

وزارت جهاد کشاورزی  
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی  
مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور - پژوهشکده اکولوژی دریای خزر

عنوان طرح :

هیدرولوژی، هیدروبیولوژی و آلودگی های  
زیست محیطی در حوزه جنوبی دریای خزر

مجری مسئول :

سید محمد وحید فارابی

شماره ثبت

۴۰۱۸۹

وزارت جهاد کشاورزی  
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی  
مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور - پژوهشکده اکولوژی دریای خزر

---

عنوان طرح : هیدرولوژی، هیدروبیولوژی و آلودگی های زیست محیطی در حوزه جنوبی دریای خزر

شماره مصوب : ۱-۷۶-۱۲-۸۶۰۵

نام و نام خانوادگی نگارنده/ نگارندگان : سید محمد وحید فارابی

نام و نام خانوادگی مجری مسئول ( اختصاص به پروژه ها و طرحهای ملی و مشترک دارد ) : سید محمد وحید فارابی

نام و نام خانوادگی مجری / مجریان : سید محمد وحید فارابی

نام و نام خانوادگی همکاران : -

نام و نام خانوادگی مشاوران : رضا پورغلام - مهدی یوسفیان - شعبان نجف پور - حسن فضلی - نیما پورنگ - حسین نگارستان - مهدی نادری جلودار

نام و نام خانوادگی ناظر : -

محل اجرا : استان مازندران

تاریخ شروع : ۸۶/۱۰/۱

مدت اجرا : ۲ سال و ۱ ماه

ناشر : مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور

شمارگان ( تیراژ ) : ۲۰ نسخه

تاریخ انتشار : سال ۱۳۹۱

حق چاپ برای مؤلف محفوظ است . نقل مطالب ، تصاویر ، جداول ، منحنی ها و نمودارها با ذکر مأخذ بلامانع است .

## «سوابق طرح یا پروژه و مجری»

طرح: هیدرولوژی، هیدروبیولوژی و آلودگی های زیست محیطی در حوزه جنوبی دریای خزر

کد مصوب: ۱-۷۶-۱۲-۸۶۰۵

تاریخ: ۹۰/۱۲/۱۴

شماره ثبت (فروست): ۴۰۱۸۹

با مسئولیت اجرایی جناب آقای سید محمد وحید فارابی دارای مدرک تحصیلی دکترا در

رشته شیلات می باشد.

طرح توسط داوران منتخب بخش اکولوژی منابع آبی در تاریخ ۹۰/۳/۱۰

مورد ارزیابی و با نمره ۱۷/۷ و رتبه خوب تأیید گردید.

در زمان اجرای طرح مجری در:

ستاد  پژوهشکده  مرکز  ایستگاه

با سمت رئیس بخش تکثیر و پرورش آبزیان پژوهشکده اکولوژی دریای خزر مشغول بوده

است.

چکیده	.....	5
۱. مقدمه	.....	۵
۱-۱. اهداف طرح	.....	۱۱
۱-۲. سوابق طرح	.....	۱۱
۲. مواد و روش ها	.....	۱۳
۱-۲. محل نمونه برداری	.....	۱۳
۲-۲. زمان و روش نمونه برداری	.....	۱۶
۲-۳. روش بررسی نمونه ها	.....	۱۷
۲-۴. تجزیه و تحلیل آماری	.....	۱۹
۳. نتایج	.....	۲۱
۳-۱. پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب	.....	۲۱
۳-۲. پارامترهای زیستی و غیر زیستی	.....	۲۵
۳-۲-۱. موجودات پلانکتونی و ارتباط با پارامترهای فیزیکوشیمیایی	.....	۲۵
۳-۲-۲. موجودات ماکروبتوز و ارتباط با پارامترهای فیزیکوشیمیایی	.....	۳۵
۳-۲-۳. آلاینده های زیست محیطی	.....	۴۱
۴. بحث	.....	۴۸
پیشنهادها	.....	۶۵
منابع	.....	۶۷
پیوست	.....	۷۳
چکیده انگلیسی	.....	۸۱

## چکیده

فیتوپلانکتون، زئوپلانکتون، ماکروبتوز و شانه دار *Mnemiopsis leidyi* به همراه عوامل فیزیکوشیمیایی و آلاینده های آب، در سال ۱۳۸۷ در کرانه جنوبی دریای خزر بین طول جغرافیایی  $48^{\circ}$  تا  $54^{\circ}$  و عرض جغرافیایی  $36^{\circ}$  تا  $39^{\circ}$  مورد بررسی قرار گرفت. نمونه برداری در چهار فصل و در هشت نیم خط عمود بر ساحل در منطقه آستارا، انزلی، سفیدرود، تنکابن، نوشهر، بابلسر، امیر آباد و بندر ترکمن انجام شد. نمونه ها از اعماق ۵، ۱۰، ۲۰، ۵۰ و ۱۰۰ متر و لایه های مختلف جمع آوری گردید. آنالیز داده ها بروش غیر پارامتریک و همچنین با بکار گیری روش آماری چند متغیره انجام شد.

**عوامل فیزیکوشیمیایی:** نتایج نشان داد که تغییرات برخی از عوامل فیزیکوشیمیایی آب شامل: دما و شوری آب، نیتروژن آلی و نیتروژن معدنی (آمونیم)، نسبت به عوامل دیگر از اهمیت بیشتری برخوردار بودند. کمترین دمای آب سطحی دریا در زمستان ( $7.2^{\circ}\text{C}$ ) و بیشترین آن در تابستان ( $29.8^{\circ}\text{C}$ ) ثبت شد ( $P < 0.05$ ). اما دمای اعماق ۵۰ و ۱۰۰ متر دارای اختلاف معنی دار در فصول مختلف نبود ( $P > 0.05$ ). کمترین شوری آب در فصل زمستان ( $10.42 \pm 0.14 \text{ppt}$ ) ثبت شد ( $P < 0.05$ ) و بین بقیه فصل ها اختلاف معنی دار وجود نداشت ( $P > 0.05$ ). بیشترین نیتروژن معدنی (یون آمونیوم:  $40.8 \pm 2 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) در فصل زمستان و بیشترین نیتروژن آلی ( $660.6 \pm 9 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) در فصل تابستان اندازه گیری شد ( $P < 0.05$ ). روند صعودی غلظت نیتروژن معدنی از لایه سطحی تا عمق ۱۰۰ متر مشهود بود ( $P < 0.05$ )، اما این روند در نیتروژن آلی مشاهده نشد ( $P > 0.05$ ). حداکثر غلظت نیتروژن کل در ایستگاه های نزدیک ساحل (ایستگاه ۵ متر:  $640 \pm 28 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) اندازه گیری شد ( $P > 0.05$ ). میانگین سالانه شفافیت آب برابر  $4.91 \pm 0.24$  متر بود و با دور شدن از ساحل، روند صعودی داشت ( $P < 0.05$ ).

**فیتوپلانکتون:** در مجموع ۱۹۱ گونه از فیتوپلانکتون شامل شاخه باسیلاریوفیتا با ۹۷ گونه (۵۰.۸٪)، شاخه کلروفیتا با ۲۸ گونه (۱۴.۷٪)، شاخه پیروفیتا با ۲۶ گونه (۱۳.۶٪)، شاخه سیانوفیتا با ۲۵ گونه (۱۳.۱٪) و شاخه اوگلنوفیتا با ۱۵ گونه برابر ۷.۹٪ شناسایی گردید. باسیلاریوفیتا و اوگلنوفیتا بترتیب دارای بیشترین (۵۲٪) و کمترین فراوانی (۰.۳۹٪) بوده اند ( $P < 0.05$ ). از طرفی پیروفیتا و کلروفیتا بترتیب بیشترین (۵۳٪) و کمترین (۰.۵۴٪) زیتوده را دارا بودند ( $P < 0.05$ ). میانگین فراوانی و زیتوده فیتوپلانکتون در لایه روشن و تاریک دارای

تفاوت معنی دار بود ( $P < 0.05$ ) و با دور شدن از ساحل مقادیر آن کاهش یافت ( $p < 0.05$ ). بیشترین فراوانی و زی توپلانکتون در لایه روشن تعیین گردید ( $P < 0.05$ ). فراوانی و زی توده فیتوپلانکتون در فصل های مختلف دارای تفاوت معنی دار بود ( $P < 0.05$ ). بیشترین فراوانی به ترتیب مربوط به فصل زمستان ، پاییز ، تابستان و بهار بود ( $P < 0.05$ ) و بیشترین زی توده به ترتیب مربوط به فصل زمستان، پاییز، بهار و تابستان بود ( $P < 0.05$ ).

**ژئوپلانکتون:** تعداد ۱۴ گونه ژئوپلانکتون شامل: ۲ گونه از پاروپایان ، ۵ گونه از روتیفرها ، ۲ گونه از پروتوزوآ و ۳ گونه از کلادوسرا و ۲ گونه نوزاد و لارو بالانوس و لارو دو کفه ای ها از گروه مروپلانکتون شناسائی شد. اما جمعیت غالب ژئوپلانکتونی تحت تاثیر ۳ گروه پاروپایان، روتیفرها و مروپلانکتون قرار داشت. میانگین فراوانی و زی توده گروه های مختلف ژئوپلانکتون در فصل ها و لایه های متفاوت، دارای اختلاف معنی دار بود ( $P < 0.05$ ). بیشترین فراوانی و زی توده آنها در زمستان و لایه روشن تعیین شد. میانگین فراوانی روتیفر، کلادوسرا و پروتوزوآ در عمق های متفاوت، دارای اختلاف معنی دار نبود ( $P > 0.05$ )، اما در بقیه گروه ها، تفاوت در پراکنش عمقی مشاهده گردید ( $p < 0.05$ ) و بیشترین فراوانی ژئوپلانکتون مربوط به اعماق کمتر از ۲۰ متر (لایه روشن) بود.

**شانه دار:** میانگین فراوانی و زی توده شانه دار *Mnemiopsis leidyi* بترتیب  $63 \pm 8$  عدد و  $7.75 \pm 2.34$  گرم در متر مکعب بود. بیشترین میانگین فصلی تراکم مربوط به فصل پائیز ( $150 \pm 17$  در متر مکعب) و بیشترین میانگین زی توده آن مربوط به فصل تابستان ( $26.59 \pm 4.61$  گرم در متر مکعب) بوده است ( $P < 0.05$ ). کمترین میانگین فصلی فراوانی و زی توده شانه دار در فصل زمستان ( $6 \pm 2$  عدد و  $0.07 \pm 0.2$  گرم در متر مکعب) بوده است ( $P < 0.05$ ). میانگین تراکم و زی توده سالانه شانه دار در ترانسکت های هشتگانه دارای اختلاف معنی دار آماری نبوده است ( $P > 0.05$ ). بیشترین فراوانی و زی توده شانه دار مربوط به عمق های کمتر از ۲۰ متر (لایه روشن) بود ( $P < 0.05$ ). همچنین، بیشترین میزان فراوانی و زی توده شانه دار در عمق ۵ متر منطقه انزلی در فصل تابستان تعیین گردید که بترتیب با ۶۳۹ عدد و ۱۵۸ گرم در متر مکعب بود.

نتایج بررسی عوامل زیستی و غیر زیستی نشان داد که تغییرات آن بین لایه روشن و لایه تاریک معنی دار بود ( $p < 0.05$ ) و بیشترین تغییرات فصلی در لایه روشن مشاهده گردید. نتایج نشان داد که حضور شانه دار به شدت

به حضور زئوپلانکتون و فیتوپلانکتون و برخی از پارامتر های غیر زیستی وابسته است. دمای آب بعنوان عامل محدود کننده نوسان شانه دار در فصل زمستان محسوب می گردد، زیرا با توجه به حضور مواد غذایی (فیتوپلانکتون، زئوپلانکتون و مواد مغذی) شانه دار *M. leidy* از کمترین فراوانی برخوردار بوده است.

**ماکروبتوز:** سه شاخه از ماکروبتوز (بندپایان، کرم های حلقوی و نرمتنان) شامل: ۵ رده (سخت پوستان، حشرات، کم تاران، پرتاران و دوکفه ای ها)، ۸ راسته، ۱۱ خانواده، ۲۶ جنس و ۲۴ گونه شناسائی گردید. بیشترین فراوانی و زیتوده رده ها در فصل های مختلف بترتیب به کرم های پرتار (میانگین سالانه:  $2452 \pm 258$  عدد در متر مربع) و دوکفه ای ها (میانگین سالانه:  $25 \pm 6$  گرم در متر مربع) تعلق داشت. فراوانی ماکروبتوز در همه رده ها بجز حشرات و کم تاران، در فصل های مختلف دارای اختلاف معنی دار بود ( $P < 0.05$ ). میزان مواد آلی بستر دریا از ایستگاه ۵متر به ۱۰۰ متر دارای روند صعودی بود و در ایستگاه ۵۰ و ۱۰۰ متر از بیشترین درصد برخوردار بود ( $P < 0.05$ ). درصد مواد آلی بستر دریا در ترانسکت های مختلف دارای اختلافی معنی دار نبود ( $P > 0.05$ ), اما به لحاظ دانه بندی بستر دارای اختلاف بودند ( $P < 0.05$ ) و اندازه ذرات بستر از ایستگاه ۵متر به ۱۰۰ متر، ریز تر شد ( $P < 0.05$ ). ماتریکس همبستگی پارامتر های فیزیکوشیمیائی و ماکروبتوز ها نشان داد که فراوانی ماکروبتوز ها با مجموع درصد مواد آلی بستر (TOM%) همبستگی مثبت دارد. از طرفی زیتوده آن ها با pH (مستقیم)، فسفر معدنی (مستقیم) و فسفر آلی (معکوس) دارای همبستگی است.

**فلزات سنگین:** مقادیر فلزات سنگین (کادمیم، کروم، مس، آهن، سرب و روی) دارای شرایط حفاظت شده و قابل قبول برای زندگی آبزیان بوده است. تجمع قابل ملاحظه فلزات کبالت، مس و کروم در ترانسکت های رسوبی سفیدرود و انزلی و تجمع نیکل در ترانسکت های رسوبی سفیدرود و آستارا در مقایسه با ترانسکت های دیگر مشهود بود ( $P < 0.05$ ).

**ترکیبات نفتی:** غلظتی ترکیبات نفتی (16PAHs) در آب دریا در فصول مختلف دارای اختلاف معنی دار بود ( $P < 0.05$ ) و در فصل های بهار، تابستان، پاییز و زمستان بترتیب دارای ۵۶.۵، ۹.۳، ۱۴.۹ و ۱۹.۳ درصد بود. اما، مقادیر غلظتی آن در رسوبات دریا در فصل ها و ترانسکت های مختلف دارای اختلاف معنی دار نبود ( $P > 0.05$ ). حداکثر غلظت آن در تابستان و ترانسکت آستارا (۸.۰۲ میلی گرم بر کیلوگرم) مشاهده گردید. در ماتریکس

همبستگی، بین ترکیبات نفتی با فلزات کرم، نیکل و سرب در رسوبات دریا و بین ترکیبات نفتی و فلز روی در آب دریا همبستگی مثبت مشاهده گردید.

**سموم ارگانوکلره:** مقدار غلظتی سم ارگانوکلره (OCPs) در آب دریا در فصل های مختلف دارای اختلاف معنی دار بود ( $P < 0.05$ ). گروه سموم DDT، BHC، Drin و Endosulfan در آب دریا در فصل های مختلف دارای اختلاف معنی دار بود ( $P < 0.05$ )، ولی این اختلاف در گروه Heptachlor مشاهده نگردید ( $P > 0.05$ ). فصل زمستان از حداکثر مقادیر غلظتی (۹۹٪) در تمام گروه های سم ارگانوکلره در آب دریا برخوردار بود ( $P < 0.05$ ). اما در مقایسه منطقه ای و ایستگاهی، اختلاف معنی دار مشاهده نگردید ( $P > 0.05$ ). تنها گروه DDT در رسوبات دریا در فصول مختلف دارای اختلاف معنی دار بود ( $P < 0.05$ ) و بیشترین میانگین فصلی آن مربوط به فصل تابستان (میانگین:  $0.62 \pm 0.88$  و حداکثر: ۴.۵ میلی گرم بر کیلوگرم) بوده است. اما در بررسی منطقه ای اختلاف معنی داری بین آن ها مشاهده نگردید ( $P > 0.05$ ). در ماتریکس همبستگی، گروه اندوسولفان و درین ها در محیط آبی و رسوبی با واریانس تقریباً برابر، بیشترین تغییرات را دارا بودند و تغییرات را نسبت به گروه سموم دیگر شامل شدند. همبستگی این دو گروه با گروه DDT در محیط آبی و گروه هپتاکلر در رسوب نیز بالا بود.

**سورفاکتانت:** میانگین غلظت سورفاکتانت بین فصول مختلف سال دارای اختلاف معنی دار بود ( $P < 0.05$ ). حداکثر غلظت آن در بهار و تابستان (ترانسکت انزلی) بترتیب ۰.۰۸۴ و ۰.۰۸۲ میلی گرم بر لیتر بود. همچنین، میانگین غلظت آن در فصل بهار:  $0.03 \pm 0.06$  میلی گرم در لیتر، تابستان:  $0.04 \pm 0.05$  میلی گرم در لیتر، زمستان:  $0.03 \pm 0.04$  میلی گرم در لیتر و پائیز:  $0.13 \pm 0.31$  میلی گرم در لیتر تعیین گردید. اما در بررسی منطقه ای و ایستگاهی اختلاف معنی داری مشاهده نشد ( $P > 0.05$ ). براساس استانداردهای موجود، غلظت سورفاکتانت در منطقه جنوبی دریای خزر بحرانی نبود.

کلمات کلیدی: ، فیتوپلانکتون، زئوپلانکتون، شانه دار، ماکروبتوز، آلاینده، عوامل فیزیکوشیمیایی، دریای خزر



## ۱. مقدمه

تخریب روز افزون بیوسفر بواسطه برخی از فعالیت های انسانی، چندین حوزه علمی را در صف مقدم تحقیقات روز دنیا قرار داده است. یکی از این علوم، مربوط به درک چگونگی عملکرد اکوسیستم ها تحت علوم هیدرولوژی و هیدروبیولوژی است که با هدف بررسی اثرات زیست محیطی و نقش انسان در ایجاد تنش های حاصل از تغییر شرایط طبیعی اعم از محیط زندگی گیاهان و جانوران یک ناحیه، صورت می گیرد. استفاده از این علوم در پاسخ به استرس های محیطی و به کارگیری استراتژی های اصلاح و ترمیم کره حیات کمک زیادی می نماید. از طرفی با آگاهی فزاینده از نقش اساسی آب در اکوسیستم جهانی و همچنین گستره و فشارهای گوناگون بر روی کره زمین ناشی از جمعیت رو به رشد جهان و نیاز های روز افزون فعالیت های کشاورزی و صنعتی، رویکرد جدید، گسترده و هدفمند به علم هیدرولوژی و هیدروبیولوژی احساس می شود. ارتباط بین این علوم در بررسی های اکولوژیک و اکوسیستم های آبی بسیار ارزشمند است. بخشی از این علوم مربوط به درک منسجمی بین نقش آب و جوامع زیستی است. در بحث اکولوژی مطالعه جوامع ساکن در زمین (خشکی و آب ها) و نظم و انضباط بین آن ها تحت مطالعات فیزیکی، شیمیایی، بیولوژیک و عوامل حاکم بر ساختار و عملکرد اجزای سازنده جوامع ( گیاه، حیوان و...) از اهمیت ویژه ای برخوردار است. نتایج حاصل از این نوع مطالعات می تواند در فعالیت های انسان در جوامع بیولوژیک و نقش آن در بهبود اکوسیستم های آشفته موثر باشد. توجه به اکوسیستم آبی لازمه بررسی گسترده و با اهداف حفظ و احیاء منابع طبیعی است.

دریای خزر بواسطه خصوصیات ویژه فیزیکی، شیمیایی و زیستی از دیگر دریاچه ها و دریا های دنیا متمایز می باشد. این دریا باقیمانده از اقیانوس تتیس<sup>۱</sup> بوده که طی قرن ها (۶۰-۵۰ میلیون سال قبل) به شکل کنونی و در محیط محصور بین پنج کشور قرار گرفته است (CEP<sup>۲</sup>, 2004). سطح دریای خزر ۳۸۶۴۰۰ کیلومتر مربع و حجم آن نزدیک به ۷۸۷۰۰ کیلومتر مکعب است. ماکزیمم عمق آن ۱۰۲۵ متر و متوسط عمق آن ۱۸۴ متر است. رودخانه ولگا تقریباً ۸۰ درصد آب دریای خزر را تامین می کند. جریان آبی ۱۳۰ رودخانه کوچک و بزرگ به دریای خزر منتهی می شود. هشت رودخانه (ولگا (Volga)، ترک (Terek)، سولاک (Sulak)، سامور (Samur)،

<sup>۱</sup> Tetis ocean

<sup>۲</sup> Caspian Environment Program

کورا (Kura)، اورال (Ural)، اترک (Atrek) و سفید رود (Sefidrud) تامین کننده اصلی آب شیرین دریای خزر می باشند (Aladin and Plotnikov, 2004; CEP, 2004).

اولین اطلاعات خوب در مورد گیاهان و جانوران دریای خزر توسط Zenkevich در سال ۱۹۶۳ با استفاده از اطلاعات Derzhavin در سال ۱۹۵۱ منتشر گردید. مطابق با تحقیقات این دو دانشمند، دریای خزر دارای ۷۱۸ گونه، شامل ۶۲ گونه پروتوزوآ، ۳۹۷ گونه بی مهره گان، ۷۹ گونه مهره داران و ۱۷۰ گونه از موجودات انگلی بوده است و تنها ۴۶٪ از این گونه ها بومی دریای خزر بوده اند. از تعداد کل گونه ها، ۳۱۵ گونه و زیر گونه مربوط به زئوپلانکتون ها بود (Kasimov, 1987, 1994) که ۱۳۵ گونه از آن موجودات تک سلولی<sup>۳</sup> بودند (Bagirov, 1989). ماهیان و سخت پوستان بزرگترین تنوع را در دریای خزر دارا هستند و دو سوم یا ۶۳ درصد مجموع تعداد گونه ها را شامل می شوند. این موجودات توانایی خوبی در تنظیم اسمزی دارند و در پهنه وسیعی از شوری می توانند زندگی کنند و قادر به زندگی در آب شیرین تا لب شور هستند. در ضمن، در شوری اقیانوسی قادر به زندگی هستند (Zenkevich, 1963).

تنوع گونه های دریای خزر ۲.۵ برابر از دریای سیاه و ۵ برابر از دریای بارنتز<sup>۴</sup> کمتر بوده است (Zenkevich, 1963). مهمترین عامل در فقر تنوع زیستی در دریای خزر، پارامتر شوری آب است. بدین علت که برای گونه های گیاهی و جانوری ساکن آب شیرین، این میزان شوری بسیار زیاد است و برای گونه های گیاهی و جانوری ساکن آب شور این میزان شوری، کم می باشد. بنابراین در حال حاضر دریای خزر به عنوان مکان مناسبی برای گونه های لب شور محسوب می گردد (Birstein, 1939; Mordukhai – Boltovskoy, 1979; CEP, 2004).

دریای خزر با توجه به موقعیت جغرافیایی، وسعت، وجود ذخایر زیستی گیاهی و جانوری، منابع نفت و گاز، صید و استحصال خاویار از ماهیان خاویاری، صید ماهیان استخوانی و حمل و نقل دریایی در منطقه آسیای میانه از اهمیت خاصی برخوردار است. عدم ارتباط دریای خزر با آب های آزاد، سبب گردیده که فعالیت های انسانی بعنوان یکی از مهمترین عوامل موثر بر تغییر شرایط طبیعی اکوسیستم این دریا محسوب گردد. ورود آلاینده ها،

<sup>3</sup> Infusorians

<sup>4</sup> Barents

انتقال گونه های جانوری و بهره برداری های نامناسب از منابع زیستی و غیر زیستی دریا بعنوان شاخصه های تاثیر بشر بر این اکوسیستم می باشد.

دریای خزر با توجه به عدم ارتباط به آبهای آزاد بیشتر از سایر منابع آبی تحت تاثیر رودخانه ها و منابع آلاینده محیطی است. از سویی، تغییرات جوامع گیاهی و جانوری دریای خزر در سال های اخیر نشان می دهد که اکوسیستم طبیعی آن بیشتر از پیش تحت عوامل زیستی (گونه های مهاجم مانند شانه دار *Mnemiopsis leidyi*: Roohi et al., 2008, 2010) و غیر زیستی (آلاینده ها) قرار دارد.

آلودگی دریا عبارت است از وارد کردن مستقیم یا غیر مستقیم مواد یا انرژی به محیط زیست دریایی توسط انسان است که منجر به اثرات زیانباری نظیر صدمه به سلامت انسان، ممانعت از فعالیت های دریایی نظیر ماهیگیری، کاستن کیفیت آب دریا برای استفاده و کاهش امکانات رفاهی می گردد. جمعیت انسانی در پایان قرن بیستم، در حاشیه دریای خزر ده میلیون نفر و در حوضه آبریز رودخانه ولگا شصت میلیون نفر برآورد شده است (Horvath, 1999). از مهمترین منابع آلاینده دریای خزر می توان به فاضلاب های شهری و صنعتی، پساب های کشاورزی، پساب های حاصل از اکتشافات و استخراج نفت اشاره کرد که سبب آلودگی دریا به ترکیبات نفتی و فلزات سنگین و همچنین شوینده ها و سموم کشاورزی می شود. این عوامل می توانند در کاهش تنوع گونه ای دریای خزر موثر واقع گردند (U.S. Department of Energy, 2000; CEP, 2003).

حوادثی چون مرگ گروهی فک ها در سال ۱۳۷۹ که تا ۱۰ اردیبهشت ۱۳۸۶ در سواحل قزاقستان ادامه داشته است (CEP, 2005)، کاهش صید ماهیان خاویاری و برخی ماهیان استخوانی و پدیده شکوفایی جلبکی در سال ۱۳۸۵ (CEP, 2009) در دریای خزر را می توان متأثر از فعالیت های انسانی و آلاینده ها بر تغییر اکوسیستم طبیعی دانست. این حوادث بعنوان زنگ خطری است که نشان می دهد، دریای خزر با تهدید جدی روبرو است.

منابع عظیم نفتی دریای خزر و بحران تامین انرژی در جهان یکی از مهمترین چالش های پیش روی این دریا محسوب می گردد. به گزارش مدیریت اطلاعات انرژی ایالت متحده<sup>۵</sup>، میزان ذخائر نفت دریای خزر ۳۵-۱۸ بلیون بشکه در مقابل ۲۲ بلیون بشکه ایالات متحده و ۱۷ بلیون بشکه دریای شمال تخمین زده شد و منابع گاز

<sup>5</sup> EIA (Energy Information Administration, US)

طبیعی آن حتی بیشتر است و به میزان ۶۶ درصد منابع هیدروکربنی می باشد (CEP, 2004). هر چند وجود چنین منابع عظیم انرژی برای کشورهای حاشیه دریای خزر بسیار سودمند است، اما می بایست با برنامه ریزی دقیق و با هدف حفظ محیط زیست نسبت به بهره برداری از آن اقدام گردد. مواد نفتی طی سال های ۱۹۹۰-۱۹۸۶ از طریق رودخانه ولگا به مقدار ۹۴ تا ۱۴۶ هزار تن و بوسیله رودخانه های ترک، اورال و کورا مقدار ۲۲.۱ هزار تن (کاپلین، ۱۹۹۱) و همچنین از منابع آلاینده مختلف در سال ۲۰۰۳ به میزان ۱۲۲.۳۵ هزار تن وارد دریای خزر گردیده است (CEP, 2003). مطابق با بررسی های انستیتو Blacksmith در سال ۲۰۰۷، منطقه ای Sumgayit در سی کیلومتری شهر باکو در کشور آذربایجان در رتبه بندی مناطق آلوده بعنوان ده منطقه برتر آلوده جهان معرفی شده است. این مطالعات نشان می دهد که آلودگی رسوبات کرانه ای دریای خزر در منطقه باکو به غلظت ۲۷۰ تا ۲۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم به هیدروکربن های نفتی آلوده است (Blacksmith, 2007). آلودگیهای فیزیکی و شیمیایی و نفتی در عمل فتوسنتز و تنفس موجودات دریایی اختلال ایجاد کرده و با پوشش روی رسوبات کف دریا و تخم و لارو موجودات، زندگی موجودات را به خطر انداخته و می تواند به اکوسیستم دریایی صدمه جدی وارد سازد که مشخصاً اثرات آن ناشی از کاهش اکسیژن محلول آب است. علاوه بر این ته نشینی مواد نفتی در کف دریا می تواند یک محیط بی هوایی در رسوبات ایجاد کرده و در نتیجه فعالیت میکروارگانیسم ها، مواد فسفات و نیتروژن را تخریب و در اثر فعالیت بی هوایی آمونیاک تولید نماید. از سویی مواد نفتی باعث ایجاد بوی نامطبوع در آبریان شده و نهایتاً آنها را آلوده می نماید. تخریب شرایط اکولوژی دریای خزر و رودخانه های وارده به آن در اثر آلودگی های نفتی و صنعتی سبب نامناسب شدن وضعیت فیزیولوژیک ماهیان خاویاری شده است. این عوارض بصورت اختلال در وضعیت متابولیک و خون آن ها دیده شد ( Velasenko, 1997; Altuf'ev, 1994). مطالعات بافت شناسی نیز اختلالات شدید گامتوژنز و گنادوژنز را در این گروه از ماهیان نشان داد.

یکی دیگر از منابع مهم آلاینده های دریای خزر، فلزات سنگین است. همگام با پیشرفت تکنولوژی، استفاده از فلزات در صنایع مختلف گسترش یافت و این امر منجر به آلودگی روزافزون اکوسیستم های آبی گردید. فلزات سنگین بعلاوه اثرات سمی و توان تجمع پذیری در گونه های مختلف آبریان و امکان انتقال در زنجیره غذایی، از

اهمیتی ویژه برخوردار می باشد (Clark, 1992). از عمده ترین عوامل ایجاد آلودگی فلزات سنگین در آبها، ناشی از فعالیت های انسانی می توان به تخلیه فاضلاب های صنایع گوناگون (همچون: دباغی، نساجی، آبکاری فلزات و...)، فعالیت های معدن کاوی و سیستم های خنک کننده در نیروگاه های تولید برق اشاره نمود. عمدتاً فلزات سنگین بدلیل معدن کاوی و صنایع متعدد در حاشیه رودخانه ولگا در کشور روسیه وارد دریای خزر می گردد. فلزات سنگین علاوه بر اینکه در محیط آبی و رسوبات وجود دارد، در اندام برخی از ماهیان و همچنین فوک نیز یافت شده اند (آکادمی علوم قزاقستان، ۱۹۹۴). سالانه به تنهایی از طریق رودخانه ولگا ۲.۵ بیلیون متر مکعب فاضلاب خام<sup>۶</sup> و هفت بیلیون متر مکعب فاضلاب بهسازی<sup>۷</sup> شده به دریای خزر تخلیه گردیده است (UNEP, 2002). پژوهش هایی که در زمینه آلودگی فلزات سنگین در اکوسیستم های آبی انجام می شوند حداقل از دو دیدگاه کلی قابل توجه می باشند. نخست از دیدگاه سلامتی و بهداشت عمومی است و هدف اصلی از این قبیل بررسی ها پیشگیری از ابتلای انسان به امراض و عوارض گوناگون ناشی از استفاده غذایی از آبیان آلوده به فلزات سنگین می باشد. از دیدگاه دیگر در این قبیل بررسی ها حفظ حالت توازن اکوسیستم های آبی و جلوگیری از زوال زیستی آنها بواسطه تاثیرات سوء آن ها می باشد (Kinne, 1984). این مواد می توانند بصورت مستقیم و غیر مستقیم بر موجودات دریای خزر تاثیرات جبران ناپذیری را وارد آورند. بعنوان مثال میزان جمعیت فک دریای خزر بطور مستقیم متأثر از آلودگی های نفتی و فلزات سنگین آب است، بطوری که تجمع این مواد در بافت بدن موجود، سبب اختلال و ایجاد بیماری و همچنین کاهش توانائی تولید مثلی آن می گردد و جمعیت آن ها را کاهش می دهد. جمعیت فک دریای خزر در قرن بیستم یک میلیون بوده است که در دهه ۱۹۹۰ تا ۲۰۰۰ به سی هزار عدد کاهش یافته است (CEP, 2007).

عواملی مخربی که پیش از این ذکر گردید از زمره مشکلات زیست محیطی است که می تواند تغییرات نامطلوبی را در اکوسیستم دریای خزر ایجاد نماید. بنابراین دریای خزر مغلوب توسعه تکنولوژی بشر شده است. آینده دریای خزر در گرو حفظ تنوع در بیوتوپ<sup>۸</sup> ها، فاکتورهای زیستی و غیر زیستی خواهد بود (Zenkevich, 1963) و هر اقدامی در دریای خزر باید با توجه به توان اکولوژیک آن صورت پذیرد.

<sup>6</sup> Raw sewage

<sup>7</sup> Treated sewage

<sup>8</sup> Biotopes: محیط های یکنواخت

توان اکولوژیک دریای خزر در ارتباط مستقیم با میزان مواد زیست زا<sup>۹</sup> و انرژی است. تولیدات اولیه بعنوان قاعده هرم انرژی در دریای خزر، علاوه بر نور خورشید و شرایط آب و هوای منطقه، متأثر از حضور مواد مغذی و نوع ترکیبات آن در آب دریا می باشد. بیشتر مواد مغذی دریای خزر از طریق آب رودخانه ای وارد دریا می شود بطوریکه رودخانه ولگا به تنهایی ۸۰٪ این مواد را تامین می کند. ۹۵٪ ورودی سالانه سیلیس، ۹۰٪ فسفر و ۸۰٪ نیتروژن آب از طریق رودخانه ها به دریای خزر وارد می شود. ورود نیتروژن از طریق اتمسفر و از طریق آب زیرزمینی به ترتیب ۱۴٪ و ۱۲٪ می باشد. همچنین ۷٪ فسفر و ۴.۵٪ سیلیس نیز از طریق آب زیرزمینی وارد می شود. ورود نیتروژن از طریق تجزیه محاسبه نشده است اما همانند محیط های آبی مشابه به میزان ۱۵-۵ درصد می تواند باشد (Gidrometeoizdat, 1996). دو عنصر فسفر و نیتروژن، به عنوان مواد مغذی در دریا مصرف می شوند که یا توسط رودخانه ها به دریا حمل شده و یا در خود دریا از تلاشی شدن موجودات در بستر دریا بوجود آمده و توسط جریان های عمودی به لایه های سطحی<sup>۱۰</sup> آورده می شوند. در این میان فسفر برخلاف نیتروژن، هم به شکل آلی و هم به شکل معدنی می تواند مورد مصرف قرار گیرد (ایوانف، ۲۰۰۰). در سال های اخیر مشخص گردید که منطقه جنوبی دریای خزر نیز بمانند منطقه شمالی میل به یوتروفی شدن<sup>۱۱</sup> دارد ( CEP, 2009). دریای خزر به لحاظ تولیدات اولیه و مواد غذایی، یک دریاچه فقیر<sup>۱۲</sup> محسوب می گردید و تنها قسمت شمالی آن نسبتاً غنی تر بوده است (Aladin and Plotnikov, 2004). بررسی های اخیر در مناطق کرانه ای جنوب دریای خزر نشان داد که این منطقه در اوایل دهه هشتاد و پس از ورود شانه دار *Mnemiopsis leidyi* از وضعیت اولیگوتروفی بسمت مزوتروفی و یوتروفی متمایل شده است ( Ganjian Khenari et al., 2010; 2008; Nasrollahzadeh Saravi et al.,

<sup>9</sup> Biogen

<sup>10</sup> Upwelling

<sup>11</sup> Eutrophication

<sup>12</sup> Oligotroph

## ۱-۱. اهداف طرح

اهداف اصلی در این تحقیق شامل شناخت تغییرات و نوسانات زمانی و مکانی برخی جوامع زیستی و غیر زیستی در منطقه جنوبی دریای خزر به شرح ذیل می باشد:

- برآورد میزان تولیدات اولیه (فیتوپلانکتون)
- برآورد میزان تولیدات ثانویه (زئوپلانکتون و ماکروبتوز)
- تعیین میزان تراکم و زیتوده شانه دار دریای خزر *Mnemiopsis leidy*
- بررسی روند تغییرات فاکتور های فیزیکوشیمیایی آب
- برآورد میزان آلاینده های زیست محیطی و مقایسه آن با استاندارد های جهانی
- تجزیه و تحلیل اطلاعات هیدرولوژی و هیدروبیولوژی در مقایسه با اطلاعات ۱۳۶۹ لغایت ۱۳۸۵
- تعیین روابط منطقی جهت حفظ، احیاء و بهره برداری بهینه از دریا

اهمیت داده های هیدرولوژی و هیدروشیمی در این است که در مورد انتشار پارامتر های زیستی و غیر زیستی در مناطق مختلف دریا اطلاعات ارزنده ای را در اختیار محققین و بهره برداران قرار می دهد. این داده ها برای بسیاری از اهداف شیلاتی در ارتباط با توسعه پایدار آبرزی پروری دریائی، رهاسازی و تکثیر مصنوعی ماهیان دریائی و حتی انتخاب و چگونگی استقرار سازه های دریائی مانند احداث اسکله و قفس های دریائی اهمیت دارند.

