وزارت جهاد کشاورزی
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی
موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور – پژوهشکده آبزی پروری جنوب کشور

عنوان :

پایش تغییرات ترکیب گونه ای در اطراف زیستگاه‌های مصنوعی احداث شده در سواحل استان خوزستان (با تاکید بر نقش آن در افزایش تنوع و تولید)

مجری:
سیمین دهقان مدیسه

شماره ثبت
٤٧٩٥٩

وزارت جهاد کشاورزی
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی
موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور- پژوهشکده آبزی پروری جنوب کشور

عنوان پروژه : پایش تغییرات ترکیب گونه ای در اطراف زیستگاه‌های مصنوعی احداث شده در سواحل استان خوزستان(با تاکید بر نقش آن در افزایش تنوع و تولید)
شماره مصوب پروژه : ۸۹۱۳٦-۱۲-۷٤-۲
نام و نام خانوادگی نگارنده/ نگارندگان : سیمین دهقان مدیسه
نام و نام خانوادگی مجری مسئول (اختصاص به پروژه ها و طرحهای ملی و مشترک دارد) :
نام و نام خانوادگی مجری / مجریان : سیمین دهقان مدیسه
نام و نام خانوادگی همکار(ان) : غلامرضا اسکندری - سارا سبزعلیزاده- فوزیه اسماعیلی-نجمه جهانی -یوسف میاحی- جمیل بنی طرفی زادگان
نام و نام خانوادگی مشاور(ان) : -
نام و نام خانوادگی ناظر(ان) : دانیال اژدری
محل اجرا :استان خوزستان
تاریخ شروع : ۸۹/۱۰/۱
مدت اجرا : ۲ سال
ناشر : موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور
تاریخ انتشار : سال۱۳۹۵
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 مسئول / مجری»

پروژه : پایش تغییرات ترکیب گونه ای در اطراف زیستگاه‌های مصنوعی احداث شده در سواحل استان خوزستان(با تاکید بر نقش آن در افزایش تنوع و تولید)

کد مصوب : ۸۹۱۳٦-۱۲-۷٤-۲

شماره ثبت (فروست) : ٤۷۹٥۹ تاریخ : ۹٤/۷/۲۰

با مسئولیت اجرایی سرکار خانم سیمین دهقان مدیسه دارای مدرک تحصیلی دکتری در رشته زیست شناسی دریا -گرایش جانوران دریایی می‌باشد.

پروژه توسط داوران منتخب بخش اکولوژی منابع آبی در تاریخ ۹۴/۲/۹ مورد ارزیابی و رتبه عالی تأیید گردید.

در زمان اجرای پروژه، مجری در :

ستاد ■ پژوهشکده□ مرکز □ ایستگاه □

با سمت عضو هیئت علمی در پژوهشکده آبزی پروری جنوب کشور مشغول بوده است.

عنوان	«فهرست مندرجات »	صفحه

چکیده ۱
۱-مقدمه ۳
۱-۱- اهداف و مزایای استفاده از سازه های مصنوعی ۵
۱-۲- طراحی و ساخت زیستگاه های مصنوعی ۶
۱-۳- مواد مورد استفاده در ساخت بسترهای مصنوعی ۶
۱-۴- مکان مناسب جهت احداث زیستگاه های مصنوعی ۷
۱-۵- فاکتورهای مؤثر در نشست اجتماعات بنتیک بر روی سازه ها ۸
۱-۶- توالی موجودات بر روی سازه های مصنوعی ۹
۱-۷- پیشینه و تاریخچه تحقیق ۱۰
۱-۸- اهمیت و ارزش تحقیق ۱۳
۲- مواد و روش ها ۱۵
۲-۱- منطقه مورد مطالعه ۱۵
۲-۲- نمونه برداری و آنالیز پارامترهای فیزیکی و شیمیایی ۱۶
۲-۳- عملیات نمونه برداری و آنالیز پارامترهای رسوب ۱۸
۲-۴- تعیین میزان تولید ثانویه ماکروبنتوزها (Secondary production) ۱۹
۲-۵- نمونه برداری و آنالیز موجودات چسبنده ۲۰
۲-۶-ثبت اطلاعات و آنالیز داده ماهیان ۲۰
۲-۷- شاخص های زیستی ۲۱
۳- نتایج ۲۴
۳-۱- نتایش بخش فیزیکی و شیمیایی ۲۴
۳-۲- نتایج بررسی زئوپلانکتون ها درمنطقه زیستگاههای مصنوعی سواحل خوزستان ۲۹
۳-۳-نتایج بررسی ماکروزئوپلانکتون ها درمنطقه زیستگاههای مصنوعی سواحل خوزستان ۳۳
۳-۴- نتایج شناسایی و فراوانی ماکروبنتوزهادر زیستگاههای مصنوعی خوزستان ۴۱

عنوان	«فهرست مندرجات »	صفحه

۵-۳- تخمین تولید ثانویه ۵۸
۶-۳- نتایج آنالیز رسوبات ۶۴
۷-۳- نتایج جانوران چسبنده سازه ها ۶۷
۸-۳- نتایج بخش جانوران متحرک ساکن بدنه سازه ها ۷۲
۹-۳- نتایج بخش ماهیان ۸۳
۴- بحث ۸۶
۱-۴- فیزیکو شیمیایی ۸۶
۲-۴- زئوپلانکتونها و ماکروزئوپلانکتونها ۹۲
۳-۴- ماکروبنتوزهای رسوبات ۹۳
۴-۴-تولید ثانویه ماکروبنتوزها ۹۶
۵-۴- موجودات چسبنده سازه های مصنوعی ۹۷
۶-۴- جانوران متحرک ساکن بدنه سازه ها ۱۰۳
۷-۴- ماهی شناسی در سازه ها ۱۰۵
۵- نتیجه گیری نهایی ۱۱۰
منابع ۱۱۳
پیوست ۱۲۱
چکیده انگلیسی ۱۲۷

چکیده

این مطالعه در ادامه مطالعات گذشته در خصوص پایش احداث سازه های مصنوعی خوزستان اجرا شده و هدف اصلی آن بررسی ترکیب گونه های جانوری روی سازه ها و در اطراف سازه های مصنوعی بوده است. عملیات نمونه برداری طی ۱۲ ماه از اردیبهشت سال ۱۳۹۰ تا فروردین ۱۳۹۱ از ۴ ایستگاه واقع در منطقه احداث زیستگاه‌های مصنوعی در سواحل هندیجان در خوزستان انجام شد.نمونه برداری از بدنه سازه ها توسط عملیات غواصی و به صورت فصلی انجام شده است. پارامترهای مختلف فیزیکی و شیمیایی اندازه گیری شده و جهت تعیین وضعیت کیفی آب منطقه چراگاه های مصنوعی از شاخص کیفیت آب WQS استفاده شد.جوامع زئوپلانکتونی با استفاده از تور ۱۰۰ میکرون و ماکروزئوپلانکتون ها با استفاده از تور ۳۰۰ میکرون نمونه برداری شده‌اند. جوامع ماکروبنتیک در جوار سازه‌ها بوسیله گراب اکمن نمونه برداری و شناسایی و تعیین تراکم شده اند. ویژگیهای رسوبات، میزان ماده آلی با استفاده از روش سوختن و دانه بندی رسوبات با استفاده از روش سری الکها تعیین گردید. تولید ثانویه جوامع ماکروبنتیک بر اساس گروه های طولی گونه های غالب، محاسبه شده است. اطلاعات ماهی شناسی با استفاده از روش مشاهده (غواص و فیلمبرداری) و شمارش انجام شد و برای تلاش صیادی از روش گورگذاری در محل استفاده شده است.

در ایستگاه های مختلف فقط مقادیر نیتریت دارای اختلاف معنی‌دار می‌باشد ($p<0.05$). ولی به غیر از سیلیس سایر پارامترها در ماه های مختلف در سطح اطمینان ۹۵٪ دارای اختلاف معنی‌دار آماری می‌باشند ($p<0.05$). در بخش زئوپلانکتونها به طور میانگین تعداد (۵۲± ۹۱۴) فرد در متر مکعب شمارش و شناسایی شده است. در بین گروه های شناسایی شده Copepoda با میانگین سالانه (۱۰± ۲۳۵) فرد در متر مکعب به عنوان گروه غالب زئوپلانکتونی گزارش شدند. آزمون Anosim ، عدم اختلاف معنی داری را در ترکیب گونه ای زئوپلانکتون ها ی سازه های مختلف را نشان داده است . گروه های مختلف رده سخت پوستان بالای ۸۲ درصد از مجموعه ماکروزئوپلانکتونها را شامل می شدند. میانگین نمونه های Decapoda با ۳۰۲ فرد در متر مکعب، Branchiopoda (که عمدتا شامل مراحل لاروی گروه کلادوسرا می باشد) با ۲۹۶ فرد در متر مکعب و کل گونه‌های Copepoda با ۱۹۱.۵ فرد در مترمکعب تراکم داشته اند. میانگین فراوانی ماکروبنتوزها ۹۰/۲۶ ± ۴۱۸ فرد در متر مربع از سطح منطقه مورد مطالعه بوده است و به ترتیب نرم تنان، سخت پوستان و پرتاران غالب گروه های ماکروبنتوزی بوده اند. بیومس کل ماکروبنتوزها در چهار ایستگاه نمونه برداری شده، در طول یک سال، ۱۱/۳۷ گرم بوده که میانگین آن ۲/۸۴ گرم وزن تردر متر مربع از سطح بستر در کل سال مطالعه بوده است. میزان تولید سالانه پرتاران ۱۵۴ گرم وزن تردر متر مربع در سال برآورد شده و میزان تولید سالانه سخت پوستان ۱۸۲ گرم وزن تردر متر مربع در سال تخمین زده شده است. تولید سالانه کل ماکرو بنتوزها حدود ۶۷۵ گرم وزن تر در متر مربع در سال بر آورد شده است. آنالیز دانه بندی رسوبات ایستگاه های مختلف میزان درصد سیلت- کلی را با دامنه(۹۵/۶–۸/۷) نشان می دهند میانگین فصلی درصد ماده آلی در رسوبات ایستگاه های

مختلف با دامنه (۱۳/۲۵-۴/۴۷) درصد تخمین زده شد. بر اساس بیومس (وزن تر) گروه های مختلف چسبنده بر بدنه سازه ها، از مرجانها رده Anthozoa با ۸۸ درصد از بیومس کل، بیشترین توده چسبنده را شامل میشده و پس از آن اسفنج ها (۱۰ درصد) و مرجان های هیدروزوآ و بندپایان نیز هر یک با یک درصد از مجموعه کل را شامل می شده اند. فصل بهار بیشترین میانگین فراوانی را نشان داده است که ناشی از بیومس بالای گروه آنتوزوآ با ۸۹ درصد در این فصل بوده است. مهمترین گروههای متحرک وابسته به سازه ها شامل ۷۲ درصد سخت پوستان که عمدتاً گروههای مختلف رده Malacostraca می باشند، خاپوستان که شامل گونه هایی از رده های مارسانان و توتیاهای دریایی می باشند ۱۸ درصد، نرم تنان شامل دوکفه ایها و شکم پایان ۴ درصد و کرم های پرتار ۳ درصد از این مجموعه را شامل می شوند. دامنه شاخص تنوع شانون در این بخش ، در ایستگاه های مختلف (۳/۴۶-۳/۲۲) و در فصول مختلف (۳/۳۸-۲/۴۴) محاسبه شده است. در کل منطقه زیستگاه مصنوعی ایجاد شده تعداد ۱۵ نوع ماهی شناسایی گردید. خانواده شانک ماهیان با ۳ گونه بیشترین تنوع را در میان گونه ها داشته است. بیشترین حضور در میان گونه‌ها را ماهی هامور (۸۷/۵ درصد) به خود اختصاص می دهد و در اکثر غواصی ها و در تمام فصول دیده می شود. بعد از ماهی هامور، *Neopomacentrue |sindensis* و شانک تک خال بیشترین حضور را به خود اختصاص می دهند. بیشترین میزا ن صید هامور در واحد تلاش در سازه B و کمترین در سازه C و حداکثر در فصل بهار و حداقل در فصل پاییز مشاهده می شود . مقایسه داده ها با مطالعه اخیر نشان میدهد که جز افزایشی در میزان نیتریت سایر پارامترها در دامنه پارامترهای فیزیکی شیمیایی سالهای ۸۳-۸۵ در منطقه سازه ها بوده است. با توجه به نتایج بدست آمده از این مطالعه ، جوامع جانوری در تمامی بخشهای مختلف، نسبت به گذشته تنوع بیشتری را نشان داده اند و در مقایسه با پهنه های گلی سواحل خوزستان، اکوسیستمی جدید با گونه ها یی جدید در منطقه ایجاد شده که بخش عظیمی از این جوامع پیش از این در گزارشات منطقه حضور نداشته اند. گروه های جانوری که مراحلی از حیات خود را در ستون آب پراکنده بوده و نیاز به تکیه گاه برای نشستن و ادامه حیات در وضعیت ساکن دارند، تنوع بالایی در منطقه داشته و گروههای چسبنده نیز عمدتا با احداث سازه ها به اکوسیستم وارد و در زنجیره اکولوژیکی و بیولوژیکی منطقه ساحلی نقش مهمی را ایفا می کنند.

۱- مقدمه

بخش عظیمی از جوامع فعلی درخط ساحلی زندگی می کنندو جوامع ساحلی در حال رشد می باشند (UNEP, 2002). این افزایش فشار روی اکوسیستم دریایی مجاور مناطق شهری از طریق بهره برداری بیش از حد از اکوسیستم و منابع دریایی موجب تخریب و آلودگی زیستگاههای ساحلی می گردد. انسان در طول زمان به دلیل رعایت نکردن اصول صحیح بهره برداری از منابع و در پی دستیابی به آنچه که توسعه می نامند خواسته یا ناخواسته آسیب های جبران ناپذیری را به طبیعت وارد نموده است.امروزه بشر به این نتیجه رسیده که بقای او در گرو بقای طبیعت می باشد. بنابراین بیشتر از هر زمانی اهمیت حفاظت از محیط زیست را احساس می شود.با افزایش روند تخریب زیستگاه ها در محیط های آبی بویژه آبسنگ های مرجانی که از مهم ترین آنها می باشند، تلاش های زیادی جهت استفاده بالقوه از سازه های مصنوعی جهت حمایت و بازسازی سریع اکوسیستم های دریایی شده است (Wilkinson, 2000; Birkeland, 2004). اغلب کشورهایی که در ساحل دریاها و اقیانوس ها هستند به آن پرداخته و از این طریق توانسته اند علاوه بر احیا محیط های آسیب دیده ، تولید در دریا را افزایش دهند.

سازه های مصنوعی به ساختارهایی گفته می شوند که ساخته دست انسان ها هستند و به طور عمدی یا غیر عمدی در محیط دریایی گذاشته می شوند (Svane and Petersen, 2001; Perkol-Finker and Benayahu, 2009) وطبق تعریف شبکه تحقیقات ریف های مصنوعی در اروپا[1] به ساختارهایی که به صورت عمدی برای تقلیدکردن برخی از ویژگی های ریف ها طبیعی در زیر آب گذاشته می شوند، اطلاق می شود (OSPAR, 1999). ریف های مصنوعی برای حدود ۴۰ سال است که در آب های اروپا مستقر شده اند و اکثریت آنها نقش مهمی را در حفاظت از بسترهای ارزشمند جلبکی مدیترانه در برابر صدمات ناشی از ترال بازی می کنند و مهمترین هدف از استقرار آنها ماهی گیری می باشد (Jensen, 2002). تحقیقات در زمینه ریف های مصنوعی در اروپا به جایی رسیده است که در سال۱۹۹۵سازمانی به نام EARRN توسط کشورهای اتحادیه اروپا تاسیس شد و هدف آن افزایش همکاری، خلاصه کردن نتایج حاصل از تحقیقات انجام شده، مدیریت صحیح، ترویج و پیشبرد آگاهی در این زمینه و در نهایت رسیدن به بیشترین سود در آینده می باشد (Jensen, 2002). در سالهای اخیر فشار بهره برداری های صیادی در منابع ساحلی خصوصا ترال کشی تاثیر شدیدی روی ذخایر داشته است. ترال کف موجب آشفتگی در جوامع بنتیک و زیستگاه شان می شود. بسترهای گلی زیستگاه موجودات کفزی متنوعی هستند که نقش بسیار مهم و حیاتی را در زنجیره غذایی اکوسیستم های ساحلی ایفا می کنند. سواحل گلی معمولا در نواحی کم انرژی دریاها به وجود می آیند و دارای مواد آلی زیاد و رسوبات ریز ذره هستند. به دلیل یکنواختی بستر و عدم وجود خلل و فرج، جانوران معمولا در رسوبات نقب هایی حفر کرده و در آن زیست می کنند. نوع رسوبات تعیین کننده تنوع موجوداتی است که در آن ماءوا میگزینند(Shin *et al.*, 2008). فشار ترال،

[1] European Artificial Reef Research Network (EARRN)

بیومس ، تنوع و تولید را کاهش می دهد که نهایتا موجب تغییر اکوسیستم میشود. احداث صخره های مصنوعی ابزاری برای محافظت تنوع زیستی، حذف اثرا ت و بازسازی و احیای زیستگاههای تحت اثر خواهد بود (Perkol-Finkel *et al*., 2006b). سازه های مصنوعی، سازه های ساخته دست انسان هستند که توسط انسان روی بستر دریا مستقر می شوند و با هدف اصلی محافظت و افزایش منابع زیستی و جلوگیری از انجام ترال کشی، حمایت از آبزیان چسبنده فیلتر فیدر که روی بسترهای سخت تکیه کرده و از منابع ستون آب بهره برداری می کند، فراهم نمودن چراگاه تغذیه ای و پناهگاهی برای موجودات متحرک ، کلنی های چسبنده ها و گونه های متحرک وابسته به تکیه گاه سخت و جذب گونه ماهیان بنتونکتونیک، اجرا و مانیتورینگ شده اند.گونه های چسبنده و متحرک وابسته به بسترهای سخت بدنبال روندپیچیدگی اکولوژیک بوسیله تغییرات فصلی لاروها، چرخش آب، کدورت و میزان نوترینتها، عمق و ویزگیهای ماتریال بستر تحت تاثیر قرار می گیرند (Nicoletti *et al*., 2007).

زیستگاه های مصنوعی در مقیاس های محدود برای ترمیم زیستگاه های طبیعی تخریب شده و ماهی گیری و در وسعت زیادتر برای اهداف گسترش تنوع شامل حفاظت بیولوژیکی و همچنین توسعه اقتصادی و اجتماعی به کار می روند (Seaman, 2007) . از آنجایی که شکل گیری گونه ها بر روی سازه های مصنوعی در حد مشابه با ردیف های طبیعی تقریباً بعد ازگذشت ۲۰ سال می باشد، بوجود آمدن یک چنین اکوسیستمی به طور طبیعی شاید به یک قرن کامل زمان نیاز داشته باشد (Perkol-Finker and Benayahu, 2005).

برخی از انواع سازه های مصنوعی شامل کشتی های غرق شده، سکوهای نفت و گاز، موج شکن ها، اسکله ها و یک چنین ساختارهایی هستند که به طور غیر عمدی به دریا رها می شوند و یک بستری را برای اجتماعات فولینگ، ماهی ها و بسیاری از موجودات دیگر فراهم می آورند (Wendt *et al*.,1989; Rilov and Benayahu, 2000; Perkol-Finkel and Benayahu, 2004). نوع دیگر از سازه های مصنوعی ساختارهایی هستند که با هدف مشخص و مطابق اصول ایمنی و با مقاومت بالایی طراحی و ساخته می شوند (Baine, 2001; Seaman and Jensen, 2000).

اما آیا پروسه سازه های مصنوعی توانایی نگهداشتن اجتماعات بنتیک را همانند ریف های طبیعی دارد یا نه موضوعی است که بحث های زیادی پیرامون آن وجود دارد (Aseltine-Neilson *et al*.,1999; Svane and Petersen, 2001; Perkol-Finkel *et al*., 2005; Seaman, 2007) و از آنجایی که این ساختارها توان محیط طبیعی دریا را تغییر می دهند و از این رو ممکن است اثرات مختلفی را بر روی زندگی آبزیان بگذارند. پس قبل از اینکه از این چنین ساختارهایی برای اهداف گوناگون استفاده شود احتیاج به یک سری ارزیابی های دقیق و کامل از اثرات آنها بر روی محیط دریا در طول این مدت می باشد. همچنین اگر این سازه های مصنوعی در طولانی مدت به شکل صحیح و علمی مدیریت شوند، وسیله ای مناسب جهت بازسازی آبسنگ های طبیعی و تعادل در بیوماس هستند. مطالعه اثرات اکولوژیکی این سازه ها در آبهای ایران هم اکنون در حال انجام است.

۱-۱- اهداف و مزایای استفاده از سازه های مصنوعی

از زمانی که انسان ها شروع به استفاده از دریا و منابع آن کرده اند، ورود بسترهای سخت مصنوعی در دریا رو به افزایش است که واضح ترین و آشکارترین این فعالیت ها، سازه های ساحلی است که به طور چشمگیری طبیعت را تغییر می دهند (Glasby and Connell, 1999; Bacchiocchi and Airoldi, 2003). همچنین تخریب و از بین رفتن سواحل، زیستگاه ها و اکوسیستم های اقیانوسی یک مشکل و مساله جهانی می باشد،که از زیستگاه های مصنوعی می توانیم برای بازسازی و ترمیم این اکوسیستم ها استفاده کنیم.

برای قرن ها نقش زیستگاه های مصنوعی در محیط های آبی به تفضیل شرح داده شده و کاربرد آن از مقیاس های کوچک و استفاده از مواد طبیعی در ساخت آنها و افزایش موفقیت در صید ماهی به صورت محلی، به سمت تکنولوژی پیچیده تر و استفاده از مدیریت محیطی در مقیاس وسیع پیش می رود. کشورهای مختلف با توجه به مسائل و مشکلات خود اهداف مختلفی را از ایجاد زیستگاه های مصنوعی دنبال می کنند. این ساختارها اغلب به صورت مصنوعی و مطابق با پیش بینی تاثیر بر زندگی گونه های مورد نظر ساخته می شوند. نقطه شروع کاربرد زیستگاه های مصنوعی از ژاپن بود که این ساختارها از منابع طبیعی در مناطق گرمسیری و نیمه گرمسیری به کار برده شدند. اهداف تاریخی افزایش تولید غذا هم در غالب ماهی گیری صنعتی۲ (هند) و هم ماهی گیری تجاری۳ (تایوان) ادامه یافت.

در موقعیت های با کنترل بیشتر، ریف های مصنوعی به عنوان یک ابزار فیزیکی برای آبزی پروری استفاده شدند (ایتالیا) و بعد در جنبه های کامل تری و با عنوان آبزی پروری دریایی و با استفاده از ساختارهای کوچکی برای مکان تخم ریزی توسعه یافتند (کره) و در ده سال اخیر، دیگر اهداف تاریخی مثل افزایش ماهی گیری تفریحی (استرالیا) و نیز استفاده از ریف های مصنوعی برای توسعه غواصی (کانادا) و اکوتوریسم (باهاماس) و حفاظت از تنوع زیستی (موناکو) توسعه یافت. ترمیم اکوسیستم جدیدترین و آخرین استفاده و برنامه کاربردی از ریف های مصنوعی می باشد (Seaman, 2007). به طور کلی می توان اهداف ایجاد زیستگاه های مصنوعی را علاوه بر افزایش سطح دریا و ایجاد چرخه زیستی به صورت زیر تقسیم بندی کرد:

افزایش جمعیت ماهی ها و دیگر موجودات دریایی ، کشت و پرورش آبزیان، (Seaman, 2007)، بالا بردن تولید و افزایش تنوع گونه ای (Perkol-Finker and Benayahu, 2004)، کنترل فرسایش ساحلی (Barber, 2002; Bacchiocchi and Airoldi, 2003)، فعالیت های توریسمی، افزایش تولید ماهیگیری تفریحی، صنعتی و تجاری (Svane and Petersen, 2001)، کاهش صید روی ذخایر تعیین شده، محدود کردن صید توسط کشتی ها و استفاده از تورهای ترال، و نیز جهت حل مشکلات صید بی رویه (Seaman and Jensen, 2000; Baine, 2001)، تحقیقات و آزمایشات اکولوژیک و بیولوژیک، فراهم نمودن مناطقی جهت تخم ریزی (Figley, 2003)، بازسازی زیستگاه ها (De

---

۲ Artisanal fisheries
۳ Commercial fisheries

(Bernandi, 1989)، ایجاد محیطی برای باز سازی و فراکاشتن مرجانهای آسیب دیده(Goreau *et al*., 2001) ، به عنوان موج شکن در مناطقی از ساحل که تحت تاثیر امواج سهمگین قرار دارند (Seaman, 2007)،و همچنین توسعه فعالیت های غواصی، که برای این منظور سازه ها باید در عمق استقرار یابند (Duedall and Champ, 1991; Rilov and Benayahu, 2000 ; Barber, 2002 ; Figley, 2003). همچنین سازه های مصنوعی زیستگاه های پیچیده و ویژه ای هستند که به عنوان یک مدل خوب برای مطالعه الگوهای توالی اجتماعات موجودات مختلف به کار می روند (Walker *et al*., 2007; Boaventura *et al*., 2007) .

۲-۱- طراحی و ساخت زیستگاه های مصنوعی

پس از تعیین اهداف استقرار سازه، مراحل و سلسله مراتب اجرای پروژه شامل: طراحی و استقرار سازه ها با در نظر گرفتن هدف مشخص و در نهایت ارزیابی اثرات مختلف زیستگاه پس از استقرار می باشد. پروژه استقرار زیستگاه با تاکید وجود نیاز های اجتماعی، ارزیابی هزینه ها، اثرات بیولوژیک و اثرات اقتصادی آغاز می شود. بدنبال آن شناسایی پارامترهای مکان استقرار، پارامترهای ساخت سازه و در نهایت بازنگری و ارزیابی بیولوژیک و اجتماعی- اقتصادی بر روی آنها صورت می گیرد (Ditton and Burk, 1985) .

برای اینکه یک سازه مصنوعی پرتولید باشد باید بتواند یک سری ویژگی های مشابه با یک محیط طبیعی را فراهم کند. که این هدف فقط با طراحی اختصاصی و انتخاب محل مناسب برای استقرار آن بدست می آید. این شرایط اختصاصی شامل، فراهم کردن پناهگاه، نفوذ نور خورشید، تمیز بودن آب، جریان کافی و ایجاد زیستگاه های متنوع و به مقدار زیاد برای موجوداتی که می توانند خودشان را درون این اکوسیستم جای دهند می باشند (Perkol-Finker *et al*.,2005). این ساختارها همچنین با در نظر گرفتن وضعیت توپوگرافی منطقه، ویژگی های فیزیکی آب و نیازمندی های موجودات مختلف ساخته می شوند (Seaman, 2007). همچنین در طراحی و ساخت سازه های مصنوعی باید به چند عامل از جمله نوع مواد مورد استفاده (Baine, 2001)، اندازه (Oren and Benayahu, 1997; Rilov and Benayahu, 2000) و پیچیدگی، مقاومت و پایداری سازه مصنوعی (Connell and Jones, 1991) توجه کرد. با طراحی دقیق و صحیح سازه های مصنوعی، می توان منجر به جذب گونه هایی شد که در محیط طبیعی نادرند و یا حتی حضور ندارند (Perkol-Finker and Benayahu, 2004).

۳-۱- مواد مورد استفاده در ساخت بسترهای مصنوعی

همه مواد به کار رفته در ساخت سازه باید ثبات و پایداری آنها به اثبات رسیده باشد و در مقابل زوال و شکستن، مقاوم باشند. مواد با دوام ،شکل مطلوب ساختار را در محیط آبی حفظ خواهند کرد. همچنین هزینه نگهداری کمتر و دوره حیات طولانی مدتی در محیط دریایی خواهند داشت. سازه ها باید از موادی ساخته شوند که برای اجتماعات، محیط زیست دریایی و حیات موجودات مضر نبوده؛ همچنین دارای ترکیبات شیمیایی مضر برای

اشخاصی که با آن در طول دوره آماده سازی و استقرار در تماس هستند نباشد. دامنه گسترده ای از مواد برای ساخت زیستگاه های مصنوعی به کار برده می شوند؛ از جمله مواد طبیعی، بازیافتی و یا مواد از پیش ساخته شده (Szedlmayer, 2000; Barber, 2002).

۱.مواد طبیعی زیادی مانند بامبو، تنه درختان ، الوارها ،پوسته صدف و قلوه سنگ به طور مجزا و توده ای در بستر قرار داده می شوند و به عنوان وسیله ای برای جذب ماهی، خرچنگ و سایر آبزیان و به خصوص در صید و صیادی محلی کاربرد دارند (Grove *et al*., 1991).

۲. مواد ضایعاتی و دور ریز که اغلب هزینه ای جهت تهیه آنها صرف نمی شود و تنها برای تمیز کردن، پاک سازی از مواد سمی و تخلیه مواد سوختی هزینه صرف می شود. این مواد شامل بدنه و اجزای اتومبیل، تایرهای وسایل نقلیه، هواپیماهای اسقاطی، سخت افزارهای جنگی، کشتی های ویران و سکوهای نفت و گاز بدون کاربرد می شود (Lukens, 1997; Szedlmayer, 2000).

۳. مواد دست ساز که شامل بتن، آهن، استیل، فایبرگلاس، بتن تقویت شده (بتن+ آهن)، بتن پلاستیکی (بتن مخلوط شده با پلی اتیلن، پلی پروپیلن، ،سنگ آهک و آهن) سرامیک پلاستیکی و غیره است. مواد بتنی امروزه از متداول ترین مواد درساخت زیستگاه های مصنوعی می باشند و دلیل موفقیت آنها سازگاری و پایداری زیاد در محیط می باشد. در ایران نیز از بتن تیپ پنج ضد سولفات جهت ساخت سازه ها استفاده گردیده است (Lukens, 1997). سازه های آهکی نیز جدید ترین طرح پیشنهادی کارشناسان می باشند که در این مدل یک شبکه فلزی را برای مدتی در آب دریا قرار داده و پس از آن که در اثر عمل الکترولیز املاح محلول در آب دریا بر جدار این شبکه توری قرار گرفت، روزنه های کوچک و بزرگ ایجاد می نماید. کارشناسان پایه گذار این روش معتقدند در طولانی مدت، صخره های مرجانی نسبتا بزرگی که هسته آن همان شبکه فلزی است بوجود خواهند آمد.

۴-۱- مکان مناسب جهت احداث زیستگاه های مصنوعی

پس از تعیین هدف به منظور افزایش بیوماس موجودات کفزی و جمعیت ماهیان سازه ها باید بر اساس اهداف طراحی و ساخته شوند، به دنبال آن مکان استقرار مشخص گردد و مدیریت صحیح روی آنها صورت گیرد. ساخت، استقرار و مدیریت نادرست ممکن است سبب ناکارآمد شدن سازه ها، تداخل میان گروه های کاربری، احتمال افزایش بی رویه گونه های هدف، تخریب زیستگاه های طبیعی، صدمه به آبزیان، صدمه به آلات و ادوات صیادی، ایجاد مشکلاتی برای ناوگان کشتی رانی و غیره شود(JARTC-AGSMFC, 1998) .انتخاب صحیح محل استقرار مهمترین عامل در موفقیت عملکرد سازه ها است؛ و به منظور انتخاب مکان مناسب جهت استقرار سازه ها باید موارد زیر در نظر گرفته شوند:

- زمین شناسی بستر: جنس و ترکیب بستر باید به دقت مورد ارزیابی قرار گیرد. این عامل بر دوام و طول عمر سازه ها اثر دارد. وجود بستر سخت و محکم جهت استقرار مصالح و سازه ها ضروری می باشد؛ و باید از بسترهای نرم گلی و سیلتی اجتناب شود. در بسترهای نرم در بسیاری از موارد سازه ها توسط رسوبات پوشیده شده و مدفون می گردند، در نتیجه سازه ها عملکرد خود را جهت رسیدن به اهداف از دست می دهند. بسترهای سیلتی – شنی برای موجودات اپی بنتیک بستر مصنوعی، زیان آور بوده و آنها را می پوشاند. هم چنین رسوبات با کاهش نفوذ نور سبب کاهش اجتماعات چسبنده می شود (Barber, 2002; Szedlmayer, 2000).
- هیدروگرافی: فاکتور های هیدروگرافی موثر در انتخاب مکان استقرار شامل: عمق آب، ارتفاع امواج، جریانات توده های آبی منطقه می باشد. سازه های دور از ساحل باید در آب هایی با عمق کافی استقرار یابند تا از ایجاد خطرات برای ناوگان کشتیرانی اجتناب شود. سازه هایی که در آب های کم عمق یا شفاف با نفوذ نور مناسب استقرار می یابند، بهترین نتایج را در جذب و تولید اجتماعات بیولوژیک نشان می دهند (Barber, 2002; Szedlmayer, 2000). همچنین استقرار سازه ها در مسیر جریانات غالب، بیشترین جریان مواد مغذی و آب حاوی اکسیژن را فراهم می سازد (Bohnsack *et al*., 1991).
- کیفیت آب: کیفیت عمومی آب از دیگر پارامترهای مهم در انتخاب مکان مناسب جهت استقرار سازه است. کدورت، شوری (در مصب ها و مناطق ساحلی)، اکسیژن محلول، دمای آب، بار مواد مغذی آب، سطح آلودگی از پارامترهای کیفی آب بوده که بر تولیدات بیولوژیک و ارزش کاربری سازه اثر می گذارند. سازه هایی که در مناطق با اکسیژن کم، کدورت بالا، و یادر مناطق آلوده ساخته شوند تولیدات بیولوژیک مطلوبی نخواهند داشت و به اهداف مدیریتی مطلوب دست نمی یابند (JARTC-AGSMFC, 1998).

۵-۱- فاکتورهای مؤثر در نشست اجتماعات بنتیک بر روی سازه ها

در بررسی های مختلف بر روی نشست کمی و کیفی اورگانیسم های بنتیک از جمله مرجان ها مشخص شد که این پروسه ها توسط فاکتورهای غیرزیستی در ارتباط با ویژگی های ساختاری بسترها و شرایط محیطی و نیز فاکتورهای زیستی در ارتباط با موجودات ساکن شده تحت تاثیر قرار می گیرند (Harriott and Fisk, 1988; Oren and Benayahu, 1997; Thomason *et al*., 2002; Birrell *et al*., 2005; Tsemel *et al*., 2006). این فاکتور ها در جدول ۱-۱ آمده اند.

جدول ۱-۱- فاکتورهای موثر در نشست اجتماعات بنتیک بر روی سازه های مصنوعی

فاکتورهای غیر زیستی	شیب بستر
	جنس بستر
	رژیم جریانات
	میزان رسوب گذاری
	میزان نور و عمق
	کیفیت آب و سطوح نوترینت ها (مواد غذایی)
فاکتورهای زیستی	نحوه تولید مثل و ویژگی های چرخه زندگی
	بازدارنده های شیمیایی
	صید شدن توسط ماهی ها و دیگر شکارچیان پس از استقرارشان
	فصل تولید مثل و توانایی تولید لارو

۶-۱- توالی موجودات بر روی سازه های مصنوعی

Yus (۱۹۹۹) توالی نرمال در زیستگاه های مصنوعی را مشابه با آبسنگ های مرجانی و طی چندین مرحله بیان کرد. در ابتدا جلبک های سبزآبی ظاهر می شوند و تا حد امکان مواد سمی را از بین می برند. سپس لارو مرجان ها (پلانولا) جلبک های مرجان مانند سبز و قرمز در بسترهای تمیزتر تشکیل کلنی می دهند. سپس مرجان های نرم و سخت بزرگتر می توانند بر روی بسترهای مناسب رشد کنند. اورگانیسم های پیشگام به خاطر توانایی بالای شان در تولید مثل و مسکن گزینی سریع، رشد سریع و سن پایین بلوغ جنسی شان می توانند در هر منطقه ای به سرعت تشکیل کلنی دهند و باعث رشد اورگانیسم هایی با رشد آهسته تر مثل مرجان های سخت شوند. مرحله بعدی در توالی، مسکن گزینی مرجان های جدید می باشد. شکل گیری مرجان ها و دیگر موجودات از جمله سخت پوستان منجر به جذب گونه های مختلف ماهی در اطراف سازه ها می شود. ماهیان گوشتخوار آخرین گروه ماهیانی هستند که به سمت سازه ها جذب می شوند.

حضور اورگانیسم های فرصت طلب مثل بارناکل ها، جلبک ها، اسفنجها، دوکفه ای ها،ستاره های شکننده و دیگر اورگانیسم های چسبنده نشان دهنده مراحل ابتدایی توالی می باشد. همچنین اجتماعات موجودات چسبنده و فون جانوری در ابتدا دارای نوسانات زیادی می باشد (Yus, 1999).

مرجان های شاخه دار و روکشی با رشد سریع اولین گونه های مرجانی هستند که بر روی سازه ها رشد می کنند. مرجان های توده ای با رشد آهسته تر مثل Porites در مراحل پایانی بر روی سازه ها تشکیل می شوند و شاید زمانی حدود صد سال هم تا تشکیل کامل آنها طول بکشد (Perkol-finkel and Benayahu, 2009). هم موجودات بنتیک و هم ماهی هایی که در محیط حضور دارند باعث تولید بیوماس ثانویه ای می شوند که بقا و رشد افراد

جدید را در زیستگاه های مصنوعی افزایش می دهند، که این هم به خاطر فراهم کردن منابع غذایی و هم پناهگاه می باشد (Bohnsak and Sutherland, 1985).

۷-۱- پیشینه و تاریخچه تحقیق

در آب های ساحلی ایران از سال ۱۹۹۵ بسترهای مصنوعی درچهار منطقه (خوزستان، بوشهر، هرمزگان، سیستان و بلوچستان) خلیج فارس و دریای عمان با هدف بازسازی، ترمیم و احیای ذخایر و بهبود زیستگاه استقرار یافتند. در استان بوشهر اولین زیستگاه مصنوعی دریایی در سال ۱۳۸۱ در منطقه ای روبه روی دلوار واقع در هفت و نیم مایلی جنوب شرقی بندرگاه به نام منگف (نام محلی منطقه) با عمقی برابر ۲۰ -۱۲ متری تعیین گردید. در واقع این مکان، اولین زیستگاه مصنوعی دریایی ایجاد شده با استفاده از سازه های طراحی شده در ایران بود.

در استان سیستان و بلوچستان با توجه به اهمیت شاه میگو و کاهش این آبزی در سال های اخیر، گونه هدف لابستر در نظر گرفته شد و سه نوع سازه با توجه به زیستگاه طبیعی لابستر طراحی و در سال ۱۳۸۲ در منطقه رمین که یکی از مناطق صیادی مهم شاه میگو است مستقر گردید. سازه های مصنوعی در سال ۱۳۸۳ نیز در منطقه بندر لنگه مستقر گردیدند (اژدری ،۱۳۸۲). شیلات خوزستان نیز طی سال های ۱۳۸۲ و ۱۳۸۳ منطقه ای را با عنوان زیستگاه مصنوعی در دریا ایجاد نمود (اژدری، ۱۳۸۵). بررسی تغییرات در جوامع زیستی ایجاد شده ناشی از استقرار این سازه می تواند مشخص کننده اثرات این زیستگاه در بازسازی مستقیم و غیر مستقیم ذخایر آبزیان سواحل استان باشد. بیش از سی هزار سازه زیستگاه مصنوعی مخصوص مرجانها جهت کاشت و توسعه مرجان ها در سال ۱۳۹۱ طراحی و ساخته و در منطقه چابهار مستقر شدندکه مرجانهای منتقل شده در شرائط عالی بوده و این پروژه سومین پروژه موفق جهان در خصوص انتقال انبوه مرجان ها پس از استرالیا و آمریکا است که با موفقیت انجام شده است (Azhdari *et al*., 2012) . اسکندری و همکاران (۱۳۸۵) زیستگاه های مصنوعی سواحل خوزستان را مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که بارناکل ها، خزه شکلان و اسفنج ها از موجودات غالب بر روی سازه ها بودند و مرجان ها از پوشش کمی برخوردار بودند. پس از آن اسماعیلی و همکاران(۱۳۹۱)، مطالعه ای را با هدف پایش ساختار اجتماعات وابسته به بدنه سازه ها ی مصنوعی خوزستان انجام داده و نتایج نشان داد که در طول دوره مطالعاتی یک ساله (۱۳۸۸) روی سازه‌ها، ۵۹ گونه از موجودات چسبنده بر روی سازه متعلق به ۱۳ گروه جانوری شناسایی شده، که از این تعداد ۹ گونه به مرجانها، ۸ گونه به اسفنجها، ۷ گونه شکم‌پا و ۸ گونه دوکفه‌ای، ۴ گونه به کرمها و ۱۷ گونه به سخت‌پوستان اختصاص داشت. در سازه‌های مصنوعی بررسی شده از نظر بیومس غالبیت با مرجانهای نرم بوده که بیش از ۹۲٪ از پوشش زنده را به خود اختصاص داده‌است و گونه غالب *Plumarella* sp. می‌باشد و از نظر فراوانی بیشترین درصد متعلق به گونه *Pisidia* sp. از خرچنگهای غیرحقیقی می‌باشد. بیشترین حضور و فراوانی را در میان گونه ها ماهی هامور به خود اختصاص می دهد و در تمامی ایستگاه ها و در تمام فصول دیده می شود. بعد از ماهی هامور ، گوازیم تک نواری، شانک

تک خال و *Neopomacentrue sindensis* بیشترین حضور و فراوانی را به خود اختصاص می دهند. در این تحقیق افزایش اجتماعات ماهی توسط مشاهدات عینی غوّاص و تله‌های ماهیگیری در منطقه و اطراف سازه‌ها تائید شد. در مطالعه فوق با افزایش بیوماس اجتماعات روی سازه‌ها افزایش بیوماس ماهیان را در مراحل بعد توالی می‌توان انتظار داشت.حیدری (۱۳۸۹) و درخشش (۱۳۸۹) تحقیقاتی را بترتیب روی مرجانها و اسفنجهای سازه های مصنوعی خوزستان انجام داده اند.در مطالعه حیدری(۱۳۸۹)، ۹ گونه مرجان نرم و تنها یک مرجان سخت شناسایی شده و مرجان *Plumarella* sp. بیش از ۹۰ درصد را شامل میشود. درخشش (۱۳۸۹)، ۱۰ گونه اسفنج شناسایی شد که گونه *Chondrilla nucula* بیشترین درصد فراوانی حضور را داشته است.

Benayahu و Loya (۱۹۸۷) بر روی بازسازی مرجان های نرم Alcyonacea بر روی ریف های مصنوعی دریای سرخ تحقیق کردند و نتیجه تحقیقات نشان داد که توالی و ظهور گونه های مرجان بر روی سازه های مصنوعی و نیز فراوانی شان مشابه با اجتماعات مرجان های نرم در ریف های طبیعی بود و هم چنین مرجان های رشد کرده بر روی سازه های مصنوعی در بهترین شرایط رشد و بقایشان بودند.Phongsuwan و همکاران (۱۹۹۳) با مطالعه بر روی بسترهای مصنوعی تایلند پس از گذشت ۳ سال از استقرارشان نشان دادند که ریف های مصنوعی به عنوان یک منبع غذایی مهم برای ماهی ها و دیگر جانوران مهم از لحاظ اقتصادی عمل می کنند. همچنین رشد خیلی زیاد مرجان های نرم در منطقه و نیز افزایش تولید ثانویه اورگانیسم های کفزی مثل خرچنگ ها، میگوها و پلی کیت ها که از اعضاء اصلی اکوسیستم آبسنگ های مرجانی هستند را گزارش کردند. و نیز نشان دادند که ماهی ها تنها برای مخفی شدن و پناهگاه از ریف های مصنوعی استفاده نمی کنند بلکه دلیل اصلی حضور ماهی ها در منطقه وجود مواد غذایی (تغذیه) می باشد.

Clark و Edwards (۱۹۹۹)گونه های مرجانی ریف های مصنوعی ۳/۵ ساله را با ریف های طبیعی مقایسه کردند و نتایج نشان داد که مرجان های شاخه ای بر روی ریف های مصنوعی غالب بودند در حالی که گونه های توده ای با رشد کم در ریف های طبیعی فراوان تر بودند.Yus (۱۹۹۹) با بررسی ساختاراجتماعات ریف های مصنوعی واقع در آب های ساحلی برونئی، نشان داد که جلبک ها، مرجان های نرم و دیگر اورگانیسم های فرصت طلب مثل اسفنج ها، دوکفه ای ها، ستاره های شکننده و بارناکل ها در منطقه غالب بودند بدین ترتیب نتیجه گرفت که اجتماعات در این ریف ها در مراحل ابتدایی توسعه توالی شان هستند. همچنین ۱۵ گونه مرجان را در این ریف های مصنوعی ۱۴ ساله شناسایی کردند. Perkol-Finkel و Benayahu (۲۰۰۴) ساختار اجتماعات مرجان های نرم و سخت را در ریف های مصنوعی دریای سرخ را با ریف های طبیعی مجاورشان مقایسه کردند و مشاهده کردند که مرجان های نرم و به ویژه Nephtheidea بیشترین درصد پوشش زنده موجودات را در ریف های مصنوعی شامل می شدند در حالی که مرجان های سخت در ریف های طبیعی غالب بودند.نتیجه گرفتند که تفاوت ها بین دو نوع ریف مربوط به سن و پایداری ساختارها (بسترها) می باشد. و نیز ریف های مصنوعی با افزودن بر

هتروژنی بستر و بوجود آوردن زیستگاه های جدید در محیط باعث بالا رفتن تولید و تنوع گونه ای در محیط اطرافشان می شوند.

Perkol-Finkel و Benayahu (۲۰۰۴) در یک بررسی با مقایسه ریف های مصنوعی ۳۴ ساله و ۱۴ ساله با ریف های طبیعی هم جوارشان در دریای سرخ نشان دادند که در اجتماعات دو ریف مصنوعی و نیز صخره های طبیعی همجوارشان تفاوت زیادی وجود دارد. Perkol-Finkel و Benayahu (۲۰۰۵) نشان دادند که دوره زمانی مورد نیاز یک ریف مصنوعی برای رسیدن به بلوغ کامل حدود یک دهه می باشد.

Perkol-Finkel و همکاران (۲۰۰۵) زیستگاه های مصنوعی حدودا ۲۰ ساله و ۱۰۰ ساله و نیزصخره های طبیعی مجاورشان را به منظور بررسی اینکه آیا سن صخره های مصنوعی در ساختار اجتماعات فولینگ شان تاثیر می گذارد و یا نه مقایسه کردند. نتایج، تفاوت های آشکاری را بین ریف های مصنوعی و ریف های طبیعی و نیز بین ریف های مصنوعی جوان و مسن نشان داد. علاوه براین، تفاوت در ویژگی ها و ساختار ریف های مصنوعی و ریف های طبیعی حتی منجر به تفاوت در شکل گیری گونه هایی می شود که حتی بعد از گذشت ۱۰۰ سال حضور می یابند. همچنین نتایج نشان داد که ریف های مصنوعی در مقایسه با صخره های های طبیعی، مرجان های نرم بیشتری داشتند اما دو نوع صخره از لحاظ بیشتر گونه های غالب اجتماعات مشابهی داشتند.

Tsemel و همکاران در سال ۲۰۰۶ اثرات بسترهای مصنوعی را بر فون زیستی و بیوماس منطقه مورد مطالعه قرار دادند. نتایج حاصل از بررسی، افزایش ۳۰ برابری بیوماس را بر روی بسترهای مصنوعی نسبت به قبل از استقرار سازه بیان داشتند. آنها روند توالی زیستی روی سازه ها را بر اساس زنجیره غذایی چنین بیان داشتند: ابتدا اجتماعات فیلتر کننده غالب شده، به دنبال آن جمعیت چراکنندگان و سپس ماهیان بزرگ و خرچنگ ها غالب می شوند.

Boaventure و همکاران (۲۰۰۷) مطالعات مختلفی بر روی ماهی ها و نیز توالی اجتماعات ماکروبنتیک هفت سیستم ریف مصنوعی در سواحل جنوب پرتقال انجام داده اند و نتایج نشان داد که پس از ۶ ماه از استقرار سازه ها، مرجان ها، اسفنج ها، و نرم تنان در موجودات غالب منطقه بودند. Perkol-Finkel و Benayahu (۲۰۰۷) اجتماعات کف زی ریف های مصنوعی و ریف های طبیعی مجاورشان را در دریای سرخ بررسی کردند. تفاوت های مشاهده شده در اجتماعات کف زی بین دو نوع بستر را ناشی از فاکتورهای زیستی و غیر زیستی حاکم بر دو نوع ریف و نیز تفاوت در مراحل بازسازی اجتماعات دانستند. همچنین نتیجه گرفتند که اگر ریف های مصنوعی و ریف های طبیعی از لحاظ ساختار با هم متفاوت باشد، شکل گیری اجتماعات بر روی آنها نیز با هم تفاوت زیادی خواهد داشت.Seaman در (۲۰۰۷) نشان داد که زیستگاه های مصنوعی در بازسازی و ترمیم اکوسیستم های دریایی تخریب شده نقش موثری ایفا می کنند از جمله با بالا بردن فیلترینگ و در نتیجه بهبود کیفیت آب؛ و همچنین فراهم کردن زیستگاه و بستری برای بسیاری از گونه های کف زی و ماهی ها.Carter و Prekel(۲۰۰۸) پروسه توالی اجتماعات ماکروبنتیک را در یک ریف مصنوعی مستقر شده در فلوریدا مورد

بررسی قرار دادند و متوجه شدند که پس از ۹ ماه از استقرار سازه ها، مرجان ها از موجودات غالب آن زیستگاه بودند و بیشترین درصد پوشش مربوط به مرجان ها بود.

Kim و همکاران (۲۰۰۸) ساختار اجتماعات دو نوع صخره مصنوعی را در آب های کره مورد بررسی قرار دادند و با صخره های طبیعی اطرافشان مقایسه کردند و نتیجه گرفتند که تنوع و فراوانی گونه ها در صخره های مصنوعی با ساختار پیچیده تر نسبت به صخره های با سطح کمتر بیشتر بود. همچنین دو جمعیت کاملا متفاوت بر روی دو نوع ریف مستقر بود که این مربوط به تفاوت در شکل ساختاری دو نوع ریف می شود.

Zintzen و همکاران (۲۰۰۸) ساختار اجتماعات موجودات را در ۹ کشتی غرق شده در سال های ۱۹۴۰ تا ۱۹۶۹ در سواحل بلژیک مورد بررسی قرار دادند و نتایج نشان داد که مرجان ها بر روی تمام کشتی های غرق شده از لحاظ بیوماس غالب بودند. Benayahu و Perkol-Finkel (۲۰۰۹) با بررسی اجتماعات کفزی یک ریف مصنوعی ۱۹ ساله و ریف طبیعی همجوارش در دریای سرخ، میزان بقا و ماندگاری موجودات را با هم مقایسه کردند. به این منظور کلنی های کوچک مرجان انتقال داده شده به هر دو نوع ریف را مورد بررسی قرار دادند. در آخر دریافتند که بقای مرجان های نرم انتقال یافته بر روی ریف های مصنوعی تقریبا دو برابر آن هایی بود که بر روی ریف های طبیعی منتقل شدند، و نیز مرجان های سخت منتقل شده بر روی ریف های مصنوعی بزرگ تر از آنهایی بودند که به ریف های طبیعی منتقل شدند. سپس به این صورت نتیجه گرفتند که این تفاوت ها ناشی از شرایط محیطی متفاوت در دو نوع زیستگاه است از جمله سرعت جریانات و میزان رسوب گذاری؛ همچنین توسط دیگر اورگانیسم های فولینگ نیز تحت تاثیر قرار می گیرند.

اولین زیستگاه های مصنوعی در خلیج فارس در سال ۱۹۸۱ استقرار سه مدل تایر در کشور کویت بود (Downing *et al*., 1985) همچنین در کشور کویت جهت بازسازی جزایر مرجانی، سازه های بتنی در اشکال مختلف در بیست منطقه با اهداف ایجاد کردن محیطی برای چسبیدن مرجان ها، ایجاد مناطق مرجانی جدید، جلوگیری از صید در مناطق مرجانی، کمک به کاهش تخریب مناطق مرجانی و افزایش محیط های مناسب غواصی قرار داده شد (Alsaffar and Al-Tamimi, 2006).

۸-۱- اهمیت و ارزش تحقیق

اگر بخواهیم ازریف های مصنوعی برای اهداف بازسازی و ترمیم زیستگاههای طبیعی استفاده کنیم، درک پروسه ای که اجتماعات مختلف بر روی سازه های مصنوعی شکل می گیرند خیلی مهم است (Perkol-Finkel and Benayahu, 2009)

درک نوسانات زمانی و مکانی تجمع موجودات بر روی صخره های مصنوعی در پیش بینی اجتماعات کفزی ضروری است. مدل کلاسیک توالی، یک توالی مستقیم را بیان میکند: در ابتدا گونه های پیش آهنگ به سرعت

تشکیل کلنی می دهند و فراوانی زیادی را بدست می آورند. پس از ان به دنبال آنها اجتماعات پیچیده تر و متنوع تر در منطقه جایگزین می شوند (Stano and simon, 1980).

لذا با توجه به این هدف یعنی احیای منابع و ذخایر شیلاتی، همیشه این شک بوده است که این سازه ها موجب جذب گونه ها و تجمع آنها شده اند یا بار تولید در منطقه را افزایش داده اند.در مورد موجودات بنتیک و وابسته به کف مشخصا صخره های مصنوعی موجب افزایش تولید جوامع چسبنده می شوند.ساختار پیچیده آنها و قسمتهای غوطه ور در ستون آب موجب رشد و کلنی شدن انواعی از جوامع بنتیک شوند.

همانگونه که در بالا قید شد در اکثر مطالعات صخره های طبیعی مجاور با سازه های مصنوعی مقایسه شده اند و درکمتر مطالعاتی مشاهده شده که سازه های مصنوعی در بستر های گلی احداث شدهو لذا امکان این مقایسه با مناطق صخره ای در منطقه ساحلی خوزستان وجود ندارد. مسلما اکوسیستمی متفاوت در سواحل گلی پدیدار می‌شود که بدیهی است در نوع خود در منطقه جدید بوده و ویژگیهای بیولوژیک و اکولوژیک آن منحصر به همان محدوده سازه ها و اطراف آن خواهد بود.

لذا آگاهی و شناخت پتانسیل زیستی و ترکیب گونه ای در منطقه سازه های مصنوعی، چه در بخش پلاژیک و چه در بخش بنتیک و چسبنده ، می تواند نقش این سازه ها را در افزایش تنوع جوامع بیولوژیک ، تغذیه و پناهگاه روشن نماید. این مطالعه بمدت یکسال ۹۱-۱۳۹۰، در ادامه مطالعات گذشته در خصوص پایش احداث سازه های مصنوعی خوزستان اجرا شده و هدف اصلی آن بررسی ترکیب گونه های جانوری روی سازه ها و در اطراف سازه های مصنوعی بوده است.

