییراتی را تحمیل کرده‌اند. این عوامل خواه ناخواه هم‌پوشانی[۲۸] دارند (Caspian Environment Programme, 1998) و تعیین سهم واقعی هر یک از این عوامل در تغییر زیستگاه در ظرفیت تحقیق حاضر نبوده است.

پیشنهادها

برنامه‌ریزی صحیح و جامع برای پایش پارامترهای محیطی به منظور استخراج اطلاعات علمی و قابل اعتماد برای بررسی‌های مقایسه‌ای، تعیین روند و استفاده در مدل‌های مختلف کمّی برآورد وضعیت اکولوژیک و نهایتاً استفاده از نتایج آن‌ها در مدیریت این منبع آبی در سطوح محلی، ملی و منطقه‌ای، به کارگیری و استفادهٔ گسترده‌تر از تکنولوژی‌های مختلف همانند Remote sensing و Buoys همراه کالیبراسیون و استانداردسازی و ارائهٔ مقادیر بحرانی برای فاکتورهای مختلف محیطی مورد نیاز این مطالعه است.

تشکر و قدردانی

با تشکر از سازمان تحقیقات، ترویج و آموزش و مؤسسهٔ تحقیقات علوم شیلاتی کشور که حمایت مالی این مطالعه را فراهم کردند. همچنین، سپاس از ریاست محترم و همکاران بخش اکولوژی پژوهشکدهٔ اکولوژی دریای خزر که آمار و اطلاعات به کار رفته در این پژوهش را فراهم کردند.

یادداشت‌ها

1. Ctenophore
2. Macrozooplankton
3. Self-fertilizing hermaphrodite
4. Luminescence
5. Euryhaline
6. Eurythermic
7. Carnivorous
8. Heterotrophic
9. Bio Pollution Level (BPL)
10. Arrival
11. Establishment
12. Expansion
13. Adjustment
14. Eutrophication
15. Ranking the impact
16. Reference Value
17. Un-disturb ecosystem
18. Analysis of Variance (ANOVA)
19. T-test
20. Principle Component Analysis (PCA)
21. Trendline
22. Total Organic Matter (TOM)
23. Allochthonous
24. Autochthonous
25. Excretion
26. Turnover
27. Snow bed
28. Overlapped

منابع

پورغلام، ر. روشن طبری، م.، سلمیانی رودی، ع.، مخلوق، آ.، تکمیلیان، ک.، روحی، ا.، رستمیان، م. ت.، گنجیان، ع.، واردی، ا.، کیهان ثانی، ع. ر.، واحدی، ف.، نجف‌پور، ش.، نصراله‌زاده ساروی، ح.، هاشمیان، ع.، تهامی، ف.، لالویی، ف.، غلامی‌پور، س.، علومی، ی.، سالاروند، غ. ر. ۱۳۷۴. گزارش پروژهٔ هیدرولوژی و هیدروبیولوژی سواحل ایرانی حوزهٔ جنوبی دریای خزر با همکاری انستیتو تحقیقات کاسپنریخ (روسیه) و مرکز تحقیقات شیلات گیلان و مازندران (۱۳۷۳– ۷۴)، پژوهشکدهٔ اکولوژی دریای خزر، ساری، ۶۵۰ ص.

سلیمانی رودی، ع.، هاشمیان، ع.، سالاروند، غ.، رئیسیان، ا.، نصراله‌زاده، ح.، فارابی، م.، مخلوق، آ.، نادری، م.، اسلامی، ف.، الیاسی، ف.، نظران، م.، دشتی، ع.، رضایی نصرآبادی، ع.، سلمانی، ع.، کاردر رستمی م. ۱۳۹۱. بررسی تنوع، پراکنش، فراوانی و زی‌تودهٔ ماکروبنتوزها در منطقهٔ جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۸)، پژوهشکدهٔ اکولوژی دریای خزر، انتشارات مؤسسهٔ تحقیقات شیلات ایران، تهران، ۱۰۸ ص.

رستمیان، م. ت.، مکرمی رستمی، ع.، خداپرست، ن.، کیهان ثانی، ع. ر.، نصراله تبار، ع. ۱۳۹۰. گزارش پروژهٔ بررسی فراوانی و بیوماس شانه‌دار *M. leidyi* در حوزهٔ جنوبی دریای خزر در (سال ۱۳۸۷)، پژوهشکدهٔ اکولوژی دریای خزر، انتشارات مؤسسهٔ تحقیقات شیلات ایران، تهران، ۷۶ ص.