## ۱-۲. سوابق تحقیق

در داخل کشور در خصوص عوامل زنده و غیر زنده دریای خزر مطالعات گوناگونی صورت گرفته است. مطالعات هیدروشیمی دریای خزر از سال ۱۸۹۷ میلادی با نمونه برداری از دریا و جداسازی نمک توسط تبخیر آب آغاز شد. این مطالعات در نیمه دوم سده بیستم شدت بیشتری یافت (علیزاده، ۱۳۸۳). از آن پس مطالعات گوناگونی در دریای خزر توسط اتحاد جماهیر شوروی صورت گرفت (Aladin and Plotnikov, 2004). دانشمندان روسی بیش از صد سال است که بر روی محیط و موجودات دریای خزر تحقیقات مختلفی انجام داده اند. بعنوان مثال در سال ۱۸۷۷ توسط Grimm شرح مختصری بر جانوران دریای خزر نوشته شد و بعدها Zenkevich (۱۹۶۳)

تحقیقات کاملتری بر روی موجودات دریای خزر انجام داد. در سال ۱۹۶۸ اطلس بی مهرگان دریای خزر توسط بیرشتین و همکاران تهیه گردید. هم اکنون نیز از این کتاب جهت شناسائی گونه های ماکروبتوز دریای خزر استفاده می گردد. در ایران، تجلی پور (۱۳۵۷) حاصل مطالعات خود را در کتاب " بررسی نرمندان دریای خزر از آستارا تا بندر انزلی " انتشار داد. در سال های ۱۳۶۷ تا ۱۳۶۹ پروژه ای با عنوان " تعیین جایگاه های صید ماهی کیلکا " توسط مرکز تحقیقات شیلاتی مازندران اجراء شد و در آن به بررسی هیدرولوژی و هیدروبیولوژی دریای خزر پرداخته است. بررسی های متعددی نیز توسط مرکز تحقیقات شیلاتی گیلان نیز در دهه شصت بانجام رسیده است. اما مطالعات منسجم در ایران و در منطقه جنوبی دریای خزر، از سال ۱۳۷۱ و باگشت های مشترک دریایی (ایران و روسیه) در سال ۱۳۷۳ در اعماق مختلف به منظور اندازه گیری فاکتورهای فیزیکی، شیمیایی، هیدرولوژی و هیدروبیولوژی آغاز شده است (پورغلام و کاتونین، ۱۳۷۴). سپس این مطالعات در سنوات بعدی توسط کارشناسان ایرانی (موسسه تحقیقات شیلات) ادامه یافته است (واحدی و همکاران، ۱۳۸۰؛ لالوئی، ۱۳۸۳؛ هاشمیان، ۱۳۸۷؛ روحی، ۱۳۸۱ و ۱۳۸۳ و ۱۳۸۸؛ حسینی و همکاران، ۱۳۸۹). نتایج حاصل از پروژه ها انجام شده توسط موسسه تحقیقات شیلات ایران (پژوهشکده اکولوژی دریای خزر) در منطقه جنوب دریای خزر (از سال ۱۳۷۰ تا سال ۱۳۸۵) نشان داد که جوامع گیاهی و جانوری در این منطقه دستخوش تغییرات وسیعی شده است. بیشترین تغییرات پس از ورود جانور شانه دار *Mnemiopsis leidyi* اتفاق افتاده است. برخی از این تغییرات شامل: کاهش ترکیب گونه ای زئوپلانکتون و ماکروبتوز و تغییرات مختلف در تعداد گونه ها در شاخه های مختلف فیتوپلانکتونی (افزایش گونه های شاخه سیانوفیتا) بوده است. همچنین از مهمترین تغییرات فیزیکوشیمیایی در سال های ۱۳۷۰ تا سال ۱۳۸۵، مربوط به افزایش مواد مغذی و روند کاهشی شوری آب، بخصوص در فصل زمستان بوده است. بطوری که شوری کرانه جنوبی دریای خزر در زمستان ۱۳۸۵ به ۱۱.۶۳ گرم در لیتر رسید (فضلی، ۱۳۸۹).



## ۲. مواد و روش ها

این طرح در هفت پروژه با گرایش های زیستی و غیر زیستی در منطقه کرانه ای جنوب دریای خزر بشرح ذیل به اجرا در آمده است:

۱. بررسی تنوع، بیوماس و فراوانی فیتوپلانکتون (کد مصوب: ۸۶۰۸۶-۸۶۰۵-۱۲-۷۶-۲)، مجری: مهدی گل آقائی

۲. بررسی فراوانی، پراکنش و تنوع زئوپلانکتون (کد مصوب: ۸۸۰۳۸-۸۸۰۱-۱۲-۷۶-۲)، مجری: مژگان

روشن طبری

۳. بررسی تنوع، پراکنش، فراوانی و زی توده ماکروبنروزها (کد مصوب: ۸۷۰۴۰-۸۶۰۵-۱۲-۷۶-۲)،

مجری: عبدالله هاشمیان

۴. بررسی خصوصیات فیزیکوشیمیایی آب (کد مصوب: ۸۶۰۸۷-۸۶۰۵-۱۲-۷۶-۲)، مجری: فریا واحدی

۵. بررسی آلاینده های زیست محیطی (فلزات سنگین، هیدروکربن های نفتی، دترجنت و سموم کشاورزی)،

(کد مصوب: ۸۶۰۸۸-۸۶۰۵-۱۲-۷۶-۲)، مجری: سید ابراهیم واردی

۶. بررسی فراوانی و بیوماس شانه دار *Mnemiopsis leidyi* (کد مصوب: ۸۶۹۰-۸۶۰۵-۱۲-۷۶-۲)، مجری:

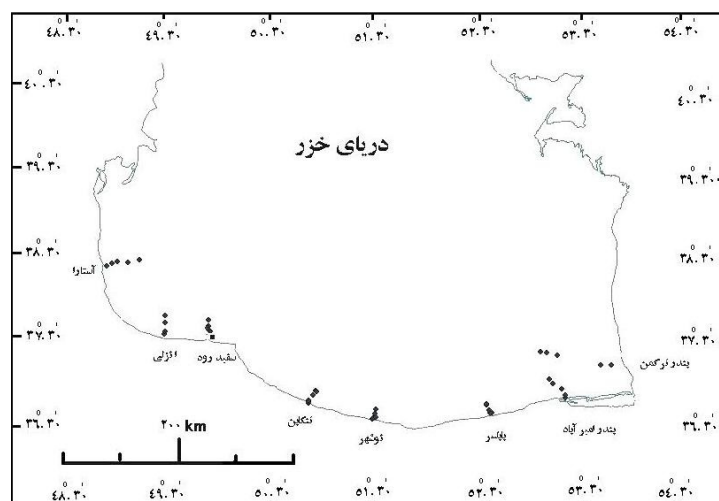
محمد تقی رستمیان

۷. تجزیه و تحلیل داده های هیدرولوژی و هیدروبیولوژی جمع آوری شده در طی سال های ۸۵-۱۳۷۰ (کد

مصوب: ۸۶۰۸۹-۸۶۰۵-۱۲-۷۶-۲)، مجری: حسن فضلوی

### ۲-۱. محل نمونه برداری

تحقیق حاضر در کرانه جنوبی دریای خزر و بین عرض ۳۶ تا ۳۸ درجه شمالی و طول ۴۸ تا ۵۴ درجه شرقی صورت گرفت. نمونه برداری در هشت ترانسکت (نیم خط عمود بر ساحل) آستارا، انزلی، سفیدرود، تنکابن، نوشهر، بابلسر، امیرآباد و بندرترکمن به انجام رسید (شکل ۱-۲). ایستگاه های نمونه برداری بر اساس موقعیت مکانی، وضعیت شیب و نقاط حساس (نزدیک بودن به بنادر و رودخانه های مهم) و همچنین با توجه به نتایج حاصل از پروژه های تحقیقاتی گذشته (۱۳۷۹-۱۳۷۵) و امکانات دریاوردی انتخاب گردید (جدول ۱-۲).



شکل ۱-۲. محل استقرار ترانسکت های نمونه برداری در منطقه جنوبی دریای خزر (ایستگاه ها از ساحل به مناطق دور از ساحل دریا بترتیب شامل عمق های ۵، ۱۰، ۲۰، ۵۰ و ۱۰۰ متر)

جدول ۱-۲. طول و عرض جغرافیایی ایستگاه های نمونه برداری در کرانه جنوبی دریای خزر

محل نمونه برداری	عمق	طول شرقی	عرض شمالی
آستارا	۵ متر	۴۸° ۵۵' ۸۲۲"	۳۸° ۰۹' ۲۳۴"
	۱۰ متر	۴۸° ۵۸' ۹۰۳"	۳۸° ۱۰' ۷۱۶"
	۲۰ متر	۴۹° ۰۲' ۱۱۹"	۳۸° ۱۱' ۷۱۰"
	۵۰ متر	۴۹° ۰۸' ۴۰۰"	۳۸° ۱۱' ۲۴۰"
	۱۰۰ متر	۴۹° ۱۴' ۹۱۴"	۳۸° ۱۲' ۴۸۷"
انزلی	۵ متر	۴۹° ۲۹' ۳۷۴"	۳۷° ۲۹' ۰۴۰"
	۱۰ متر	۴۹° ۲۸' ۹۸۴"	۳۷° ۲۹' ۵۰۸"
	۲۰ متر	۴۹° ۳۰' ۲۴۰"	۳۷° ۳۰' ۹۴۷"
	۵۰ متر	۴۹° ۳۰' ۱۹۹"	۳۷° ۳۵' ۰۹۰"
	۱۰۰ متر	۴۹° ۳۰' ۱۸۶"	۳۷° ۳۹' ۹۵۷"
سفیدرود	۵ متر	۴۹° ۵۶' ۹۱۶"	۳۷° ۲۸' ۵۴۰"
	۱۰ متر	۴۹° ۵۵' ۸۹۸"	۳۷° ۲۹' ۳۷۳"
	۲۰ متر	۴۹° ۵۵' ۴۱۷"	۳۷° ۳۰' ۵۴۵"
	۵۰ متر	۴۹° ۵۵' ۰۶۷"	۳۷° ۳۱' ۳۷۴"
	۱۰۰ متر	۴۹° ۵۵' ۶۵۰"	۳۷° ۳۱' ۵۱۵"
تنکابن	۵ متر	۵۰° ۵۳' ۴۷۶"	۳۶° ۴۹' ۳۲۱"
	۱۰ متر	۵۰° ۵۳' ۵۹۶"	۳۶° ۴۹' ۶۱۰"
	۲۰ متر	۵۰° ۵۳' ۶۷۳"	۳۶° ۵۰' ۷۹۱"
	۵۰ متر	۵۰° ۵۵' ۸۹۸"	۳۶° ۵۳' ۷۱۸"
	۱۰۰ متر	۵۰° ۵۷' ۸۴۸"	۳۶° ۵۶' ۱۳۳"
نوشهر	۵ متر	۵۱° ۳۰' ۶۵۰"	۳۶° ۴۰' ۱۰۸"
	۱۰ متر	۵۱° ۳۱' ۲۴۹"	۳۶° ۴۰' ۲۵۵"
	۲۰ متر	۵۱° ۳۲' ۲۹۷"	۳۶° ۴۰' ۸۱۲"
	۵۰ متر	۵۱° ۳۱' ۱۰۱"	۳۶° ۴۳' ۲۴۹"
	۱۰۰ متر	۵۱° ۳۲' ۶۹۵"	۳۶° ۴۵' ۰۷۱"
بابلسر	۵ متر	۵۲° ۳۹' ۰۹۲"	۳۶° ۴۳' ۳۲۲"
	۱۰ متر	۵۲° ۳۸' ۹۶۱"	۳۶° ۴۳' ۵۶۷"
	۲۰ متر	۵۲° ۳۸' ۵۶۲"	۳۶° ۴۵' ۲۱۶"
	۵۰ متر	۵۲° ۳۶' ۹۴۰"	۳۶° ۴۸' ۱۵۹"
	۱۰۰ متر	۵۲° ۳۶' ۸۷۲"	۳۶° ۴۸' ۸۴۵"
امیرآباد	۵ متر	۵۳° ۲۲' ۴۶۵"	۳۶° ۵۲' ۳۴۱"
	۱۰ متر	۵۳° ۲۲' ۷۲۱"	۳۶° ۵۳' ۷۷۸"
	۲۰ متر	۵۳° ۲۰' ۴۸۵"	۳۶° ۵۷' ۲۸۷"
	۵۰ متر	۵۳° ۱۵' ۶۸۶"	۳۷° ۰۰' ۶۸۰"
	۱۰۰ متر	۵۳° ۱۳' ۰۵۸"	۳۷° ۰۳' ۲۶۹"
ترکمن	۵ متر	۵۳° ۴۹' ۰۳۳"	۳۷° ۱۱' ۳۷۱"
	۱۰ متر	۵۳° ۴۳' ۲۰۹"	۳۷° ۱۱' ۵۹۳"
	۲۰ متر	۵۳° ۲۴' ۵۲۴"	۳۷° ۱۶' ۲۰۰"
	۵۰ متر	۵۳° ۱۱' ۶۴۵"	۳۷° ۱۸' ۴۶۳"
	۱۰۰ متر	۵۳° ۰۸' ۴۴۲"	۳۷° ۱۹' ۱۵۲"

## ۲-۲. زمان و روش نمونه برداری

نمونه برداری در سال ۱۳۸۷ با استفاده از کشتی موسسه تحقیقات شیلات ایران (کشتی گیلان) و بصورت فصلی (بهار: اردیبهشت، تابستان: مرداد، پاییز: آبان، زمستان: اسفند) و در اعماق ۵، ۱۰، ۲۰، ۵۰ و ۱۰۰ متر صورت گرفت. نمونه برداری از آب، رسوب و موجودات زنده جهت اندازه گیری پارامترهای مختلف به شرح جدول ۲-۲ انجام شد.

جدول ۲-۲. نحوه نمونه برداری از اعماق و لایه های مختلف در هر ترانسکت (جدول ۲-۱)

پارامترهای فیزیکی شیمیایی آب (۴۸۰ نمونه)									
ایستگاه عمق	۵ متر		۱۰ متر		۲۰ متر		۵۰ متر		
	سطحی								
سطحی	*		*		*		*		
۱۰ متر			*		*		*		
۲۰ متر					*		*		
۵۰ متر							*		
۱۰۰ متر								*	
پارامترهای آلاینده های زیست محیطی									
پارامتر ایستگاه	فلزات سنگین		هیدروکربن های نفتی		سموم کلره		سورفکتانت		
	رسوب (نمونه ۹۶)	آب (نمونه ۹۶)	رسوب (نمونه ۳۲)	آب (نمونه ۹۶)	رسوب (نمونه ۳۲)	آب (نمونه ۹۶)	آب (نمونه ۹۶)	آب (نمونه ۹۶)	
ایستگاه ۵ متر	*	*		*		*	*	*	
ایستگاه ۱۰ متر	*	*	*	*	*	*	*	*	
ایستگاه ۵۰ متر	*	*		*		*	*	*	
نمونه آب از لایه سطحی و نمونه رسوب از بستر ایستگاه ها تهیه گردید.									
فیتوپلانکتون (۴۸۰ نمونه)									
ایستگاه عمق	۵ متر		۱۰ متر		۲۰ متر		۵۰ متر		
	سطحی								
سطحی	*		*		*		*		
۱۰ متر			*		*		*		
۲۰ متر					*		*		
۵۰ متر							*		
۱۰۰ متر								*	
زئوپلانکتون (۲۵۶ نمونه)									
۵متر	۱۰متر	۲۰متر	۵۰متر		۱۰۰متر				
۰-۵	۰-۱۰	۰-۲۰	۰-۲۰	۲۰-۵۰	۰-۲۰	۲۰-۵۰	۵۰-۱۰۰		
شانه دار ( <i>Mnemiopsis leidyi</i> ) (۲۵۶ نمونه)									
۵متر	۱۰متر	۲۰متر	۵۰متر		۱۰۰متر				
۰-۵	۰-۱۰	۰-۲۰	۰-۲۰	۲۰-۵۰	۰-۲۰	۲۰-۵۰	۵۰-۱۰۰		
ماکروبتوز (بستر) (۱۶۰ نمونه)									
۵ متر		۱۰ متر		۲۰ متر		۵۰ متر		۱۰۰ متر	

در بررسی آلاینده های زیست محیطی، نمونه برداری از لایه سطحی آب، عوامل فیزیکوشیمیائی و فیتوپلانکتون، نمونه برداری در اعماق مختلف، زئوپلانکتون و شانه دار (*M. leidy*) نمونه برداری بصورت کشش عمودی در لایه های مختلف و همچنین برای نمونه برداری از ماکروبتوز از بستر دریا بشرح جدول ۲-۲ به تفکیک فصل، ترانسکت و ایستگاه انجام گرفت.

### ۲-۳. روش بررسی نمونه ها

کلیه فرآیند آنالیز پارامتر های عناصر زیستی و غیر زیستی در این تحقیق بشرح جدول ۲-۳ انجام شد. همچنین علائم مورد استفاده در متن گزارش بشرح جدول ۲-۴ آمده است.

جدول ۲-۳. روش نمونه برداری و بررسی پارامتر های مختلف در کرانه جنوبی دریای خزر

پارامتر ها	تجهیزات نمونه برداری	روش بررسی (منبع)
عوامل فیزیکوشیمیائی آب (دمای آب، شفافیت، شوری، pH، هدایت الکتریکی، مجموع جامدات محلول، اکسیژن محلول، یون آمونیوم، نیتريت، نترات، نیتروژن معدنی و کل، فسفر معدنی، فسفر آلی و فسفر کل و سیلیس محلول)	دستگاه نسکین (Neskin)، روتتر (Ruttner) و روزت (Rosette) (multisampler)	استاندارد ۲۰۰۷ آب و فاضلاب ۱۳ (Eaton et al., 2007) و APHA, 2005 (Sapozhnikov et al., 1988)
مواد آلی بستر TOM	نمونه برداری با گرب (van veen) grab و به روش Vinson and Hawkins, 1996 انجام شد.	رسوب خشک شده در آون در دمای ۷۵ درجه سانتیگراد (A)، سپس مدت ۲۴ ساعت در آون ۱۰۵ درجه سانتی گراد قرار داده شد (B). در ادامه بمدت ۴ ساعت در کوره ۵۵۰°C قرار گرفت (C). اوزان مربوطه تعیین و محاسبه با فرمول زیر انجام شد: $T.O.M\% = (B-C/A) * 100$ (Holme and Mcintyre, 1984)
آلاینده ها	آب	دستگاه نسکین، روتتر و روزت (ISIRI <sup>۱۳</sup> 2347)
	رسوب	گرب (van veen grab)
	آب	دستگاه نسکین، روتتر و روزت
	رسوب	گرب (van veen grab)
	آب	دستگاه نسکین، روتتر و روزت
	رسوب	گرب (van veen grab)
	سورفاکتانت LAS <sup>۱۸</sup>	دستگاه نسکین، روتتر و روزت
فلزات سنگین Zn, Fe, Cd, Pb, Cu, Hg, Co, Cr, Ni	آب	APHA <sup>۱۵</sup> , 2005
هیدروکربن های نفتی 16PAHs <sup>۱۶</sup>	رسوب	MOOPAM, 2005
سموم کلره OCPs <sup>۱۷</sup>	آب	MOOPAM, 2005
	رسوب	US-EPA, 1995
	رسوب	US-EPA, 1995; AOAC, 2000
	رسوب	APHA, 2005

<sup>13</sup> STANDARD METHOD WATER AND WAST WATER, 2007

<sup>14</sup> Institute of Standards & Industrial Research of Iran

<sup>15</sup> American Public Health Association

<sup>16</sup> Petroleum Aromatic Hydrocarbons

<sup>17</sup> Organo-Chlorine Pesticides

<sup>18</sup> linear alkylbenzene sulfonate

بروش رنگ سنجی _ متیلن بلو		
بروش Newell and Newell, APHA, 2005 ; 1977; Vollenweider, : Sourina, (1978) و شمارش و زیتوده محاسبه گردیدند.	دستگاه روتنر و روزت	فیتوپلانکتون
شمارش و سپس محاسبه بروش ( Newell and ) Newell, 1977 ، استفاده از وزن استاندارد. زئوپلانکتون دریای سیاه ( Petupa , 1952 ) .	با تور مخروطی زئوپلانکتون (۵۰ میکرون) ، ( Newell and Newell, 1977 ) ، تثبیت نمونه به روش Likens و Wetzel (Wetzel and links, 1990)	زئوپلانکتون
زیتوده شانه دار بر اساس اندازه گیری طول و رابطه نمائی بین طول و وزن (W=۰.۰۰۱۳×L <sup>۲.۳۴</sup> ) محاسبه گردید. (Kideys et al., 2001a)	توری قیفی شکل با چشمه ۵۰۰ میکرون (Kideys et al., 2001a)	شانه دار ( <i>M. leidy</i> )
شناسائی نمونه ها با استفاده از کتاب بیرشتین و همکاران (۱۹۶۸) صورت گرفت. برای تبدیل وزن تر به وزن خشک از ضریب تبدیل استفاده گردید (Ricciardi et al, 1997)	گرب (van veen grab) و روش Vinson and Hawkins( 1996)	ماکروبنروز
۱۰۰گرم از رسوب بمدت ۱۲ ساعت در هگزاتامفسفات سدیم (با غلظت ۶.۲۸ گرم در لیتر) قرار داده و سپس روی تکانهنده الکتریکی بترتیب از الک با چشمه ۵۰۰ و ۲۵۰ و ۱۲۵ و ۶۳ میکرون عبور داده و پس از خشک نمودن در آون، رسوب باقیمانده روی هر الک وزن گردید. (Holme and Mcintyre, 1984)	گرب (van veen grab) و روش Vinson and Hawkins, 1996	دانه بندی رسوبات

#### جدول ۴-۲. علائم مورد استفاده در متن، نمودار ها و جداول

عنوان	شرح	عنوان	شرح
فراوانی فیتوپلانکتون (عدد در متر مکعب)	A Phyto N/m <sup>3</sup>	درجه حرارت (درجه سانتی گراد)	W Temp. °C
زیتوده فیتوپلانکتون (میلی گرم در متر مکعب)	B Phyto mg/m <sup>3</sup>	شوری (گرم در لیتر)	Sal. ppt
فراوانی زئوپلانکتون (عدد در متر مکعب)	A Zoo N/m <sup>3</sup>	هدایت الکتریکی (میلی زمینس بر سانتی متر)	EC ms/cm
زیتوده زئوپلانکتون (میلی گرم در متر مکعب)	B Zoo mg/ m <sup>3</sup>	اکسیژن محلول (میلی گرم بر لیتر)	DO mg/l
فراوانی شانه دار <i>M. leidy</i> (عدد در متر مکعب)	A ML N/m <sup>3</sup>	پی اچ	pH
زیتوده شانه دار <i>M. leidy</i> (گرم در متر مکعب)	B ML g/m <sup>3</sup>	نیتريت (میکروگرم بر لیتر)	NO <sub>2</sub> μg/l
فراوانی ماکروبنروز (عدد در متر مربع)	A Ben. N/m <sup>2</sup>	نیترات (میکروگرم بر لیتر)	NO <sub>3</sub> μg/l
زیتوده ماکروبنروز (گرم در متر مربع)	B Ben g/m <sup>2</sup>	آمونیم (میکروگرم بر لیتر)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> μg/l
سموم ارگانوکلره	OCPs	نیتروژن آلی (میکروگرم بر لیتر)	N org. μg/l
هیدروکربن های نفتی	16PAHs	نیتروژن معدنی (میکروگرم بر لیتر)	N inorg. μg/l
شونده یا سورفاکتانت	LAS	نیتروژن کل (میکروگرم بر لیتر)	TN μg/l
فلزات سنگین: روی، کادمیم، سرب، مس، نیکل، کروم، جیوه، کبالت و آهن	Zn, Cd, Pb, Cu, Ni, Cr, Hg, Co, Fe	فسفر آلی (میکروگرم بر لیتر)	P org. μg/l
		فسفر معدنی (میکروگرم بر لیتر)	P inorg. μg/l
		فسفر کل (میکروگرم بر لیتر)	TP μg/l
رسوب	Se	سیلیس محلول (میکروگرم بر لیتر)	SiO <sub>2</sub> μg/l
آب	Wa	نسبت نیتروژن معدنی به فسفر معدنی	N/P
شفافیت (متر)	Trans. m	مواد آلی رسوب بستر دریا	TOM
لایه روشن (از سطح آب دریا تا عمق ۲۰ متر)			Euphotic
لایه تاریک (برای زئوپلانکتون و شانه دار از عمق ۲۰ تا ۱۰۰ متر و برای فیتوپلانکتون و فاکتور های فیزیکوشیمیایی اعماق ۵۰ و ۱۰۰ متر)			Aphotic

#### ۴-۲. تجزیه و تحلیل آماری

بررسی پارامترها بصورت فصلی، ایستگاهی و عمقی به تفصیل در پروژه های زیر طرح مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. در گزارش نهائی طرح به بررسی برخی از پارامترهای شاخص، مجدداً اشاره شد. اما در این بررسی، از سطح تا عمق ۱۰۰ متر دریا به دو لایه روشن<sup>۱۹</sup> و لایه تاریک<sup>۲۰</sup> تقسیم گردید. زیرا لایه روشن ۶۷.۸۸٪ از کل نمونه برداری ها را شامل بود و بیشترین تغییرات موجودات پلانکتونی مربوط به لایه روشن بوده است. بررسی های Beeton (1958) و Bledzki (2010) نشان داد که عمق لایه روشن<sup>۲۱</sup> عموماً ۲.۵-۲ برابر عمق شفافیت اندازه گیری شده با سشی دیسک<sup>۲۲</sup> است. بنابراین با توجه به ۱۶۳ مورد نمونه برداری در طی یک سال، ۹۰٪ شفافیت های اندازه گیری شده تا عمق ۸ متر و ۱۰٪ از آن با میانگین  $4.81 \pm 0.23$  SE متر و میانه ۴ متر برای مناطق کم عمق (۵ و ۱۰ متر) تعیین گردید. بنابراین لایه روشن در این تحقیق از سطح آب دریا تا عمق ۲۰ متر (متر ۲۰=۸×۲.۵) تعیین شد.

شرح اصلی در این گزارش نهائی مربوط به بررسی ارتباط بین پارامترها بوده است. جهت بررسی میزان اثر عوامل مختلف بر هم (عوامل زیستی و غیر زیستی)، تجزیه و تحلیل داده های اکولوژیک بصورت سالانه انجام گرفت. بدلیل تنوع پارامترها و نوع نمونه برداری، مقایسه گروه های آماری به شرح جدول ۵-۲ انجام شد. این جدول بر اساس آنالیزهای مقدماتی و بررسی داده ها تهیه گردید.

جدول ۵-۲. نحوه مقایسه گروهی پارامترها با توجه به فاکتورهای زیستی و غیر زیستی

پارامتر / گروه	غیر زیستی	زیستی	آلاینده ها	توضیحات
۱	فیزیک و شیمی	-	-	
۲	فیزیک و شیمی	فیتوپلانکتون + زئوپلانکتون + شانه دار	-	همسان سازی عمق در پارامترهای مختلف صورت گرفت.
۳	-	ماکروبنروز (رده و خانواده)	-	به تفکیک در سطح رده و خانواده انجام شد.
۴	فیزیک و شیمی و TOM	ماکروبنروز	-	همسان سازی عمق در پارامترهای مختلف صورت گرفت.
۵	-	-	فلزات سنگین، هیدروکربن های نفتی و سموم کلره	هر آلاینده بطور مستقل در پارامترهای آب و رسوب

<sup>19</sup> Euphotic layer

<sup>20</sup> Aphotic layer

<sup>21</sup> Euphotic Depth

<sup>22</sup> Secchi Disk

جهت ثبت اطلاعات و کلاسه بندی داده ها از نرم افزار Excel, 2010 و جهت تجزیه و تحلیل آماری داده ها از برنامه آماری (Version.18) Spss استفاده شد. جهت بررسی نرمال بودن توزیع داده ها ( $N \geq 50$ )، از آزمون کولموگروف - اسمیرنوف (Kolmogorov-Smirnov) استفاده شد (NIST<sup>23</sup>/SEMATECH, 2010).

داده های مربوط به عوامل زیستی شامل: فراوانی و زی توده فیتوپلانکتون، زئوپلانکتون و موجودات ماکروبتوز و همچنین آلاینده های زیست محیطی و پارامتر های فیزیکیوشیمیائی (بجز اکسیژن محلول) دارای توزیع نرمال نبودند. همچنین لگاریتم اکثر این داده ها نیز از توزیع نرمال برخوردار نبود. بنابراین بررسی آماری داده های غیر نرمال بروش غیر پارامتریک (Kruskal Wallis) صورت گرفت (NIST/SEMATECH, 2010).

جهت طبقه بندی داده های اکولوژیک و تعیین ضریب همبستگی<sup>24</sup> بین متغیرهای مختلف از روش چند متغیری<sup>25</sup> براساس چند کمیت تصادفی غیر قابل مشاهده (عامل یا فاکتور) با استفاده از داده های اصلی<sup>26</sup> انجام شد (Simeonov et al, 2001). در ابتدا آزمون شایستگی داده ها تحت آزمون<sup>27</sup> KMO و احتمال وجود همبستگی بین پارامتر ها تحت آزمون Bartlett انجام شد (Raftery, 1993) و سپس جهت تحلیل از روش مولفه های اصلی (PCA)<sup>28</sup> با تعیین همبستگی بین متغیر ها از طریق دوران عاملی<sup>29</sup> واریماکس<sup>30</sup> نمودار مقادیر ویژه وجداول ماتریکس تبدیل مولفه ها<sup>31</sup> استخراج گردید (NIST<sup>32</sup>/SEMATECH, 2010; Najafpour, 2007; Pradhan et al., 2009; Pielou, 1984: 2010). جدول ضرایب همبستگی<sup>33</sup> بین پارامتر های مختلف در ضمیمه آمده است.

<sup>23</sup> The National Institute of Standards and Technology

<sup>24</sup> Correlation coefficient

<sup>25</sup> Multivariate Analysis

<sup>26</sup> Original Data

<sup>27</sup> Kaiser-Meyer-Olkin Test

<sup>28</sup> Principal Component Analysis

<sup>29</sup> Factor Rotation

<sup>30</sup> Varimax

<sup>31</sup> Component Transformation Matrix

<sup>32</sup> The National Institute of Standards and Technology

<sup>33</sup> Reproduced Correlation



### ۳. نتایج

#### ۳-۱. پارامتر های فیزیکوشیمیائی آب

برخی از تغییرات سالانه عوامل فیزیکوشیمیائی در کرانه جنوبی دریای خزر به شرح جدول ۳-۱ تعیین گردید.

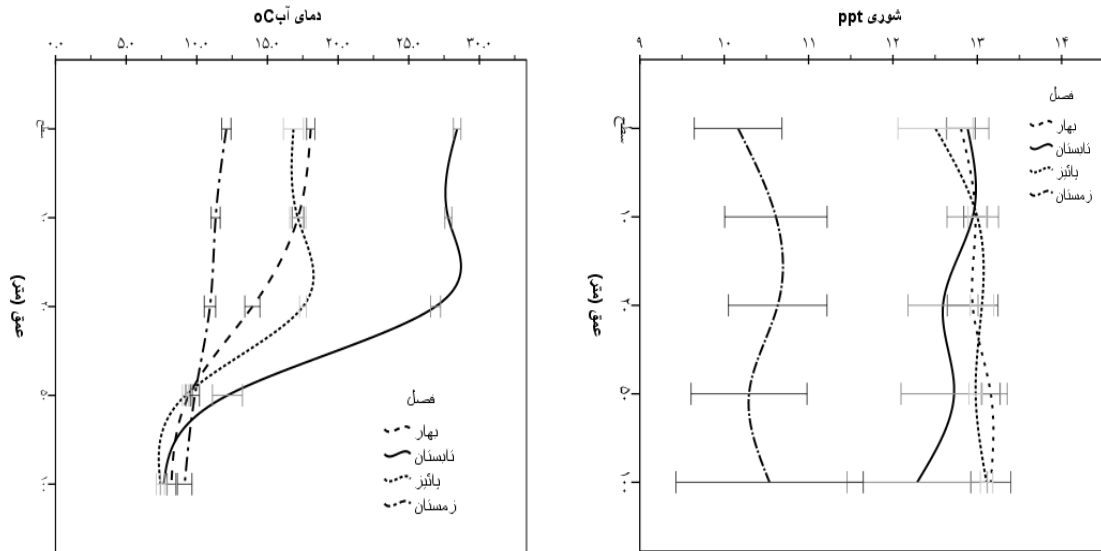
جدول ۳-۱. تغییرات میانگین سالانه پارامتر های فیزیکوشیمیائی آب در کرانه جنوبی دریای خزر (۱۳۸۷)

	لایه روشن (سطح دریا تا عمق 20 متر)		لایه تاریک (عمق 50 متر و 100 متر)		از سطح دریا تا عمق 100 متر	
	میانگین	ضریب تغییرات	میانگین	ضریب تغییرات	میانگین	ضریب تغییرات
W. Temp. °C	18.31±0.31	33.45	9.48±0.18	18.12	16.54±0.3	39.67
Trans. m	4.81±0.23	61.37	-	-	4.81±0.23	61.37
Sal. ppt	12.24±0.08	12.26	12.28±0.15	11.92	12.25±0.07	12.18
pH	8.32±0.01	1.83	8.22±0.02	1.98	8.3±0.01	1.92
DO mg/l	8.13±0.06	13.74	7.21±0.12	16.6	7.95±0.05	14.98
EC µs/cm <sup>2</sup>	17.6±0.08	9.41	17.76±0.16	8.87	17.63±0.08	9.3
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> µg/l	0.97±0.03	54.83	0.81±0.04	51.25	0.93±0.02	54.8
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> µg/l	19.18±0.44	45.27	24.32±1.23	49.66	20.21±0.44	47.84
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> µg/l	20.52±0.89	84.48	20±2.2	107.78	20.42±0.83	89.32
Ninor. µg/l	40.24±0.99	47.71	45.13±2.39	51.78	41.23±0.93	48.95
Norg. µg/l	550.41±8.41	29.81	537.11±16.67	30.26	547.75±7.5	29.88
TN µg/l	۸.۴±۵۸۵.۷۱	۳۵۵.۷۹	۱۶.۶۳±۵۷۶.۶۴	۳۵۳.۸۳	583.9±16.63	355.68
Pinorg. µg/l	6.76±0.15	42.36	6.6±0.29	42.34	6.73±0.13	42.33
Porg. µg/l	17.33±0.35	38.87	18.25±0.9	48.2	17.52±0.33	41.07
TP µg/l	24.08±0.34	27.6	24.83±0.82	32.01	24.23±0.32	28.57
SiO <sub>2</sub> µg/l	206.13±3.51	33.29	270.03±9.17	33.27	218.94±3.55	35.45
N/P	6.86±0.22	61.48	7.97±0.51	62.45	7.08±0.2	62.09

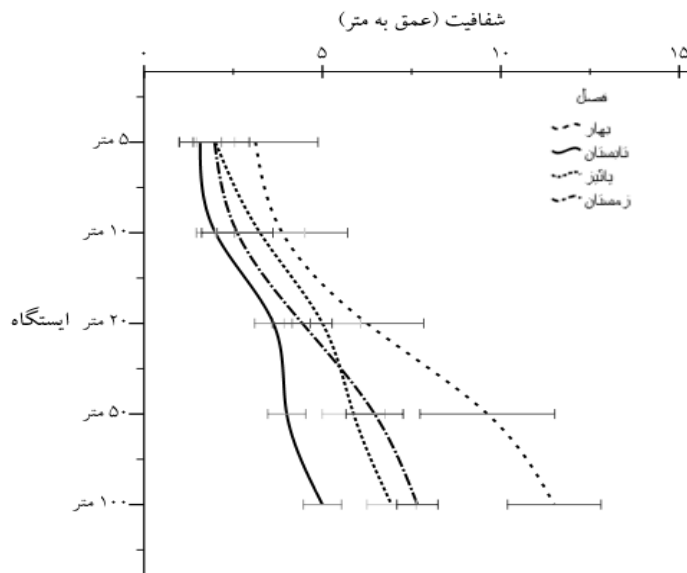
تغییرات شوری و دمائی آب بین فصل های مختلف دارای اختلاف معنی دار آماری بود ( $p < 0.05$ )، اما در هر

فصل و بین ترانسکت ها، این اختلاف وجود نداشت ( $p > 0.05$ ). تغییرات شوری و دمائی آب و شفافیت آب در

فصل ها و اعماق مختلف بشرح شکل ۳-۱ و ۳-۲ ترسیم گردید.