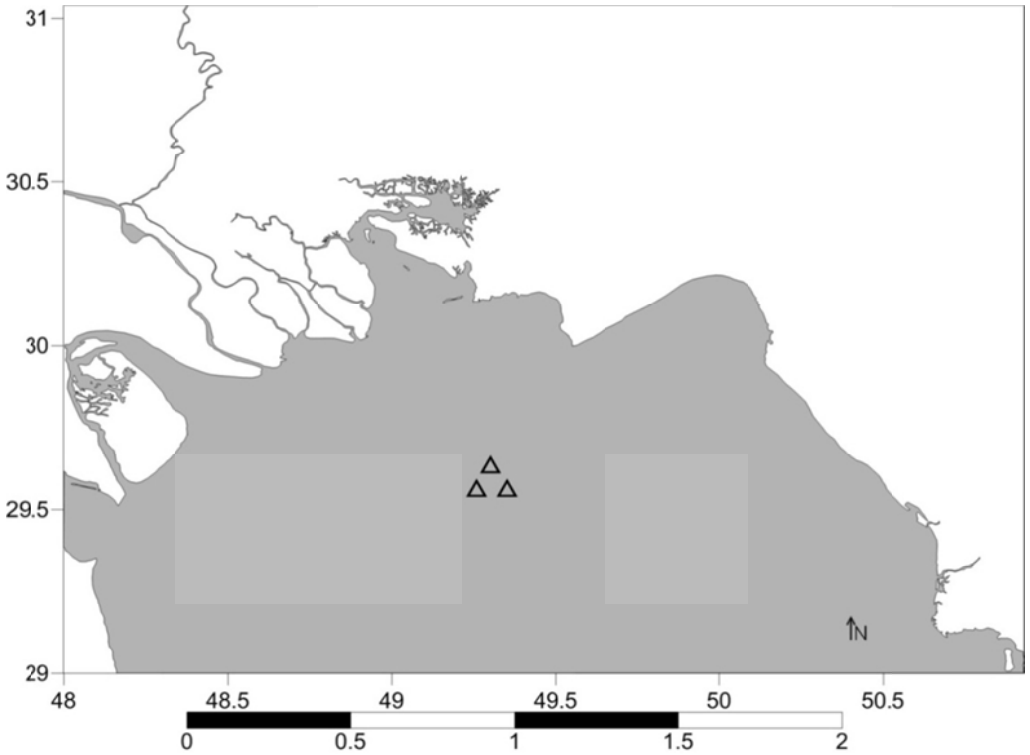
۲-مواد و روش ها

۲-۱- منطقه مورد مطالعه

عملیات نمونه برداری به مدت یکسال از اردیبهشت سال ۱۳۹۰ تا فروردین ۱۳۹۱ از ۴ ایستگاه واقع در منطقه احداث زیستگاه های مصنوعی در سواحل هندیجان در خوزستان انجام شد.ایستگاه های مورد مطالعه و موقعیت جغرافیایی آنها در جدول ۲-۱ ارائه شده است و نقشه منطقه مورد مطالعه در شکل ۲-۱ نمایش داده شده است.

جدول ۲-۱- مشخصات سازه های مختلف احداث شده در منطقه چراگاه مصنوعی خوزستان

نام	وزن (تن)	شکل	اندازه (متر)	حجم (مترمکعب)	تعداد	جنس
Reef ball(A)	۱/۵ - ۱	نیم کره	۱/۵ × ۱/۵ × ۱/۲	۱/۸	۱۲۸	بتون
Fish heaven(B)	۱/۵ - ۱	هرم ناقص	۱/۵ × ۱/۵ × ۱/۴	۱/۸	۱۲۸	بتون
Reef ball& Fish heaven(C)	۱۰ - ۸	هرمی و کره شکل	۱/۵ × ۲ × ۲	۸/۷۹	۶۴	بتون
	۱۰ - ۸	بسته	۱/۵ × ۲ × ۲	۸/۷۹	۶۴	بتون
مواد از رده (D) خارج	۵/۵ - ۵	نامنظم	با اندازه‌های متفاوت	-	-	بتون شکسته



شکل۲-۱- زیستگاه های مصنوعی ایجاد شده در سواحل استان خوزستان در منطقه هندیجان

۲-۲- نمونه برداری و آنالیز پارامترهای فیزیکی و شیمیایی

اندازه‌گیریpH آب با استفاده از دستگاه قابل حمل مدل Hachدرمحلصورتگرفته‌است. جهت اکسیژن محلول،دو نمونه از فاصله ۲۰ سانتی‌متری سطح برداشت وپس از فیکس کردن توسط کلرورمنگان ویدور قلیایی کنار یخ به آزمایشگاه منتقل گردید. اکسیژن محلول توسط روش وینکلراندازه‌گیری شده است.کدورت توسط دستگاهاسپکتروفتومترHach، شوری توسط روش مور(Mohr) و فرمول کندسن (Salinity =1.805[Cl- +0.03](Rilly, 1971)،و سایرفاکتورهاتوسط روشهای اسپکتروفتومتری به شرح زیراندازه‌گیری شده‌اند.

سیلیکات و یون PO43- تحت شرایط اسیدی توسط واکنش باآمونیم‌هپتامولیبدات، یون NO3- توسط احیاباکادمیم وسپس واکنش باسولفانیلیک اسید و نیتریت به کمک واکنش باسولفانیلیک اسیدوتشکیل نمک حدواسط دی‌آزونیم اندازه‌گیری شده‌اند.کلیه آنالیزها بر اساس روشهای استاندارد (Eaton *et al.*, 2005) صورت گرفته‌اند.

۱-۲-۲- تعیین شاخص کیفیت آب در منطقه

یکی از مهمترین روشهای بررسی شاخص های آلودگی اکوسیستم های آبی، تعیین فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آب و تغییراتی است که در آنها رخ می‌دهد. اندازه گیری متغیرهای کیفی آب از قبیل درجه حرارت، شوری، نوترینتها، pH و موارد دیگر می تواند دیدی اولیه از هر ایستگاه به ما بدهد.از آنجا که شرایط کم اکسیژنی (به ویژه در حالت پایدار) می تواند بقاء یا پراکنش بسیاری از آبزیان را محدود کند (Diaz and Rosenberg., 1995, USEPA, 2001)، لذا اکسیژن محلول یکی از مهمترین فاکتورها برای سنجش کیفیت آب است. سنجش pH نیز یکی دیگر از شاخص های تعیین کیفیت آب است. یک تغییر جزئی در pH می تواند استرس مهمی برای ارگانیسم های آبی را ایجاد نماید (Van Dolah *et al.*, 2004). pH بالا یا پایین می تواند نشان دهنده حضور آلودگی منطقه به مواد اسیدی یا بازی باشد (Gibson *et al.*, 2000). نیتروژن و فسفر، غلظت نوترینتها را نشان می دهند و سنجش آنها یکی از روش های ارزیابی یوتصخرهیکاسیون منطقه مورد مطالعه است. سنجش کدورت شاخصی برای میزان مواد معلق در ستون آب است. کدورت بالا ممکن است برای موجودات مضر باشد. شاخص کیفیت آب (WQS) به منظور یک پارچه کردن داده ها و به دست آوردن یک داده کلی است به طوری که بر اساس آن بتوان یک نظر کلی در مورد کیفیت آب داد. در این شاخص به ۵ متغیر کیفیت آب شامل اکسیژن محلول، نیتروژن کل، فسفر کل، pH وکدورت امتیازهای ۱، ۳ و ۵ داده می شود. امتیاز ۱ با رنگ قرمز نشان دهنده کیفیت پایین آب، ۳ با رنگ زرد بیانگر کیفیت متوسط آب و ۵ با رنگ سبز بیانگرکیفیت خوب آب می باشد (Van Dolah *et al.*, 2004). مجموع درجه های کیفیت آب و میانگین این ۵ پارامتر میزان WQS است که اگرکمتر یا مساوی ۳ باشد نشان دهنده شرایط بد آب، بیشتر از ۳ و کمتر یا مساوی۴ بیانگر شرایط ضعیف و بیشتر از ۴ نشان دهنده شرایط خوب آب است. در جدول ۲-۲ پارامترهای مورد استفاده در شاخص WQS و رتبه بندی آنها (Van Dolah *et al.*, 2004) ارائه شده است.

جدول۲-۲- پارامترهای مورد استفاده در شاخص WQS و رتبه بندی آنها

پارامترهای کیفیت آب	مقادیر آستانه	رتبه بندی
میانگین اکسیژن محلول (DO ppm)	DO > 4	۵
	3 < DO < 4	۳
	DO < 3	۱
میانگین pH	PH ≥ 7.4	۵
	7.1< PH < 7.4	۳
	PH < 7.1	۱
میانگین نیتروژن غیر آلی کل ppm	0.95≤TN	۵
	0.95 < TN < 1.29	۳
	TN > 1.29	۱
میانگین فسفر کل ppm	TP ≤ 0.09	۵
	0.09 < P < 0.17	۳
	TP ≥ 0.17	۱
میانگین کدورت (NTU)	Turbidity ≤ 15	۵
	15 < Turbidity ≤ 25	۳
	Turbidity > 25	۱

۲-۲-۲- نمونه برداری و آنالیز زئوپلانکتونها و ماکروزئوپلانکتونها

منظور مطالعه زتوپلانکتونها، با استفاده از پمپ از عمق میانه هر ایستگاه ۱۰۰ لیتر آب در تور ۱۰۰ میکرون فیلترمی‌شد. برای مطالعه نمونه های ماکروزئو پلانکتونها و ایکتیوپلانکتونها با استفاده از تور ۳۰۰ میکرون و با انجام کشش مورب از نزدیک کف تا سطح نمونه برداری انجام میشد. نمونه های جمع آوری شده توسط فرمالین فیکس و به آزمایشگاه منتقل میگردید. در آزمایشگاه پس از همگن نمودن، از نمونه تور ۱۰۰ میکرون، ۵ سی سی در لام حفره دار توسط میکروسکپ اینورت مورد بررسی قرار میگرفت. نهایتا تعداد نمونه ها در حجم آب فیلتر شده و سپس تعداد در یک لیتر آب منطقه محاسبه میگردید. نمونه های تور ۳۰۰ میکرون ابتدا با استفاده از صافی چشمه ریز تماما شستشو داده میشد و سپس تماما یا بخش معینی از نمونه با استفاده از جداکننده (splitter) توسط استریو میکروسکپ مورد مشاهده قرار میگرفت. تعداد ماکروزئو پلانکتونها با استفاده از حجم آب فیلتر شده در واحد متر مکعب محاسبه شده است. روش‌های نمونه برداری و بررسی‌های آزمایشگاهی زئوپلانکتون‌ها با استفاده از روش های استانداردانجام شده است (Omori and Ikeda, 1984). شناسایی زئوپلانکتونها با استفاده از کلیدهای شناسایی از جمله منابع زیر انجام میشد :

(Davis, 1955; Chihara & Masaaki Murano, 1997;, Boltovskoy, 1999; Newell, and Newell., 1963)

۳-۲- عملیات نمونه برداری و آنالیز پارامترهای رسوب

نمونه های رسوب جهت آنالیز ویژگی های رسوب، دانه بندی ذرات و میزان درصد مواد آلی و مطالعه فون بنتیک، به صورت ماهانه از ایستگاه های مختلف نمونه برداری شده است. نمونه برداری رسوبات توسط گرب پترسون با سطح ۰/۱۲۵ متر مربع انجام پذیرفت و از هر ایستگاه ۳ نمونه برای شناسایی موجودات بنتوز و یک نمونه هم برای آنالیز دانه بندی رسوبات و تعیین درصد مواد آلی نمونه برداری می شد.

نمونه های رسوب برای مطالعه فون بنتیک ، ابتدا در الک ۵۰۰µ بر روی شناور تخلیه و شستشو داده می شود و پس از شستشو، باقیمانده رسوب در ظروف نمونه تخلیه و با الکل فیکس می گردید. در آزمایشگاه نمونه جمع آوری شده به پتری دیش منتقل می شود و سپس به آن رز بنگال (یک گرم در لیتر) اضافه نموده و بمدت ۲۰ دقیقه به این حالت نگه داشته می شوند پس از شستشو رنگ اضافی نمونه ها زیر لوپ مورد مشاهده قرار گرفته و گروه های مختلف جانوری جداسازی می گردند.گروههای مختلف شناسایی شده بطور مجزا در ظروف محتوی الکل ۹۶ درصد نگهداری می گردند تا کار شناسایی آنها در سطوح پائین تر تاکسونومیک ادامه یابد. از نمونه ها توسط استریو میکروسکوپ مجهز به سیستم عکسبرداری ، عکس تهیه شده است. جهت شناسایی نمونه های جانوری از کلیدهای شناسایی مختلفی از جمله منابع زیر استفاده شده است:) Barnes, 1987; Jones, 1986; Hutchings, 1984; Carpenter and NIE, 1998; Pavlokii, 1995; Sterrer, 1986 ; Al-yamani, 2012)

برای تعیین توده زنده(بیومس) وزن تر گونه ها در یک نمونه، ابتدا نمونه ها بوسیله کاغذ جاذب به مدت ۳ دقیقه آبگیری (خشک کردن نمونه) وسپس وزن شدند(Holme and McIntyre, 1988).

تعداد گونه ها، تراکم در متر مربع و همچنین بیومس نمونه های مختلف شناسایی شده در هر سطح تاکسونومیک بر حسب وزن تر بر حسب گرم وزن تر بر متر مربع با استفاده از روش (Washington, 1984; Holme and McIntyre, 1984) انجام و محاسبه شد.

مقدار مواد آلی رسوبات (TOM) از روش سوختن ودانه بندی رسوبات با عبور از سری الک های (به ترتیب از بالا به پایین ۴و۲و۱و۰/۵و۰/۲۵و۰/۱۲۵و۰/۰۶۳میلی متر) و به روش (Holme and McIntyre, 1988) محاسبه شد.

فرمول محاسبه TOM:

TOM =A-B/A-C×100درصد

A :وزن کروزه و رسوب خشک شده به مدت ۸ ساعت در دمای ۷۰ درجه سانتی گراد.

B: وزن کروزه و رسوب سوخته شده به مدت ۸ ساعت در دمای ۵۵۰ درجه سانتی گراد

C:وزن کروزه خالی

فرمول درصد دانه بندی:

M×100/25=درصد اندازه ذرات

M: وزن رسوب باقیمانده(گرم)

۴-۲- تعیین میزان تولید ثانویه ماکروبنتوزها (Secondary production)

از روشهای متداول در تعیین تولید ثانویه در جوامع بنتیک ،تعیین تولید ثانویه ماکروبنتوزها بر اساس تک گونه ها یا جوامع و بر اساس تغییر توده بدن یا رشد در طول در واحد زمان از کاربرد بیشتری بر خوردار است.در اینجا نیز بر اساس تک گونه ها انجام شده و نهایتا به جامعه تعمیم داده میشود. لذا لزوماً می بایست گونه هایی مورد بررسی قرار گیرد که در اندازه های وزنی و یا طولی مختلف و به مقدار کافی در غالب نمونه ها ودر کلیه دوره های نمونه برداری وجود داشته باشند. تا بتوان با تفکیک کلاس های طولی گونه مورد نظر ،میزان رشد هر یک از کلاس های طولی را تعیین کرد و در فاصله دو نمونه برداری پیاپی و نهایتاً در طول کل دوره بررسی،مقدار افزایش تولید همان گونه را محاسبه نمود (Crisp, 1984).

به همین دلیل در بین گروه های شناسایی شده۲ گروه غالب دارای چنین خصوصیاتی بوده و در نتیجه تولید ثانویه گروه های فوق طبق روش جداسازی کلاس های طولی در طول دوره بررسی با استفاده از روش استورگس انجام شد (وانیل، ۱۳۶۸). روش محاسبه عبارتست از مجموع افزایش رشد تمام افراد جمعیت به همان ترتیبی که در طبیعت وجود دارند در طول یک دوره مطالعه، به عنوان مثال یک سال (t=1). چنانچه ^{fi} فراوانی افراد، Gi نسبت رشد یک فرد با وزن یا بیوماس Wiباشد. بنابر این کل تولید از رابطه زیر به دست می آید:

$$P = \sum_{t=0}^{t=1} \sum_{0}^{n} f_i G_i \overline{w_i} \Delta t$$

$$Gi\Delta t = \frac{1}{Wi}\left(\frac{dWi}{dt}\right)\Delta t \text{(Holme and McIntyre1984)}$$

Giعبارتست از افزایش رشد فرد i در طول زمان tΔ و Wi عبارتست از وزن همان فرد در زمان ذکر شده.علامت $\sum_{0}^{N}$ نشان دهنده حاصل جمع $GiWi$برای تمام افراد بقاء یافته در فاصله زمانی بین دو نمونه برداری (tΔ) می باشد. علامت $\sum_{t=0}^{t=1}$، عبارتست از حاصل جمع افزایش تولید جمعیت در کل طول مدت بررسی(tΔ) که از زمان شروع بررسی (t=0) تا یک سال بعد (t=1) می باشد.

در این مطالعه جهت تعیین نرخ رشد ویژه ، ابتدا $Log_{10}W$ بر اساس میانگین طول افراد شناسایی شده در هر گروه طولی بر حسب تعداد روزهای نمونه برداری محاسبه گردیدو سپس منحنی مربوط به $Log_{10}W$ و زمان ترسیم شد و شیب بدست آمده جهت محاسبه رشد سالانه بر طبق فرمول زیر به کار گرفته شد:

$$Log_{10}W = 2.9\log_{10}l - 2.1 \text{.(Holme and McIntyre1984)}$$

$$G = d \times 2.3 \times 365(year)$$

که در اینجا d شیب خط و 2.3 ضریب ثابت(a) می باشد

۲-۵- نمونه برداری و آنالیز موجودات چسبنده

به منظور بررسی اجتماعات کفزی نشست کرده روی بدنه سازه‌ها، نمونه‌برداری با روش بررسی در محل استقرار توسط غوّاص و به صورت فصلی صورت گرفت. در هر سازه از سه جهت راست، چپ و بالا نمونه‌هایی در محدوده کوادرات (۲۵×۲۵cm) توسط غوّاص با کمک کاردک و چکش خراشیده شده و به دورن کیسه نایلونی حاوی برچسب انتقال می‌یافت. به عبارتی، در هر فصل از هر سازه سه نمونه به آزمایشگاه منتقل می‌شد. نمونه‌برداری به‌طور فصلی در طی یکسال از بهار لغایت زمستان ۱۳۸۸ صورت گرفت.نمونه‌های موجود در بسته نایلونی پس از انتقال به بخش ساحلی به تفکیک کوادرات محل مشاهده، ثبت شده و مورد جداسازی اولیه قرار گرفتند. سپس به ظروف مخصوص برچسب زده شده حاوی الکل اتیلیک ۹۰٪ انتقال داده شدند. نمونه‌های فیکس شده در جعبه‌های بزرگ به آزمایشگاه انتقال یافت (Holme and Mcintyre, 1984).

در آزمایشگاه الکل اضافی نمونه‌ها ی ماکروبنتوز را خارج کرده و به بطری‌های حاوی نمونه محلول رزبنگال ۱ گرم در لیتر اضافه شد. پس از مدت ۲ ساعت نمونه‌ها از الک ۰/۵ میکرون عبور و رنگ اضافه شستشو داده شد. پس از شستشو، نمونه‌ها در بالاترین رده‌های تاکسونومی ممکن جداسازی شدند و ماکروبنتوز موجود مورد بررسی و جداسازی قرار گرفتند. نمونه‌ها دربطری‌های حاوی اتانول ۹۰٪ قرار داده شدند.

سپس ازنمونه‌های توسط استریومیکروسکوپ متصل به دوربین عکس‌برداری شد. با استفاده از کلیدهای (Miner, 1950; Bayer *et al*., 1983; Holthuis, 1985; Abele and Kim, 1986; Chace *et al*., 1986; Sterrer, 1986; تا Jones, 1998; Wing and Barnard, 2004; Colline *et al*., 2005; Sanchez *et al*., 2005; Kenchington *et al*., 2009) سطح جنس یا در برخی موارد در سطح گونه شناسایی شد. در این مرحله وزن تر نمونه‌ها با ترازوی دیجیتال با دقت ۰/۰۰۱ گرم برای ارائه بیومس تر توزین شد.

تراکم کفزیان بر اساس تعداد ارگانسیم‌ها در هر متر مربع از سطح مورد نمونه‌برداری توسط فرمول ۱ محاسبه گردید.

$$FD = i \times a \qquad \text{(فرمول ۱)}$$

که در آن i تعداد افراد جمع‌آوری شده در هر کوادرات و a ضریب تبدیل به واحد متر مربع است.

داده‌های بیوماس بر اساس وزن تر و واحد g/m^2 بیان شد.

۲-۶- ثبت اطلاعات و آنالیز داده ماهیان

۲-۶-۱- فراوانی مشاهده شده

شمارش و بررسی ماهیان در منطقه سازه های مصنوعی به صورت فصلی انجام گردید. جهت این کار از روش مشاهده (فیلمبرداری) و شمارش استفاده شد. پس از شمارش بر اساس تعداد، ماهیان در یکی از دسته های خیلی کم(۴-۱)، کم (۲۰-۵)، متوسط(۱۰۰-۲۱)، فراوان(۵۰۰-۱۰۱)، خیلی فراوان (بیش از ۵۰۱) قرار گرفته شد (Bay of Bengal programme,1994). در هر ایستگاه تقریبا ۵ دقیقه فیلمبرداری به صورت تصادفی انجام شد.

۲-۶-۲-گروه های اکولوژیک ماهیان

هر یک از گونه ها براساس توزیع عمودی در داخل ستون آب و موقعیت آن نسبت به سازه های مصنوعی دسته بندی شده و در مجموع به عنوان گروه های اکولوژیکی تعصخره شده است. گروه اول (نوع A)، گونه هایی هستند که تماس مستقیم با ساختار سازه مصنوعی داشته و اغلب سوراخ ها و شکاف های آنها را اشغال می کنند. گروه دوم (نوع B) شامل گونه هایی است که در مجاورت سازه ها یافت شده و تماس مستقیم با سازه ها ندارند. گروه سوم (نوع C) شامل گونه های گذری بوده که به صخره ها نچسبیده اما مشاهده میشوند که در اطراف منطقه سازه ها حرکت می کنند (Lowry *et al.*, 2010).

۳-۶-۲- وقوع گونه ها در نمونه گیری

درصد فراوانی حضور در منطقه براساس درصد کل روزهای بررسی که در آن گونه ها و یا خانواده ها خاص توسط هر روش (مشاهده غواص و مشاهده فیلم در آزمایشگاه) ثبت شده، تعصخره گردیده است. درصد وقوع هر یک از گونه ها به چهار گروه، گونه های دائم حضور (بیشتر از ۷۵٪)، گونه های مکرر حضور (۷۵-۳۰٪)، گونه های کمیاب (۳۰-۱۰٪) و گونه های نادر (کمتر از ۱۰٪) طبقه بندی گردیده است (Lowry et al., 2010).

۴-۶-۲- تلاش صیادی

برای صید آبزیان در مناطق استقرار سازه های مصنوعی از گرگور (Trap) استفاده شد. در هر فصل پس از رسیدن شناور تحقیقاتی به موقعیت مورد نظر تعداد ۵ عدد گرگور در هر ایستگاه مستقر گردید. مدت ماندگاری گرگورها در دریا ۲ شب بوده و پس از شب دوم گرگورها از آب خارج و آبزیان صید شده از درون آنها برداشته و در یخ نگهداری و به ساحل و سپس به آزمایشگاه منتقل شده است. گرگورها قبل از استقرار در آب طعمه گذاری شده و برای طعمه از ماهیانی مانند خارو، بیاح و شبه شوریده استفاده گردید.

در آزمایشگاه نمونه های هر ایستگاه به طور جداگانه شناسایی، بیومتری و توزین گردید. میزان صید هر ایستگاه در طول یک سال نمونه برداری محاسبه شد. همچنین ترکیب صید کل، صید کل گونه های مختلف از نظر وزن و تعداد برآورد گردید. برآورد میزان صید بر واحد تلاش بصورت گرم بر هر گرگور در یک شب محاسبه گردید.

۷-۲- شاخص های زیستی

شاخص غنای گونه ای (Richness)

طبق بررسی منابع موجود می توان گفت که یکی از شاخص های کاملاًمشخص و مؤثر در خصوص توصیف وضعیت اجتماعات بنتیک شاخص غنای جمعیت می باشد که عبارت است از مقایسه تعداد کل گونه ها در یک اجتماع و با حرف S نشان داده می شود.چون میزان این شاخص به تعداد نمونه های جمع آوری شده و هم چنین

به طول زمان بررسی بستگی دارد در نتیجه کاربرد آن به عنوان یک شاخص مقایسه ای در توصیف اجتماعات مختلف بنتیک محدود می باشد.به همین دلیل شاخص های دیگری در توصیف تنوع و غنای جمعیت در بنتوزها پیشنهاد شده است که کاملاً مستقل از اندازه و تعداد نمونه ها می باشد. این شاخص ها بر اساس ارتباط بین تعداد کل گونه ها (S) وتعداد کل افراد تشکیل دهنده ی گونه ها (n) که طبیعتاً با افزایش تعداد نمونه ها ازدیاد می یابد، بیان شده اند (Krebs,1989).

$$R_1 = \frac{S-1}{\ln(n)}$$

شاخص غالبیت سیمپسون(Simpson dominance):

این شاخص بین ۰ تا ۱ متغییر است و نشان می دهد دو فردی که به طور تصادفی از یک جمعیت بیرون کشیده می شوند ، تا چه اندازه احتمال دارد که به یک گونه متعلق باشند. اگر احتمال تعلق دو فرد به یک گونه بالا باشد، تنوع اجتماع نمونه برداری شده پایین است. این شاخص ، درجه غالبیت را نشان می دهد و در نتیجه مقدار آن ،با افزایش تنوع، کاهش می یابد (Krebs,1989).

$$\lambda = \sum_{i=1}^{s} \frac{n_i(n_i-1)}{n(n-1)}$$

n_i : تعداد افراد در گونه i ام؛

n : تعداد کل افراد تشکیل دهنده تمام گونه ها.

شاخص تنوع شانون (H/):

اگر در نمونه تنها یک گونه حضور داشته باشد، این شاخص ، برابر صفر خواهد بود و حداکثر مقدار آن، زمانی است که هر فرد متعلق به یک گونه باشد. مقدار این شاخص، از یک محیط تحت استرس شدید با آلودگی زیاد، از مقدار عددی صفر شروع می شود و تا حدود ۵یا ۶ که بیانگر محیط سالم است، می رسد. این شاخص به منظور سنجش تاثیر فاضلاب های آلاینده بر روی موجودات زنده و تنوع گونه ها، استفاده می شود.

شاخص شانون، نشان دهنده متوسط درجه عدم اطمینان در برآورد و پیش بینی تعلق یک فرد انتخاب شده به صورت تصادفی به یکی از گونه های تشکیل دهنده نمونه ای که دارای تعداد کل s گونه و تعداد کل افراد n باشد. بنابراین هر چقدر تعداد کل افراد گونه های تشکیل دهنده یک نمونه بیشتر باشد و همچنین هر چقدر توزیع فراوانی در بین این گونه ها، یکسان تر باشد ، میزان این درجه عدم اطمینان بیشتر خواهد بود که تفسیر آن، وجود تنوع بیشتر است. بنابراین، مقدار این شاخص وقتی صفر است که تنها یک گونه در نمونه موجود باشد و مقدار آن زمانی حداکثر است که تعداد گونه ها بیشتر باشد و افراد تشکیل دهنده هریک از گونه ها نیز، در نمونه تقریبا یکسان باشند(Krebs,1989) .

$$H' = \sum_{i=1}^{S}\left[\frac{(n_i)}{n} L_n\left(\frac{n_i}{n}\right)\right]$$

n_i : تعداد افراد در گونه i ام؛

n : تعداد کل افراد نمونه؛

S : تعداد کل گونه ها

شاخص ترازی زیستی (Evenness Diversity)

این شاخص چگونگی توزیع فراوانی افراد یک جامعه را در میان گونه های مختلف بیان می کند. اگر توزیع فراوانی افراد متعلق به گونه های مختلف در نمونه یکسان باشد رقم شاخص فوق حد اکثر خواهد بود و هر چقدر توزیع و فراوانی افراد گونه ها تغییرات بیشتری داشته باشد، درجه شاخص یا یکسانی پراکندگی افراد به حداقل خواهد رسید (Krebs,1989).

H'= شاخص شانون

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

پردازش داده ها

تجزیه و تحلیل آماری با استفاده از نرم افزار EXCEL و جهت تعیین انواع شاخصهای زیستی و آزمون های چند متغیره (تشابه، MDS، Anosim و آنالیز خوشه ای) از نرم افزارهای Primer (5) و Biological tools استفاده شده است.

۳- نتایج

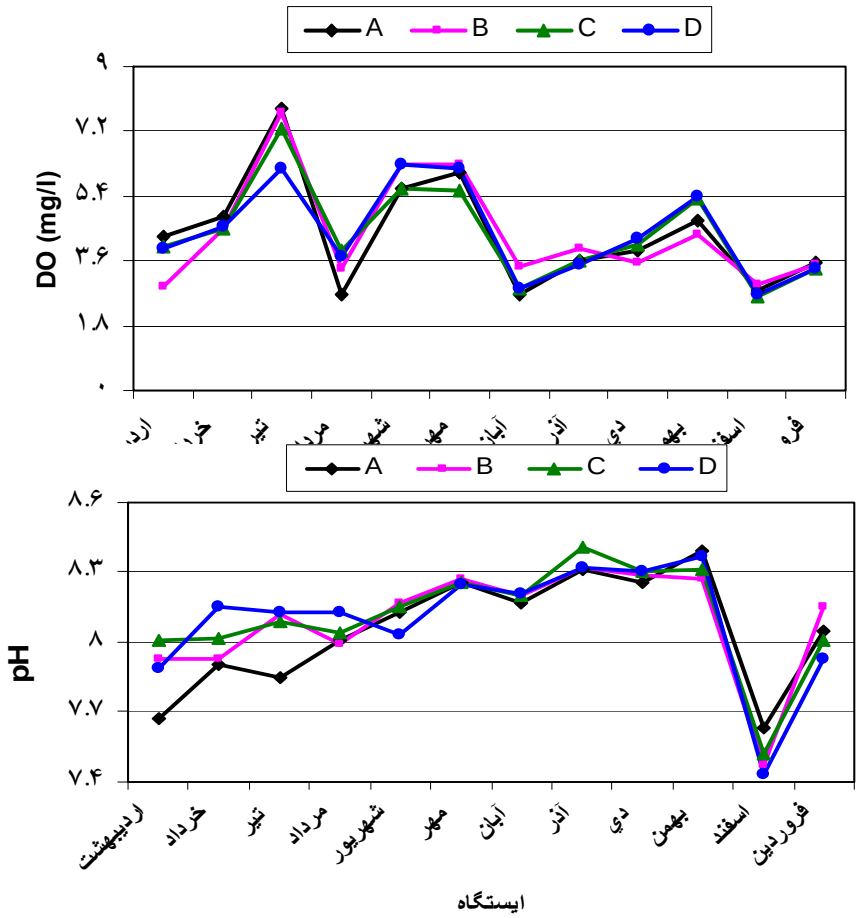
۱-۳- نتایش بخش فیزیکی و شیمیایی

در جدول ۳-۱ مقادیر میانگین، حداکثر، حداقل و انحراف معیار پارامترهای اندازه‌گیری شده در ایستگاه های مختلف منطقه سازه در طول سال ارائه شده است. همچنین در شکل های ۱ تا ۸ مقادیر پارامترهای مختلف اندازه‌گیری شده در ایستگاه های مختلف ارائه شده است. چنانچه مشاهده می‌شود روند تغییرات تمامی پارامترها در ایستگاه های مختلف از الگوی نسبتا یکسانی تبعیت می‌کند (شکل های ۱ تا ۸).

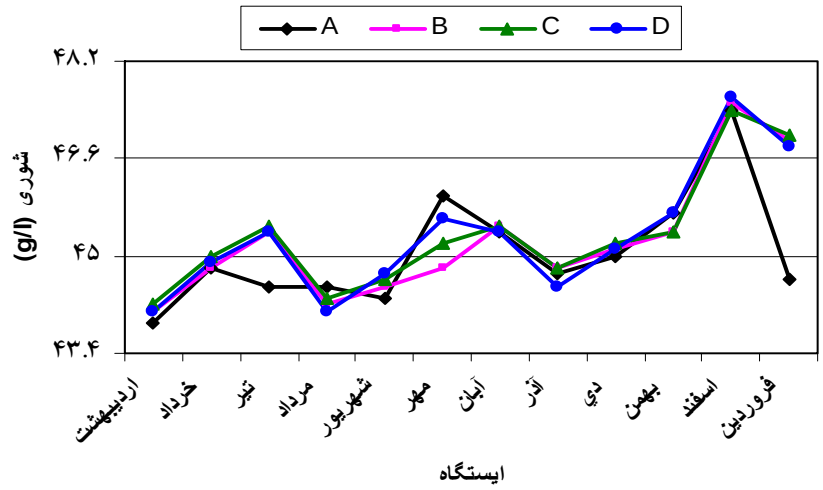
جهت بررسی وجود اختلافات مکانی و زمانی، از آنالیز واریانس دوطرفه داده‌ها استفاده شد که نتایج آن در جدول ۳-۲ ارائه شده است. خانه‌های مربوط به پارامترهایی که دارای اختلاف معنی‌دار هستند، رنگی نشان داده شده‌اند. چنانچه مشاهده می‌شود در ایستگاههای مختلف فقط مقادیر نیتریت دارای اختلاف معنی‌دار می‌باشد ($p<0.05$) ولی به غیر از سیلیس سایر پارامترها در ماههای مختلف در سطح اطمینان ۹۵٪ دارای اختلاف معنی‌دار آماری می‌باشند ($p<0.05$).

جدول ۳-۱- میانگین، حداکثر، حداقل و انحراف معیار پارامترهای اندازه‌گیری شده درایستگاههای مختلف منطقه سازه (۱۳۹۰)

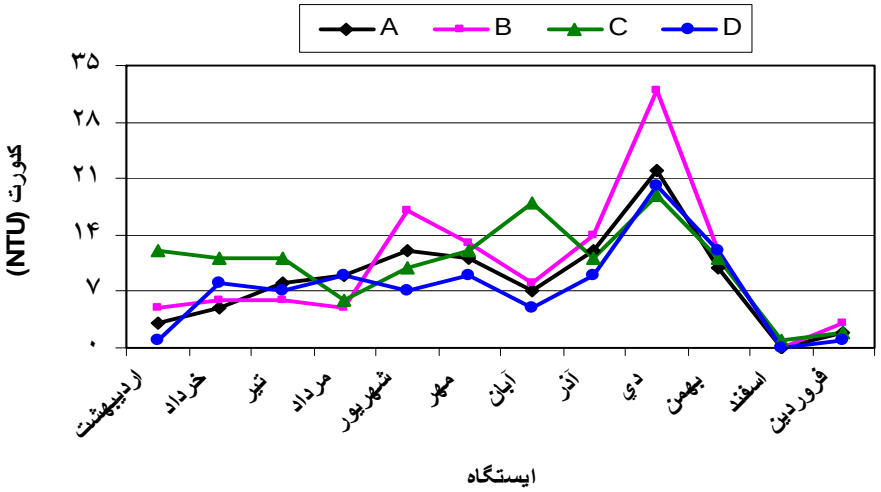
		حداکثر	حداقل	میانگین	انحراف معیار
pH		۸/۴۱	۷/۴۳	۸/۰۹	۰/۲۳
اکسیژن محلول	ppm	۷/۸۴	۲/۵۹	۴/۳۹	۱/۳۸
شوری	ppt	۴۷/۶	۴۳/۹	۴۵/۲	۰/۹۶
کدورت	FTU	۳۲	۰	۹/۰۴	۶/۲۸
NO3-	ppm	۸/۴	۲/۶۵	۵/۸۹	۱/۱۸
NO2-	ppm	۰/۱۴۸	۰/۰۱	۰/۰۳۳	۰/۰۲
SiO2	ppm	۴/۲	۰/۶	۱/۵۹	۰/۴۸
PO43-	ppm	۰/۷۶	۰/۰۲	۰/۲۲	۰/۱۷



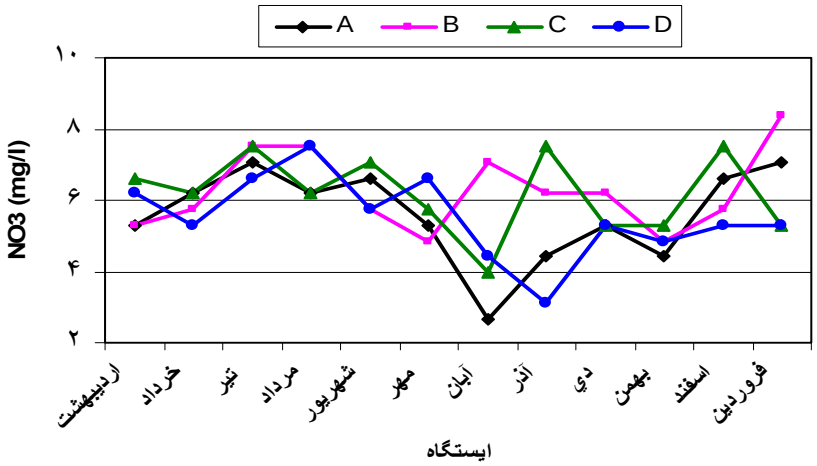
شکل ۳-۲- منحنی تغییرات pH در ایستگاههای مختلف (۹۱-۱۳۹۰)



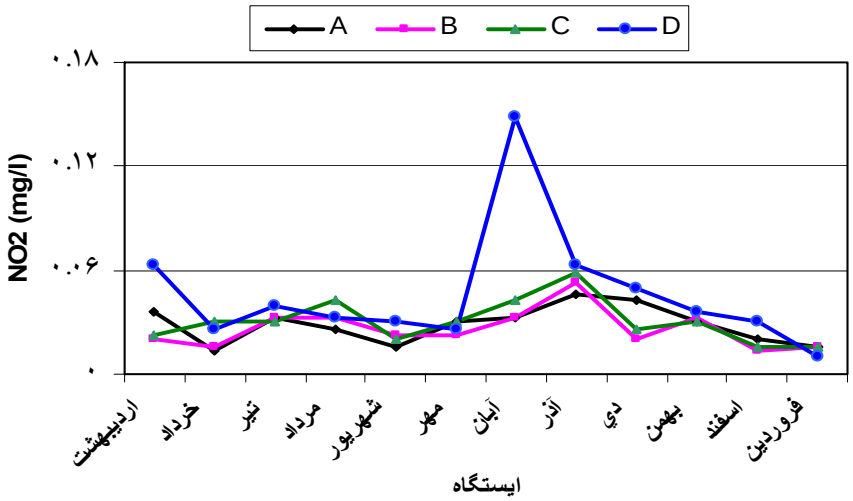
شکل ۳-۳- منحنی تغییرات شوری (ppt) در ایستگاههای مختلف (۹۱-۱۳۹۰)



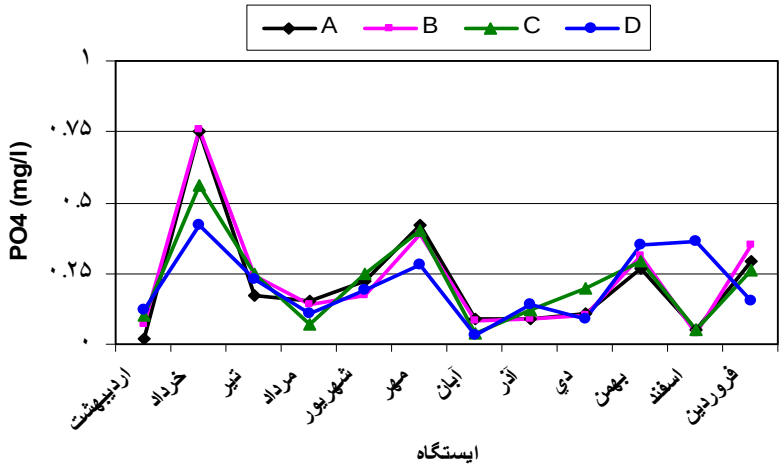
شکل ۳-۴- منحنی تغییرات کدورت (NTU) در ایستگاههای مختلف (۹۱-۱۳۹۰)



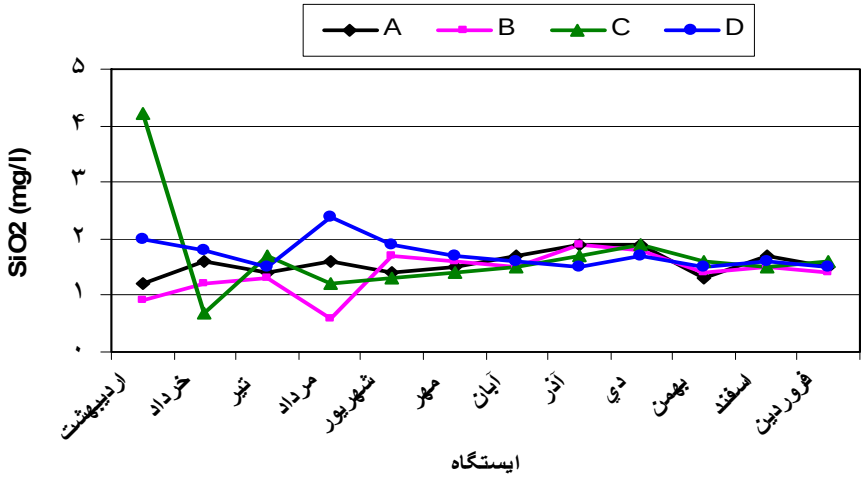
شکل ۳-۵ - منحنی تغییرات یون نیترات (ppm) در ایستگاههای مختلف (سال ۹۱-۱۳۹۰)



شکل۳- ۶- منحنی تغییرات یون نیتریت (ppm) در ایستگاههای مختلف (سال ۹۱-۱۳۹۰)



شکل ۳-۷- منحنی تغییرات یون فسفات (ppm) در ایستگاههای مختلف (سال ۹۱-۱۳۹۰)

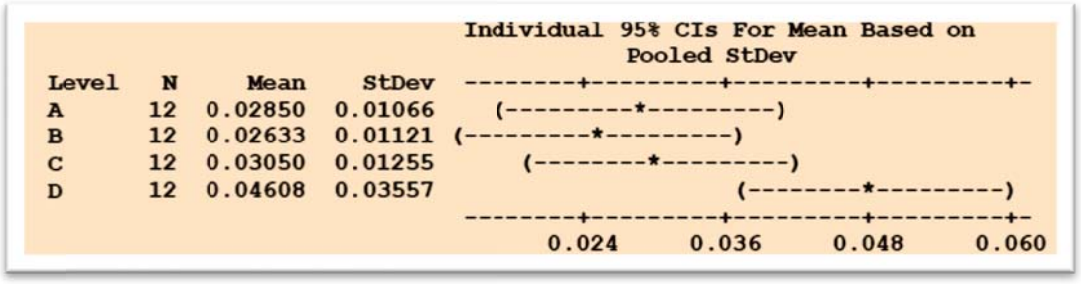


شکل۳- ۸- منحنی تغییرات سیلیس (ppm) در ایستگاههای مختلف (سال ۹۱-۱۳۹۰)

جدول۳-۲- نتایج حاصل از آنالیز واریانس دو طرفه داده‌ها (۱۱ و ۳ =df) در ماه ها و ایستگاه های مختلف منطقه سازه (۹۱-۱۳۹۰)

پارامتر	ایستگاه های مختلف		ماه های مختلف	
	P	F	P	F
pH	۰/۳۶۹۹	۱/۰۸۳	$۱/۵۹ \times ۱۰^{-۱۴}$	۳۲/۴۳
اکسیژن محلول	۰/۹۹۹	۰/۰۰۵	$۳/۲۹ \times ۱۰^{-۱۶}$	۴۲/۰۵
شوری	۰/۳۳۳	۱/۱۷۷	$۵/۶۵ \times ۱۰^{-۱۲}$	۲۱/۵۶
کدورت	۰/۰۸۴	۲/۴۱	$۳/۱۲ \times ۱۰^{-۹}$	۱۳/۴۵
NO_3^-	۰/۱۸	۱/۷۳	۰/۰۲۷	۲/۳۸
NO_2^-	۰/۰۲۶	۳/۴۹۶	۰/۰۰۷	۳/۰۰۲
SiO_2	۰/۴۱۸	۰/۹۷۰	۰/۸۱۲	۰/۶۰۳
PO_4^{3-}	۰/۹۲۴	۰/۱۵۸	$۴/۶۴ \times ۱۰^{-۱۰}$	۱۵/۵۸

در شکل۳- ۹ گروه‌بندی ایستگاههای مختلف بر اساس مقادیر یون نیتریت نشان داده شده است. چنانچه مشاهده می‌شود مقادیر این یون در دو ایستگاه B و D دارای اختلاف می‌باشد.



شکل۳- ۹- گروه بندی ایستگاههای مختلف منطقه سازه‌ها بر اساس مقدار یون نیتریت(ppm)

۱-۱-۳- نتایج شاخص کیفیت آب

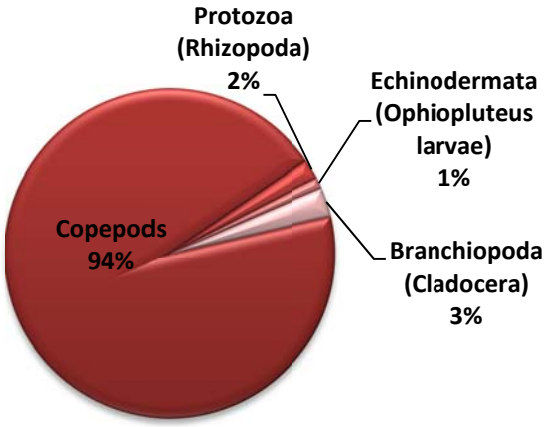
در جدول ۳-۳ مقادیر میانگین سالانه پارامترهای مختلف و امتیاز و رتبه بندی آنها در ایستگاه های انتخاب شده در منطقه سازه ها ارائه شده است. چنانچه مشاهده می شود ایستگاه A و D دارای رتبه ۴/۶ و ایستگاه B و C دارای رتبه ۴/۲ می باشند.

جدول ۳-۳- مقادیر پارامترهای مختلف، امتیاز و رتبه بندی شاخص WQS در منطقه سازه (۹۱-۱۳۹۰)

پارامتر		A	B	C	C
اکسیژن محلول (ppm)	مقدار	۴/۳۸	۴/۴۰	۴/۳۹	۴/۴
	امتیاز	۵	۵	۵	۵
نیتروژن غیر آلی (ppm)	مقدار	۱/۲۷۵	۱/۴۲۵	۱/۴۱	۱/۲۶۴
	امتیاز	۳	۱	۱	۳
فسفر (ppm)	مقدار	۰/۰۷۲	۰/۰۷۵	۰/۰۷۰	۰/۰۶۷
	امتیاز	۵	۵	۵	۵
pH	مقدار	۸/۰۵	۸/۰۹	۸/۱۱	۸/۱۰
	امتیاز	۵	۵	۵	۵
کدورت (FTU)	مقدار	۸/۴۲	۱۰/۰۸	۱۰/۳۳	۷/۳۳
	امتیاز	۵	۵	۵	۵
جمع امتیاز		۲۳	۲۱	۲۱	۲۳
رتبه کل		۴/۶	۴/۲	۴/۲	۴/۶

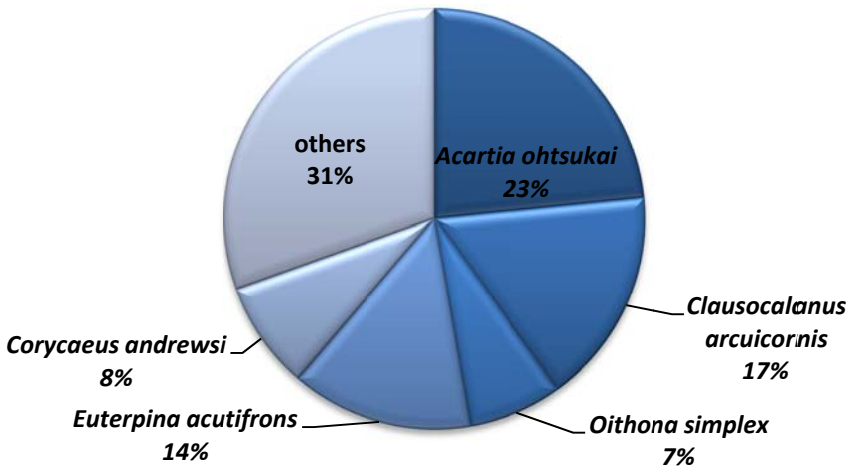
۲-۳- نتایج بررسی زئوپلانکتون ها درمنطقه زیستگاههای مصنوعی سواحل خوزستان

این بخش مطالعه به منظور شناسایی ، فراوانی و تنوع زئوپلانکتون های منطقه زیستگاههای مصنوعی انجام پذیرفته است. به طور میانگین تعداد (۵۲± ۹۱۴) فرد در متر مکعب شمارش و شناسایی شده است. در بین گروه های شناسایی شده Copepoda با میانگین سالانه (۱۰± ۲۳۵) فرد در متر مکعب به عنوان گروه غالب زئوپلانکتونی گزارش شدند (شکل ۳-۱۰).



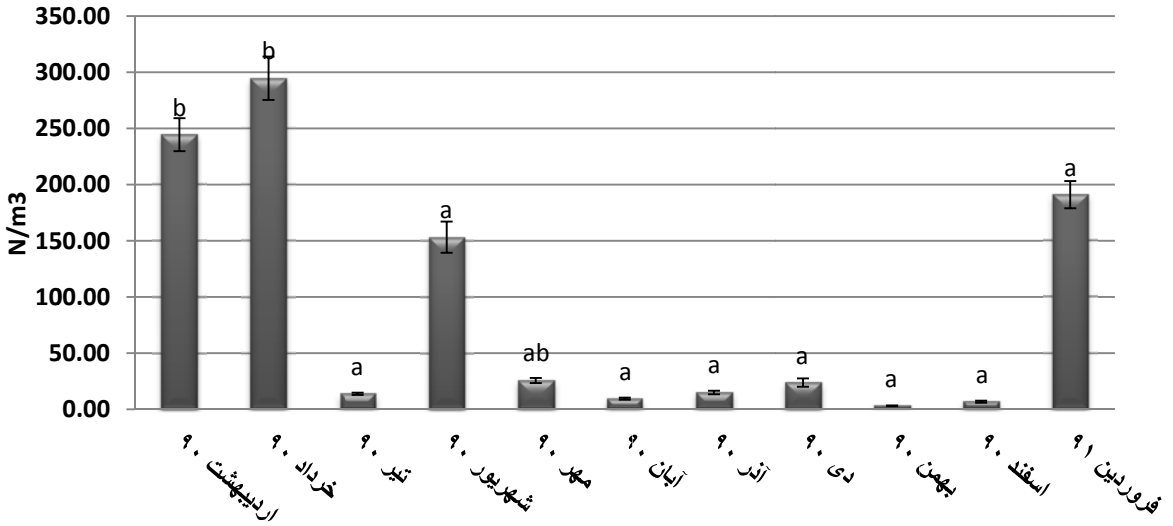
شکل ۳-۱۰-درصد گروه های غالب زئوپلانکتونی در منطقه زیستگاههای مصنوعی سواحل خوزستان (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

از میان افراد راسته Copepoda گونه *Acartia ohtsukai*و گونه *Clausocalanus arcuicornis* به ترتیب با میانگین (۶ ± ۴۰) و(۴ ± ۲۴) فرد در متر مکعب بیشترین فراوانی را در طول دوره مطالعاتی بخود اختصاص دادند(شکل۳-۱۱).

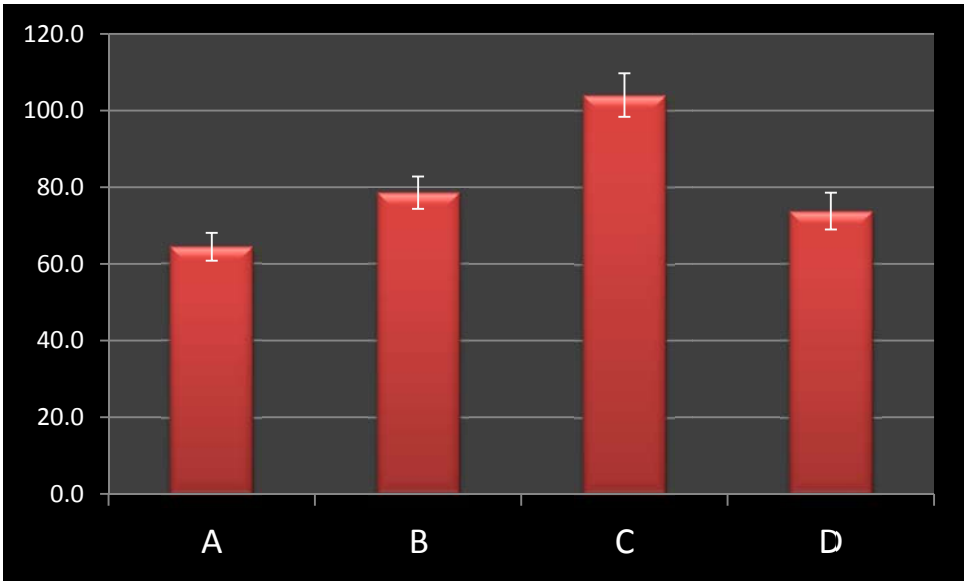


شکل ۳-۱۱- درصد گروه های غالب راسته Copepodaدرمنطقه زیستگاههای مصنوعی سواحل خوزستان (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

تغییرات میانگین فراوانی کل زئوپلانکتون ها در ماه های مختلف در شکل ۳-۱۲ آورده شده است، که بر اساس آن ماههای خرداد و اردیبهشت بیشترین وبهمن و اسفند کمترین فراوانی را داشته اند. نتایج حاصل از آنالیز واریانس یک طرفه میان ماه های مختلف، اختلاف معنی داری را نشان داد ($p<0.05$). نتایج آنالیز واریانس یک طرفه، بین ایستگاه های مورد مطالعه، اختلاف معنی داری را در کل سال میان فراوانی کل زئوپلانکتون ها نشان نداد ($p>0.05$) (شکل۳-۱۳).