روحی، ا.، مکرمی، ع.، رستمیان، م.، کیهانی ثانی، ع.، نصراله تبار، ع.، زاهدی، آ.، رازقیان، غ.، خداپرست، ن.، کاردر رستمی، م.، الیاسی، ف.، پورمند. ت. ۱۳۹۲. گزارش بررسی فراوانی و بیوماس شانه‌دار (*Mnemiopsis leidyi*) در منطقهٔ جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)، پژوهشکدهٔ اکولوژی دریای خزر، انتشارات مؤسسهٔ تحقیقات علوم شیلاتی کشور، تهران، ۶۶ ص.

روشن طبری، م.، پورغلام، ر.، نصراله‌زاده ساروی، ح.، سلیمانی رودی، ع.، خداپرست، ن.، اسلامی، ف.، رضوانی، غ.، عوفی، ف.، مخلوق، آ.، سبک‌آرا، ج.، کیهان ثانی، ع.، الیاسی، ف.، مکرمی، ع.، شیخ‌الاسلامی، ع.، رضایی، م.، رحمتی، ر. ۱۳۹۲. بررسی تنوع، زیتوده و فراوانی زئوپلانکتون در منطقهٔ جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۸)، پژوهشکدهٔ اکولوژی دریای خزر، انتشارات مؤسسهٔ تحقیقات علوم شیلاتی کشور، تهران، ۱۲۰ ص.

لالویی، ف.، پیری، م.، نگارستان، ح.، شفیعی‌پور، م. م.، زلفی‌نژاد، ک. ۱۳۸۳. بررسی هیدرولوژی، هیدروبیولوژی و آلودگی‌های زیست‌محیطی مناطق با ارزش شیلاتی حوزهٔ جنوبی دریای خزر (منطقهٔ ساحلی کمتر از ۱۰ متر) (۱۳۷۷– ۷۸)، پژوهشکدهٔ اکولوژی دریای خزر، انتشارات مؤسسهٔ تحقیقات علوم شیلاتی کشور، تهران، ۳۹۵ ص.

مخلوق، آ.، نصراله‌زاده ساروی، ح.، فارابی، س. م. و.، روشن طبری، م.، اسلامی، ف.، رحمتی، ر.، تهامی، ف.، کیهان‌ثانی، ع.ر.، دوستدار، م.، خداپرست، ن.، گنجیان، ع.، مکرمی، ع.، ۱۳۹۰. پروژه بررسی تنوع، بیوماس و فراوانی فیتوپلانکتون در منطقهٔ جنوبی دریای خزر. ۱۳۸۸. ساری: پژوهشکدهٔ اکولوژی دریای خزر، انتشارات مؤسسهٔ تحقیقات علوم شیلاتی کشور، تهران، ۱۶۰ ص.

مکرمی، ع.، نصراله‌زاده ساروی، ح.، نادری، م.، اسلامی، ف.، فارابی، م. و.، رستمیان، م. ت.، روشن طبری، م.، دوستدار، م.، کیهان ثانی، ع. ر.، قانعی، م.، آذری، ح.، سلیمانی‌رودی، ع.، پورغلام، ر.، روحی، ا. ۱۳۹۰. گزارش بررسی فراوانی و بیوماس شانه‌دار *Mnemiopsis leidyi* در منطقهٔ جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۸)، پژوهشکدهٔ اکولوژی دریای خزر، انتشارات مؤسسهٔ تحقیقات علوم شیلاتی کشور، تهران، ۷۵ ص.

نجف‌پور، ش.، پورغلام، ر.، نصراله‌زاده ساروی، ح.، یونسی‌پور، ح.، یوسفیان، م.، علومی، ی.، واحدی، ف.، نصراله‌تبار، ع.، الیاسی، ف.، نوروزیان، م.، رستم نژاد، مکرمی، ع.، مخلوق، آ.، کاردر رستمی، م.، ابراهیم‌زاده، م.، رودباریان، م. ۱۳۹۳. گزارش بررسی خصوصیات فیزیکوشیمیایی آب در منطقهٔ جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۹)، پژوهشکدهٔ اکولوژی دریای خزر، انتشارات مؤسسهٔ تحقیقات علوم شیلاتی کشور، تهران، ۱۹۸ ص.