نمودار ۱-۳. تغییرات شوری (ppt) و دمای آب (°C) در اعماق و فصل های مختلف کرانه جنوبی دریای خزر (۱۳۸۷) (میانگین ± خطای استاندارد)



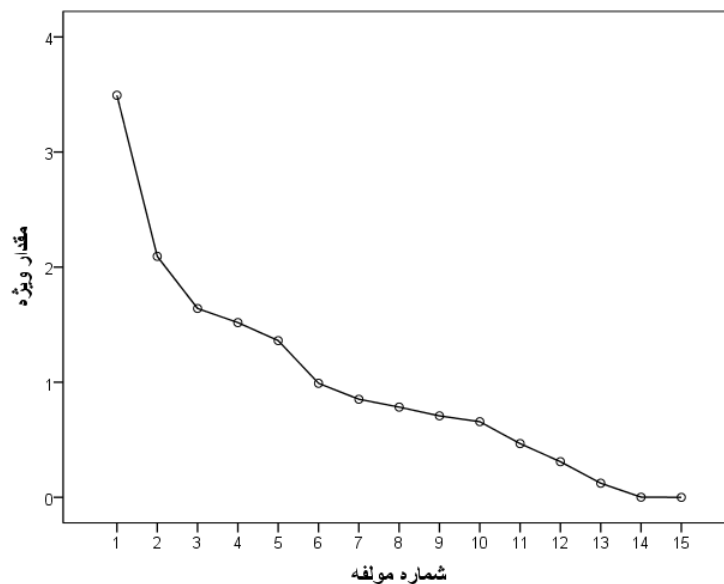
نمودار ۲-۳. تغییرات شفافیت آب (متر) در فصل ها و ایستگاه های مختلف (لایه سطحی آب در عمق های متفاوت) کرانه جنوبی دریای خزر (۱۳۸۷) (میانگین ± خطای استاندارد)

نتایج نشان داد که روند تغییرات pH با افزایش عمق، نزولی بود ( $P < 0.05$ ). کمترین میزان آن در ترانسکت های سفیدرود (۷.۱۵) و بیشترین آن در بابلسر (۸.۰۳) ثبت شد ( $P < 0.05$ ). کمترین pH در تابستان و زمستان (۸.۱۹) و بیشترین آن در بهار و پاییز (۸.۴۳ و ۸.۴۱) اندازه گیری شد ( $P < 0.05$ ). کمترین میانگین هدایت

الکتریکی در فصل زمستان و در لایه سطحی ایستگاه ۲۰ متر از ترانسکت نوشهر (۱۱.۷۶ میلی زیمنس بر سانتی متر) و بیشترین آن در فصل تابستان و در لایه سطحی ایستگاه ۱۰۰ متر از ترانسکت امیر آباد (بترتیب ۱۹.۹۸ میلی زیمنس بر سانتی متر) اندازه گیری شد ( $P < 0.05$ ). کمترین میانگین غلظت اکسیژن محلول در فصل تابستان ( $7.27 \pm 0.82$  میلی گرم بر لیتر با  $133 \pm 21$  درصد) و بیشترین آن در فصل زمستان ( $8.43 \pm 1.45$  میلی گرم بر لیتر با  $116 \pm 21$  درصد) بود ( $P < 0.05$ ). همچنین میزان اکسیژن محلول در ایستگاه امیر آباد ( $7.6 \pm 1.08$  میلی گرم بر لیتر) از کمترین میانگین غلظتی سالانه و در ایستگاه ترکمن ( $8.2 \pm 1.2$  میلی گرم بر لیتر) از بیشترین میانگین سالانه برخوردار بودند ( $P < 0.05$ ). همچنین عمق ۱۰۰ متر نیز دارای کمترین میزان اکسیژن محلول ( $6.46 \pm 1.05$  میلی گرم بر لیتر) بوده است ( $P < 0.05$ ). کمترین میانگین سالانه میزان آمونیوم محلول در فصل پائیز ( $10.43 \pm 0.8$  میکروگرم بر لیتر) و بیشترین آن در فصل زمستان ( $40.8 \pm 2.06$  میکروگرم بر لیتر) ثبت گردید ( $P < 0.05$ ). کمترین میانگین غلظت نترات در فصل تابستان ( $16.48 \pm 0.67$  میکروگرم بر لیتر) و بیشترین میانگین آن در فصل بهار ( $25.67 \pm 0.97$  میکروگرم بر لیتر) تعیین شد ( $P < 0.05$ ). کمترین میانگین غلظت نیتروژن کل در فصل زمستان ( $397 \pm 11.9$  میکروگرم بر لیتر) و بیشترین آن در فصل تابستان ( $681 \pm 9.6$  میکروگرم بر لیتر) تعیین شد ( $P < 0.05$ ). همچنین نیتروژن کل در ترانسکت سفیدرود در تمام فصل ها از غلظت کمتری برخوردار بود ( $P < 0.05$ ). کمترین میانگین غلظتی فسفر معدنی در فصل پائیز ( $5.0 \pm 0.21$  میکروگرم بر لیتر) و بیشترین آن در فصل بهار ( $7.86 \pm 0.26$  میکروگرم بر لیتر) تعیین شد ( $P < 0.05$ ). در بررسی فسفر معدنی در اعماق مختلف در طول سال، بیشترین غلظت مربوط به ایستگاه های ۱۰۰ متر و منطقه اعماق ۲۰-۱۰ متر و همچنین در ایستگاه های ۵ متر بوده است ( $P < 0.05$ ). کمترین غلظت میانگین فسفر آلی در فصل بهار ( $14.1 \pm 0.26$  میکروگرم بر لیتر) و بیشترین میانگین آن در فصل پائیز ( $21.5 \pm 0.58$  میکروگرم بر لیتر) تعیین شد ( $P < 0.05$ ) و به تبعه آن فسفر کل نیز در فصل بهار از کمترین غلظت ( $21.9 \pm 0.61$  میکروگرم بر لیتر) و در فصل پائیز از بیشترین غلظت ( $26.5 \pm 0.57$  میکروگرم بر لیتر) برخوردار بوده است ( $P < 0.05$ ). حداقل میانگین غلظت سیلیس محلول در فصل زمستان ( $201 \pm 5.86$  میکروگرم بر لیتر) و حداکثر آن در فصل بهار ( $230 \pm 6.65$  میکروگرم بر لیتر) تعیین شد ( $P < 0.05$ ).

میکروگرم بر لیتر) تعیین شد ( $P < 0.05$ ). همچنین غلظت سیلیس محلول در طول سال در ایستگاه ۱۰۰ متر و عمق ۱۰ متر از بیشترین مقادیر برخوردار بوده است ( $P < 0.05$ ).

بررسی پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب (لایه روشن) در آنالیز چند متغیره نشان داد که در پنج مولفه، با دارا بودن ۶۷.۳۸ درصد از کل واریانس، از مولفه هائی هستند که در تحلیل باقی مانده و تغییرات را شامل شدند. هر گروه از پارامترها در مولفه ها، دارای ضرایب همبستگی نسبتاً بالائی است. مولفه یک به تنهایی ۲۲.۳ درصد از کل واریانس را شامل شد. در این مولفه نیتروژن آلی، شوری، آمونیوم و دمای آب قرار دارند. مولفه های دو تا پنج دارای اوزان یا بارگذاری نسبتاً مشابهی (۱۰.۱-۱۳.۱۵ درصد از کل واریانس) هستند (نمودار ۳-۳ و جدول ۲-۳).



شکل ۳-۳. مقادیر ویژه عوامل استخراج شده پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب در کرانه جنوبی دریای خزر

جدول ۲-۳. روابط بین پارامتر های فیزیکوشیمیائی آب کرانه جنوبی دریای خزر در ماتریکس مولفه دوران یافته (۱۳۸۷)

پارامتر	مولفه	۱	۲	۳	۴	۵
	% واریانس	۲۲.۳	۱۳.۱۵	۱۱.۲۸	۱۰.۵۴	۱۰.۱
NOrg		0.907	-0.014	-0.006	-0.05	0.174
TN		0.867	-0.014	-0.034	-0.049	0.239
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		-0.738	0.091	-0.103	-0.161	0.26
Salinity		0.723	0.046	0.04	-0.027	-0.203
.W Temp		0.671	0.083	0.126	-0.488	0.027
POrg		0.024	0.977	-0.173	-0.041	-0.016
TP		-0.033	0.96	0.187	-0.042	0.084
Pinorg		-0.133	0.011	0.849	-0.003	0.238
N/P		-0.344	0.03	-0.818	0.006	0.218
pH		0.202	-0.082	0.088	0.671	0.117
DO		-0.257	0.067	-0.082	0.609	-0.074
Trans.		-0.018	0.002	0.139	0.536	-0.468
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		-0.061	-0.216	-0.298	0.417	0.325
SiO <sub>2</sub> <sup>-</sup>		0.038	-0.026	-0.066	-0.066	0.684
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>		-0.057	0.146	0.289	0.151	0.629

روش استخراج: Analysis Component Principal ، روش دوران: Kaiser with Varimax  
Normalization

### ۳-۲. پارامتر های زیستی و غیر زیستی

#### ۳-۲-۱. موجودات پلانکتونی و ارتباط با پارامتر های فیزیکوشیمیائی

جهت بررسی وضعیت توزیع داده ها، شاخص های پراکندگی (کمینه، بیشینه، خطای استاندارد و ضریب تغییرات) موجودات پلانکتونی در فصل های مختلف تعیین گردید که به شرح جدول ۳-۳ آمده است.

جدول ۳-۳. میانگین فراوانی (A) و زیتوده (B) موجودات پلانکتونی در کرانه جنوبی دریای خزر ۱۳۸۷ (میانگین ± خطای استاندارد)

فصل	A <i>M.leidy</i> شانه دار n/m <sup>3</sup>	B <i>M.leidy</i> شانه دار g/m <sup>3</sup>	A زئوپلانکتون n/m <sup>3</sup>	B زئوپلانکتون mg/m <sup>3</sup>	A فیتوپلانکتون × n/m <sup>3</sup> ۱۰۰۰	B فیتوپلانکتون mg/m <sup>3</sup>
بهار	میانگین	۴.۲±۰.۷	۰.۵۵±۰.۱	۶۹۴۸±۱۶۰۵	۶۵۸۶±۵۶۴	۷۶.۸±۹.۲
	ضریب تغییرات	۱۲۹.۴۳	۱۴۹.۱۱	۱۸۳.۳۸	۱۸۶.۳۴	۱۳۲.۰۵
	کمینه	۰	۰	۲۵	۰.۱۸	۰.۲
	بیشینه	۲۴.۹۷	۴	۷۷۱۵۶	۴۳۹	۷۷۴.۷
تابستان	میانگین	۹۲.۴±۱۴.۱	۲۶.۵۹±۴.۶۱	۳۴۶۵±۱۹۵	۲۰۲۷۲±۳۰۷۷	۵۴.۲±۵.۳
	ضریب تغییرات	۱۲۱.۳۹	۱۳۸.۷۳	۱۴۲.۹۳	۱۲۳.۶۱	۱۰۷.۲۸
	کمینه	۰	۰	۱۰	۰.۰۷	۰.۰۵
	بیشینه	۶۳۸.۶۴	۱۵۸.۳۶	۲۳۵۷۹	۸۸.۲۲	۴۱۴.۰۲
پائیز	میانگین	۱۴۹.۶±۱۶.۹	۳.۷۹±۰.۴۴	۳۰۹۶±۴۶۱	۱۷.۵۵±۲.۳۷	۱۱۸.۹±۱۸.۴
	ضریب تغییرات	۹۰.۶۹	۹۳.۲۱	۱۱۹.۳۱	۱۰۸.۱۱	۱۶۹.۴۶
	کمینه	۰	۰	۳۴	۰.۱۴	۰.۱۵۱
	بیشینه	۴۶۸.۷۹	۱۵.۳۷	۱۶۳۷۷	۸۰.۱۹	۱۴۶۵.۵
زمستان	میانگین	۶.۱±۲.۳	۰.۰۷±۰.۰۲	۶۳۰۶±۱۱۹۰	۶۴.۵۵±۱۴.۰۳	۲۵۲.۱±۲۴.۶
	ضریب تغییرات	۳۰۳.۹۶	۲۶۳.۷	۱۵۱.۰۷	۱۷۳.۸۶	۱۰۷.۰۶
	کمینه	۰	۰	۹۳	۰.۶۴	۳.۳۷
	بیشینه	۱۰۰.۳۸	۰.۹۴	۴۷۰۵۲	۶۶۶.۵۱	۱۸۳۰.۷

تغییرات فصلی موجودات پلانکتونی (زئوپلانکتون، فیتوپلانکتون و شانه دار) دارای اختلاف معنی دار آماری بود ( $P < 0.05$ ).

**فیتوپلانکتون:** ۱۹۲ گونه فیتوپلانکتون شناسائی گردید که بترتیب شامل، شاخه های Bacillariophyta با ۹۷ گونه، Chlorophyta با ۲۸ گونه، Cyanophyta با ۲۶ گونه و Pyrrophyta با ۲۵ گونه و Euglenophyta با ۱۶ گونه بود. نتایج نشان داد که تمام شاخه های فیتوپلانکتونی به لحاظ فراوانی و زیتوده دارای اختلاف معنی دار در فصل های مختلف بودند ( $P < 0.05$ ). همچنین فراوانی تمام شاخه ها در لایه روشن و تاریک در طول سال دارای اختلاف معنی دار بود ( $P < 0.05$ ) و تقریباً سه مرتبه فراوانی ها در لایه تاریک کمتر از لایه روشن بود. در بین شاخه های مختلف فیتوپلانکتونی، شاخه پیروفیتا از نسبت فراوانی و زیتوده بالاتری در مقایسه لایه روشن به لایه تاریک برخوردار بود ( $P < 0.05$ ). شاخه های باسیلاریوفیتا و سیانوفیتا در لایه های مختلف دارای اختلاف معنی دار بودند ( $P < 0.05$ ) و با افزایش عمق، میزان فراوانی آن ها روند نزولی داشت. همچنین شاخه های پیروفیتا،

کلروفیتا و اوگنوفیتا از پراکنش وسیع تری در لایه های مختلف (سطحی تا عمق ۱۰۰ متر) برخوردار بودند ( $P > 0.05$ ). در بررسی ترانسکتی، کمترین فراوانی در شاخه باسیلاریوفیتا و پیروفیتا در منطقه شرقی (بندر ترکمن) و کمترین فراوانی شاخه های سیانوفیتا و کلروفیتا در منطقه غربی (آستارا) بود ( $P < 0.05$ ) و بین فراوانی شاخه اوگنوفیتا در ترانسکت های مختلف، اختلافی مشاهده نگردید ( $P > 0.05$ ).

بطور کلی، بیشترین میانگین فراوانی شاخه غالب در فصل بهار مربوط به شاخه پیروفیتا با  $440936 \pm 3240833$  سلول در متر مکعب، در فصل تابستان شاخه سیانوفیتا با  $15553333 \pm 2659602$  عدد در متر مکعب و فصل های پاییز و زمستان مربوط به شاخه باسیلاریوفیتا بترتیب با فراوانی  $24655000 \pm 6492971$  و  $29887500 \pm 4233464$  عدد در متر مکعب بود. همچنین حداکثر میانگین فراوانی گونه غالب در فصل بهار: *Exuviella cordata* از شاخه پیروفیتا، تابستان: *Lyngbya sp.* از شاخه سیانوفیتا، پاییز: *Thalassionema nitzschioides* از شاخه باسیلاریوفیتا و زمستان: *Rhizosolenia calcaravis* از شاخه باسیلاریوفیتا بوده است.

اما در بررسی درون شاخه ای فیتوپلانکتون در فصول مختلف، از شاخه باسیلاریوفیتا در فصل بهار، گونه *Rhizosolenia calcaravis* از لحاظ فراوانی در رده نخست و به لحاظ میزان زی توده در دوم قرارداشت و رده نخست به گونه *Coscinodiscus jonesianus* تعلق گرفت. در تابستان گونه *Thalassionema nitzschioides* دارای بیشینه فراوانی بوه است و گونه *Cyclotella meneghiniana* در دوم فراوانی و به لحاظ میزان زی توده در رده نخست قرار گرفت. بیشینه فراوانی و زی توده در پاییز به ترتیب متعلق به گونه *Thalassionema nitzschioides* و *Coscinodiscus jonesianus* بود. در زمستان نیز گونه *Pseudonitzschia seriata* دارای بیشینه فراوانی و گونه *Rhizosolenia calcaravis* دارای بیشینه زی توده بودند.

از شاخه پیروفیتا در فصل بهار، بیشینه فراوانی و زی توده به ترتیب متعلق به گونه *Exuviella cordata* و *Prorocentrum proximum* بود. در فصول تابستان و پاییز گونه *Prorocentrum proximum* دارای بیشینه فراوانی و زی توده بوه است. در زمستان نیز گونه *Exuviella cordata* دارای بیشترین فراوانی و *Prorocentrum proximum* در رده دوم فراوانی قرارگرفت، اما از لحاظ میزان زی توده گونه *Prorocentrum proximum* دارای بیشترین مقدار بوده است.

از شاخه سیانوفیتا در فصل بهار، گونه *Oscillatoria sp.* از لحاظ فراوانی در رده نخست و به لحاظ میزان زی توده گونه *Anabaena kesslerii* در رده دوم قرار داشت. در تابستان به ترتیب گونه *Lyngbya sp.* و *Oscillatoria sp.* دارای بیشترین فراوانی بوده اند اما به لحاظ میزان زی توده به ترتیب گونه *Oscillatoria sp.* و گونه *Lyngbya sp.* دارای بیشترین مقدار بوده اند. در پاییز نیز به ترتیب گونه *Oscillatoria sp.* و گونه *Lyngbya sp.* دارای بیشترین مقدار فراوانی و زی توده بوده اند. در زمستان نیز گونه *Oscillatoria sp.* دارای بیشترین فراوانی بود ولی از لحاظ زی توده در رده دوم قرار داشت و گونه *Anabaena spiroides* دارای بیشترین مقدار زی توده بود.

از شاخه کلروفیتا در فصل بهار، گونه *Binuclearia lauterbornii* از لحاظ فراوانی در رده نخست و گونه *Chlorella sp.* در رده دوم قرار داشت و لی به لحاظ میزان زی توده گونه *Chlorella sp.* دارای بیشترین میزان زی توده بوده است. در تابستان گونه *Binuclearia lauterbornii* دارای بیشترین میزان فراوانی و مقدار زی توده بوه است. گونه *Binuclearia lauterbornii* در فصل پاییز و زمستان دارای بیشترین مقدار فراوانی و زی توده بوده است.

از شاخه اوگنوفیتا در فصل بهار و پاییز گونه *Trachelomonas sp.* دارای بیشترین میزان فراوانی و زی توده بوده است. در تابستان نیز گونه *Trachelomonas sp.* دارای بیشترین میزان زی توده بود ولی از لحاظ فراوانی در رده دوم قرار داشت و گونه *Euglena sp.* دارای بیشترین فراوانی در این فصل بوده است. در زمستان نیز گونه *Euglena sp.* دارای بیشترین فراوانی و گونه *Trachelomonas sp.* دارای بیشینه زی توده بودند.

حد اکثر فراوانی گونه ای در شاخه های فیتوپلانکتونی بیش از  $10^6 \times 10^6$  عدد در مترمکعب مربوط به دو فصل (پائیز و زمستان با دامنه  $10^6 \times 550 - 10^6 \times 109$  عدد در مترمکعب) در چهار شاخه و ۵ ترانسکت و لایه های مختلف تعیین گردید. بترتیب گونه *Thalassionema nitzschioides* در فصل پائیز، از شاخه باسیلاریوفیتا با تعداد  $10 \times 550$  عدد در متر مکعب در ایستگاه ۱۰ متر و عمق ۱۰ متر از ترانسکت انزلی و گونه *Exuviella cordata* در فصل زمستان، از شاخه پیروفیتا با تعداد  $10^6 \times 292$  عدد در متر مکعب در ایستگاه ۵۰ متر و عمق ۲۰ متر و در ترانسکت سفید رود، گونه *Pseudonitzschia seriata* در فصل زمستان، از شاخه باسیلاریوفیتا با تعداد  $10^6 \times 156$  عدد در متر مکعب در لایه سطحی ایستگاه ۱۰۰ متر از ترانسکت آستارا، گونه *Binuclearia lauterbornii* در فصل پائیز، از شاخه کلروفیتا با تعداد  $10^6 \times 126$  عدد در متر مکعب در ایستگاه ۱۰ متر و عمق ۱۰ متر از ترانسکت نوشهر،



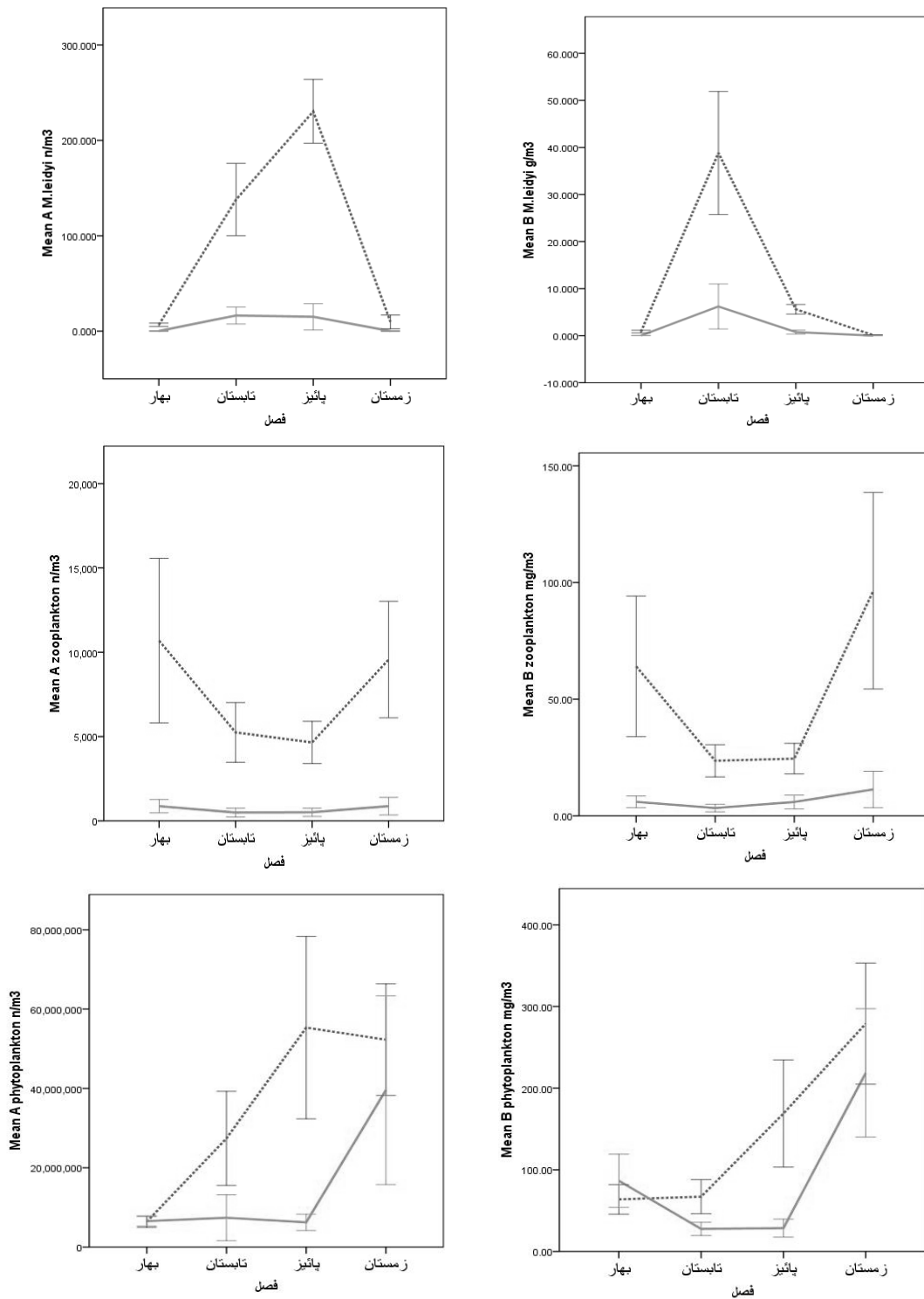
گونه *Ceratulina pelagica* در فصل زمستان، از شاخه باسیلاریوفیتا با تعداد  $10^6 \times 116$  عدد در متر مکعب در ایستگاه ۱۰ متر و عمق ۱۰ متر از ترانسکت نوشهر و گونه *Oscillatoria limosa* در فصل پائیز، از شاخه سیانوفیتا با تعداد  $10^6 \times 109$  عدد در متر مکعب در لایه سطحی ایستگاه ۲۰ متر از ترانسکت بندر ترکمن ثبت گردید.

**زئوپلانکتون:** تعداد ۱۴ گونه زئوپلانکتون شناسائی شد، که بترتیب ۵ گونه از گروه Rotatoria، ۳ گونه از Cladocera، ۲ گونه از Copepoda (پاروپایان) و ۲ گونه از Protozoa بود. همچنین دو گونه نوزاد و لارو sp و *Balanus* و لارو دو کفه ای ها در گروه مروپلانکتون قرار داشتند. بدین ترتیب که دو گونه *Acartia tonsa* و *Podonevadne* از راسته پاروپایان، سه گونه *Podon polyphemoides*، *Podonevadne trigona* و *Podonevadne angusta* از گروه کلادوسرا، دو گونه *Tintinopsis* sp و *Foraminiphera* sp از گروه پروتوزوآ و گونه های *Brachionus calyciflorus*، *Asplanchna* sp، *Polyarthra* sp، *Keratella* sp و *Syncheata* sp از گروه روتیفرا مشاهده شد و دو گونه نوزاد *Balanus* و *Lamellibranchiate larvae* در گروه مروپلانکتون قرار داشت. اما جمعیت زئوپلانکتونی تحت تاثیر ۳ گروه پاروپایان، روتیفرا و مروپلانکتون قرار داشت. فراوانی پاروپایان در تابستان پائیز به بیشترین میزان (بترتیب  $3332 \pm 595$  و  $2799 \pm 387$  عدد در متر مکعب) خود رسید و در زمستان ( $2079 \pm 380$  عدد در متر مکعب) کاهش داشت و در فصل بهار ( $766 \pm 213$  عدد در متر مکعب) کمترین میزان مشاهده شد ( $P < 0.05$ ). فراوانی گروه کلادوسرا در زمستان به بیشترین میزان خود ( $797 \pm 138$  عدد در متر مکعب) رسید و به تدریج در بهار تراکم آن کاهش یافت، به طوریکه در تابستان و پاییز به کمتر از یک نمونه در متر مکعب رسید ( $P < 0.05$ ). روتیفرها در زمستان از جمعیت بالایی برخوردار بود و روندی مانند کلادوسرا داشت، با این تفاوت که روتیفرا و پاروپایان جمعیت اصلی زئوپلانکتون را در زمستان تشکیل دادند. در فصل بهار جمعیت اصلی زئوپلانکتون تحت تاثیر مروپلانکتون های *Cirripedia* و *Lamellibranchiate larvae* قرار داشت. به غیر از پاروپایان، سایر گروه های پلانکتونی در تابستان و پائیز سهم چشمگیری (کمتر از ۱۵٪) در تراکم زئوپلانکتون نداشته اند. از راسته پاروپایان گونه *Acartia tonsa* جمعیت غالب زئوپلانکتون را در دو فصل تابستان و پاییز تشکیل داد. اما در بررسی فراوانی گروه های مختلف زئوپلانکتون در عمق های متفاوت، گروه های

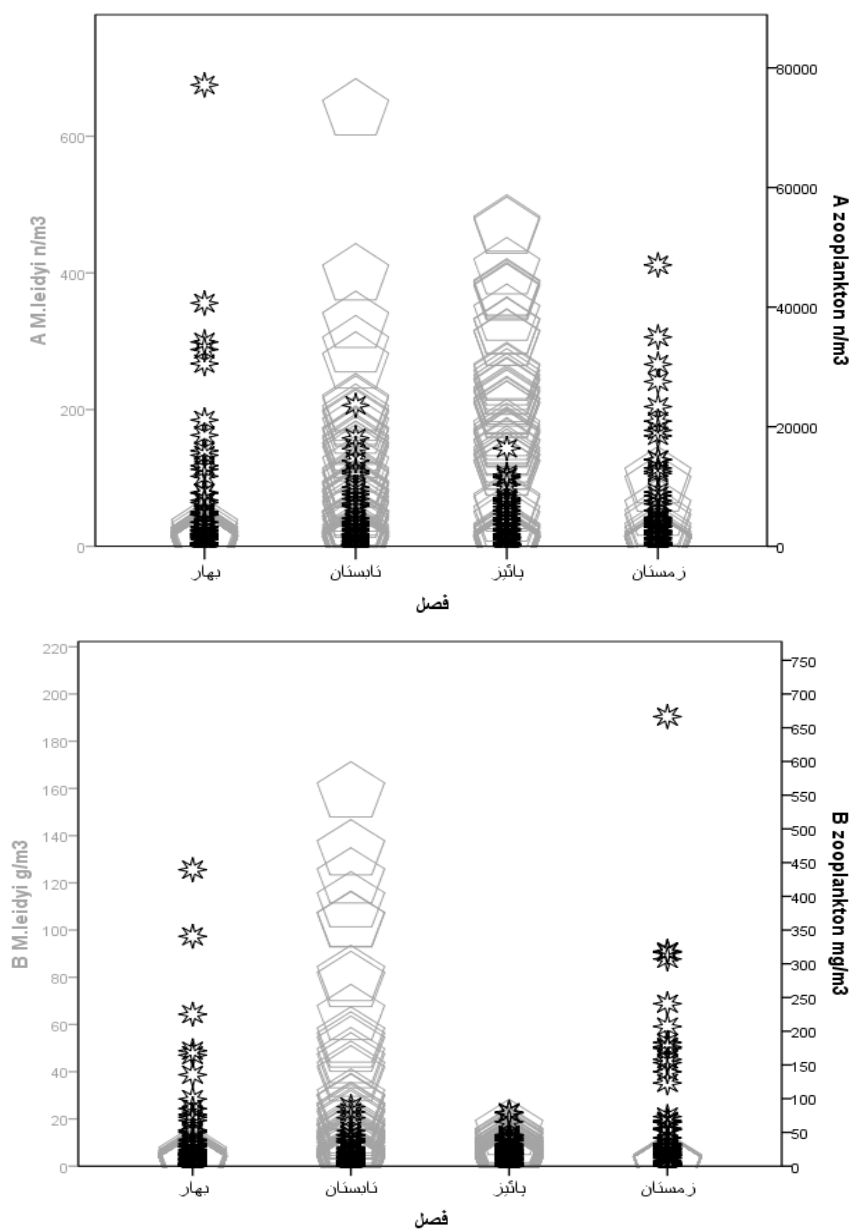
روتیفر، کلادوسر و پروتوزوآ دارای اختلاف معنی دار نبودند ( $P > 0.05$ ) و در بقیه گروه ها، تفاوت در پراکنش عمقی مشاهده گردید و بیشترین فراوانی زئوپلانکتون مربوط به اعماق کمتر از ۲۰ متر (لایه روشن) بود ( $P < 0.05$ ).

**شانه دار:** میانگین فراوانی و زیتوده سالانه شانه دار *M. leidy*، در ترانسکت های هشتگانه دارای اختلاف معنی دار آماری نبود ( $P > 0.05$ )، اما در عمق های مختلف (۵، ۱۰، ۲۰، ۵۰ و ۱۰۰ متر)، بیشترین فراوانی و زیتوده شانه دار در عمق های کمتر از ۲۰ متر مشاهده گردید ( $P < 0.05$ ). همچنین ۹۱ درصد فراوانی طولی آن ها کمتر از ۱۰ میلیمتر بوده است و شانه دار بالغ با طول بزرگتر از ۱۵ میلیمتر در فصل های بهار، تابستان، پاییز و زمستان بترتیب ۱، ۵، ۱۰ و صفر درصد جمعیت کل آنها را تشکیل داده است. بیشترین فراوانی شانه دار به تعداد ۱۸ و ۱۱۴ عدد در متر مکعب و زیتوده ۱۸۸۸ و ۱۵.۷۶ گرم در متر مکعب بترتیب مربوط به ایستگاه های ۵ متر و ۱۰ متر بوده است. بیشترین فراوانی شانه دار در لایه سطحی تا ایستگاه ۲۰ متر و بیشترین زیتوده مربوط به لایه سطحی تا ایستگاه کمتر از ۱۰ متر ثبت گردید ( $P < 0.05$ ) و کمترین میزان فراوانی و زیتوده شانه دار در بررسی لایه ای مربوط به عمق ۱۰۰-۵۰ متر بود ( $P < 0.05$ ). همچنین حداکثر فراوانی (۶۳۹ عدد در متر مکعب) و زیتوده (۱۵۸ گرم در متر مکعب) شانه دار در عمق ۵ متر منطقه انزلی، در فصل تابستان ثبت گردید.