شکل۳-۱۲- میانگین فراوانی کل زئوپلانکتونها درمنطقه زیستگاههای سازه های مصنوعی سواحل خوزستان در ماه های مورد مطالعه (۱۳۹۱-۱۳۹۰)



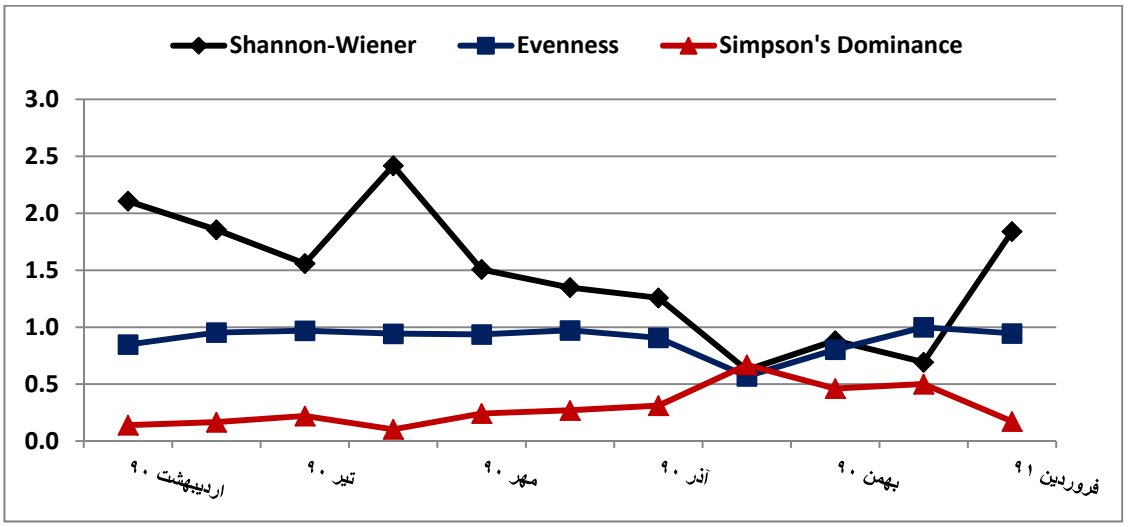
شکل۳-۱۴- میانگین فراوانی کل زئوپلانکتونها(تعداد در متر مکعب)درمنطقه زیستگاههای مصنوعی سواحل خوزستان در ایستگاه های مورد مطالعه (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

جدول۳-۴- میانگین فراوانی(تعداد در متر مکعب) زئوپلانکتونهای شناسایی شده در منطقه زیستگاههای مصنوعی در سواحل خوزستان (۹۱-۱۳۹۰)

	گونه	میانگین فراوانی
Copepoda	*Acartia ohtsukai*	40±6
	Acartia amboinensis	1±0
	Clausocalanus arcuicornis	24±4
	Clausocalanus minor	3±0
	Subeucalanus subcrassus	17±2
	Paracalanus parvus	18±4
	Acrocalanus gracilis	14±0
	Temora turbinata	3±0
	Labidocera sp1	4±0
	Labidocera sp2	12±0
	Labidocera sp3	4±0
	Oithona nana	12±3
	Oithona attenuata	16±4
	Oithona simplex	10±2
	Oithona larvae	1±0
	Euterpina acutifrons	24±4
	Microsetella norvegica	3±0
	Corycaeus andrewsi	18±1
	Corycaeus dahli	2±0
	nauplius copepod	2±0
	copepodid calanoida	6±1
	Harpacticoida larvae	0±0
Protozoa	*Rhizopoda*	9±0
Echinodermata larvae	*Ophiopluteus larvae*	5±0
Branchiopoda	*Penilia avirostris*	9±2
Mollusca	*Lamellibranchia*	2±0
Cnidaria	*Eirene hexanemalis*	2±0

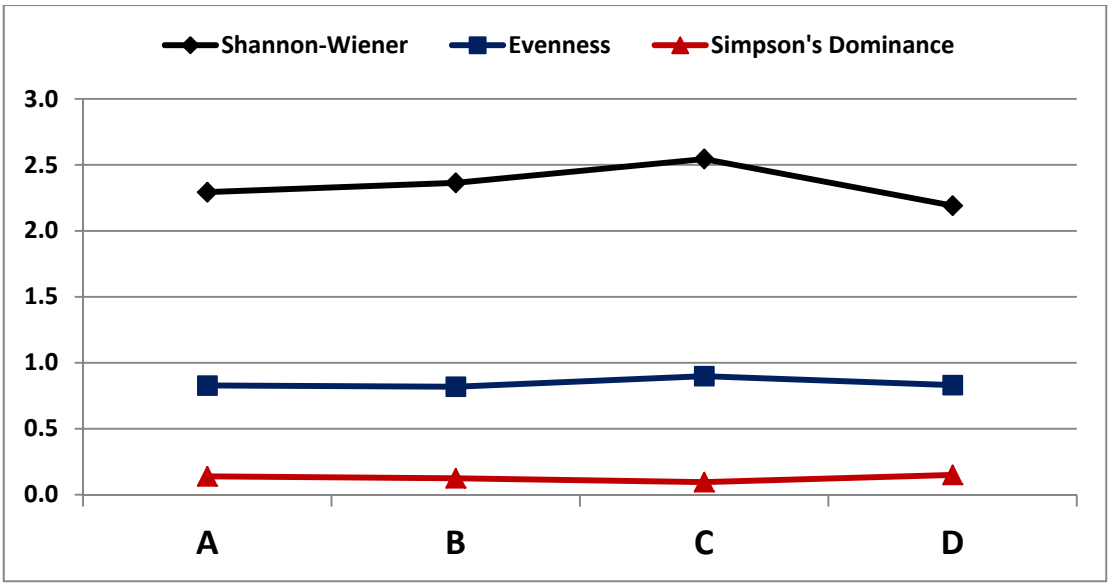
۱-۲-۳- نتایج شاخص های تنوع زیستی زئوپلانکتونها

در میان ماه های مورد مطالعه بیشترین میزان شاخص تنوع زیستی شانون در شهریور ماه (۲/۴) و کمترین مقدار آن در ماههای دی (۰.۶) و اسفند (۰.۷) محاسبه شد. محدوده تغییرات شاخص غالبیت سیمپسون بین (۰.۷-۰.۱) محاسبه شد.محدوده تغییرات شاخص ترازی زیستی که بیانگر توزیع افراد در گونه های مختلف است، بین (۱-۰.۶) محاسبه شد بطوری که در اکثر ماه ها در محدوده ۱ بوده و تنها در دی ماه حداقل را نشان داده است (شکل۳-۱۵).



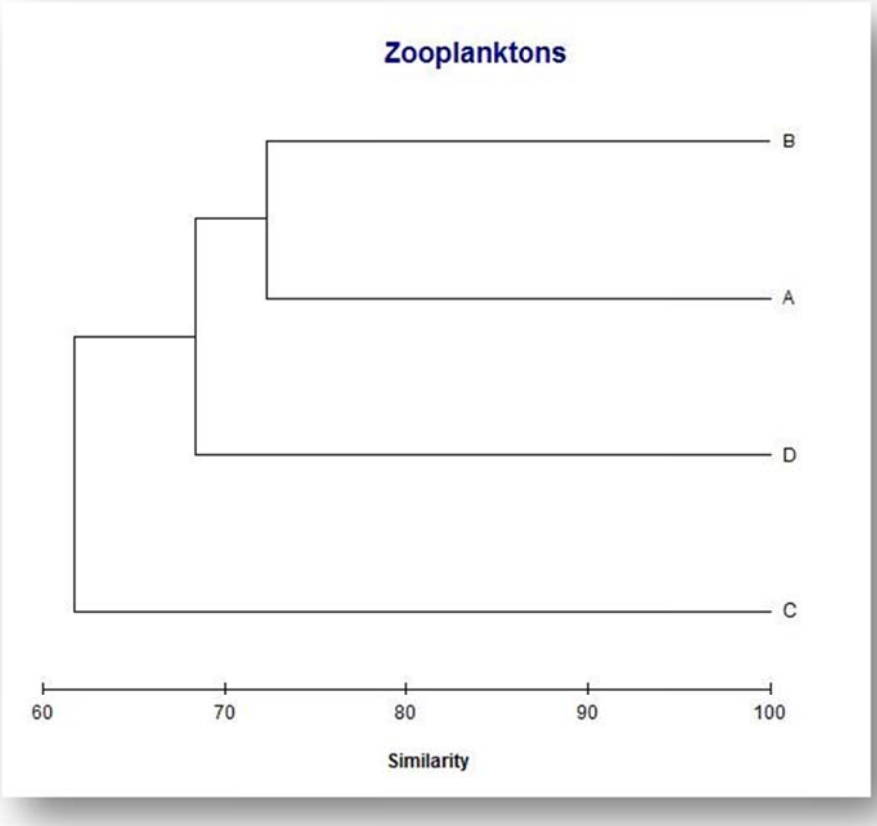
شکل ۳-۱۵- روند تغییرات مقادیر شاخص های مختلف تنوع زیستی در زئوپلانکتون های منطقهزیستگاه های مصنوعی سواحل خوزستان در ماه های مورد مطالعه (۹۱-۱۳۹۰)

در میان ایستگاه های مورد مطالعه دامنه تغییرات مقادیر شاخص تنوع شانون (۲.۵-۲.۲) بوده و بیشترین میزان شاخص تنوع شانون در ایستگاه C با مقدار عددی (۲/۵) بدست آمد و در سایر ایستگاه ها اختلافات جزئی مشاهده شد. شاخص غالبیت سیمپسون همه ایستگاه ها یک مقدار مشابه را دارا بودند (۰/۱). میزان شاخص ترازی زیستی نیز در ایستگاه C (۰/۹) و در سایر ایستگاه ها مقدار یکسان (۰.۸) محاسبه شد(شکل ۳-۱۶) .



شکل ۳-۱۶- تغییرات مقادیر شاخص های مختلف تنوع زیستی در زئوپلانکتونهای منطقه زیستگاههای مصنوعی سواحل خوزستان در ایستگاههای مورد مطالعه (۹۱-۱۳۹۰)

نتیجه آنالیز خوشه ای بر اساس شاخص تشابه Bray-Curtis، در سازه های مورد مطالعه در شکل ۹ نشان داده شده است. بیشترین میزان تشابه بین سازه های A و B بوده که حدود ۷۵ درصد بوده و کمترین تشابه را سازه C با سایر سازه ها نشان داده است که حدود ۶۰ درصد تشابه را از نظر ترکیب گونه های زئوپلانکتونی نشان داده هست(شکل۳-۱۷). در آزمون تشابه Anosim نیز ، که به منظور مقایسه ترکیب گونه ای جوامع و عدم تشابهات بین گروهی و درون گروهی در سازه های مختلف انجام شد مقدار-R=(98.2%Level Significance , 0.066)محاسبه شده است. که نشان دهنده عدم اختلاف معنی دار در ترکیب گونه ای سازه های مختلف است.

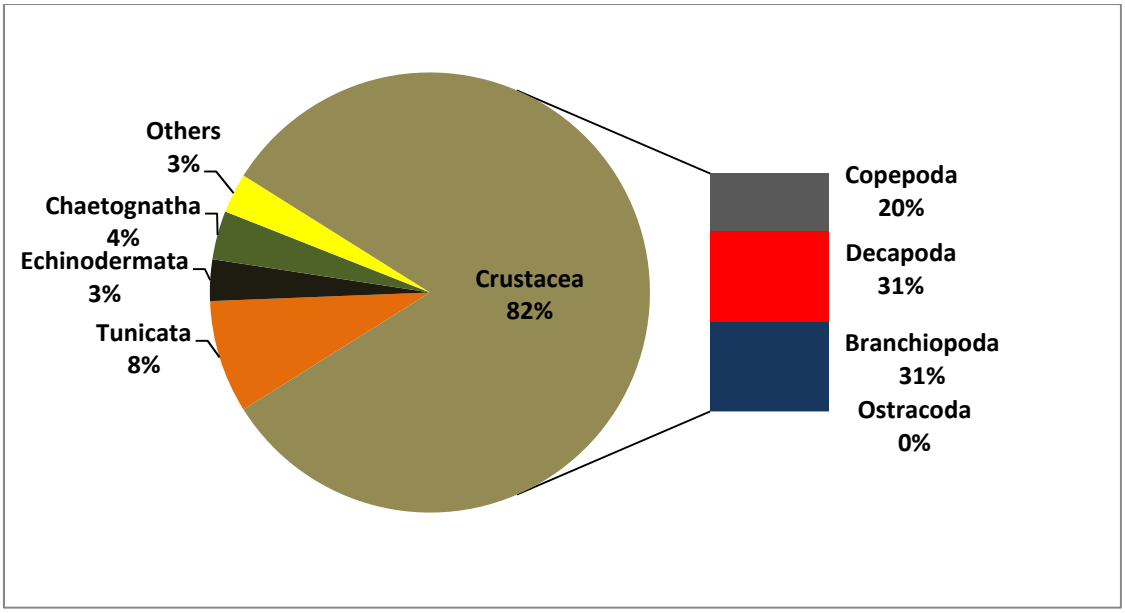


شکل ۳-۱۷– آنالیز خوشه ای بر اساس شاخص تشابه Bray-Curtis گونه های زئوپلانکتون در زیستگاه های مصنوعی مختلف در سواحل خوزستان۱۳۹۱-۱۳۹۰)

۳-۳-نتایج بررسی ماکروزئوپلانکتون ها درمنطقه زیستگاههای مصنوعی سواحل خوزستان

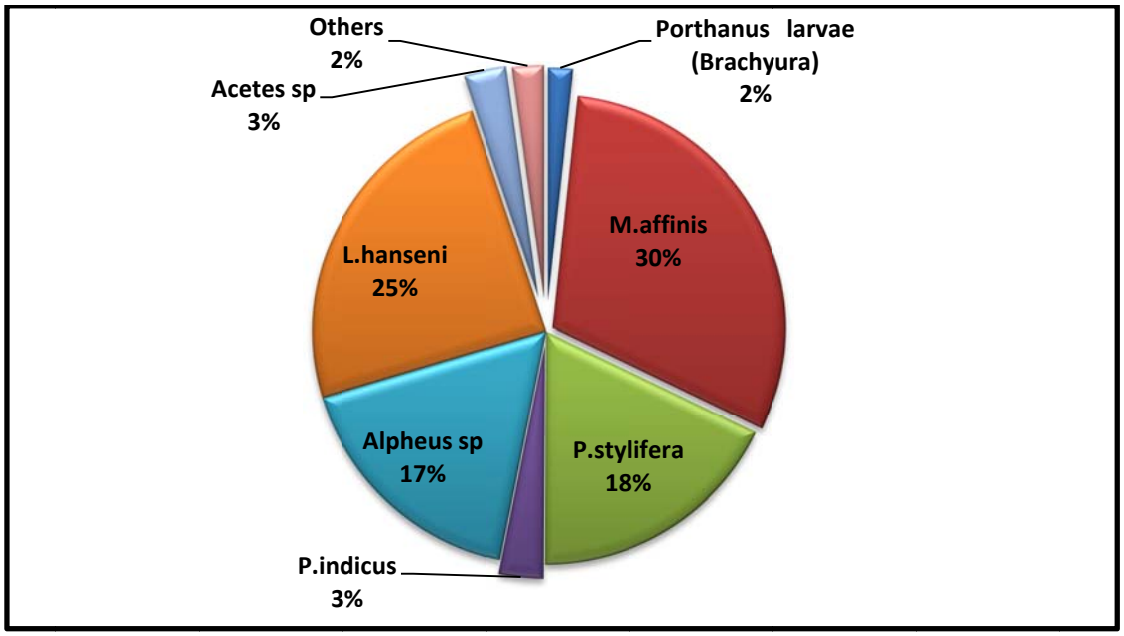
این بخش شامل نتایج شناسایی، تراکم و تنوع ماکروزئوپلانکتون ها در منطقه سازه های مصنوعی در سواحل خوزستان است. گروههای مختلف رده سخت پوستان بالای ۸۲ درصد از مجموعه ماکروزئوپلانکتونها را شامل می شدند. بعد از آن بترتیب گونه های شاخه تونیکاتا (۸.۳ درصد)، پیکانیان (۳.۵۸ درصد)، خارپوستان (۳ درصد) وسایر گروهها کمتر از ۳ درصد را شامل میشده اند. سخت پوستان بترتیب شامل Decapoda و

Branchiopoda هرکدام با ۳۱ درصد و پس از ان Copepoda با ۱۹ درصد گروههای غالب سخت پوستان را شامل میشده اند (شکل ۳-۱۸).



شکل۳-۱۸- درصد گروه های غالب زئوپلانکتونی درمنطقه زیستگاههای مصنوعی سواحل خوزستان (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

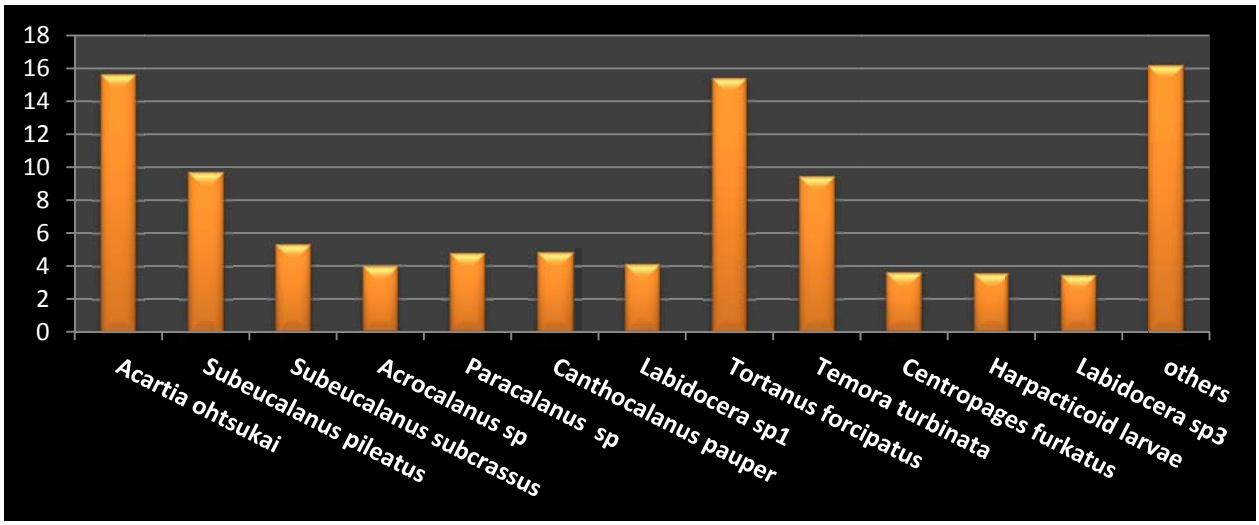
بین گروه های شناسایی شده، میانگین نمونه های Decapoda با ۳۰۲ فرد در متر مکعب، Branchiopoda (که عمدتاً شامل مراحل لاروی گروه کلادوسرا می باشد) با ۲۹۶ فرد در متر مکعب، کل گونه های Copepoda با ۱۹۱.۵ فرد در مترمکعب و غلاف داران (Tunicata) با ۸۰ فرد در متر مکعب، در طول سال مطالعه در منطقه حضور داشته اند. از میان افراد راسته Decapoda گونه های Metapenaeus affinis با تعداد میانگین (۳۶۶±۱۸۴) فرد، Lucifer hanseni با میانگین تعداد (۱۹۴± ۱۷۲.۵) فرد، گونه Parapenaeopsis stylifera با با میانگین تعداد (۱۵۴.۴± ۹۴.۶) فرد و گونه Alpheus sp با میانگین تعداد ۱۶۵ ±۹۰.۵۴ فرد در متر مکعب در ماههای حضورشان در منطقه به عنوان گونه های غالب شناخته شدند (شکل۳-۱۹). ژله ایها که شامل مدوز چند گونه از مرجانها و دو گونه شانه دار می باشند در ماههای تابستان و با بیشترین فراوانی در مرداد ماه حضور داشته اند. از مراحل لاروی ماهیان فقط لارو خانواده شانک ماهیان(Sparidae) و ساردین ماهیان (Clupeidae) شناسایی شده اند و هر دو خانواده بیشترین تراکم را در ماه فروردین و Clupeidae در دی ماه نیز حضور داشته اند.



شکل ۳-۱۹- درصد گروه های غالب راسته Decapoda**درمنطقه زیستگاههای مصنوعی سواحل خوزستان (۱۳۹۱-۱۳۹۰)**

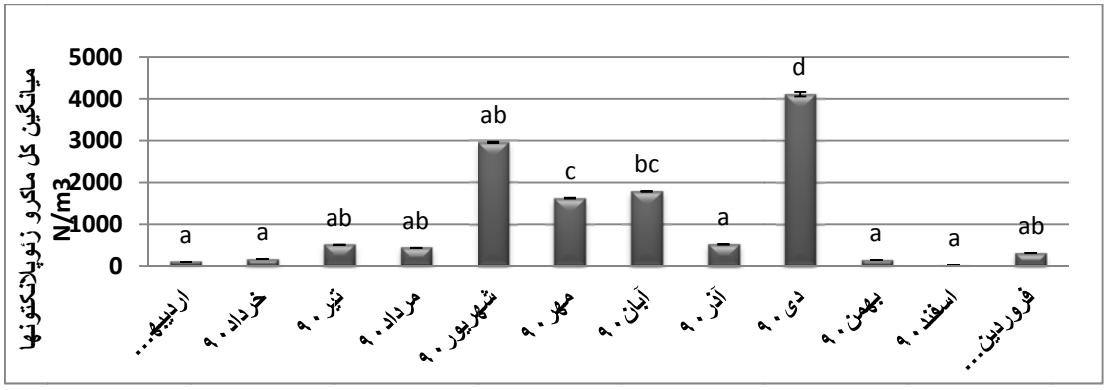
از Branchiopoda ، گونه Penilia avirostrisبا میانگین (۱۸۶± ۶۸۴) فرد در متر مکعب عمدتا در سه ماهه آبان آذر و دی، با بیشترین تراکم در دی ماه به عنوان گونه غالب محاسبه شد.

از میان پاروپایان (Copepoda) گونه ی Acartia ohtsukai بیشترین با میانگین تعداد (۱۰± ۵۲) در متر مکعب بیشترین میزان فراوانی گونه ای را به خود اختصاص دادند (شکل۳-۲۰).



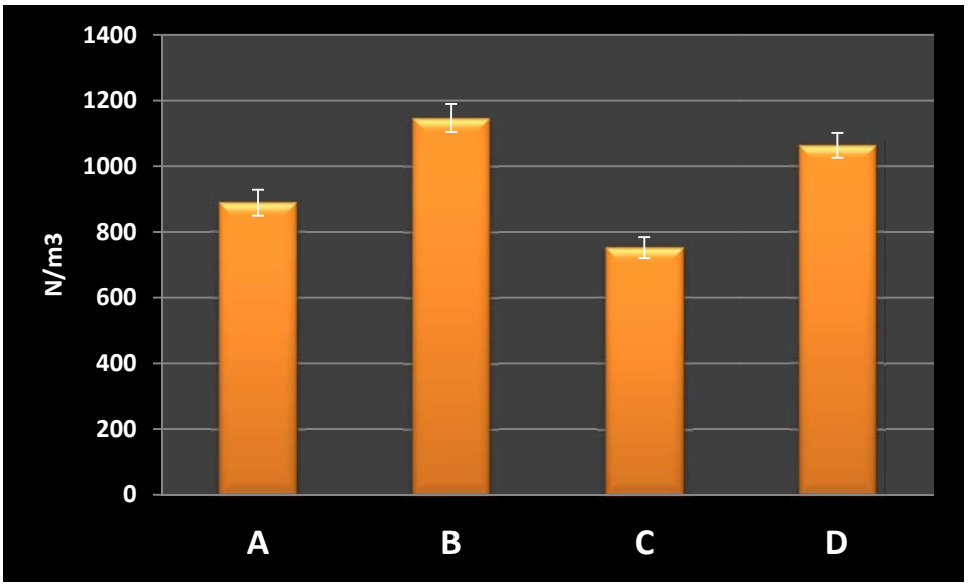
شکل ۳-۲۰- درصدگونه های غالب راسته Copepoda درمنطقه زیستگاههای مصنوعی سواحل خوزستان (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

تغییرات میانگین فراوانی کل ماکروزئوپلانکتون ها در ماه های مختلف در شکل ۳-۲۱ آورده شده است، که براساس آن دی ماه بیشترین و اسفند ماه کمترین فراوانی را شامل شده است و نتایج حاصل از آنالیز واریانس یک طرفه میان ماه های مختلف، اختلاف معنی داری را نشان داد ($p<0.05$).



شکل۳-۲۱- میانگین فراوانی کل ماکروزئوپلانکتونها در درمنطقه زیستگاههای مصنوعی سواحل خوزستان در ماه های مورد مطالعه (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

نتایج آنالیز واریانس یک طرفه، بین ایستگاه های مورد مطالعه، اختلاف معنی داری را در کل سال میان فراوانی کل ماکروزئوپلانکتون ها نشان نداده است ($p>0.05$) (شکل۳-۲۲).



شکل۳-۲۲- میانگین فراوانی کل ماکروزئوپلانکتونها درمنطقه زیستگاههای مصنوعی سواحل خوزستان در ایستگاه های مورد مطالعه (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

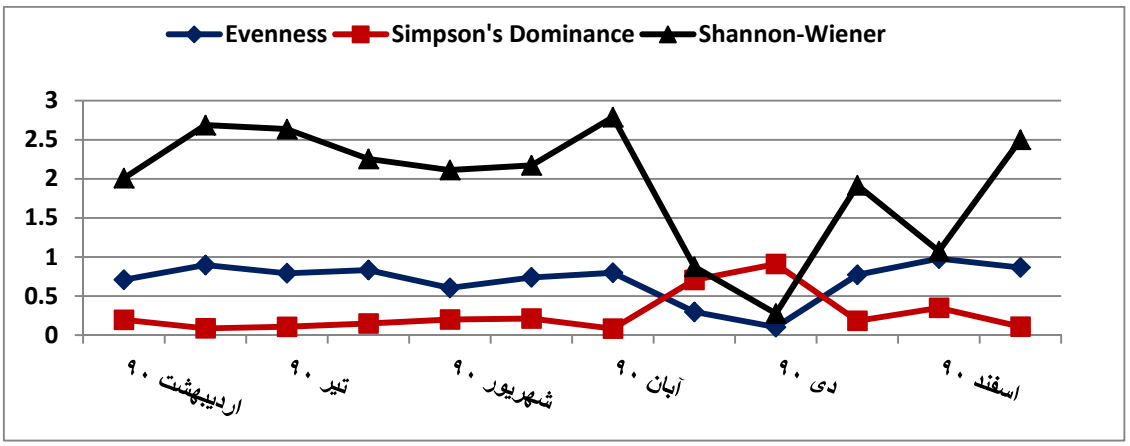
جدول ۳-۵- گونه های ماکروزئوپلانکتون شناسایی شده و مقدار میانگین کل(تعداد در متر مکعب) درمنطقه زیستگاههای مصنوعی سواحل خوزستان (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

	گونه	میانگین فراوانی ±SE
Copepoda	*Acartia ohtsukai*	10.7±52.5
	Acartia danea	0.3±16.9
	Acartia amboinensis	0.7±8.5
	Acartia erythraea	1.2 ±8.8
	Subeucalanus pileatus	5.2±30.3
	Subeucalanus subcrassus	8.4±73.9
	Acrocalanu s sp	2.4±17.7
	Paracalanus sp	6.4±42.7
	Canthocalanus pauper	0±21.0
	Labidocera sp1	1.2±12.3
	Labidocera minuta	1.9±9.9
	Labidocera sp2	1.8±16.1
	Labidocera bengalensis	0.9±8.0
	Calanopia elliptica	0±1.2
	Calanopia minor	0.9±7.3
	Calanopia thompsoni	0±20.6
	Pontellopsis herdamni	0±3.1
	Pontella investigatoris	1.9±14.3
	Pontella danea	0±3.3
	Tortanus forcipatus	6.1±48.8
	Temora turbinata	4.4±28.1
	Centropages orsinii	1.5±14.2
	Centropages furkatus	3.4±16.0
	Centropages tenuiremis	0±3.8
	Corycaeus andrewsui	0.5±4.9
	Oncaea sp.	0±13.2
	Corycaeus lubbocki	0±6.5
	Corycaeus dahli	0±4.4
	Harpacticoid larvae	2.4±17.7
	Oithona attenuata	0.9±7.0
Tunicata	*Oikopleura sp.*	28.1±107.4
	Appendicularia sp.	3.6±32.3
	Fritillaria sp.	0±4.9
Echinodermata larvae	Ophiopluteus larvae	7.1±51.4
Protozoa	Rhizopoda	1.2±10.4
	Tintinnopsis sp	0±7.8
	Vorticel sp	0±111.5
Molluscs	Lamellibranchia larvae	1.1±12.4
	heteropod(Atlanta)	0.2±3.6
	AtlantidaeUnknown	0.6±5.5

	ماکروزئوپلانکتون	میانگین فراوانی SE ±
chaetognatha	*sagitta sp1*	3.0±29.2
	sagitta sp2	1.5±16.5
	sagitta sp3	1.6±19.4
Annelidea	Polychaeta larvae	1.3 ±7.2
Nemertea	Nemertinea larvae	0±5.9
	pilidium larvae	0±1.8
Branchiopoda	Brachiopod larvae	0.2±3.0
	Penilia avirostris	186.5±684.2
	Pseudoevadne sp	1.8±13.5
Decapoda	llyoplax (Brachyura)	0.2±3.1
	Portanus larvae (Brachyura)	2.3±14.4
	Crab zoa	0.3±2.1
	Stomtopoda (Protozoa)	0±6.9
	Upogebidae	0.2±4.0
	nauplius of peneoidae	1.7±17.4
	sergestes sp. (zoa)	0±22.5
	Metapenaeus affinis	44.2±184.2
	Parapenaeopsis stylifera	18.2±94.6
	Penaeus indicus	.3±26.9
	Alpheus sp.	19.5±90.5
	Lucifer hanseni	23.0±207.0
	Acetes sp.	1.3±41.6
	Caridae larvae	0±1.8
	Thalassinidae larvae	0±2.4
Ichthyoplankton	Sparidae larvae	0±3.7
	Clupeaidae larvae	0.1±4.3
Cnidaria	*Eutima sp.*	0.1±1.6
	Eiren hexanemalis	0.4±4.0
	Diphyes chamissonis	0±1.3
	Aequorea parva	0±18.5
Ctenophora	*Beroe ovata*	0±16.8
	Pleurobrachia	0.3±9.1
	Cidipid sp	0.1±5.8

۱-۳-۳- نتایج شاخص های تنوع زیستی ماکروزئوپلانکتونها

در شکل ۳-۲۴ روند تغییرات مقادیر شاخصهای مختلف در ماههای مورد مطالعه نمایش داده شده است. در میان ماه های مورد مطالعه بیشترین میزان شاخص تنوع زیستی شانون در آبانماه (۲/۸) و کمترین میـزان آن در دی مـاه (۰/۳) بدست آمد. محدوده تغییرات شاخص غالبیت زیستی بین(۰/۹-۰/۱) محاسبه شد که بیشترین مقـدار آن در دی ماه (۰.۹) بوده و سایر ماهها مقادیر نسبتا یکسانی داشته است. دامنه تغییرات شـاخص تـرازی زیسـتی (۰.۹۷-۰.۱) بوده که بیشترین مقدار آن در اسفند ماه محاسبه شده است(شکل ۳-۲۵).

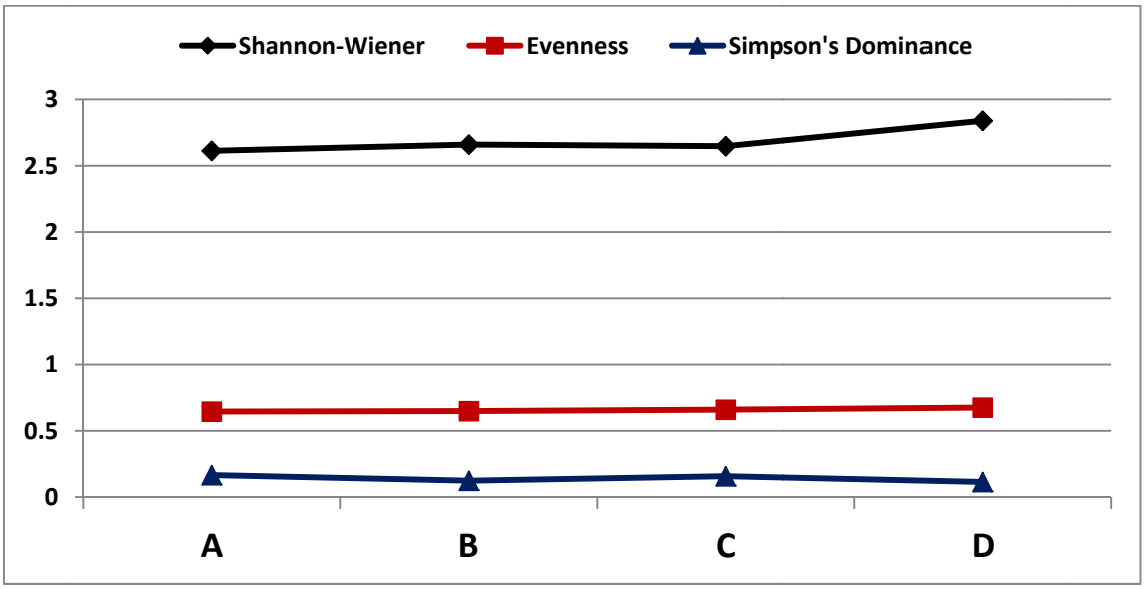


شکل ۳-۲۴- روندتغییرات شاخص های تنوع زیستی ماکروزئوپلانکتونها درمنطقه زیستگاههای مصنوعی سواحل خوزستان در ماه های مورد مطالعه (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

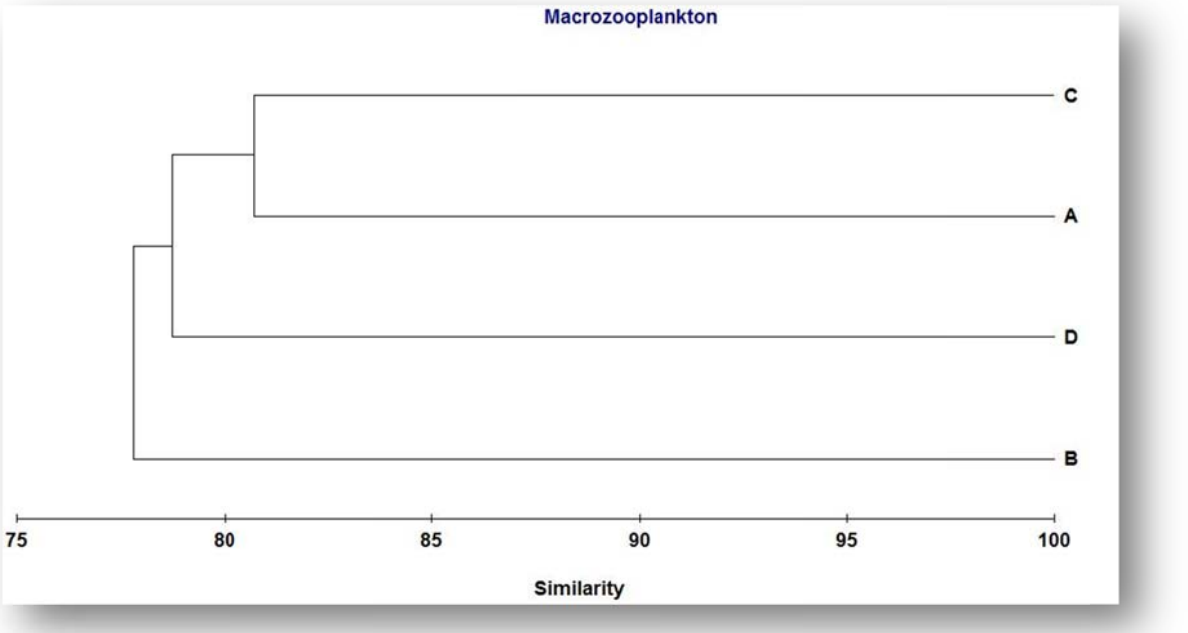
در میان ایستگاه های مورد مطالعه بیشترین میزان شاخص تنوع شانون در ایستگاه D با مقدار عددی (۲/۸) بدسـت آمد و در سایر ایستگاه ها اختلافات جزئی مشاهده شد. دامنـه تغییـرات شـاخص غالبیـت سیمپسـون در محـدوده کوچک (۰.۶۷- ۰.۶۴) بوده و دامنه تغییرات شاخص ترازی زیستی (۰.۱۶-۰.۱۱) محاسبه شـده اسـت (شـکل۳-۲۵).

آنالیز خوشه ای بر اساس شاخص تشابه Bray-Curtis روی نمونه های ماکروزئوپلانکتون در ایستگاههای مـورد مطالعه در شکل ۳-۲۶ نمایش داده شده است.ایستگاههای مختلف در سطح نزدیک به ۸۰ درصد تشـابه را نشـان داده اند و بیشترین تشابه بین سازه A و سازه C بوده است.

آزمون Anosim به منظور مقایسه ترکیب گونه ای گونه های شناسایی شده انجام شـد(Significance level =96.7%, R=-۰.۰۴) محاسبه شده است . که نشان دهنده عدم اختلاف معنی دار در ترکیب گونه ای ماکروزئوپلانکتونهای سازه های مورد مطالعه است.



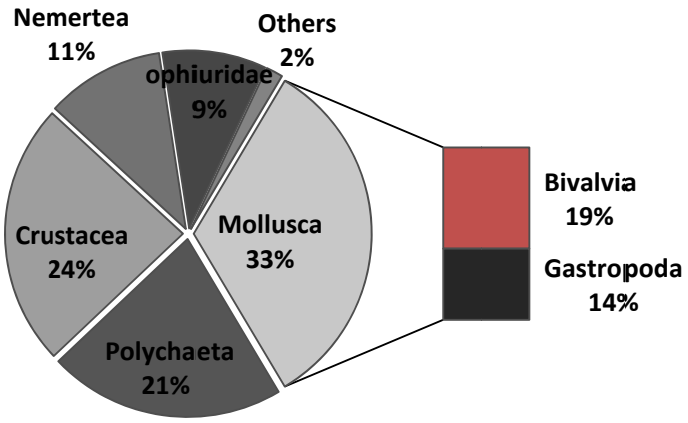
شکل ۳-۲۵- تغییرات شاخص های تنوع زیستی ماکروزئوپلانکتونها درمنطقه زیستگاههای مصنوعی سواحل خوزستان در ایستگاههای مورد مطالعه (۱۳۹۱-۱۳۹۰)



شکل ۳-۲۶- آنالیز خوشه ای بر اساس شاخص تشابه Bray-Curtis نمونه های ماکروزئوپلانکتون درمنطقه زیستگاههای مصنوعی سواحل خوزستان در ایستگاههای مورد مطالعه (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

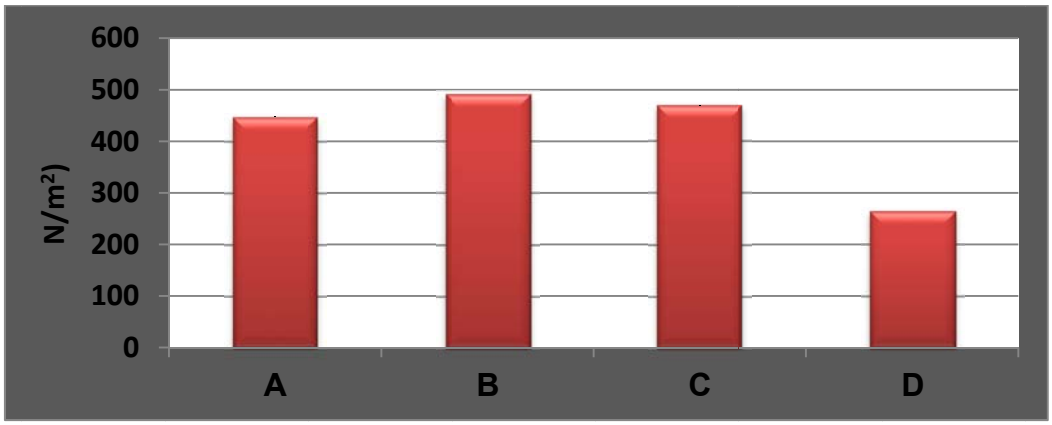
۴-۳- نتایج شناسایی و فراوانی ماکروبنتوزهادر زیستگاههای مصنوعی خوزستان

در این مطالعه در چهار ایستگاه تعیین شده در سازه های مصنوعی احداث شده در منطقه هندیجان، در طول یک سال (1390-91)، مجموعا تعداد ۲۰۰۶۴ فرد ماکروبنتوزجداسازی و شناسایی شده است. در بین گروه های شناسایی شده سخت پوستان با ۴۷۹۶ فرد، پرتاران با۴۳۱۲ فرد و دوکفه ایها با۳۸۷۲ فرد غالب بودند شکل ۳-۲۷ درصد فراوانی گروه های مختلف ماکروبنتوزی را نشان میدهد.

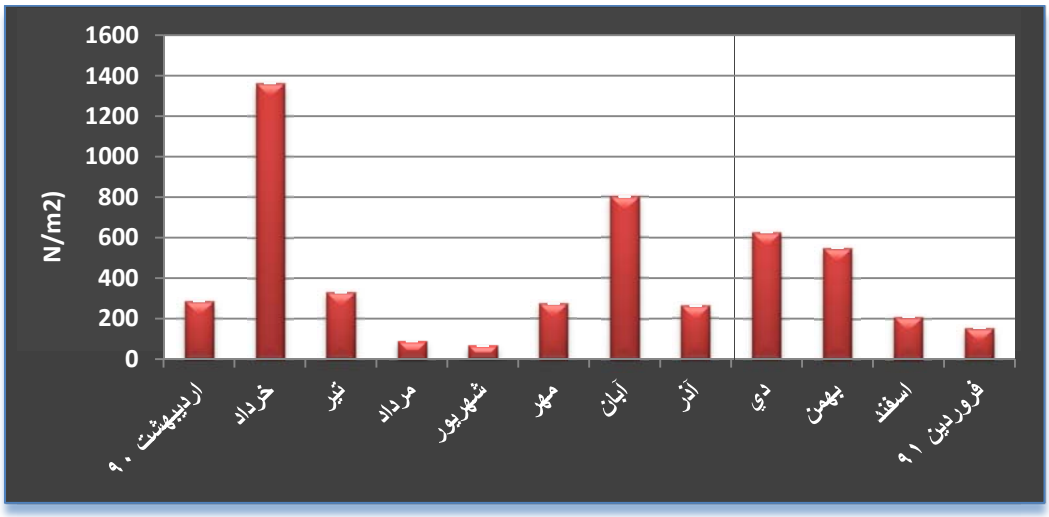


شکل ۳-۲۷- درصد فراوانی گروه های ماکروبنتوزی شناسایی شده در ایستگاه های مورد مطالعه در منطقه زیستگاه های مصنوعی(۱۳۹۱-۱۳۹۰)

میانگین فراوانی ماکروبنتوزها ۹۰/۲۶ ± ۴۱۸ فرد در متر مربع از سطح منطقه مورد مطالعه بوده است. فراوانی کل ماکروبنتوزها (تعداد در متر مربع) در ایستگاه های مختلف نشان می دهد که ایستگاه B بیشترین و ایستگاه D کمترین فراوانی را داشته است (شکل۳-۲۸). در شکل ۳ -۲۹ فراوانی کل ماکروبنتوزها در ماه های مورد مطالعه نشان داده شده است.

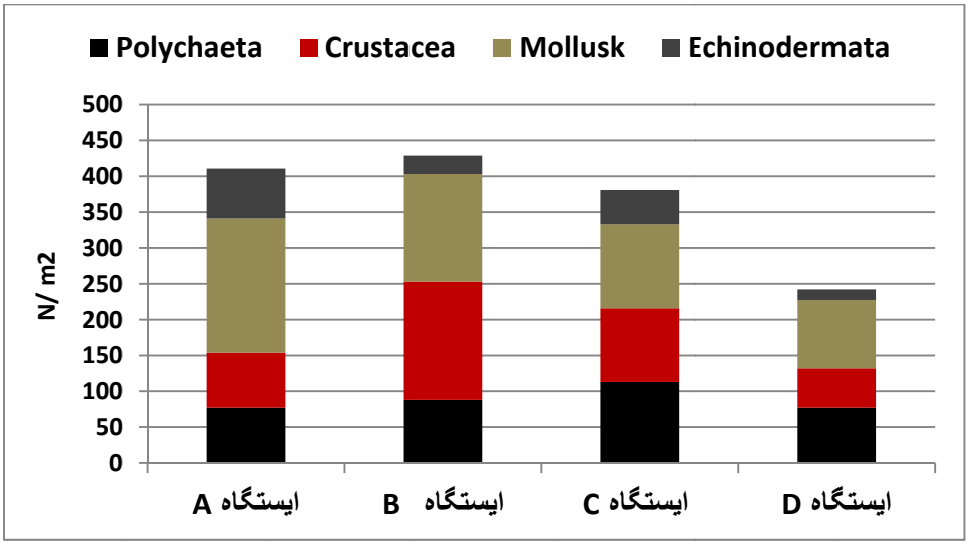


شکل ۳-۲۸- فراوانی کل ماکروبنتوزهای شناسایی شده در ایستگاه های مورد مطالعه(تعداد در متر مربع) در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

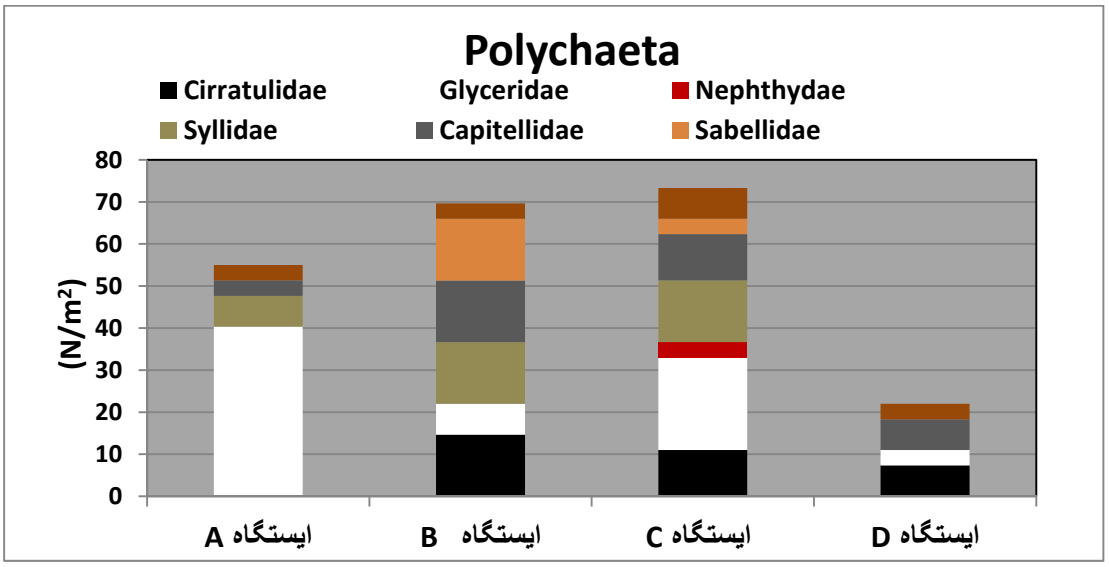


شکل ۳-۲۹- فراوانی کل ماکروبنتوزهای شناسایی شده در ماه های مورد مطالعه(تعداد در متر مربع) در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

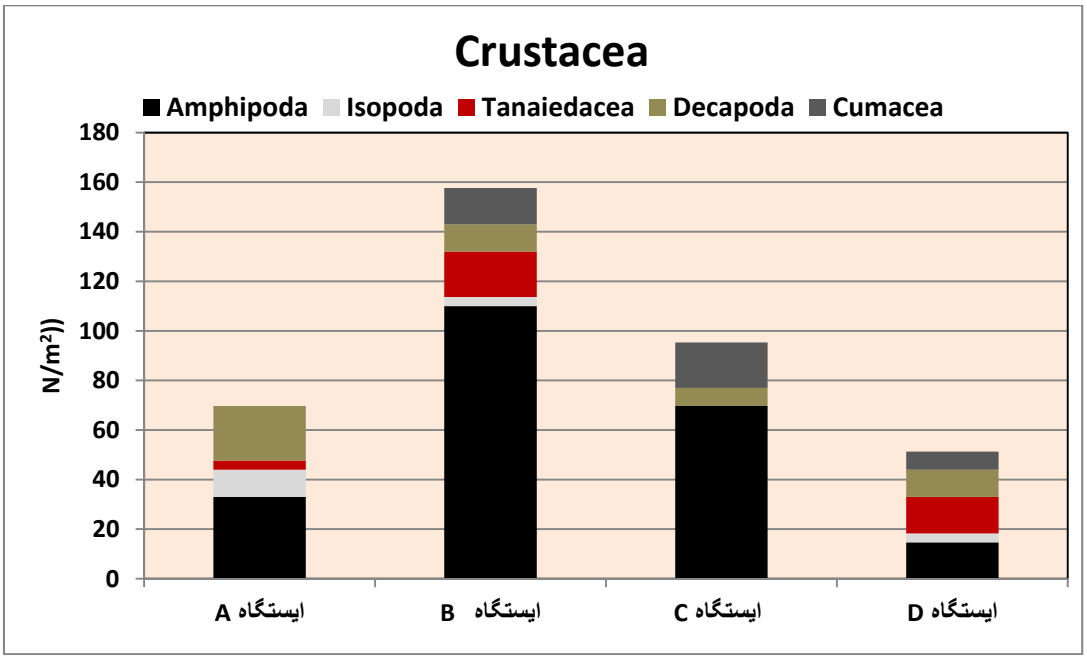
نتایج آنالیز واریانس یکطرفه بر اساس فراوانی ماکروبنتوزهای شناسایی شده، اختلاف معنی داری را بین ایستگاه های نمونه برداری نشان نمی دهد ($P>0.05$) اما در بین ماه های مورد مطالعه اختلاف معنی دار مشاهده می شود ($P<0.05$). در شکل ۳-۳۰ میانگین فراوانی سالانه گروه های غالب ماکروبنتوز در ایستگاه های مورد مطالعه ارائه شده است. در اشکال ۳-۳۱ الی ۳-۳۳، به ترتیب فراوانی انواع خانواده ها و گروههای مختلف پرتاران، سخت پوستان و دوکفه ای ها در سازه های مختلف نمایش داده شده است.



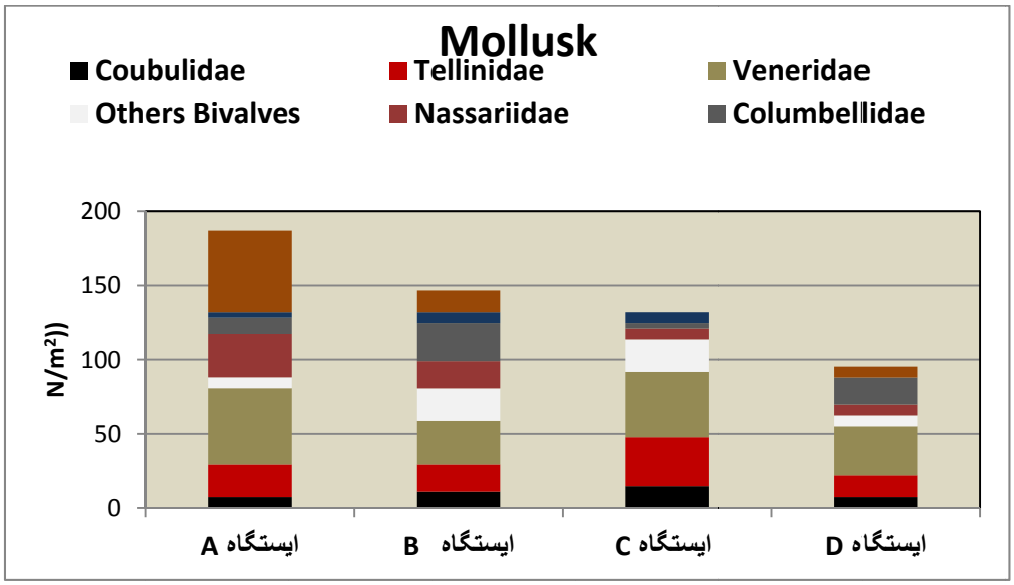
شکل ۳-۳۰- میانگین فراوانی گروه های شناسایی شده در ایستگاه های مورد مطالعه در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۱-۱۳۹۰)



شکل۳-۳۱- میانگین فراوانی پلی کیتهای شناسایی شده در ایستگاه های مورد مطالعه در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۱-۱۳۹۰)



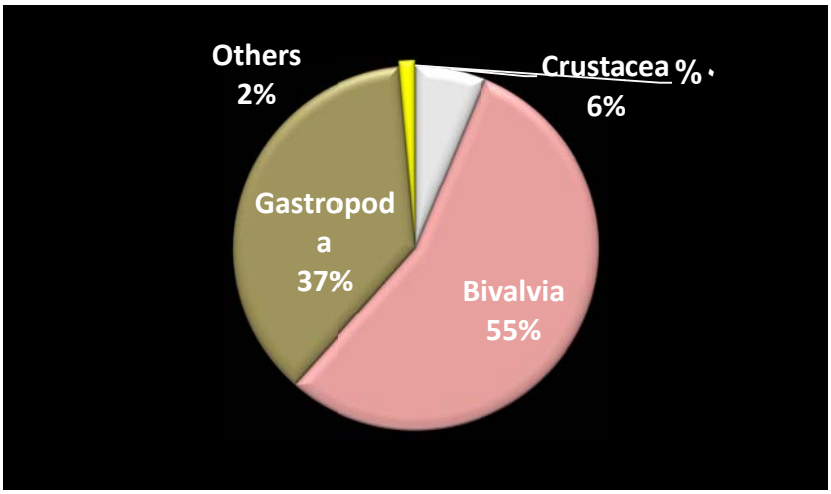
شکل۳-۳۲--میانگین فراوانی سخت پوستان شناسایی شده در ایستگاه های مورد مطالعه در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۱-۱۳۹۰)



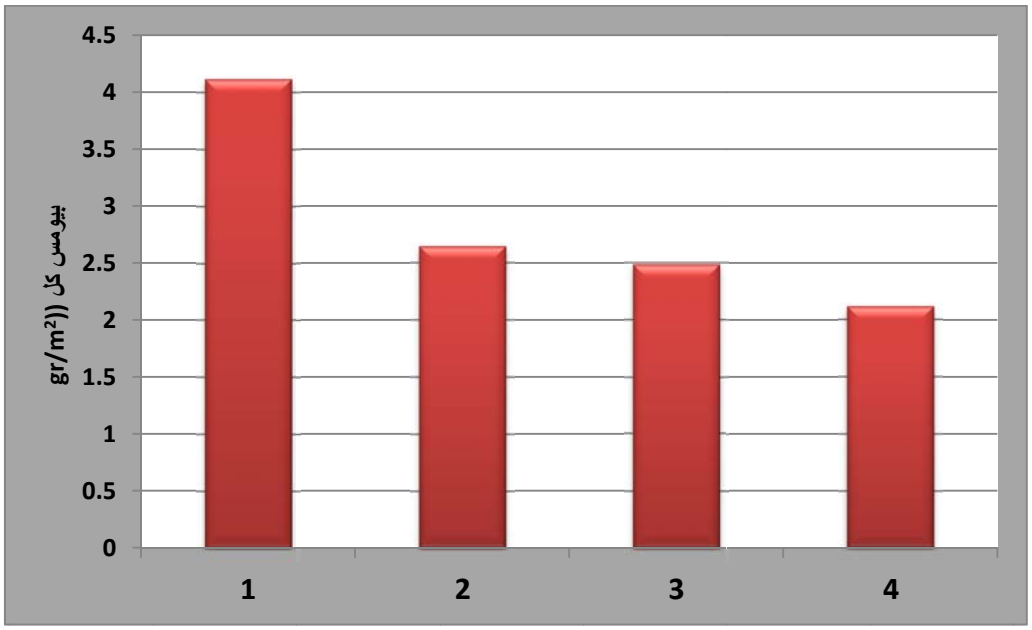
شکل۳-۳۳- میانگین فراوانی کل نرم تنان شناسایی شده در ایستگاه های مورد مطالعه در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

۳-۴-۱- بیومس ماکروبنتوزها

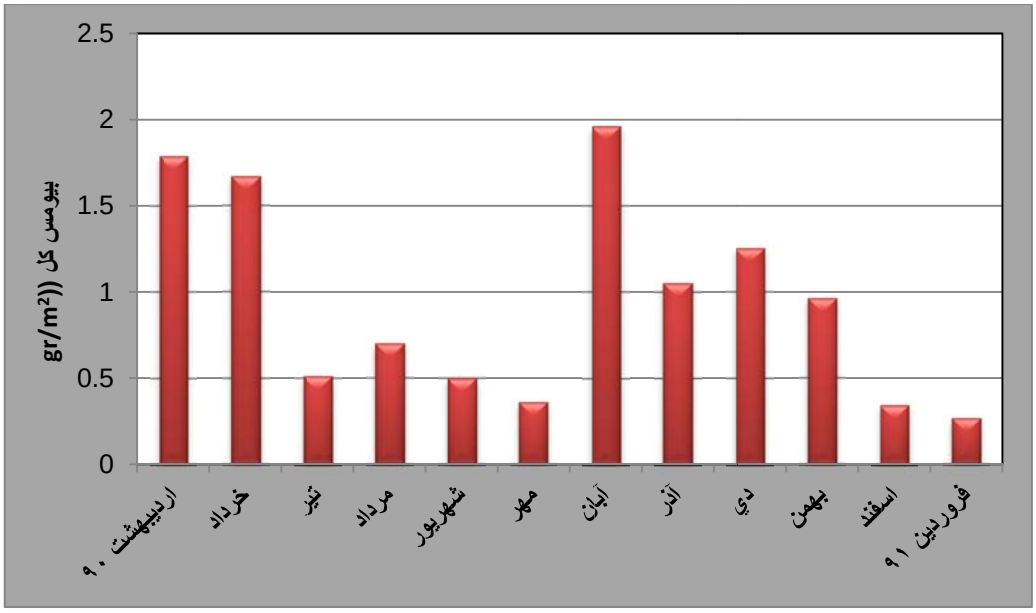
بیومس کل (gr/m2) در چهار ایستگاه نمونه برداری شده، در طول یک سال، ۱۱.۳۷ گرم بوده که میانگین آن ۲.۸۴ گرم وزن تردر متر مربع از سطح بستر در کل سال مطالعه بوده است. شکل ۳-۳۴ درصد بیومس گروه های ماکروبنتوزی را در ایستگاه ها و فصول نمونه برداری نشان میدهد. بیومس کل ماکروبنتوزها در ایستگاه های مختلف نشان می دهد که ایستگاه A بیشترین و ایستگاه D کمترین مقدار بیومس را داشته است (شکل۳-۳۵). در شکل ۳-۳۶ بیومس کل ماکروبنتوزها در ماه های مورد مطالعه نشان داده شده است.