نصراله‌زاده ساروی، ح.، پورغلام، ر.، واحدی، ف.، مخلوق، آ.، صفوی، س. ا. ۱۳۹۱. روند تغییرات ماکرونوترینت (مواد مغذی) آب سواحل ایرانی حوزهٔ جنوبی دریای خزر، مجلهٔ اقیانوس‌شناسی، سال سوم، شمارهٔ ۱۱، پاییز، ص ۴۳ تا ۵۳.

نیازی، ل.، نصراله‌زاده ساروی، ح.، چایچی، م.، ج.، نجف‌پور، ش. ۱۳۹۲. مطالعهٔ غلظت فرم‌های مختلف فسفر و تأثیر عوامل مختلف در آزادسازی آن در رسوبات سطحی اعماق مختلف در سواحل ایرانی حوزهٔ جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۹۲)، مجلهٔ زیست‌شناسی دریا، (در حال انتشار).

واحدی، ف.، نصراله‌تبار، ع.، علومی، ی.، یونسی‌پور، ح.، الیاسی، ف.، نوروزیان، م.، دلیناد، غ. ح. ۱۳۸۹. گزارش پروژهٔ بررسی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آب در کرانه‌های جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۷)، پژوهشکدهٔ اکولوژی دریای خزر، انتشارات مؤسسهٔ تحقیقات علوم شیلاتی کشور، تهران، ۹۵ ص.

هاشمیان، ع.، نصراله‌زاده، ح.، واحدی، ف.، فاطمی، م.، سلمانی، ع.، نجف‌پور، ش.، واردی، ا.، یونسی‌پور، ح.، نصراله‌تبار، ع.، غلامی‌پور، س.، علومی، ی.، امانی، ق.، شیخ‌الاسلامی، ع.، روشن طبری، م.، رستمیان، م.، روحی، ا.، گنجیان، ع.، مخلوق، آ.، تهامی، ف.، کیهان ثانی، ع.، سالاروند، ع.، افرایی، م. ۱۳۸۲. گزارش بررسی هیدرولوژی و هیدروبیولوژی و آلودگی‌های زیست‌حوضهٔ جنوبی دریای خزر در اعماق کمتر از ۱۰ متر (سال۱۳۸۲– ۸۳)، پژوهشکدهٔ اکولوژی دریای خزر، مؤسسهٔ تحقیقات شیلات ایران، تهران، ۱۰۳ ص.

Anderson, D.A. 2006. "Red Tide and Harmful Algal Blooms," [accessed May 1, 2006] http://www.whoi.edu/redtide/.

Bilio, M. & Niermann, U. 2004. Is the comb jelly really to blame for it all? *Mnemiopsis leidyi* and the ecological concerns about the Caspian Sea, Marine Ecology Progress Series, 269,173–183 pp.

Caspian Environment Programme. 1998. Regional action plan for protection of Caspian habitats RER/98/G32/A/1G/31.

http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/epr/experts/Azerbaijan/Other/caspian_regional_action_plan_for_habitat.pdf

Cuddington, K. & Hastings. A. 2004. Invasive engineers. Ecological Modelling, 178, 335-347 pp.

Daunys, D., Olenin, S. and Minchin, D. 2007. Abiopollution index for assessing the invasiveness of alien species. Fifth

International Marine Bioinvasions Conference May 21-24, Coastal Research & Planning Institute, Klaipeda University, Lithuania Marine Organisms Investigations, Ireland.

Dumont, H.J. 1995. Ecocide in the Caspian Sea, Nature, 377, 673–674 pp.

Elliott, M., 2003. Biological pollutants and biological pollution an increasing cause for concern. Marine Pollution Bulletin, 46, 275–280 pp.

Fazli, H. and Roohi, A. 2002.The impacts of *Mnemiopsis leidyi* on species composition, catch and CPUE of Kilka in Iranian commercial catch. UNESCO, Caspian Floating University research bulletin, Astrakhan (KaspNIRKh) No. 3, pp: 99–104 (in Russian).

GESAMP (IMO/FAO/UNESCO-IOC/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection), 1997.Opportunistic settlers and the problem of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* invasion in the Black Sea. Rep. Stud. GESAMP 58.

Harbison, G. R., Madin, L. P., Swanberg, N. R. 1978. On the natural history and distribution of oceanic ctenophores. Deep-Sea Research, 25, 233–256 pp.