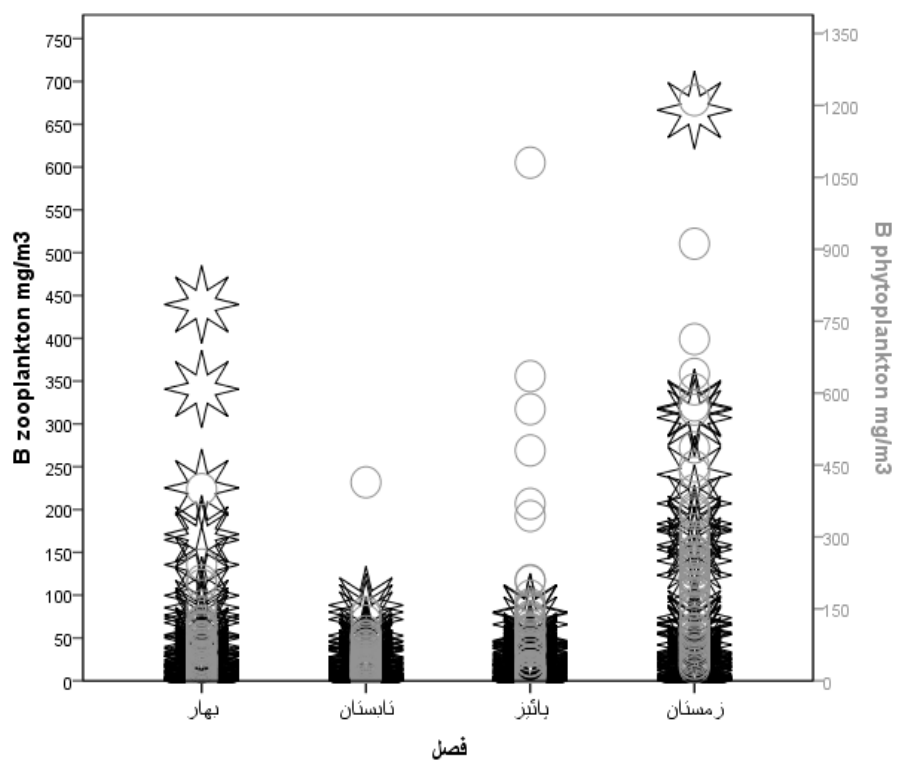
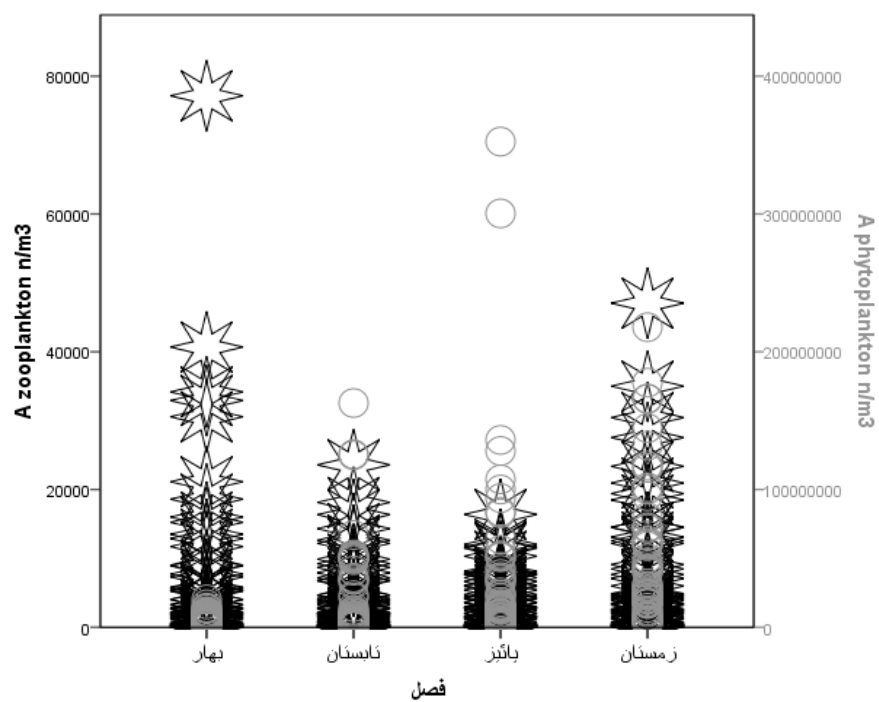
مقایسه میزان فراوانی و زی توده موجودات پلانکتونی به تفکیک لایه روشن و تاریک، در فصل های مختلف به شرح نمودارهای ۴-۳، ۵-۳ و ۶-۳ آمده است.



نمودار ۳-۴. روند تغییرات فراوانی (A) و زیتمده (B) موجودات پلانکتونی در فصل ها و اعماق مختلف کرانه جنوبی دریای خزر ۱۳۸۷ (خط مقطع: لایه روشن برای زئوپلانکتون و شانه دار از سطح تا عمق ۲۰ متر و برای فیتوپلانکتون میانگین عوامل در سطح، ۱۰ متر و ۲۰ متر، خط ممند: لایه تاریک، برای زئوپلانکتون و شانه دار از ۱۰۰-۲۰ متر و برای فیتوپلانکتون میانگین عوامل در اعماق ۵۰ و ۱۰۰ متر) (میانگین خطی استاندارد)

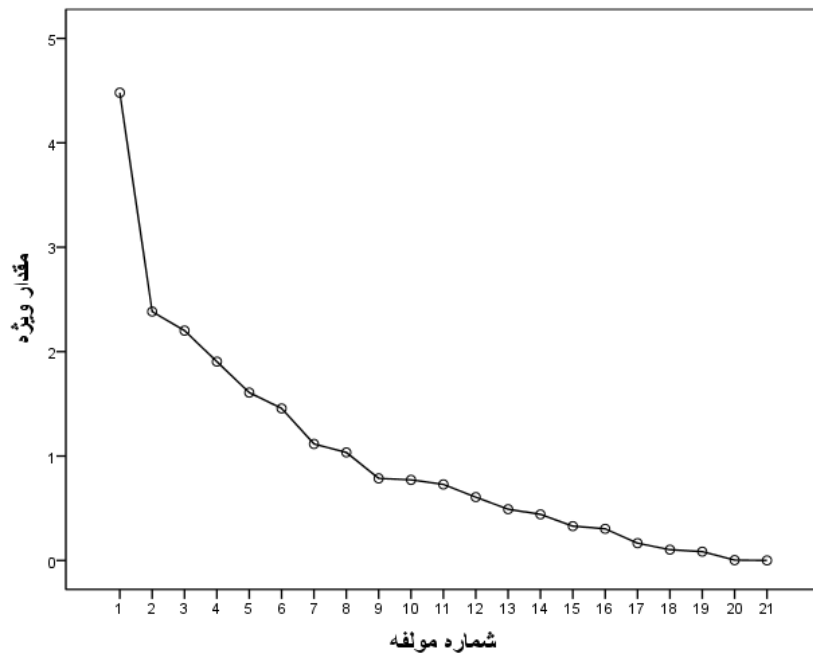


نمودار ۳-۵. تغییرات فصلی فراوانی (A) و زیئوده (B) شانه دار *M.leidy* و زئوپلانکتون در کرانه جنوبی دریای خزر (۱۳۸۷)



نمودار ۳-۶. تغییرات فصلی فراوانی (A) و زیئوده (B) زئوپلانکتون و فیتوپلانکتون در کرانه جنوبی دریای خزر (۱۳۸۲)

بررسی عوامل فیزیکوشیمیایی با موجودات پلانکتونی (فیتوپلانکتون، زئوپلانکتون و شانه دار *M. leidy*) بین متغیرهای مختلف با روش آماری چند متغیره<sup>۳۴</sup> در لایه روشن انجام گردید (KMO=۰.۵۵،  $p < ۰.۰۵$  در آزمون Bartlett). در این بررسی هشت مولفه در تحلیل باقیمانده اند و ۷۷.۰۷٪ از کل تغییرات را شامل شده اند. بجز مولفه یک، مولفه های دیگر از بارگذاری (واریانس) مشابهی برخوردارند (نمودار ۳-۷ و جدول ۳-۴). ضریب همبستگی پارامترها تعیین و در جدول ۲ پیوست ارائه گردید.



نمودار ۳-۷. مقادیر ویژه عوامل استخراج شده پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب و موجودات پلانکتونی در کرانه جنوبی دریای خزر (۱۳۸۲)

جدول ۳-۴. روابط بین پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب و موجودات پلانکتونی در لایه روشن کرانه جنوبی دریای خزر در ماتریکس مولفه دوران یافته (۱۳۸۷)

پارامتر	مولفه	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸
واریانس %		۱۵.۵۹	۱۰.۳۷	۱۰.۳۵	۱۰.۲۳	۹.۲	۸.۱	۷.۵	۵.۶۹
Norganic		<b>0.926</b>	0.031	0.127	-0.107	0.031	0.077	0.149	-0.041
TN		<b>0.895</b>	0.042	0.124	-0.105	0.029	0.087	<u>0.223</u>	-0.051
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		<b>-0.807</b>	0.07	-0.007	0.056	-0.034	0.099	<u>0.244</u>	-0.092
A zooplankton		0.025	<b>0.943</b>	0.033	0.061	0.004	-0.02	0.057	0.064
B zooplankton		-0.074	<b>0.919</b>	-0.06	0.172	-0.048	0.038	-0.018	0.02
B <i>M.leidy</i>		0.153	-0.105	<b>0.754</b>	-0.133	0.071	0.088	-0.044	-0.135
Transparency		0.052	<u>-0.355</u>	<b>-0.71</b>	-0.186	0.001	0.012	-0.088	0.099
A <i>M.leidy</i>		<u>0.254</u>	<u>-0.294</u>	<b>0.66</b>	<u>0.21</u>	0.109	-0.085	-0.016	<u>0.387</u>
W Temp		<b>0.514</b>	-0.133	<b>0.561</b>	<u>-0.358</u>	0.062	0.098	-0.142	<u>-0.315</u>
B phytoplankton		-0.17	0.143	-0.088	<b>0.806</b>	0.006	-0.015	0.022	-0.099
A phytoplankton		-0.026	0.04	0.167	<b>0.789</b>	0.024	-0.047	0.014	-0.029
Salinity		<b>0.541</b>	<u>-0.217</u>	0.085	<b>-0.56</b>	0.114	-0.121	-0.103	<u>0.214</u>
TP		0.03	-0.006	0.06	-0.013	<b>0.968</b>	<u>0.205</u>	-0.057	0.008
Porganic		0.088	-0.046	0.074	0.03	<b>0.945</b>	<u>-0.237</u>	-0.126	0.029
Pinorganic		-0.127	0.061	0.004	-0.041	-0.024	<b>0.928</b>	0.173	-0.033
N/P		<u>-0.411</u>	0.068	-0.086	0.05	-0.004	<b>-0.72</b>	<u>0.376</u>	-0.104
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		0.001	0.041	-0.219	-0.024	-0.085	-0.108	<b>0.743</b>	0.059
SiO <sub>2</sub>		0.106	0.033	0.245	0.079	-0.12	0.143	<b>0.645</b>	-0.137
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>		-0.045	<u>-0.299</u>	0.305	<u>0.222</u>	0.069	<u>0.309</u>	<b>0.372</b>	0.2
pH		0.065	0.122	-0.096	<u>-0.298</u>	-0.019	0.085	-0.089	<b>0.768</b>
DO		<u>-0.267</u>	-0.101	-0.189	<u>0.357</u>	0.191	-0.122	<u>0.311</u>	<b>0.425</b>

روش استخراج: Analysis Component Principal

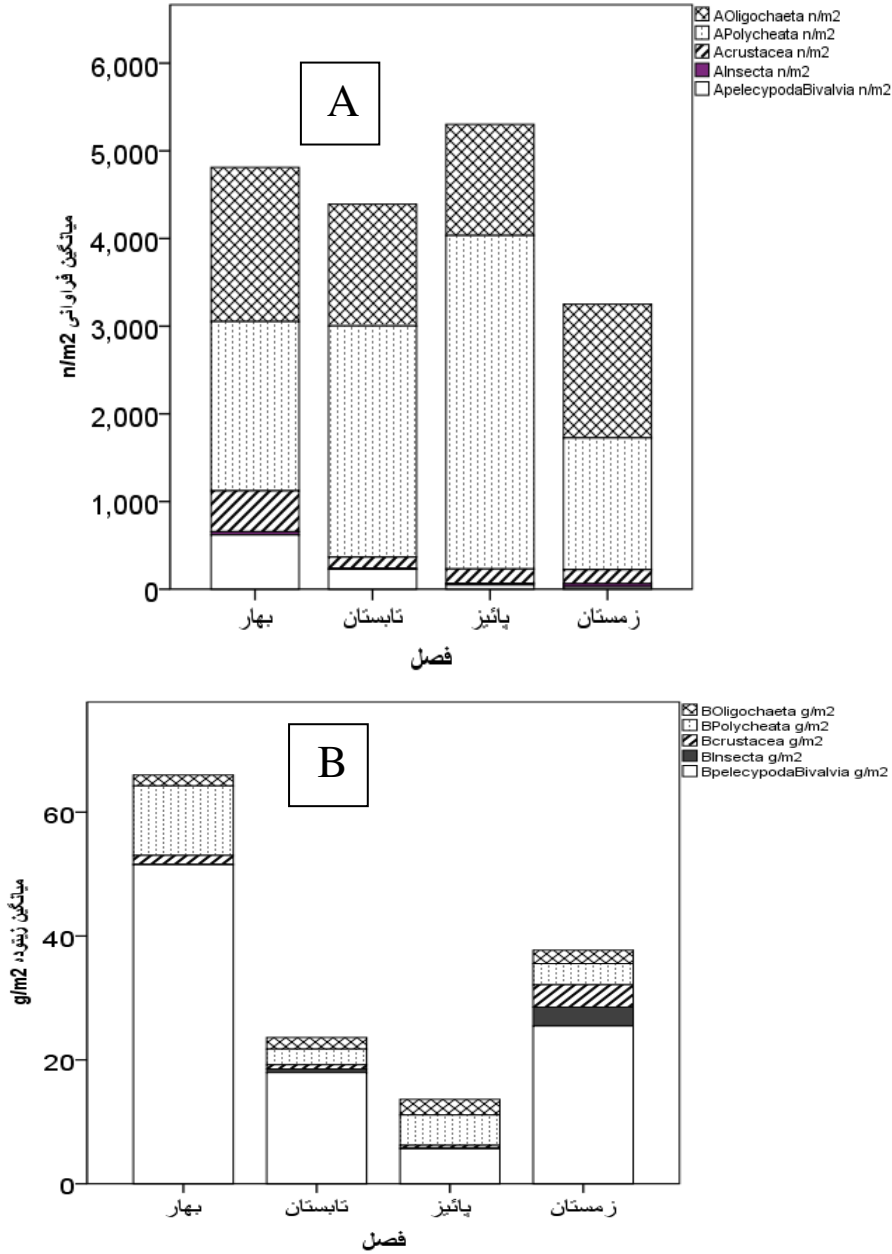
روش دوران: Normalization Kaiser with Varimax

### ۳-۲-۲. موجودات ماکروبتوز و ارتباط با پارامترهای فیزیکوشیمیایی

در این بررسی سه شاخه از ماکروبتوز (بندپایان، کرم های حلقوی و نرمتان) شامل: ۵ رده (سخت پوستان، حشرات، کم تاران، پرتاران و دوکفه ای ها)، ۸ راسته، ۱۱ خانواده، ۲۶ جنس و ۲۴ گونه<sup>۳۵</sup> شناسایی گردید. فراوانی و زیتوده رده های ماکروبتوز به شرح نمودار ۳-۸ آمده است. بیشترین فراوانی و زیتوده رده ها در فصل های مختلف بترتیب به کرم های پرتار (میانگین سالانه: ۲۴۵۲±۲۵۸ عدد در متر مربع) و دوکفه ای ها (میانگین سالانه: ۲۵±۶ گرم در متر مربع) تعلق داشت. همچنین میانگین و ضریب تغییرات رده های ماکروبتوز،

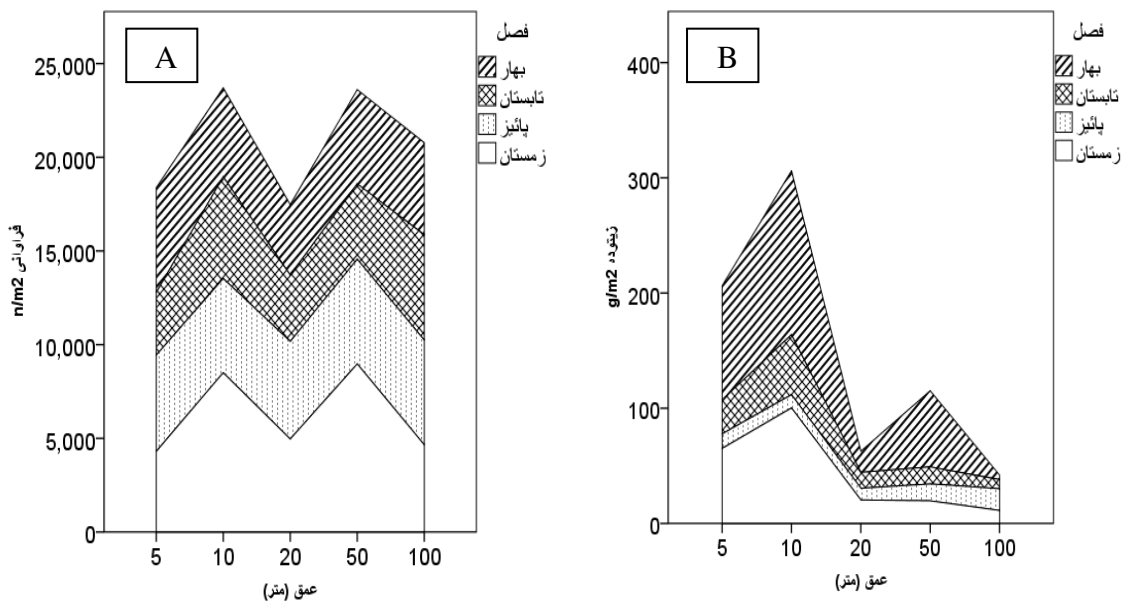
<sup>۳۵</sup> قابل ذکر است که Oligocheata تا حد رده و Chironomidae تا حد خانواده و Streblospio تا حد جنس شناسایی گردید.

دانه بندی و کل مواد آلی بستر بترتیب در جداول ۳-۵ و ۳-۶ آمده است. پراکنش عمقی ماکروبتنوز ها در کرانه جنوبی دریای خزر بشرح نمودار ۳-۹ بود.



نمودار ۳-۸. تغییرات فصلی فراوانی (A) و زیتوده (B) رده های ماکروبتنوز در کرانه جنوبی دریای خزر (۱۳۸۷)





نمودار ۳-۹. تغییرات عمقی فراوانی (A) و زیتوده (B) ماکروبتوز در کرانه جنوبی دریای خزر (۱۳۸۷)

جدول ۳-۵. میانگین، خطای استاندارد و ضریب تغییرات فراوانی (A: تعداد در متر مربع) و زیتوده (B: گرم در متر مربع) رده و کل ماکروبتوز در کرانه جنوبی دریای خزر ۱۳۸۷ (میانگین ± خطای استاندارد)

ماکروبتوز	میانگین	ضریب تغییرات
A crustacea	229±45	245.47
B crustacea	1.55±0.54	440.64
A Insecta	26.18±8.27	396.86
B Insecta	0.98±0.42	541.83
A Polychaeta	2452±258	132.38
B Polychaeta	5.52±2.56	583.69
A Oligochaeta	1488 165±	139.72
B Oligochaeta	2.08±0.32	194.23
A pelecypodaBivalvia	233±60	308.5
B pelecypodaBivalvia	25.39±6.23	323.41
A MACROBENTHOS	5195±415	100.5
B MACROBENTHOS	36.93±7.08	240.96

نتایج نشان داد که فراوانی ماکروبتوز در همه رده ها بجز حشرات و کم تاران در فصل های مختلف دارای اختلاف معنی دار بود ( $p < 0.05$ ). بطوریکه رده پرتاران در پائیز، دوکفه ای ها در بهار و تابستان و رده سخت پوستان در بهار از بیشترین فراوانی فصلی برخوردار بودند. اما در بررسی فراوانی در ایستگاه های مختلف، بجز رده دوکفه ای ها و پرتاران، بقیه رده ها در فصل های مختلف دارای اختلاف معنی دار آماری بودند ( $p < 0.05$ ). بطوریکه رده کم تاران در ایستگاه ۵۰ متر، سخت پوستان در ایستگاه ۵۰ و ۱۰۰ متر و حشرات در ایستگاه ۵۰ و ۱۰۰ متر از بیشترین فراوانی برخوردار بودند. بررسی فراوانی آماری در سطح خانواده (بجز Oligochaeta در سطح

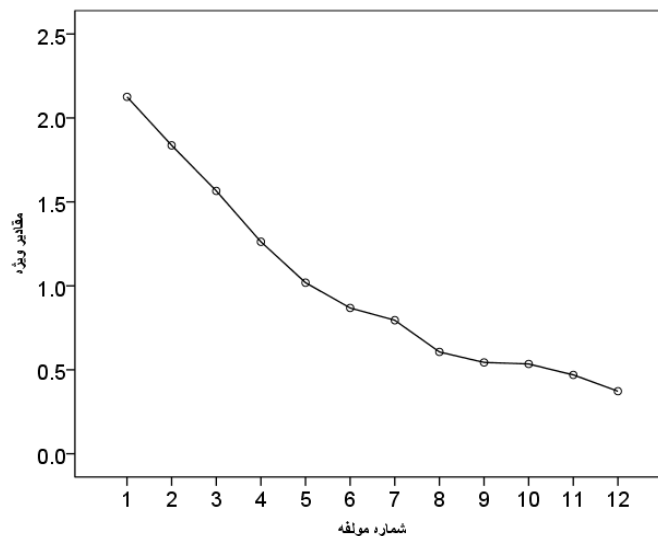
رده) نشان داد که Corophiidae (بیشترین فراوانی در پائیز)، Pseudocumidae (بیشترین فراوانی در بهار) ، Semelidae (بیشترین فراوانی در تابستان) و Cardiidae (بیشترین فراوانی در بهار) در فصل های مختلف دارای اختلاف معنی دار بودند ( $p < 0.05$ ) و در بقیه گروه ها اختلاف فراوانی در فصل ها مشاهده نگردید ( $p > 0.05$ ). نتایج نشان داد که در فراوانی خانواده های ماکروبتوز در ایستگاه های مختلف، تنها خانواده Semelidae ( Abra ovate) دارای اختلاف معنی دار آماری نبود ( $p > 0.05$ ). بدین ترتیب که بیشترین فراوانی gammaridae در بستر عمق ۵ متر، گروه Cardiidae در عمق ۱۰ متر، گروه Nereididae و Spionidae در عمق ۲۰ متر و کمتر از آن ، گروه Oligochaeta و Pseudocumidae در عمق ۵۰ متر و گروه Ampharetidae، Hustoriidae، Corophiidae، Chironomidae و Balanidae در عمق ۱۰۰ متر از بیشترین فراوانی برخوردار بودند ( $p < 0.05$ ). در بررسی فراوانی خانواده ها در مناطق مختلف، خانواده های Nereididae و Cardiidae در ترانسکت آستارا و خانواده های Pseudocumidae، Ampharetidae و Oligochaeta در ترانسکت امیر آباد از بیشترین فراوانی برخوردار بودند ( $p < 0.05$ ) و در بقیه گروه ها به لحاظ پراکنش منطقه ای اختلاف معنی داری مشاهده نگردید ( $p > 0.05$ ).

جدول ۳-۶. دانه بندی و کل مواد آلی بستر اعماق ۵ تا ۱۰۰ متر در کرانه جنوبی دریای خزر ۱۳۸۷ (میانگین  $\pm$  خطای استاندارد)

عوامل	میانگین (درصد)	ضریب تغییرات
مجموع مواد آلی	2.96 $\pm$ 0.1	42
گراویل (>۱mm)	0.99 $\pm$ 0.19	42
ماسه درشت (۰.۵-۱mm)	0.53 $\pm$ 0.1	41
ماسه متوسط (۰.۲۵-۵mm)	0.63 $\pm$ 0.09	53
ماسه ریز (۰.۱۲۵-۰.۲۵mm)	7.94 $\pm$ 1.23	52
ماسه خیلی ریز (۰.۰۶۳-۰.۱۲۵mm)	17.91 $\pm$ 2.04	69
سیلت-رس (<۰.۰۶۳mm)	72.04 $\pm$ 2.71	210

نتایج نشان داد که دانه های ریزسیلت و رس (جدول ۳-۶) بیشترین درصد بستر را تشکیل دادند. در بررسی آماری مشخص گردید که تنها دانه های گراویل بیش از یک میلی متر در اعماق مختلف دارای اختلاف معنی داری نیست ( $p > 0.05$ ). بطوریکه در تمام گروه ها از ساحل به سمت اعماق بیشتر، اندازه ذرات ریز تر شد

( $p < 0.05$ ). همچنین میزان مواد آلی بستر نیز از ساحل بسمت اعماق بیشتر دارای روند صعودی بود و در ایستگاه ۵۰ و ۱۰۰ متر از بیشترین درصد برخوردار بودند ( $p < 0.05$ ). در بررسی ترانسکت های مختلف، از نظر درصد مواد آلی بستر اختلافی وجود نداشت ( $p > 0.05$ )، اما به لحاظ دانه بندی بستر دارای اختلاف بودند ( $p < 0.05$ ). این اختلاف در اندازه های گوناگون در ترانسکت های مختلف، بسیار متفاوت بود. بطوری که ترانسکت بندر ترکمن از نظر دانه بندی های بیش از نیم میلی متر در رتبه اول و در دانه بندی سیلت و رس نیز در رتبه دوم قرار داشت و در سایر سایز های دانه بندی در رتبه های تحتانی قرار گرفت. بطور کلی می توان نتیجه گرفت که بستر دریای خزر از آب های ساحلی تا عمق ۱۰۰ متر بیشتر تحت تاثیر ذرات سیلت و رس قرار دارد. بررسی عوامل فیزیکوشیمیائی با ماکروبتوز بین متغیرهای مختلف با بکار گیری روش آماری چند متغیره در کرانه جنوبی دریای خزر بشرح زیر می باشد. در این بررسی پنج مولفه اصلی ۶۵.۰۷ درصد از کل واریانس (دوران یافته) مولفه ها هستند که در تحلیل باقی می ماند و تغییرات را شامل می شوند (نمودار ۱۰-۳ و جدول ۷-۳).



نمودار ۱۰-۳. مقادیر ویژه عوامل استخراج شده پارامترهای فیزیکوشیمیائی آب و ماکروبتوزدر کرانه جنوبی دریای خزر (۱۳۸۷)

جدول ۷-۳. روابط بین پارامتر های فیزیکوشیمیایی آب و ماکروبتوز کرانه جنوبی دریای خزر در ماتریکس مولفه دوران یافته (۱۳۸۷)

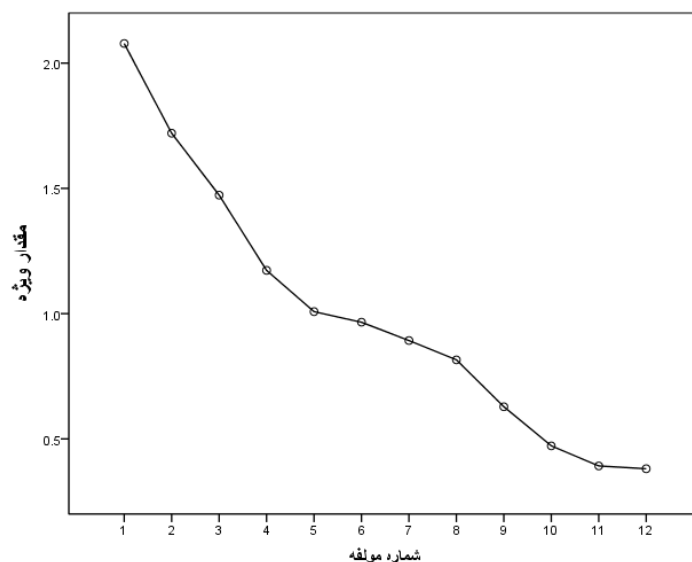
مولفه	۱	۲	۳	۴	۵
پارامتر % واریانس	۱۵.۹۳	۱۳.۶۲	۱۲.۸۶	۱۱.۶	۱۱.۰۵
N Org.	<b>0.863</b>	0.049	0.062	0.069	0.138
Salinity	<b>0.726</b>	-0.164	-0.163	-0.124	0.044
N Inorg.	<b>-0.557</b>	0.017	<u>0.383</u>	-0.177	<u>0.313</u>
Water Tem.	<b>0.526</b>	<u>0.286</u>	0.169	-0.064	-0.517
pH	0.052	<b>0.722</b>	0.144	0.075	<u>0.217</u>
TOM	0.029	<b>-0.721</b>	-0.016	0.148	<u>0.266</u>
DO	-0.074	<b>0.649</b>	-0.191	0.058	-0.165
P Inorg.	0.021	-0.024	<b>0.83</b>	-0.001	-0.069
P Org.	0.142	0.006	<b>-0.72</b>	-0.121	-0.068
A Benthos	-0.079	-0.154	-0.1	<b>0.836</b>	0.081
B Benthos	0.087	0.171	<u>0.244</u>	<b>0.77</b>	-0.035
SiO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0.098	-0.079	0.048	0.032	<b>0.882</b>

روش استخراج: Analysis Component Principal

روش دوران: Normalization Kaiser with Varimax

در این بررسی، ماتریکس مولفه دوران یافته فراوانی گروه های مختلف ماکروبتوز در سطح خانواده مورد بررسی قرار گرفت. ضریب  $KMO = 0.52$  بود و این ضریب نشان می دهد که روابط همبستگی پارامتر ها در مولفه ها قابل قبول است، اما آزمون Bartlett نشان داد که اختلاف واریانس بین مولفه ها نیز وجود دارد ( $p < 0.05$ )، (نمودار ۱۱-۳ و جدول ۸-۳). در این بررسی پنج مولفه اصلی با واریانس ۶۲.۱٪ از واریانس کل، در تحلیل باقیماند و تغییرات را شامل شد. همچنین مولفه ها مختلف تقریباً از واریانس مشابهی برخوردارند. همچنین ضریب همبستگی پارامتر ها در جدول ۴ پیوست آمده است.

در جدول ۸-۳ ارتباط حضور خانواده های مختلف ماکروبتوز آمده است (بجز Oligocheata که در سطح رده شناسائی شده است). همچنین ضریب همبستگی بین آن ها در جدول ۴ پیوست ارائه گردید.



نمودار ۱۱-۳. مقادیر ویژه هر یک از عوامل استخراج شده خانواده ماکروبتوز در کرانه جنوبی دریای خزر (۱۳۸۷)

جدول ۸-۳. روابط بین فراوانی ماکروبتوز ها در سطح خانواده در کرانه جنوبی دریای خزر در ماتریکس مولفه دوران یافته (۱۳۸۷)

ماده	مولفه	۱	۲	۳	۴	۵
ماکروبتوز (خانواده)	% واریانس	۱۴.۱۶	۱۳.۴۱	۱۲.۹۳	۱۲.۲۱	۹.۳۸
Cardiidae		0.714	-0.155	0.077	0.062	-0.33
Ampharetidae		0.645	0.132	0.005	-0.271	0.01
Semelidae		0.403	0.086	0.391	-0.393	-0.039
Nereididae		0.474	-0.605	0.138	0.227	0.173
Spionidae		0.404	-0.580	0.005	-0.196	0.162
Pseudocumidae		0.503	0.5190	-0.398	0.279	0.017
Chironomidae		0.428	0.463	-0.46	0.202	0.371
Corophiidae		0.089	0.41	0.615	0.01	0.393
Hustoriidae		0.038	0.411	0.611	-0.05	0.106
Balanidae		0.204	-0.26	0.298	0.669	0.105
Oligochaeta		0.323	0.085	-0.156	-0.415	-0.201
gamaridae		0.097	0.273	0.254	0.331	-0.699

روش استخراج: Analysis Component Principal

روش دوران: Normalizatio Kaiser with Varimax

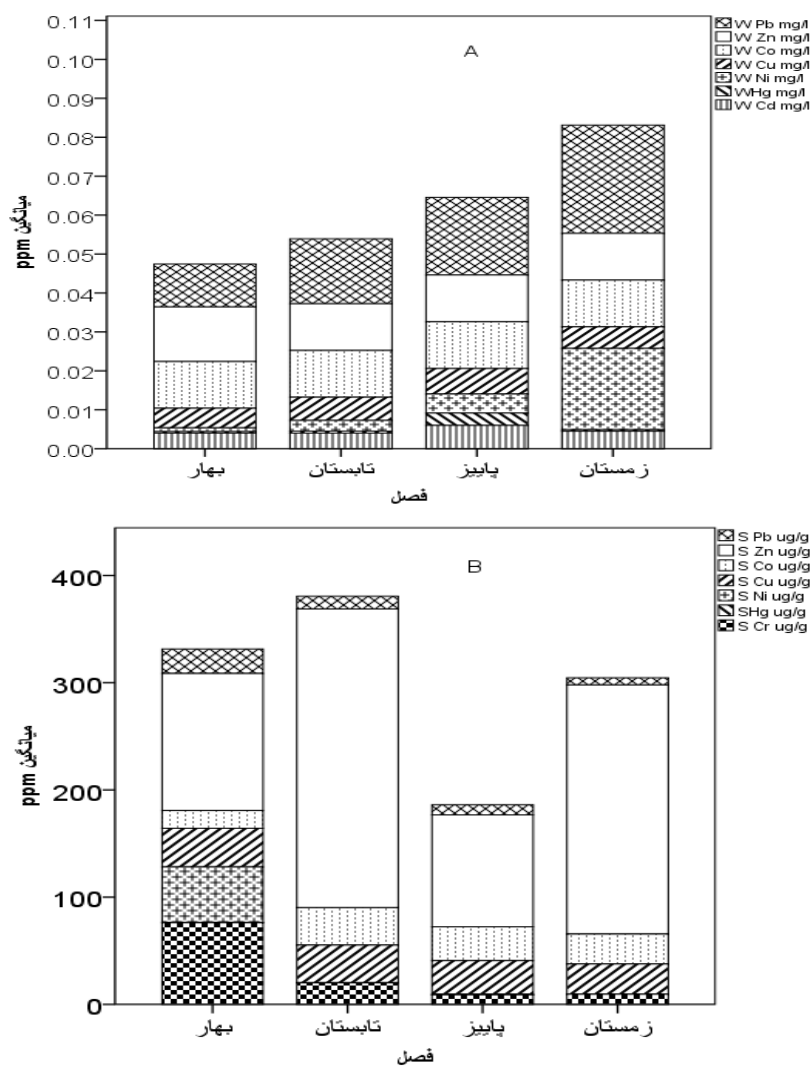
\*بجز Oligochaeta که در سطح رده شناسایی شده است.