شکل۳-۳۴-درصد بیومس گروه های ماکروبنتوزی شناسایی شده در ایستگاه های مورد مطالعه در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۱-۱۳۹۰)



شکل ۳-۳۵- بیومس کل ماکروبنتوزها در ایستگاه های مورد مطالعه در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۰-۱۳۹۱)



شکل ۳-۳۶- بیومس کل ماکروبنتوزی در ماه های مورد مطالعه در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۰-۱۳۹۱)

جدول ۳-۶- فهرست ماکروبنتوزهای شناسایی شده و میانگین سالانه (تعداد در متر مربع) آنها در سازه های مورد مطالعه در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۰)

شاخه	رده		خانواده	گونه	ایستگاه A	ایستگاه B	ایستگاه C	ایستگاه D
Annelides	Polychaeta		Capitellidae	*Capitella sp*	3.66	14.66	11	0
				Notomastus	0	0	0	7.33
			Cirratulidae	*Cirriformia sp*	0	14.66	11	7.33
			Cossuridae	*Cossura sp1*	3.66	3.66	7.33	3.66
			Eunicidae	*Onuphis sp.*	3.66	3.66	3.66	0
			Glyceridae	*Glycera sp*	40.33	7.33	22	3.66
			maldanidae		0	0	0	3.66
			Magelonidae	Magelonidae	0	0	3.66	0
			Nephthydae	*Nephthys sp*	0	0	22	36.66
			Nereidae	*Nereies persica*	3.66	0	3.66	0
			Orbinidae	*Leitoscoloplos sp*	0	0	0	3.66
			Paraonidae	*Levinsenia sp.*	0	11	3.66	7.33
			Sabellidae	*Sabella sp*	0	14.66	3.66	0
			Sternaspididae	*Sternaspis picta*	3.66	3.66	7.33	3.66
			Syllidae	*Syllis sp.*	7.33	14.66	14.66	0
	Oligochaete			Unknown sp.	11	0	3.66	0
lophophorate	periapulidae		Phoronidae	*Phornis sp*	11	0	0	0
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Ampithoidae	*Cymadusa sp*	7.33	3.66	0	0
			Caprellidae	*Caprella sp*	0	40.33	11	0
			ampeliscidae	*Amplisca Sp.*	3.66	3.66	25.66	3.66
			Amphilochidae	*Amphilochus brunneus*	0	11	0	0
			Gammaridae	*Gammarus sp.*	7.33	7.33	3.66	3.66
			Lysianassidae	*Lysianassa sp.*	7.33	18.333	3.66	7.33
			Melitidae	*Maera sp.*	11	0	0	0

ادامه جدول ۳-۶:

شاخه	رده			خانواده	گونه	ایستگاه A	ایستگاه B	ایستگاه C	ایستگاه D
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda		Talitridae	Unknown	7.33	0	0	0
		Isopoda		Arcturidae	Unknown	0	3.66	0	0
				Gnatiidae	*Gnathia sp.*	11	0	0	3.66
		Tanaidacea		kalliapseudidae	Unknown sp.	0	7.33	0	7.33
				Tanaidae	*Tanais sp*	3.66	11	0	7.33
		Mysidae			Mysis larvae	0	3.66	3.66	0
		cumacea		Bodotriidae	*Cyclaspis picta*	0	7.33	11	
				Diastylidae	*Diastylis bidentata*	0	3.66	3.66	0
				Nannastacidae	*Cubanocuma cf. gutzui*	0	3.66	3.66	0
		Decapoda	Brachyura	Pillomnidae	Unknown	3.66	7.33	0	3.66
				Grapsidae	*Seasarma sp.*	7.33	0	0	0
				Porcellanidae	*Petrolisthes sp*	7.33	0	0	0
				Goneplacidae	*Typhlocarcinops sp*	0	0	0	3.66
			Anomura	Paguridae	*Pagurus sp.*	0	0	3.66	3.66
			Penaeoidea	penaidae	Penaid Larvae	3.66	3.66	3.66	3.66
	Pycnogonida	Pantopoda		Pycnogonidae	*Ammothella appendiculata*	0	0	۳.۶۶	0
	Ostracoda				Unknown sp.	7.33	7.33	3.66	3.66
Mollusca	Bivalvia			Arachitectonicidae	*Helicus variegatus*	0	3.66	0	0
				Arcidae	*Anadara ehrenbergi*	0	0	۳.۶۶	0
				Coubulidae	*Courbula modesta*	7.33	11	14.66	7.33
				Ergalataxinae	*Ocinebrina xuthedria*	3.66	0	0	0
				Pholadidae	*Barnea manilensis*	0	3.66	0	0
				Solenidae	Unknown sp.	0	0	3.667	0

ادامه جدول ۳-۶:

شاخه	رده		خانواده	گونه	ایستگاه A	ایستگاه B	ایستگاه C	ایستگاه D
Mollusca	Bivalvia		Tellinidae	*Tellina sp.*	11	18.33	14.66	11
				Apolymetis dubia	0	0	3.66	0
				Tellina wallacea	0	11	3.66	0
				Tellina inflata	0	0	3.66	0
				Tellina caspoides	11	0	7.33	0
				Tellina foliacea	0	0	0	3.66
		Veneroida	Veneridae	*Bassina calophylla*	3.66	3.66	0	0
				Bassina foliacea	3.66	0	7.33	0
				Dosinia alta	0	0	0	7.33
				Callista multiradiata	3.66	0	0	0
				Acar plicata	0	0	0	0
				Paphia undolata	7.33	0	7.33	3.66
				Venus sp.	33	25.66	29.33	22
			Carditidae	*Cardita bicolor*	3.66	0	3.66	0
	Gastropoda		Costellariidae	*Costellaria alauda*	0	0	0	3.66
			Columbellidae	*Mitrella misera*	3.66	11	0	3.66
				Zafra comistea	7.33	11	3.66	14.66
				Zafra selasphora	0	3.66	0	0
			Certhiidae	*Cerithum scabridum*	3.66	7.33	3.66	0
			Trochidae	*Umbonium vestiarium*	3.66	0	0	0
			Littorinidae	*Nodilittorina pyramidalis*	3.66	0	0	0
			Phasianellidae	*Phasianella solida*	11	0	0	0
			patellidae	*Patella* sp.	7.33	0	0	0

ادامه جدول ۳-۶:

شاخه	رده	خانواده	گونه	ایستگاه A	ایستگاه B	ایستگاه C	ایستگاه D
Mollusca	Gastropoda	Nassariidae	*Nassarius marmoreus*	25.66	18.33	7.33	7.33
			Nassarius castus	3.66	0	0	0
			Nassarius jactobundus	0	7.33	0	0
		Olividae	*Oliva oliva*	0	0	0	3.66
		Rissoidae	*rissoina cerithiiformis*	3.66	3.66	0	0
		Turridae	*Turricula catena*	3.66	0	0	0
			Crassispira flavidulus	0	3.66	0	0
			ptychobela opisthochetos	3.66	0	0	0
		Vitrinellidae	*vitrinella helicoidae*	0	3.66	0	0
		Mitridae	*Mitra pretiosa*	7.33	0	0	0
		Odostomiinae	*Odostomia* sp.	3.66	0	0	0
		Buccinidae	Unknown sp.	0	3.66	0	0
		vermitidae	*vermetus sulcatus*	7.33	0	0	0
		Nudibranchia	Unknown sp.	0	0	0	11
Nemertea		nemertina	Unknown sp.	18.33	62.33	84.33	14.66
Platyhelminthes (flatworm)		Turbellaria	Polycladida	0	0	0	3.66
			Unknown sp.	0	0	0	3.66
Echinothermata	ophiuroidae	Ophiothrichidae	*Ophiothela venusta*	44	25.66	40.33	14.66
			Paracrocnida persica	0	0	3.66	0
			ophiothela danae	25.66	0	3.66	0
Cnidaria		Alcyoniidae	*Anthomastus* sp.	3.66	0	0	0
	sea pen			3.66	0	0	0

در جداول ۳-۷و ۳-۸ مقادیر شاخص های تنوع شانون، ترازی زیستی، غالبیت سیمپسون و غنای گونه ای ایستگاه های مختلف و ماه های مورد مطالعه ارائه شده است. بر اساس نتایج شاخصها، در میان ماههای مورد مطالعه بیشترین تنوع در آبان ماه محاسبه شده است (۳/۲۵) و کمترین آن در ماه شهریور بوده که کمترین میزان غنای گونه ای را نیز داشته است. مقادیر شاخص غالبیت با دامنه (۰/۲۸- ۰/۰۴) در محدوده صفر محاسبه شده است. بیشترین مقدار شاخص غالبیت در ماه آبان بوده است. مقادیر شاخص تنوع شانون در تمامی ایستگاهها تقریبا یکسان محاسبه شده است(۳/۷۶- ۳/۴۶).

جدول ۳-۷- مقادیرشاخص های زیستی درماه های مورد مطالعه در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۹۱-۱۳۹۰)

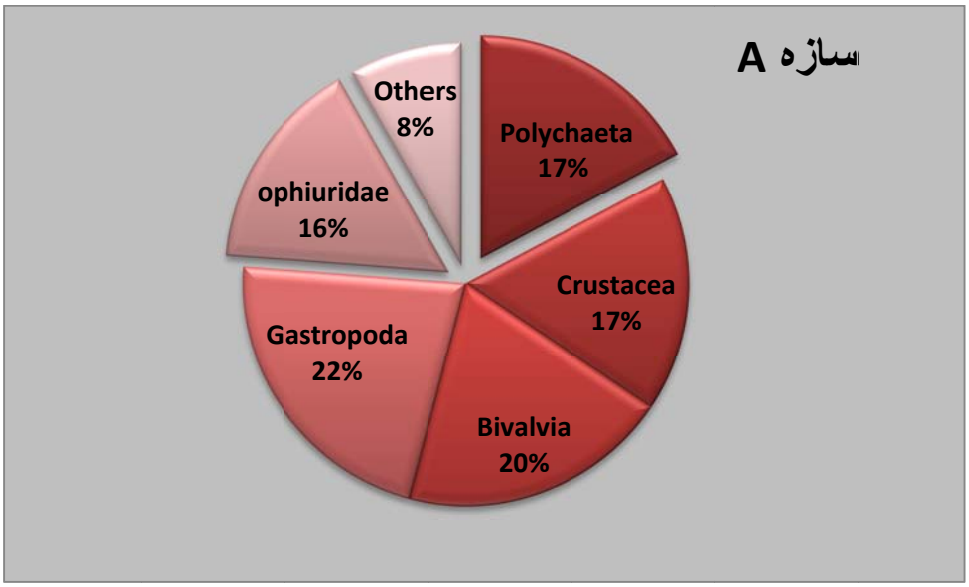
Shannon-Wiener	Evenness	Simpson's Dominance	Richness	
2.815	0.973	0.066	18	اردیبهشت ۹۰
3.184	0.927	0.0528	31	خرداد
2.072	0.899	0.166	10	تیر
2.079	1	0.125	8	مرداد
1.332	0.960	0.28	4	شهریور
1.589	0.816	0.291	7	مهر
3.250	0.955	0.048	30	آبان
2.627	0.970	0.079	15	آذر
3.059	0.962	0.053	24	دی
2.717	0.922	0.089	19	بهمن
2.146	0.977	0.1220	9	اسفند
1.9356	0.930	0.166	8	فروردین ۹۱

جدول ۳-۸- مقادیرشاخص های زیستی در ایستگاه های مورد مطالعه در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۰-۱۳۹۱)

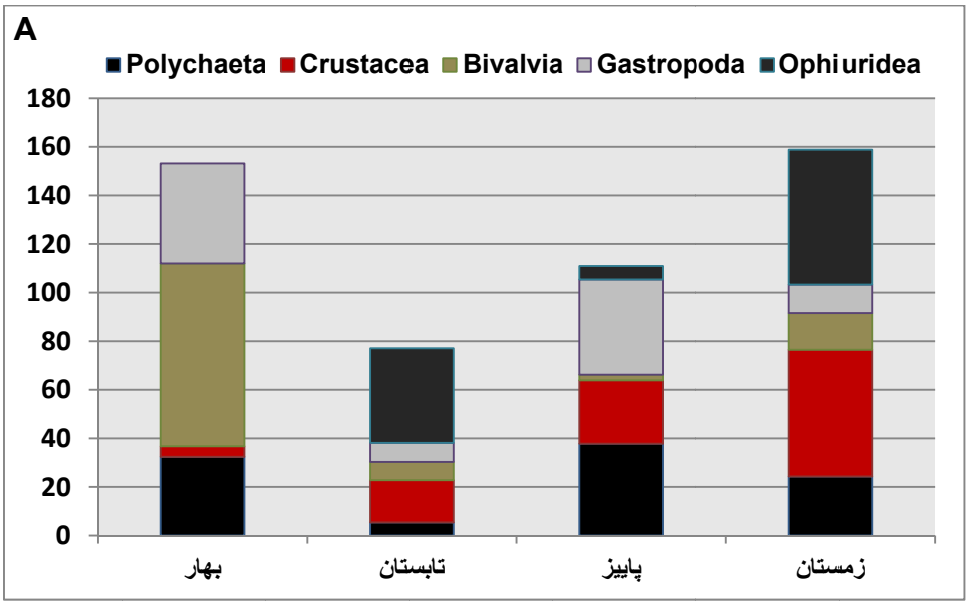
Shannon-Wiener	Evenness	Simpson's Dominance	Richness	
۳/۷۶	۰/۹۶	۰/۰۲	۵۰	ایستگاه **A**
۳/۴۶	۰/۹۲	۰/۰۴	۴۳	ایستگاه **B**
۳/۴۷	۰/۹۲	۰/۰۴۲	۴۳	ایستگاه **C**
۳/۴۶	۰/۹۶	۰/۰۳	۳۶	ایستگاه **D**

-ماکروبنتوزهای بستر سازه A

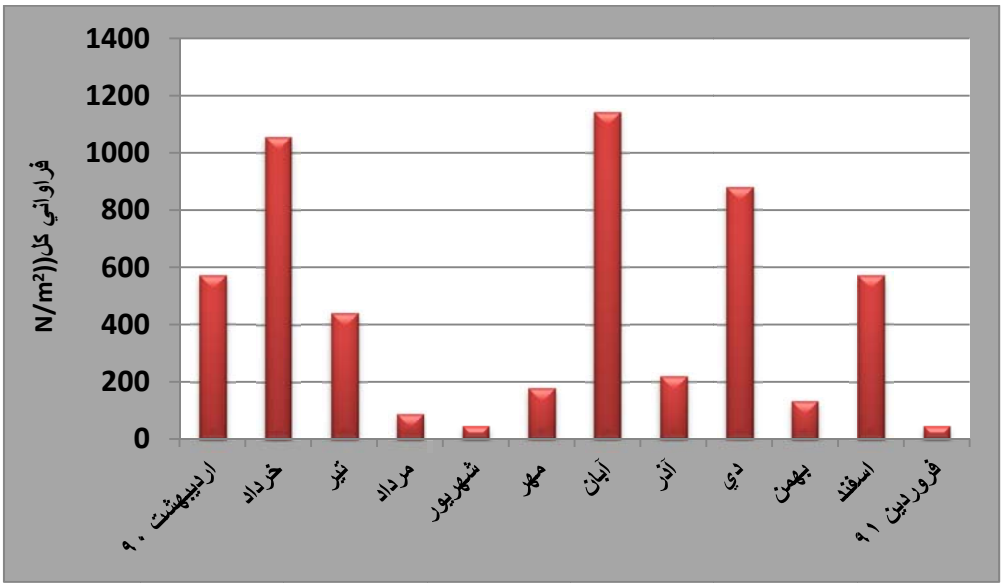
در ایستگاه A در طول ۱۲ ماه نمونه برداری، ۶۸ ۵۳ فرد شناسایی شده است که در بین گروه های شناسایی شده شکم پایان و دوکفه ایها غالب بودند. شکل ۱۱درصد فراوانی گروه های غالب ماکروبنتوزی را در بستر سازه A نشان می دهد. شکل۳-۳۷ درصد فراوانی گروه های غالب ماکروبنتوزی را در فصول مورد مطالعه نشان می دهد. در شکل ۳-۳۸ و۳-۳۹ فراوانی و بیومس کل در ماه های نمونه برداری شده نشان داده شده است.



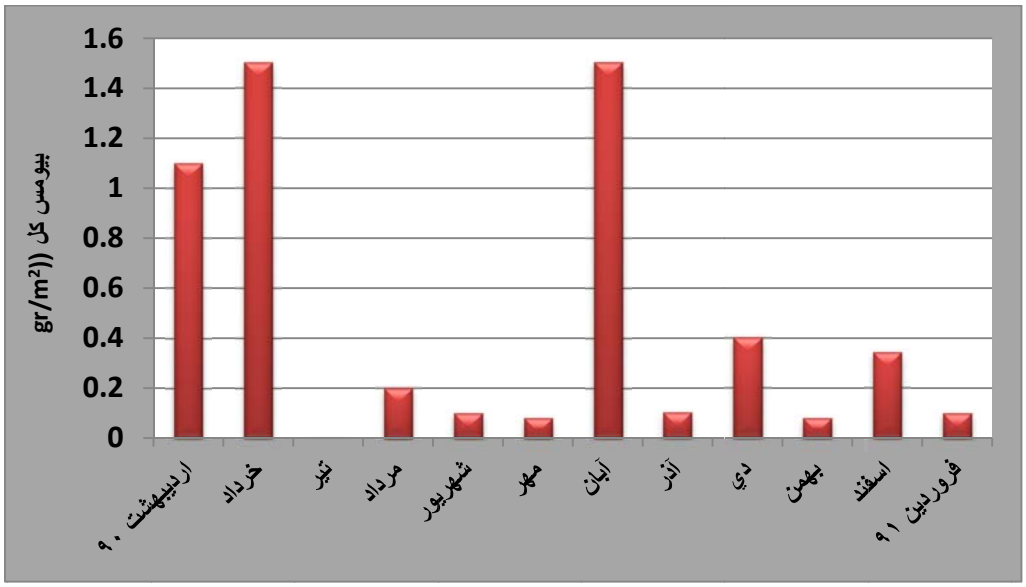
شکل ۳-۳۷- درصد فراوانی گروه های غالب ماکروبنتوزی دربستر سازه A
در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۱-۱۳۹۰)



شکل۳-۳۸- درصد فراوانی کل گروه های غالب ماکروبنتوزی در فصول مختلف در بستر سازه A
در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۹۱-۱۳۹۰)



شکل ۳-۳۹- فراوانی کل ماکروبنتوزها دربستر سازه A در ماه های نمونه برداری شده در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۹۱-۱۳۹۰)

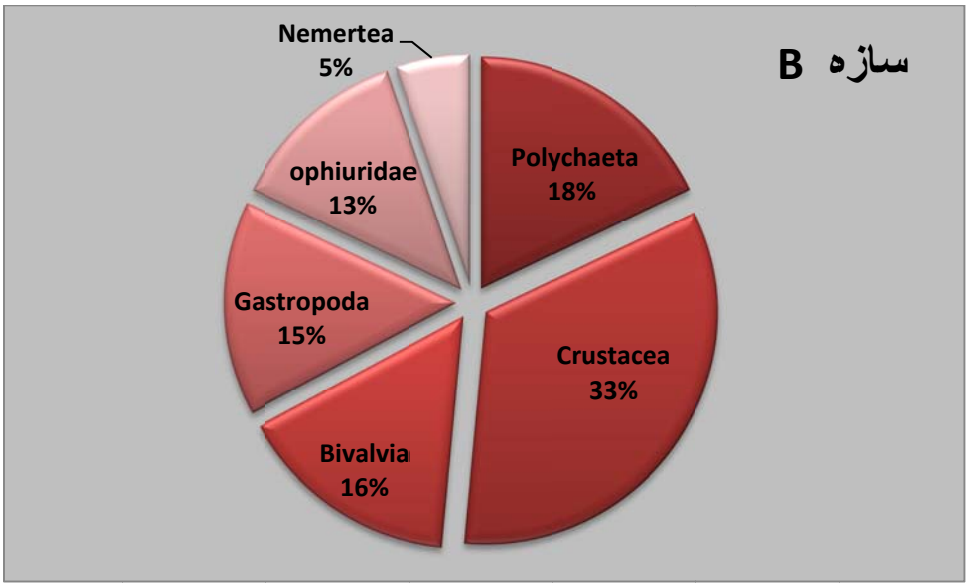


شکل ۳-۴۰- بیومس کل ماکروبنتوزها دربستر سازه A در ماه های نمونه برداری شده در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۹۱-۱۳۹۰)

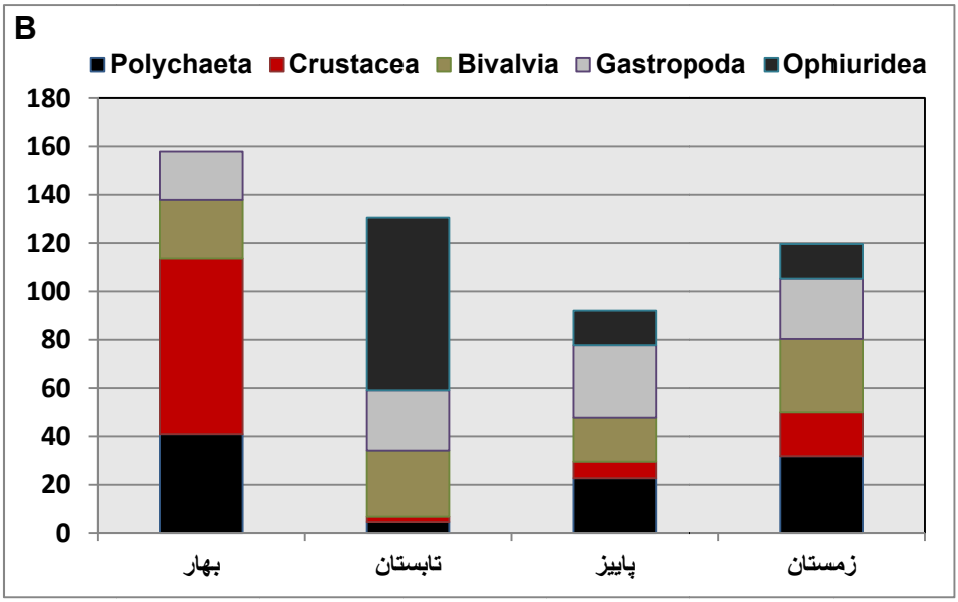
- ماکروبنتوزهای بستر سازه B

در ایستگاه B در طول ۱۲ ماه نمونه برداری، ۵۸۹۶ فرد شناسایی شده است که در بین گروه های شناسایی شده سخت پوستان ، نرم تنان و پرتاران بترتیب غالب بودند. شکل ۳-۴۰ درصد فراوانی گروه های ماکروبنتوزی را دربستر سازهB نشان می دهد. شکل۳-۴۱ درصد فراوانی گروه های غالب ماکروبنتوزی را در فصول مورد مطالعه

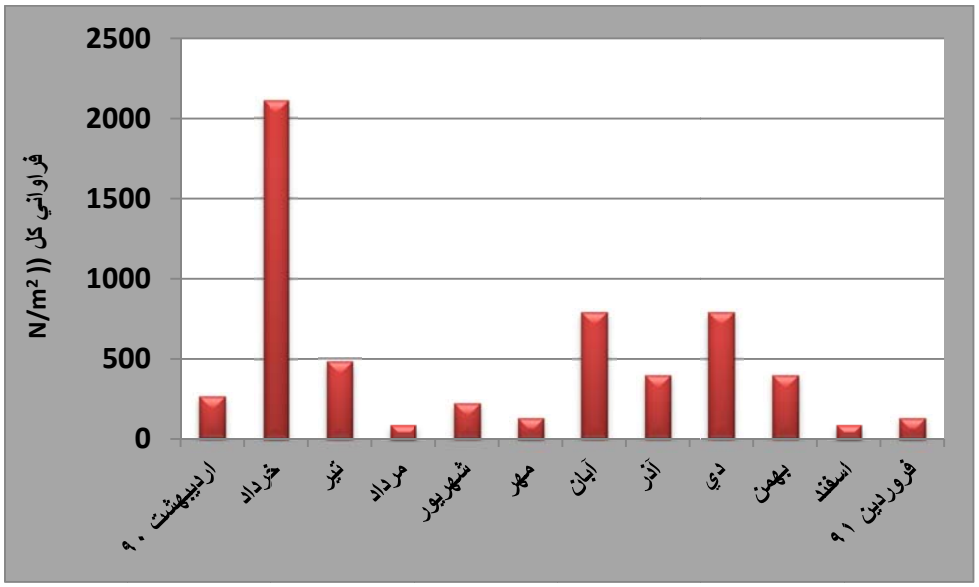
نشان می دهد. در شکل ۳-۴۲ و۳-۴۳ روند تغییرات فراوانی و بیومس کل در ماه های نمونه برداری شده ارائه شده است.



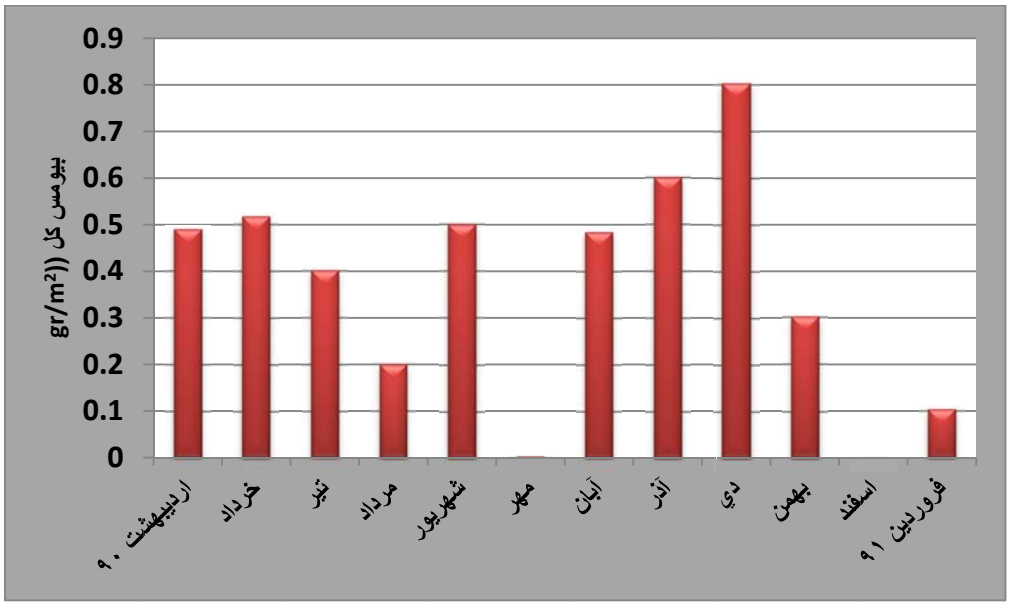
شکل۳-۴۰-درصد فراوانی گروه های غالب ماکروبنتوزی دربستر سازه Bدر منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۰-۱۳۹۱)



شکل ۳-۴۱- درصد فراوانی گروه های غالب ماکروبنتوز در فصول مورد مطالعه در بستر سازه B در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۰-۱۳۹۱)



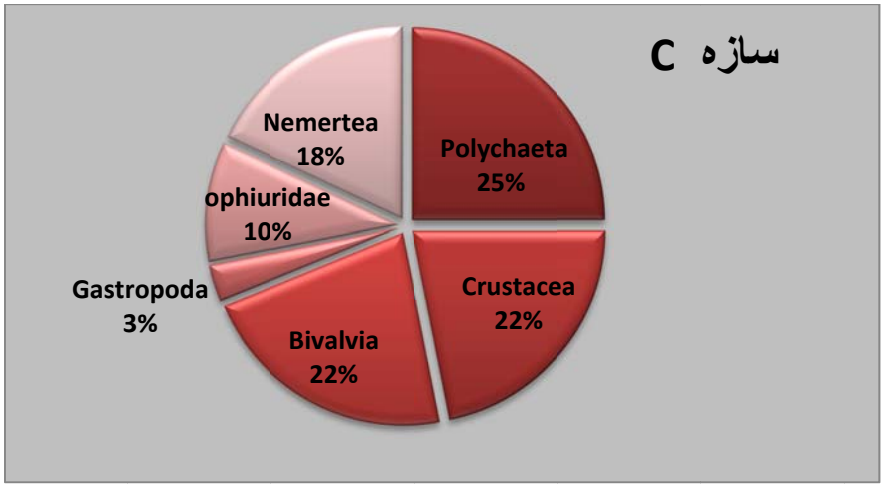
شکل ۳-۴۲- فراوانی کل ماکروبنتوزها در بستر سازه B در ماه های نمونه برداری شده در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۱-۱۳۹۰)



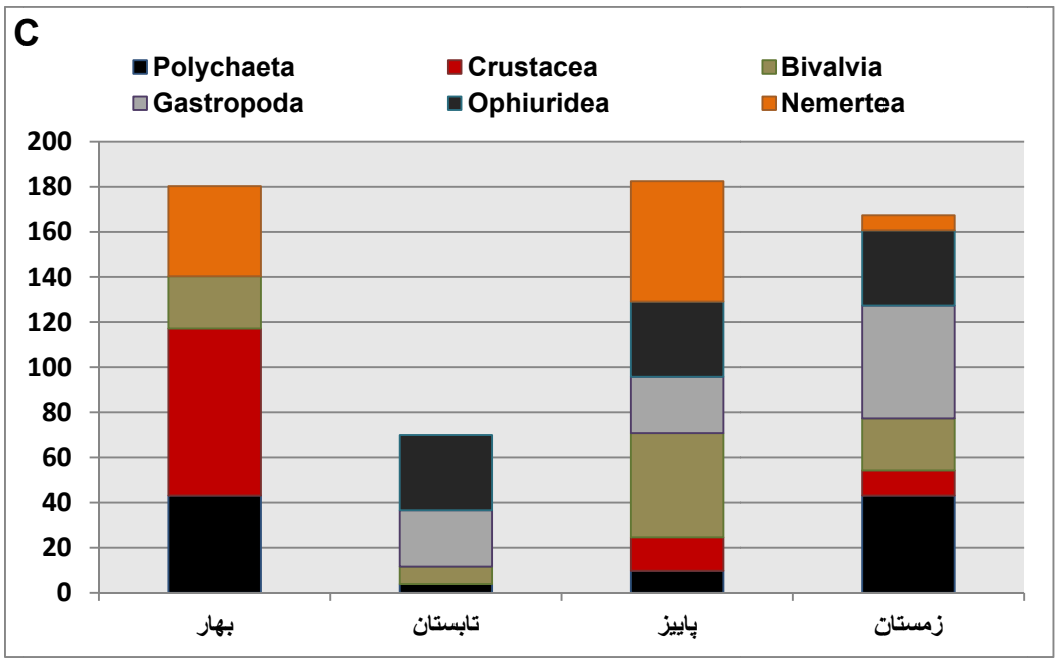
شکل ۳-۴۳- بیومس کل ماکروبنتوزها در بستر سازه B در ماه های نمونه برداری شده در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

- ماکروبنتوزهای بستر سازه C

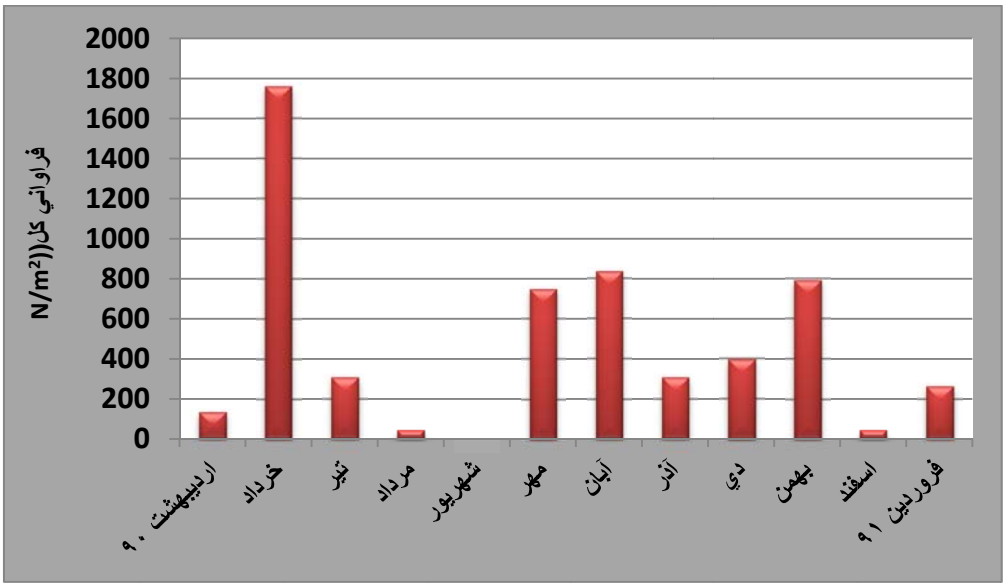
در ایستگاه C در طول ۱۲ ماه نمونه برداری، ۵۶۳۲ فرد شناسایی شده است که در بین گروه های شناسایی شده پرتاران ، نرم تنان و سخت پوستان غالب بودند. شکل ۳-۴۴ درصد فراوانی گروه های غالب ماکروبنتوزی را دربستر سازه C نشان می دهد. شکل۳-۴۵ درصد فراوانی گروههای غالب ماکروبنتوز ها را در فصول مورد مطالعه نشان می دهد. در شکل ۳-۴۶ و ۳-۴۷ فراوانی و بیومس کل در ماه های نمونه برداری شده ارائه شده است.



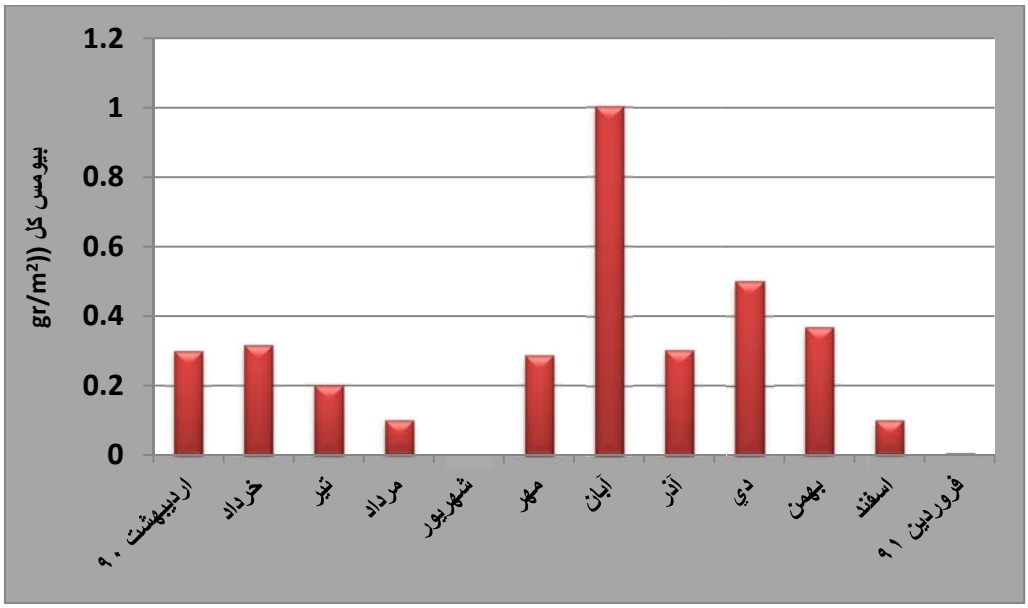
شکل ۳-۴۴-درصد فراوانی گروه های غالب ماکروبنتوز دربستر سازه C در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۱-۱۳۹۰)



شکل ۳-۴۵- درصد فراوانی کل ماکروبنتوزهای غالب در فصول مورد مطالعه در بستر سازه C در منطقه مورد مطالعه(۱۳۹۱-۱۳۹۰)



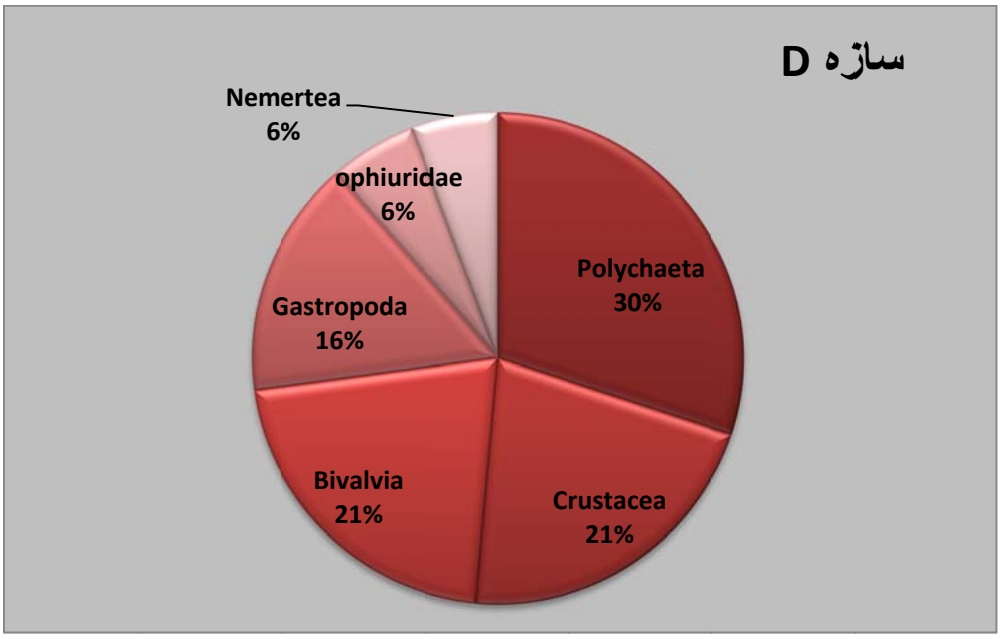
شکل۳-۴۶- فراوانی کل ماکروبنتوزها در بستر سازه C در ماه های نمونه برداری شده در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۱-۱۳۹۰)



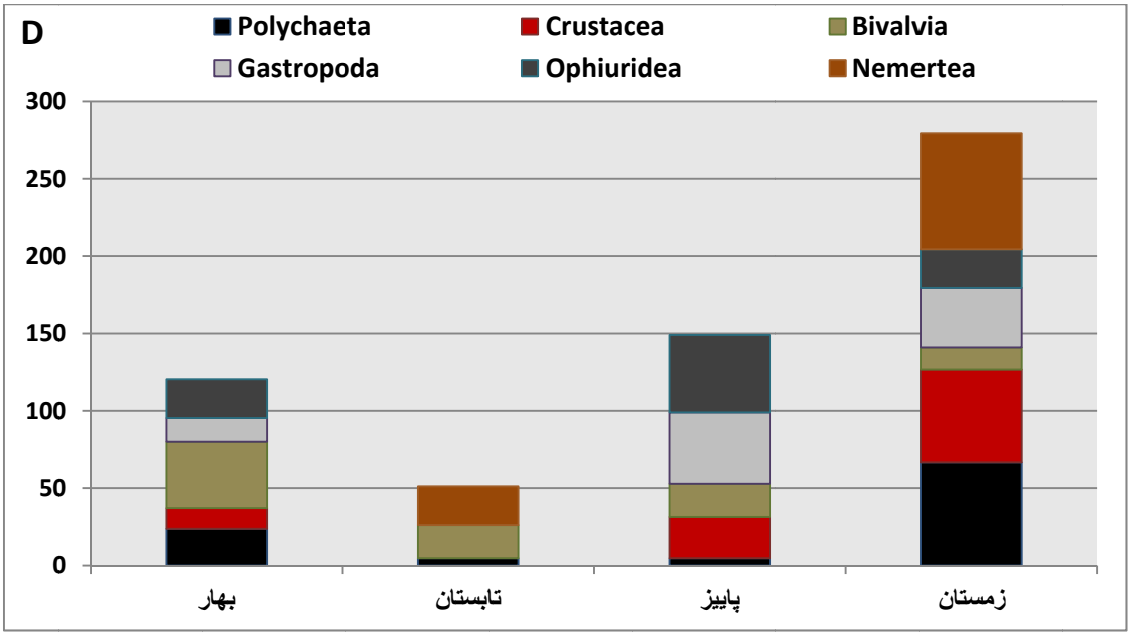
شکل۳-۴۷- بیومس کل ماکروبنتوزها در بستر سازه C در ماه های نمونه برداری شده در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

- ماکروبنتوزهای بستر سازه D

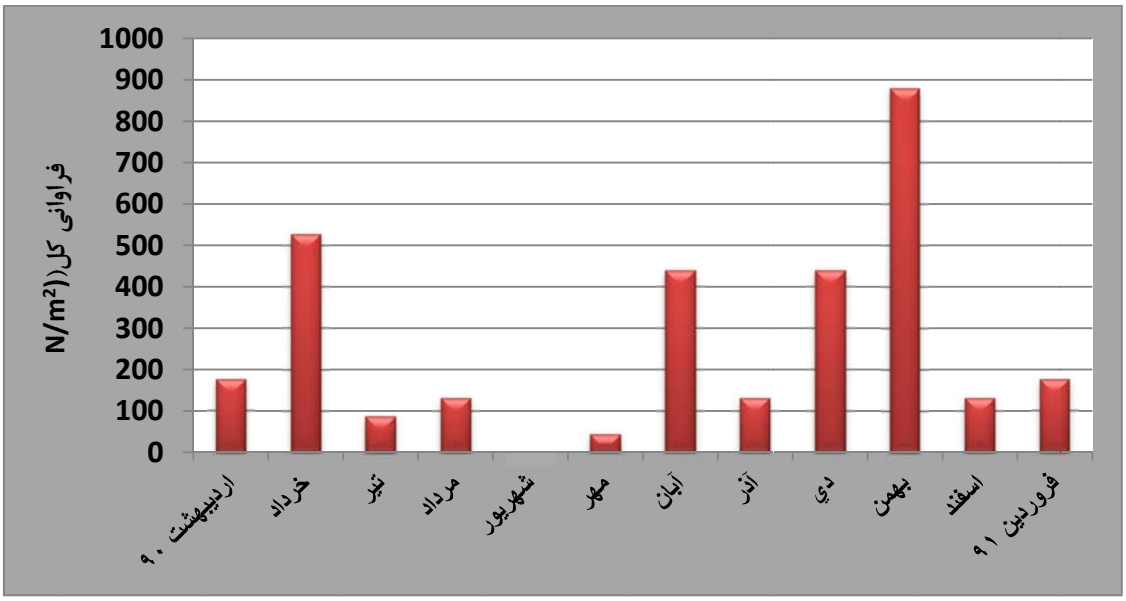
در ایستگاه D در طول ۱۲ ماه نمونه برداری، ۳۱۶۸ فرد شناسایی شده است که در بین گروه های شناسایی شده پرتاران ، نرم تنان و سخت پوستان بترتیب غالب بودند. شکل ۳-۴۸ درصد فراوانی گروه های ماکروبنتوزی را در بستر سازه D نشان می دهد. شکل۳-۴۹ درصد فراوانی ماکروبنتوز ها در فصول مورد مطالعه نشان می دهد. در شکل ۳-۵۰ و۳-۵۱ فراوانی و بیومس کل در ماه های نمونه برداری شده ارائه شده است.



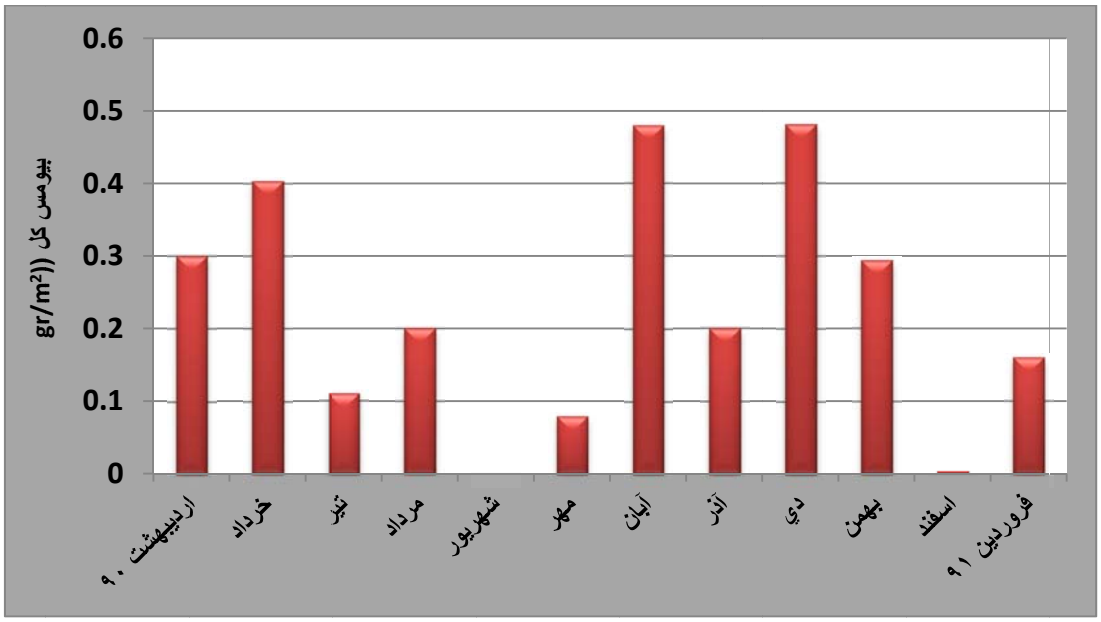
شکل ۳-۴۸-درصد فراوانی گروه های غالب ماکروبنتوزدر بستر سازه D
در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۱-۱۳۹۰)



شکل ۳-۴۹- میانگین فراوانی گروه های غالب ماکروبنتوزی در فصول مورد مطالعه در ایستگاه D
در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۱-۱۳۹۰)



شکل۳-۵۰- فراوانی کل ماکروبنتوزها در بستر سازه D در ماه های نمونه برداری شده در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۱-۱۳۹۰)



شکل۳-۵۱- بیومس کل ماکروبنتوزها در بستر سازه D در ماه های نمونه برداری شده در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

۳-۵- تخمین تولید ثانویه

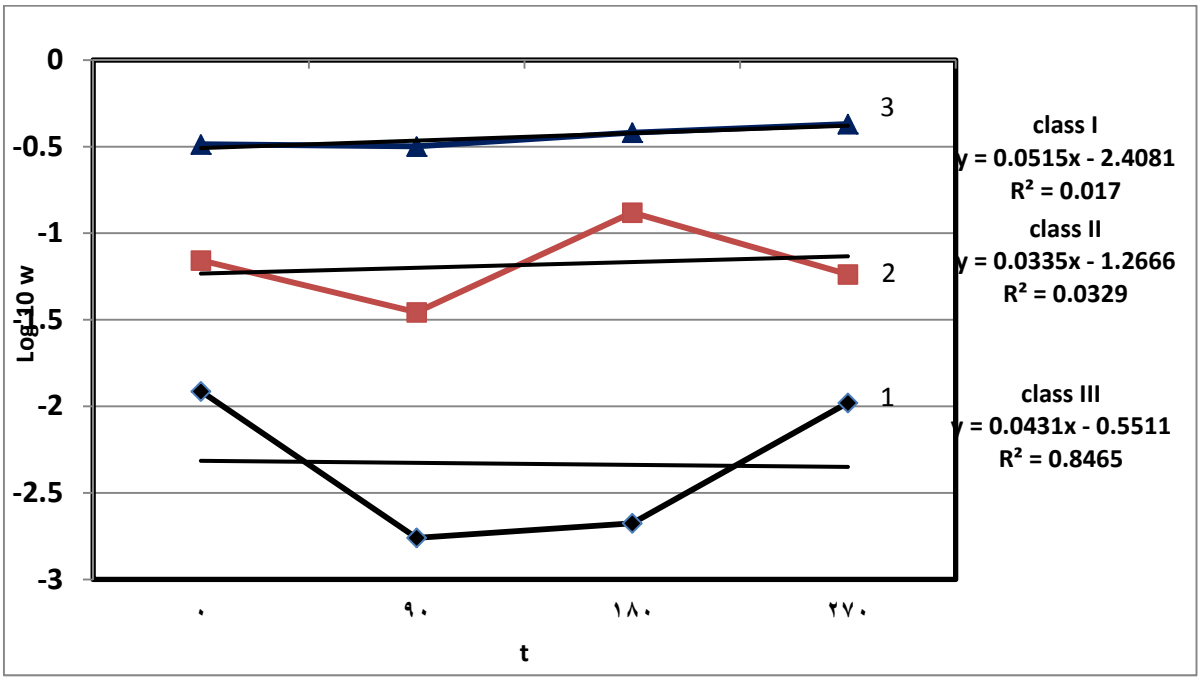
به منظور اندازه گیری تولید ثانویه با توجه به فراوانی گونه ها، حضور آنها در طول سال و بیومس آنها ، محاسبه تولید ثانویه بر اساس دو گونه .Glycera sp از خانواده Glyceridae (پرتاران) و گونه .Maera sp از Amphipoda

(سخت پوستان) انجام شد. با توجه به داده های این مطالعه و فصلی بودن دوره نمونه برداری بر اساس طول هر یک از گونه ها در فصول مختلف گروه بندی طولی و دامنه هر گروه تعیین شده است..

در جداول ۳-۹ گروه های طولی Iو IIو III گونه Glycera sp. در فصول مورد مطالعه آورده شده است. در شکل ۳-۵۲ - منحنی رشد گروه های طولی ذکر شده را نشان می دهد.

جدول۳-۹- پارامترهای رشد ویژه گروه های طولی مختلف در گونه پرتار Glycera sp

season	Time interval(days)	mean length(mm) class 1	log10w
spring	0	1.16	-1.913
summer	90	0.592	−2.759
Fall	180	0.633	−2.655
winter	270	1.1	−1.979
season	Time interval(days)	mean length(mm) class 2	log10w
spring	0	2.11	−1.157
summer	90	1.66	−1.456
Fall	180	2.63	−0.880
winter	270	1.98	−1.237
season	Time interval(days)	mean length(mm) class 3	log10w
spring	0	3.6	−0.486
summer	90	3.56	-0.498
Fall	180	3.80	−0.418
winter	270	3.95	−0.369



شکل۳-۵۲- منحنی رشد رابطه $\log_{10}w$ در زمان (t)برای سه گروه طولی گونه Glycera sp.

در جداول ۳-۱۰گروه های طولی Iو II گونه Maera sp. در فصول مورد مطالعه آورده شده است. در شکل۳-۵۳ منحنی رشد ویژه گروه های طولی ذکر شده را نشان می دهد.

جدول۳-۱۰پارامترهای رشد ویژه گروه های طولی(Amphipoda(Maera sp.

season	Time interval(days)	mean length(mm) class1	Log10w
spring	0	0.261	-3.796
summer	90	0.181	-4.259
fall	180	0.157	-4.431
winter	270	0.257	-3.811
season	Time interval(days)	mean length(mm) class2	Log10w
	0	0.566	-2.816
	90	0.534	-2.890
	180	۰.۵۹۸	-2.747
	270	0.603	-2.737

۳-۵-۱- محاسبه نرخ رشد ویژه برای گروه های سنی مختلف

برای محاسبه نرخ رشد هر گروه طولی ابتدا Log10W (وزن) بر اساس میانگین طول هر کلاس سنی محاسبه شد و سپس نمودار لگاریتم وزن و زمان بر حسب روز ترسیم شد، شیب این نمودار برابر با d می باشد که در محاسبه فرمول رشد به کار می رود.جائیکه d برابر است با شیب نمودار،۲/۳ ضریب ثابت(a) است و dt برابر است با زمان بر حسب سال.

$$Gi = d\log w / dt(year)$$

برای مثال شیب خط در گروه طولی ۱ پرتار Glycera sp ،۰/۰۵۱۵ محاسبه شده است لذا :

Gi= 0.0515*2.303*365

میزان نرخ رشد ویژه در این گروه طولی معادل ۴۳.۲۹ در سال تعیین میگردد.

در جدول ۳-۱۱ محاسبه تولید برای گروه طولی ۱ .Glycera sp درفصول مختلف نمایش داده شده است.

جدول ۳-۱۱- محاسبه تولید برای گروه طولی ۱ *Glycera sp.* (۱/۵۴-۰/۴)

فصل	فاصله زمانی(Δt) (سال)	میانگین فراوانی(fi) (تعداد در متر مربع)	میانگین وزنتر gr/m-2	نرخ رشد (Gi)	تولید $p = fiGi\overline{wi}\Delta t$
بهار	۰/۲۵	۱۰	۰.۰۰۷	43.29	0.75
تابستان	۰/۲۵	۱۴	۰.۰۰۸	43.29	1.21
پائیز	۰/۲۵	۱۵	۰.۰۰۹	43.29	1.46
زمستان	۰/۲۵	۱۲	۰.۰۱۱	43.29	1.558

میزان کل تولید در سال برای گروه ۱ پرتار ۴.۹۸۹گرم (وزن تر)در متر مربع در سال بر آورد شده است. در جدول ۳-۱۲ محاسبه تولید برای گروه طولی ۲ .Glycera sp درفصول مختلف نمایش داده شده است.

۲جدول ۱۳-۱۲محاسبه تولید برای گروه طولی.*Glycera sp*(۱/۵۴-۳/۳۸)

فصل	فاصله زمانی(Δt) (سال)	میانگین فراوانی(fi) (تعداد در متر مربع)	میانگین وزنتر gr/m-2	نرخ رشد (Gi)	تولید $p = fiGi\overline{wi}\Delta t$
بهار	۰/۲۵	۶	۰/۰۱	28.159	0.422
تابستان	۰/۲۵	۳	۰/۰۲	28.159	0.422
پائیز	۰/۲۵	۳	۰/۰۲۵	28.159	0.527
زمستان	۰/۲۵	۶	۰/۰۰۹	28.159	0.380

میزان تولید سالانه در گروه طولی ۲ پرتار .Glycera sp ، ۱.۷۵۱ گرم وزن تر در متر مربع در سال بر آورد شده است.در جدول۳-۱۳ محاسبه تولید برای گروه طولی ۳ .Glycera sp درفصول مختلف نمایش داده شده است.

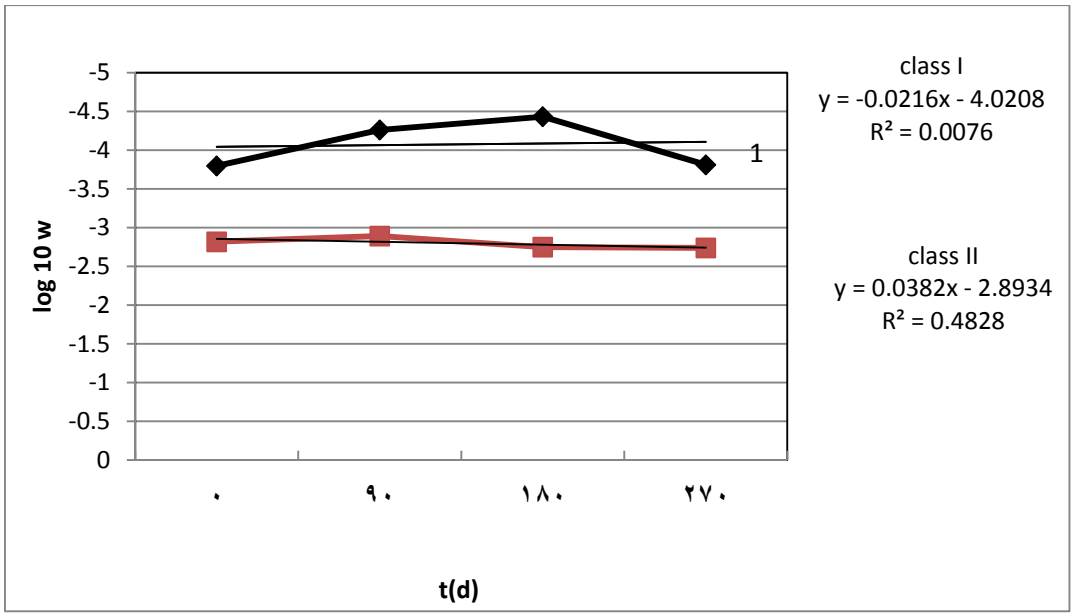
جدول ۳-۱۳- محاسبه تولید برای گروه سنی ۳.*Glycera sp* (۴/۹۲-۳/۳۸)

فصل	فاصله زمانی(Δt) (سال)	میانگین فراوانی(fi) (تعداد در متر مربع)	میانگین وزنتر gr/m-2	نرخ رشد Gi	تولید $p = fiGi\overline{wi}\Delta t$
بهار	۰/۲۵	4	0.04	36.145	1.445
تابستان	۰/۲۵	3	0.033	36.145	0.894
پائیز	۰/۲۵	2	0.030	36.145	0.542
زمستان	۰/۲۵	2	0.035	36.145	0.632

میزان تولید سالانه در گروه طولی ۳ پرتار .Glycera sp ، ۳.۵۱۵ گرم وزن تر در متر مربع در سال بر آورد شده است.