Ivanov, V.P., Kamakin, A.M., Ushivtzev, V.B., Shiganova, T., Zhukova, O., Aladin, N., Wilson, S.I., Harbison, G.R., Dumont, H.J., 2000.Invasion of the Caspian Sea by the comb jellyfish *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora). Biological Invasions, 2, 255–258 pp.

Kideys, A. E. 1994. Recent dramatic changes in the Black Sea ecosystem: The reason for the sharp decline in Turkish anchovy fisheries. Journal of Marine Systems, 5,171-181 pp.

Kideys, A.E., Roohi, A., Bagheri, S., Finenko, G., Kamburska, L., 2005.Impacts of invasive ctenophores on the fisheries of the Black Sea and Caspian Sea. Oceanography, 18 (2), 76–85 pp.

Kremer, P. 1975. The ecology of the ctenophore *Mnmiopsis leidyi* Narragansett Bay. PhD dissertation, University of Rhode Island.311 pp.

Kremer, P. 1977. Respiration and excretion by the Ctenophore *Mnmiopsis leidyi*. Marine Biology, 44, 43-50 pp.

Kremer, 1994. Patterns of abundance for Mnmiopsis in US coastal waters: a comparative overview, journal of Marine Sciences, 51,347-354 pp.

Nasrollahzadeh, H.S. 2008. Ecological modeling on nutrient distribution and phytoplankton diversity in the southern of the Caspian Sea. Doctroal dissertaion, University Science Malaysia.

Nasrollahzadeh, H.S., Din, Z. B., Foong, S.Y., Makhlough A. 2008. Spatial-temporal distribution of macroChemistry and Ecology, 24(4), 233-246 pp.

Nasrollahzadeh, H.S., Makhlough, A., Pourgholam, R., Vahedi, F., Qanqermeh, A. and Foong, S.Y., 2011. The study of *Nodularia spumigena* bloom event in the southern Caspian Sea, Applied ecology and environmental research, 9, 141–155 pp.

Olenin, S., Minchin, D. and Daunys, D. 2007.Assessment of biopollution in aquatic ecosystems. Marine Pollution Bulletin, 55 (7-9), 379-394 pp.

Purcell, J. E., Shiganova, T. A., Decker M. B. and Houde, E. D. 2001. The ctenophore Mnemiopsis in native and exotic habitats: U. S. estuaries versus the Black Sea basin. Hydrobiologia, 451,145-176 pp.

Ren, L. 2002. Biogeochemical Conversion of Nitrogen in Enclosed Pelagic Coastal Ecosystems of the German Bight: Mesocosm and Modelling Studies. PhD Thesis, pp 161.

Roohi A., Zulfigar Y., Kideys A., Aileen T., Ganjian A., and Eker-Develi E. 2008. Impact of a new invader ctenophore Mnemiopsis leidyi on the zooplankton of the southern Caspian Sea, Marine Ecology, 29(4), 421-434 pp.

Roohi A., Kideys A., Sajjadi A., Hashemian A., Pourgholam R., Fazli H., Ganjian Khanari A. and Eker-Develi 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 pp.

Samadi-Maybodi, A., Taheri Saffar, H., Khodadoust, S., Nasrollahzadeh Saravi, H. and Najafpour, S. 2013. Study on different forms and phosphorus distribution in the coastalsurface sediments of Southern Caspian Sea by using UV–Vis spectrophotometery. Spectrochimica Acta, 113, 67–71 pp.

Shiganova, T.A., Dumont, H.J., Sokolsky, A.F., Kamakin, A.M. 2004. In Aquatic Invasions in the Black, Caspian and Mediterranean Seas, Dumont, H., Shiganova, T., and Niermann, U., Eds., Kluwer Academic, 71–111 pp.

Shiganova, T. A., Sapozhnikov, V. V., Musaeva, E. I., Domanov, M. M., Bulgakova, Yu. V., Belov A. A., Zazulya, N. I., Zernova, V. V., Kuleshov, A. F., Sokolskii, F., Imirbaeva, R. I. and Mikuiza, A. S. 2003. Factors Determining the Conditions of Distribution and Quantitative Characteristics of the Ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the North Caspian. Oceanology, 43(5),676–693 pp.

Vinogradov, M. E., Shushkina, E. A., Musaeva, E. I., and Sorokin, P. Yu. 1989. Ctenophore Mnemiopsis leidyi (A.Agassiz) (Ctenophora: Lobata) – new settlers in the Black Sea. Oceanology, 29, 293–298 pp.