### ۳-۲-۳- آلاینده های زیست محیطی

**فلزات سنگین:** میزان فلزات سنگین در آب بمراتب کمتر از رسوب بستر بوده است. در محیط آبی اکثر فلزات در فصل های مختلف از حد تشخیص دستگاه و استاندارد های زیست محیطی کمتر بوده اند. فلز سرب در فصل

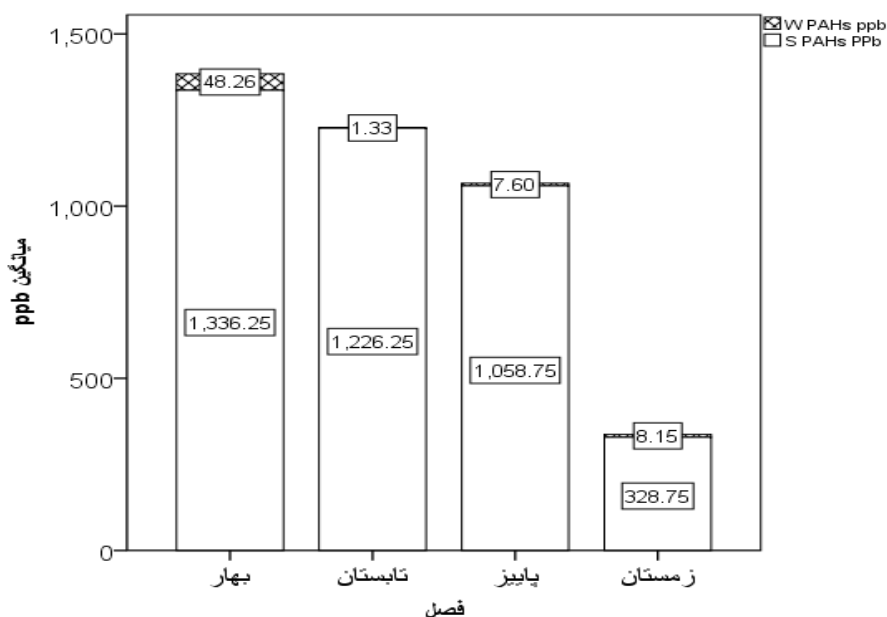
بهار و تابستان بترتیب در ایستگاه ۵ متر و ۵۰ متر ترانسکت امیر آباد (۰.۱۱ و ۰.۵۱ میلی گرم بر لیتر)، در فصل پاییز و زمستان بترتیب در ترانسکت سفیدرود و انزلی در ایستگاه ۵ متر (۰.۳۸ و ۰.۴۵ میلی گرم بر لیتر تعیین گردید ( $P < 0.05$ ). حداکثر غلظت فلز روی در فصل بهار در ترانسکت آستارا و ایستگاه ۵ متر (۰.۵۱ میلی گرم بر لیتر) اندازه گیری شد ( $P < 0.05$ ). حداکثر غلظت فلز مس در فصل پاییز و زمستان در ایستگاه ۵۰ متر بترتیب در ترانسکت انزلی و سفیدرود (۰.۴۷ و ۰.۱۲ میلی گرم بر لیتر) ثبت گردید ( $P < 0.05$ ). فلز نیکل در تابستان در ترانسکت نوشهر و بابلسر (۰.۱۲ میلی گرم بر لیتر)، پاییز در ترانسکت بندر ترکمن در ایستگاه ۵۰ متر (۰.۲۵ میلی گرم بر لیتر) و در زمستان در ترانسکت آستارا و ایستگاه ۱۰ متر (۰.۲۴۵ میلی گرم بر لیتر) تعیین شد. فلز جیوه در تابستان در ترانسکت بابلسر در ایستگاه ۵ و ۱۰ متر بترتیب به میزان ۱.۲۲ و ۰.۸۳۱ میکروگرم بر لیتر اندازه گیری شد و در ترانسکت سفیدرود و ایستگاه ۱۰ متر بمیزان ۲.۲۵ میکروگرم بر لیتر از حداکثر مقدار در فصل تابستان برخوردار بود. در فصل پاییز فلز جیوه تنها در ترانسکت بابلسر و ایستگاه های ۵ متر (۴.۸۲۰ میکروگرم بر لیتر)، ۱۰ متر (۵۷.۸۶۰ میکروگرم بر لیتر) و ۵۰ متر (۴.۷۲۴ میکروگرم بر لیتر) اندازه گیری شد. حداکثر فلز کادمیوم در ترانسکت نوشهر و ایستگاه ۱۰ متر (۰.۵۲ میلی گرم بر لیتر) تعیین شد. حداکثر غلظت فلز آهن در آب در فصل زمستان و ترانسکت انزلی (۳.۶ میلی گرم بر لیتر) اندازه گیری شد. دو فلز کبالت و نیکل در حد تشخیص دستگاه نبوده است.

اما در رسوبات دریا، میزان غلظت فلزات آهن، کبالت، مس، نیکل و کروم در ترانسکت های مختلف دارای تفاوت معنی داری بوده است ( $P < 0.05$ ). بیشترین میزان آهن در ترانسکت تنکابن، کبالت در سفیدرود، مس در انزلی، نیکل در آستارا، کروم در انزلی و سفیدرود تعیین گردید ( $P < 0.05$ ). بیشترین غلظت فلزی در آب و رسوبات دریای خزر مربوط به فلز آهن است ( $P < 0.05$ ). دامنه تغییرات غلظت فلز آهن در رسوبات سطحی ۱۱۹۳۳۰-۱۴۰۸ میکروگرم بر گرم با میانگین سالانه  $33910 \pm 353$  میکروگرم بر گرم تعیین شد. بالاترین میانگین فصلی آن مربوط به فصل پاییز ( $44493 \pm 834$  میکروگرم بر گرم) بود.



نمودار ۱۲-۳. غلظت فلزات سنگین در آب (A) و رسوب (B) به تفکیک فصل در کرانه جنوبی دریای خزر (۱۳۸۲)

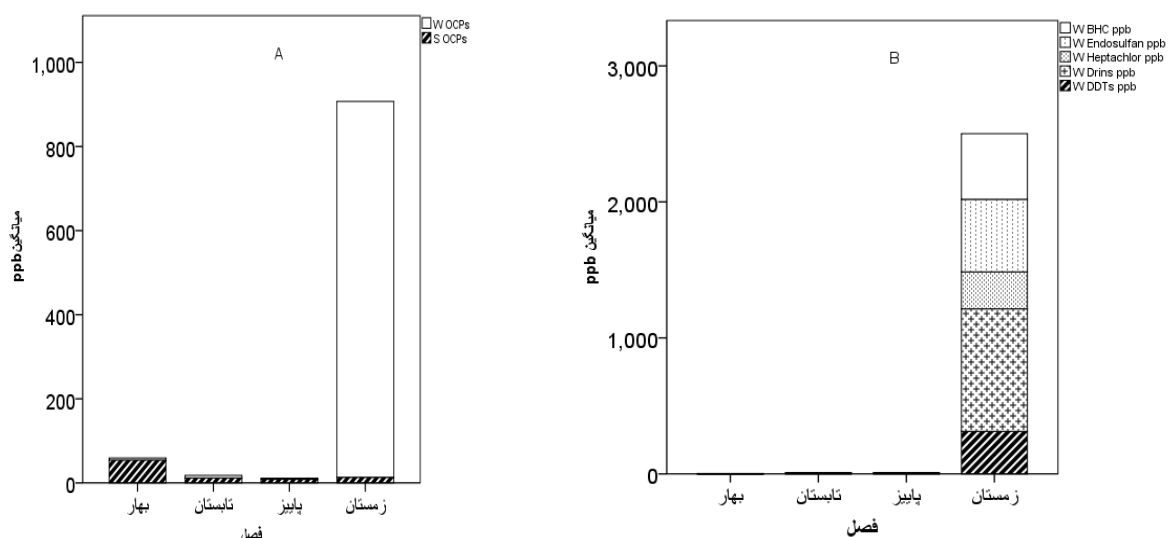
هیدروکربن های نفتی: ترکیبات 16PAHs در آب دریا در تمام ایستگاه ها و ترانسکت ها پراکنده بوده است. در بررسی سالانه، مقادیر آن در فصول مختلف دارای اختلاف معنی دار آماری بود ( $P < 0.05$ ). حداکثر مقدار 16PAHs در فصل بهار با ۵۶.۵٪ مشاهده گردید و کمترین مقدار مربوط به فصل تابستان با ۹.۳٪ از کل ترکیبات آروماتیک تعیین شد و دو فصل پاییز و زمستان دارای ۱۴.۹ و ۱۹.۳ درصد بوده است. ترکیبات PAHs در رسوب دریا در بررسی سالانه، در فصل ها و ترانسکت های مختلف دارای اختلاف معنی دار نبود ( $P > 0.05$ ). حداکثر غلظت آن در تابستان و ترانسکت آستارا (۸.۰۲ میلی گرم بر کیلوگرم) مشاهده گردید.



نمودار ۱۳-۳. میانگین غلظت هیدروکربن های نفتی (PAHs) در آب (W) و رسوب (S) ایستگاه ۱۰ متر به تفکیک فصل در کرانه جنوبی دریای خزر (۱۳۸۲)

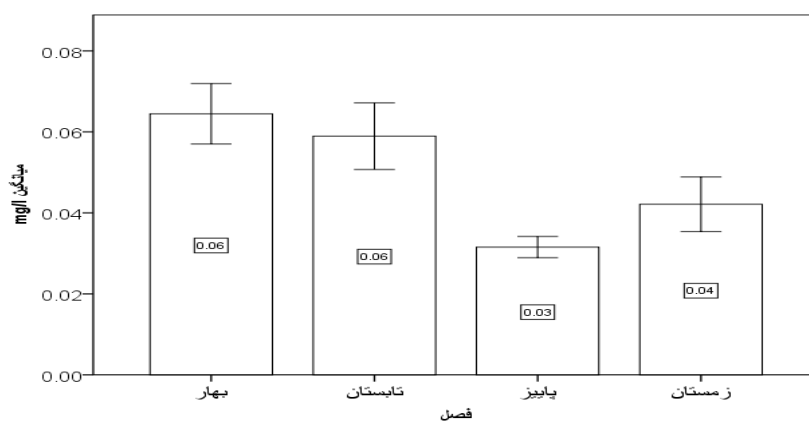
سموم ارگانوکلره: مقدار غلظتی سم ارگانوکلره (OCPs) در فصل های مختلف دارای اختلاف معنی دار آماری بود ( $P < 0.05$ ). در این ارتباط گروه سموم DDT، BHC، Drin و Endosulfan نیز در فصل های مختلف دارای اختلاف معنی دار آماری بود ( $P < 0.05$ )، ولی این اختلاف در گروه Heptachlor مشاهده نگردید ( $P > 0.05$ ). فصل زمستان از حداکثر مقادیر غلظتی (۹۹٪) سم ارگانوکلره در تمام گروه ها در محیط آبی برخوردار بود. اما در مقایسه منطقه ای و ایستگاهی، اختلاف معنی دار آماری مشاهده نگردید ( $P > 0.05$ ). مقدار غلظتی سم ارگانوکلره (OCPs) در رسوبات دریا تنها در گروه DDT در فصول مختلف دارای اختلاف معنی دار آماری بوده است ( $P < 0.05$ ) و بیشترین میانگین فصلی آن مربوط به فصل تابستان (میانگین:  $0.88 \pm 0.62$ ) و حداکثر: ۴.۵ میلی گرم بر کیلوگرم) بوده است. اما در بررسی منطقه ای اختلاف معنی داری بین آن ها مشاهده نگردید ( $P > 0.05$ ).





نمودار ۳-۱۴. غلظت سموم ارگانو کلره در آب و رسوب (A) و نسبت غلظت گروه سموم ارگانو کلره در آب (B) به تفکیک فصل در کرانه جنوبی دریای خزر (۱۳۸۷)

سورفاکتانت: میانگین غلظت سورفاکتانت بین فصول مختلف دارای اختلاف معنی دار آماری بود ( $P < 0.05$ ). غلظت آن در فصل بهار ( $0.060 \pm 0.003$  میلی گرم در لیتر) و تابستان ( $0.059 \pm 0.004$  میلی گرم در لیتر) بیشتر از زمستان ( $0.042 \pm 0.003$  میلی گرم در لیتر) و سپس پاییز ( $0.031 \pm 0.013$  میلی گرم در لیتر) بود. اما در بررسی منطقه ای و ایستگاهی اختلاف معنی داری مشاهده نشد ( $P > 0.05$ ).



نمودار ۳-۱۵. غلظت شوینده (LAS) در آب کرانه جنوبی دریای خزر به تفکیک فصل در سال ۱۳۸۷ (میانگین  $\pm$  خطای استاندارد)

روابط بین آلاینده ها ( فلزات سنگین، هیدروکربن های نفتی، سموم کلره و سورفاکتانت) در محیط آب و رسوب با بکار گیری روش آماری چند متغیری در کرانه جنوبی دریای خزر در آب و رسوب بشرح جدول ۹-۳ تا ۱۱-۳ آمده است. در بررسی روابط فلزات سنگین در محیط آب و رسوب، ارتباط بین پارامترها در هر مولفه قوی نبود ( $KMO = 0.47$ ). اما آزمون Bartlett نشان داد که اختلاف واریانس بین مولفه ها وجود دارد ( $p < 0.05$ ). ضرایب همبستگی بین آنها نیز در جدول ۵، ۶ و ۷ پیوست آمده است.

جدول ۹-۳. روابط بین فلزات سنگین آب (W) و رسوب (S) در کرانه جنوبی دریای خزر در ماتریکس مولفه دوران یافته (۱۳۸۷)

پارامتر	مولفه	۱	۲	۳	۴	۵
	% واریانس	۱۷.۴۹	۱۵.۸	۱۳.۲۷	۱۲.۷۱	۷.۸
S Ni	<b>0.88</b>	-0.117	-0.046	-0.12	-0.154	
S Cr	<b>0.758</b>	0.08	-0.038	-0.058	0.013	
S Pb	<b>0.627</b>	0.147	-0.027	<u>-0.208</u>	-0.068	
W Zn	<u>0.45</u>	-0.039	0.023	0.039	0.149	
W Pb	<u>-0.442</u>	<u>-0.286</u>	-0.021	<u>0.388</u>	<u>0.38</u>	
W Cu	<u>-0.332</u>	0.198	0.019	-0.185	0.138	
S Co	-0.14	<b>0.847</b>	0.029	0.137	<u>0.312</u>	
S Hg	0.041	<b>0.77</b>	-0.008	-0.088	-0.266	
S Cu	<u>0.478</u>	<b>0.735</b>	-0.005	0.046	0.184	
S Fe	<u>-0.318</u>	<b>0.576</b>	0.017	-0.176	<u>-0.448</u>	
W Cd	-0.031	0.001	<b>0.995</b>	0.015	-0.03	
W Hg	-0.031	0.018	<b>0.994</b>	-0.003	-0.044	
W Ni	-0.019	-0.077	-0.034	<b>0.894</b>	-0.04	
W Fe	-0.134	0.113	0.055	<b>0.876</b>	-0.107	
S Zn	-0.047	0.064	-0.061	-0.181	<b>0.739</b>	

روش استخراج: Analysis Component Principal

روش دوران: Normalizatio Kaiser with Varimax

جدول ۱۰-۳. روابط بین گروه های مختلف سموم کلره آب (W) و رسوب (S) در عمق ۱۰ متر کرانه جنوبی دریای خزر در ماتریکس مولفه دوران یافته (۱۳۸۷)

پارامتر	مولفه	۱	۲	۳	۴
	واریانس	۲۸.۰۴	۲۷.۷۵	۱۴.۷۸	۱۱.۱۸
W Endosulfan		<b>0.986</b>	-0.028	-0.066	0.015
W DDTs		<b>0.984</b>	-0.036	-0.076	0.005
W Drins		<b>0.906</b>	-0.053	<u>0.298</u>	-0.001
S Endosulfan		-0.017	<b>0.981</b>	-0.035	-0.034
S Heptachlor		-0.034	<b>0.965</b>	-0.042	-0.067
S Drins		-0.06	<b>0.926</b>	-0.014	0.132
W Heptachlor		0.119	-0.032	<b>0.826</b>	-0.066
W BHC		-0.054	-0.04	<b>0.789</b>	0.123
S BHC		-0.093	-0.079	-0.145	<b>0.794</b>
S DDTs		-0.112	-0.103	<u>-0.226</u>	<b>-0.667</b>

روش استخراج: Analysis Component Principal

روش دوران: Normaliz Kaiser with Varimax

جدول ۱۱-۳. روابط بین سموم کلره، هیدروکربن های نفتی، فلزات سنگین و سورفاکتانت در محیط آب (W) و رسوب (S) در کرانه جنوبی دریای خزر در ماتریکس مولفه دوران یافته (۱۳۸۷)

پارامتر	مولفه	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷
	واریانس	۱۴.۸۱	۱۳.۳۱	۱۲.۳۳	۱۱.۸۹	۱۰.۱	۹.۸۲	۶.۶
S Cr		<b>0.88</b>	-0.009	0.019	-0.045	-0.053	-0.033	0.067
S Pb		<b>0.878</b>	0.011	0.183	0.163	-0.008	-0.083	0.015
S Ni		<b>0.768</b>	-0.009	<u>0.489</u>	-0.275	-0.055	-0.09	-0.005
S PAHs		<b>0.587</b>	<u>0.337</u>	-0.2	0.4	-0.006	-0.078	-0.143
S Hg		0.021	<b>0.911</b>	-0.015	0.11	-0.015	0.021	-0.138
S Fe		-0.097	<b>0.793</b>	<u>-0.241</u>	0.198	0.036	-0.053	-0.112
W OCPs		-0.155	<b>-0.549</b>	-0.081	0.176	-0.073	-0.175	-0.52
W Pb		<u>-0.394</u>	<b>-0.532</b>	-0.173	0.132	-0.085	<u>0.233</u>	-0.191
W Zn		0.07	-0.047	<b>0.975</b>	-0.017	-0.016	-0.027	-0.026
W PAHs		0.171	-0.072	<b>0.947</b>	-0.073	-0.011	-0.055	-0.051
S Co		0.018	<u>0.375</u>	-0.111	<b>0.781</b>	-0.018	<u>0.277</u>	0.161
S OCPs		-0.001	0.138	-0.044	<b>-0.725</b>	-0.066	-0.061	-0.119
W LAS		0.061	-0.065	0.186	<b>-0.672</b>	-0.048	0.127	<u>0.248</u>
S Cu		<u>0.34</u>	<u>0.389</u>	<u>0.386</u>	<b>0.595</b>	-0.054	<u>0.234</u>	0.151
W Hg		-0.031	0.047	-0.016	0.033	<b>0.996</b>	-0.003	-0.022
W Cd		-0.041	0.011	-0.02	0.052	<b>0.993</b>	0.003	-0.052
W Fe		-0.093	0.123	-0.041	0.099	0.044	<b>0.924</b>	-0.065
W Ni		-0.088	-0.153	-0.027	0.045	-0.038	<b>0.878</b>	-0.009
S Zn		0.042	<u>-0.218</u>	-0.107	0.06	-0.095	-0.075	<b>0.799</b>
W Cu		<u>-0.346</u>	<u>0.306</u>	0.026	<u>0.225</u>	-0.006	<u>-0.263</u>	<u>0.428</u>

روش استخراج: Analysis Component Principal

روش دوران: Normalizatio Kaiser with Varimax

## ۴. بحث

مطالعه هیدرولوژی و هیدروبیولوژی دریای خزر از گذشته تا کنون شاهد تغییرات خواسته و ناخواسته اکوسیستم و اکولوژی منطقه در اعصار مختلف بوده است. کشور ایران در دهه های اخیر مطالعات گوناگونی را در منطقه جنوبی دریای خزر داشته است. این تحقیق نیز در راستای بررسی آب های کرانه ای ایران، جهت بوم شناسی منطقه صورت گرفت. از آنجا که این طرح بعنوان یکی از مهمترین برنامه های تحقیقاتی شیلات ایران در شمال کشور محسوب می گردد، لذا با توجه به موضوعات تخصصی - تحت عوامل زیستی و غیر زیستی - در پروژه های مختلفی به اجرا در آمده است. بررسی پارامتر های آب، رسوب، آلاینده های زیست محیطی و موجودات زنده در پروژه ها به تفکیک فصل، منطقه و لایه های مختلف عمقی در کرانه جنوبی دریای خزر به تفصیل مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. اما اهتمام این گزارش بر تشریح ارتباط عوامل مختلف با توجه به طبقه بندی پارامتر های اکولوژیک است.

**شوری آب:** نتایج نشان داد که نسبت شوری آب در فصل های بهار، تابستان و پائیز تفاوت چندانی نداشت، اما شوری آب در اعماق مختلف در فصل پائیز و بهار از یکنواختی بیشتری نسبت به تابستان برخوردار بود. ولی شوری آب در فصل زمستان از کمترین مقادیر غلظتی ( $10.42 \pm 0.14$  گرم در هزار) برخوردار بود ( $P < 0.05$ )، همچنین بیشترین تغییرات شوری نیز در اعماق مختلف در فصل زمستان مشاهده گردید. کمترین شوری در زمستان در ترانسکت آستارا (۹.۵ گرم در لیتر) و بیشترین شوری در ترانسکت بندر ترکمن (۱۱.۴ گرم در لیتر) ثبت گردید ( $P < 0.05$ ). طبق اطلاعات سازمان هواشناسی ایران (اداره کل هواشناسی استان مازندران)، بیشترین میزان بارش در منطقه جنوب دریای خزر مربوط به فصل پائیز و زمستان بوده است و میزان بارندگی در این دو فصل از سال ۱۳۸۰ تا ۱۳۸۷ با روند صعودی روبرو بوده است. همچنین چرخه اصلی آب در دریای خزر در جهت عکس عقربه ساعت یا از غرب بسمت شرق است. از آنجائی که بیش از ۸۰٪ آب دریای خزر از رودخانه ولگا تامین می شود (Aladin and Plotnikov, 2004; CEP, 2004) و عواملی چون بارش فصلی و منطقه ای و کاهش سرعت جریان آب در منطقه جنوبی بدلیل شیب بستر و نسبت دانسیته آب شیرین به شور، طبیعی است که میزان شوری در لایه سطحی از کاهش محسوسی در فصل زمستان برخوردار باشد. بطور کلی، آب های شیرین

رودخانه ها و هرز آب های حاصل از بارندگی منطقه ای بر روی نوسانات شوری آب های سطحی دریا موثر هستند (Riley and Skirrow, 1976). بنابراین بنظر می رسد که کاهش میزان شوری فصلی در منطقه کرانه ای (تا عمق ۱۰۰ متر) مربوط به ورود آب شیرین از حوضه های مختلف دریای خزر و بخصوص افزایش میزان بارندگی در منطقه جنوبی باشد. از طرفی علت احتمالی تغییرات محدود دامنه شوری در اعماق ۵۰ و ۱۰۰ متر بدلیل کاهش تاثیر آب شیرین به لایه های زیرین، بواسطه اختلاف دانسیته و کاهش دما در اعماق بوده است (Chester, 1990). بنابراین کاهش میانگین شوری در فصل زمستان، با توجه به نمونه برداری از منطقه کرانه ای (تا عمق ۱۰۰ متر) و ورود روان آب های شیرین ساحلی، متاثر از کاهش شوری در لایه های سطحی بوده است. این پدیده کاهش شوری در زمستان بدلائل مذکور موقتی بوده است.

**دمای آب:** تغییرات دمائی آب در بررسی آماری سالانه نشان داد که در فصل های مختلف دارای اختلاف معنی دار آماری بود ( $p < 0.05$ ). بطوری که در زمستان از کمترین دمای آب و در تابستان از بیشترین دمای آب برخوردار بود. دمای آب در عمق ۵۰ متر و بیشتر از آن در فصول مختلف دارای اختلاف معنی دار نبود ( $P > 0.05$ )، اما با لایه سطحی (لایه روشن) دارای اختلاف معنی دار آماری بود ( $p < 0.05$ ). لایه کاهشی درجه حرارت آب در فصل بهار بین اعماق ۱۰ الی ۲۰ متر (از ۱۷.۱ تا ۱۳.۹ متر)، در فصل تابستان در اعماق بین ۲۰ تا ۵۰ متر (از ۲۶.۹ تا ۱۲.۱ متر)، در فصل پائیز در اعماق بین ۲۰ تا ۵۰ متر (از ۱۷.۵ - ۹.۲ متر) متغیر بود. تشکیل لایه ترموکلاین در فصل بهار آغاز و در تابستان کامل گردید و سپس این لایه در پائیز تخریب شد (نمودار ۱-۳). از سویی آب دریا در عمق های مختلف در فصل زمستان از لایه سطحی تا عمق ۱۰۰ متر از یکنواختی دمائی برخوردار بود. زیرا در پائیز گرمای روزانه از دست رفته آب بیش از گرمای بدست آمده است و ترموکلاین بمرور ضعیف تر می گردد. افزایش همرفتی (ناشی از پائین رفتن آب های سطحی، وقتی آب سطحی سرد می شود) و شدت باد، ترموکلاین را عمیق تر و پایداری آن را کمتر می کند و با رسیدن به فصل زمستان ترموکلاین فصلی از بین می رود (ناوس، ۱۹۹۷). این تغییرات در نمونه برداری های فصلی، کاملاً مشهود بوده است (نمودار ۱-۳). مقایسه دمای آب در سال ۱۳۸۷ با دوره دمائی آب در سال های ۸۵-۱۳۷۰ نشان داد که الگوی تغییرات دمای سالانه، در لایه های مختلف همسان بود (فضلی، ۱۳۸۹). در این بررسی دمای آب سطحی

در منطقه جنوبی دریای خزر از (۱۴-۱۰) ۷.۲ درجه سانتی گراد در زمستان تا (۳۰-۲۷) ۲۸.۴۳ درجه سانتی گراد در تابستان در نوسان بود که با اطلاعات بدست آمده از داده های ماهواره NOAA نیز در طی سال های ۱۹۹۵ تا ۲۰۰۷ (تابستان: ۲۳ الی ۲۷ درجه سانتی گراد و زمستان: ۵.۲ تا ۱۰.۵ درجه سانتی گراد) متفاوت است (قانقرمه و همکاران، ۱۳۸۹). به گزارش قانقرمه و همکاران (۱۳۸۸) دمای آب سطحی دریای خزر دارای روند افزایشی است، این موضوع با داده های فوق الذکر همخوانی دارد. دمای آب سطحی دریا به شیب منطقه مورد مطالعه بستگی دارد، بطوری که در شیب ملایم ناحیه شرقی بالاترین میانگین سالانه دمای آب سطحی  $19.85 \pm 1.3$  درجه سانتی گراد) ثبت گردید که با اطلاعات سال های گذشته (حدود ۱۹ درجه سانتی گراد) مطابقت دارد (فضلی، ۱۳۸۹ و قانقرمه و همکاران، ۱۳۸۹). آگاهی از لایه بندی حرارتی در فصول مختلف جهت استفاده در آبی پروری دریائی و بخصوص در استقرار محیط های محصور (cage culture) در اعماق مختلف از اهمیت ویژه ای برخوردار است. در این خصوص، یکی از مهمترین عوامل محدود کننده حرارتی جهت آبی پروری دریائی مربوط به دمای آب در فصل تابستان (اعماق کمتر از ۲۰ متر دارای دمای  $26.9 \text{ } ^\circ\text{C}$ ) است. بدین ترتیب مناطقی مانند بابلسر، نوشهر، تنکابن و سفید رود که دسترسی به اعماق بیش از ۲۰ متر، در فاصله کمتری نسبت به ساحل وجود دارد، نسبت به مناطق دیگر کرانه جنوبی دریای خزر، از اهمیت بیشتری برای آبی پروری دریائی در محیط محصور برخوردار می باشند.

شفافیت آب: اندازه گیری این پارامتر با سشی دیسک به عنوان یکی از شاخص های مهم انباشتگی غذایی یا یوتروفیکاسیون<sup>۳۶</sup> محیط آبی محسوب می گردد (HELCOM<sup>۳۷</sup>, 2006). کاهش میزان شفافیت آب دریای خزر از سال های گذشته تا کنون، در زمان رویش نباتی و بخصوص در فصل تابستان ( $3.2 \pm 0.23$  متر) اتفاق می افتد (نمودار ۲-۳)، (فضلی، ۱۳۸۹). این پدیده در محیط های دریائی دیگر نیز (مانند دریای بالتیک) در زمان رویش نباتی اتفاق افتاده است (Trzosińska 1992, Fleming-Lehtinen et al. 2009). در مقایسه فصلی، بیشترین میزان شفافیت آب مربوط به فصل بهار ( $6.83 \pm 0.64$  متر) و کمترین آن مربوط به فصل تابستان ( $3.2 \pm 0.23$  متر) بود ( $p < 0.05$ ). بین فصل پائیز ( $4.69 \pm 0.36$  متر) و زمستان ( $4.78 \pm 0.38$  متر) اختلاف معنی داری به لحاظ شفافیت

آب مشاهده نگردید ( $p < 0.05$ )، (نمودار ۲-۳). همچنین با دور شدن از ساحل میزان شفافیت آب افزایش یافت. این مشخصه، حاکی از افزایش میزان تروفی در مناطق کم عمق کرانه جنوبی دریای خزر است (HELCOM, 2006) که با داده های مربوط به نوترینت ها از آب های ساحلی ۵ متر تا عمق ۱۰۰ متر همخوانی دارد. همچنین این نتایج با بررسی وضعیت تروفی کرانه جنوبی دریای خزر در سال های ۹۷-۱۹۹۶ و ۲۰۰۵ مطابقت دارد (Nasrollahzadeh Saravi, et al., 2008). افزایش نسبی مواد مغذی در منطقه جنوبی دریای خزر، در سال های اخیر مشهود است (روحی و همکاران، ۱۳۸۸) و روند کاهشی شفافیت آب با مرور آماری ۱۵ سال گذشته، آن را تایید می نماید (فضلی، ۱۳۸۹). میزان شفافیت کرانه های جنوبی دریای خزر علاوه بر تاثیر مواد مغذی، باد و جریان آبی، منعکس کننده توزیع آب های شیرین در لایه سطحی بوده است و میزان آن با فاصله گرفتن از ساحل و با حرکت به سمت مناطق عمیق تر افزایش داشت (پورغلام و کاتونین، ۱۳۷۴). بنابراین میزان شفافیت آب در کرانه های جنوبی دریای خزر، بیشتر تحت تاثیر زمان رویش نباتی، منابع آب ورودی رودخانه ها، باد و امواج بوده است.

**روابط پارامتر های فیزیکوشیمیایی:** ضریب تغییرات پارامترهای فیزیکوشیمیایی نشان داد که دامنه پراکنش داده ها در طول سال زیاد بود (جدول ۱-۳). بنابراین مشخص گردید که این تمایزات بواسطه تاثیر فصل، عمق و نمونه برداری از ایستگاه های مختلف ایجاد گردید. جدول ماتریکس مولفه دوران یافته پارامتر های فیزیکوشیمیایی (جدول ۲-۳) نشان داد که نیتروژن کل با ترکیبات آلی و معدنی (یون آمونیوم) به همراه درجه حرارت و شوری آب از مهمترین مولفه های تاثیر گذار بوده اند و بیشترین میزان واریانس (۲۲.۳٪) را نسبت به مولفه های دیگر به خود اختصاص داده اند. در بررسی داده های فیزیکوشیمیایی آب نیز مشخص گردید که نیتروژن کل، بیشتر تحت تاثیر نیتروژن آلی و نیتروژن معدنی متأثر از یون آمونیوم بوده است. این عوامل نیز تحت تاثیر شوری و دمای آب در فصل های مختلف متغیر هستند. از طرفی غلظت فسفر کل تحت تاثیر فسفر آلی و نسبت نیتروژن معدنی به فسفر معدنی متأثر از فسفر معدنی بود (جدول ۲-۳). نسبت نیتروژن معدنی به فسفر معدنی یکی از شاخص های چرخه نیتروژن، محدودیت مواد مغذی و وضعیت تروفی محیط آبی است (Guildford and Hecky, 2000). در این بررسی دامنه تغییرات نسبت نیتروژن معدنی به فسفر معدنی در طول سال برابر (۱-۳۷) و ۳۶ واحد با

میانگین  $0.2 \pm 7.08$  بوده است. همچنین میانگین آن در تمام فصل ها کمتر از ده واحد بود. این مقادیر نشان می دهد که رشد فیتوپلانکتون در اکثر موارد تابعی از غلظت نیتروژن بوده است (Guildford and Hecky, 2000).

با توجه به مقادیر واریانس در جدول ۲-۳، مولفه های ۲ تا ۵ از بارگذاری مشابهی برخوردارند و مولفه یک با برخی از عوامل فیزیکوشیمیایی آب شامل: نیتروژن کل با نیتروژن آلی و معدنی (آمونیم)، شوری و دمای آب نسبت به عوامل دیگر از اهمیت بیشتری برخوردار بودند. این موضوع و نتایج حاصل از این تحقیق نیز روند افزایشی ترکیبات نیتروژن و افزایش دمای سطحی در سال های اخیر را تایید می کند که با اطلاعات گذشته همخوانی دارد (روحی، ۱۳۸۸؛ فضلی، ۱۳۸۹). هر چند روابط منطقی بین مولفه های پارامتر های فیزیکوشیمیایی آب در جدول ۲-۳ وجود دارد، اما بهتر است، برای ارائه نظر نهائی از داده های مربوط به دو یا چند سال پیاپی استفاده گردد.

**موجودات پلانکتونی:** فراوانی و زیتوده موجودات پلانکتونی در طول سال از ضریب تغییرات بالائی (جدول ۳-۳) برخوردار بود. علت این پراکنش، علاوه بر تغییرات فصلی (دمای آب و شرایط اکولوژی متفاوت)، مربوط به نمونه برداری در اعماق مختلف (۵ تا ۱۰۰ متر) نیز بوده است. فراوانی و زیتوده پلانکتونی در لایه روشن بیشتر بود. همچنین تغییرات اصلی در فراوانی و زیتوده آن مربوط به تغییرات در لایه روشن بوده است (نمودار ۳-۴). لذا روابط بین پارامتر های فیزیکوشیمیایی آب و موجودات پلانکتونی در لایه روشن کرانه جنوبی دریای خزر در ماتریکس مولفه دوران یافته مورد بررسی قرار گرفت.

نتایج بررسی مولفه های اصلی (جدول ۳-۴) پارامتر های زیستی و غیر زیستی نشان داد که فراوانی و زیتوده شانه دار *M. leidy* در بین عوامل مختلف فیزیکی و شیمیایی به شفافیت (معکوس) و درجه حرارت (مستقیم) آب دریا وابستگی بیشتری دارد (جدول ۲ پیوست). از آن جائیکه شفافیت آب با توجه به عوامل زیستی (موجودات پلانکتونی) و غیر زیستی (تروفی و مواد معلق) مختلف قابل تغییر است، بنابراین بنظر می رسد که مهمترین عامل در پراکنش این موجود دمای آب باشد. نتایج نشان داد که این موجود بدلیل تحمل دامنه شوری ۲ تا ۳۸ گرم در هزار (Kremer, 1994) و دمائی بین صفر تا ۳۲ درجه سانتی گراد (Purcell et al., 2001) سبب تغییر مستقیم در



فراوانی، زیتوده و ترکیب گونه ای فیتوپلانکتون و زئوپلانکتونی شد (نمودارهای ۳-۴ و ۳-۵) و در ادامه سبب برهم خوردن شکوفائی پلانکتونی در فصل بهار (فیتوپلانکتون) و فصل پائیز (زئوپلانکتون) گردید.

این بررسی نشان داد که در سال های اخیر تغییرات فیتوپلانکتون در منطقه کرانه جنوبی دریای خزر تابعی از شکوفائی بهاره و پائیزه نبود و به تبعه آن، زئوپلانکتون نیز دارای تغییرات ناهمگونی گردید، بدین علت که هر دو این موجودات پلانکتونی بترتیب تحت تاثیر شانه دار *M. leidy*، دمای آب و نوترینت ها قرار گرفتند. شانه دار *M. leidy* بر تغییرات فراوانی و زیتوده زئوپلانکتون (مستقیم) و فیتوپلانکتون (غیر مستقیم) موثر است. در نمودارهای ۳-۵ و ۳-۶ مشاهده گردید که بواسطه وجود شانه دار *M. leidy*، بر خلاف دهه گذشته، فراوانی و زیتوده زئوپلانکتون در تابستان و پائیز نسبت به بهار و زمستان کمتر بود. هر چند میزان این موجود مهاجم در سال های اخیر نسبتاً کاهش داشته است، اما توسعه و گسترش آن کاملاً وابسته به میزان زئوپلانکتون ها در محیط بوده است (Roohi et al, 2008 and 2010). بنابراین محدودیت دمائی در فصل زمستان سبب کنترل طبیعی شانه دار مذکور گردید. زیرا فراوانی و زیتوده زئوپلانکتون در پی وجود نوترینت ها و به تبعه آن فیتوپلانکتون در زمستان جهت تغذیه شانه دار *M. leidy* مهیا بوده است و در این شرایط شانه دار مذکور از کمترین فراوانی و زیتوده برخوردار بود و حتی نمونه بالغ این موجود (بیش از ۱۵ میلی متر) در این فصل مشاهده نگردید.

متابولیسم و فعالیت زئوپلانکتون به عوامل فیزیکوشیمیائی محیط وابسته است و درجه حرارت یکی از مهمترین عوامل است که روی زئوپلانکتون تاثیر گذار است و موجب تغییرات در فراوانی و تنوع گونه ای در فصول مختلف می شود (McLaren, 1963). در این بررسی فراوانی و زیتوده زئوپلانکتون در زمستان بعنوان غذا جهت رشد و بقاء شانه دار مهیا بوده است، زیرا شرایط طبیعی دمای کرانه جنوبی دریای خزر در فصل زمستان برای توسعه زئوپلانکتون و بخصوص سخت پوستان پلانکتونی و گروه کلادوسرا مناسب است و تولید مثل (بکرزائی) صورت می گیرد (Aladin et al. 2006). کاهش فراوانی و زیتوده شانه دار در فصل زمستان بعنوان شکارگر اصلی زئوپلانکتون سبب گردید که محیط جهت افزایش فراوانی و زیتوده زئوپلانکتون در زمستان بترتیب بیشتر از بهار، تابستان و پائیز گردد ( $P < 0.05$ ).