تولید سالانه $= \sum_{t=0}^{t=1} \sum_{0}^{n} f_i G_i \overline{w_i} \Delta t$

تولید سالانه گونه پرتار .Glycera sp به میزان ۱۰.۲۲۵ گرم در متر مربع درسال بر آورد شده است. این گونه حدود ۲۰ درصد کل پرتاران را شامل می شود و ۴/۳۸ درصد از کل مجموعه ماکروبنتوزهای این مطالعه را شامل میشود. .در جدول۳-۱۴ محاسبه تولید برای گروه سنی ۱گروه Amphipoda درفصول مختلف نمایش داده شده است.



شکل۳-۵۳- منحنی رشد رابطه $\log_{10}w$ در زمان (t)برای سه گروه طولی گونه .Maera sp

جدول ۳-۱۴- محاسبه تولید برای گروه طولی Maera sp.۱ (۰/۳۳-۰/۱)

فصل	فاصله زمانی (Δt)(سال)	میانگین فراوانی(fi) (تعداد در متر مربع)	میانگین وزنتر gr/m-2	نرخ رشد Gi	تولید $p = fiGi\overline{wi}\Delta t$
بهار	۰/۲۵	۶	۰/۰۰۷	18.15	0.190
تابستان	۰/۲۵	۵	۰/۰۰۵	18.15	0.113
پائیز	۰/۲۵	۷	۰/۰۰۷	18.15	0.222
زمستان	۰/۲۵	۷	۰/۰۰۷	18.15	0.222

میزان تولید سالانه گروه طولی ۱، گونه آمفی پود، ۰.۷۴۸ گرم در متر مربع در سال بر آورد شده است.در جدول ۳-۱۵ محاسبه تولید برای گروه طولی ۲ گونه Maera spدرفصول مختلف نمایش داده شده است

جدول ۳-۱۵- محاسبه تولید برای گروه سنی Amphipoda۲ (۰/۶۲-۰/۳۳)

فصل	فاصله زمانی (Δt) (سال)	میانگین فراوانی(fi) (تعداد در متر مربع)	میانگین وزنتر gr/m-2	نرخ رشد Gi	تولید $p = fiGi\overline{wi}\Delta t$
بهار	۰/۲۵	۱۳	۰/۰۱۳	32.11	1.356
تابستان	۰/۲۵	۱۴	۰/۰۱۸	32.11	1.878
پائیز	۰/۲۵	۱۴	۰/۰۱۸	32.11	1.878
زمستان	۰/۲۵	۱۵	۰/۰۱۷	32.11	1.774

تولید سالانه گروه طولی ۲ گونه آمفی پود، ۶.۸۸۷ گرم در متر مربع در سال بر آورد شده است.کل تولید سالانه گونه آمفی پود ۷.۶۷۶ گرم در متر مربع در سال بر آورد شده است. این گونه ۲۲ ٪ درصد از مجموعه سخت پوستان و ۲/۱۹ درصد از کل مجموعه ماکروبنتوزی را شامل میشود .

نهایتان از آنجاییکه پرتاران ۳۰ درصد از کل مجموعه ماکروبنتوزی را شامل میشوند میزان تولید سالانه پرتاران ۱۵۴ گرم وزن تردر متر مربع در سال برآورد شده و اگر گونه آمفی پود را نماینده رده سخت پوستان در نظر بگیریم از آنجائیکه سخت پوستان ۲۱ درصد مجموعه ماکروبنتوزی را شامل میشود میزان تولید سالانه سخت پوستان ۱۸۲ گرم وزن تردر متر مربع در سال تخمین زده شده است. تولید سالانه کل ماکرو بنتوزها حدود ۶۷۵ گرم وزن تر در متر مربع در سال بر آورد شده است.

۶-۳- نتایج آنالیز رسوبات

آنالیز دانه بندی رسوبات ایستگاه های مختلف میزان درصد سیلت- کلی را با دامنه (۹۵/۶–۸/۷) نشان میدهند که کمترین مقدار آن در ایستگاه B در مهر ماه و حداکثر آن در ایستگاه C و اردیبهشت ماه تعیین شده است (جدول ۳-۱۶).

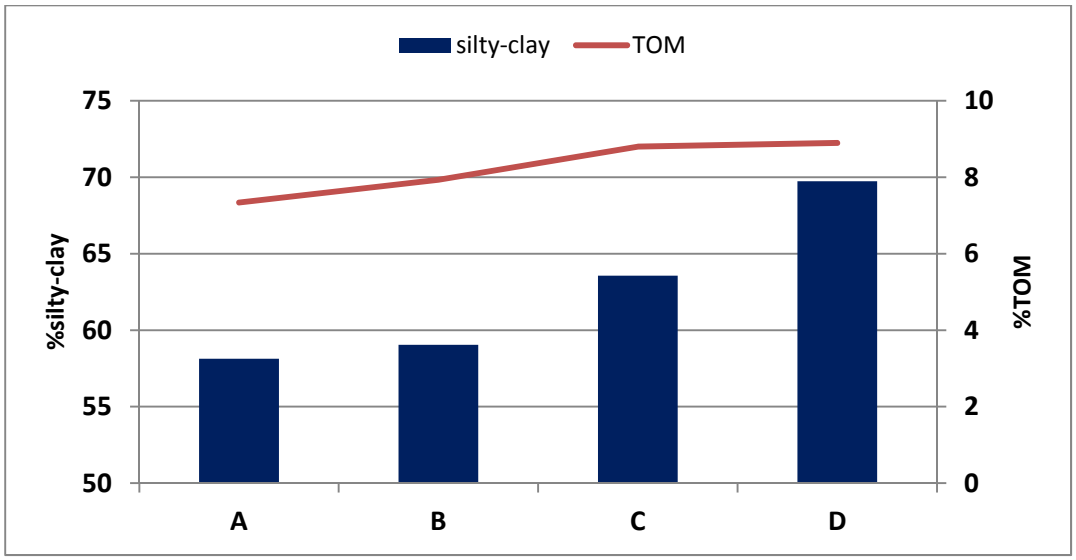
جدول ۳-۱۶- آنالیز دانه بندی ایستگاه های مختلف و ماه های مورد مطالعه در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

Silty-clay	A	B	C	D
اردیبهشت	۶۳/۴	۶۶/۲	۹۵/۶	۶۸/۶
تیر	۷۳/۹۲	۶۷/۸۴	۶۹/۶۴	۷۰/۴۸
مرداد	۶۹/۸۸	۷۰/۲۴	۶۱/۶	۷۰/۳۲
شهریور	۱۹/۶۶	۵۰/۰۶	۳۲/۷۱	۴۴/۴۴
مهر	۳۵/۵۱	۸/۷	۱۶/۸۵	۶۳/۱۲
آبان	۳۶/۶	۱۷/۵۳	۲۹/۳	۸۳/۱۴
آذر	۷۱/۸۴	۵۱/۰۲	۶۸/۴۲	۵۵/۷۲
دی	۳۷/۵	۷۶/۹۶	۷۷/۷۲	۷۷/۹
بهمن	۸۳/۰۱	۸۶/۷۹	۸۹/۲۴	۸۹/۸۹
اسفند	۶۶/۹۴	۶۹/۸۶	۷۸/۳۶	۶۵/۱۶
فروردین ۹۱	۸۱/۱۹	۸۴/۲۴	۸۳/۷	۷۸/۲۴

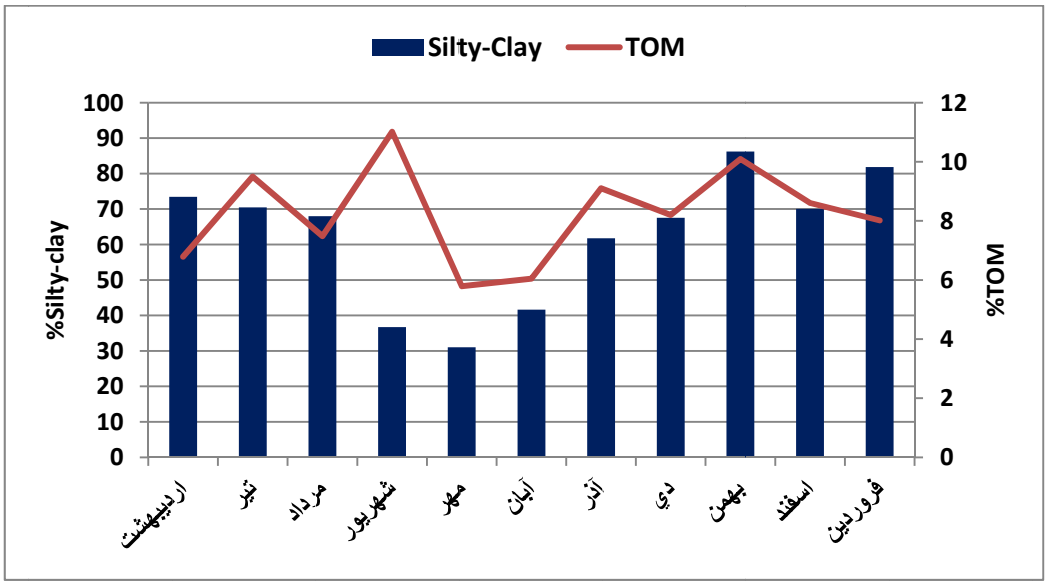
همچنین میانگین فصلی درصد ماده آلی در رسوبات ایستگاه های مختلف با دامنه (۱۳/۲۵–۴/۴۷) درصد تخمین زده شد که کمترین مقادیر مربوط به ایستگاه Bودر مهرماهو بیشترین مقدار در ایستگاه C و شهریور ماه تعیین شده است (جدول ۳-۱۷). در شکل ۳ -۵۴ و ۳ -۵۵ تغییرات میانگین میزان درصد مواد آلی و درصد سیلت –کلی به ترتیب در ایستگاه ها و ماه های مختلف نمایش داده شده است که ایستگاه D بیشترین درصد TOM و silty-clay را نشان می دهد. بر اساس ماه های مورد مطالعه بهمن ماه بیشترین میزان سیلت–رس و مهر و شهریور کمترین میزان را نشان می دهد. ماه شهریور با وجود اینکه درصد سیلت – رس کمتری دارد میزان مواد آلی بیشتری را نسبت به ماه های دیگر نشان می دهد.

جدول ۳-۱۷- میانگین میزان مواد آلی در ایستگاه ها و ماه های مورد مطالعه در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

TOM	A	B	C	D
اردیبهشت	۵/۷۶	۶/۹۴	۸/۴۷	۵/۹۷
تیر	۸	۹/۵	۱۱	۹/۵
مرداد	۸/۱۷	۶/۸۳	۷/۷	۷/۲۳
شهریور	۷/۸۹	۱۰/۶۶	۱۳/۲۵	۱۲/۲۷
مهر	۴/۷۵	۴/۴۷	۴/۸	۹/۰۶
آبان	۴/۸۵	۴/۶۴	۴/۸	۹/۸۸
آذر	۹/۴۵	۸/۶۶	۱۰/۴۳	۷/۸۸
دی	۵/۳۹	۸/۹	۹/۰۸	۹/۴۲
بهمن	۹/۵۱	۱۰/۱۹	۱۰/۲۴	۱۰/۴۳
اسفند	۸/۹۷	۸/۳۷	۹/۱۸	۷/۹
فروردین ۹۱	۷/۹۶	۸/۰۷	۷/۷۲	۸/۳۱

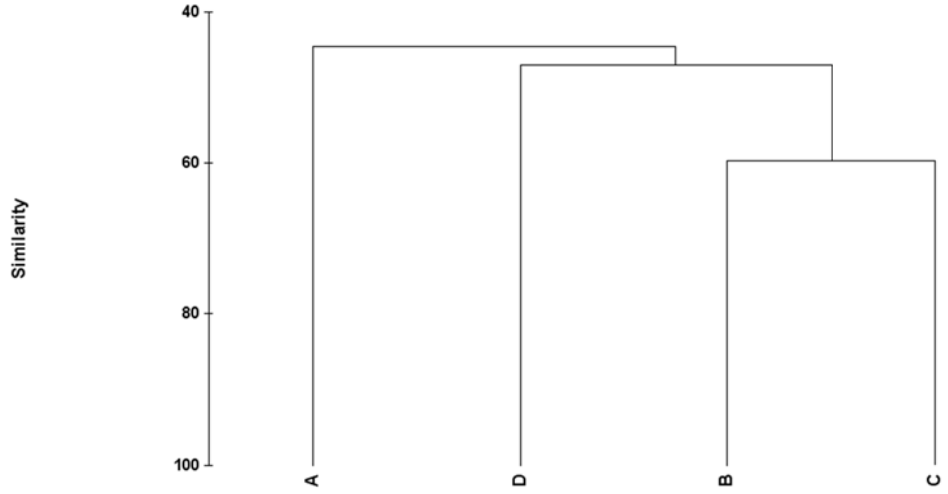


شکل۳-۵۴-تغییرات میانگین میزان درصد مواد آلی و درصد سیلت ـ کلی در ایستگاه های مختلف منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۱-۱۳۹۰)



شکل۳-۵۵-تغییرات میانگین میزان درصد مواد آلی و درصد سیلت ـ کلی در ماه های مختلف منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

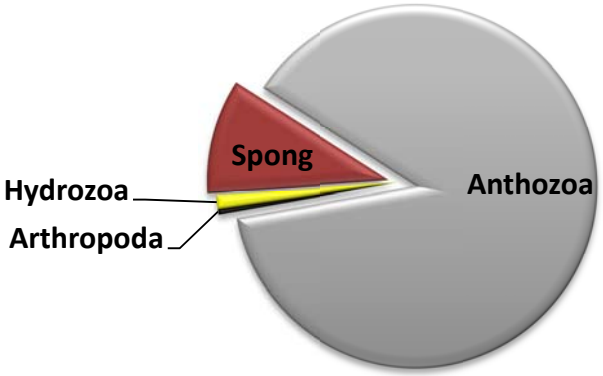
آنالیز واریانس دو طرفه ANOVA بر اساس میزان درصد سیلت – کلی و بر درصد مواد آلی اختلاف معنی داری را بین ایستگاهها نشان نمیدهد (P>0/05) در حالیکه ماه های مختلف این اختلاف معنی دار را نشان می دهند. (P<0/05) نمودار خوشه ای میزان مواد آلی بیشترین تشابه را بین ایستگاه های B و C نشان می دهد (شکل۳-۵۶).



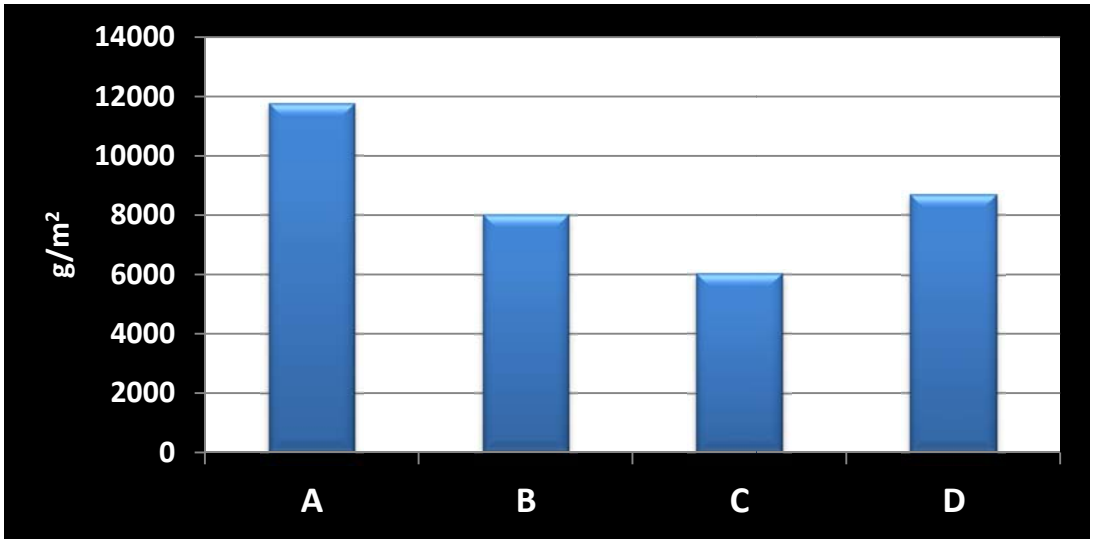
شکل۳-۵۶ -نمودار خوشه ای(Cluster) میزان مواد آلی ایستگاه های مورد مطالعه در منطقه زیستگاه های مصنوعی (۱۳۹۱-۱۳۹۰)

۳-۷- نتایج جانوران چسبنده سازه ها

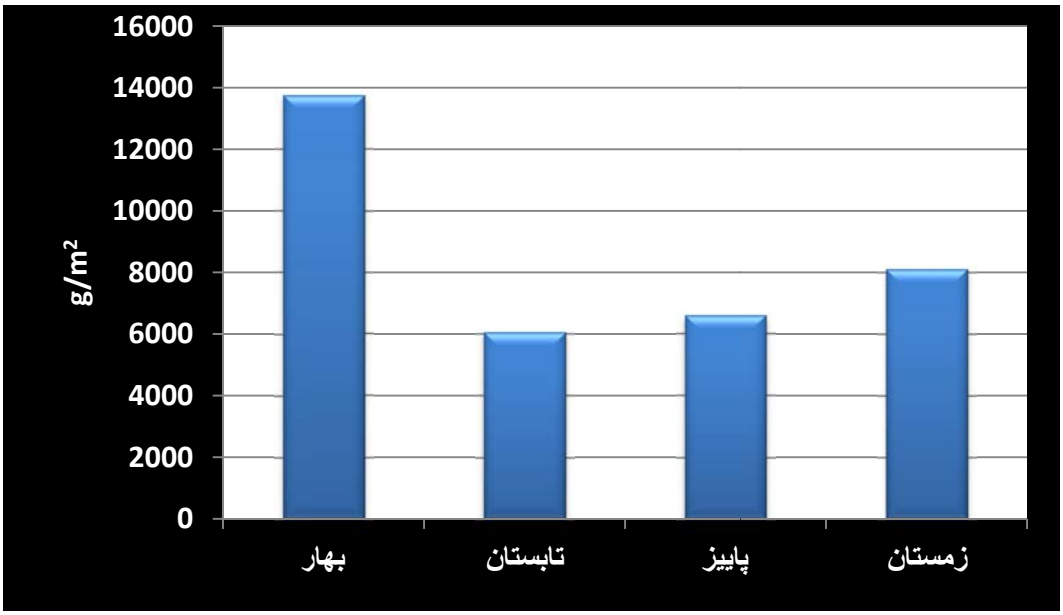
بر اساس بیومس (وزن تر) گروههای مختلف چسبنده بر بدنه سازه ها ، از مرجانها رده Anthozoa با ۸۸ درصد از بیومس کل، بیشترین توده چسبنده را شامل میشده و پس از آن اسفنجها (۱۰ درصد) و مرجانهای هیدروزوآ و بندپایان نیز هر یک با یک درصد از مجموعه کل را شامل میشده اند (شکل ۳-۵۷) شکل ۳-۵۸ میانگین فراوانی را در سازه های مختلف نمایش می دهد..



شکل ۳-۵۷ - درصد گروههای مختلف جانوران چسبنده به بدنه سازه ها در سواحل خوزستان (۹۱-۱۳۹۰)

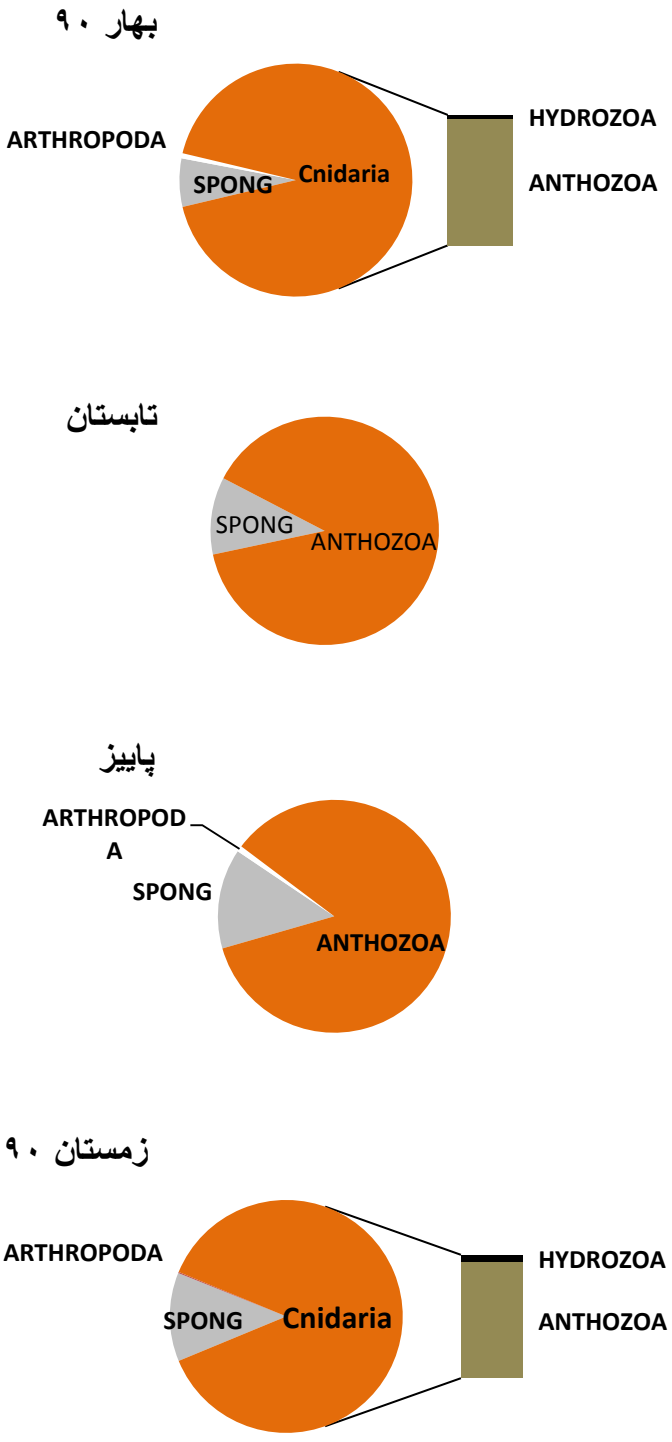


شکل ۳-۵۸ - میانگین بیومس جانوران چسبنده به بدنه سازه ها در سواحل خوزستان(۹۱-۱۳۹۰)



شکل۳-۵۹- میانگین بیومس فصلی جانوران چسبنده به بدنه سازه ها در سواحل خوزستان(۹۱-۱۳۹۰)

در شکل ۳-۵۹ میانگین بیومس فصلی جانوران چسبنده بر بدنه سازه ها در سواحل خوزستان نمایش داده شده است. فصل بهار بیشترین میانگین فراوانی را نشان داده است که ناشی از بیومس بالای گروه آنتوزوآ با ۸۹ درصد در این فصل بوده است. در فصل تابستان نیز با وجودیکه درصد گروه آنتوزوآ ۸۹ درصد است اما بیومس کمتری را نشان داده است. در شکل ۳-۶۰ درصد بیومس گروههای مختلف چسبنده به بدنه سازه های مختلف در فصول مختلف نمایش داده شده است.

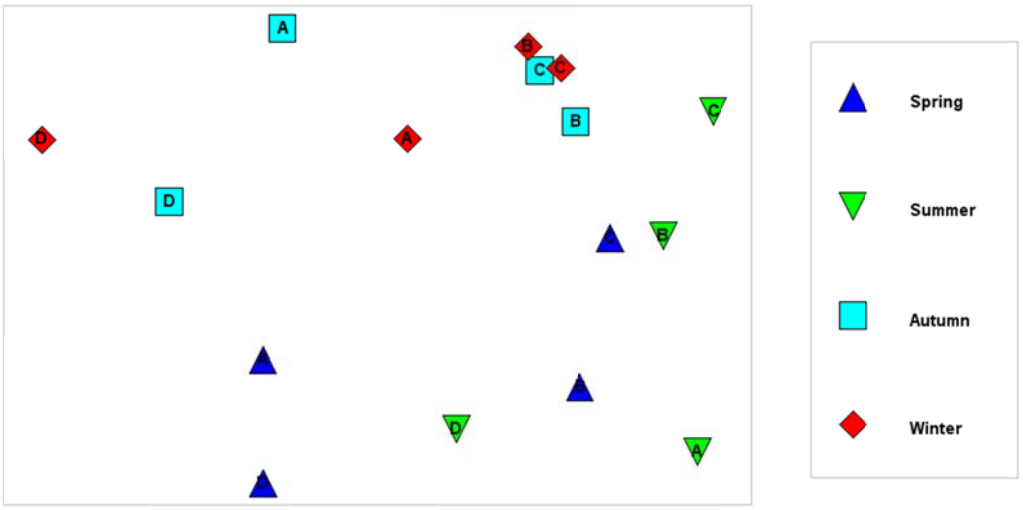


شکل-۳-۶۰- نمایش درصد فراوانی حضور گروههای مختلف موجودات چسبنده بر بدنه سازه ها در فصول مختلف

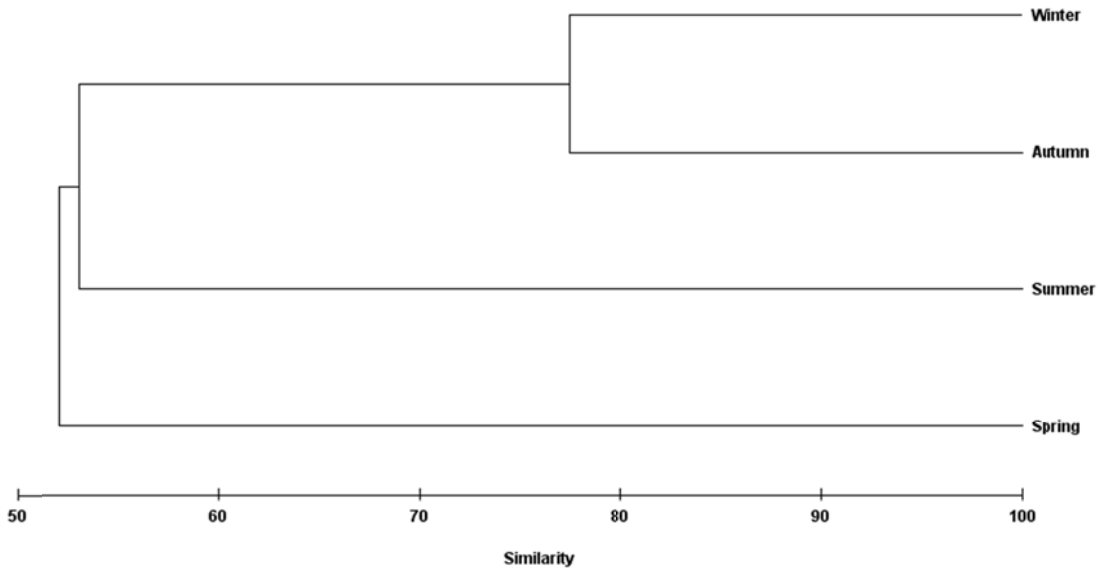
جدول۳-۱۸- میانگین بیومس (وزن تر/ گرم بر متر مربع) جانوران چسبنده بر بدنه سازه ها در سواحل خوزستان(۹۱-۱۳۹۰)

Phylum	Class	Order	Family	species	A	B	C	D
Porifera	Demospongiae	Dictyoceratida	Dysideidae	*Dysidea fragilis*	554.2	61.8	0	0
			Ircinidae	*Ircinia sp.*	0	69	0	28.2
			Spongiidae	*Spongia officinalis*	0	137.2	17.12	185.48
		Hadromerida	Suberitidae	*Aaptos sp.*	0	0	0	159.12
		Haplosclerina	Haliclonidae	*Haliclona simulans*	68.8	111.15	224.64	0
		Halichondrida	Halichondriidae	*Halichonria panicea*	449.645	147.08	63.588	0
		Poecilasclerida	Microcionidae	*Clathria sp.*	11.52	0	0	1.52
		Chondrosida	Chondrillidae	*Chondrilla nucula*	429.28	416.28	46	337.6
Cnidaria	Hydrozoa	Leptomedusae	Campanularridae	*Obelia dichotoma*	3.88	6.08	0	406.045
	Anthozoa	Actiniaria	Actinernidae	*Actiniaria sp.1*	4	0	1.28	4.688
				Actiniaria sp.2	0	0.4	0	1.16
				Actiniaria sp3	8.04	0	0	0
		Alcyonacea (Gorgonacea)	Alcyoniidae	*Anthomastus sp.*	2010.44	0	3.2	6989.29
				Sarcophyton sp.	28.4	0	0	0
				Lobophyllia sp.	6132	97.2	0	0
			Primnuidae	*Plumarella sp.*	1382.44	6932.96	5605.225	47.64
			Ellisellidae	*Ellisella barbadensis*	19.688	0	0	0
			Plexaurida	*Plexaura flagellosa*	0	0	0	4.2
				Eunicea sp.	276.4	0	0	433
			Nephtheidae	*Dendronephthya sp.*	17.24	0	0	0
		Scleractinia	Caryophylliidae	*Caryophyllia sp.*	271.24	35.525	80.64	51
Arthropoda	Crustacea	Cirripedia	Balanidae	*Megabalanus sp.*	96.08	22.68	0	48

بیومس گونه های چسبنده، اختلاف معنی داری را در ایستگاههای مورد مطالعه (P=0.957, f= o.462, df=15) و فصول مختلف (P=0.708, f=0.463, df=3) نشان نمی دهند. در شکل۳-۶۱ – آزمون MDS بر اساس بیومس گونه های چسبنده در فصول مختلف ارائه شده است. تشابه Bray Curtis بر اساس Log(x+1) داده ها انجام شده است. فاکتور stress ، 0.12 محاسبه شده است. در شکل۳-۶۲ آنالیز خوشه ای درصد شباهت فصلی نمونه های چسبنده در سازه ها را نمایش می دهد.

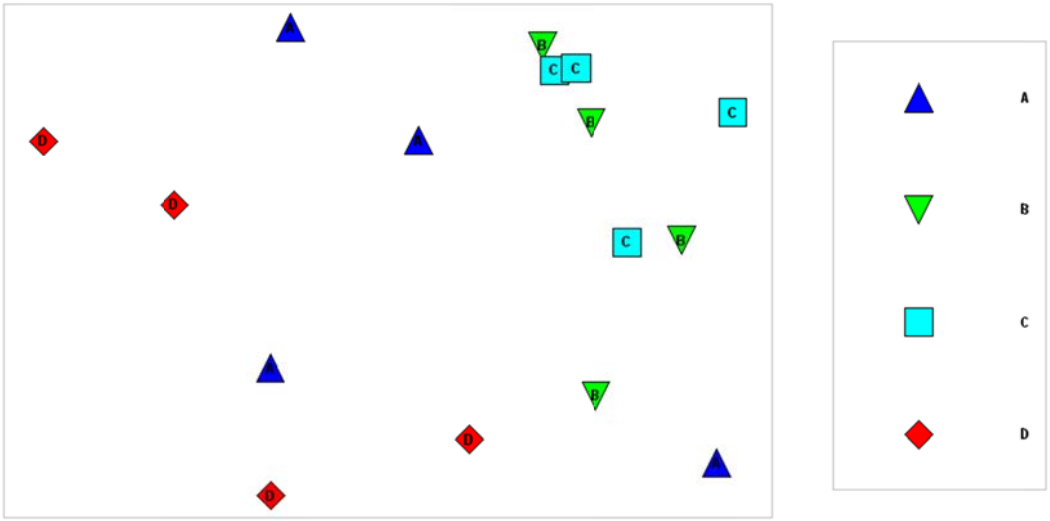


شکل۳-۶۱- آنالیز MDS بر اساس بیومس گونه های چسبنده در ایستگاههای مورد مطالعه (۹۱-۱۳۹۰)

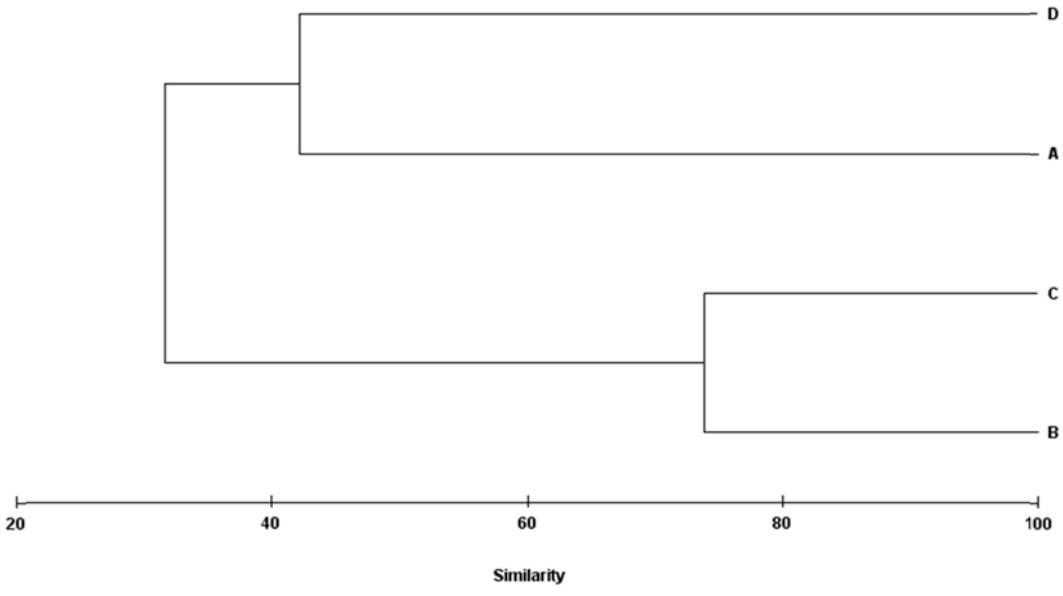


شکل۳-۶۲- آنالیز خوشه ای بر اساس شاخص تشابه Bray- Curtis بیومس گونه های چسبنده در فصول مختلف

بر اساس نتایج این آزمون فصول پاییز و زمستان با تشابه بیشتر ی حدود ۸۰ درصد بوده اند و دو فصل بهار و تابستان درصد تشابه حدود ۵۰ درصد را نشان داده اند. در شکل۳-۶۳ آزمون MDS بر اساس بیومس گونه های چسبنده در سازه های مختلف ارائه شده است. تشابه Bray Curtis بر اساس Log(x+1) داده ها انجام شده است. فاکتور stress، 0.12 محاسبه شده است. در شکل۳-۶۴ آنالیز خوشه ای خوشه ای درصد شباهت نمونه های چسبنده در سازه های مختلف را نمایش می دهد.



شکل۳-۶۳- آنالیز MDS بر اساس بیومس گونه های چسبنده در ایستگاههای مورد مطالعه (۹۱-۱۳۹۰)

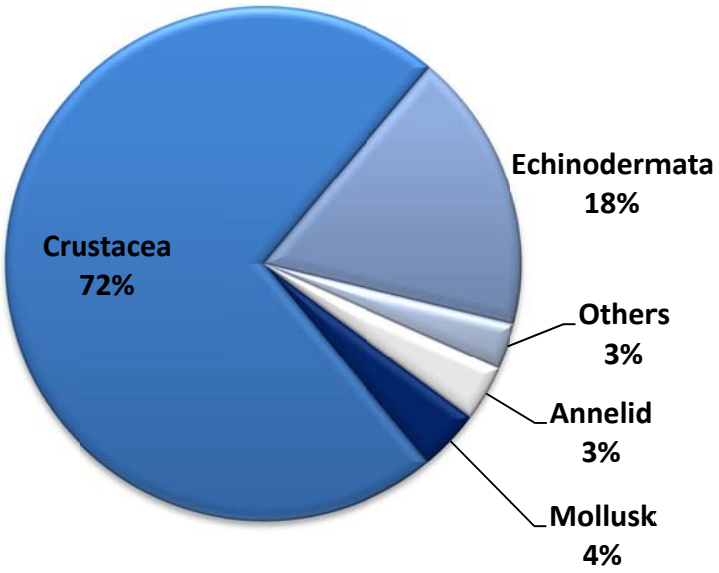


شکل۳-۶۴- آنالیز خوشه ای بر اساس شاخص تشابه Bray- Curtis بیومس گونه های چسبنده در ایستگاههای مورد مطالعه (۹۱- ۱۳۹۰)

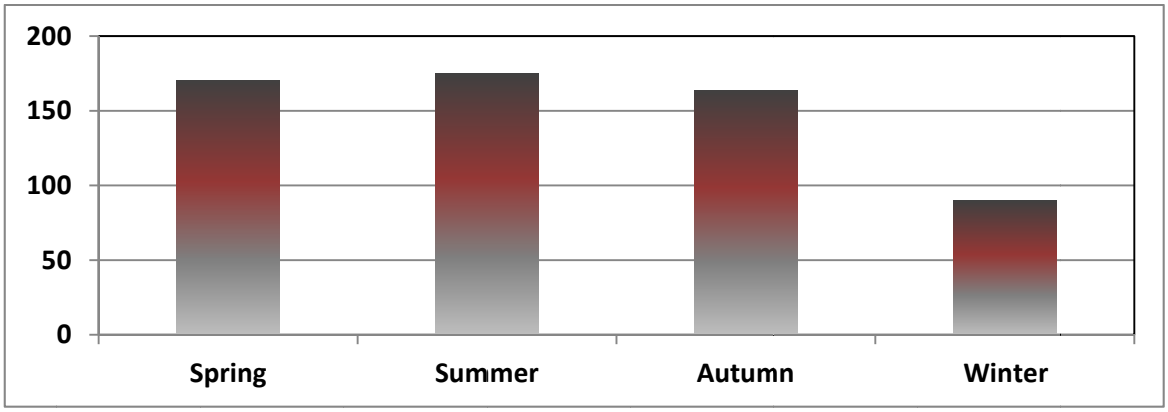
۳-۸- نتایج بخش جانوران متحرک ساکن بدنه سازه ها

در این بخش از مجموعه جانوران وابسته به سازه ها، گروههای متحرک ساکن بدنه سازه ها مورد مطالعه قرار گرفته اند. در شکل ۳-۶۵ درصد گروههای مختلف جانوران در این بخش ارائه شده است.سخت پوستان که عمدتا گروههای مختلف رده Malacostraca می باشند، ۷۲ درصد، خاپوستان که شامل گونه هایی از رده های

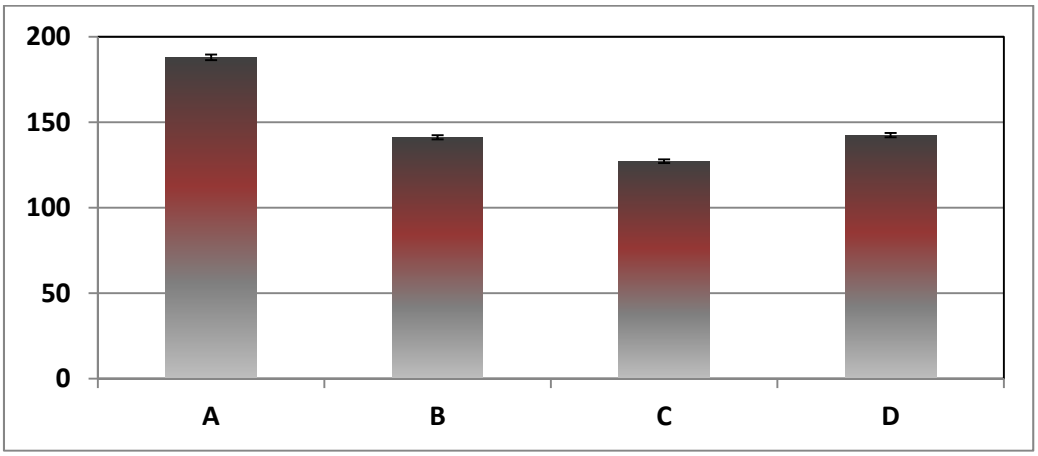
مارسانان و توتیاهای دریایی می باشند ۱۸ درصد، نرم تنان شامل دوکفه ایها و گاستروپودا ۴ درصد و پرتاران ۳ درصد از این مجموعه را شامل میشوند. سایر گروه ها که حدود ۳ درصد می باشند شامل افرادی از Sipuncula، Echiura و Phoronida بوده اند. نتایج انالیز واریانس یکطرفه بر اساس فراوانی گونه ها در ایستگاهها (P=0.678, df=3, f=0.505) و فصول (p=0.591, df=3, f=0.637) مختلف عدم اختلاف معنی دار را نشان داده است.



شکل۳-۶۵- درصد فراوانی کل گروه های مختلف متحرک وابسته به بدنه سازه های مصنوعی در سواحل خوزستان (۱۳۹۰)



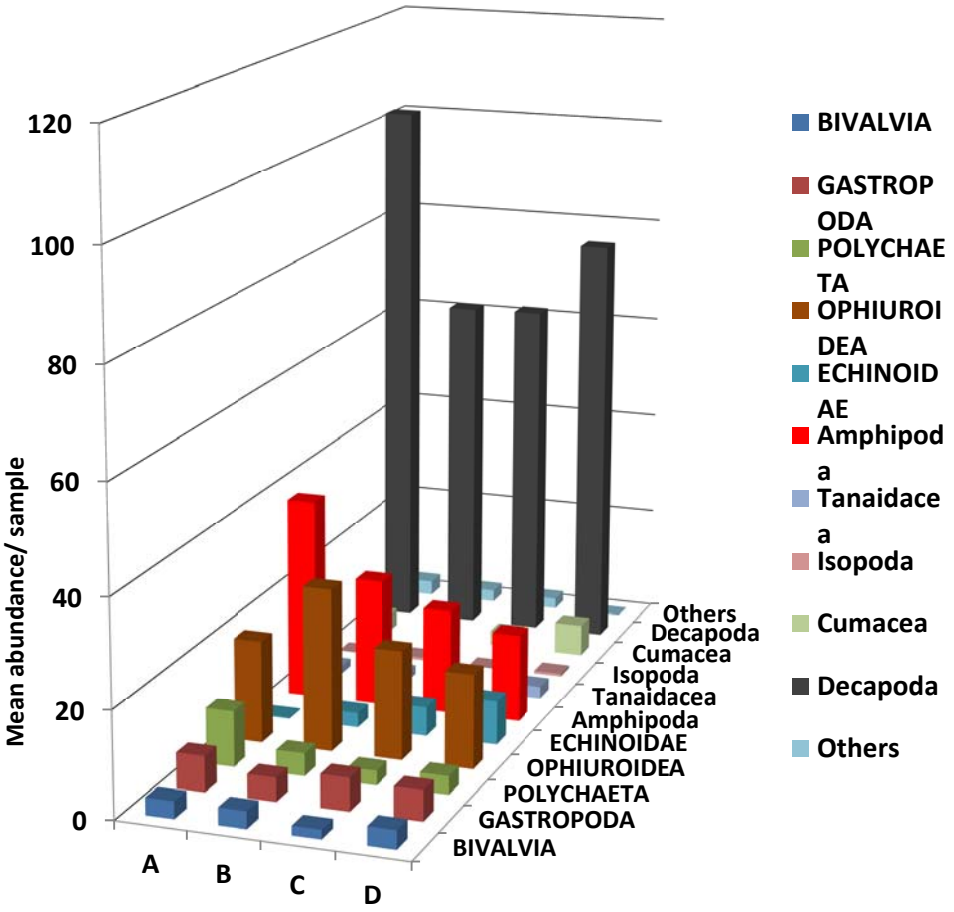
شکل۳-۶۶- میانگین تعداد جانوران متحرک وابسته به بدنه سازه ها در واحد سطح نمونه گیری، خوزستان (۹۱-۱۳۹۰)



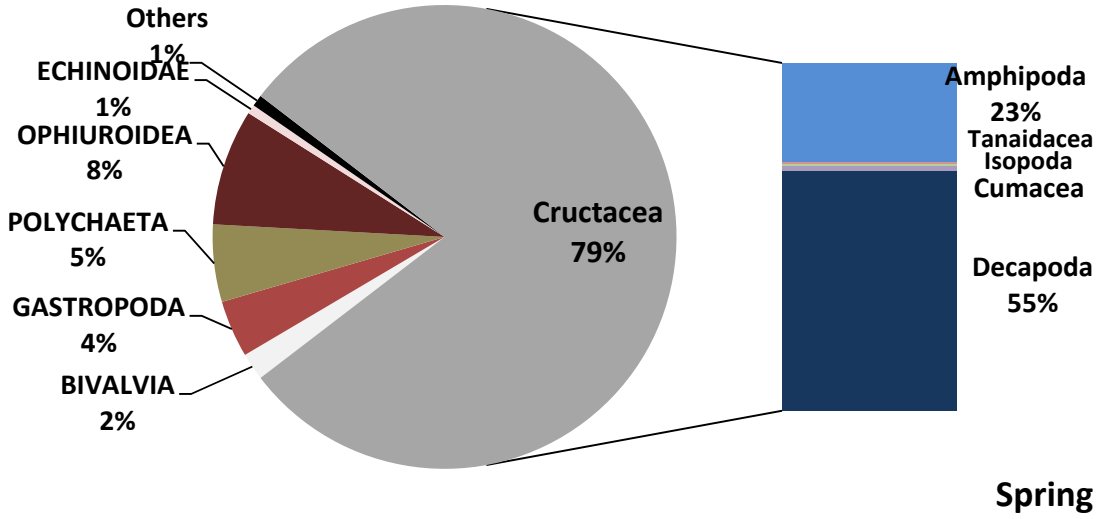
شکل۳-۶۷- میانگین تعداد جانوران متحرک وابسته به بدنه سازه ها درفصول مختلف در واحد سطح نمونه گیری، خوزستان(۹۱-۱۳۹۰)

در شکل۳-۶۶ بجز فصل زمستان که تراکم کمتری را نشان داده است سایر فصول تراکم نسبتا یکسانی را نشان میدهند. در شکل۳-۶۷ میانگین فراوانی در سازه های مختلف نمایش داده شده است بجز سازه A که تراکم بالاتری از گروه جانوری را در بر داشته است سایر ایستگاهها از تراکم نسبتا یکسانی در واحد سطح نمونه برداری برخوردار بوده اند. در شکل ۳-۶۸ میانگین فراوانی گروههای مختلف جانوران وابسته به بدنه سازه های مختلف نمایش داده شده است. مشخصا ۳ گروه شامل ده پایان وآمفی پودا از سخت پوستان و مارسانان از خارپوستان با فرانی بالاتری نسبت به سایر گروهها حضور داشته اند. در اشکال۳-۶۹ تا ۳۳-۷۲ درصد گروههای مختلف متحرک در فصول مختلف ارائه شده است.

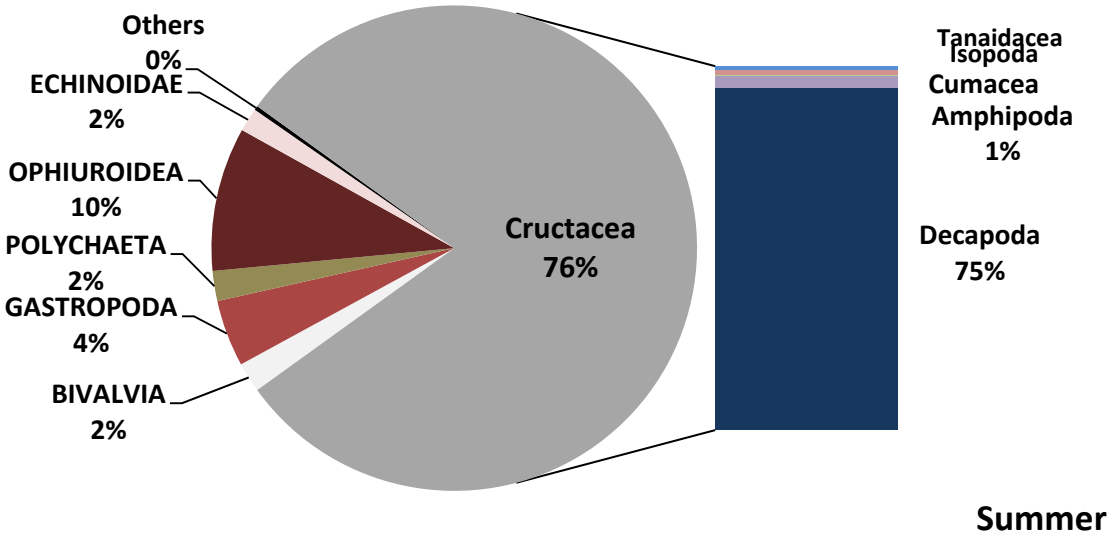
دامنه شاخص تنوع شانون در این بخش ، در ایستگاههای مختلف (۳/۴۶-۳/۲۲) و در فصول مختلف (۳/۳۸-۲/۴۴) محاسبه شده است که ماکزیمم تنوع در سازه B و در بین فصول در فصل بهار بوده است.



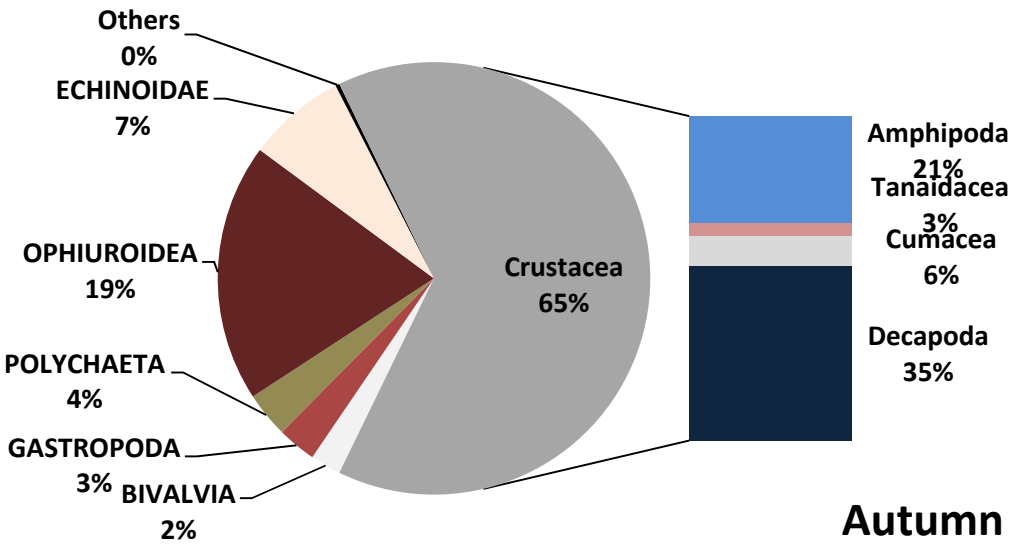
شکل ۳-۶۸- میانگین فراوانی گروههای مختلف جانوران متحرک روی بدنه سازه ها در واحد سطح نمونه (۹۱-۱۳۹۰)



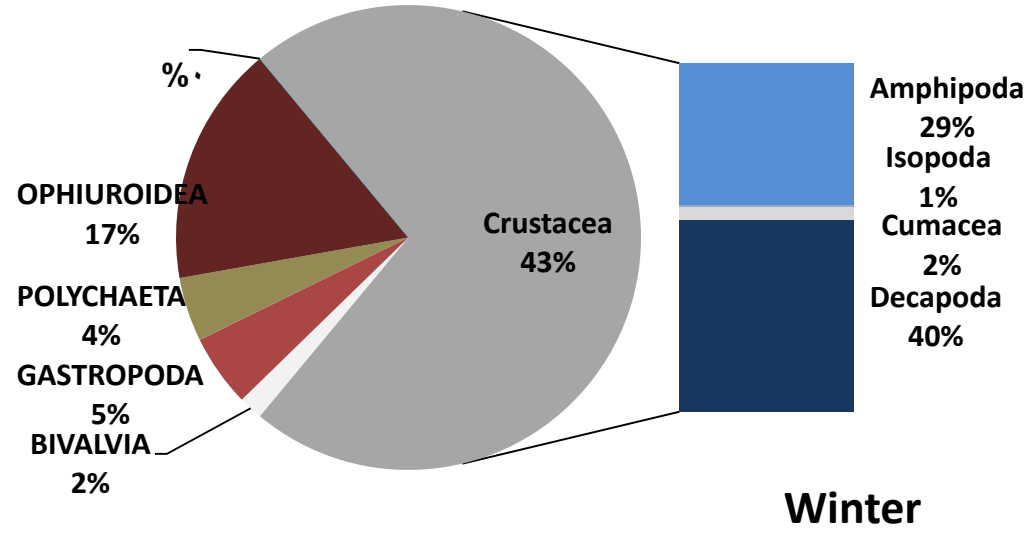
شکل۳-۶۹- درصد گروههای مختلف متحرک ساکن سازه ها در فصل بهار (۱۳۹۰)



شکل۳-۷۰- درصد گروههای مختلف متحرک ساکن سازه ها در فصل تابستان (۱۳۹۰)



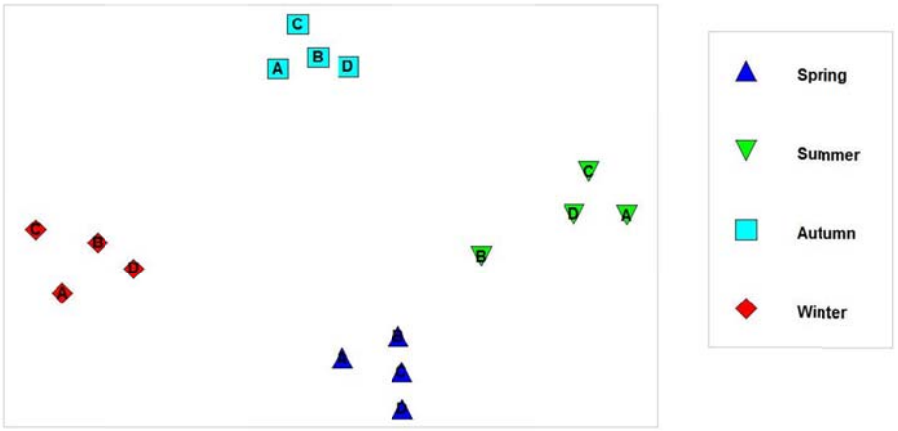
شکل۳-۷۱- درصد گروههای مختلف متحرک ساکن سازه ها در فصل پاییز (۱۳۹۰)



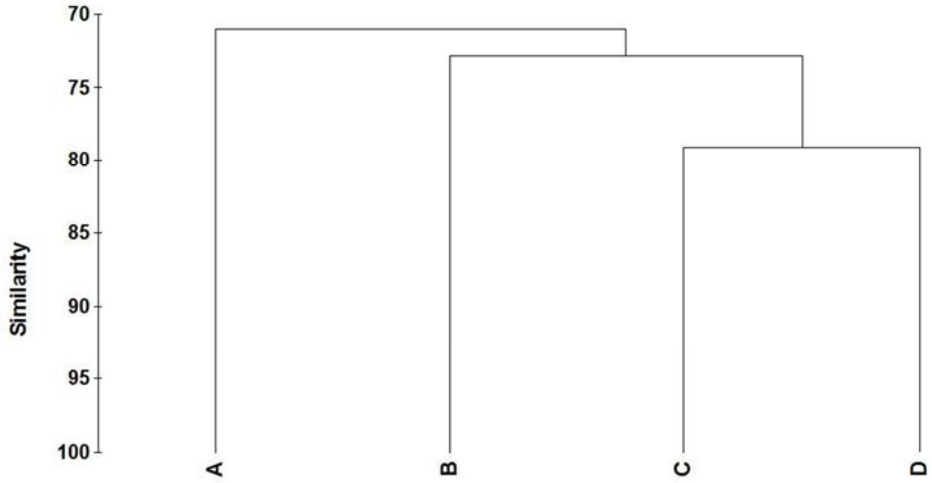
شکل۳-۷۲- درصد گروههای مختلف متحرک ساکن سازه ها در فصل زمستان (۱۳۹۰)

آنالیزهای چند متغیره برای بررسی شباهتها و عدم شباهتهای ترکیب گونه ای جانوران وابسته به سازه های مصنوعی انجام شده است. نتیجه آزمون Anosim براساس میانگین گونه ها در ایستگاههای مختلف مورد مطالعه با R=-0.162 و significant level-92% عدم اختلاف معنی دار در ترکیب گونه ای جانوران در سازه های مختلف را نشان میدهد و آزمون Anosim بر اساس گونه های جانوری در فصول مختلف مورد مطالعه با R=0.99 و Significant level= 0.1%، نشان میدهد که فصول مختلف از نظر ترکیب گونه ای اختلاف معنی دار دارند. در شکل۳-۷۳ نتیجه آزمون MDS نشان میدهد که فصول دارای اختلاف مشخصند.با توجه به معنی داری ترکیب گونه ای در فصول مختلف آزمون SIMPER ، گونه های تاثیر گذار بر این اختلاف را بین گروهها و درون

گروهها مورد بررسی قرار میدهد. در جدول- نتایج آزمون SIMPER و گونه های موثر در عدم تشابه فصول نمایش داده شده است .