با توجه به تحلیل فوق می توان نتیجه گرفت که وجود شانه دار مهاجم *M. leidy* سبب گردید تا زیتوده و ترکیب گونه ای زئوپلانکتونی در سال های اخیر کاهش یابد. بطوری که در بررسی سال ۱۳۷۵، از ۴۹ گونه زئوپلانکتون مشاهده شده در دریای خزر، ۹ گونه به راسته Copepoda: ۶ گونه به Rotatoria: ۵ گونه به Protozoa و ۲۹ گونه به Cladocera تعلق داشت (روشن طبری و همکاران، ۱۳۸۲). همچنین در سال ۱۳۷۸، ۱۳۸۲، ۱۳۸۳ و ۱۳۸۴ بترتیب: ۳۹، ۱۰، ۱۴ و ۸ گونه شناسائی شد (روشن طبری و همکاران، ۱۳۸۶). اما در این بررسی ۱۴ گونه زئوپلانکتونی شناسائی گردید. همچنین از ۲۹ گونه راسته Cladocera در سال ۱۳۷۵ تنها ۳ گونه در سال ۱۳۸۷ و با تراکم بسیار کم در دریا انتشار داشته است و از پاروپایان فقط جنس *Acartia* و *Ectinozoma* مشاهده شد. در بررسی سال ۱۳۷۵ دو گونه *Eurytemora* و *Acartia* جمعیت غالب زیر راسته Calanoida را تشکیل می دادند (روشن طبری و همکاران، ۱۳۸۰) اما در حال حاضر گونه *Acartia tonsa* نه تنها جمعیت پاروپایان را در دریای خزر به خود اختصاص داده است بلکه جمعیت غالب زئوپلانکتون دریا نیز شده است.

طبق بررسی Kovalev و همکاران (۱۹۸۸) حضور شانه دار در دریای سیاه در دهه ۱۹۸۰ موجب کاهش تراکم زئوپلانکتون در این دریا گردید، از طرفی ورود این جانور در تابستان ۱۹۸۹ سبب کاهش فراوانی گونه های پاروپایان و کلیه گونه های کلادوسرا، شکم پایان و پرتاران شد (Kovalev et al., 1998). میانگین فراوانی زئوپلانکتون در طول سال در دریای خزر را در قبل از ورود شانه دار مهاجم *M. leidy* به تعداد ۱۷۴۴۶ عدد در متر مکعب بود. در صورتیکه در بعد از ورود این موجود تعداد زئوپلانکتون به شدت کاهش یافت (فضلی و همکاران، ۱۳۸۹). بطوریکه میانگین فراوانی زئوپلانکتون در کرانه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۷ به  $4946 \pm 540$  عدد در متر مکعب در طول سال کاهش یافت.

مطالعات فضلی (۱۳۸۹) نشان داد که تعداد ۳۳۵ گونه فیتوپلانکتون در کرانه جنوبی دریای خزر در طی سال های ۱۳۷۳ الی ۱۳۸۵ شناسائی شده است، که شاخه های Bacillariophyta، Chlorophyta، Cyanophyta، Pyrophyta و Euglenophyta بترتیب دارای بیشترین فراوانی گونه ای بوده اند. از نظر ترکیب گونه ای با مطالعات گنجیان خناری و همکاران (۱۳۷۷) مطابقت دارد. اما فراوانی تعداد گونه های فیتوپلانکتون در سال های ۱۳۷۳ الی ۱۳۸۵ نشان داد که تعداد گونه ها بعد از حضور شانه دار *M. leidy* کاهش چشم گیری نداشته است و حتی

برخی از گونه های جدید نیز در این دوره در نمونه ها مشاهده گردید. براساس مطالعات Shiganova و همکاران (۲۰۰۳) در محل هائی که تجمع زیادی از شانه دار وجود دارد در مقابل مکان هائی که تجمع آنها کمتر است، تنوع زیستی فیتوپلانکتون بیشتر است. همچنین Nasrollahzadeh و همکاران (۲۰۰۸) نیز نتایج مشابه را ارائه داده اند. چنین نتایجی در دریای سیاه نیز پس از حضور شانه دار *M.leidyi* حاصل شده است. در نتیجه فراوانی گونه ای در شاخه های مختلف فیتوپلانکتون از بررسی های گذشته تاکنون حفظ شده است (فضلی، ۱۳۸۹). اما احتمالاً بدلیل محدودیت مناطق مورد بررسی در این تحقیق (کاهش تعداد ایستگاه ها، فاصله از ساحل و بررسی تا عمق ۱۰۰ متر) تعداد کمتری از گونه های فیتوپلانکتون (۱۹۲ گونه) به لحاظ ترکیب گونه ای در سال ۱۳۸۷ ثبت گردید. این موضوع به استناد بررسی اعماق کمتر از ۱۰ متر در منطقه کرانه جنوبی دریای خزر در سال ۸۳-۱۳۸۲ و شناسائی تعداد ۱۰۷ گونه فیتوپلانکتونی در شاخه های مختلف قابل تایید است. در این سال (۸۳-۱۳۸۲) شاخه Bacillariophyta با ۴۲ گونه، Chlorophyta با ۲۱ گونه، Pyrrophyta با ۱۸ گونه، Cyanophyta با ۱۷ گونه و Euglenophyta با ۹ گونه ثبت گردید (هاشمیان، ۱۳۸۷). بنابراین یکی از علت های تغییر در تعداد ترکیب گونه ای شاخه های مختلف در بررسی سال های گذشته بدلیل نمونه برداری از مکان های مختلف (دوری از ساحل و اعماق مختلف) بوده است.

به گزارش موسسه تحقیقات شیلات ایران در سال های اخیر چندین مرتبه پدیده شکوفائی جلبکی در منطقه جنوبی دریای خزر رخ داده است. این پدیده با تغییر شرایط محیطی از منابع آبی فقیر بسوی آب های غنی از مواد مغذی جهت تکثیر سریع فیتوپلانکتون اتفاق می افتد. نظرات مختلفی در خصوص آستانه تراکم سلول های فیتوپلانکتونی در زمان شروع شکوفائی جلبکی وجود دارد، اما قطعیت ندارد. برخی از محققین معتقدند که آستانه ی شروع شکوفائی جلبکی در تراکم های بیش از  $10^6 \times 100$  عدد فیتوپلانکتون در متر مکعب و در شرایط مناسب محیطی اتفاق می افتد (Zohary and Roberts, 1990). در این بررسی شش گونه از چهار شاخه مختلف فیتوپلانکتون دارای تراکمی برابر  $550 \times 10^6 - 109 \times 10^6$  عدد در متر مکعب در فصل های زمستان و پاییز و در پنج ترانسکت و در اعماق (روشن) و ایستگاه های مختلف ثبت شد. بنابراین با توجه به افزایش مواد مغذی در سال های اخیر در منطقه جنوبی دریای خزر، احتمال بروز شکوفائی جلبکی دور از انتظار نیست.

مقدار مواد مغذی و شدت جریان فتوستنز در دریای خزر، جریانات بیوشیمیایی و تراکم پلانکتونی را در فصول مختلف متغیر می سازد (پورغلام و کاتونین، ۱۳۷۴). میزان انباشتگی مواد معدنی ترکیبات نیتروژن، فسفر و سیلیس در آب، به تولیدات بیولوژیک لایه سطحی و جریان های افقی و عمودی در گستره لایه های آبی وابسته است و غلظت این عناصر بسته به توده های آبی مختلف، متمایز می باشد (Riley and Skirrow, 1976). پس می توان نتیجه گرفت که احتمال وقوع پدیده شکوفائی جلبکی در شاخه ها، فصل ها و اعماق مختلف با توجه به حضور مواد مغذی وجود دارد و حتی می تواند با رنگ های متفاوت و بی رنگ نیز اتفاق افتد (Zohary and Roberts, 1990). بعنوان مثال در این بررسی گونه *Thalassionema nitzschioides* در فصل پائیز، از شاخه باسیلاریوفیتا با تعداد  $550 \times 10^6$  عدد در متر مکعب در ایستگاه ۱۰ متر و عمق ۱۰ متر از ترانسکت انزلی و گونه *Exuviella cordata* در فصل زمستان، از شاخه پیروفیتا با تعداد  $292 \times 10^6$  عدد در متر مکعب در ایستگاه ۵۰ متر و عمق ۲۰ متر و در ترانسکت سفید رود از بیشترین تراکم برخوردار بودند. وجود چنین پدیده ای برای آبرزی پروری ساحلی (پرورش در محیط محصور پن و قفس) بسیار مضر بوده و مخاطرات عدیده ای را به همراه خواهد داشت. همچنین در صورت بروز این پدیده با گونه های فیتوپلانکتونی مضر (سمی) می تواند علاوه بر تاثیر بر موجودات دریائی، مخاطرات انسانی را نیز به همراه داشته باشد (Downing et al., 2001).

ماکروبتوز: در بررسی ماکروبتوزها ۲۴ گونه شناسائی گردید<sup>۳۸</sup>. در صورتی که حداکثر تعداد گونه های ماکروبتوز در مطالعات دهه هفتاد، ۵۷ گونه بوده است. بطوریکه گاماریده از ۳۷ گونه در سال های ۱۳۷۴ تا ۱۳۷۷ (پورغلام و کاتونین، ۱۳۷۴: حسینی و همکاران، ۱۳۸۹) به ۹ گونه در سال ۱۳۸۷ تنزل یافت. کاهش تنوع گونه ای نشان می دهد که شرایط اکوسیستم دریای خزر در منطقه جنوبی دستخوش تغییراتی شده است. از آنجا که وضعیت کلی بستر تغییری نسبت به مطالعات گذشته نداشته است (پورغلام و کاتونین، ۱۳۷۴: حسینی و همکاران، ۱۳۸۹)، لذا می بایست علت تغییر را در پارامتر های زیستی و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آب بررسی نمود. هر چند با توجه به ماکروبتوز های موجود، این تغییرات بصورت فصلی، منطقه ای و اعماق مختلف مشهود است (جدول ۳-۶ و ۳-۷)، ولی افزایش تراکم پرتاران و کاهش رده سخت پوستان نسبت به

<sup>۳۸</sup> قابل ذکر است که Oligocheata تا حد رده و Chironomidae تا حد خانواده و Streblospio تا حد جنس شناسائی گردید.

سنوات گذشته، پیامد مثبتی را به همراه نخواهد داشت. زیرا خانواده گاماریده از مهم ترین غذای ماهیان استخوانی و خاویاری محسوب می گردند که تنزل تعدد گونه ای و همچنین فراوانی و زیتوده آن در سال های اخیر می تواند خسارت جبران ناپذیری را به بدنه اکوسیستم وارد آورد. نتایج نشان داد که بیشترین فراوانی این موجودات در ایستگاه ۵ متر ثبت گردید ( $P < 0.05$ ) و نسبت به فصول و ترانسکت های مختلف نیز دارای اختلاف معنی داری نبود ( $P > 0.05$ ). نتیجه ای که می توان از آن گرفت این است که تغییرات کرانه ساحلی با توجه به تغییرات عوامل زیستی (موجودات پلانکتونی) و غیر زیستی (مواد مغذی و آلاینده ها) و احتمال افزایش این تغییرات در سال های اخیر، امکان تاثیر بر این خانواده از ماکروبندوز را متصور می سازد. افزایش مواد آلی بستر در سال های اخیر (هاشمیان، ۱۳۸۷) را می توان بعنوان یکی از تغییرات موثر بر ترکیب گونه ای ماکروبندوز ها نام برد، چون پراکنش ماکروبندوز به میزان مواد آلی بستر وابسته است. از طرفی میزان کل مواد آلی بستر نسبت به فصل و ترانسکت های مختلف دارای اختلاف معنی دار آماری نبود ( $P > 0.05$ )، اما بسته به عمق های مختلف دارای اختلاف معنی داری بود ( $P < 0.05$ ) و مقادیر آن با افزایش عمق از ایستگاه ۵ متر به ۱۰۰ متر روند صعودی داشت. اما روند تغییرات فراوانی و زیتوده ماکروبندوز ها با افزایش عمق تا ۲۰ متر نزولی و سپس صعودی بود (نمودار ۹-۳). دلیل این تغییر متاثر از کاهش زیتوده تمام رده ها بخصوص دوکفه ای ها، سخت پوستان و پرتاران از ساحل تا عمق ۲۰ متر است که با نمودار ۹-۳ مطابقت دارد. کاهش فراوانی و زیتوده ماکروبندوز ها به شرایط کیفی آب و بستر در عمق ۲۰ متر بستگی ندارد، زیرا در بررسی بعمل آمده اختلاف معنی داری در این ایستگاه نسبت به ایستگاه های دیگر مشاهده نگردید ( $P > 0.05$ ). علت روند کاهشی ماکروبندوز از آب های ساحلی تا عمق ۲۰ متر علاوه بر تغییر ترکیب گونه ای، نیاز به بررسی جامع تری دارد. ارتباط فراوانی و زیتوده ماکروبندوز با پارامتر های کیفی آب در جدول ۷-۳ بصورت مولفه های مستقل آمده است. نتایج ماتریکس همبستگی (دوران یافته) پارامتر های فیزیکوشیمیائی و ماکروبندوز ها نشان داد که فراوانی ماکروبندوز ها در بین پارامتر های مورد بررسی با مجموع درصد مواد آلی بستر (TOM%) همبستگی مستقیم یا مثبت دارد. از طرفی زیتوده آن ها با pH (مستقیم)، فسفر معدنی (مستقیم) و فسفر آلی (معکوس) دارای همبستگی است، اما حضور آن ها در مولفه های متفاوت حاکی از ضعیف بودن این همبستگی است (جدول ۷-۳). لذا جهت بررسی دقیق تر اثر

پارامترهای مختلف لازم است که با توجه به نتایج این تحقیق و گروه مولفه های مختلف، نمونه برداری ها با نقش گروه های مختلف زنجیره غذایی در اکوسیستم صورت گیرد. در بررسی ارتباط بین اندازه رسوبات و فراوانی ماکروبتوزها، همبستگی مشاهده نگردید. زیرا بافت بستر جنوبی دریای خزر بیشتر از سیلت - رس (۷۲٪، جدول ۶-۳) تشکیل شده است و احتمال خطا در بررسی کلی وجود دارد. چون اندازه دانه بندی از ساحل بسمت اعماق روند نزولی داشت، و در پی آن اختلاف معنی داری در حضور اکثر گروه ها در اعماق مختلف مشاهده شد. چون اندازه رسوبات ارتباط مستقیمی با فراوانی موجودات کفزی دارد (Muniz and Pires, 1999). بنظر می رسد که علاوه بر موارد فوق الذکر، در تعداد و روش نمونه برداری، باید تجدید نظر صورت گیرد تا بتوان تجزیه و تحلیل دقیق تری انجام داد.

**آلاینده ها:** فعالیت های انسانی، یکی از مهمترین عوامل آلودگی دریای خزر محسوب می گردد (UNEP, 2002). افزایش میزان آلاینده ها در منابع آبی سبب برهم زدن کیفیت آب و در نهایت، تعادل اکولوژیک خواهد بود. نتایج بررسی های آلاینده های زیست محیطی نشان داد که رسوبات بستر دریا، مکان تجمع آلاینده های فلزی و هیدروکربن های نفتی است (نمودارهای ۱۲-۳ و ۱۳-۳). در مورد سموم کلره نیز بجز فصل زمستان این قاعده برقرار است (نمودار ۱۴-۳). قابل ذکر است که بیشترین غلظت فلزات سنگین در محیط آبی و رسوبی مربوط به فلز آهن بود. فلز آهن در محیط آبی ( $0.514 \pm 0.05 \text{ ppm}$ ) به مراتب کمتر از غلظت آن در رسوبات (ppm)  $33911 \pm 1964$  بستر دریا اندازه گیری شد. نتایج پروژه آلاینده های زیست محیطی نشان داد که تغییرات آلاینده ها به تفکیک فصل و ایستگاه های نمونه برداری، متفاوت بود.

**فلزات سنگین:** در بررسی مولفه های فلزی تنها در محیط رسوبی، بین پارامترها و مولفه از ضرایب همبستگی بیشتری برخوردار بودند و درصد واریانس و تغییرات بیشتری را شامل شد (جدول ۹-۳). بین پارامترهای سموم کلره در هر مولفه همبستگی بیشتری برقرار بود ( $KMO = 0.65$ )، ولی به لحاظ تخصیص درصد واریانس در محیط آبی و رسوبی مشابه بودند (جدول ۱۰-۳).

گروه سموم کلره، هیدروکربن های نفتی، فلزات سنگین آب و رسوب با سورفاکتانت آب، با بکارگیری روش آماری چند متغیره مورد بررسی قرار گرفت (جدول ۱۱-۳). نتایج نشان داد که ارتباط بین پارامترها در مولفه ها

قوی نبود ( $KMO = 0.38$ ). اما آزمون Bartlett نشان داد که اختلاف واریانس بین مولفه ها وجود دارد ( $p < 0.05$ ). در این بررسی مولفه ها تقریباً از بارگذاری (واریانس) یکنواختی برخوردار بوده اند (جدول ۱۱-۳). آنچه از نتایج این تحقیق حاصل شد این است که آلاینده ها در محیط رسوبی واریانس بیشتری را به خود اختصاص داده اند و تغییرات را شامل شده اند (جدول ۱۰-۳، ۱۱-۳ و ۱۲-۳).

دریای خزر یک سیستم لب شور و به لحاظ ترکیبات شوری آب منحصر بفرد می باشد، به همین دلیل ارزیابی معیارهای آلاینده‌گی بر پایه کیفیت آب همین دریا در گذشته و حال قابل تصدیق است. لذا مقایسه با استانداردهای جهانی در محدوده آب های دریای خزر، بایستی با احتیاط بکار گرفته شود. بنابراین نتایج نشان داد که غلظت فلزات سنگین آب (کادمیم، نیکل، مس، آهن، سرب، و روی) کرانه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۷۸ دارای شرایط طبیعی و قابل قبولی برای زندگی آبزیان است (Gardiner and Mance, 1984). غلظت فلزات کادمیم، مس، سرب، روی و جیوه در شرایط کنونی در مقایسه با مقادیر غلظت های بحرانی فلزات در استاندارد های اروپا، آمریکا و ژاپن ارزیابی گردید که در شرایط کنونی زیر حد غلظت بحرانی قرار دارند (EEC, 1998). ولی قابل ذکر است، که در برخی ایستگاه ها در زمان های مختلف بصورت موردی بالاتر از استاندارد سازمان بهداشت جهانی یا حدود مجاز تخلیه فلزات به منابع آبی اندازه گیری شد (SACs Project, 2001). در فصل زمستان و ترانسکت آستارا و ایستگاه ۱۰ متر میزان فلز آهن در محیط آبی فراتر از حد مجاز ( $1000 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) به غلظت  $3600 \mu\text{g.l}^{-1}$  تعیین شد (جدول ۱-۴). این افزایش با توجه به کاهش غلظت آهن در عمق ۵۰ متر ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )  $2160^1$  و عمق ۱۰ متر ترانسکت مجاور (انزلی) ( $1100 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) دلیلی بر ورود آب های شیرین از حوضه آبریز منطقه است. زیرا در فصول مختلف و اکثر ایستگاه ها، غلظت آهن کمتر از حد تشخیص دستگاه ( $100 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) با استاندارد آب شیرین) بوده است.

جدول ۴-۱. مقایسه غلظت فلزات سنگین ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) در آب های کرانه ای دریای خزر با استاندارد های آب شور

منطقه و استاندارد ها	کادمیم	جیوه	مس	آهن	سرب	روی	نیکل	منبع
ماکزیمم سطح قابل قبول برای زندگی آبزیان	۵	-	۵	-	۲۵	۴۰	-	Gardiner and Mance , 1984
حفاظت از حیات در آب شور	۲.۵	۰.۳	۵	۱۰۰۰	۲۵	۴۰	۳۰	Cole et al., 1999
آب های لب شور سطحی حوزه جنوبی دریای خزر	$0.052 <$	$0.058 <$	$0.047 <$	Nd- ۳۶۰۶	$0.051 <$	$0.051 <$	$0.245 \text{Nd}^{39}$	تحقیق حاضر (۱۳۸۷)

همانطور که در نمودار ۱۲-۳ مشاهده گردید، عمده فلزات سنگین در بستر دریا وجود دارد. در رسوبات نیز بیشترین مقادیر غلظتی فلزات، بترتیب مربوط به فلزات آهن و روی بوده است. روابط بین فلزات سنگین آب و رسوب در کرانه جنوبی دریای خزر در ماتریکس مولفه دوران یافته جدول ۹-۳ نشان داد که فلزات سنگین موجود در رسوب مقادیر بالای واریانس را به خود اختصاص داده و تغییرات را شامل شدند. نیکل، کروم و سرب در مولفه اول و کبالت، جیوه و مس در مولفه دوم در محیط رسوبی بیشترین همبستگی را نشان دادند. از طرفی کادمیوم و جیوه در مولفه سه و نیکل و آهن در مولفه چهار در محیط آبی دارای بیشترین همبستگی بودند. در رسوبات دریای خزر کروم و نیکل غلظت هایی فراتری از کیفیت راهنمای استاندارد کانادا ( $\text{ISQG}^{40}$ ) را در سال های گذشته نشان داده است. این فلزات تا درجه زیادی زمینه طبیعی دارند، اما فعالیت های انسانی از جمله معدن کاوی ممکن است غلظت های آن ها را افزایش دهد (Mora et al., 2004). نتایج نشان داد که تجمع فلزات سنگین در مقایسه بین ترانسکت ها، فلزات کبالت، مس و کروم در ترانسکت های سفیدرود و انزلی و فلز نیکل در ترانسکت های سفیدرود و آستارا از تجمع بیشتری نسبت به ترانسکت های دیگر برخوردار بودند ( $P < 0.05$ ). بطوری که سطح متوسط مقادیر فلزات مس و کروم در ترانسکت انزلی بترتیب بیش از ۲.۴ و ۲.۶ برابر مقادیر کیفی راهنمای استاندارد کانادا تعیین شد (ISQG, 1999).

دلیل اصلی تجمع فلزات سنگین در کرانه های جنوبی دریای خزر مربوط به جریان دائمی آب از شمال به جنوب و از غرب به شرق بواسطه دبی رودخانه ولگا و ژرفای زیاد در این منطقه جنوبی دریای خزر است که باعث کندی حرکت جریان در سواحل ایرانی می شود. در این بررسی فلزات آهن، روی، کبالت و کروم (تا عمق ۵۰

<sup>39</sup> Non detected<sup>40</sup> Interim marine sediment quality guidelines



(متر) با دامنه تغییرات بالا و حتی در مواردی فراتر از نتایج مطالعات CEP(2002) (جدول ۲-۴) در سال های گذشته اندازه گیری شده است.

جدول ۲-۴. مقایسه غلظت های فلزات سنگین ( $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) در رسوبات دریای خزر (سال ۱۳۸۷ با آماره منتشره CEP)

فلزات	ایران (۱۳۸۷)		روسیه (۲۰۰۲)		قزاقستان (۲۰۰۲)		ایران (۲۰۰۲)		آذربایجان (۲۰۰۲)	
	حداقل	حداکثر	حداقل	حداکثر	حداقل	حداکثر	حداقل	حداکثر	حداقل	حداکثر
سرب	Nd	0.88	0.69	8.03	1.43	14.6	11.3	24.6	12.2	28.6
روی	9.2	1423	2.77	52.9	1.04	59.9	55.9	146	51.1	110
مس	4.3	86	2.54	21.9	1.2	49.5	13.2	50.9	14.5	57.6
کروم	15	451	2.08	69.3	1.9	103	59.6	128	56.4	100
نیکل	1.8	114	5.42	34.2	1.8	54.8	29.4	67.8	34.5	68
کبالت	Nd	61.7	1.33	7.62	0.73	12.1	6.91	24.2	11.5	18.1
کادمیوم	Nd	Nd	0.022	0.099	0.008	0.252	0.098	0.244	0.076	0.185
آهن	1408	119930	1600	9680	1943	27995	22231	44035	29317	43469
جیوه	Nd	۱.۵۱	0.009	0.068	0.001	0.04	0.092	0.021	0.047	0.45

الگوی توزیع غلظت فلزات نیکل، کروم و مس تحت تاثیر اندازه دانه بندی رسوبی است. گروهی از فلزات (Fe, V, Zn, Co, Ni, Mn, Cr, Pb, Cu) با مواد دانه ریز پیوستگی دارند و همچنین رسوبات ریز گل، سیلت و رس حاوی مواد آلی، آلودگی ها را بیشتر از رسوب نسبتاً دانه درشت ماسه ای در خود نگه می دارند. بنابر این مکان هایی که رسوبات دانه ریز ته نشین شده باشند بارگذاری احتمالی فلزات سنگین را افزایش می دهند (Mora et al., 1993; Everaarts et al., 2004). اما در این بررسی قرابت برخی از فلزات در ماتریکس مولفه دوران یافته مشخص گردید، ولی رابطه منطقی بین دانه بندی رسوبات و فلزات سنگین موجود در رسوب بدست نیامد. از آنجا که در مورد ماکروبتوزها نیز چنین موردی مشاهده گردید، بنظر می رسد که در مورد نمونه برداری از رسوبات و دانه بندی بستر می بایست تجدید نظر صورت گیرد.

توکیبات نفتی: در بسیاری از ایستگاه ها مقادیر ترکیبات 16 PAHs (در محیط رسوب ۵۳٪ و آب ۲۲٪) زیر حد تشخیص دستگاه بود، که احتمالاً بدلیل تجزیه شدن، این ترکیبات به ترکیبات دیگری اتفاق افتاد که بوسیله دستگاه مربوطه قابل تشخیص نبوده است. ترکیبات 16 PAHs (به خصوص ترکیباتی با جرم ملکولی کم) در آب و رسوبات به عنوان ترکیبات مقاوم محسوب نمی گردد، زیرا این ترکیبات بوسیله فرآیندهای طبیعی به ترکیبات

قطبی محلول تبدیل می شوند (Neff, 2002). در بررسی منطقه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۳ و فصل بهار مقادیر هیدروکربن های نفتی کاهش چشمگیری داشته است، بطوریکه در فصل تابستان ۱۳۸۳ به حداقل مقدار رسید. ولی در فصل پاییز این ترکیبات دارای افزایش تدریجی بوده است. اما در مطالعه ی حاضر مقادیر هیدروکربن های نفتی در محیط آب و رسوب در فصل بهار دارای حداکثر مقادیر غلظتی بود. مقادیر این ترکیبات در برخی ایستگاه ها از مقدار حد آستانه ۱۰ ppb بالاتر بود (Zhou and Maskaoui, 2003). نتایج نشان داد که غلظت هیدروکربن های نفتی در آب به مراتب کمتر از رسوبات بود (شکل ۱۳-۳)، هر چند حلالیت آن ها در آب کم است، ولی تنوع ترکیبات آنها در آب بیشتر بوده است. در بررسی آلاینده ها در ماتریکس مولفه دوران یافته، مقادیر هیدروکربن ها در محیط رسوبی در مولفه اول به همراه فلزات کرم، نیکل و سرب در محیط رسوبی قرار دارد و واریانس بیشتری را نسبت به مولفه سوم شامل هیدروکربن های نفتی و فلز روی در محیط آب را شامل شد (جدول ۱۱-۳). ارتباط این فلزات سنگین با هیدروکربن های نفتی در رسوب بستر دریای خزر با تحقیقات بعمل آمده از بافت رسوبی بعد از جنگ منطقه خلیج فارس در سال ۱۹۹۱ همخوانی دارد (Fowler *et al.*, 1993).

از مقایسه ترکیبات 16 PAHs رسوبات دریای خزر با مقادیر استاندارد رسوبات NOAA در این گشت های دریایی در می یابیم که در تمامی ایستگاه ها کمتر از حد مجاز برآورد شد. مقایسه مقادیر بدست آمده در این تحقیق با دیگر کشورها نشان داد که غلظت 16 PAHs در رسوبات آنالیز شده در کشورهای مختلف از قبیل فرانسه، اسپانیا، دریای سیاه، دریای بالتیک و برزیل کمتر بود. اما نسبت به روسیه و اکراین و برخی جزایر در کشورهای ترکیه، بیشتر نشان داده است. همچنین نسبت به منطقه خلیج فارس (بعد از جنگ ۱۹۹۱) که میزان 16 PAHs رسوبات ساحلی بالاتر از حد مجاز NOAA بوده است مقادیر کمتری مشاهده گردیده است (Witt, Baumard *et al.*, 1998).  
 1995:1999 (Readman *et al.*, 1999). مقادیر غلظتی 16 PAHs در بررسی اخیر (عمق ۱۰ متر) کمتر از سواحل آذربایجان، روسیه و ایران (عمق ۱۰-۱۰۰ متر) تعیین گردید. ولی از سواحل قزاقستان کمی بیشتر اندازه گیری شد (CEP, 2003). همچنین در کرانه جنوبی، ناحیه غربی دارای بیشترین غلظت این ترکیبات بود که این افزایش احتمالاً به دلیل حرکت توده آب های آلوده منطقه باکوی آذربایجان از طریق چرخش سیکلونی به این منطقه است. از طرفی این ترکیبات در بنادر مهم این حوزه از قبیل بندر انزلی و نوشهر در تمام فصل ها مشاهده گردید

که احتمالاً<sup>۴۱</sup> به دلیل تردد زیاد قایق ها و کشتی ها در این بنادر می باشد. نتایج بدست آمده از این تحقیق نشان داد که ترکیبات 16 PAHs در سه فصل بهار، پاییز و زمستان دارای منشاء فسیلی<sup>۴۱</sup> است. در صورتیکه در فصل تابستان این آلودگی منشاء سوختن مواد آلی<sup>۴۲</sup> دارد (Guo et al., 2006). بنابراین نیاز است که کشور های منطقه جهت حفظ و نگهداری این اکوسیستم کوشا بوده و از ورود مواد نفتی به آن تا حد ممکن جلوگیری نمایند.

سموم ارگانوکلره: روند تغییرات غلظت سموم ارگانوکلره در محیط آبی در سال ۱۳۸۷ بجز فصل زمستان، نسبت به سال های ۱۳۷۸ و ۱۳۸۲ دارای روند نزولی است (لالویی و همکاران، ۱۳۸۹). در فصل زمستان ۱۳۸۷ غلظت ترکیبات سموم ارگانوکلره در محیط آبی روند افزایشی چند ده برابر را داشته است (شکل ۱۳-۳) و احتمالاً بواسطه بارندگی ها و شستشوی خاک زمین های کشاورزی و انتقال باقی مانده سموم آن ها به دریا می باشد. اما غلظت این سموم در محیط رسوبی بجز فصل زمستان همانند هیدروکربن های نفتی و فلزات سنگین، بیشتر از محیط آبی است (شکل ۱۳-۳). بنابراین با بررسی روابط بین گروه های مختلف سموم کلره آب و رسوب ۱۳۸۷ در ماتریکس مولفه دوران یافته جدول ۱۰-۳ نشان می دهد ترکیبات سموم کلره در محیط آب و رسوب در مولفه های مستقل و در گروه های مختلف، واریانس های متفاوتی را شامل می شوند. در این خصوص ترکیبات گروه اندوسولفان و درین ها در هر دو محیط آبی (مولفه اول) و رسوبی (مولفه دوم) با واریانس تقریباً برابر، بیشترین واریانس را دارا بود و تغییرات را نسبت به گروه سموم دیگر شامل شدند. همبستگی این دو گروه با گروه د.د.ت در محیط آبی و گروه هپتاکلر در رسوب نیز بالا بود. ارتباط سموم ارگانوکلره با آلاینده های فلزی در آب و رسوب در جدول ۱۰-۳ آمده است. اما جهت تحلیل و نتیجه گیری از این اطلاعات لازم است، در سال های بعد تکرار آزمایشات صورت گیرد و در صورت وجود چنین همبستگی، بررسی های جامع تری در قالب پروژه های تخصصی صورت پذیرد.

**سورفاکتانت:** شوینده های آنیونی از آلاینده های مهم حاصل از فاضلاب های شهری محسوب می گردند. این آلاینده می تواند تاثیرات نامطلوبی را با تجمع در سطح مشترک گاز- مایع یا جامد- مایع، خصوصیات آب را

<sup>41</sup> petrogenic

<sup>42</sup> pyrogenic

تغییر دهد. طبق تحقیقات انجام شده غلظت این آلاینده ها در محل ورودی رودخانه ها به دریای خزر به علت وجود روستاها و آبادی ها در حاشیه رودخانه بسیار بیشتر می باشد (تیزکار، ۱۳۷۹).

در اکوسیستم های آبی معمولاً "غلظت سورفاکتانت کمتر از ۰.۱ میلی گرم در لیتر است، مگر در نواحی خاص، مثل مصب رودخانه ها و نقاطی که دارای منبع آلودگی هستند (APHA, 2005). در این بررسی حداکثر مقادیر شوینده ها در فصول بهار (۰.۱۱ میلی گرم در لیتر) مربوط به ترانسکت انزلی و تابستان (۰.۰۹ میلی گرم در لیتر) مربوط به ترانسکت انزلی و امیر آباد بود. میانگین سالانه آن  $0.049 \pm 0.002$  میلی گرم در لیتر تعیین گردید که نسبت به سال ۱۳۷۹ (لالوئی، ۱۳۸۳: ۰.۰۴۹ میلی گرم در لیتر) بیش از دو برابر افزایش یافته است. علت اصلی در افزایش شوینده ها در منابع آبی، ورود فاضلاب های صنعتی، شهری و روستائی است. غالب مواد آلاینده واحدهای صنعتی و شهری و خانگی شهرهای پرجمعیت ساحلی استان گیلان خصوصاً فاضلاب تصفیه نشده شهر رشت از طریق رودخانه های گوهر رود و زرجوب به تالاب انزلی ریخته می شود و از آنجا به دریا منتقل می گردد. همچنین بنظر می رسد که افزایش میزان شوینده ها در امیر آباد مربوط به نیروگاه برق نکا و یا منطقه بندری باشد. لذا لازم است در صورت لزوم تحقیقات جامع تری در این خصوص صورت گیرد. شوینده ها به عنوان عامل تشدید کننده سمیت انواع دیگر آلاینده ها مانند فلزات سنگین و هیدروکربن های نفتی عمل می کنند، در این بررسی تنها بین سموم کلره، فلز کبالت و مس موجود در رسوب و شوینده همبستگی وجود داشته است که نیاز به بررسی دقیق تری دارد.

## پیشنهادها

- ۱- جهت بررسی بهینه و هدفمند از این طرح شایسته است که برخی از نتایج و مجهولات آن در قالب پروژه های تخصصی به اجرا در آید. (مانند ارتباط دانه بندی بستر با ماکروبتوز و فلزات سنگین)
- ۲- انباشتگی آلاینده ها در رسوب نسبت به آب بیشتر بود، بنابراین لازم است در ارتباط با آلاینده های رسوبی تحقیقات جامع تری صورت گیرد.
- ۳- نتایج بدست آمده نشان داد که تغییرات عمده در عوامل زیستی و غیر زیستی مربوط به لایه روشن (تا عمق ۲۰ متر) بود. در صورتی که بدلائل مختلف نیاز به کاهش تعداد نمونه برداری باشد، ترجیحاً حذف لایه های با عمق بیشتر از ۳۰ متر صورت گیرد.
- ۴- نتایج حاصل از مواد مغذی و تراکم پلانکتونی در نواحی کرانه های جنوبی دریای خزر نشان داد که در این منطقه احتمال پدیده شکوفائی جلبکی در پائیز و زمستان وجود دارد. در این خصوص پیشنهاد می شود، پروژه ای مستقل و هدفمند در خصوص وضعیت تروفي کرانه جنوبی دریای خزر به اجرا در آید.

## تشکر و قدردانی

از جناب آقای دکتر مطلبی ریاست محترم موسسه تحقیقات شیلات و جناب آقای دکتر پورغلام ریاست محترم پژوهشکده اکولوژی دریای خزر و جناب آقای دکتر نگارستان ریاست محترم بخش اکولوژی موسسه، از مشاورین، مجریان و همکاران محترم پروژه در بخش تحقیقاتی و پشتیبانی و بخصوص همکارانی که در کشتی گیلان زحمت کشیده اند سپاسگزاری می نمایم.

## منابع

۱. آکادمی علوم جمهوری قزاقستان . ۱۹۹۴. تنوع زیستی منابع زنده دریای خزر. مترجمان س. ن. حسین پور، م. کریمپور و س. ح. خداپرست، ۱۳۷۵. مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان، بندرانزلی.
۲. ایوانف، ولادیمیر آلکسی یویچ. ۲۰۰۰. منابع زنده دریای خزر. مترجم: سهراب رضوانی گیل کلایی. ویراستار: همایون حسین زاده، ۱۳۸۱. موسسه تحقیقات شیلات ایران، مدیریت اطلاعات علمی و روابط بین الملل. ۱۳۰ ص.
۳. بیرشتین، ی. آ.، وینوگرادف، ل. ج.، کونداکوف، ن. ن.، کوون، م. اس.، آستاخوف، ت. و. و رومانوف، ن. ن. ۱۹۶۸. اطلس بی مهرگان دریای خزر. ترجمه لود میلا دلیناد و فضا نظری ۱۳۷۹. موسسه تحقیقات شیلات ایران. تهران، ۶۱۰ ص.
۴. پورغلام، رضا و کتونین، ولادیمیر. ۱۳۷۴. هیدرولوژی و هیدروبیولوژی دریای مازندران (۷۴-۱۳۷۳). موسسه تحقیقاتی شیلات ایران و موسسه تحقیقاتی کاسپرنیخ روسیه ( آستاراخان ). کد پروژه: ۰۸-۰۷۱۰۲۴۲۰۰۰-۷۳.
۵. تجلی پور، مهدی. ۱۳۵۷. بررسی نرمتهان دریای خزر از آستارا تا انزلی. دانشگاه اهواز، ۱۳۸ ص.
۶. تیزکار، مریم. ۱۳۷۹. تعیین حداقل میزان کشنده در تریجت آنیونی خطی بر روی دو گونه ماهیان استخوانی تلاب انزلی (سیم و سفید). پایان نامه کارشناسی ارشد دانشگاه آزاد اسلامی ، واحد علوم و تحقیقات تهران. صفحات ۲ تا ۱۰.
۷. حسینی، سید عباس. ۱۳۸۹. هیدرولوژی و هیدروبیولوژی حوزه جنوبی دریای خزر (۷۶-۱۳۷۵). موسسه تحقیقات شیلات ایران. کد پروژه: ۱۳-۰۷۱۰۲۴۲۰۰۰-۷۵.
۸. روشن طبری، مژگان. شفیع پور، محمد مهدی. حسینی، سید عباس. تکمیلیان، کبری. ۱۳۸۰. پراکنندگی پاروپایان Copepoda در حوضه جنوبی دریای خزر. مجله علوم و فنون دریایی ایران. ۱(۱). صفحات ۳۶-۲۷.
۹. روشن طبری، مژگان. تکمیلیان، کبری. سبک آرا، جلیل. روحی، ابولقاسم و رستمیان، محمد تقی. ۱۳۸۲. بررسی پراکنش زئوپلانکتون ها در حوضه جنوبی دریای خزر. مجله علمی شیلات ایران، ۱۲(۳). ۹۶-۸۳.

۱۰. روشن طبری، مژگان. نجات خواه، پریسا. حسینی، سید عباس. خداپرست، نوربخش و رستمیان، محمد تقی. ۱۳۸۶. تنوع، تراکم و پراکنش زئوپلانکتون حوزه جنوبی دریای خزر در زمستان ۱۳۸۴ و مقایسه آن با سال های قبل. مجله علوم و تکنولوژی محیط زیست، دوره ۹، شماره ۴.
۱۱. روحی، ابولقاسم. ۱۳۸۱. بررسی تراکم و پراکنش شانه دار در حوزه جنوبی دریای خزر، موسسه تحقیقات شیلات ایران، کد پروژه: ۰۲-۰۷۱۰۳۴۲۰۰۰-۸۰.
۱۲. روحی، ابولقاسم. ۱۳۸۳. بررسی پراکنش و فراوانی شانه دار در حوزه جنوبی دریای خزر، موسسه تحقیقات شیلات ایران، کد پروژه: ۰۳۹-۰۷۱۰۲۴۲۰۰۰-۸۲.
۱۳. روحی، ابولقاسم. ۱۳۸۸. بررسی پراکنش و فراوانی شانه دار *Mnemiopsis leidyi* در سواحل ایرانی دریای خزر. موسسه تحقیقات شیلات ایران. کد پروژه: ۰۳۹-۰۷۱۰۲۴۲۰۰۰-۸۲.
۱۴. عزیزاده، حمید. ۱۳۸۳. مقدمه ای بر ویژگی های دریای خزر. انتشارات نوربخش. ۱۱۹ص.
۱۵. فضلای، حسن. ۱۳۸۹. تجزیه و تحلیل داده های هیدرولوژی و هیدروبیولوژی دریای خزر طی سال های ۸۵-۱۳۶۹. موسسه تحقیقات شیلات ایران. کد پروژه: ۰۲-۷۶-۱۲-۸۶۰۸۹.
۱۶. قانقرمه، عبدالعظیم. ملک، جواد و خوشروان، همایون. ۱۳۸۹. نوسانات آب دریای خزر در سال آبی (۸۸-۱۳۸۷) و عوامل محیطی موثر بر آن. وزارت نیرو. موسسه تحقیقات آب. مرکز ملی مطالعات و تحقیقات دریای خزر. ۱۰۶ صفحه.
۱۷. کاپلین، اشمیت. ۱۹۹۱، وضعیت زیست محیطی دریای خزر در شرایط افزایش سطح آب دریا، ترجمه: عباسعلی جهانی، قهرمان قدرت نما، فصلنامه آب و توسعه، شماره ۱، سال سوم، ص ۳۲-۱۸.
۱۸. گنجیان خناری، علی. حسینی، سید عباس و خسروی، معصومه. ۱۳۷۷. بررسی تراکم و پراکنش گروه های عمده فیتوپلانکتون های حوزه جنوبی دریای خزر. مجله علمی شیلات، ۷(۲) ۱۰۷-۹۵.
۱۹. لالوئی، فرامرز. ۱۳۸۳. هیدرولوژی و هیدروبیولوژی و آلودگی های زیست محیطی اعماق کمتر از ۱۰ متر حوضه جنوبی دریای خزر (۷۹-۱۳۷۷)، انتشارات موسسه تحقیقات شیلات ایران. کد پروژه: ۰۶-۰۷۱۰۲۱۴۰۰۰-۷۷.



۲۰. ناوس، جان. ۱۹۹۷. مقدمه ای بر فیزیک دریا ها و اقیانوس ها. ترجمه حسین مروتی. ۱۳۸۴. انتشارات آریان. ۴۰۰ صفحه.

۲۱. هاشمیان، عبدالله. ۱۳۸۷. بررسی هیدرولوژی و هیدروبیولوژی حوزه جنوبی دریای خزر در اعماق کمتر از ۱۰ متر (۸۲-۱۳۸۴). گزارش نهائی موسسه تحقیقات شیلات ایران. ۱۵۸ صفحه. کد پروژه: ۱۳-۰۷۱۰۲۴۲۰۰۰. ۸۲-۰۷۱۰۲۴۲۰۰۰.

22. Aladin, N. and I. Plotnikov. 2004. The Caspian Sea. Lake Basin Management Initiative Thematic Paper. ([www.vliz.be/imisdocs/publications/133415.pdf](http://www.vliz.be/imisdocs/publications/133415.pdf)). 2011.8.22
23. Aladin, N., I. Plotnikov., A. Bolshov., and A. Pichugin. 2006. Caspian Sea Biodiversity Project under umbrella of Caspian Sea Environment Program. 90p.(<http://www.zin.ru/projects/caspdiv/index.html>). 2011.8.22
24. Altuf'ev, Y. 1997. Morphofunctional abnormalities in the organs and tissues of the Caspian Sea sturgeons caused by ecological changes, same volume. 1997. In: Birstein, V.J., A. Bauer and A. Kaiser-Pohlmann, (eds.) *Proceedings of the Sturgeon Populations and Caviar Trade Workshop*, IUCN SSC p. 81.
25. AOAC (Association of Official Analytical Chemists). 2000. *Pesticide and Chemical Residues*; Edited by Parfitt, C.H. US Food and Drug Administration. Chapter 10; pp-1-20.
26. APHA (American Public Health Association). 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water*. Washington, DC.
27. Bagirov, R.M. 1989. *The Azov and Black Sea Species Introduced to the Caspian benthos and biofouling*. Baku. ([www.zin.ru/projects/caspdiv/biodiversity\\_report.html](http://www.zin.ru/projects/caspdiv/biodiversity_report.html)).2011.8.22
28. Baumard, P., H. Budzinski, Q. Mchin, P. Garrigues, T. Burgeot and J. Bellocq. 1998. Origin and bioavailability of PAHs in the Mediterranean Sea from mussel and sediment records. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47, pp. 77-90.
29. Beeton, A.M. 1958. Relationship between Secchi Disk Readings and Light Penetration in Lake Huron. *Transactions of the American Fisheries Society*, AFS J.; 87: 73-79.
30. Birstein, J.A. 1939. *The North Caspian Benthos*. *Zoology J*, 18(3).
31. Bledzki, L. A., 2010. Secchi disk description. In: *Encyclopedia of Earth*. Eds. Cutler J. Cleveland (Washington, D.C.: Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment). <[http://www.eoearth.org/article/Secchi\\_disk](http://www.eoearth.org/article/Secchi_disk)>.
32. Bony, A.D. 1989. *Phytoplankton, Ecology, Structure, Function and Fluctuation*. London: Chapman Hall.
33. CEP (Caspian Environment Program). 1998. Caspian environmental programme and transboundary diagnostic analysis. Almaty. Kazakhstan, pp 1-100. 2011/8/22.
34. CEP (Caspian Environment Program). 1998. Caspian ecological programme, Baku, Azarbyjan, pp 1-75. 2011/8/22.
35. CEP (Caspian Environment Program). 2002. Draft final report interpretation of Caspian sea Sediment data. [http://www.caspianenvironment.org/eracl/3astp\\_3.htm](http://www.caspianenvironment.org/eracl/3astp_3.htm). 2011/10/23.
36. CEP (Caspian Environment Program). 2003. Pollution abatement and monitoring database for the Caspian Sea. URL: [http://www.caspianenvironment.org/report\\_miscl4.htm](http://www.caspianenvironment.org/report_miscl4.htm). [consulted 10 March 2009]. 2011/8/22.
37. CEP (Caspian Environment Program). 2004. <http://www.Caspianenvironment.org./newsite/index.htm>. Caspian Sea>> Background. 2011/8/22.
38. CEP (Caspian Environment Program). 2005. Caspian Sea Environment | #63, Golestan Alley, Valiasr Avenue, 1966733413, Tehran, I.R. Iran. 2011/8/22.

39. CEP (Caspian Environment Program). 2007. Environmental Problems of the Caspian Sea. URL: <http://ecocaspian.com/gpage.html>. 2011/8/22.
40. CEP (Caspian Environment Program). 2009. CaspEcoProject Management and Coordination Unit. 7-  
th floor, Kazhydromet Building, Orynbor st., Astana, 010000, Republic of Kazakhstan.
41. Chester, R. 1990. *Marine geochemistry*, London, UNWIN HYMAN. 698P.
42. Clark, R.B. 1992. *Marine pollution*. Oxford Univ. Press, New York.
43. Cole, S., I.D. Codling, W. Parr and T. Zabel. 1999. Guidelines for managing water quality impacts  
within UK European marine sites. Prepared by : WRc Swindon, Frankland Road. Edited by Neil  
Hailey and Alastair Burn, English Nature. [http://www.ukmarinesac.org.uk/pdfs/water\\_quality.pdf](http://www.ukmarinesac.org.uk/pdfs/water_quality.pdf).  
2011/10/20.
44. Downing, J.A., S.B. Watson and E. McCauley. 2001. Predicting cyanobacteria dominance in lakes.  
*Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 1905–1908
45. Eaton, A.D., L.S. Clesceri, E.W. Rice and A.E. Greenberg. 2007. *Standard methods for the  
examination of water and wastewater*, American public Health Association, 21ST EDITION, 1179.
46. EEC (European Economic Community). 1998. The quality of water intended for human consumption  
(Official Journal. L 330, Council Directive 98/83/EC of 05/12/1998, (p. 32-45).
47. Everaarts, J.M., R. Heesters and C. V. Fischer 1993. Heavy metals in sediment, zooplankton and  
epibenthic invertebrates from the area of the continental slope of the Banc d' Arguin (Mauritania).  
*Hydrobiologia J.*, 258: 41-58. (<http://www.springerlink.com/content/g2j75374x510q057/>). 2011.8.22.
48. Fleming-Lehtinen V., M. Laamanen and R. Olsonen. 2009. HELCOM Indicator Fact Sheets 2007;  
[http://www.helcom.fi/environment2/ifs/en\\_GB/cover](http://www.helcom.fi/environment2/ifs/en_GB/cover). 2011.8.22.
49. Fowler, S.W., J.W. Redman, B. Oregioni, J.P. Villeneuve. 1993. Petroleum hydrocarbons and trace  
metals in nearshore Gulf sediments and biota Before and After the 1991 War: An Assessment of  
Temporal and Spatial Trends. *Marine Pollution Bulletin*. Vol 27, pp 171-182.
50. Ganjian Khenari, A. W. Wan Maznah, K. Yahyah, S. Najafpour, G. Najafpour, H. Fazli and A.  
Roohi. 2010. Principal component Analysis and Multivariate index for Assessment of Eutrophication  
in southern part of Caspian Sea, *World Applied sciences Journal* 9 (3): 283-290.
51. Gardiner, J. and G. Mance. 1984. Water quality standards arising from European community  
directives, Water Research Center, No.204.
52. Gidrometeoizdat. 1996. The Sea Project, *Hydrometeorology and Hydrochemistry of Sea*, Vol.VI, the  
Caspian Sea, No.2, Hydrochemical Conditions and Oceanological Principles in the Formation of  
Bioproductivity, Saint Peter Burg, 322P.
53. Grimm, O.A. 1877. The Caspian Sea and its fauna. (Continued from 1876). Trudi Aralo-Kaspiisko  
Expeditii. 2: 1-105, pl. IX.
54. Guildford, S.J and R.E. Hecky. 2000. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes  
and oceans: Is there a common relationship? *Limnology and Oceanography* Waco, TX, ETATS-  
UNIS (1956) (Revue). 45, 1213–1223. (<http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsidt=1501991>).  
2011/2/3.
55. Guo, Z., T. Guo, G. Lin, Z. Zhang Yang and M. Fang. 2006. High-resolution depositional records of  
polycyclic aromatic hydrocarbons in the central continental shelf mud of the East China Sea.  
*Environmental Science and Technology J.*, 40, pp: 5304–5311.
56. HELCOM (Helsinki Commission). 2006. Development of tools for assessment of eutrophication in  
the Baltic Sea, *Balt. Sea Environ. Proc.*, No. 104: 62 pp.
57. Holme, N.A. and A. McIntyre. 1984. *Methods for study marine benthos IBP*. Hand book .No.16.  
Second edition .Oxford. 387 pp.
58. Horvath, J. 1999. Cousteau Society warns that the Caspian Sea is dying.  
(<http://www.heise.de/tp/english/inhalt/co/5029/1.html>). 2011/2/20.
59. ISQG (Interim marine sediment quality guidelines). 1999. Canadian sediment quality guidelines for  
the protection of aquatic life. Canadian Council of Ministers of the Environment. Environment  
Canada Guidelines and Standards Division 351 St. Joseph Blvd. Hull, QC K1A 0H3.
60. Kasimov A.G. 1994. *Ecology of the Caspian Lake*. Baku. Azerbaijan.
61. Kasimov A.G. 1987. *The Wildlife of the Caspian Sea*. Baku, Elm.

62. Kideys, A.E., S. Ghasemi, D. Ghinejad, A. Roohi, and S. Bagheri. 2001a. Strategy for combating Mnemiopsis in the Caspian waters of Iran. A report prepared for the Caspian Environment Programme, Baku, Azerbaijan.
63. Kovalev, A.V., A. A. Shmeleva, A. Petran. 1988. Zooplankton of the western part of the Black Sea between Bosphorus and through the Bosphorus and its influence on hydrology and biology of the Black Sea. *Kiev (Naukova dumka)*, 208- 232.
64. Kremer, P. 1994. Patterns of abundance for *Mnemiopsis* in U.S. coastal waters: a comparative overview. *ICES J. mar. Sci.* 51: 347–354.
65. Kinne, O. 1984. *Marine ecology*. Vol. 5. John Wiley & Sons Ltd.
66. McLaren, I.A. 1963. Effects of temperature on growth of zooplankton and the adaptive value of vertical migration. *Fish Res. J. Bd Can.*, 20, 685-727
67. MOOPAM. 2005. *Manual of Oceanographic Observations and Pollutant Analyses Methods*, Kuwait, V1. 20.
68. Mora, S., J.P. Villeneuve, M.R. Sheikholeslami, Ch. Cattini and I. Tolosa. 2004. Organochlorinated compounds in Caspian Sea sediments. *Marine Pollution J.* 48, 30–43.
69. Mordukhai-Boltovskoy, P.D. 1979. Composition and distribution of Caspian fauna in the light of modern data. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.*, 64. 383–392.
70. Muniz, P. and A.M.S. Pires. 1999. Trophic structure of polychaetes in the São Sebastião Channel (Southeastern Brazil). *Mar. Biol. J.*, 134(3):517-528.
71. Najafpour, Sh. 2007. A Water Quality Study with Emphasis on Pesticides in Shiroud River Cachment in Southern Part of Caspian Sea. Ph.D Thesis of Industrial Technology, University Sciens Malaysia.
72. Nasrollahzadeh Saravi, H., Z. Bin Din, S.Y. Foong and A. Makhloogh. 2008. Trophic status of the Iranian Caspian Sea based on water quality parameters and phytoplankton diversity. *ELSEVIER. J. Continental Shelf Research* 28.1153– 1165.
73. Neff, J.M. 2002. Bioaccumulation in Marine Organisms. Effects of Contaminants from Oil Well Produced Water. Elsevier Science Publishers, Amsterdam. 452 pp.
74. Newell, G.E. and R.C. Newell. 1977. *Marine plankton: a practical guide*. Hutchinson, London. 244 p.
75. Neveeskaya L. A., Goncharova I. A., Ilyina L. B. 1986. The History of ParaThetis Neogene Molluscs. Acta of Paleontology Institute of USSR AS, 220, 1-208. (In Russian)
76. NIST/SEMATECH. 2010. *Statistical Methods, e-Handbook*. <http://www.itl.nist.gov/div898/handbook/>, date. The National Institute of Standards and Technology (NIST) is an agency of the U.S. Commerce Department. Date created: September 12, 2008 | Last updated: November 11, 2010.
77. Petupa, L.S. 1952. Average weight of zooplankton original from Black Sea. *Gevastop. Biol. J.* Pp. 37-39.
78. Pielou, E. C.1984. *The interpretation of ecological data: a primer on classification and ordination*. John Wiley and Sons, Inc., New York.pp.136-163. 263p.
79. Pradhan, U.K., P.V. Shirodkar and B.K. Sahu. 2009. Physico-chemical characteristics of the coastal water off Devi estuary, Orissa and evaluation of its seasonal changes using chemometric techniques. *CURRENT SCIENCE J. VOL. 96, NO. 9, 10.*
80. Purcell, J.E., T.A. Shiganova, M.B. Decker and E.D. Houde. 2001. The ctenophore *Mnemiopsis* in native and exotic habitats: U.S. estuaries versus the Black Sea basin. *Hydrobiologia J.* 451: 145-176.
81. Raftery, A. 1993. Bayesian model selection in structural equation models. In *K. Bollen & J. Long (Eds.)*, Testing structural equation models (pp. 163-180): Newbury Park, California.
82. Readman, J.W., G. Fillmann, I. Tolosa, J. Bartocci, J.P. Villeneuve, C. Cattini, M. Coquery, S. Azemard, M. Horvat, T. Wade, Y. Daurova, G. Topping and L.D. Mee. 1999. The Black Sea: A comprehensive survey of contamination. Black Sea Environmental Series. Vol. 10, edited by L.D. Mee and G. Topping. UN Publications. New York. Pp. 171-252.
83. Ricciardi, A., F.G. Whoriskey and J.B. Rasmussen. 1997. The role of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in structuring macroinvertebrate community on hard substrata. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.* 54: 2596-2608, doi: 10.1139/cjfas-54-11-2596.
84. Riley, J.P. and G. Skirrow. 1976. *Chemical oceanography*, Academic Press, London New York San Fracisco, 2nd edt. Vol 1.606p.

85. Roohi, A., Y. Zulficar, A. Kideys, T. Aileen, A. Ganjian and E. Eker-Develi. 2008. Impact of a new invader ctenophore *Mnemiopsis leidyi* on the zooplankton of the southern Caspian Sea, *Marine Ecology J.*, Vol. 29, No. 4, pp. 421-434.
86. 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 Leidy*, *Biological Invasions J.*, 12: 2343- 2361.
87. SACs Project, 2001. *Water quality standards for List I substances*. UK Marine.
88. Shiganova, T., A. Kamakin, V.V. Sapozhnikov, E. I. Musaeva, M.M. Damanov, Y.V. Bulgakova, A.A. Beiv, N.I. Zazulya, V.V. Zernova, A.F. Kuleshov, A.F. Sokol'skii, R.I. Imirbaeva and A.S. Mikuiza. 2003. Factors determining the conditions of distribution and quantitative characteristics of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the North Caspian. *Oceanography J.* 43, 676-693.
89. Sapozhnikov, V.N., A.E. Agativa, N.V. Arjanova, E.A. Nalitova, N.V. Mardosova, V.L. Zobarowij and E.A. Bandarikov, 1988. *Methods of hydrochemical analysis of the major nutrients*. VNIRO publisher, Moscow, Russia.
90. Simeonov, V., C. Sarbu, D.L. Massart and S. Tsakovski. 2001. Danube River Water Data Modelling by Multivariate Data Analysis. *Springer-verlag J.*, Mikrochim. Acta 137, 243-248.
91. Sourina, A. 1978. *Phytoplankton Manual: Monograph of Oceanographic Methology*. Paris: UNESCO. 337P.
92. Trzosińska, A. 1992, Water transparency in the Polish zone of the Baltic Sea, *Oceanologia J.*, 33: 203-209.
93. UNEP (United Nations Environment Program), 2002. *Caucasus environment outlook*. Tbilisi: New Media.
94. U.S. Department of Energy, 2000, page 18.
95. US-EPA (US Environmental Protection Agency). 1995. Pesticides Module Method: 508.
96. Velasenko, A.D. 1994. *Sturgeon status in the Caspian Sea*. International Conference on Sturgeon Biodiversity and Conservation, New York, 28-30.
97. Vinson, M.R. and C.P. Hawkins. 1996. Effects of sampling area and subsampling procedure on comparisons of taxa richness among streams. *Journal of the North American Benthological Society* 15(3):392-399.
98. Vollenweider, A.R. 1974. *A Manual on Methods for Measuring Primary Production in Aquatic environment*. London: Blackwell Scientific Publication. Oxford, London. 423P.
99. Wetzel, R.G and G.E. likens. 1990 . *Limnological analogses*. springer, second edition , Newyork USA. 391 p.
100. Witt, G. 1995. Polycyclic aromatic hydrocarbons in water and sediment of the Baltic Sea. *Marine Pollution J.*, 31, 237-248.
101. Zenkevich, L.A. 1963. *The Biology of the USSR Seas*. Moscow, Nauka.
102. Zhou, J.L. and Maskaoui, K. 2003. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in water and sediment of Daya Bay, China. *Environmental Pollution J.* 121, 269-281.
103. Zohary, T. and R.D. Roberts. 1990. Hyperscums and the population dynamics of *Microcystis aeruginosa*. *Plankton Res. J.*, 12: 423.

# پیوست

جدول ۱. ضرایب همبستگی پارامتر های فیزیکوشیمیایی آب در کرانه جنوبی دریای خزر ۱۳۸۲

Reproduced Correlation	W. Tem	p. Trans	Sal.	pH	DO	No2	No3	NH4	Norg.m	TN	Pinorg	Porg <sup>b</sup>	TP	Sio2	N/p
W. Tem.	.712 <sup>a</sup>	-.268	.502	-.184	-.476	-.047	-.291	-.415	.636	.607	.026	.095	.104	.066	-.328
Trans.	-.268	.525 <sup>a</sup>	.073	.313	.354	-.172	.031	-.209	-.125	-.158	.007	-.038	-.034	-.365	-.206
Sal.	.502	.073	.568 <sup>a</sup>	.104	-.187	-.154	-.144	-.582	.621	.577	-.110	.059	.012	-.113	-.325
pH	-.184	.313	.104	.519 <sup>a</sup>	.335	.177	.297	-.243	.171	.169	.073	-.120	-.087	.040	-.115
DO	-.476	.354	-.187	.335	.453 <sup>a</sup>	.046	.255	.087	-.276	-.268	-.054	.049	.026	-.097	.145
No2	-.047	-.172	-.154	.177	.046	.526 <sup>a</sup>	.154	.165	.046	.082	.404	.075	.242	.395	-.074
No3	-.291	.031	-.144	.297	.255	.154	.419 <sup>a</sup>	.074	-.015	.017	-.171	-.183	-.251	.218	.332
NH4	-.415	-.209	-.582	-.243	.087	.165	.074	.658 <sup>a</sup>	-.617	-.568	.075	.092	.121	.165	.396
Norg.	.636	-.125	.621	.171	-.276	.046	-.015	-.617	.855 <sup>a</sup>	.830	-.084	.008	-.028	.157	-.270
TN	.607	-.158	.577	.169	-.268	.082	.017	-.568	.830	.813 <sup>a</sup>	-.087	.011	-.026	.203	-.219
Pinorg.	.026	.007	-.110	.073	-.054	.404	-.171	.075	-.084	-.087	.795 <sup>a</sup>	-.143	.193	.101	-.596
Porg.	.095	-.038	.059	-.120	.049	.075	-.183	.092	.008	.011	-.143	.986 <sup>a</sup>	.904	-.021	.159
TP	.104	-.034	.012	-.087	.026	.242	-.251	.121	-.028	-.026	.193	.904	.965 <sup>a</sup>	.022	-.094
Sio2	.066	-.365	-.113	.040	-.097	.395	.218	.165	.157	.203	.101	-.021	.022	.478 <sup>a</sup>	.189
N/P	-.328	-.206	-.325	-.115	.145	-.074	.332	.396	-.270	-.219	-.596	.159	-.094	.189	.836 <sup>a</sup>
Residual <sup>b</sup>															
W. Tem.		.121	.024	-.025	.085	.093	.052	.028	-.072	-.073	.001	-.022	-.021	-.005	.070
Trans.	.121		.038	-.164	-.132	.069	.028	.104	.010	.023	.047	-.026	-.006	.158	.137
Sal.	.024	.038		-.022	-.037	.098	.067	.083	-.138	-.135	.019	-.021	-.013	.058	.056
pH	-.025	-.164	-.022		-.236	-.052	-.236	.034	-.064	-.075	-.078	.022	-.012	-.014	.023
DO	.085	-.132	-.037	-.236		-.025	-.110	.036	.082	.077	-.010	-.039	-.042	.044	-.084
No2	.093	.069	.098	-.052	-.025		-.113	-.071	-.081	-.099	-.179	-.019	-.094	-.166	.060
No3	.052	.028	.067	-.236	-.110	-.113		-.035	-.028	-.001	.199	.020	.103	-.165	-.006
NH4	.028	.104	.083	.034	.036	-.071	-.035		.108	.143	.105	-.042	.003	-.101	.091
Norg.	-.072	.010	-.138	-.064	.082	-.081	-.028	.108		.162	.065	-.014	.013	-.086	.009
TN	-.073	.023	-.135	-.075	.077	-.099	-.001	.143	.162		.096	-.019	.022	-.114	.026
Pinorg.	.001	.047	.019	-.078	-.010	-.179	.199	.105	.065	.096		-.018	.068	-.078	.087
Porg.	-.022	-.026	-.021	.022	-.039	-.019	.020	-.042	-.014	-.019	-.018		.006	.019	-.033
TP	-.021	-.006	-.013	-.012	-.042	-.094	.103	.003	.013	.022	.068	.006		-.014	.005
Sio2	-.005	.158	.058	-.014	.044	-.166	-.165	-.101	-.086	-.114	-.078	.019	-.014		-.088
N/P	.070	.137	.056	.023	-.084	.060	-.006	.091	.009	.026	.087	-.033	.005	-.088	

Extraction Method: Principal Component Analysis.

a. Reproduced communalities

b. Residuals are computed between observed and reproduced correlations. There are 55 (52.0%) nonredundant residuals with absolute values greater than 0.05.

جدول ۲. ضرایب همبستگی پارامتر های فیزیکوشیمیائی آب و موجودات پلانکتونی در کرانه جنوبی دریای خزر ۱۳۸۷

Reproduced Correlation	Reproduced Correlations																				
	Trans.	Water Temp.	Salinity	pH	O <sub>2</sub>	No <sub>2</sub>	No <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub> +	Norg.	TN	Pinorg.	Porg.	TP	Sio <sub>2</sub>	N/P	A M.leidy	B M.leidy	A zooplankton	B zooplankton	A phytoplankton	B phytoplankton
Trans.	.694 <sup>a</sup>	-.279	.178	.169	.105	-.165	.086	-.101	-.05	-.062	-.03	-.02	-.027	-.26	-.04	-.35	-.47	-.36	-.31	-.28	-.15
Water Temp.	-.279	.858 <sup>a</sup>	.498	-.152	-.536	.027	-.26	-.446	.583	.556	.019	.126	.141	.117	-.37	.344	.625	-.14	-.25	-.20	-.41
Salinity	.178	.498	.747 <sup>a</sup>	.329	-.244	-.083	-.07	-.545	.536	.504	-.19	.202	.123	-.10	-.24	.246	.217	-.21	-.34	-.45	-.60
pH	.169	-.152	.329	.722 <sup>a</sup>	.167	.011	.005	-.143	.045	.031	.050	-.02	.009	-.18	-.20	.144	-.13	.137	.083	-.27	-.30
O <sub>2</sub>	.105	-.536	-.244	.167	.574 <sup>a</sup>	.240	.282	.248	-.28	-.261	-.06	.160	.122	.053	.298	.103	-.28	-.0	-.01	.255	.303
No <sub>2</sub>	-.165	.027	-.083	.011	.240	.513 <sup>a</sup>	.165	.126	.037	.063	.323	-.01	.126	.326	-.12	.377	.213	-.23	-.24	.201	.101
No <sub>3</sub>	.086	-.259	-.073	.005	.282	.165	.62 <sup>a</sup>	.170	.074	.129	.031	-.16	-.159	.411	.372	-.15	-.22	.078	.034	-.04	.017
NH <sub>4</sub>	-.101	-.446	-.545	-.143	.248	.126	.170	.738 <sup>a</sup>	-.70	-.659	.242	-.16	-.053	.107	.370	-.27	-.13	.055	.133	.068	.205
Norg.	-.051	.583	.536	.045	-.287	.037	.074	-.705	.91 <sup>a</sup>	.900	-.01	.077	.074	.231	-.39	.266	.256	.054	-.06	-.08	-.24
TN	-.062	.556	.504	.031	-.261	.063	.129	-.659	.90	.890 <sup>a</sup>	.014	.060	.068	.278	-.35	.247	.246	.068	-.05	-.08	-.23
Pinorg.	-.031	.019	-.198	.050	-.065	.323	.031	.242	-.01	.014	.91 <sup>a</sup>	-.28	.154	.237	-.55	-.15	.060	.041	.091	-.06	-.01
Porg.	-.025	.126	.202	-.021	.160	-.010	-.16	-.162	.077	.060	-.28	.98 <sup>a</sup>	.881	-.20	.074	.227	.118	-.03	-.10	.063	-.00
TP	-.027	.141	.123	.009	.122	.126	-.15	-.053	.074	.068	.154	.881	.988 <sup>a</sup>	-.10	-.19	.137	.140	-.00	-.05	.011	-.02
Sio <sub>2</sub>	-.265	.117	-.100	-.184	.053	.326	.411	.107	.231	.278	.237	-.20	-.108	.54 <sup>a</sup>	.095	.107	.181	.071	.018	.106	.054
N/P	-.045	-.379	-.247	-.200	.298	-.122	.372	.370	-.39	-.355	-.55	.074	-.193	.095	.86 <sup>a</sup>	-.15	-.20	.083	.070	.081	.157
A M.leidy	-.356	.344	.246	.144	.103	.377	-.15	-.270	.266	.247	-.15	.227	.137	.107	-.15	.80 <sup>a</sup>	.488	-.21	-.29	.253	-.01
B M.leidy	-.478	.625	.217	-.130	-.289	.213	-.22	-.135	.256	.246	.060	.118	.140	.181	-.20	.488	.65 <sup>a</sup>	-.09	-.17	.014	-.20
A zooplankton	-.367	-.146	-.212	.137	-.038	-.231	.078	.055	.054	.068	.041	-.03	-.006	.071	.083	-.21	-.09	.90 <sup>a</sup>	.872	.091	.172
B zooplankton	-.315	-.259	-.345	.083	-.011	-.246	.034	.133	-.06	-.057	.091	-.10	-.051	.018	.070	-.29	-.17	.872	.88 <sup>a</sup>	.161	.285
A phytoplankton	-.286	-.203	-.451	-.276	.255	.201	-.04	.068	-.08	-.083	-.06	.063	.011	.106	.081	.253	.014	.091	.161	.65 <sup>a</sup>	.635
B phytoplankton	-.158	-.417	-.604	-.305	.303	.101	.017	.205	-.24	-.233	-.01	-.00	-.021	.054	.157	-.01	-.20	.172	.285	.635	.71 <sup>a</sup>
Residual <sup>b</sup>		.013	-.038	-.023	-.030	.025	.005	.010	-.01	-.020	-.00	-.00	-.006	.033	.032	.088	.190	.061	.103	.021	-.00
		.013	-.011	.045	.038	.035	.019	.008	-.01	-.009	.002	-.00	-.008	-.04	.023	-.04	-.03	.013	-.00	.045	.012
		-.038	-.075	-.008	.048	.025	.025	-.04	-.045	.026	-.01	-.008	-.02	-.01	-.03	-.04	.055	-.01	.074	.047	
		-.023	-.075	-.169	-.087	-.01	.076	.036	.046	.000	.034	.031	.088	.083	-.09	.014	-.09	-.07	.102	.105	
		-.030	.038	-.008	-.169	-.113	-.12	.027	.046	.042	-.00	-.04	-.048	-.01	-.08	-.03	.072	.036	.007	-.11	-.07
		.025	.048	-.087	-.113	-.07	-.106	-.03	-.047	-.08	.011	-.029	-.09	.057	-.09	-.13	.081	.087	-.03	-.05	
		.005	.025	-.014	-.120	-.073	-.105	-.08	-.084	.072	-.00	.023	-.22	-.04	.069	.117	.005	-.00	.071	.053	
		.010	.025	.076	.027	-.106	-.10	.116	.137	.029	-.01	.000	-.03	.065	-.00	-.00	-.02	-.04	.081	.016	
		-.019	-.045	.036	.046	-.035	-.08	.116	.094	.014	-.01	-.002	-.04	.051	-.01	.004	-.02	-.02	-.00	-.00	
		-.020	-.045	.046	.042	-.047	-.08	.137	.094	.025	-.01	8.8E-5	-.06	.066	-.01	.009	-.03	-.02	.003	.000	
		-.009	.026	.000	-.003	-.089	.072	.029	.014	.025	-.02	.014	-.10	.051	.043	.030	-.00	-.02	.047	.014	
		-.001	-.019	.034	-.047	.011	-.00	-.016	-.01	-.015	-.02	.002	.058	-.01	-.01	-.01	-.01	.001	.003	.003	
		-.006	-.008	.031	-.048	-.029	.023	.000	-.00	8.8E-5	.014	.002	.005	.014	.014	-.00	-.01	-.01	.017	.013	
		.033	-.027	.088	-.014	-.095	-.22	-.038	-.04	-.060	-.10	.058	.005	-.07	-.01	-.07	-.04	.003	-.04	.009	
		.032	-.019	.083	-.086	.057	-.04	.065	.051	.066	-.01	.014	-.07	-.01	-.00	-.01	-.01	-.01	.050	.026	
		.088	-.033	-.098	-.030	-.090	.069	-.005	-.01	-.012	.043	-.01	.014	-.01	-.01	.009	.019	.046	-.07	-.01	
		.190	-.042	.014	.072	-.130	.117	-.003	.004	.009	.030	-.01	-.004	-.07	-.00	.009	.005	.042	-.01	.087	
		.061	-.055	-.095	.036	.081	.005	-.023	-.02	-.030	-.00	-.01	-.015	-.04	-.01	.019	.005	-.00	.007	-.03	
		.103	-.073	.007	.087	-.00	-.046	-.02	-.029	-.02	.001	-.011	.003	-.00	.046	.042	-.00	-.04	-.03		
		.021	.074	.102	-.116	-.036	.071	.081	-.00	.003	.047	.003	.017	-.04	.050	-.07	-.01	.007	-.04	-.13	
		-.002	-.047	.105	-.073	-.054	.053	.016	-.00	.000	.014	.003	.013	.009	.026	-.01	.087	-.03	-.03	-.13	

Extraction Method: Principal Component Analysis.

a. Reproduced communalities

b. Residuals are computed between observed and reproduced correlations. There are 58 (27.0%) nonredundant residuals with absolute values greater than 0.05.