شکل- ۳-۷۳- نتایج آزمون MDS بر اساس فراوانی گونه های مختلف متحرک در فصول مختلف(۹۱-۱۳۹۰)



شکل۳-۷۴- آنالیز خوشه ای بر اساس شاخص تشابه Bray- Curtis فراوانی گونه های متحرک در ایستگاههای مورد مطالعه (۹۱- ۱۳۹۰)

جدول-۳-۱۹- نتایج آزمون SIMPER بر اساس گونه های متحرک وابسته به بدنه سازه ها

Av.Abund.=میانگین فراوانی =Av.Dis. , میانگین عدم تشابه

نتایج آزمون SIMPER در فصول مختلف بین گروهی				
Season	**Species**	**Av.Abund (season 1)**	**Av.Abund (season2)**	**Av.Dis.**
Spring&Summer	Amphiura aff.fasciata	21.50	3.25	2.88
Spring&Autumn	Amphiura aff.fasciata	21.50	1.75	2.54
Summer&Autumn	Petrolisthes carinipes	79.50	40.25	2.99
Spring&Winter	Ceradocus sp.	0	16.75	3.83
Summer&Winter	Ceradocus sp.	0	16.75	4.30
Autumn&Winter	Amphipholis squamata	29.75	0	4.59

جدول۳-۲۰- فهرست گونه های متحرک وابسته به بدنه سازه ها و میانگین تعداد درمتر مربع ، خوزستان (۹۱-۱۳۹۰)

Phylum	Class	Order	Familly		A	B	C	D
PHORONIDA			Phoronidae	*Phoronis sp.*	8	24	0	0
ANNELIDA	POLYCHAETA	Eunicida	Dorvilleidae	*Dorvillea sp.*	12	0	4	20
				Schistomeringos incerta	4	4	0	0
			Eunicidae	*Eunice indica*	0	0	0	0
			Lumbrineridae	*Lumbrineris impatiens*	0	4	0	0
			Onuphidae	*Onuphis sp.*	0	0	0	0
		Phyllodocida	Chrysopetalidae	*Bhawania goodei*	4	0	0	0
			Glyceridae	*Glycera tridactyla*	20	0	0	4
			Goniadidae	*Glycinde sp.*	0	4	0	4
			Nephtyidae	*Aglaophamus sp.*	0	12	0	0
				Micronephtys sphaerocirrata	0	0	0	0
				Nephtys tulearensis	0	8	0	0
			Nereididae	*Leonnates indicus*	20	4	4	0
			Pilargidae	*Sigambra tentaculata*	0	0	0	0
			Syllidae	*Sphaerasyllis sp.*	16	0	0	0
		Sabellida	Serpulidae	*Hydroides heterocerus*	12	0	0	0
		Spionida	Spionidae	*Laonice cirrata*	48	16	16	20
				Paraprionospio pinnata	0	0	0	0
				prionospio aucklandica	0	0	0	0
		Terebellida	Ampharetidae	*Samythopsis grubei*	0	0	0	0
			Cirratulidae	*Cirratulus sp.*	0	0	12	0
			Sternaspidae	*Sternaspis scutata*	0	0	0	0
			Trichobranchidae	*Terebellides stroemi*	0	0	0	0
			Capitellidae	*Parheteromastus tenuis*	4	12	0	0
				Rashgua rubrocincta	0	0	0	0
			Paraonidae	*Aricidea longobranchiata*	4	0	0	4
				Aricidea sp	24	0	4	4
			Orbiniidae	*Orbiniella sp*	0	4	0	0

Phylum	Class	Order	Familly		A	B	C	D
	POLYCHAETA		Orbiniidae	*Scoloplos sp*	0	0	4	0
ECHIURA	ECHIUROIDEA	Echiurida	Echiuridae	*Anelassorhynchus branchiorhynchus*	4	4	0	0
SIPUNCULA	SIPUNCULIDEA	Golfingiida	Phascolionidae	*Phascolion valdivide*	0	8	0	0
				Phascolion spp.1	0	0	0	0
MOLLUSCA	GASTROPODA	Caenogastropoda	Cerithiidae	*Bittium sp.*	0	0	0	0
				Cerithidiun cerithinum	8	0	0	12
				Potomides conicus	8	4	4	0
				Rhinoclavis kochi	12	16	0	0
				Cerithiidae gen.sp.	12	12	24	12
			Cerithiospsidae	*Cerithiopsis sp.*	0	8	0	0
			Planaxidae	*Planaxis sulcatus*	8	0	0	0
			Vermetidae	*Serpulorbis variabilis*	0	0	8	4
			Calyptraeidae	*Calyptraea pellucida*	4	0	0	4
			Columbellidae	*Zafra seladphora*	0	0	0	0
			Turridae	*Turridae gen. sp.*	0	4	0	0
			Muricidae	*Thdisella lacera*	0	0	0	0
			Eulimidae	*Melanells sp.*	4	4	0	12
			Nassariidae	*Nassarius albescens*	12	0	0	0
				Nassarius Concinnus	4	4	12	12
				Nassarius sp.	28	16	16	4
			Strombidae	*Strombus decorus*	0	0	16	12
			Drilliidae	*splendrllia sp.*	0	0	0	0
		Neogastropoda	Olividae	*Ancilla castanea*	0	4	4	0
		Heterotropha	Architectonicidae	*Heliacus sp.*	0	0	0	0
			Pyramidellidae	*Odostomia sp.*	0	0	4	4
		Heterobranchia	Omalogyridae	*omalogyra sp.*	0	0	8	0
		Cephalaspidea	Haminoegdae	*Atys sp.*	0	0	0	4
			Scaphandridae	*Tornatina inconspicus*	0	0	0	12
		Cycloneritimopha	Nertidae	*Neria sp.*	4	0	0	0
		Vetigastropoda	Trochidae	*Ethuninolia degregorii*	0	0	0	0
				Monilea chiliarches	4	0	0	0
				Umbonium vestiarum	0	0	0	0

Phylum	Class	Order	Familly		A	B	C	D
	POLYCHAETA		Turbinidae	*Turbo radiatus*	0	0	4	0
	BIVALVIA	Euheterodonta	Galeommatidae	*Amphilepida faba*	4	0	4	4
			Curbulidae	*Corbula sulculosa*	20	4	8	8
			Tellinidae	*Tellina methoria*	0	4	0	0
				Tellina vernalis	4	0	0	0
			Veneridae	*Amianitis umbonella*	16	12	12	16
				Callista florida	0	0	0	0
				Circe intermedia	0	8	0	0
				Protapes cor	0	0	0	0
				Tapes sulcarius	0	0	0	0
			Solenidae	*Solen dactylus*	8	24	4	28
	SCAPHOPODA	Gadilida	Gadilidae	*Cadulus euloides*	0	0	0	0
Arthropoda	MALACOSTRACA	Amphipoda	Ampeliscidae	*Ampelisca sp.*	172	136	132	56
				Bybis sp.	40	48	0	0
			Ampithoidae	*Ampithoe*	228	64	24	80
			Corophiidae	*Siphonoecetes sp.*	32	52	68	48
			Isaeidae	*Cheiriphotis sp.*	0	0	0	4
				Microphotis blachei	0	0	0	0
			Ischyroceridae	*Ericthonius sp.*	0	0	0	0
			Melitidae	*Ceradocus sp.*	64	68	80	56
			Urothoidae	*Urothoe sp.*	48	12	0	0
			Pariambidae	*Deutella sp*	24	4	12	20
		Tanaidacea	Apseudidae	*Apseudes sp.*	16	24	24	28
				Apseudopsis sp	8	4	0	8
		Isopoda	Anthuridae	*Apanthura sandalensis*	0	8	0	8
		Cumacea	Bodotriidae	*Bodotria sp.*	36	48	44	80
				Cumopsis sp.	12	0	0	4
				Eocuma sp.	12	0	0	0
				Iphinoe sp.	12	4	28	12
		Decapoda	Alpheidae	*Alpheus sp.*	80	36	36	28
				Alpheus sp.1	28	88	100	80
				Alpheus sp.2	68	80	40	12
				Athanas sp.	32	44	16	36

Phylum	Class	Order	Familly		A	B	C	D
	MALACOSTRACA	Decapoda	Carangonidae	*Carangon sp.*	4	20	36	16
			Hippolythidae	Hippolytidae Unknown sp.	24	0	16	36
			Hippidae	Hippidae Unknown sp.	16	20	8	28
			Callianassidae	*Callianassa sp.*	36	20	8	12
			Porcellanidae	*Petrolisthes carinipes*	804	216	284	380
				Pisidia sp.	72	100	32	160
			Diogenidae	*Diogenes sp.*	32	12	20	32
			Ocypodidae	*Nanosesarma sp.*	64	36	60	32
			Grapsidae	Metopograpsus messor	12	24	24	16
			Leucosiidae	Leucosidae Unknown sp.	32	60	44	40
			Majidae	Majidae Unknown sp.	68	64	44	76
			Dorripidae	*Dorippe quadridens*	88	48	40	104
				Medoripe sp.	12	48	20	8
			Dotillidae	*Ilyoplax sp.*	12	12	24	28
			Goneplacidae	*Goneplax sp.*	28	28	44	12
			Xanthidae	*Epixathus sp.*	20	0	40	20
			Carpiliidae	Carpillidae Unknown sp.	0	0	8	12
			Penaedae	*Penaeus indicus*	68	48	68	52
				Parapenaeopsis stylifera	36	24	20	36
ECHINODERMATA	OPHIUROIDEA	Ophiurida	Amphiuridae	*Amphipholis squamata*	220	252	156	148
				Amphiura aff.fasciata	104	236	176	136
	ECHINOIDEA	Echinothuroida	Diadematidae	*Diadema setosum*	0	20	68	124
			Echinometridae	*Echinometra mathaei*	4	8	0	0
		Spatangoida	Brissidae	*Brissopsis persica*	0	16	20	8

۹-۳- نتایج بخش ماهیان

۱-۹-۳- شمارش و مشاهده ماهیان در زیر آب

همانطور که در جدول ۳-۲۱ مشاهده می شود در کل منطقه زیستگاه مصنوعی ایجاد شده تعداد ۱۵ نوع ماهی شناسایی گردید. خانواده شانک ماهیان با ۳ گونه بیشترین تنوع را در میان گونه ها داشته است. بیشترین حضور در میان گونه ها را ماهی هامور(۸۷/۵ درصد) به خود اختصاص می دهد و در اکثر غواصی ها و در تمام فصول دیده می شود. بعد از ماهی هامور، *Neopomacentrue Sindensis* و شانک تک خال بیشترین حضور را به خود اختصاص می دهند . درصد حضور تعداد گونه بیشتر در فصل زمستان (۹۳٪) و به دنبال آن در فصول تابستان (۶۰٪)، بهار (۵۳٪) و در پاییز (۴۷٪) مشاهده شده است. در طبقه بندی گونه ها در گروه های اکولوژیکی، اکثر گونه ها در دو گروه مرتبط با سازه ها (نوع A: ۵۳/۳٪) و مجاور سازه ها (نوع B: ۴۰٪) و تعداد اندکی در گروه سوم (نوع C: ۶/۷٪) قرار گرفته است . یک گونه (هامور) به عنوان گونه دائم (۶/۷٪)، با این حال اکثر گونه ها ی شناسایی شده (۷۳/۳٪) به عنوان گونه های کمیاب و نادر طبقه بندی شده است. ماهیان اطراف سازه ها (گیش ماهیان و هاماد) در فصول مختلف نسبت به دیگر گونه ها تقریبا از فراوانی بیشتری برخوردار می باشند (جدول ۳-۲۱).

جدول ۳-۲۱ : فراوانی ماهیان در فصول مختلف در منطقه سازه های مصنوعی در سواحل خوزستان در ۱۳۹۰
تعداد:خیلی کم (*)، کم (**)، متوسط(***)، فراوان(****)، خیلی فراوان (*****)
گروه های اکولوژیک: (A, B, C)
مشاهده: گونه های دائم ، مکرر، کمیاب و نادر

Carangidae	Jacks		گیش	C	**	****	***	**	مکرر
Nemipteridae	Threadfin breams	*Scolopsis taeniatus*	گوازیم تک نواری	B		***		**	کمیاب
Pinguipedidae	Sand perches	*Parapercis robinsoni*		B				*	نادر
Pomacentridae	Damsel fishes	*Neopomacentrue Sindensis*		A	**	***	*	**	مکرر
	Damselfish	*Chromis sp.*		A				**	نادر
Serranidae	Grupers	*Epinephelus coioides*	هامور معمولی	A	*	**	*	**	دائم
Sparidae	Progies	*Diplodus sargus Kotschyi*	شانک تک خال	B	*	*	*	**	مکرر
		Acanthopagrus bifasciatus	شانک دو	A		**	*		کمیاب

						نواری			
کمیاب	**	*	*	*	B	شانک زرد باله	*Acanthopagrus latus*		
نادر	*				A	پروانه سه نواری	*Heniochus acuminatus*	Butterfly fishes	Chaetodontidae
نادر	*				B	ماهی مرکب	*Sepia sp.*		Sepiidae
کمیاب	*		*	*	B	خرچنگ آبی	*Portunus pelagicus*		Portunidae
کمیاب	*			*	A		*Pseudochromis persicus*	Dottybacks	Peseudochromidae
نادر	**				A		*Upeneus tragula*	Goatfish	Mullidae
کمیاب	*	*	**	*	A		*Apogon taeniatus*	Cardinalfish	Apogonidae

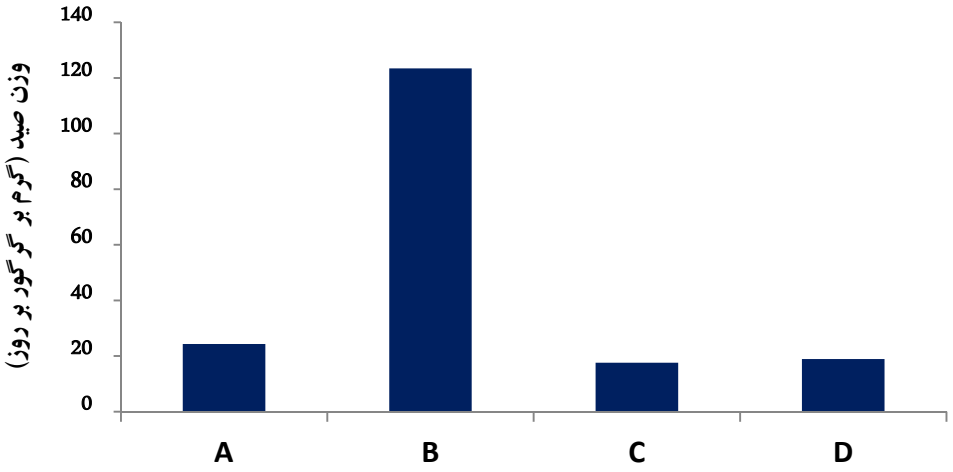
۲-۹-۳- تلاش صیادی

ماهیان هامور صید شده در دامنه طولی ۲۲۰ تا ۷۰۰ میلی متر و دامنه وزنی ۲۰۰ تا ۵۵۰۰ گرم مشاهده شد. حداکثر میانگین طولی ۴۲±۴۱۲ میلی متر و میانگن وزنی ۴۹۹±۱۲۴۰ گرم در فصل بهار مشاهده شد (جدول۳-۲۲).

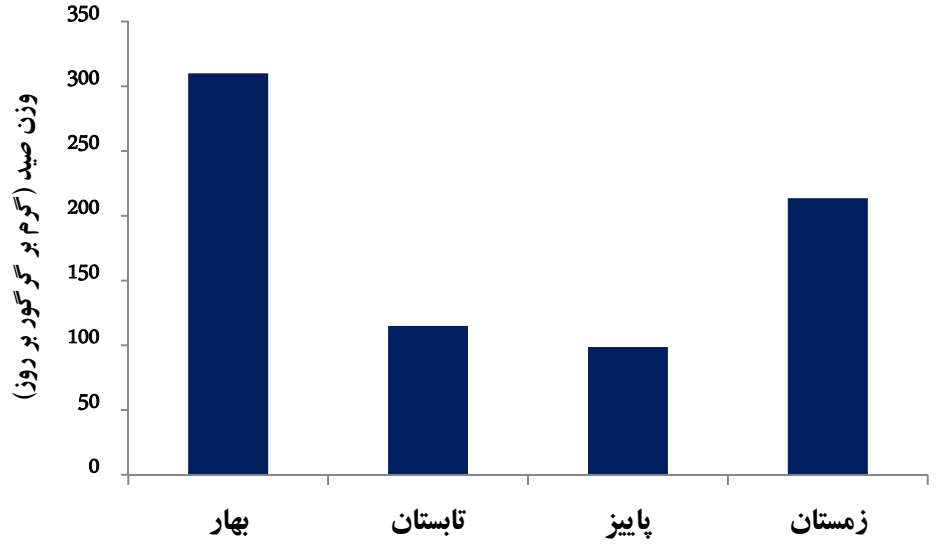
جدول۳-۲۲- میانگین طول و وزن ماهی هامور در منطقه سازه های مصنوعی در سواحل خوزستان در ۱۳۹۰

		بهار	تابستان	پاییز	زمستان
طول کل (میلی متر)	میانگین	۴۱۲	۳۴۴	۲۹۳	۳۹۰
	انحراف استاندارد	۴۲	۳۸	۱۲	۵۶
	حداقل	۲۲۰	۲۲۰	۲۴۰	۲۵۵
	حداکثر	۷۰۰	۴۵۰	۳۶۳	۷۰۰
وزن کل (گرم)	میانگین	۱۲۴۰	۷۶۷	۳۹۵	۱۲۲۰
	انحراف استاندارد	۴۹۹	۲۱۰	۶۲	۷۱۹
	حداقل	۲۵۰	۲۵۰	۲۰۰	۲۵۵
	حداکثر	۵۵۰۰	۱۵۰۰	۷۰۰	۵۵۰۰

بیشترین میزا ن صید هامور در واحد تلاش در سازه B و کمترین در سازه C (شکل ۳-۷۵) و حداکثر در فصل بهار و حداقل در فصل پاییز مشاهده می شود (شکل ۳-۷۶).



شکل ۳-۷۵ - میزان صید ماهی هامور در واحد تلاش (گرم بر گرگور بر روز) در ایستگاه های مختلف در منطقه سازه های مصنوعی در سواحل خوزستان در ۱۳۹۰



شکل ۳-۷۶- میزان صید ماهی هامور در واحد تلاش (گرم بر گرگور بر روز) در فصول مختلف در منطقه سازه های مصنوعی در سواحل خوزستان در ۱۳۹۰

۴-بحث

۴-۱- فیزیکو شیمیایی

در اکثر مطالعاتی که به منظور بررسی نقش سازه های مصنوعی در اکوسیستم مناطق ساحلی اجرا میشود ، بررسی تغییرات پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب نیز مورد مطالعه قرار گرفته و نقش افزایش جوامع زیستی در کیفیت آب این مناطق ارزیابی میگردد. از آنجا که افزایش توده های جانوری و گیاهی بهمراه سایر عوامل تاثیر گذار، همچون شدت و ماهیت جریانهای آبی، عمق و میزان تولید اولیه و... می توانند موجب نزول کیفیت آبهای ساحلی گردند، لذا پایش این پارامترها ضروری بنظر میرسد.

اکسیژن در محیط های آبی، شدیدا متغیر بوده و مقدار کم آن اغلب شاخص آلودگی ناشی از مواد آلی است. مقادیر کمتراز ۵ میلی‌گرم در لیتر اکسیژن محلول ممکن است سبب تغییر رفتار، کاهش رشد و تولید مثل و سبب مرگ و میر در گونه های حساس و تازه بالغین گردد (Al-Yamani *et al*., 2004).

طبق نتایج مطالعه حاضر، دامنه تغییرات اکسیژن محلول ۲/۵۹ تا ۷/۸۴ با میانگین ۴/۳۹ میلی‌گرم در لیتر گزارش شده است و در برخی از موارد در حد اشباع می باشد که این مسئله می تواند به دلیل وجود جریانهای دریایی، بادهای منطقه ای و کم عمق بودن آب باشد. در مطالعه اسکندری و همکاران (۱۳۸۷) در در منطقه سازه های مصنوعی در سالهای ۸۳ تا ۸۵ ، میانگین اکسیژن در منطقه سازه ها۰/۴ ±۷/۸ میلی گرم درلیتر اندازه گیری شد. بررسی‌ها نشان می‌دهد که به طور کلی در سراسر حوضه آبی خلیج فارس، مقدار اکسیژن محلول در لایه های سطحی نزدیک به اشباع می‌باشد و در آبهای داخلی خلیج فارس حالت اشباع اکسیژن تا لایه‌های عمقی نیز ادامه می‌یابد (UNEP, 1999).

تغییرات اکسیژن محلول در منطقه سازه ها در طول سال در ایستگاههای مختلف از روند کاملا مشابهی برخوردار بوده و آنالیز واریانس داده ها نیز اختلاف معنی داری را بین ایستگاهها نشان نمیدهد.

نتایج حاصل از سایر مطالعات نشان می دهد که در نواحی غربی خلیج فارس این دامنه ۲/۹۴ تا ۷/۵ (خلفه نیلساز و همکاران، ۱۳۸۴) و ۴/۲۶ تا ۹/۸۷ با میانگین ۶/۵۵ میلی‌گرم در لیتر (سبزعلیزاده و همکاران، ۱۳۸۹)، در سواحل بوشهر ۳/۱۶ تا ۷/۲۰ با میانگین ۵/۷۶ (ایزد پناهی و همکاران، ۱۳۸۳) و در سواحل شرقی خلیج فارس ۱/۲ تا ۷/۷ (ابراهیمی، ۱۳۸۵) می‌باشد. همچنین دامنه اکسیژن درلایه های عمقی کل حوضه آبی خلیج فارس ۱/۵ تا ۵/۵ میلی‌گرم در لیتر (Simmonds and Lamboeuf, 1981) و میانگین این پارامتر در سواحل کویت ۶/۱ با دامنه ای از ۲/۱ تا ۲۰/۷ میلی‌گرم در لیتر محاسبه شده است (Al-Yamani *et al*., 2004). بر اساس نتایج بدست آمده مقدار اکسیژن محلول در منطقه سازه ها با مطالعات قبلی همخوانی دارد.

در یک منبع آبی pH بر طبیعت بسیاری از واکنشهای شیمیایی محیط و نیز تنوع و پراکندگی موجودات زنده اثر می‌گذارد. تغییرات pH آب به عوامل متعددی از قبیل میزان CO_2 آب، قلیاییت، فتوسنتز، درجه حرارت و شوری

بستگی دارد. در این تحقیق عمدتا میزان pH در طول سال دارای نوسانات کمی می باشد. مقادیر این پارامتر در تابستان کمتر از سایر فصول بوده و در اسفند ماه نیز کاهش داشته است.

با توجه به خاصیت بافری آب دریا، دامنه تغییرات pH در آن چندان زیاد نبوده و مقدار میانگین pH آب اقیانوسها ۸ با دامنه ای از ۷/۸ تا ۸/۳ گزارش شده است (Al-Yamani *et al*., 2004). دامنه تغییرات pH در سواحل غربی خلیج فارس ۵/۴ تا ۸/۳۵ (خلفه نیلساز و همکاران، ۱۳۸۴) و ۷/۷۸ تا ۹/۶۳ با میانگین سالانه ۸/۰۵ (سبزعلیزاده و همکاران، ۱۳۸۹)، در سواحل بوشهر ۸/۰۲ تا ۸/۲۵ با میانگین ۸/۱۵ (ایزد پناهی و همکاران،۱۳۸۳) و در سواحل کویت ۶/۷ تا ۹ با میانگین سالانه ۸/۶ گزارش شده است (Al-Yamani *et al*., 2004). دامنه تغییرات pH در مطالعه حاضر۷/۴۳ تا ۸/۴۱ با میانگین سالانه ۸/۰۹ می‌باشد که تقریبا با مقادیر گزارش شده برای میانگین آب اقیانوسها مطابقت دارد.

شوری به کل نمکهای محلول در آب اطلاق می شود و شامل یونهایی از قبیل کلسیم، منیزیم، سدیم، پتاسیم، سولفاتها، کربناتها، بی‌کربناتها و از همه مهمتر املاح کلرید می‌باشد. شوری در آبهای ساحلی دارای دامنه وسیعی است به طوری که مقادیر آن به محل، عمق، فصل و جریانات جزر و مدی بستگی دارد.

نتایج مطالعات صورت گرفته نشان می‌دهد که میانگین تبخیر آبی که از لایه های سطحی آبهای خلیج فارس صورت می‌گیرد به مراتب بیشتر از مقدار آبی است که از طریق رودخانه های ورودی و نزولات آسمانی وارد این حوضه می‌گردد (Al-Majed *et al*, 2000)، لذا شوری خلیج فارس در حدود ۴۱ گرم در کیلوگرم آب دریا می‌باشدکه بیشتر از شوری دریاست(Al-Yamani *et al*., 2004) .

دامنه تغییرات شوری در مطالعه کنونی ۴۳/۹ تا ۴۷/۶ با میانگین سالانه ۴۵/۲ گرم در کیلوگرم بوده و این دامنه در مطالعه صورت گرفته در سواحل خوزستان توسط سبزعلیزاده و همکاران (۱۳۸۹) ۳۸/۷۹ تا ۴۴/۲۴ با میانگین سالانه ۴۰/۶۲ گرم در کیلوگرم و توسط خلفه نیلساز و همکاران (۱۳۸۴) ۳۹/۴۲ تا ۹۶/ ۴۰ گزارش شده است. در مطالعه اسکندری و همکاران (۱۳۸۷)، میانگین شوری در منطقه سازه ها ۱/۵۶± ۴۱/۷۴ بوده است. همچنین در سواحل بوشهر ۳۸/۹۱ تا ۴۰/۹۷ با میانگین سالانه۴۰ گرم در کیلوگرم (ایزدپناهی و همکاران، ۱۳۸۳) و توسط ابراهیمی ۳۶/۹۵ تا ۳۹/۵۵ (۱۳۷۶) گرم در کیلوگرم گزارش شده است. از آنجا که میانگین تبخیر سالانه آبهای سطحی خلیج فارس حدود ۱۴۰۰ میلیمتر، ورودی آب شیرین رودخانه ای حدود ۱۵۰ تا ۴۶۰ میلی متر و نزولات جوی ۷۰ تا ۱۰۰ میلی متر در سال گزارش شده است (Swift and Browe, 2003) لذا به دلیل تبخیر بالا، شوری در غرب خلیج فارس بیشتر می‌باشد و میانگین شوری در منطقه سازه ها بیشتر از سایر مطالعات بوده است.

دامنه تغییرات بر حسب mg/kg در سایر مطالعات انجام شده در حوضه خلیج فارس و سواحل کویت عبارتند از: ۳۷ تا ۵۰ (Anderlini *et al*.,1982)، ۳۵/۳ تا ۴۳/۹ (Al-Yamani *et al*., 2004)، ۳۹ تا ۴۴ (Eco-zist, 1980). مطالعه Umitaka-Mura بررسیها نشان می‌دهد که بیشترین شوری در سواحل خلیج فارس در سواحل غربی ثبت شده است. بنابراین وجود آب بسیار شور در این مناطق ممکن است به علت عدم گردش آب و تبخیر بالای آن باشد

(Eco-zist, 1980). با توجه به نتایج بالا می‌توان گفت نتایج حاصل از این تحقیق با سایر مطالعات مخصوصا مطالعات سبزعلیزاده و همکاران (۱۳۸۹) همخوانی دارد.

کدورت حاصل جذب نور در آب می باشد که عامل جذب نور در آب حضور مواد معلق در ابعاد مختلف از میلی میکرون تا چند دهم میلی متر می باشد که شامل رس، ماسه، مواد آلی، قطعات گیاهی و میکروارگانیسمها می باشد. عوامل ایجاد کننده کدورت سه منشاء دارد: ۱) مواد شیمیایی محلول مانند تانینها، اسیدها و نمکها ۲) ذرات معلق مانند سیلت، رس و مواد آلی ۳) تراکم حیات میکروبی. از آنجا که عمق نفوذ نور بر پراکندگی و شدت فتوسنتز در محیطهای آبی تاثیر می گذارد (غفوری و مرتضوی، ۱۳۷۱)، لذا اندازه گیری کدورت دارای اهمیت می باشد. در این تحقیق کدورت در دی ماه بیشتر از سایر ماهها بوده که احتمالا به سبب اختلاط آب و وجود جریانات عمقی، رسوبات بستر سبب گل آلودگی بیشتر آب می شوند. در مطالعات سبزعلیزاده و همکاران (۱۳۸۹) میانگین سالانه کدورت در سواحل خلیج فارس FTU ۵۳/۸۵ با دامنه ای از ۵۳/۸۵ تا ۱۱۴/۲۴، در مطالعه ابراهیمی (۱۳۸۵) میانگین سالانه کدورت در سواحل شرقی FTU ۵/۹ و در مطالعات ایزد پناهی و همکاران (۱۳۸۳) دامنه تغییرات از ۳/۳۵ تا ۱۶/۲۸ با میانگین FTU ۸/۲۷ گزارش شده است و در مطالعات Al-Yamani و همکاران (۲۰۰۴) در سواحل کویت میانگین سالانه این پارامتر FTU ۳۲/۶ با دامنه ای از ۰/۱ تا FTU ۴۵۸/۱ گزارش شده است. چنانچه مشاهده می شود داده های به دست آمده در مطالعه کنونی با اطلاعات به دست آمده در سواحل بندر عباس و بوشهر مشابهت بیشتری دارد.

نیتراتها یکی از مهمترین املاح جهت رشد فیتوپلانکتونها در آب می‌باشند. دامنه تغییرات نیترات در مطالعه کنونی ۲/۶۵ تا ۸/۴ با میانگین ۵/۸۹ میلیگرم در لیتر (معادل ۴۲/۷۴ تا ۱۳۵/۴۸ با میانگین سالانه ۹۵/۰ میکرومول در لیتر) می‌باشد. میانگین نیترات در مطالعه اسکندری و همکاران(۱۳۸۷)، دامنه نیترات (۷/۶۶-۳/۰۹) و میانگین آن ۱/۲۸ ±۶۶/ ۵ میلی گرم در لیتر بوده است. میانگین مقادیر این یون در سواحل غربی خلیج فارس (خوزستان) ۵/۰۸ تا ۶/۳۵ با میانگین ۵/۵۰ میلیگرم در لیتر (معادل ۸۱/۹۳ تا ۱۰۲/۴۲ با میانگین سالانه ۸۸/۷ میکرومول در لیتر (سبزعلیزاده و همکاران، ۱۳۸۹) و ۰/۱۹۲ - ۰/۰۰۶ میکرومول بر لیتر (خلفه نیلساز و همکاران، ۱۳۸۴) بوده همچنین در سواحل شرقی خلیج فارس ۸/۹۶ میکرومول در لیتر (ابراهیمی، ۱۳۸۵) و در سواحل بوشهر ۱/۹۶ میکرومول بر لیتر بوده است. مقدار نیترات آب دریا صفر تا ۳/۱ میلیگرم در لیتر (معادل ۵۰ میکرومول در لیتر) (سالارآملی، ۱۳۷۳) و نیز میانگین آن در آب دریا ۲/۲۱ میلیگرم در لیتر (معادل ۳۵/۶۵ میکرومول در لیتر) گزارش شده است (غفوری و مرتضوی، ۱۳۷۱). میزان نیترات مناطق گرم آتلانتیک تا حداکثر ۳۲، در آبهای اقیانوس آرام ۴۰ و در اقیانوس هند شمالی تا ۴۵ میلی‌گرم در لیتر گزارش شده است (Wetzel and Kens, 1991). در مطالعات انجام شده در آبهای قطر، میانگین غلظت نیترات ۰/۰۶ تا ۰/۱۴ میلی‌گرم در لیتر گزارش شده است (Al–Majed *et al*., 2000).

بر اساس مقادیر عنوان شده در بالا، مقادیر یون نیترات گزارش شده در این تحقیق تقریبا دو برابر آب دریاست و چندین برابر مقادیری است که در سواحل شرقی و غربی خلیج فارس عنوان شده است ولی بسیار کمتر از مقادیر ذکر شده در اقیانوسهای آرام، اطلس و هند می باشد. زیاد بودن مقادیر نیتراتاحتمالا میتواند ناشی از پدیدهٔ خاصی مانند تجزیهٔ باکتریایی زوائد نیتروژنی دفع شده از گیاهان و جانوران و یا ورود آبهای شیرین رودخانه ای با میزان نیترات بالا نیز باشد. طبق مطالعاتی که در مناطق آبهای ساحلی هند صورت گرفته است مقدار مواد مغذی مربوط به مناطقی که تحت تاثیر آبهای فراچاهنده (Upwelling) بوده اند چندین برابر مناطق دیگر می باشد (ابراهیمی، ۱۳۸۱). از آنجا که مقدار نوترینتها به عوامل متعددی مانند عمق آب، اختلاط ستون آبی، جریانهای دریایی، فاضلابهای شهری و پلانکتونها بستگی دارد، لذا در منطقهٔ مورد بررسی که عمق آب پایین بوده و اختلاط آن نسبت به مناطق عمیقتر بیشتر و راحت تر صورت می گیرد، همچنین ورودی آب شیرین و رودخانه ای که دارای مقادیر زیادی از نوترینتهاست به منطقه زیاد می باشد، لذا زیاد بودن نیترات احتمالا به وجود این عوامل مرتبط میباشد.

مقدار نیتریت در آبهای طبیعی کم می‌باشد زیرا ماده ای حدواسط است که به سرعت توسط باکتریها به نیترات تبدیل می‌شود. ولی در سیستمهای پرورشی گاهی مواقع دارای غلظت بالایی می‌باشد (Stickney, 2000). غلظت بیش از ۰/۱ میکرومول در لیتر نیتریت نشان دهنده فعالیت باکتریایی موجود در آب می‌باشد ولی در بعضی مناطق از قبیل تنگه باب المندب تا ۹ میکرومول در لیتر (Grasshoff and Riley, 1975) و در آبهای غیر آلوده در حدود ۰/۲۳ میلیگرم در لیتر گزارش شده است (سالارآملی، ۱۳۷۳). نیتریت موجود در آب عموما طبق دو مکانیسم احیای نیترات و نیتریفیکاسیون (اکسید شدن یون آمونیم) ایجاد می‌شود. وقتی‌که تولید نیتریت به واسطه این مراحل بیشتر از جذب آن توسط فیتوپلانکتونها و باکتریهای موجود باشد، میزان نیتریت در آب افزایش می یابد. همچنین ممکن است احیای موزون نیترات در ناحیه نوری توسط فیتوپلانکتونها از تولید آن بیشتر باشد (Olsen, 1981). دامنه تغییرات نیتریت در مطالعه کنونی از ۱ تا ۱۴۸ با میانگین سالانه ۳۳ میکروگرم در لیتر (معادل ۰/۰۲۲ تا ۳/۲۲ با میانگین سالانه ۰/۷۲ میکرومول در لیتر) میباشد . این در حایست که در مطالعه اسکندری و همکاران (۱۳۸۷) ، دامنه نیتریت (۰/۲۱-۰/۰۱۳) و مقدار میانگین آن ۰/۰۳۵ ±۰/۰۳۷ میلی گرم در لیتر بوده است. این دامنه در سواحل غربی خلیج فارس صفر تا ۰/۷۰۵ میکرومول در لیتر (سبزعلیزاده و همکاران، ۱۳۸۹) و ۰/۴۵ میکرومول برلیتر (خلفه نیلساز وهمکاران، ۱۳۸۴)، در سواحل بوشهر ۰/۲۵ تا ۰/۴۰ با میانگین سالانه ۰/۳۳ میکرو مول بر لیتر و درسواحل شرقی ۰/۳۱ تا ۱/۰۶ میکرومول در لیتر (ابراهیمی، ۱۳۷۶) و میانگین سالانه ۰/۶۲۷ میکرو مول در لیتر (ابراهیمی، ۱۳۸۱)گزارش شده است. همچنین درسال ۲۰۰۱ در سواحل Salam در کویت مقادیر یون نیتریت ۰/۰۵۴ تا ۰/۱۱۷ میلی‌گرم در لیتر و در سال ۲۰۰۴ در سواحل جنوب غربی خلیج فارس صفر تا ۰/۰۱۶ میلی‌گرم در لیتر گزارش شده است (Al-Yamani *et al*., 2004). با توجه به داده ها مشاهده می‌شود که مقادیر یون نیتریت در مطالعه فوق تقریبا با مقادیر اندازه گیری شده در سواحل شرقی خلیج فارس (۱۳۸۱) و سواحل غربی

خلیج فارس (۱۳۸۹) مطابقت دارد. همچنین این مقادیر بیشتر از مقادیر اندازه گیری شده توسط خلفه نیلساز و همکاران (۱۳۸۴) می باشد. روند تغییرات مقادیر نیتریت در ایستگاههای مختلف یکسان بوده ولی ایستگاه D در آبان ماه دارای غلظت بیشتری از یون نیتریت می باشد .همچنین در دسته بندی ایستگاهها مقادیر این پارامتر در ایستگاه D با ایستگاه B همپوشانی ندارد. طبق مطالعات انجام شده در آبهای محدوده جنوب غربی هند، تغییرات مقدار نیتریت با توجه به کم بودن آن در آب نمی‌تواند اهمیت خاصی از نظر کنترل سایر فاکتورها داشته باشد (Sinch *et al*.,1989).

فسفر یکی از مواد غذایی ضروری و مهم در سیکل تغذیه موجودات زنده می‌باشد و برخلاف نیتروژن، دارای یک منبع ذخیره مهم مانند جو نیست ولی به هنگام بارندگیها در ابعاد وسیع از معادن شسته و به دریاها می‌ریزد. ماندگاری فسفات محلول در محیط بسیار کوتاه است ولی می‌تواند برای دوره زمانی طولانی در بیومس گیاهی یا به صورت نمکهای نامحلول در رسوبات باقی بماند. دامنه تغییرات فسفات در آبهای طبیعی صفر تا ۱/۶ میلی گرم در لیتر است (Kevern, 1973). در غلظت‌های کمتر از ۱۰ میکروگرم در لیتر فسفر(۳۱ میکرو گرم در لیتر فسفات) این عنصر محدود کننده رشد جلبکی است ولی در غلظت‌های بیشتر میزان رشد بسیاری از گونه های پلانکتونی مستقل از غلظت فسفات می‌باشد (Riley and Chester, 1971) .

دامنه تغییرات فسفات در این تحقیق (۰/۷۶ – ۰/۰۲) با میانگین سالانه ۰/۲۲ میلی گرم در لیتر بوده است .در مطالعه اسکندری و همکاران (۱۳۸۷) ، دامنه تغییرات فسفات (۰/۴-۰/۰۷) و میانگین آن۰/۰۸۳± ۰/۱۶۹ میلی گرم در لیتر بوده است. دامنه تغییرات این پارامتر در سواحل غربی خلیج فارس (۰/۶۹ – ۰/۲۱) با میانگین سالانه ۰/۴۰ میلی گرم در لیتر بوده (سبزعلیزاده و همکاران، ۱۳۸۹) و نیز در همین منطقه دامنه تغییرات یون فسفات از ۰/۰۲ تا ۰/۱۱ میلی گرم در لیتر بوده است (خلفه نیلساز و همکاران، ۱۳۸۴). این دامنه در سواحل بوشهر ۰/۲۸ تا ۰/۹۳ با میانگین ۰/۵۸ میکرومول در لیتر (معادل ۲۶/۶ تا ۸۸/۴ با میانگین ۵۵/۱ میکروگرم در لیتر) (ایزدپناهی و همکاران، ۱۳۸۳) و در سواحل شرقی خلیج فارس دامنه ای از ۰/۱ تا ۱/۲ میکرومول در لیتر (معادل ۹/۵ تا ۱۱۴ میلیگرم در لیتر) (ابراهیمی، ۱۳۸۵) داشته است. مطالعات انجام شده در محدوده جنوب غربی و جنوب شرقی تنگه هرمز نشان می‌دهد که دامنه تغییرات در مناطق شرقی ۰/۰۴ تا ۰/۱ و در مناطق غربی ۰/۰۲ تا ۰/۰۴ میلی گرم در لیتر می‌باشد (Emara, 1990). همچنین طبق مطالعات صورت گرفته در سواحل کویت (۲۰۰۱) این دامنه ۰/۰۱۳ تا ۰/۲ و در پریود زمانی ۱۹۹۹ تا ۲۰۰۲ دامنه تغییرات صفر تا ۰/۰۲ میلی گرم در لیتر بوده و بیشترین مقادیر اندازه گیری شده در پاییز و آبهای محدوده شمالی خلیج فارس مشاهده شده است (Al-Yamani *et al*., 2004). این امر نشان می‌دهد که آبهای نزدیک به سواحل ایران (آبهای شمالی) دارای غلظت بیشتری از یون فسفات می‌باشند که این مسئله نیز می تواند به دلیل ورودی آب شیرین از رودخانه ها باشد. با توجه به میانگین سالانه فسفات و نیترات ، غلظت نیترات چندین برابر فسفات به دست آمده که احتمالا به دلیل بیشتر بودن حلالیت نمکهای نیترات نسبت به نمکهای فسفات و نیز حضور بیشتر نیتروژن در طبیعت می‌باشد (میرجلیلی، ۱۳۷۳). ضمنا

با توجه به غلظت یون فسفات می توان گفت که احتمالا در خلیج فارس این یون یک عامل محدود کننده در رشد جوامع جلبکی نمی‌باشد.

سیلیکات حاصل تجزیه سنگهای حاوی سیلیس است که در ساختمان دیاتومه ها نقش اساسی دارد. میزان سیلیس می تواند حدود ۱ میلی گرم در لیتر در آبهای سبک تا ۴۰ میلی گرم در لیتر در آبهای سخت باشد. مقادیر سیلیکات در این مطالعه دارای دامنه ای از ۰/۶ تا ۴/۲ با میانگین ۱/۵۹ میلیگرم در لیتر (معادل ۶/۵۲ تا ۴۵/۶۵ با میانگین ۱۷/۲۸ میکرومول در لیتر) بوده و در سواحل غربی خلیج فارس دارای دامنه ای از ۱/۴۵ تا ۲/۷۲ با میانگین ۲/۱۴ میلیگرم در لیتر (معادل ۱۵/۷۶ تا ۲۹/۵۶ با میانگین ۲۳/۲۶ میکرومول در لیتر) (سبزعلیزاده و همکاران، ۱۳۸۹)، در سواحل شرقی دارای دامنه ای از ۱ تا ۱۲ میکرو مول در لیتر (ابراهیمی، ۱۳۸۵) و در سواحل بوشهر دارای دامنه ای از ۰/۷۷ تا ۷/۶۶ با میانگین ۳/۲۷ میکرومول در لیتر (ایزدپناهی و همکاران، ۱۳۸۳) بوده است. طی سالهای ۱۹۹۳ تا ۹۴ میانگین غلظت سیلیکات در آبهای کویت ۰/۳۵ mg/l و در سواحل قطر از ۰/۰۸۵ mg/l تا ۰/۵۸ گزارش شده است (Al-Awadi, 2000). از آنجا که مقدار سیلیکات در سنگهای آذرین و سنگهای دگرگونی زیاد می باشد و رودخانه اروند رود به سبب دسترسی سرشاخه های آن به مناطق رسوبی و آذرین (ایزدپناهی، ۱۳۸۳) دارای مقادیر نسبتا زیادی از سیلیس است، لذا بیشتر بودن مقادیر سیلیس در مطالعات انجام شده در سواحل شمال غربی خلیج فارس احتمالا می تواند به سبب ورود این ماده از رودخانه اروند رود باشد.

بررسی نتایج حاصل از شاخص کیفیت آب نشان میدهد که مقادیر این شاخص در همه ی ایستگاهها بیانگر وضعیت مناسب آب میباشد و نتایج در ایستگاههای A و D کاملا مساوی و در ایستگاه B و C نیز با هم مساوی و کمی کمتر از دو ایستگاه دیگر است . همانطور که مشاهده شد در بین پارامترهای بررسی شده در ایستگاهها (به غیر از نیتریت) نیز اختلاف معنی داری وجود نداشت که در نتایج شاخص کیفیت نیز مشاهده میگردد که فقط نیتروزن آلی در ایستگاههای B و C دارای کیفیت بد بوده است. یکسان بودن مقادیر شاخص کیفیت آب و عدم وجود اختلاف معنی دار آماری احتمالا میتواند به سبب نزدیکی این ایستگاهها به یکدیگر باشد.

در اولین مطالعه انجام شده پس از احداث سازه ها ، در سال مطالعه ۸۵-۸۳ میانگین پارامترهای مختلف فیزیکی و شیمیایی آب در بین منطقه سازه ها و شاهد اختلاف معنی داری نشان نداد و دامنه تمامی پارامترها در حد استاندارد آبهای دریایی اندازه گیری شد(اسکندری و همکاران ، ۱۳۷۸) .مقایسه داده ها با مطالعه اخیر نشان میدهد که جز افزایشی در میزان نیتریت سایر پارامترها در دامنه پارامترهای فیزیکی شیمیایی سالهای ۸۳-۸۵ در منطقه سازه ها بوده است.

۲-۴- زئوپلانکتونها و ماکروزئوپلانکتونها

نتایج این بخش در واقع نماینگر توان زیستی بخش پلاژیک در ستون آب است که بخش عظیمی از مراحل لاروی موجودات بنتیک و جانوران وابسته به تکیه گاه رادر بر دارد. این مجموعه بدنبال تکیه گاهی سخت برای نشستن و طی نمودن ادامه چرخه حیات در وضعیت ساکن می باشند. در بخش زئوپلانکتون این مطالعه، Copepoda ۹۴ درصد از مجموعه زئوپلانکتونی را شامل می شوند و مراحل لاروی کلادوسرا وخارپوستان و نرم تنان نیز با فراوانیهای کمتری حضور دارند. در مطالعه اسکندری و همکاران (۱۳۸۷) در منطقه سازه های خوزستان، Copepoda، ۷۱ درصد و پس از آن لارو نرم تنان با ۲۳ درصد و پروتوزوآ با ۳ درصد حضور داشته اند. در مطالعه اخیر بیشترین فراوانی زئوپلانکتونها در ماههای فصل بهار و شهریور ماه مشاهده شده است در حالیکه در مطالعه پیشین، پیک حضور زئوپلانکتونها در تابستان مشاهده شده است. میانگین تراکم زئوپلانکتونها در مطالعه اخیر کمتر از مطالعه اسکندری و همکاران (۱۳۸۷) بوده است. اگر چه در مطالعه اخیر ، میانگین تراکم زئوپلانکتونها کمتر بوده ولی شاخص تنوع شانون تقریبا دو برابرشده است. در اکثر مطالعاتی که به منظور ارزیابی نقش احداث زیستگاههای مصنوعی بر تنوع و بیومس زنجیره حیات صورت گرفته است عمدتا مقایسه بین مناطق صخره ای طبیعی با صخره های مصنوعی صورت گرفته است و مطالعه چندانی در مقایسه جوامع زیستی مناطق سازه های مصنوعی با پهنه های گلی و جزرومدی در دسترس نمی باشد. همچنین بدلیل ماهیت جریانها ،تلاطم نسبتا بالای آن و همچنین عمق کم منطقه ساحلی خوزستان، بخش پراکنده در ستون آب بسیار در نوسان بوده و تحت عوامل فیزیکی ، شیمیایی و بیولوژیک متغیر است. اما این احتمال را میتوان مطرح کرد که تنوع بالاتر می تواند بدلیل حضور انواعی از گروههای بی مهره چسبنده و متحرک وابسته به تکیه گاه روی بدنه و اطراف سازه های مصنوعی باشد که بنوعی بخشی از چرخه حیاتشان پلاژیک بوده و کاهش تراکم جمعیت زئوپلانکتونی می تواند بدلیل حضور بیشتر جوامع مصرف کننده و افزایش شدت زئوپلانکتونخواری در این منطقه باشد.بطوریکه نوسانات تراکم زئوپلانکتونها و ماکروزئوپلانکتونها در ماههای مختلف سال عکس هم است. در ماههایی که جمعیت زئوپلانکتونها کم است حضور فراوانتر ماکروزئوپلانکتونها مشاهده میشود.

در بخش ماکروزئوپلانکتونها، که ذخیره مرتبط تری با جوامع زیستی بدنه سازه ها می باشند، مراحل لاروی انواعی از گروههای بنتیک و یا وابسته به تکیه گاه حضور دارند.در اینجا، گروه عظیمی از مراحل لاروی انواع سخت پوستان خصوصا دکاپودا (ده پایان) و کلادوسرا حضور داشته اند. دکاپودا شامل مراحل محتلف لارو میگوشکلان، میگوهای پنائیده (Penaeidae) و لوسیفر از سرجستیده ها (Sergestidae) می باشند.حضور ماکروزئوپلانکتونها عمدتا از اواخر تابستان تا آخر پاییز بوده و کاهش شدید آنها در فصل زمستان احتمالا در ارتباط با چرخه تولید مثلی آنها خواهد بود بطوریکه در اکثر مطالعات این منطقه این رکود زمستانی در سطوح مختلف زیستی ، دیده میشود. عمده این مجموعه، مراحل لاروی بی مهره گانی هستند که از بدنه سازه ها و توده های پیچیده کلنی های اسفنجها و مرجانها به عنوان پناهگاه و تغذیه استفاده می کنند. در این گروه نیز آنالیزهای

آماری فقط در ماههای مختلف معنی داری را نشان می دهد و ایستگاههای مختلف اختلاف معنی داری را در تراکم ماکروزئوپلانکتونها نشان نمی دهند. میزان تنوع نیز در سازه های مختلف نسبتا یکسان بوده و تنها ایستگاه D به میزان اندکی بالاتر از سایر سازه های مورد مطالعه است. با توجه به پلاژیک بودن این مجموعه و تبادل شدید ستون آب در منطقه، احتمالا این عدم اختلاف در تراکم و تنوع گروههای زئوپلانکتونی در سازه های مختلف بدیهی بنظر می رسد.

۳-۴- ماکروبنتوزهای رسوبات

اقیانوسها ، ۷۰ درصد کره زمین را دربر میگیرند و بسترهای نرم بخش عظیمی از محیط دریا را می پوشاند. این زیستگاهها طیف وسیعی از موجودات بنتیک را در خود جای داده اندکه نقش بسیار مهمی را در پروسه های اکوسیستم مانند باز چرخش مواد غذایی، سم زدایی از آلاینده ها ، انتشار و مدفون کردن و تولید ثانویه دارند (Gray, 1997; Snelgrove, 1997) همچنین نقش مهمی را در تولید غذا برای انواعی از آبزیان و پرندگان ایفا می کنند. فشار فعالیتهای انسانی محیط ساحلی را تحت خطر و تهدید قرار داده و لذا آگاهی از تنوع زیستی موجودات بنتیک و تاثیرات استرسها بر این بخش مهم از اکوسیستم ضروری است. فاکتورهای محیطی ونوسانات فصلی از مهم ترین عواملی هستند که می توانند بر روی موجودات آبزی تأثیرگذار باشند. به طوری که ترکیب وتغییر ساختار فون بنتیک می تواند در اثر تغییر در میزان دما، شوری، بافت رسوبات ومواد آلی درون رسوبات باشد. علاوه بر این با توجه به موقعیت خلیج فارس، با نزولات کم و تبخیر بالا، حرارت و شوری بالا نیز از عوامل بسیار استرس زا روی جوامع بنتیک ساکن بسترهای نرم گلی خواهند بود.تنوع و فراوانی موجودات بنتیک همچنین بسته به نوع بستر، عمق، شکل جریانات آبی و تولید اولیه متغیر است (Coles & McCain, 1990). اثر نوسانات عوامل شیمیایی و فیزیکی می توانند موجب کاهش تنوع، غنای گونه ای و بیومس موجودات بنتیک میگردد (Smith & Rule,2001) .

از آنجائیکه یکی از اهداف احداث زیستگاههای مصنوعی ترمیم زیستگاههای آسیب دیده و افزایش تنوع زیستی در منطقه می باشد ضروری است که رسوبات اطراف سازه های مصنوعی به منظور تغییرات فراوانی، ترکیب گونه ای و تنوع مورد ارزیابی قرار گیرند. بر اساس نتایج بخش موجودات ماکروبنتوز در رسوبات اطراف سازه ها در مطالعه اخیر، ترکیب گونه ای ماکروبنتوزهادر مقایسه با مطالعات گذشته در منطقه سازه های مصنوعی نسبتا مشابه بوده، بطوریکه در مطالعه اخیر نرمتنان که شامل دوکفه ایها (۱۹٪) و گاستروپودا (۱۴٪) می باشند۳۳درصد ، سخت پوستان که عمدتا گروههای مختلف سخت پوستان عالی (Malacostraca) می باشند (۲۴٪)، و پرتاران ۲۱ درصد از مجموعه ماکروبنتوزها را شامل میشوند. در مطالعه اسکندری و همکاران (۱۳۸۷)، که نتایج دو سال مطالعه ۸۴-۱۳۸۳و ۸۵-۱۳۸۴، بین منطقه سازه ها و شاهد مقایسه شده است، شناسایی ها در حد رده های بالاتر بوده و کار در حد گونه انجام نشده است در هر حال ترکیب گونه های ماکروبنتوز شامل

دوکفه ایها با ۳۳/۹ درصد، سخت پوستان با ۲۰ درصد، پرتاران با ۱۶/۴ درصد و خارتنان با ۹درصد حضور داشته اند در حالیکه در منطقه شاهد بیشترین درصد فراوانی به گروه خارپوستان با ۴۰ درصد تعلق داشته است.در مطالعه حویزاوی (۱۳۸۸)، که در منطقه بحرکان و نزدیک سازه های مصنوعی انجام شد، مارسانان از خارپوستان ۴۵ درصد، سخت پوستان با ۲۲ درصد ، پرتاران ۱۲ درصد و دوکفه ایها و نمرتینی هر کدام ۹ درصد این مجموعه را شامل میشدند. لذا در منطقه سازه ها در مطالعه اخیر و مطالعه اسکندری و همکاران (۱۳۸۷) ترکیب گونه ای مشابه بوده و رسوبات اطراف سازه ها ترکیب متفاوتی را در منطقه بحرکان نشان می دهند بطوریکه خارپوستان فراوانترین گروه ماکروبنتوز معرفی شده اند.

از نقطه نظر میانگین فراوانی در مطالعه اخیر، ۹۰±۴۱۸ فرد در متر مربع محاسبه شده است. در مطالعه اسکندری و همکاران (۱۳۸۷) میانگین فراوانی فصلی در منطقه سازه ها ۷۶±۴۲۲ فرد در متر مربع بوده است که تراکم نزدیکی رانشان میدهد با این تفاوت که نمونه برداری در مطالعه اسکندری و همکاران (۱۳۸۷) فصلی بوده و در مطالعه اخیر، ماهانه انجام شده است ، لذا بدلیل نقش زمان در نوسانات جمعیتی ماکروبنتوزها، احتمالا میانگین سالانه در مطالعه اخیر به واقعیت جوامع ماکروبنتوزی نزدیکتر باشد.همچنین همانطور که در مطالعه اسکندری و همکاران (۱۳۸۷) ، فراوانی ایستگاه شاهد بیشتر از منطقه سازه بوده است، در مطالعه حویزاوی (۱۳۸۸) نیز میانگین فراوانی ماکروبنتوزها در منطقه بحرکان بدلیل تراکم بسیار بالای مارسانان خصوصا در فصل زمستان در یکی از ایستگاههای مورد مطالعه میانگین تراکم حدود ۳۰۴۱±۳۳۰۰ فرد بوده است. لذا تراکم در رسوبات مناطق دورتر از منطقه سازه ها بیشتر از منطقه اطراف سازه ها بوده که می تواند یکی از دلایلش تراکم جانوران بنتوز خوار در اطراف سازه ها باشد و اینکه گروههای خارپوستان،ساکن شدن روی بدنه سازه ها را بدلیل استتار بیشتر ترجیح داده اند.

یکی دیگر از عوامل تاثیر گذار در ترکیب گونه ای و تراکم ، بافت بستر و میزان مواد آلی است. ترکیب و کیفیت رسوبات هم بر ساختار و هم بر تنوع ماکروبنتوزها تأثیر می گذارد. رسوبات بطور عمده از ترکیب شن، ماسه، سیلت و رس تشکیل شده اند (Holland *et al* .,1987, Hyland *et al* .,2000) . دو خصوصیت اصلی رسوبات دانه بندی و میزان مواد آلی در آنها است.

بر اساس نتایج دانه بندی در این مطالعه رسوبات منطقه احداث سازه های مصنوعی تمام ایستگاه ها دارای درصد سیلت–رس بالاتر از ۵۰٪ بود و نوع بستر گلی تشخیص داده شد. درصد مواد آلی (TOM) که در محیط های آبی هم منشأ طبیعی و هم منشأ انسان ساخت دارد از ایستگاه Aبه سمت ایستگاه D روند صعودی نشان می دهد. رسوبات با دانه بندی ریزتر مواد آلی بیشتری را در خود نگه می دارند(De Falco *et al*., 2004). در اکثر مطالعات انجام شده در سواحل خوزستان و خوریات به میزان بالای سیلت و رس در رسوبات و بالا بودن نسبی مواد آلی اشاره شده است (نبوی، ۱۳۷۸،شوکت، ۱۳۷۹، دهقان مدیسه، ۱۳۸۶، دوست شناس، ۱۳۸۷، جهانی، ۱۳۸۷، محمدی، ۱۳۸۷، اخوت، ۱۳۸۸، حویزاوی، ۱۳۸۸). به علت شیب اندک، سواحل خوزستان مواد آلی زیادی را

در رسوبات خود جای می دهند (دوست شناس، ۱۳۸۷). مواد آلی در منطقه مورد مطالعه در دامنه (۱۳/۲۵- ۴/۴۷)و درصد سیلت- رس در دامنه (۹۵/۶ –۸/۷) قرار داشتند. شوکت (۱۳۷۹) و محمدی (۱۳۸۷) در سواحل بحرکان جنس بستر را مانند مطالعه حاضرگلی تشخیص دادند.

مقادیر مواد آلی درماه های مختلف اختلاف معنی دار نشان داد و بیشترین مقدار آن در ماه بهمن و کمترین مقدار در ماه مهر مشاهده شد. وجود اختلاف معنی دار در میزان مواد آلی درماه های مختلف در این مطالعه می تواند علاوه بر احتمال وجود عوامل خارجی و استرس زا، بدلیل تغییرات فصلی و محیطی باشد. شرایط متغیر محیطی ناشی از جریانات منطقه ساحلی خوزستان و همچنین تلاطم‌های شدید آب در بعضی از فصول دانست.همچنین افزایش جوامع زیستی و حضورکلنی های پیچیده مرجانها و اسفنجها در روی سازه ها ، می تواند مستقیما در افزایش میزان مواد آلی رسوبات اطراف نقش داشته باشد.

نتایج آنالیز واریانس یکطرفه بر اساس فراوانی ماکروبنتوزهای شناسایی شده، اختلاف معنی داری را بین ایستگاه های نمونه برداری نشان نمی دهدکه می‌تواند به علت تشابه در ویژگیهای ساختاری از جمله شیب بستر، عمر و نزدیکی سازه‌ها باشد، اما در بین ماه های مورد مطالعه اختلاف معنی دار مشاهده شد. اختلافات فصلی در اجتماعات بنتیک تحت تأثیر بازسازی و احیا جوامع است. دسترسی به لاروها و نشست آنها و پروسه های بعدی مانند رشد و مرگ ومیر در ابتدا بوسیله اختلافات فصلی تأثیر می پذیرد (Butman, 1987; Bosselmann, 1991; Olafsson *et al*., 1994). کاهش و افزایش دما در طول زمستان و تابستان نیز می تواندبر تغییرات فصلی در اجتماعات بنتیک تأثیر گذار باشد. بالا رفتن دمای آب در تابستان موجب لایه بندی ستون آب و کمبود اکسیژن بستر و افزایش شوری می شود و موجب کاهش فراوانی ماکروبنتوزها می شود (Gray *et al*., 2002). در مطالعه حاضر نیز ماه های مرداد و شهریور (فصل تابستان) کمترین فراوانی را نشان دادند. آشفتگی در رسوبات به علت نیروهای هیدرودینامیکی مانند امواج و جریانات شدید موجب فرسایش در فون بنتیک می شوند و می توانند بر الگوهای فصلی و مکانی فون بنتیک تأثیر بگذارند (Olafsson *et al*., 1994).

ماکزیمم میزان شاخص تنوع شانون در مطالعه حویزاوی(۱۳۸۷)، ۲/۳۶ و در مطالعه اسکندری و همکاران (۱۳۸۷)، ۲/۴۷ گزارش شده است. در مطالعه حاضر در تمام ایستگاه ها شاخص تنوع شانون بالاتر از ۳ می باشدکه نشان دهنده افزایش تنوع گونه ای در این منطقه است .دامنه میزان شاخص غنای گونه ای در مطالعه حاضر (۳۶-۵۰) و در مطالعه اسکندری و همکاران (۱۳۸۷)، (۲۳-۴۰) بوده است که افزایش در تعداد گونه ها در مطالعه اخیر را بیان می دارد.

میزان توده زنده (بیومس) کل ماکروبنتوزها درایستگاه‌های مورد مطالعه درمحل احداث زیستگاه های مصنوعی در ماه آبان بیشترین میزان و در ماه فروردین کمترین میزان را دارا بود و برای ایستگاه های مورد مطالعه بیشترین میزان بیومس(وزن تر) در ایستگاه A و کمترین مقدار در ایستگاه D مشاهده شد.با توجه به اینکه بیومس بر اساس وزن تر بر آورد شده است ، تغییرات بیومس کاملا تحت تاثیر ویژگیهای گونه ای، تراکم و اندازه آنها خواهد

بود. میانگین بیومس در این مطالعه ۲/۸ گرم وزن توده زنده (بدون پوسته) در متر مربع بوده است. بسترهای مصنوعی به‌دلیل پیچیدگی ساختار، بافت پایدار و دارا بودن حجره به طور بالقوه می‌توانند در مناطقی که زیستگاه‌های طبیعی محدود شده و تلاش صید و صیادی پایین آمده‌است سبب بهبود تولید شوند (Bohnsack, 1996; Grossman *et al*., 1997).

مقادیر بالای تولید ثانویه، نتیجه‌ی یک بیومس بالا از موجودات می باشد و بر عکس کاهش بیومس ممکن است تولید ثانویه را کاهش داده و منجر به اثرات منفی بر روی گونه ها و ماهیان تجاری که به طور عمده از ماکروبنتوزها تغذیه می کنند، شود. در مورد بیومس موجودات بنتیک، در صخره های مصنوعی چنین نتیجه گیری شده است که بطور معنی داری موجب افزایش بیومس بی مهره گان کفزی می گردد (Sampaolo and Relini,1994).

۴-۴- تولید ثانویه ماکروبنتوزها

تولیدات زیستی در دریاها وابسته به متابولیسم، رشد و تولید ارگانیسم‌ها می باشد.کارایی این ارگانیسم‌ها در جمعیت های خود، تحت تأثیر نوسانات در فاکتورهای محیطی قرار دارد. فاکتورهای زیست محیطی که شامل فاکتورهای زیستی و غیر زیستی می باشند، ساختار و عملکرد جمعیت را تعیین می کند و این جمعیت نیز به نوبه خود باعث انتقال مواد و انرژی در اکوسیستم می شوند. (Maurer *et al*.,2007)

مطالعه اجتماعات ماکروبنتوز بویژه تعیین میزان بیومس و تولید ثانویه آن ها به دلیل اهمیت و نقش این موجودات در زنجیره غذایی لایه بنتیک می تواند شاخص و نشانگر میزان حاصلخیزی بستر دریا بوده و با توجه به اینکه ماکروبنتوزها مستقیماً مورد تغذیه ماهیان و میگو و سایر آبزیان کفزی قرار می گیرند لذا می توان با استفاده از تولید بنتوزها پتانسیل ذخایر کفزی مانند ماهی و میگو را در منطقه مورد نظر برآورد نمود (نیکویان، ۱۳۷۷).

بر اساس مطالعات Crisp در سال ۱۹۸۴، مناسب ترین راه محاسبه تولید ثانویه در اجتماعات بنتوزی بکار گیری شماری از گونه های غالب در یک منطقه مورد مطالعه می باشد که از طریق آنالیز کوهورت (Cohort Analysis) به انجام رسید. براساس نظریات محققین، مقدار تولید سالانه ماکروبنتوزها معادل ۲ برابر توده این موجودات می باشد. این ضریب در کلیه محاسبات تولید ثانویه ماکروبنتوزها در اکوسیستم های آبی و همچنین انتقال انرژی در زنجیره های غذایی آبها مورد استفاده واقع شده است (Harkantra & Parulekar , 1994; Harkantra , 1982 ; , Parulekar *et al*., , 1982).

در مطالعه نبوی (۱۳۷۸) مقدار تولید ثانویه کل ماکروبنتوزها در خورهای ماهشهر بر اساس میانگین وزن تر معادل ۱۸/۰۴ گرم در متر مربع محاسبه گردید. در مطالعه نیکویان (۱۳۷۷) مقدار تولید ثانویه ماکروبنتوزها در خلیج چابهار معادل ۴۸۱ گرم وزن تر در متر مربع برآورد گردید. مقدار تولید ثانویه ماکروبنتوزها در سواحل بحرکان طی بررسی حویزاوی (۱۳۸۸) ۱۰۵/۹۶گرم وزن عاری از خاکستر در متر مربع در سال برآورد گردید

که این مقدار فقط۶۲/۲۶٪ از کل تولید را در بر می گیرد. در مطالعه حاضر مقدار تولید سالانه ۶۷۵ گرم وزن تر در متر مربع در سال تخمین زده شده است..

و Levinton و Lopez (۲۰۰۴) معتقدند کـه اثـر حـرارت و میـزان غـذای در دسـترس، از عوامـل مهـم در کـاهش یا افزایش تولید است .در مطالعه Martin و همکاران ۱۹۹۷ که بر روی تولید ثانویه گونه فرصـت طلـب Capitella sp ساکن درمحیط های غنی از مواد آلی مختلف بود، مقادیر تولید در ایستگاه آشفته شنی پـایین بـود در حالیکـه در دو ایستگاه آشفته سیلتی و ایستگاه شنی بالا بود.

۵-۴- موجودات چسبنده سازه های مصنوعی

از مهمترین اهداف بیولوژیک این مطالعه، بررسی روند کلنی شدن ارگانیسم ها روی سـازه هـای مصـنوعی مـی باشد. همچنین نوسانات مکانی و زمانی تشکیل کلنی موجودات برای پیش بینی توسعه اجتماعات بنتیک وابسته به تکیه گاه بر روی سازه های مصنوعی ضروری می باشد. مدل های قدیمی تشـکیل کلنـی یـک تـوالی مسـتقیم را پیشنهاد می کنند که در آن گونه های پیشگام به سرعت و به تعداد زیاد روی بستر تشکیل کلنـی مـی دهنـد و بـه دنبال آن، اجتماعات با تنوع بالا به حالت پایداری مـی رسـند (Stanos and Simon, 1980; Bailey-Brock, 1989). در حالی که Carter و Perkel در سال ۲۰۰۸ بیان کردند که مدل توالی قدیمی نمـی توانـد بـا یـک سیسـتم زیسـتگاه مصنوعی جدید ارزیابی شود. زیرا استقرار موجودات توسط ورود تصـادفی لاروهـا و غالبیـت نسـبی گونـه هـای فرصت طلب تعیین می شود. علاوه بر این، پیچیدگی بیولوژیکی زیستگاه ها یک فاکتور مهم در ارتباط با نشست لاروها و شکل گیری اجتماعات است. بنابراین تنها پس از گذشت یک زمان معین، گونه های دیگر هـم شـانس نشستن برروی زیستگاه مناسب را پیـدا مـی کننـد. در مطالعـه اسـکندری و همکـاران (۱۳۸۷)، تعـداد گروههـای جانوری چسبنده بیشتر بوده و شامل بارناکلها از سخت پوستان، مرجانها، بریـوزوآ (خـزه شـکلان)، خارپوسـتان، تونیکاتا، اسفنجها، پرتاران و نرمتنان بوده و بارناکلها غالب بوده اند.بارناکل ها که از موجـودات پیشـگام هسـتند دارای بیشترین فراوانی و بیوماس در سالهای اول پس از احداث سازه ها بودند، در حـالی کـه درصـد پوشـش و تعداد گونه های مرجان در منطقه خیلی کم بود (اسکندری و همکـاران، ۱۳۸۷). اسـماعیلی و همکـاران (۱۳۹۱)، ۵۹ گونه از موجودات چسبنده بر روی سازه متعلق به ۱۳ گروه جانوری شناسایی شده، که از این تعداد ۹ گونه به مرجانها، ۸ گونه به اسفنجها، ۷ گونه شکم‌پا و ۸ گونه دوکفه‌ای، ۴ گونه به کرمهـا و ۱۷ گونـه بـه سـخت‌پوسـتان اختصاص داشت. همچنین از نظر بیومس، غالبیت با مرجانهای نرم اعلام شده که بیش از ۹۲٪ از پوشش زنـده را به خود اختصاص داده‌بود و گونه غالب .Plumarella sp بوده اسـت. درمطالعـه اخیـر پـس از گذشـت ۸ سـال از استقرار سازه ها در دریا مشخص شد کـه مرجـان هـا از موجـودات غالـب بـر روی سـازه هـا هسـتند. موجـودات چسبنده از ۳ گروه جانوری مرجانها (آنتـوزوآ و هیـدروزوآ)، اسـفنجها و سـخت پوسـتان بـوده انـد و مرجانهـای آنتوزوآ (Anthozoa) ۸۸ درصد این مجموعه را شـامل مـی شـوند . عـلاوه بـر گونـه .Plumarella sp ، سـه گونـه

Ellisella barbadensis, Plexaura sp. و Eunicea sp. از رده گورگونیا ها بر روی سازه ها مشاهده شد. گورگونیاها یک گروه مهم از مرجان های نرم در زیستگاه های آبسنگ های مرجانی در تمام دنیا هستند و مشخصه آنها کلنی هایی با ظاهر شلاق مانند و باریک می باشد که از قاعده به بستر چسبیده اند؛ و غالباً دارای انشعابات زیادی نیز هستند که در ستون آب گسترش می یابند. این مورفولوژی ویژه باعث می شود که سطح وسیعی از کلنی در معرض جریان آب قرار گیرد. همچنین دامنه پراکنش و فراوانی این مرجان ها بستگی زیادی به فاکتورهای محیطی از جمله: نوع بستر، نور، دما، رژیم جریانات و سرعت جریانات دارد (Kinzie, 1979; Weinberg, 1979). از میان فاکتورهای گفته شده بستر مهم ترین فاکتور محدود کننده برای گورگونیاها و مرجان های شاخه ای می باشد؛ زیرا آنها در بستر های سخت جایی که پوشش جلبکی حداقل است رشد می کنند. پس می توان علت حضور بالای این مرجان ها در منطقه را به خاطر حضور این بستر جدید در منطقه دانست. همچنین به دلیل ثبت مشاهدات عینی غواص مبنی بر کدورت بالای محیط می توان نتیجه گرفت به دلیل اینکه گورگونیاها و Sea whip ها مقاوم ترین گونه ها نسبت به کدورت و رسوبات هستند، در منطقه به صورت غالب درآمده اند. دیگر محققان در بررسی های انجام شده بر روی بسترهای مصنوعی با چنین شرایطی، مرجان های شاخه ای (گورگونیا) را به عنوان مرجان غالب معرفی کردند (Perkol-Finkel and Benayahu, 2009; Clark and Edwards, 1999; Zeevi Ben-Yosef and Benayahu, 1999)

Lasker (۱۹۹۸) بیان کرد که Octocoral ها دارای مکانیسم های تکثیرغیر جنسی سریع و فعالی هستند که علت افزایش سریع جمعیت شان می باشد. همچنین دارای دوره لاروی کوتاهی هستند که سریعا پس از آزاد شدن از بدن والدین ساکن می شوند. پس می توان نتیجه گرفت که این ویژگی بیولوژیکی ویژه باعث رشد انفجاری Octocoral ها و به خصوص گونه Plumarella sp. شده است. همچنین می توان پیش بینی کرد که در آینده نیز ممکن است تراکم بیشتری داشته باشند. می توان گفت بیش ترین میزان بیوماس مرجان ها در فصل تابستان ناشی از همزمانی با فصل زادآوری(تولید مثل جنسی) می باشد (Zeevi Ben-Yosef and Benayahu, 1999). اسفنجها با ۱۰ درصد پوشش دومین گروه غالب چسبنده در این مطالعه بوده اند که در تمامی فصول درصد حضور اسفنجها نسبتا یکسان بوده است. در مطالعه اسکندری و همکاران (۱۳۸۷) درصد فراوانی اسفنجها بیشتر از مطالعه اخیر بوده است که احتمالا این کاهش درصد می‌تواند در ارتباط با سن سازه‌ها باشد که با غالبیت مرجانها، درصد حضور اسفنجها کاهش یافته است. فراهم آوردن زیستگاههای کوچک و بزرگ برای محافظت از آنها در برابر سایر شکارچیان (استتار)، فراهم آوردن غذا (به صورت مستقیم یا غیرمستقیم) برای گروه‌های جانوری، در نهایت منجر به افزایش تولید ثانویه در چرخه‌ی حیات خواهد شد. مثال‌های زیادی در ارتباط با همکاری اسفنجها با سایر گروه‌های جانوری وجود دارد. اغلب آنها در ارتباط با نوع مورفولوژی (داخلی و یا خارجی) یا اسکلت اسفنجها می‌باشد.بعضی نرم‌تنان رابطه‌ی هم‌غذایی با اسفنجها دارد.

یک درصد مجموعه چسبنده را بارناکلها شامل می شوند که در مقایسه با سالهای گذشته در سیر توالی جوامع چسبنده سازه ها ، بارناکلها جزو گروههای اولیه هستند که بمرور زمان جایگزین شده اند. بارناکلها برای نشستن نیاز به تکیه گاه سخت دارند و در سالهای بعد بدلیل رشد و کلنی شدن توده های حجیم مرجانها و اسفنجها، دسترسی به بدنه سخت سازه ها امکان پذیر نبوده است.

مقایسه بیومس وزن تر بین سازه های مختلف اختلاف معنی داری نشان نمی دهد($p>0.05$) در حالیکه آنالیز خوشه ای بر اساس بیومس چسبنده ها در سازه های مختلف نشان داده است که دو گروه مشخص شامل سازه های (A و D) و (B و C) در سطح تشابه ۴۵ درصد جدا شده و دو. سازه B و C حدود ۸۰ درصد تشابه را نشان می دهند که بدلیل دو گونه .Plumarella sp و Haliclona simulans بوده که در دو سازه B و C بیومس بسیار بالایی را نسبت به سازه های دیگر داشته اند. در مطالعه اسماعیلی و همکاران (۱۳۹۱)، در سال مطالعه ۱۳۸۸، بطور مشخص سازه قدیمی (D) با سایر سازه ها، اختلافات مشخصی را در آنالیزهای MDS و آنالیزهای خوشه ای بر اساس میزان تشابه ترکیب گونه ای چسبنده ها در سازه های مختلف نشان داده است که علت آن حضور بالای ماکرو جلبکها در این سازه بوده است. ماکروجلبکها در مطالعه اخیر حضور نداشته اند.

در مطالعه اخیر فصلها نیز اختلاف معنی داری در بیومس نشان نداده اند. در حالیکه فصل بهار بیومس بیشتری نسبت به سایر فصلها داشته است و آنالیز خوشه ای بر اساس تشابه ترکیب گونه ای فصول مختلف ، فصول پاییز و زمستان با بیشترین نسبت تشابه از دو فصل بهار و تابستان مجزا شده است. در مطالعه اسماعیلی و همکاران (۱۳۹۱) نیز فصل بهار و تابستان، مشخصا با فصول پاییز و زمستان بر اساس تشابه ترکیب گونه ای جانوران چسبنده جدا شده اند. این مورد احتمالا با دوره مناسب تولیدمثلی گروه های چسبنده در بهار و تابستان و همچنین با رابطه تغذیه ای و فشار شکار ماهیان و آبزیان منطقه مرتبط است. Smiley (۲۰۰۶) بیان داشت که تغییرات فصلی شرایط محیطی بر تعداد و پراکنش گونه های مختلف و اجتماعات موجودات چسبنده روی سازه ها اثرگذار است. بر اساس یک تئوری اکولوژیکی در محیط های گرمسیری گونه ها و نوسانات آنها کمتر به فصول وابسته است. آنچه در این مناطق سبب غالب شدن برخی گونه ها در فصول مختلف می شود، اندرکنش های بیولوژیکی است. در حالی که در محیط های معتدله نوسانات فصلی در فاکتورهای فیزیکی در غالب شدن اجتماعات اثرگذارند (Menge and Sutherland, 1987). در جنوب شرق فلوریدا نیز این صخره های مصنوعی بکار گرفته شدند. مطالعات بلند مدت بر روی آنها نشان داد که ۹ ماه پس از استقرار این صخره ها اولین گروهی که بر روی صخره ها جایگزین شدند جلبکها بودند (Turf algae)، پس از آن بریوزوئن ها، تونیکاتا، و هیدروئیدها در منطقه جانشین شدند. البته جلبکها در تمام مدت مطالعات گروه غالب بودند. پس از پایداری اکوسیستم مرجان های آهکی نیز در منطقه استقرار یافتند و تنوع گونه ها در منطقه به طور چشمگیری نسبت به قبل از استقرار صخره ها و در چند ماهه اول استقرار افزایش یافت که این افزایش تنوع با ثبات و پایداری اکوسیستم نیز بیشتر

شد (Santos *et al*., 2011). پس از گذشت حدود ۸ سال از احداث سازه ها در سواحل خوزستان، توالی گروههای مختلف در سازه ها مشاهده شده و بنظر به مرحله ثبات نزدیک می شود (اسکندری و همکاران، ۱۳۸۷و اسماعیلی و همکاران، ۱۳۹۱) در مقایسه با موجودات این فونا قبل از احداث سازه ها، اپی فونا در سازه های مصنوعی در خلیج Delaware از ۱۴۷ تا ۸۹۵ برابر بیشتر بوده است (Foster *et al*., 1994). چنین پیشنهاد شده است که این تولید بدلیل در دسترس بودن سطحی برای جوامع بنتیک و محلی برای بدام انداختن پلانکتونها برای تغذیه بوده است. اگر چه رسوب گذاری ذرات معلق، مواد زائد صخره ها و موجودات جداشده از صخره ها افزایش می یابد اما می تواند بدلیل در دسترس بودن مراحل ابتدای حیات انواع موجودات بنتیک و افزایش فرصتهای جستجوگری برای شکار با افزایش امکان نشستن و بیومس حاصل شده از جلبکها و موجودات چسبنده در سازه ها همراه بوده باشد. بنا براین رشد در سازه ها بوسیله زمان غوطه وری، فشار چرا و پارامترهای محیطی تغییر می کند. موجودات چسبنده و جلبکها موجب جذب ماهیان می شوند و همانگونه که بررسی محتویات غذایی نشان داده است، موجب فراهم نمودن غذای ضروری می شوند. صخره های مصنوعی ظاهری مانند صخره های طبیعی پیدا می کند و پناهگاه ایجاد خواهند کرد. موجودات چسبنده موجب تغییر توپوگرافی و تغییر فضاها و منافذ بین سازه ها و افزایش مناطق پناهگاهی بر ای جونایلها و بالغین از دست شکارچیان، نیروی جزرومد، امواج و خشک شدن میگردند. آنها همچنین موجب بدام انداختن رسوبات می شوند که موجب کاهش سطح تکیه گاه قابل دسترس برای گونه هایی که نیاز به تکیه گاه سخت دارند را میشود در حالیکه زیستگاههایی را برای گونه هایی که بستر های نرم نیاز دارند را نیز فراهم میکنند. رشد و بازگشت پذیری جوامع اپی بنتیک نسبتا سریعتر از همه گروههای دیگر در سال اول پس از احداث خواهد بود. افراد اپی فونا اجزا مهم در صخره های مصنوعی هستند و موجب افزایش پایداری و ظاهر بدنه سازه ها می شوند موجودات بنتیک معلق خوار عادت غذایی خود را به پوسیده خواری (Deposit feeder) تغییر داده و برای فرار از شکارچیان مخفی می شوند. موجودات بی مهره غذا و پناهگاه ماهیان جوان را فراهم می کنند. تعداد و انواع بی مهره گان تحت تاثیر عوامل مختلف تغییر میکنند. مناطق صخره های طبیعی مکان مناسبی برای لارو و اسپور موجودات اپی فیتیک است لذا در صورت مجاورت صخره های مصنوعی با صخره های طبیعی ممکن است ترکیب جوامعی را که روی سازه های مصنوعی می نشینند را تحت تاثیر قرار دهند. این مسئله تابعی از تغییرات هیدرولوژیکی شامل عمق آب، حرارت و جریان آب است. چون بازگشت پذیری در منطقه معتدل فصلی است، فصلی که صخره ها احداث میشوند تاثیر زیادی روی تعداد و نوع لاروهایی که کلنی میشوند.برای سازه های مصنوعی روند رو به صعود در بیومس و تنوع گونه ای برای چندین سال یا تا ۱۰–۱۵ سال بعد از احداث ادامه دارد (Perkel-Finkel and Benayah, 2005). حتی بعد از اینکه جوامع اپی فونال به تعادل برسند ، اثرات متقابل بیولوژیک مانند شکار و شکارچی، آشوبهای فیزیکی محلی و نوسانات فصلی ممکن است موجب تغییرات گونه های غالب شوند. این پروسه برای حفظ تنوع و غنای گونه ای و جلوگیری از همگن شدن مهم و بحرانی است زیرا فضا اغلب در مناطق صخره ای

یک عامل محدود کننده است (Levin and Paine, 1974). در سال ۲۰۰۶ Perkel-Finkel و همکاران در مطالعه ای که در کشتی غرقیها با قدمت ۱۱۹ سال در دریای سرخ انجام داد یافت که در زمان کافی جوامع صخره های مصنوعی از آنچه در صخره های طبیعی اطراف است قابل تشخیص نیستند. دو زیستگاه ساختار کاملا مشابه ای بخود می گیرند.که با یافته های حاصل از مانیتورینگ ۵ ساله زیستگاههای مصنوعی در فلوریدا همخوانی داشته است. متاسفانه در اغلب مطالعات مربوط به زیستگاههای مصنوعی تمرکز اصلی روی جوامع ماهیان بوده و تغییرات و توالی گروههای چسبنده خیلی دقیق بررسی نشده اند.

چگونگی تاثیر مقیاس فضا – زمان بر ساختار اجتماعات و دینامیک آنها بخش مهمی را در اکولوژی به خود اختصاص داده است (Levin *et al*., 1997). مطالعات و بررسی های تئوری در این زمینه نشان می دهد پیچیدگی محیطی به طور بالقوه با فرایندهای زیستی در اندرکنش بوده و از الگوهای فضایی تاثیر می پذیرد (McLaughlin and Roughgarden, 1992; Pascual and Caswell, 1997). همچنان که مطالعات صورت گرفته در اکوسیستم های دریایی نیز وجود همبستگی میان مقیاس های محیطی و الگوهای زیستی را تایید کرده است (Blanchard and Bourget, 1999). ناهمگونی توپوگرافی سبب ایجاد پناهگاه در مقابل شرایط فیزیکی محیط، جریانات متلاطم، فرایندهای زیستی (مانند رقابت و شکار) و همچنین تفاوت در فرایندهای اکولوژیک می شود. دامنه وسیع مقیاس فضا در بسترهای سخت از میکرون تا کیلومتر، می تواند بر ساختار فضایی متغیرهای محیطی اثر گذاشته و این متغیرها نیز به نوبه خود بر فرایندهای بیولوژیکی تاثیر گذارند (Guichard *et al*., 2001). همچنانکه در این منطقه پس از گذشت چند سال از استقرار سازه های مصنوعی گونه های جدیدی از گروه های مختلف جانوری از جمله مرجان ها مشاهده شدند. در مطالعه حاضر با بررسی ترکیب گونه ای مرجان های شکل گرفته بر روی سازه ها مشاهده شد که اکثر آنها و از جمله گونه مرجان غالب به صورت شاخه ای بودند. Eggleston و همکاران (۱۹۹۹) بیان داشتند افزایش پوشش مرجان ها روی بستر های سخت، به دلیل ماهیت سه بعدی زیستی و حضور جوانه ها و انشعابات آنها، سبب افزایش پیچیدگی ساختمانی بسترها می شود. در نتیجه فضایی با سطح بیشتر جهت پراکنده شدن اجتماعات فراهم ساخته است. در حقیقت این پیچیدگی زیستی رقابت بر سر فضا (به عنوان عامل محدود کننده) در هنگام نشست لاروها با تراکم بالا را کاهش داده و امکان نشست اجتماعات با فراوانی بالا را افزایش می دهد. Russ (۱۹۸۰) نیز چنین بیان کردند که اشکال درخت مانند مرجان ها مانند خانواده های Primnoidae Ellisellidae و Plexauridae اثر چرای ماهیان و اهمیت فشار شکار روی ساختار اجتماعات چسبنده را کاهش می دهند. مطالعات متعددی اجتماعات زیستی روی سازه ها را با بسترهای فاقد سازه مقایسه کرده اند، آنها افزایش تعداد محدود گونه های موجود در منطقه را، پس از استقرار بسترهای مصنوعی گزارش دادند. همچنین بیان داشتند در طول زمان اجتماعات سازه تغییر می کند و اجتماعات زیستی با شرایط قبل از استقرار سازه متفاوت خواهد بود(Culter and Truitt, 1997). در منطقه مورد مطالعه، قبل از استقرار سازه ها به دلیل وجود بستر شنی، ترکیب گونه ای بسیار ناچیز بود. در حالی که روی سازه های مصنوعی افزایش ارزش اکولوژیکی

(فراوانی و ترکیب گونه ای) این اجتماعات مشاهده شد. از آنجایی که سواحل خوزستان گلی-شنی می باشند، همچنین جزرومدهای قوی در منطقه وجود دارد(اسکندری و همکاران، ۱۳۸۷)؛ قبل از استقرارسازه ها اکثر موجودات و لاروهایی که با جزرومد به محیط می آمدند به دلیل نبود بستر مناسب با امواج برمی گشتند و تنوع موجودات بسیار پایین بود. اما حضور این سازه ها موجب نگهداری لاروها و موجودات دیگری شد که برای ادامه زندگی و بقا نیاز به تکیه گاه داشتند. به دلیل اینکه جزر و مد ها تاثیر زیادی بر پراکنش و توزیع اجتماعات بنتیک دارند، استقرار چنین سازه هایی در مناطق جزرومدی از اهمیت زیادی برخوردار است. همچنین با توجه به مزایای بسترهای سخت نسبت به بسترهای شنی از جمله: افزایش برجستگی و ناهمواری در بستر، دارا بودن سطوح بیشتربرای اتصال و رشد موجودات زنده، دارا بودن بستری پایدار نسبت به بسترهای ناپایدار گلی-شنی، وجود شکاف ها و تخلخل در ساختارها، تنوع زیستگاه و میکروزیستگاه های فراوان؛ می توان گفت وجود محدودیت های بسترهای گلی-شنی، خود عاملی در انتخاب گونه های محدودی از موجودات سازگار با این شرایط خواهد بود. استقرار سازه افزایش پیچیدگی زیستگاه را در پی دارد و تنوع عملکرد و پیچیدگی برای بسیاری از گونه های نشست کننده با ارزش از جمله مرجان ها اهمیت دارد (Caley and St.John, 1996).

نشست و کلنی شدن بعضی موجودات توسط دسترسی به برخی فاکتورهای محدود کننده مانند فضا، پناهگاه و دسترسی به غذاکنترل می شود. لذا حضور گونه ها و جوامع جدید روی بدنه سازه ها و عدم حضورشان قبل از استقرار سازه ها می تواندبه این دلیل باشد که سازه ها زیستگاهی برای نشست لاروها، رشد و کاهش مرگ و میر در مراحل جوانی فراهم می سازند (Grove and Sonu, 1985).

عدم حضور بسیاری از گونه های مرجان را می توان نبود بستر مناسب جهت نشست آنها دانست. Oren و Benayahu در سال ۱۹۹۷ اثرات عمق و شکل بستر را به عنوان یکی از عوامل مهم در حضور، بقا و تفاوت در ترکیب گونه ای مرجان های نرم و سخت بر روی ساختارهای مصنوعی معرفی کردند. Perkol-Finkel و Benayahu در سال ۲۰۰۴ طراحی ساختار، جهت و زاویه استقرار سازه در بستر، عمق و عمر سازه را به عنوان فاکتورهای موثر در تشکیل ترکیب گونه ها روی سازه معرفی کردند.

برخی محققین رسوبات و نرخ رسوب گذاری در منطقه را بر نشست و بقای اجتماعات مختلف مرجان اثر گذار دانستند. (Rogers, 1990; Wittenberg and Hunte, 1992). همچنین ساختار اجتماعات مرجان ها و به خصوص جمعیت های جوان به میزان زیادی تحت تاثیر فعالیت های چریدن قرار می گیرد (Keats *et al.*, 1990). پس حضور انواع زیادی از ماهیان در منطقه سازه های مصنوعی و تغذیه از مرجان ها نیز می تواند بر ساختار اجتماعات مرجان ها تاثیر بگذارد (اسکندری و همکاران، ۱۳۸۷).

شکل گیری گونه ها به عوامل مختلفی از جمله: استراتژی های تولید مثلی، سرعت رشد و توانایی رقابت با گونه غالب وابسته می باشد. همچنین تغییرات در تجمع گونه ها برای مدت دو دهه پس از استقرار زیستگاه های مصنوعی ادامه دارد. لذا زیستگاه های مصنوعی این منطقه هنوز مراحل توالی را طی می کنند و می توان احتمال

تغییرات و حضور گونه های جدید درآینده را پیش بینی کرد (Perkol-Finkel *et al.*,2005). مشاهده گونه های جدید از جمله: Dendronephthya sp. , Sarcophyton sp. و Lobophyllia sp. در مطالعه اخیر نسبت به مطالعات قبلی در منطقه دلیلی بر طی کردن مراحل توالی می باشد. Samimi و Van Ofwegen در سال ۲۰۰۹ نیز فراوانی بالای مرجان های Dendronephthya sp. و Sarcophyton sp. را در خلیج فارس گزارش کردند. Yus در سال ۱۹۹۹ در بررسی صخره های مصنوعی ۱۴ ساله مشاهده کردند که این دو مرجان بیشترین درصد پوشش مرجان های نرم را به خود اختصاص دادند. بیوماس به طور مستقیم به کیفیت و کمیت فضای سطح در دسترس بستگی دارد ؛ هر چه فضای سطح در دسترس بیشتر باشد بیوماس بیشتری تولید خواهد شد. استقرار سازه های مصنوعی سبب افزایش چندین برابری سطوح اتصال و نشست در مقایسه با واحد یکسان از سطوح بستر های شنی می گردد (Figley, 2003). بستر های مصنوعی به دلیل پیچیدگی ساختار، بافت پایدار و دارا بودن حفرات، به طور بالقوه می توانند در مناطقی که زیستگاه های طبیعی محدود شده و تلاش صید و صیادی پایین آمده است سبب بهبود تولید شوند(Bohnsack, 1996; Grossman *et al.*,1997). همچنین نتایج مطالعه اخیر نشان داد که تغییرات بیوماس در فصول مختلف هیچ ارتباط معنی داری با دما و کدورت ندارد، که این نشان دهنده سازگاری این گونه های مرجان به شرایط محیطی منطقه (کدورت بالا) می باشد

در مطالعه اخیربه دلیل کاهش فضای اشغال نشده و با توجه به تغییرات کمی که در ترکیب گونه ای مرجان ها در

فصل های مختلف مشاهده شد می توان نتیجه گرفت که با گذشت زمان و افزایش عمر سازه از شدت نابودی و کلنی شدن اولیه کاسته می شود و اجتماعات زیستی روی سازه ها از ثبات بیشتری برخوردار خواهند شد.

۶-۴- جانوران متحرک ساکن بدنه سازه ها

در مطالعه اسکندری و همکاران (۱۳۸۷)، در سالهای ۸۳-۸۵، درصد گروههای متحرک و غیر چسبنده روی بدنه سازه ها بسیار کم بوده و۳ تا ۴ درصد از مجموعه را شامل میشده و شامل خرچنگهای Brachiura، پرتاران ، میگوهای کاریده و آمفی پودا بوده اند. در مطالعه اسماعیلی و همکاران (۱۳۹۱)، درصد بالایی بیش از ۸۰ درصد به خرچنگهای غیر حقیقی (Anomura)، و گونه Pisidia sp. تعلق داشته که در فصل پاییز ۹۰ درصد را شامل میشوند. سایر گروهها شامل آمفی پودا، دوکفه ایها ، گاستروپودا ،پرتاران ،خارپوستان ، میگوهای کاریده و خرچنگهای Brachiura حضور پایینی داشته اند. در مطالعه اخیر تمامی گروههای مطالعه آخر حضور دارند و علاوه بر آنها حضور میگو شکلان خیلی مشهود است. کلا سخت پوستان عالی Malacostraca ، ۷۲ درصد این مجموعه را شامل میشوند و خارپوستان ۱۸ درصد و نرم تنان نیز ۴ درصد بوده اند. آنچه بدیهی است غالبیت بالای خرچنگهای Anomura در مطالعه اسماعیلی و همکاران (۱۳۹۱)، در سال ۱۳۸۸، فراوانی و تنوع سایر گروه ها را تحت تاثیر قرار داده بطوریکهدر سازه های مختلف، دامنه تعداد گونه (۳۶-۳۱) و دامنه شاخص تنوع

(۱/۸۶-۱/۶۰) بوده است. در حالیکه در مطالعه اخیر دامنه تعداد گونه (۶۸-۵۵) و دامنه شاخص تنوع شانون (۳/۴۶-۳/۲۲) محاسبه شده است که نشان دهنده تنوع بالای گونه های غیرچسبنده وابسته به بدنه سازه ها بوده است. در مطالعه اخیر، ۳گروه ده پایان، آمفی پودا و مارسانان از خارپوستان عمده ترین گروه های غیر چسبنده هستند که با وجود اختلاف در درصد فراوانی فصلی، در تمامی فصول بترتیب گروههای غالب بوده اند.

بر اساس نتایج آزمون SIMPER، سه گونه تاثیر گذار در این مجموعه، گونه های Amphiura fasciata و Amphipholis sp. از مارسانان و گونه Petrolisthes carinipes از سخت پوستان عالی و گونه Ceradocus sp. از آمفی پودا، مهمترین تاثیر را در ترکیب گونه ای گروههای متحرک وابسته به بدنه سازه ها داشته اند. علیرغم آنکه آزمون های ANOVA، اختلاف معنی داری را بر اساس فراوانی گروههای متحرک در ایستگاهها و فصول مختلف نشان نداده ولی آزمون Anosim، بر اساس تشابه ترکیب گونه ای در ایستگاههای مختلف اختلاف معنی داری را نشان داده است. این مسئله می تواند یکسان شدن جوامع وابسته به تکیه گاه در اکوسیستم جدید را پس از طی ۸ سال نشان دهد. زیرا بدنه سازه ها پس از گذشت چند سال، دیگر نمی تواند برای ذخیره های پلانکتونی و پراکنده در ستون آب در منطقه انتخابی عمل کند و بافت پیچیده از توده های حجیم مرجانها و اسفنجها ، فضای مناسبی را برای پناه این گروههای جانوری فراهم میاورند.

وجود پوشش انبوهی از Plumarella sp. بر روی سازه های جدیدتر بر توسعه جمعیت های دیگر گونه ها تاثیر گذارده و امکان نشست اجتماعات همزیست با این پوشش را فراهم ساخته بود. به طوری که تعداد بسیار زیادی خرچنگ، میگو، خارپوست، پلی کیت و نرم تن از میان شاخه ها و انشعابات این گونه جداسازی شدند. در حالی که در ایستگاه مربوط به سازه های قدیم به خاطر عدم حضور این گونه بسیاری از این اجتماعات مشاهده نشدند.

Perkol-Finkel و Benayahu در سال ۲۰۰۹ بیان کردند که تفاوت درترکیب گونه ای و الگوی پراکنش اجتماعات مرجان ها در زیستگاه های مصنوعی باعث اختلاف در اجتماعات بنتیک شان می شود. ترکیب اجتماعات مختلف در ایستگاه های جدید و قدیم بیان کننده این نکته است که هر نوع سازه شرایط منحصر به فردی ایجاد می کند و اجتماعات زیستی متفاوتی را به دنبال خواهد داشت (Perkol-Finkel and Benayahu, 2007).

در مطالعه اخیر حضور انواع میگوهای پنائیده منطقه در روی توده های مرجانها و اسفنجهای چسبنده مشهود بوده است. در مورد گونه های تجاری، فراوانی سخت پوستان و ماهیان صخره ها به زیستگاه در دسترس وابستگی معنی داری دارد. در مقیاس جهانی، کمبود جغرافیایی صخره های طبیعی یک عامل محدود کننده است. تعداد لاروها عمدتا بیش تر از تعدادی است که به تکیه گاه می نشینند (Sale, 1980). بطوریکه با حذف غذا بعنوان عامل مستقیم، ترک زیستگاه، عامل غالبی در محدودیت جوامع صخره ای بوده است که نظریه محدودیت پناهگاه به آن اطلاق میشود (Hixon and beets, 1989). پناهگاههای ایجاد شده برای نشستن لاروها و کاهش مرگ ومیر شکار بین جونایلهای تازه نشسته بحرانی است.بازگشت پذیری در صخره های مصنوعی در

دامنه وسیعی از گونه ها مشاهده می شود میزان گونه های بازگشت شده در چند ماه اول بیشتر است و سپس با زمان کم می شود (Bailey-Brock, 1989). در گزارش بخش حیات وحش پارک تکزاس جمعیت جدید ماهیان از ۳۰۰ تا ۱۸۰۰ برابر در جند ماه اول احداث سازه ها برای یک سازه ۶۰ فوتی در سواحل تکزاس افزایش داشته است .مقایسات زیادی بین صخره های مصنوعی و طبیعی در مناطق مختلف جهان انجام شده است (Denn, 1983). در بسیاری از مطالعات بیومس سازه های مصنوعی چندین برابر صخره های طبیعی اطراف بوده در حالیکه تنوع گونه ای کمتر را نشان داده اند. البته در مورد همه افراد گونه های مختلف این چنین نبوده برای مثال فراوانی لابستر در صخره های طبیعی بیشتر از مصنوعی بوده است و چنین پیشنهاد شده است که به عوامل جذب کننده لابستر ها در سازه های مصنوعی توجه خاص شود. (Pickering and Whitmarsh,1997) عامل تولید مثل نیز می تواند تاثیراتی را مشهود نشان دهد زیرا در افزایش بیومس و بازگشت پذیری ناشی از تولیدمثل نیز اختلافاتی مشاهده میشود خصوصا برای گونه هایی که از سازه های مصنوعی برای پناه گاه تولید مثلی استفاده می کنند و دارای ویژگیهای رفتاری ثانویه و لانه گزینی هستند.

اگر چه ریف های مصنوعی در مقیاس جهانی کاربرد وسیعی دارند اما هنوز شک و تردیدهای زیادی در خصوص کارایی شان واثرشان بر محیط اطراف وجود دارد (Seaman and Jensen, 2000; Seaman, 2002). موضوعی که هنوز بحث های زیادی پیرامون آن وجود دارد فرضیه کشش در مقابل تولید است. اینکه آیا سازه های مصنوعی منابع را از محیط اطراف شان به سمت خود می کشند یا آنها قادر به تولید بیوماسی هستند که در صورت نبود یا حذف بستر مصنوعی از بین خواهد رفت. بیشتر بررسی ها اظهار می کنند که این سوال در مورد ماهی ها یا بی مهرگان متحرک که قادر به مهاجرت هستند (به صورت بالغ یا Post larve) مطرح است در حالی که این جنبه در ارتباط با اجتماعات بنتیک و به ویژه مرجان ها بررسی نشده است. به هر حال فراهم کردن یک پاسخ مناسب به این سوال به خاطر حرکات لارو ها و پراکنش زیاد آنها و نیز اندازه کوچک شان و امکان جابه جایی با امواج، با مشکلات زیای همراه است (Carr and Hixon, 1997; Grossman *et al*., 1997; Svane and Petersen, 2001). Bohnsak در سال ۱۹۸۹ بیان کرد که این فرضیه تنها در مورد ماهی ها مطرح است و در مورد دیگر اجتماعات بنتیک صدق نمی کند. همچنین بر اساس نتایج حاصل از این مطالعه می توان چنین بیان داشت که زیستگاه های مصنوعی در مورد مرجان ها تولید کننده بیوماسی هستند که در صورت عدم استقرار سازه ها تولید نمی شد.

۷-۴- ماهی شناسی در سازه ها

اکثر ماهیان شناسایی شده در منطقه زیستگاه های مصنوعی مختص مناطقی با بستر های شنی، صخره ای و مرجانی می باشند. مقایسه گونه های شناسایی شده در سازه ها ی مصنوعی با مناطق مرجانی کویت (Carpenter et al., 1997) نشان می دهد که تقریبا تمامی گونه های موجود در سازه ها با مناطق مرجانی مشترک

هستند. تعداد گونه ها در مطالعه حاضر نسبت به سال های ۸۳ و ۸۵ (اسکندری و همکاران، ۱۳۸۷) تغییری نیافته و تقریبا مشابه می باشد، اما فراوانی آنها متفاوت است. در آبهای جنوب شرقی مدیترانه طی ده سال بررسی (۱۹۹۵-۱۹۸۵) مشاهده شد که فقط یک گونه ماهی و یک گونه بی مهره بزرگ در سال ۹۵ به گونه های شمارش شده قبلی اضافه شده است و جمعیت برخی از گونه ها مانند شانک و هامور کاهش یافته است. همچنین تعداد گونه ها و تراکم آنها در دریای سرخ طی ده سال افزایش و دریای مدیترانه کاهش یافته است (Spanier, 2000). ماهی هامور در تمام فصول مشاهده شده است. لذا به نظر می آید این گونه از جمله آبزیانی هستند که به خوبی جذب سازه های مصنوعی می گردند زیرا در مطالعات قبلی نیز (اسکندر و همکاران، ۱۳۸۷) در تمامی فصول حضور داشته است. در سال های ابتدایی رهاسازی سازه ها ماهیان هامور با اندازه های بسیار بزرگ مشاهده گردیده بود (اسکندری و همکاران، ۱۳۸۷) اما در مطالعه حاضر این ماهیان بندرت دیده می شوند. عواملی که ممکن است بر نرخ و ترکیب اجتماع ماهی در سازه های مصنوعی موثر باشند عبارتند از نزدیکی پیچیدگی سازه های مصنوعی با زیستگاه یافت شده طبیعی و توانایی گونه ها در حرکت بین زیستگاه های موجود و سازه های مصنوعی. پس از روند settlement، اعتقاد بر این است منحصرا شکار نقش مهمی در تغییرات مشاهده شده در جوامع ماهی در سازه های مصنوعی در طول زمان ایفا می کند (Lowry et al., 2010).

دلیل آن احتمالا ممکن است در اثر گرفتگی سوراخ های سازه ها و یا صید بی رویه در منطقه سازه ها باشد. لذا پیشنهاد می گردد در آینده سازه ها با چشمه های درشت تر ساخته شود و همچنین حفاظت از منطقه به عنوان منطقه ممنوعه صید افزایش یابد. زیرا ممکن است منجر به نابودی مولدین برخی از گونه های مناطق صخره ای شود.

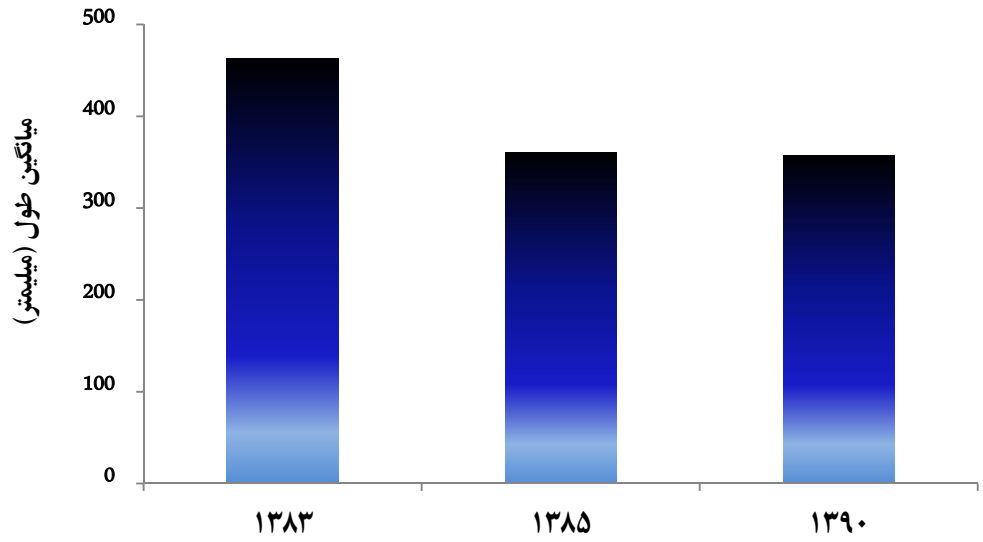
میانگین طول و وزن ماهیان هامور صید شده توسط گرگور در این مطالعه نسبت به مطالعه قبلی در سال های ۱۳۸۳ تا ۱۳۸۵ (اسکندری و همکاران، ۱۳۸۷) تقریبا کمتر است .توسعه اجتماع ماهیان همراه با سازه های مصنوعی با افزایش سریع اولیه در بازگشت پذیری گونه ها در طول سال اول پس از استقرار و به دنبال آن کاهش متوسط در سال های بعدی در اکثر ساختارهای مصنوعی ایجاد شده در مکان های مختلف جهان مشاهده شده است (lowry *et al*., 2010). در سازه های مصنوعی استقرار یافته در سواحل خوزستان نیز این طرح بازگشت پذیری در مقایسه مطالعات گذشته و حاضر مشاهده می شود. در مطالعات گذشته (اسکندری و همکاران، ۱۳۸۷) تعداد گونه ماهیان صید شده در گرگور نسبت به مطالعه حاضر بیشتر بوده است. در این مطالعه فقط یک گونه (هامور) در گرگور ها مشاهده شده است که این امر می تواند نشان دهنده کاهش تعداد افراد گونه ها در منطقه و بدنبال آن کاهش احتمال صید باشد.

میزان صید به ازای واحد تلاش در ۸۴-۸۳ درحدود ۱۳۵ تا ۳۷۸ گرم بوده و حداکثر در پاییز و حداقل در تابستان مشاهده شده است و در انواع سازه ها بین ۲۳ تا ۳۱۳ گرم بوده و حداکثر در سازه نوع B دیده شده است (اسکندری و همکاران ۱۳۸۷). در مطالعه حاضر حداکثر صید به ازای واحد تلاش در فصل بهار و در سازه نوع

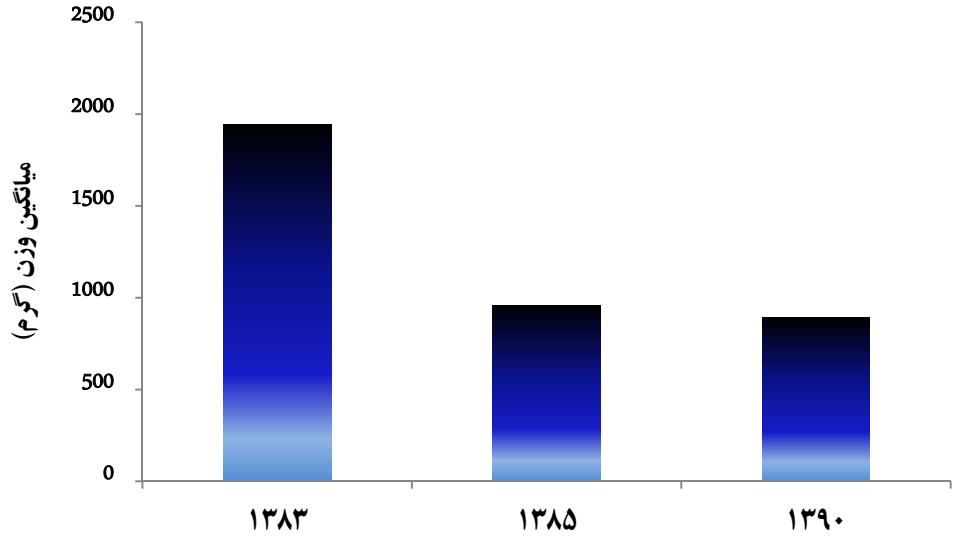
B مشاهده شده است که میزان آن کمتر از سال های گذشته می باشد. ماهی هامور در سازه نوع B بیشترین میزان را در ۱۳۸۴-۱۳۸۳داشته و در مطالعه حاضر نیز در این نوع سازه بیشترین میزان صید در واحد تلاش را داشته است. میزان صید ماهی هامور به ازای واحد تلاش نسبت به سال های قبل (اسکندری و همکاران، ۱۳۸۷) کمتر می باشد که دلیل آن ممکن است با کمتر شدن ماهیان بزرگتر در سازه ها به دلیل صید بی رویه مرتبط باشد.

نرخ صید ماهی در اطراف سازه های مصنوعی اغلب بیشتر از نرخ صید در اطراف محیط های غیر مرجانی می باشد، که نشان دهنده افزایش ماهیگیری می باشد (Sutton & Bushnell, 2007). با این حال در خصوص بهبود نرخ صید اتفاق افتاده به عنوان نتیجه افزایش تولید (به عنوان مثال افزایش اندازه ذخیره) یا افزایش جذب و تجمع ذخایر ماهی موجود بحث قابل توجهی وجود دارد (Pears & Williams, 2005). صید در سازه های مصنوعی این پتانسیل را دارد که منجر به صید بی رویه گردد در صورتی که افزایش جذب و تجمع ذخایر موجود بدون افزایش اندازه ذخایر کلی باشد (Jebreen, 2005). در سواحل خوزستان نیز در ابتدای استقرار سازه ها ماهیان هامور بزرگ جذب سازه ها گردیده و پس از آن کاهش یافته است.