جدول ۳. ضرایب همبستگی پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب و ماکروبتوز در کرانه جنوبی دریای خزر ۱۳۸۷

Reproduced Correlation	Water Temp.	Salinity	pH	O2	Ninor.	Norg.	Pinorg.	Porg.	Sio2	ABENTH OS	BBENTH OS	TOM
Water Temp.	.658 <sup>a</sup>	.292	.142	.196	-.374	.403	.180	-.002	-.421	-.198	.105	-.341
Salinity	.292	.598 <sup>a</sup>	-.104	-.144	-.434	.606	-.119	.232	.112	-.116	-.102	.136
pH	.142	-.104	.597 <sup>a</sup>	.406	.093	.124	.088	-.116	.148	-.049	.213	-.453
O2	.196	-.144	.406	.494 <sup>a</sup>	-.083	-.063	-.165	.135	-.212	-.040	.109	-.503
Ninor.	-.374	-.434	.093	-.083	.587 <sup>a</sup>	-.425	.285	-.355	.233	-.119	-.099	.023
Norg.	.403	.606	.124	-.063	-.425	.774 <sup>a</sup>	.059	.061	.207	-.013	.147	.036
Pinorg.	.180	-.119	.088	-.165	.285	.059	.695 <sup>a</sup>	-.591	-.017	-.087	.202	-.014
Porg.	-.002	.232	-.116	.135	-.355	.061	-.591	.558 <sup>a</sup>	-.085	-.047	-.253	-.025
Sio2	-.421	.112	.148	-.212	.233	.207	-.017	-.085	.797 <sup>a</sup>	.098	.001	.299
ABENTHOS	-.198	-.116	-.049	-.040	-.119	-.013	-.087	-.047	.098	.745 <sup>a</sup>	.583	.256
BBENTHOS	.105	-.102	.213	.109	-.099	.147	.202	-.253	.001	.583	.690 <sup>a</sup>	-.020
TOM	-.341	.136	-.453	-.503	.023	.036	-.014	-.025	.299	.256	-.020	.614 <sup>a</sup>
Residual <sup>b</sup>	Water Temp.	-.123	-.036	-.086	.105	-.053	-.084	.056	.156	.098	-.057	.001
	Salinity	-.123	.019	.123	.127	-.151	.008	-.077	-.101	.024	.052	.000
	PH	-.036	.019	-.205	-.122	-.082	-.023	-.034	-.168	.032	-.112	.177
	O2	-.086	.123	-.205	.072	.040	.124	-.032	.009	-.046	.013	.200
	Ninor.	.105	.127	-.122	.072	.087	-.045	.151	-.052	.049	.096	-.009
	Norg.	-.053	-.151	-.082	.040	.087	-.019	-.019	.034	-.058	-.007	-.008
	Pinorg.	-.084	.008	-.023	.124	-.045	-.019	.251	.029	.042	-.033	.022
	Porg.	.056	-.077	-.034	-.032	.151	.034	.251	.039	-.002	.100	-.002
	Sio2	.156	-.101	-.168	.009	-.052	-.058	.029	.039	.020	.002	-.108
	ABENTHOS	.098	.024	.032	-.046	.049	-.007	.042	-.002	.020	-.237	-.089
	BBENTHOS	-.057	.052	-.112	.013	.096	-.008	-.033	.100	.002	-.237	-.007
TOM	.001	.000	.177	.200	-.009	-.008	.022	-.002	-.108	-.089	-.007	

Extraction Method: Principal Component Analysis.

a. Reproduced communalities

b. Residuals are computed between observed and reproduced correlations. There are 34 (51.0%) nonredundant residuals with absolute values greater than 0.05.



جدول ۴. ضرایب همبستگی فراوانی خانواده ماکروبتوز در کرانه جنوبی دریای خزر ۱۳۸۲

Reproduced Correlations		Oligochaeta	Ampharetidae	Nereididae	gamaridae	Corophiidae	Pseudocumidae	Balanidae	Chironomidae	Semelidae	Cardiidae	Hustoriidae	Spionidae
Reproduced Correlation	Oligochaeta	.348 <sup>a</sup>	.330	-.048	.018	-.115	.150	-.301	.090	.248	.245	-.049	.130
	Ampharetidae	.330	.508 <sup>a</sup>	.167	.003	.116	.316	-.081	.284	.379	.420	.096	.239
	Nereididae	-.048	.167	.691 <sup>a</sup>	-.130	-.051	-.064	.465	-.030	.097	.400	-.139	.526
	gamaridae	.018	.003	-.130	.747 <sup>a</sup>	.005	.170	.172	-.140	.059	.295	.180	-.296
	Corophiidae	-.115	.116	-.051	.005	.709 <sup>a</sup>	.022	.142	.095	.293	-.080	.589	-.137
	Pseudocumidae	.150	.316	-.064	.170	.022	.759 <sup>a</sup>	.038	.700	-.019	.260	-.023	-.151
	Balanidae	-.301	-.081	.465	.172	.142	.038	.657 <sup>a</sup>	.006	-.091	.217	.060	.121
	Chironomidae	.090	.284	-.030	-.140	.095	.700	.006	.783 <sup>a</sup>	-.060	.090	-.043	-.077
	Semelidae	.248	.379	.097	.059	.293	-.019	-.091	-.060	.479 <sup>a</sup>	.293	.305	.186
	Cardiidae	.245	.420	.400	.295	-.080	.260	.217	.090	.293	.650 <sup>a</sup>	-.027	.314
	Hustoriidae	-.049	.096	-.139	.180	.589	-.023	.060	-.043	.305	-.027	.557 <sup>a</sup>	-.193
	Spionidae	.130	.239	.526	-.296	-.137	-.151	.121	-.077	.186	.314	-.193	.564 <sup>a</sup>
Residual <sup>b</sup>	Oligochaeta		-.191	.041	-.027	.072	-.024	.257	.006	-.146	-.123	.070	-.025
	Ampharetidae	-.191		-.092	-.039	-.014	-.109	.057	-.097	-.191	.003	-.050	-.114
	Nereididae	.041	-.092		.111	-.028	.047	-.177	.042	.040	-.154	.065	-.057
	gamaridae	-.027	-.039	.111		.071	-.027	-.162	.123	-.038	-.183	-.009	.225
	Corophiidae	.072	-.014	-.028	.071		-.006	-.045	-.041	-.107	.037	-.248	.056
	Pseudocumidae	-.024	-.109	.047	-.027	-.006		-.033	-.153	.105	-.073	.002	.049
	Balanidae	.257	.057	-.177	-.162	-.045	-.033		-.065	.048	-.008	-.048	-.133
	Chironomidae	.006	-.097	.042	.123	-.041	-.153	-.065		.026	-.023	.062	.084
	Semelidae	-.146	-.191	.040	-.038	-.107	.105	.048	.026		-.080	-.179	-.135
	Cardiidae	-.123	.003	-.154	-.183	.037	-.073	-.008	-.023	-.080		-.010	-.109
	Hustoriidae	.070	-.050	.065	-.009	-.248	.002	-.048	.062	-.179	-.010		.114
	Spionidae	-.025	-.114	-.057	.225	.056	.049	-.133	.084	-.135	-.109	.114	

Extraction Method: Principal Component Analysis.

a. Reproduced communalities

b. Residuals are computed between observed and reproduced correlations. There are 38 (57.0%) nonredundant residuals with absolute values greater than 0.05.

جدول ۵. ضرایب همبستگی آلاینده های زیست محیطی (OCPs, PAHs, LAS) و

فلزات سنگین در محیط آب (w) و رسوب (s) در کرانه جنوبی دریای خزر ۱۳۸۷

		Reproduced Correlations																			
		W OCPs	W PAHs	W LAS	W Cd	W Pb	W Zn	W Fe	W Cu	W Ni	W Hg	S Pb	S Zn	S Cu	S Cr	S Ni	S OCPs	S PAHs	S Co	S Hg	S Fe
Reproduced Correlation	W OCPs	.670 <sup>a</sup>	-.040	-.255	-.035	.455	-.048	-.164	-.253	-.039	-.075	-.121	-.263	-.309	-.167	-.180	-.122	-.101	-.193	-.414	-.301
	W PAHs	-.040	.942 <sup>a</sup>	.221	-.039	-.204	.942	-.118	-.081	-.080	-.036	.315	-.119	.332	.172	.621	.011	-.131	-.209	-.079	-.309
	W LAS	-.255	.221	.574 <sup>a</sup>	-.103	-.124	.191	.011	-.114	.081	-.084	-.029	.150	-.262	.103	.313	.436	-.337	-.492	-.166	-.272
	W Cd	-.035	-.039	-.103	.994 <sup>a</sup>	-.053	-.039	.062	-.001	-.030	.994	-.040	-.135	-.048	-.095	-.111	-.095	.006	.021	.007	.069
	W Pb	.455	-.204	-.124	-.053	.583 <sup>a</sup>	-.173	.216	-.144	.336	-.087	-.383	-.036	-.299	-.367	-.434	-.147	-.313	-.049	-.443	-.310
	W Zn	-.048	.942	.191	-.039	-.173	.959 <sup>a</sup>	-.077	-.021	-.048	-.037	.238	-.110	.362	.082	.538	-.031	-.171	-.149	-.055	-.279
	W Fe	-.164	-.118	.011	.062	.216	-.077	.895 <sup>a</sup>	-.179	.805	.055	-.150	-.145	.263	-.126	-.206	-.105	-.029	.371	.150	.096
	W Cu	-.253	-.081	-.114	-.001	-.144	-.021	-.179	.517 <sup>a</sup>	-.241	.017	-.231	.292	.149	-.279	-.296	-.156	-.056	.278	.231	.280
	W Ni	-.039	-.080	.081	-.030	.336	-.048	.805	-.241	.806 <sup>a</sup>	-.043	-.149	-.034	.133	-.106	-.169	-.102	-.147	.221	-.115	-.144
	W Hg	-.075	-.036	-.084	.994	-.087	-.037	.055	.017	-.043	.997 <sup>a</sup>	-.032	-.120	-.037	-.083	-.096	-.080	.012	.022	.034	.089
	S Pb	-.121	.315	-.029	-.040	-.383	.238	-.150	-.231	-.149	-.032	.838 <sup>a</sup>	.043	.453	.773	.727	-.122	.552	.106	.039	-.086
	S Zn	-.263	-.119	.150	-.135	-.036	-.110	-.145	.292	-.034	-.120	.043	.718 <sup>a</sup>	.032	.095	-.027	-.154	-.111	.088	-.300	-.228
	S Cu	-.309	.332	-.262	-.048	-.299	.362	.263	.149	.133	-.037	.453	.032	.850 <sup>a</sup>	.282	.264	-.424	.452	.663	.406	.269
	S Cr	-.167	.172	.103	-.095	-.367	.082	-.126	-.279	-.106	-.083	.773	.095	.282	.786 <sup>a</sup>	.704	.027	.485	-.022	-.004	-.113
	S Ni	-.180	.621	.313	-.111	-.434	.538	-.206	-.296	-.169	-.096	.727	-.027	.264	.704	.916 <sup>a</sup>	.186	.248	-.283	-.030	-.250
	S OCPs	-.122	.011	.436	-.095	-.147	-.031	-.105	-.156	-.102	-.080	-.122	-.154	-.424	.027	.186	.570 <sup>a</sup>	-.214	-.545	.063	-.009
	S PAHs	-.101	-.131	-.337	.006	-.313	-.171	-.029	-.056	-.147	.012	.552	-.111	.452	.485	.248	-.214	.685 <sup>a</sup>	.427	.384	.358
	S Co	-.193	-.209	-.492	.021	-.049	-.149	.371	.278	.221	.022	.106	.088	.663	-.022	-.283	-.545	.427	.866 <sup>a</sup>	.413	.443
	S Hg	-.414	-.079	-.166	.007	.443	-.055	.150	.231	-.115	.034	.039	-.300	.406	-.004	-.030	.063	.384	.413	.863 <sup>a</sup>	.760
S Fe	-.301	-.309	-.272	.069	.310	-.279	.096	.280	-.144	.089	-.086	-.228	.269	-.113	-.250	-.009	.358	.443	.760	.752 <sup>a</sup>	
Residual <sup>b</sup>	W OCPs	-.012	.113	.014	-.165	-.018	.138	.107	-.020	.006	.069	.086	.010	.032	-.009	.016	-.092	.015	.058	.040	
	W PAHs	-.012	-.049	.002	.038	.020	.008	-.027	.015	.003	-.029	.073	-.050	.014	-.012	.021	.065	-.024	.016	.039	
	W LAS	.113	-.049	.001	.061	-.028	.076	-.013	-.193	-.003	.056	-.085	.051	-.016	-.025	-.222	-.019	.061	-.013	.088	
	W Cd	.014	.002	.001	.021	.001	.005	.008	-.006	.000	.004	.013	.007	.008	.002	.021	-.004	.004	.011	.002	
	W Pb	-.165	.038	.061	.021	.033	-.057	-.016	-.066	.008	-.003	.017	-.022	.080	.033	-.035	.055	-.026	.082	.094	
	W Zn	-.018	.020	-.028	.001	.033	.002	-.053	.006	.002	.002	.070	-.033	-.025	-.019	.011	.060	-.029	.016	.035	
	W Fe	.138	.008	.076	.005	-.057	.002	.048	-.048	-.002	.027	.047	-.026	.003	-.010	-.027	.010	-.012	.026	.023	
	W Cu	.107	-.027	-.013	.008	-.016	-.053	.048	.146	-.002	.042	-.196	-.046	.155	.085	.028	-.023	-.052	-.045	-.057	
	W Ni	-.020	.015	-.193	-.006	-.066	.006	-.048	.146	-.001	.008	-.014	-.073	.025	.047	.039	.009	-.090	-.026	.011	
	W Hg	.006	.003	-.003	.000	.008	.002	-.002	-.002	-.001	-.004	.009	.004	.005	-.003	.015	.002	.005	.007	-.004	
	S Pb	.069	-.029	.056	.004	-.003	.002	.027	.042	.008	-.004	.012	-.003	-.059	-.026	-.028	-.063	-.040	.028	.049	
	S Zn	.086	.073	-.085	.013	.017	.070	.047	-.196	-.014	.009	.012	-.052	-.064	-.038	.064	.059	-.052	.107	.107	
	S Cu	.010	-.050	.051	.007	-.022	-.033	-.026	-.046	-.073	.004	-.003	-.052	-.043	-.027	.125	-.039	.106	-.034	-.107	
	S Cr	.032	.014	-.016	.008	.080	-.025	.003	.155	.025	.005	-.059	-.064	-.043	.051	-.029	-.113	.020	.053	.008	
	S Ni	-.009	-.012	-.025	.002	.033	-.019	-.010	.085	.047	-.003	-.026	-.038	-.027	.051	-.067	-.041	-.042	.009	.032	
	S OCPs	.016	.021	-.222	.021	-.035	.011	-.027	.028	.039	.015	-.028	.064	.125	-.029	-.067	.080	.098	-.025	-.199	
	S PAHs	-.092	.065	-.019	-.004	.055	.060	.010	-.023	.009	.002	-.063	.059	-.039	-.113	-.041	.080	-.048	-.078	-.011	
	S Co	.015	-.024	.061	.004	-.026	-.029	-.012	-.052	-.090	.005	-.040	-.052	.106	.020	-.042	.098	-.048	-.021	-.104	
	S Hg	.058	.016	-.013	.011	.082	.016	.026	-.045	-.026	.007	.028	.107	-.034	.053	.009	-.025	-.078	-.021	.041	
S Fe	.040	.039	.088	.002	.094	.035	.023	-.057	.011	-.004	.049	.107	-.107	.008	.032	-.199	-.011	-.104	.041		

Extraction Method: Principal Component Analysis.

a. Reproduced communalities

b. Residuals are computed between observed and reproduced correlations. There are 58 (30.0%) nonredundant residuals with absolute values greater than 0.05.

جدول ۶. ضرایب همبستگی آلاینده های زیست محیطی فلزات سنگین در

محیط آب (w) و رسوب (s) در کرانه جنوبی دریای خزر ۱۳۸۷

		W Cd	W Pb	W Zn	W Fe	W Cu	W Ni	W Hg	S Pb	S Zn	S Cu	S Cr	S Ni	S Co	S Hg	S Fe
Reproduced Correlation	W Cd	.991 <sup>a</sup>	-.013	.005	.076	.023	-.019	.991	-.047	-.084	-.024	-.062	-.070	.026	-.002	.038
	W Pb	-.013	.573 <sup>a</sup>	-.117	.325	.071	.363	-.030	-.425	.214	-.334	-.375	-.460	-.010	-.373	-.263
	W Zn	.005	-.117	.229 <sup>a</sup>	-.046	-.144	.023	.001	.258	.078	.215	.337	.372	-.044	-.055	-.239
	W Fe	.076	.325	-.046	.813 <sup>a</sup>	-.109	.779	.063	-.244	-.227	.039	-.147	-.223	.203	.032	.002
	W Cu	.023	.071	-.144	-.109	.203 <sup>a</sup>	-.180	.027	-.151	.163	.004	-.224	-.316	.233	.118	.191
	W Ni	-.019	.363	.023	.779	-.180	.808 <sup>a</sup>	-.035	-.205	-.194	-.031	-.072	-.107	.047	-.127	-.178
	W Hg	.991	-.030	.001	.063	.027	-.035	.991 <sup>a</sup>	-.040	-.090	-.015	-.060	-.067	.034	.017	.058
	S Pb	-.047	-.425	.258	-.244	-.151	-.205	-.040	.464 <sup>a</sup>	-.031	.386	.500	.571	-.014	.175	-.049
	S Zn	-.084	.214	.078	-.227	.163	-.194	-.090	-.031	.589 <sup>a</sup>	.153	-.008	-.138	.265	-.133	-.249
	S Cu	-.024	-.334	.215	.039	.004	-.031	-.015	.386	.153	.805 <sup>a</sup>	.421	.300	.620	.533	.181
	S Cr	-.062	-.375	.337	-.147	-.224	-.072	-.060	.500	-.008	.421	.586 <sup>a</sup>	.664	-.044	.095	-.192
	S Ni	-.070	-.460	.372	-.223	-.316	-.107	-.067	.571	-.138	.300	.664	.828 <sup>a</sup>	-.288	-.002	-.258
	S Co	.026	-.010	-.044	.203	.233	.047	.034	-.014	.265	.620	-.044	-.288	.855 <sup>a</sup>	.551	.369
	S Hg	-.002	-.373	-.055	.032	.118	-.127	.017	.175	-.133	.533	.095	-.002	.551	.673 <sup>a</sup>	.564
	S Fe	.038	-.263	-.239	.002	.191	-.178	.058	-.049	-.249	.181	-.192	-.258	.369	.564	.665 <sup>a</sup>
	Residual <sup>b</sup>	W Cd		.007	-.021	-.002	-.012	.003	-.006	.005	.010	-.001	.005	.004	-.003	.006
W Pb		.007		.018	-.076	.020	-.092	-.001	.076	-.169	.043	.088	.065	.004	.049	.082
W Zn		-.021	.018		-.005	.096	-.049	-.017	-.163	-.085	-.089	-.088	-.082	-.026	.078	.118
W Fe		-.002	-.076	-.005		.086	-.065	-.001	.040	.137	-.061	.028	.022	-.075	-.009	.063
W Cu		-.012	.020	.096	.086		.118	.004	.090	-.074	-.029	.112	.126	-.117	-.066	.034
W Ni		.003	-.092	-.049	-.065	.118		.014	.087	.110	-.050	-.007	.002	-.052	.011	.043
W Hg		-.006	-.001	-.017	-.001	.004	.014		.010	.018	-.007	.006	.004	-.009	.007	.007
S Pb		.005	.076	-.163	.040	.090	.087	.010		.063	-.065	-.089	-.079	-.024	-.073	.067
S Zn		.010	-.169	-.085	.137	-.074	.110	.018	.063		-.155	.027	.027	-.171	.100	.179
S Cu		-.001	.043	-.089	-.061	-.029	-.050	-.007	-.065	-.155		-.142	.084	.051	-.105	-.083
S Cr		.005	.088	-.088	.028	.112	-.007	.006	-.089	.027	-.142		-.039	.013	.005	.103
S Ni		.004	.065	-.082	.022	.126	.002	.004	-.079	.027	.084	-.039		-.076	.006	.034
S Co		-.003	.004	-.026	-.075	-.117	-.052	-.009	-.024	-.171	.051	.013	-.076		-.103	-.085
S Hg		.006	.049	.078	-.009	-.066	.011	.007	-.073	.100	-.105	.005	.006	-.103		-.088
S Fe		.003	.082	.118	.063	.034	.043	.007	.067	.179	-.083	.103	.034	-.085	-.088	

Extraction Method: Principal Component Analysis.

a. Reproduced communalities

b. Residuals are computed between observed and reproduced correlations. There are 52 (49.0%) nonredundant residuals with absolute values greater than 0.05.

جدول ۷. ضرایب همبستگی آلاینده های زیست محیطی ترکیبات مختلف سموم کلره در محیط آب (w) و رسوب (s) در عمق ۱۰ متر کرانه جنوبی دریای خزر ۱۳۸۷

Correlation Matrix<sup>a</sup>

	W BHC	W Endosulfan	W Heptachlor	W Drins	W DDTs	S BHC	S Endosulfan	S Heptachlor	S Drins	S DDTs
Correlation	1.000	-.051	.361	.157	-.060	.024	-.062	-.089	-.001	-.110
W BHC										
W Endosulfan	-.051	1.000	.042	.838	.998	-.052	-.041	-.059	-.075	-.070
W Heptachlor	.361	.042	1.000	.364	.035	-.056	-.052	-.042	-.074	-.092
W Drins ppb	.157	.838	.364	1.000	.831	-.086	-.072	-.087	-.113	-.127
W DDTs	-.060	.998	.035	.831	1.000	-.061	-.049	-.069	-.080	-.063
S BHC	.024	-.052	-.056	-.086	-.061	1.000	-.059	-.078	.035	-.094
S Endosulfan	-.062	-.041	-.052	-.072	-.049	-.059	1.000	.963	.863	-.032
S Heptachlor	-.089	-.059	-.042	-.087	-.069	-.078	.963	1.000	.818	-.017
S Drins	-.001	-.075	-.074	-.113	-.080	.035	.863	.818	1.000	-.139
S DDTs	-.110	-.070	-.092	-.127	-.063	-.094	-.032	-.017	-.139	1.000
Sig. (1-tailed)										
W BHC		.390	.021	.195	.371	.447	.368	.315	.499	.274
W Endosulfan	.390		.409	.000	.000	.388	.411	.374	.342	.351
W Heptachlor	.021	.409		.020	.425	.381	.389	.411	.344	.308
W Drins	.195	.000	.020		.000	.319	.348	.318	.269	.245
W DDTs	.371	.000	.425	.000		.369	.395	.354	.331	.366
S BHC	.447	.388	.381	.319	.369		.375	.335	.426	.304
S Endosulfan	.368	.411	.389	.348	.395	.375		.000	.000	.431
S Heptachlor	.315	.374	.411	.318	.354	.335	.000		.000	.463
S Drins	.499	.342	.344	.269	.331	.426	.000	.000		.224
S DDTs	.274	.351	.308	.245	.366	.304	.431	.463	.224	

a. Only cases for which stations = 10M are used in the analysis phase.

**Abstract:**

The phytoplankton, zooplankton, Macrobenthos and ctenophore *Mnemiopsis leidy* with Physico-chemical parameters and pollutants of water were investigated in the Caspian Sea during 2007-2008. The sample station located between 48° to 54° longitude and 36° to 39° latitude. The samples were gathered in four seasons and eight transects (half-line perpendicular to the coast) in Astara, Anzali, Sefidrud, Tonekabon, Noshahr, Babolsar, Amirabad and Turkmen. Sampling was done of 5, 10, 20, 50 and 100M depth of different layers. Nonparametric test and multivariate analysis (PCA) were used for statistical methods.

**Physico-chemical factors:** The results showed that the changes of physico-chemical factors, includes: water temperature, salinity, organic nitrogen and inorganic nitrogen (ammonium) are most important than other factors. The lowest sea surface water temperature was recorded in winter (7.2 °C) and highest in summer (29.8 °C) ( $p < 0.05$ ). However, there was not significant difference at 50 and 100m depths in different seasons ( $p > 0.05$ ). The lowest salinity was recorded in winter ( $10.42 \pm 0.14$  ppt) ( $p < 0.05$ ) and the rest of the seasons, there was not significant difference ( $p > 0.05$ ). The most inorganic nitrogen was determined (ammonium ion:  $40.8 \pm 2 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) in winter and the highest organic nitrogen ( $660.6 \pm 92 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) in summer ( $p < 0.05$ ). The concentration of inorganic nitrogen was evident from the surface layer to a depth of 100 meters ( $p < 0.05$ ), but this trend was not observed in inorganic nitrogen ( $p > 0.05$ ). The maximum concentrations of total nitrogen were measured at the near-shore stations ( $640.6 \pm 28 \mu\text{g.l}^{-1}$ ). The annual average water transparency was  $4.91 \pm 0.24$  m and increased in away from the beach ( $p < 0.05$ ).

**Phytoplankton:** in total, 191 species of phytoplankton were identified. The phylum of phytoplankton include: Bacillariophyta with 97 species (50.8%), Chlorophyta with 28 species (14.7%), Pyrrophyta with 26 species (13.6%), Cyanophyta with 25 species (13.1%) and Euglenophyta with 15 species (7.9%). Bacillariophyta and Euglenophyta were had the most (51.49%) and the lowest (0.39%) abundance respectively. Nevertheless, Pyrrophyta and Chlorophyta were having the most (53.14%) and the lowest (0.54%) biomass respectively. Mean abundance and biomass of phytoplankton in the photic and the aphotic layers were a significant difference ( $p < 0.05$ ). The average abundance and biomass decreased with increasing depth ( $p < 0.05$ ). The most abundant and biomass phytoplankton was determined in the photic layer. Abundance and biomass of phytoplankton in the different seasons have been significant differences ( $p < 0.05$ ). The most abundance of phytoplankton was in winter, fall, summer and spring respectively ( $p < 0.05$ ) and the most biomass of phytoplankton was in winter, fall, spring and summer respectively ( $p < 0.05$ ).

**Zooplankton:** Also, 14 species of zooplankton include: 2 species of Copepoda, 5 species of Rotatoria, 2 species of Protozoa, 3 species of Cladocera, 2 species of newborn and larvae of Balanus and larvae of Bivalvia from meroplankton group were identified. However, the dominant zooplankton population was divided into three groups of copepoda, Rotatoria and meroplankton. Mean abundance and biomass of zooplankton in different seasons and layers showed significant different ( $p < 0.05$ ). The most abundance and biomass of them in winter and the photic layer was determined. The mean abundance of Rotifera, Cladocera and protozoa in different depth was having not significant differences ( $p > 0.05$ ). However, there was significantly in other groups ( $p < 0.05$ ). The most abundance of them was in photic layer.

**Ctenophore:** Average abundance and biomass of *Mnemiopsis leidy* were recorded  $63 \pm 7 \text{ ind.m}^{-3}$  and  $7.70 \pm 2.34 \text{ g.m}^{-3}$ , respectively. The maximum seasonal average of abundance was  $150 \pm 17 \text{ ind.m}^{-3}$  while the maximum biomass was  $26.59 \pm 4.61 \text{ g.m}^{-3}$  in summer ( $p < 0.05$ ). The lowest seasonal average of *M. leidy* abundance and biomass were in the winter ( $6 \pm 2 \text{ ind.m}^{-3}$  and  $0.07 \pm 0.02 \text{ g.m}^{-3}$ , respectively) ( $p < 0.05$ ). The average annual abundance and biomass of ctenophore were not significant difference in the 8 transects ( $p > 0.05$ ). The maximum of ctenophore abundance and biomass were belonged to the depth of low than 20m ( $p < 0.05$ ). The maximum of ctenophore abundance and biomass were recorded in the 5m depth of Anzali with  $639 \text{ ind.m}^{-3}$  and  $158 \text{ g.m}^{-3}$ , respectively.

Results of biological and non-biological factors showed that significant changes between euphotic and aphotic layers ( $p < 0.05$ ). There were the most seasonal changes in the euphotic layer. The results showed that the presence of ctenophore is highly related to the presence of the zooplankton and phytoplankton and some non-biological factors. The water temperature is a limiting factor in the ctenophore Fluctuation at the winter, because of food presence (phytoplankton, zooplankton and Nutrients), *M. leidy* have had the lowest abundance.

**Macrobenthos:** Three phyla of macrobenthos (arthropoda, annelida and mollusca) include: 5 classes (crustacea, insecta, polychaeta, oligochaeta and bivalvia), 8 orders, 11 families, 26 genera and 24 species were identified. The most abundance and biomass of orders in the different seasons were belonged to polychaeta (annual average:  $2452 \pm 258 \text{ g.m}^{-2}$ ) and bivalvia (annual average:  $25 \pm 6 \text{ g.m}^{-2}$ ), respectively. Macrobenthic abundance in all orders except insecta and oligochaeta in different seasons was significant difference. The amount of seabed total organic mater (TOM) from the 5m to 100m stations was with an increasing trend and the highest percentage had in the 50m and 100m stations ( $P < 0.05$ ). The percentage of seabed TOM was not significant difference in the different transect ( $P < 0.05$ ). However, seabed grain size had significant difference ( $P < 0.05$ ) and seabed grain size

from the 5m to 100m stations was with a decrease trend in the size ( $P < 0.05$ ). Macrobenthos and physico-chemical parameters of correlation matrix showed that macrobenthos abundance in the between parameters have a positive correlation with TOM. However, it biomass with pH (positive), inorganic phosphorus (positive) and organic phosphorus (negative) have a correlation.

**Heavy metals:** The levels of heavy metals (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, and Zn) of water had lower than standard and acceptable for aquatic life. Significant accumulation of metals such as Co, Cu and Cr in the sediment was observed at transect Sefidrud and Anzali and Ni at transects Sefidrud and Astara in comparison with six other transects ( $P < 0.05$ ).

**Petroleum compounds (16PAHs):** Concentration levels changes of petroleum compounds in seawater in different seasons was significant ( $P < 0.05$ ) and in seasons of spring, summer, fall and winter was 56.5, 9.3, 14.9 and 19.3 of percent respectively. However, the concentration values in sediments of the sea in different seasons and transects were not significant difference. Maximum concentrations in summer and in Astara transects ( $8.02 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) were determined. In correlation matrix, observed positive correlation between petroleum compounds and Cr, Ni and Pb in sediments of seabed and between petroleum compounds and Zn in seawater.

**Organochlorine pesticides (OCPs):** The OCPs concentration of seawater in different seasons had significant difference ( $p < 0.05$ ). The pesticides groups of DDT, BHC, Drin and Endosulfan in seawater in different seasons had significant difference ( $p < 0.05$ ), but, it was not found in Heptachlor group ( $p > 0.05$ ). The maximum concentration values of OCPs in all groups in seawater were determined in winter (99%) ( $p < 0.05$ ). The seawater OCPs concentration in comparison of regional and stations were not had significant differences ( $p > 0.05$ ). The only DDT group in the seabed sediment had significant difference in different seasons ( $P < 0.05$ ) and the maximum of seasonal average, it was determined in summer (Average:  $0.88 \pm 0.62 \text{ mg.Kg}^{-1}$  and Max:  $4.5 \text{ mg.Kg}^{-1}$ ). However, in comparison of regional were not had significant differences ( $p > 0.05$ ). In correlation matrix, the groups of Endosulfan and Drins in seawater and sediment were had equal variance and the changes were included. There was high correlation of between Endosulfan and Drin with DDT group in seawater and with Heptachlor group in the sediment of seabed.

**Surfactant:** Mean surfactant concentration (LAS) between different seasons had significant difference ( $P < 0.05$ ). The maximum concentrations of LAS were in spring and summer (Anzali transect) was  $0.084 \text{ mg.l}^{-1}$  and  $0.082 \text{ mg.l}^{-1}$ , respectively. Also, average concentrations in the spring:  $0.06 \pm 0.003 \text{ mg.l}^{-1}$ , summer:  $0.059 \pm 0.004 \text{ mg.l}^{-1}$ , winter:  $0.042 \pm 0.003 \text{ mg.l}^{-1}$  and fall:  $0.031 \pm 0.013 \text{ mg.l}^{-1}$  was determined. Nevertheless, there was no significant difference in the study area and station ( $p > 0.05$ ). Based on existing standards, Surfactant concentration in the southern Caspian Sea region was not critical.

**Keyword:** Caspian Sea, Phytoplankton, Zooplankton, *Mnemiopsis leidyi*, Pollutant, Physico-chemical parameters

**Ministry of Jihad – e – Agriculture**

**AGRICULTURAL RESEARCH, EDUCATION & EXTENTION ORGANIZATION**

**IRANIAN FISHERIES RESEARCH ORGANIZATION – Caspian Sea Ecology Research  
Center**

---

**Title :** Hydrology, Hydrobiology and environmental pollution in the southern of Caspian Sea

**Apprpved Number:** 1-76-12-8605

**Author:** Mohammad Vahid Farabi

**Executor :** Mohammad Vahid Farabi

**Collaborator :** -

**Advisor(s):**R.poorgholam,M.Yoosefyan,Sh.Najafpoor,H.Fazli,N.Poorng,H.Negarestan,M.Na  
derijolodar

**Supervisor:-**

**Location of execution :** Mazandaran province

**Date of Beginning :** 2008

**Period of execution :** 2Years & 1 Month

**Publisher :** *Iranian Fisheries Research Organization*

**Circulation :** 20

**Date of publishing :** 2012

**All Right Reserved . No Part of this Publication May be Reproduced or Transmitted  
without indicating the Original Reference**

**MINISTRY OF JIHAD - E - AGRICULTURE**  
**AGRICULTURAL RESEARCH, EDUCATION & EXTENTION ORGANIZATION**  
**IRANIAN FISHERIES RESEARCH ORGANIZATION- Caspian Sea Ecology Research Center**

**Title:**

**Hydrology, Hydrobiology and environmental  
pollution in the southern of Caspian Sea**

**Executor :**

***Mohammad Vahid Farabi***

**Registration Number**

***40189***