در منطقه خوزستان نیز اغلب صیادان از مکان سازه ها مطلع بوده و صیادی با گرگور و قلاب به خوبی در منطقه مشاهده می شود. پیشنهاد می گردد با توجه به اینکه زیستگاه های مصنوعی جزئ مناطق حساس شیلاتی می باشد لذا به منظور جلوگیری از کاهش گونه های مناطق صخره ای صید در منطقه سازه ها بطور کلی ممنوع گردد و فعالیت های صید و صیادی در مناطق مجاور آنها انجام شود.



شکل ۴-۱ میانگین طول ماهیان هامور صید شده در منطقه زیستگاه های مصنوعی در سال های مختلف



شکل ۴-۲ میانگین وزن ماهیان هامور صید شده در منطقه زیستگاه های مصنوعی در سال های مختلف

با توجه به رشد تحقیقات انجام شده در مورد صخره های مصنوعی یک سوال کلیدی همیشه مطرح بوده است که آیا این ساختارهای مصنوعی پتانسیل افزایش تولید را دارند یا موجب جذب و جلب توجه گونه های ماهیان در یک منطقه خاص میشود. اگرچه تعدادی از مقالات نشان میدهد که این سازه ها قادر به افزایش تولید هستند ، بعضی از مقالات آن را رد می کنند. در هر صورت، استراتژیهای مدیریتی قوی برای کنترل فشار برداشت نیار است تا بتوان اظهار نظر قطعی تری در این خصوص صورت گیرد. ساختارهای مصنوعی چه ساخته دست انسان و چه طبیعی دارای پتانسیل جذب و تمرکز ماهیان و افزایش ذخیره هستند,DeMartini *et al.*1989, Bohnsack *et al.*, (1991, Collins *et al.*, 1991). اینکه ایا آنها فقط جذب کننده هستند و محل تجمع ماهیان هستند و یا موجب افزایش بیومس می شوند همیشه موضوعی مورد سوال بوده است. به منظور استفاده آنها از این ساختارهای مصنوعی ،بعنوان افزایش دهندگان تولید ، ورای محافظت فیزیکی (برای مثال مناطق تخمریزی که از تخریب بوسیله صیادی در امان بوده) باید توجه شود که چگونه پتانسیل تولید می تواند برای گونه های مورد بهره برداری به ماکزیمم برسد.

در مطالعه ای با تاکید بر طرحهای زمانی و مکانی ، ماهیان زیستگاه مصنوعی در مقایسه با صخره های طبیعی در سواحل آمریکا مورد بررسی قرار گرفتند. بالای ۴۳ گونه در سازه های مصنوعی ثبت شده که شامل ماهیان پلاژیک آبهای میانی مانند Carangidae و Scombridae، بالای ۵۰ درصد این مجموعه را شامل می شده اند افراد این خانواده ها انتقالی بوده و از اطراف به به این منطقه منتقل شده اند. اعضای خانواده های Labridae، Pomacantridae و Serranidae غالب گروههای وابسته به صخره ها بودند.روندهای مشخصی در فراوانی فصلی – روزانه و عمودی جونایلها و بالغین مشاهده می شود.در لایه های مختلف سطح- میانه و زیرین ، فراوانی و تنوع در لایه های بالایی کمتر بوده است. تغییرات فصلی در ترکیب گونه ای ناشی از بازگشت پذیری جونایلها -o)

(age، به صخره های مصنوعی آنهم در اواخر تابستان است. افزایش در تعداد کل و فراوانی ماهیان (همه گروهها) همزمان مصادف است با افزایش پیچیدگی زیستگاه و درجه رسوب گذاری بوده است (Rooker *et al*., 1997). غنای گونه ای در صخره های طبیعی بیش از صخره های مصنوعی است بر خلاف سازه های مصنوعی ، در صخره های طبیعی غالبیت با تک خانواده Pomacanthridae بوده است که بیش از ۵۰ درصد از کل افراد را شامل می شده است. مقایسه بین صخره های مصنوعی و طبیعی با توجه به اندازه صخره، سن و میزان جدایی آنها از هم متفاوت است. غنای گونه ای و فراوانی همه گونه ها در صخره های طبیعی بیشتر از مصنوعی بوده است اما نتایج نشان میدهند که صخره های مصنوعی با ساختمانهای پیچیده وعوامل زیستی و غیر زیستی مشابه با صخره های طبیعی ، موجب کاهش جوامع ماهی از صخره های طبیعی شده اند. اگر در منطقه احداث زیستگاههای مصنوعی، صخره های طبیعی باشند،لاروهایی که نیاز به تکیه گاه برای نشستن دارند تا بقا یابند ترجیحاً روی مصنوعی می نشینند و اگر مصنوعی نباشد و روی طبیعی بنشینند، رشد و بقای کمی خواهند داشت (Rooker *et al*., 1997).

متاسفانه راهی برای تشخیص اینکه آیا ماهیان ساکن سازه های مصنوعی از محیط اطراف جذب سازه ها میشوندو تجمع می یابند یا ذخیره در منطقه افزایش یافته است تا کنون وجود نداشته و این مسئله نیازمند شواهد مستقیمی برای افزایش تولید مانند افزایش صید کل یا ذخیره کل در اطراف منطقه سازه های مصنوعی است اگر که بتوان تلاش صیادی، میزان جذب ماهیان از مناطق دیگر و تغییر کلاسهای سنی را محاسبه کرد. اگر چه Bohnsackو Campos(۱۹۸۹) و Gamboa (۱۹۸۹)، مشخص نمودند که تراکم بالای ماهیان و کلنی شدن سریع و صید بیشتر شواهد مکفی نمی باشد. آیا اگر سازه ها نباشند زیستگاه مناسبی پیدا می کنند؟ آیا ماهیان رشد و بقا بیشتری در سازه های مصنوعی نسبت به صخره های طبیعی دارند؟آیا جستجوگری شکار و کارایی زنجیره غذایی بوسیله سازه های مصنوعی افزایش می یابد؟ همه سوالاتی است که مطالعاتی با متدولوژی خاص و دقیق را نیازمند است.

۵- نتیجه گیری نهایی

با توجه به نتایج بدست آمده از این مطالعه، جوامع جانوری در تمامی بخشهای مختلف، نسبت به گذشته تنوع بیشتری را نشان داده اند و در مقایسه با پهنه های گلی سواحل خوزستان، اکوسیستمی جدید با گونه ها یی جدید در منطقه ایجاد شده که بخش عظیمی از این جوامع پیش از این در گزارشات منطقه حضور نداشته اند. گروههای جانوری که مراحلی از حیات خود را در ستون آب پراکنده بوده و نیاز به تکیه گاه برای نشستن و ادامه حیات در وضعیت ساکن دارند، تنوع بالایی در منطقه داشته و گروههای چسبنده نیز عمدتا با احداث سازه ها به اکوسیستم وارد و در زنجیره اکولوژیک و بیولوژیک منطقه ساحلی نقش مهمی را ایفا می کنند. ارزیابیها باید بر اساس مقایسه با صخره های طبیعی که دچار بحران نبوده و در نزدیکی سازه های مصنوعی هستند صورت گیرد. مهم است که بدانیم سازه ها با چه سرعتی کلنی شده اند و چه فاکتورهایی روی سرعت کلنی شدن تاثیر دارند، سطوح کافی برای نشستن مراحل لاروی و اسپور انواع بی مهره گان چسبنده موجود باشد و از پتانسیل بخش پلاژیک ستون آب که نیاز به تکیه گاه برای نشستن دارند آگاهی داشته باشیم .

فعالیت های انسانی در سواحل می تواند تأثیر بسزایی را بر روی بسترهای آبهای ساحلی برجای گذارد. در پاسخ به افزایش فعالیت های تخریب سواحل، پروژه ی استقرار صخره ها، به طور وسیعی در دهه گذشته افزایش یافته است. برای تعیین موفقیت صخره های مصنوعی در بهبود وضعیت اکولوژیکی و بیولوژیکی و ارزیابی توالی اکولوژیکی آبهای کم عمق نزدیک به ساحل، باید مطالعات بلند مدتی بر روی آنها صورت بگیرد (Thanner et al., 2006).

درک نوساناتزمانی و مکانی تجمع موجودات بر روی صخرههای مصنوعی در پیش بینی اجتماعات کفزی ضروری است. مدل کلاسیک توالی، یک توالی مستقیم را بیان میکند: در ابتدا گونه های پیشآهنگ به سرعت تشکیل کلنی می دهند و فراوانی زیادی را بدست می آورند. پس از ان به دنبال آنها اجتماعات پیچیده تر و متنوع تر در منطقه جایگزین می شوند (Stano and simon, 1980).

Sutherland و Karlson (۱۹۷۷) بیان کردند که این مدل کلاسیک نمی تواند خیلی جوابگو باشد. آنها پیشنهاد دادند که در صخره های مصنوعی در ابتدا لاروها به صورت اتفاقی بر روی بستر می نشینند و علاوه بر این پیچیدگی، زیستگاه بیولوژیکی یک فاکتور مهم برای نشستن لاروها و ترکیب گونه ای می باشد. بنابراین، تنها بعد از یک اجتماع موقت، گونه های دیگر نیز فرصتی برای نشستن بر یک بستر مناسب را پیدا می کنند (Connell and Slather, 1977).

بدون شک عمر یک سازه به میزان بالایی بر ساختار اجتماعات روی سازه اثرگذار است (Wendt *et al*., 1989). تغییر در شاخص تنوع در یک اکوسیستم در دوره های متوالی بیانگر ایجاد تغییرات در شرایط محیطی بستر می باشد (Bohnsack *et al*., 1991). بنابراین انتظار می رود با افزایش عمر سازه در طی چندین دهه، توسعه فرایندهای تنوع و افزایش پیچیدگی زیستی، سازه ها از نظر عملکرد به اکوسیستمی مشابه بسترهای سخت طبیعی

تبدیل گردند. Perkol-Finkel و Benayahu در سال ۲۰۰۴ با بررسی تنوع زیستی مرجان ها در دریای سرخ، مقطع زمانی مورد نیاز برای توسعه فرایندهای تنوع اجتماعات بر روی زیستگاه های مصنوعی حتی در اکوسیستم های گرمسیری را بیش از یک دهه برآورد کردند. در مطالعه اخیر با توجه به نتایج حاصله تنوع مرجان های زیستگاه های مصنوعی نسبت به گذشته افزایش داشته ولی در فصول و ایستگاه های مختلف تغییر و اختلاف معنی داری مشاهده نشد؛ که دلیل این امر را می توان به شرایط محیطی پایدار نسبت داد. همچنین مرجان ها در منطقه از تنوع کمی برخوردار بودند که این نیز به خاطر عمر کم سازه ها می باشد. این نتیجه با نتایج سایر محققان در بررسی تنوع زیستی اجتماعات مرجانی در زیستگاه های مصنوعی جوان(با عمر کم) هم خوانی دارد (Phongsuwan *et al*., 1993; Perkol-Finkel *et al*., 2005). از دیگر عوامل پایین بودن تنوع زیستی گونه های چسبنده را می توان به اثر متقابل فاکتورهای مختلف زیستی و غیر زیستی و به خصوص توانایی رقابت با گونه غالب دانست. کدورت بالای محیط نیز می تواند از دیگر عوامل پایین بودن تنوع وغالب بودن گونه های خاصی بر روی سازه ها باشد.

بر اساس نتایج حاصل در مطالعه اخیر می توان نتیجه گرفت که سازه ها سبب بهبود ارزش اکولوژی بستر و محیط زیست دریا شده اند. با افزایش بیوماس مرجان ها روی سازه ها می توان گفت بسترهای مصنوعی سبب بهبود زیستگاه، افزایش تولید و در نهایت افزایش برداشت ارگانیزم های مفید برای بشر می گردند.

Steimle Seaman et al., 1989 و همکاران در سال ۲۰۰۲ بیان داشتند یک زیستگاه مصنوعی مناسب و سالم از نظر تکنیک اکولوژی، سازه ای است که توسط سطوح پایین زنجیره غذایی پوشیده شده و این اجتماعات روی آن غالب گردند.تنوع در یک اکوسیستم آبی بیش از هر چیز دیگر به ثبات فیزیکی محیط بستگی دارد. این فرضیه برای اولین بار توسط Sanders در سال ۱۹۶۹ تحت عنوان فرضیه (Stability-time hypothesis) بیان گردید. در تایید این فرضیه می توان به تنوع بیشتر فون جانوری در مناطق حاره ای و گرمسیری نسبت به مناطق معتدله اشاره کرد. علت این امر ثبات شرایط آب و هوایی و اقلیمی در مناطق گرمسیری است. ثبات بستر از دیگر موارد موثر در تنوع موجودات می باشد. به طوری که وجود تنوع بالای زیستی در بسترهای صخره ای را ناشی از ثبات و پایداری بستر می دانند. همچنین می توان گفت آنچه ویژگی های تنوع گونه ای را تعیین می کند تفاوت در میزان دسترسی به پناهگاه و پیچیدگی زیستگاه می باشد. همه مطالعات بر اهمیت پیچیدگی ساختار در شکل گیری اجتماعات زیستی اتفاق نظر دارند (Sherman et al., 2001)

در ارتباط با سوالی که همیشه مطرح بوده است یعنی بحث جذب- تولید در زیستگاههای مصنوعی، جذب نسبتا مفهومی قوی تر است بطوریکه افراد از صخره های طبیعی به سمت زیستگاههای مصنوعی حرکت می کنند و بحث تولید خیلی مسئله ساز بوده است. تولید با مفهوم تغییر بیومس در طول زمان است (تعداد و فراوانی) که به تولید (عمدتا از طریق بازگشت پذیری مراحل لاروی پلانکتونیک)، مهاجرت بداخل، رشد ، مرگ و میر و مهاجرت به خارج اطلاق میشود .علاوه بر این تولید مثل نیز برای درک تولید و نقش و سهم تولید محلی در منطقه ای بسیار بحرانی است. لذا بدون تخمین این معیارهای جمعیتی تخمین تولید کار مشکلی خواهد بود (Carr

(and Hixon, 1995. اینکه ایا صخره های مصنوعی زیستگاهی برای افزایش تولید ایجاد می کند که در غیر اینصورت غیرممکن است؟ و یا خیلی اختصاصی تر، آیا ماهیانی که به صخره های مصنوعی بازگشت پذیری دارند (چه توسط نشستن لاروها و چه مهاجرت مراحل بالاتر لاروی) می توانند به صخره های طبیعی بازگشت کنند؟ روشها در ارزیابی مناطق زیستگاههای مصنوعی بر اساس هدف احداث سازه ها متفاوت است (Carr and Hixon,1997). اگر هدف احداث سازه ها به منظور بالانس اثرات دخالتهای انسانی روی جوامع ماهیان و زیستگاهشان باشد، باید معیارها شامل بررسی فراوانی جوامع، اندازه، ترکیب گونه ای ماهیان و سایر بیوتا باشد (Ambrose, 1994). اگر هدف کاهش صدمه به ذخایر و تولید ماهی است معیارها شامل اطلاعات بازگشت پذیری لاروها، مهاجرت به داخل، رشد، تولید مثل، مرگ و میر و مهاجرت به خارج است. اگر تولید جامعه مد نظر باشد (ترکیب گونه ای و فراوانی) و عملکرد(برای مثال تولید مثل) مرتبط با جامعه باید مورد مطالعه قرار گیرند.

دو هدف برجسته احداث زیستگاههای مصنوعی ۱) افزایش تولید جوامع وابسته به بستر های سخت و ۲) افزایش کارایی صیادی گونه های وابسته به مناطق صخره ای است. در هدف دوم ایجاد زیستگاه مصنوعی هم موجب جلب گونه ها و هم امکان دسترسی بیشتر صیادان به دستجات ماهیان تجمع یافته و افزایش صید در واحد تلاش، حد اقل بصورت موقتی در منطقه خواهد بود. لذا در سالهای اخیر هدف دوم در الویتها نبوده و گاها بعنوان یک مشکل در اهداف احداث زیستگاههای مصنوعی خود را نشان داده است (Carr and Hixon, 1997)

منابع

۱. ابراهیمی، م.، ۱۳۷۶. بررسی خصوصیات فیزیکوشیمیایی آبهای ساحلی استان هرمزگان (ازمنطقه دارسرخ تا باسعیدو). مؤسسه تحقیقات و آموزش شیلات ایران. تهران. ۵۲ صفحه.

۲. ابراهیمی، م.، ۱۳۸۱. بررسی تغییرات فصلی مواد مغذی و عوامل فیزیکی و شیمیایی در آبهای محدوده شمال شرقی خلیج فارس. دانشکده علوم و فنون دریایی. گروه شیمی دریا واحد تهران شمال.

۳. ابراهیمی، م.، ۱۳۸۵. مطالعات مستمر هیدرولوژی و هیدروبیولوژی خلیج فارس و تنگه هرمز در آبهای محدوده استان هرمزگان. مؤسسه تحقیقات و آموزش شیلات ایران. تهران. ۱۱۷ صفحه.

۴. اخوت، ن.، ۱۳۸۸. بررسی شاخص های سلامت زیست محیطی در نواحی صنعتی خوریات ماهشهر. پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر. ۹۳ ص.

۵. اژدری، ح. و اژدری، ز.،۱۳۸۵. زیستگاه های مصنوعی دریایی و پیشرفت آن در ایران.۹۷ص.

۶. اژدری، ح.، ۱۳۸۲، زیستگاه های مصنوعی ایجاد شده در چابهار، مدیریت حفاظت منابع آبزیان، معاونت صید سازمان شیلات ایران. ۳۰ص.

۷. اسکندری، غ.، دهقان مدیسه، س.، اسمائیلی، ف.، سبزعلی زاده، س.، خلفه نیلساز، م.، صفی خانی، ح.، کاشی، م. میاحی، ی.، اژدری، ح.و حسینی، س.، ۱۳۸۷. بررسی ساختار جمعیتی زیستگاههای مصنوعی احداث شده در سواحل خوزستان . سازمان تحقیقات و آموزش کشاورزی. گزارش نهایی پروژه تحقیقاتی. ۱۳۹ ص

۸. اسماعیلی، ف.، دهقان مدیسه، س.، سبزعلی زاده، س.، اسکندری، غ.ر.، کیان ارثی، ف.، میاحی، ی. و بنی طرفی،ج.۱۳۹۱. پایش زیستگاههای مصنوعی احداث شده در سواحل خوزستان . مؤسسه تحقیقات و آموزش شیلات ایران.۹۴ص.

۹. ایزد پناهی،غ.ر.، نیکویان، ع.ر.، آیین جمشید، خ.، عوفی، ف.، اسدی سامانی، ن.، حق شناس، آ.، محمدنژاد، ج.، امیدی، س.، پوررنگ، ن.، ۱۳۸۳. هیدرولوژی و هیدروبیولوژی خلیج فارس (محدوده استان بوشهر). مؤسسه تحقیقات و آموزش شیلات ایران. تهران. ۱۹۷ صفحه.

۱۰. جهانی،ن.، ۱۳۸۷. بررسی اثرات قفس های پرورش ماهیان دریایی درخور غزاله بر روی ماکروبنتوزها. پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر. ۷۶ صفحه.

۱۱. حیدری ، ف. ۱۳۸۹. مطالعه ساختار اجتماعات مرجانها در زیستگاه های مصنوعی سواحل خوزستان. پایان نامه کارشناسی ارشد. دامشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر.۹۱ ص.

۱۲. خلفه نیلساز، م.، دهقان مدیسه، س. ، مزرعاوی، م.، اسماعیلی،ف.، و سبز علیزاده، س.، ۱۳۸۴. بررسی هیدرولوژیک و هیدروبیولوژیک خلیج فارس در آبهای استان خوزستان. موسسه تحقیقات شیلات ایران. ۱۴۶ صفحه.

۱۳. درخشش، ن. مطالعه ساختار اجتماعات اسفنج ها با تاکید بر تخمین تولید ثانویه در سازه های مصنوعی خوزستان. پایان نامه کارشناسی ارشد. دامشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر۱۲۷ ص.

۱۴. دوست شناس،ب.، ۱۳۸۷. طبقه بندی اکوسیستم ساحلی خور موسی با استفاده از شاخص بیوتوپ بستر و نظام های امتیاز دهی به منظور تعیین سلامت زیستی در سامانه GIS. رساله دکترای تخصصی در رشته بیولوژی دریا. دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر.

۱۵. دهقان مدیسه، س.، ۱۳۸۶. شناسایی مناطق حساس وتحت اثر در خوریات ماهشهر با استفاده از شاخص های اکولوژیک و بیولوژیک. رساله دکترای تخصصی در رشته بیولوژی دریا. دانشگاه علوم وفنون دریایی خرمشهر. ۱۴۴ صفحه.

۱۶. سالار آملی، ح.، ۱۳۷۳. تجزیه شیمیایی آب. سازمان تحقیقات و آموزش شیلات ایران. ۲۸۲ صفحه.

۱۷. سبزعلیزاده، س.، و خلفه نیلساز، م.، ۱۳۸۹. بررسی آلودگی فلزات سنگین در آب و رسوب خورهای مهم استان خوزستان. موسسه تحقیقات و آموزش شیلات ایران. ۴۹ صفحه.

۱۸. شوکت، پ.، ۱۳۷۹. بررسی ساختار اجتماعات ماکروبنتوزهای پهنه های جزر و مدی خور بحرکان. پایانامه کارشناسی ارشد. دانشگاه شهید چمران اهواز. دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی.

۱۹. غفوری، م. و مرتضوی، س..ر.، ۱۳۷۱. آب شناسی. مؤسسه انتشارات و چاپ دانشگاه تهران. ۲۲۶ صفحه.

۲۰. محمدی، م.، ۱۳۸۷.مطالعه ساختار جمعیت پلی کت های منطقه بین سواحل بحرکان در رابطه با تراکم فلزات سنگین(مس، سرب و کادمیوم) در رسوبات. پایانامه کارشناسی ارشد. دانشگاه علوم دریایی و اقیانوسی، ۱۱۲ص

۲۱. میرجلیلی، و.، ۱۳۷۳. ارتباط کلروفیل a و نوترینتها با تراکم پلانکتون در بهره گیری از منابع آبزی در آبهای استان هرمزگان. (پایان نامه تحصیلی درجه فوق لیسانس). دانشگاه آزاد اسلامی واحد تهران شمال. ۱۸۳ صفحه.

۲۲. نبوی،س.م.ب، ۱۳۷۸. بررسی ماکروبنتوزهای خوریات ماهشهر با تأکید بر نقش آنها در تغذیه آبزیان شیلاتی. رساله دکتری بیولوژی دریا. دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات. ۱۸۷ ص.

۲۳. نیکویان ع.ر.، ۱۳۷۷.بررسی تراکم،پراکنش،تنوع و تولید مثل ثانویه بی مهرگان کفزی(ماکروبنتوزها در خلیج چابهار،رساله دکتری بیولوژی دریا. دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات. ۱۹۵ص.

24. Abele, L. G., and Kim, W., 1986. An illustrated guide to the marine decapod crustaceans of Florida. State of Florida department of environmental regulation. Vol: 8(1) part 1 and 2.
25. Ajdari, D.; Hajirezaee, S. and Ajdari, Z. 2011.Fish colonization of artificial reefs in the Persian Gulf (Bandar Lengeh-Iran): Reef designs and seasonal changes of fish abundance. International Journal of Fisheries and Aquaculture. 3: 204-212.
26. Al-Awadi, A.R., 2000. Regional Report of the State of the Marine Enviroment. Organization for the Protection of Marine Environment. Kuwait.
27. Al-Majed, N., Mohammadi, H., and Al-Ghdban, A., 2000. Regional Report of the State of the Marine Environment. (ROPME). 187 p.
28. Alsaffar, A.H. and Al-Tamimi, H., 2006. Conservation of Coral Reefs in Kuwait, Arabian Gulf Marin Conservation Forum abu Dhabi, United Arab Emirates.

29. Al-Yamani, F.Y., Bishop, J., Ramadhan, E., Al-Husaini, M., and Al-Ghadban, A.N., 2004. Oceanographic Atlas of Kuwait s Waters. Kuwait Institute Scientific Research. ISBN: 99906-41-19-6. 203 p.
30. Al-Yamani, F.Y.; Skryabin, V.;Boltachova, N.; Revkov, N. Makarov, M.; Grintsov, V. and Elena Kolesnikova, E. 2012.Illustrated atlas on the Zoobenthos of KuwaItPublished in Kuwait .Kuwait Institute for Scientific Research,P.O. Box 24885, 13109 Safat, Kuwait
31. Ambrose, R. F. 1994. Mitigation the effect of a coastal power plant on a kelp forest community : rational and requirements for an ertificial reef. Bull. Mar. Sci. 55:694-708.
32. Anderlini, V.C., Jacob, P.G., and Lee, W.J., 1982. Atlas of physical and chemical oceanographic characteristics of Kuwait Bay. Kuwait Institute for Scientific Research, Report No.KISR704 , Kuwait
33. Aseltine-Neilson, D.A., Bernstein, B.B., Palmer-Zwahlen, M.L., Riege, L.E. and Smith, R.W., 1999. Comparisons of turf communities from Pendleton artificial reef, Torrey Pines artificial reef, and a natural reef using multivariate techniques. Bulletin of Marine Science, 65: 37–57.
34. Azhdari, H.; Ibrahim, M. and Arshad, A. 2012. The effect of artificial reefs on fish assemblage versus natural sites in the Bandar Lengeh-Iran**. Iranian Journal of Fisheries Sciences**. : **11** : **1-12.**
35. Bacchiocchi, F. and Airoldi, L., 2003. Distribution and dynamics of epibiota on hard structures for coastal protection. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 56: 1157-1166.
36. Bailey-Brock, J.H., 1989. Fouling community development on an artificial reef in Hawaiian waters. Bulletion of Marine Science, 44: 580-591.
37. Baine M.S.P., 2001. Artificial reefs: a review of their design, application, management and performance. Ocean & Coastal Management 44: 241-259.
38. Barber, T.R., 2002. Reef ball: An advincedtechnique to mimic natural raaf systems using designed artifical reefs. International conference on the role of diversin protection of the marine environment, Kuwait, May 22–25.
39. -Barnes, R. D., 1987. Invertebrate zoology. Fifth Edition, Saunders College Publishing. 893p.
40. Bayer, F.M., Grasshoff, M. and Verseveldt, J., 1983. Illustrated trilingual glossary of morphological and anatomical terms applied to Octocorallia. 75p.
41. Benayahu, Y. and Loya, Y., 1987. Long–term recruitment of soft –corals (Octocorallia: Alcyonacea) on artificial substrata at Eilat (Red Sea). Marine Ecology, 38: 161-167.
42. Birkeland, C., 2004. Ratcheting down the coral reefs. BioScience, 54: 1021–1027.
43. Birrell, C.L., McCook, L.J. and Willis, B.L., 2005. Effects of algal turfsand sediment on coral settlement. Marine. Pollution, 51: 408–414.
44. Blanchard, D. and Bourget, E., 1999. Scales of coastal heterogeneity: influence on intertidal community structure. Marine Ecology Progress Series, 179: 163-173.
45. Bohnsack, J. A., 1996. Maintenance and recovery of reef fishery productivity. In: Polunin, N.V. and Roberts, C. M. (Eds), Reef fisheries. Chapman and Hall, London, pp. 284-313.
46. Bohnsack, J. A., Johnson, D., L., and Ambrose, R. F., 1991. Ecology of artificial habitats and fishes. In: Seaman, W.J. and Spargue, L.M. (Eds), Artificial habitats for marine and freshwater fisheries. Academic Press, New York. pp. 61-99.
47. Bohnsack, J.A. and Sutherland, D.L., 1985. Artificial reef research: A view with recommendations for future priorities. Bulletion of Marine Science, 37: 11-39.
48. Bohnsack, J.A., 1989. Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioral preference? Bulletion of Marine Science, 44: 631-645.
49. Bortone, S.A., Martin, T., Bundrick, C.M., 1994. Factors affecting fish assemblage development on a modular artificial reef in a northern Gulf of Mexico estuary. Bull. Mar. Sci. 55 (2-31, 319-332.
50. Bosselmann, A., 1991. Recruitment and postlarval growth of some macrozoobenthos species in the German Bight. Meeresforschung 33, 141-158.
51. Burt, J. Bartholomewc, A.Andrew Bauman, A. , Saif, A. and . Sale, P. F.2009. Coral recruitment and early benthic community development on several materials used in the construction of artificial reefs and breakwaters.Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 373 (2009) 72–78
52. Butman, C.A., 1987. Larval settlement of soft-sediment invertebrates: the spatial scales of pattern explained by active habitat selection and the emerging role of hydrodynamical processes. Oceanog Marine Biology: Annu Rev 25, 113-165.
53. Caley, M.J. and St. John, J., 1996. Refuge availability structures assemblaes of tropical reef fishes. Journal of Animal Ecology, 65: 414-428.
54. Carpenter, K.E., and Neim, V.H., 1998. Crabs: FAO species identification guide for fishery purposes. The living marine resources of the Western Central Pacific. Volume 2. Cephalopods, Crustaceans, holothuridians and sharks. FAO, Rome, pp.1045-1155.

55. Carpenter، K. E.، Harrison، P. L. Hodgson، G.، Alasaffar، A. H.، and Alhazeem، S. H.، (1997). The corals and coral reef fishes of Kuwait، Kuwait institute for scientific research. Environment public authority، pp. 166.
56. Carr, M.H. and Hixon, M.A., 1995.Predation effects on early post-settlement survivorship of coral reef fishes. Mar.Ecol. Prog.Ser.124:31-42.
57. Carr, M.H. and Hixon, M.A., 1997. Artificial reefs: the importance of comparisons with natural reefs. Fisheries, 22: 28–33.
58. Carter, A. and Prekel, S., 2008. Benthic colonization and ecological successional patterns on a planned nearshore artificial reef system in Broward Country, SE Florida. In Proceeding of the 11th International Coral Reef Symposium, Florida, pp. 1209-1213.
59. Chace Jr., F. A., McDermott, J. J., McLaughlin and Manning, R. B., 1986. Decopoda. In: Sterrer, W. G., and Schoepfer- Sterrer, C., Marine fauna and flora of Bermuda a systematic guide to the identification of marine organisms. Awiley- Interscience publish.
60. Clark, S. and Edwards, A.J., 1999. An evaluation of artificial reef structures as tools for marine habitat rehabilitation in the Maldives. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 9: 5–21.
61. Coles, S. & McCain, J. (1990). Environmental factors affecting benthic communities of the
62. Colline, R., Diaz, M.C., Norenburg, J., Rocha, R.M., Sanchez, J.A., Schwartz, A.M. and Valdes, A., 2005. Photographic Hdentification Guide to Some Common Marine Invertebrates of Bocas Del Toro, Panama. Caribbean Journal of Science. 41:635-707.
63. Collins, K.J.,,Jensen, A.C., Lockwood, A.P.M., 1991. Artificial reef project - Poole Bay programme. Prog. Underwater Sci.16, 75-84.
64. Connell JH, Slatyer RO (1977) Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. Amer Nat 111:1119-1144
65. Connell, S.D., and Jones, G.P., 1991. The influence of habitat complexity on postrecruitment processes in a temperate reef fish population. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 151: 271–294.
66. County, Florida. Bull Mar Sci 78(1):57-70
67. Crisp, D. J., 1984. Energy flow measurement . In methods for the study of marine benthos . (Eds . N . A`. Holm & A . D . McIntyre) Black well Scientific . Oxford, U .K .PP 284-327.
68. Culter, J. K. and Truitt, C., 1997. Artificial reef construction as a soft-bottom habitat restoration tool. Sarasota Bay national estuary program. Mote marine laboratory technical report NO.530. 43p.
69. De Bernardi, E., 1989. The Monaco underwater reserve- design and construction of artifical reefs. Bulletin of Marine Science, 44: 1066-1073.
70. De Falco, G., Magni, P., Tera¨svuori, L.M.H., Matteucci, G., 2004. Sediment grain-size and organic carbon distribution in the Cabras lagoon (Sardinia, west Mediterranean). Chemistry and Ecology 20(Supplement 1), S367–S377.
71. DeMartini, E.E., Roberts, D.A., Anderson, T.W., 1989. Contrasting patterns of fish density and abundance at an artificial rock reef and a cobble-bottom kelp forest. Bull. Mar. Sci. 44,881-892.
72. Diaz, R.J., and Rosenberg, R., 1995. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioral responses of benthic macro fauna. Oceanography and marine biology annual review 33: 245-303.
73. Ditton, R.B. and Burke, L.B., 1985. Artificial reef development for recreational fishing: A planning guide. Sport fishing institute, Artificial reef development center, Washington D.C.
74. Downing, N., Tubb, R.A., El-Zahr, C.R. and McClure, R.E., 1985. Artifical reefs in Kuwait, northern Arabian Gulf. Bulletin of Marine Science, 37: 157-178.
75. Duedall, I.W. and Champ, A., 1991. Artifical reef: Emerging science and technology. Oceanus, 34: 94-101.
76. Eaton, A.D., Clesceri, L.S., Rice, E.W., and Greenberg, A.E., 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th edition. American Public Health Association. Washington, DC. Multiple pages. Different paging.
77. Eco-Zist consulting engineers. 1980. Environmental Report. Atomic Energy Organization of Iran 1 and 2. 50-300 p.
78. Eggleston, D.B., Elis, W.E., Etherington, L.L., Dahlgren, C.P. and Posey, M.H., 1999. Organisms responses to habitat fragmentation and diversity: Habitat colonization by estuarine macrofauna. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 236: 107-132
79. Emra, H.I., 1990. Study on oxygen and phosphate in the waters of the Southern Arabian Gulf of Oman Acta Adriat., 31(1/2): 47–57.
80. Figley, B., 2003 . Marine life colonization of exoerimental reef habitat in temperate ocean waters of New Jersey . New Jersey Department of Environmental protection Division of fish and wildlife.

81. Foster, K.L., Steimle, F.W., Muir, W.C., Krapp, R.K., Conlin, B.E., 1994. Mitigation potential of habitat replacement: concrete artificial reef in Delaware Bay, preliminary results. Bull.Mar. Sci. 55 (2-31, 783-795.
82. Glasby, T.M. and Connell, S.D., 1999. Urban structures as marine habitats. Ambio, 28: 595–598.
83. Goreau,T.G., Garcia,G., Garcia, M.A., Ibarra, R.,Gomez, S., and Basurto, D., 2001. Artificial Reef Project of The Western Isla Mujeres, Cancun Point, and Nizuc Point National Marine Park Preliminary Results.
84. Grassoff, K., and Riley, J.P., 1975. Chemical Oceanography. 2th ed. Vol.2 , Academic Press Oxford. 443-579.
85. Gray, S. (1997). Marine biodiversity: patterns, threats and conservation needs. Biodiversityand Conservations, Vol. 6, pp. 153-175.
86. Grossman, G.D., Johnes, G.P. and Seaman, W.J., 1997. Do artificial reefs increase regional fish production? A review of existing data. Fisheries, 22: 17–23.
87. Grove, R. S. and Sonu, C. J., 1985. Fishing reef planning in Japan. In: D' Itri, F. M.(Ed), Artificial reefs: Marine and freshwater applications. Lewis Press, Chelsea. Michigan, pp.187-251
88. Grove, R.S., Nakamura, M. and Sonu, C.J., 1991. Design and engineering of manufactured habitats for fisheries enhancement. In: Seaman, W. and Spragu, L.M. (Eds), Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries. Academic Press. San Diego, pp.109-152.
89. Guichard, F., Bourget, E. and Robert, J.L., 2001. Scaling the influence of topographicheterogeneity on intertidal benthic communities alternate trajectories mediated by hydrodynamics and shading. Journal of Marine Ecology Progress Series, 217: 27-41.
90. Harkantra, S. N., 1982. Studies on sublittoral macrobenthic fauna of the inner Swansea bay. Indian Journal of marine Sciences, 11, 75-78.
91. Harkantra, S. N., Parulekar, A. H., 1994. dwelling macroinvertebrates of Rajapur Bay (central west coast of India). Indian Jurnal of Marine Science., 23, 31-34.
92. Harmelin, J.-G., Bellan-Santini, D., 1996. Assessment of biomass and production of artificial reef communities. Paper presented at the European Artificial Reef Research Network (EARRN)Conference, 26-30 March 1996, Ancona, Italy.
93. Harriott, V.J. and Fisk, D.A., 1988. Recruitment patterns of scleractiniancorals: a study of three reefs. Australia Journal of Marine Freshwater Research, 39: 409–416.
94. Hiddink, J.G., S. Jennings & M.J. Kaiser. 2006a. Indicators of the ecological impact of bottom-trawl disturbance on seabed communities. Ecosystems, 9(7): 1190-1199.
95. Hiddink, J.G., T. Hutton & S. Jennings. 2006b. Predicting the effects of area closures and fishing effort restrictions on the production, biomass, and species richness of benthic invertebrate communities. ICES J. Mar. Sci., 63(5): 822-830.
96. Holland, A. F, Shaughnessy, A. T, Hiegel, M. H., 1987. Long-term variation in mesohaline Chesapeake Bay macrobenthos: spatial and temporal patterns. Estuaries, 10, 370-378
97. Holme, N.A., and Mcintyre, A.D., 1984. Methods for study of marine benthos, second edition, Oxford Blackwell Scientific publication. 387p.
98. Holthuis, L. A., 1985. Species identification sheet for fishery purpose western Indian Ocean (fishing area 51). Fisheries synopsis. FAO, Rome. No. 125, Vol. 1.fisheries service. 74p.
99. Hutchings, P.A., 1984. An illustrated guide to the estuarine Polychaete worms of new South Wales. Coast and wetland society, Sydney, 160 p.
100. Hyland, J., Karakassis, I., Magni, P., Petrov, A., Shine, J., 2000. Summary Report: Results of initial planning meeting of the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO) Benthic Indicator Group. 70p.
101. Jebreen, E., 2005, An investigation into the effects of artificial reefs on fish stocks. queensland department of primary industries, Available from: /http://www.dpi.qld.gov.au/far/9279.htmS.
102. Jensen, A.C., 2002. Artificial reefs of Europe: perspective and future. ICES Journalof Marine Science, 59: S3–S13.
103. Joint artificial reef technical committee of the Atlantic and Gulf States marine fisheries commissions (JARTC-AGSMFC), 1998. Coastal artificial reef planning guide. National Marine Fisheries Service .118p.
104. Jones, D.A., 1986. A field guide to the seashores of Kuwait and the Arabian Gulf. University of Kuwait, Bland ford Press.182p.
105. Keats, D.W., South, G.R. and Steele, D.H., 1990. Effects of an experimental reduction in grazing by green sea urchins on a benthic macroalgal community in eastern Newfoundland. Marine Ecology Progress Series, 68: 181-193.
106. Kenchington, E., Best, M., Cogswell, A., MacIsaac, K., Murillo-Perez, F.J., MacDonald, B., Wareham, V., Fuller, S.D., Jargensbye, H.I., Sklya, V. and Thompson, A.B., 2009. Coral Identification Guide NAFO Area. Science Council Studies. 42:1-35.

107. Kevern, N.R., 1973. A manual of limnological methods department of fisheries and wild life . Michigan state university.
108. Kim, W.K., Son, Y.S., Lee, J.H., Hong, J.P., Kim, Y.S., Lee, J.W. and Jo, Q., 2008. Macrobenthic community at type and age-different artificial reefs located along the Korean coast of the East Sea. Journal of Environmental Biology, 29: 501-505.
i. Kinzie, R.A., 1979. The ecology of the gorgonians (Cnidaria; Octocorallia) of Discovery Bay, Jamaica. Ph.D. thesis, Yale University, New Haven, Connecticut.Krebs, J. C.,1989. Ecological methodology. Harper Colins Publisher, 654p.
109. Lasker, H. R., 1988. The incidence and rate of vegetative propagation among coral reef alcyonarians. In Procceding of the Sixth International Coral Reef Symposium. Australia, 2: 763-768.
110. Levin, S.A., Grenfell, B., Hastings, A. and Perelson, A.S., 1997. Mathematical and computational challenges in population biology and ecosystems science. Science, 275: 334-343. Lukens, R.R., 1997. Ichtyofaunal colonization of a new artificial reef in the northern Gulf of Mexico, Gulf Research. Report. 7: 41-46.
111. Levinon, J.D., Lopez, G.R., 2004.A model of renewable resources and limitation of deposite feeding benthic population .Oecologia(Berlin).31,177-90.
112. Lowry, M., Folpp, H., Gregson, M. and McKenzie, R., 2010. Assessment of artificial reefs in Lake Macquarie NSW. Industry & Investment NSW, 47pp.
113. Martin, D., Gremare, A., 1997. Secondary production of Capitella sp. (polychaeta :capitellidae) inhabiting different organically enriched environment. scientia marina., 61, 99-109
114. Maurer, D., Howe, s., Leathem, W., 2007. Secondary production of macrobenthic Invertebrates from Delaware Bay and coastal waters. 77, 187-201.
115. McLaughlin, J.F. and Roughgarden, J., 1992. Predation across spatial scales in heterogeneous environments. Theorical Population Biology, 41: 27-299.
116. Menge, B.A. and Sutherland, J.P., 1987. Community regulation: Variation in disturbance, competition, and predation in relation to environmental stress and recruitment. American Naturalist, 130: 730-757.
117. Miner, W. R., 1950. Field book of sea shore life. Van Rees press, New York. 456 p.
118. Nicoletti L., Marzialetti S., Paganelli D., Ardizzone G.D., 2007. Long-term changes in a benthic assemblage associated with artificial reefs. Hydrobiologia 580: 233-240.
119. Olafsson, E.B., Peterson, CH., Ambrose, W.G., 1994. Does recruitment limitation structure populations and communities of macro-invertebrates in marine soft-sediments: the relative significance of pre- and post-settlement processes. Oceanogr Marine Biology: An Annu Rev 32, 65-109.
120. Olsen, R.J., 1981. 15 N Tracer studies of the primary nitrite maximum. J. Marine Research. 203-226.
121. Oren, U. and Benayahu, Y., 1997. Transplantation of juvenile corals: anew approach for enhancing colonization of artificial reefs. MarineBiology, 127: 499–505.
122. OSPAR Commission, 1999. OSPAR Guidelines on Artificial Reefs in Relation to Living Marine Resources. OSPAR Commission, London.
123. Parulekar, A. H., Harkantra, S. N. & Ansari, Z. A. (1982). Benthic production and the assessment of demersal fishery resources of the Indian sea. Indian Journal of Marine Sciences ,11, 107-114.
124. Pascual, M. and Caswell, H., 1997. Environmental heterogeneity and biological pattern in a chaotic predator-prey system. Journal of Theorical Biology, 185: 1-13.
125. Pavlovskii, E.N., 1955. Atlas of the invertebrates of the far eastern seas of the USSR.Academy of Science of the U.S.S.R. Zoological Instute. 455p.
126. Pears, R. and Williams, D. Mc. B., 2005, Potential effects of artificial reefs on the GREAT BARRIER reef. Cooperative Research Centre for the great barrier Reef World Heritage Area technical report 60. Townsville: James Cook University.
127. Perkol-Finkel S. and Benayahu Y. 2004. Community structure of stony and soft corals on vertical unplanned artificial reefs in Eilat (Red Sea): comparison to natural reefs. Coral Reefs, 23: 195 – 205.
128. Perkol-Finkel S. and Benayahu Y. 2005. Recruitment of benthic organisms onto a planned artificial reef: Shifts in community structure one decade post deployment. Marine Environmental Research, 59: 79 – 99.
129. Perkol-Finkel, S. and Benayahu, Y., 2007. Differential recruitment of benthic communities on neighboring artificial and natural reefs. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 340: 25-39.
130. Perkol-finkel, S. and Benayahu, Y., 2009. The role of differential survival patterns in shaping coral communities on neighboringartificial and natural reefs.Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 369: 1–7.
131. Perkol-Finkel, S., Shashar, N., Barnea, O., Ben-Daviv-Zaslaw, R., Oren, U., Reichart, T., Yacobovich, T., Yahel, G., Yahel, R. and Benayahu, Y., 2005. Fouling reefal communities on artificial reefs: does age matter? Biofouling, 21: 127–140.

132. Perkol-Finkel, S., Shashar, N., Barnea, O., Ben-Daviv-Zaslaw, R., Oren, U., Reichart, T., Yacobovich, T., Yahel, G., Yahel, R. and Benayahu, Y., 2005. Fouling reefal communities on artificial reefs: does age matter? Biofouling, 21: 127–140..Rogers, C.S., 1990. Responses of coral reef and reef organisms to sedimentation. Marine Ecology Progress Series, 62: 185-202.
133. Perkol-Finkel, S., Shashar, N., Benayahu, Y. 2006b. Can artificial reefs mimic natural reef communities? The role of structural features and age. Marine Environmental Research. 61: 121-135.
134. Perkol-Finkel, S., T. Miloh, G. Zilman, S.I. Benayahu & Y. Benayahu. 2006a. Floating and fixed artificial reefs: the effect of substratum motion on benthic communities. Mar. Ecol. Prog. Ser., 317: 9-20.
135. Phongsuwan, N., Chansang, H. and Satapoomin, U., 1993. Colonization of fouling communities and associated fauna at artificial reefs in Ranong Province, Thailand. Phuket Marine Biology Center, Phuket, Thailand, pp.17-27.
136. Pickering H.and Whitmarsh D.1997. Artificial reefs and fisheries exploitation: a review of the 'attraction versus production' debate, the influence of design and its significance for policy, Fisheries Research 31 (1997) 39-59.
137. Pollution Bulletin, Vol. 42, pp. 1040-1048.
138. Pondella, D., Stephens, J., Craig, M., 2002. Fish production of a temperate artificial reefbased on the density of embiotocids. ICES J. Mar. Sci. 59, S88–S93.
139. processes. Ambio, Vol. 26, pp. 578-583.
140. Qian, P., 1999. Larval settlement of polychaetes. Hydrobiologia 402, 239–253
141. Riley, J.P., and Chester, R., 1971. Introduction to marine chemistry. London. Academic press. 421 p.
142. Rilov, G. and Benayahu, Y., 2000. Vertical artificial structures as an alternative habitat for coral reef fishes in disturbed environments. Marine Environmental Research, 45: 431–451.
143. Rooker ,J.R., Dokken ,Q. R. Pattengill , C. V., Holt, G. J.1997. Fish assemblages on artificial and natural reefs in the Flower Garden Banks National Marine Sanctuary, USA Coral Reefs (1997) 16: 83—92.
144. Sale, P.F., 1980. The ecology of fishes on coral reefs. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. 18, 367-421.
145. Samimi Namin, k. and Van Ofwegen, L.P., 2009. Some shallow water octocorals (Coelenterata: Anthozoa) of the Persian Gulf. Zootaxa, 2058: 1–52.
146. Sampaolo, A., Relini, G., 1994. Coal ash for artificial habitats in Italy. Bull. Mar. Sci. 55 (2-31, 1277-1294.
147. Sanchez, J.A., and Wirshing, H.H., 2005. A field key to the identification of tropical western Atlantic zooxanthellate octocorals (Octocorallia: Cnidaria). Caribbean Journal of Science. 41:508-522.
148. Santos, L., A-Brerthou, E. G., Agostinho, A. A.and D. Latini, J.O. 2011. Fish colonization of artificial reefs in a large Neotropical reservoir: material type and successional changes Ecological Applications, 21(1), 2011, pp. 251–262
149. Seaman, W. and Jensen, A.C., 2000. Purposes and practices of artificial reef evaluation. In: Seaman, W. (Ed), Artificial Reef Evaluation with Application to Natural Marine Habitats. CRC Press, Florida, pp. 2–19.
150. Seaman, W., 2002. Unifying trends and opportunities in global artificial reef research, including evaluation. ICES Journal of Marine Science, 59: S14–S16.
151. Seaman, W., Buckley, R. M. and Pobuina, J.J.1989. Advances in knowledge and technology and management related to artificial aquatic habitats.Bull.Mar. Sci.44:527-532.
152. Sherman, R.L., Gilliam, D.S. and Spieler, R.E., 2001. Site-dependent differences in artificial reef function: implications for coral reef restoration. Bulletin of Marine Science, 69: 1053-1056.
153. Shin, J., Fenical, W. and Fuscosides, A. D., 1991. Antiinflammatory diterpenoid glycosides of new structural classes from the Caribbean gorgonian Eunicea fusca. Journal of Organic Chemistry, 56: 3153–3158.
154. Simmonds, E.J. and Lamboeuf, M., 1981. Environmental conditions in the Gulf and Gulf Oman their Influence on the Propagation of Sound.(FAO and UNDP). 62 p.
155. Sinch, R.V., Khambadkar, L.R., Nandakumar, A., and Murty, A.V.S., 1989. vertical Distribution of phosphate, Nitrate and nitrite of lakshadweep waters in the Arabian Sea. First workshop Scient. Resul. FORV Sagar Sampada, 5-7 June: 19-23 (1990).
156. Smiley, B.D., 2006. The international scuttling of surplus and derelict vessels: some effects on marine biota and their habitat in British Columbia waters.
157. Smith, S. & Rule, M. (2001). The effects of dredge-spoil dumping on a shallow water softsediment community in the Solitary Island Marine Park, NSW, Australia. Marine
158. Snelgrove, P. (1997). The importance of marine sediment biodiversity in ecosystem
159. Snelgrove, P.V.R., Blackburn, T.H., Hutchings, P.A., Alongi, D.M., Grassle, J.F., Hummel, H., King, G., Koike, I., Lambshead, P.J.D., Ramsing, N.B., Solis-Weiss, V., 1997. The importance of marine sediment biodiversity in ecosystem processes. Ambio 26, 578–583

160. Spanier, E., 1996. Assessment of habitat selection behaviour in macroorganisms on artificial reefs. Paper presented at the European Artificial Reef Research Network (EARRN) Conference, 26-30 March 1996, Ancona, Italy.
161. Spanier، E.، 2000، Changes in the ichthyofouna of an artificial reef in the southeastern Mediterranean in one decade. SCI. MAR. 64 (3): pp. 279-284.
162. Stanos, S.L. and Simon, J.L., 1980. Response of soft-bottom benthos to annual catastrophic disturbance in a South Florida estuary. Marine Ecololoy Progress Series, 3:347-355.
163. Sterreer, W., 1986. Marine fauna and flora of Bermuda, a systematic guide to the identification of marine organisms. John Willy & Sons, 742p.
164. Stickney, R.R., 2000. Encyclopedia of aquaculture. Jhon wiley and sons, Inc. Swift, S.A. and Bower, A.S., 2003. Formation and circulation of dense water in the Persian /Arabian Gulf. J. Geophys. Res., 108(C1), 3004, doi:10.1029/2002JC001360,
165. Sutherland JP, Karlson RH (1977) Development and stability of the fouling community at Beaufort, North Carolina. Ecol Monogr 47:425-446
166. Sutton, S. G. and Bushnell, S. L., 2007, "Socio-economic aspects of artificial reefs: considerations for the great barrier reef marine park", Ocean and Coastal Management, vol. 50, pp. 829-846.
167. Svane, I.B. and Petersen, J.K., 2001. On the problems of epibiosis, fouling and artificial reefs, a review. P.S.Z.N.I. Marine Ecology, 33: 169–188.
168. Szedlmayer, S.T., 2000. Artificial reefs: Design,Placement and permitting. Auburn Eniversity Marine Extension and Research center.
169. Thanner SE, McIntosh TL, Blair SM (2006) Development of benthic and fish assemblages on artificial reef materials compared to adjacent natural reef assemblages in Miami-Dade
170. Thomason, J.C., Letissier, M.D.A., Thomason, P.O. and Field, S. N., 2002.Optimising settlement tiles: the effects of surface texture andenergy, orientation and deployment duration upon the foulingcommunity. Biofouling, 118: 293–304.
171. Tsemel, A., Spanier, E. and Angel, D. L., 2006. Benthic community of artificial structures: Effects of mariculture in the Gulf if Aqaba (Eilat) on development and bioaccumulation. Bulletin of Marine Science, 78: 103-113.
172. United Nations Environmet Program., 1999. Overviwe on Land-based Sources and Activities Affecting he Marine Environment in the ROPME Sea Area. UNEP Regional Seas Report and Studies. No.168.127 p.
173. USEPA. 2001. Technical Guidance for Screening Contaminated Sediments. New York State Department of Environmental Conservation. 32 p.
174. Van Dolah, R.F., Jutte, P.C., Riekerk, G.H., Levisen, M.V., Scrowe, S., Lewitus, A., Chestnut, D.E., Mcdermoth, W., Bearden, D., and Fulton, M.H., 2004. The condition of South Carolinas estuarine and coastal habitats during 2001-2002. SCECAP(South Carolina estuarine and coastal assessment program). Technical report, No 100, 73 p.
175. Walker, S.J., Shlacher, T.A. and Shlacher, M.A., 2007. Spatial hetrogeneity of epibenthos on artificial reef: Fouling communities in the early stages of colonization on an East Australian shipwreck. Marine Ecology, 28: 435–445.
176. Wendt, P.H., Knott, D.M., and Van Dolah, R.F., 1989. Community structure of the sessile biota on five artificial reefs of different ages. Bulletin of Marine Science, 44: 1106–1122.
177. western Arabian Gulf. Marine Environmental Research, Vol. 29, pp. 289-315.
178. Wilkinson, C.R, 2000. Executive summary. In: Wilkinson, C.R. (Ed), Status of coral reefs of the world: 2000. Australian Institute of Marine Science, Townsville, Australia, pp. 7–19.
179. Wing, B.L. and Barnard, D.R., 2004. A field guide to Alaskan corals. National marine
180. Wittenberg, M. and Hunte, W., 1992. Effects of eutrophication and sedimentation on juvenile corals. I. Abundance, mortality and community structure. Marine Biology, 112: 131-138.
181. Yus, N.E., 1999. Benthos and fish survey of the rig reef at tow-fathom rock. BSAC Borneo Branch. Report NO.788. 28p.
182. Zeevi Ben-yosef, D. and Benayahu, Y., 1999. The gorgonian coral Acabaria biserialis : life history of a successful colonizer of artificial substrata. Marine Biology, 135: 473-481.
183. Zintzen, V., Norro, A., Massin, C. and Mallefet, J., 2008. Spatial variability of epifaunal communities from artificial habitat: Shipwrecks in the Southern Bight of the North Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 76: 327-344.

پیوست

شکل- ۱- پیوست- نمونه ای از جداسازی انواع گونه های جانوری وابسته به بدنه سازه ها (۹۱-۱۳۹۰)

جدول ۱ پیوست- میانگین فراوانی(تعداد در متر مکعب) زئوپلانکتونها در ماههای مورد مطالعه منطقه زیستگاههای مصنوعی در

گونه ها	اردیبهشت ۹۰	خرداد ۹۰	تیر ۹۰	مرداد ۹۰	شهریور ۹۰	مهر ۹۰	آبان ۹۰	آذر ۹۰	دی ۹۰	بهمن ۹۰	اسفند ۹۰	فروردین ۹۱
Acartia ohtsukai	1	22	249	12	130	0	2	0	2	2	0	0
Acartia danea	0	0	15	16	19	0	0	0	0	0	0	0
Acartia amboinensis	0	0	0	0	13	11	0	0	0	2	0	0
Acartia erythraea	0	0	0	0	16	0	0	0	0	2	0	0
Subeucalanus pileatus	1	0	5	13	40	116	0	0	0	0	0	0
Subeucalanus subcrassus	0	0	0	0	0	0	24	0	0	0	0	0
Acrocalanus sp	0	0	2	57	15	0	0	0	2	0	0	0
Paracalanus sp	0	0	0	0	10	105	14	0	0	0	0	0
Canthocalanus pauper	0	0	0	0	0	126	0	0	0	0	0	0
Labidocera sp1	2	0	8	16	10	21	4	0	2	32	0	16
Labidocera minuta	0	0	0	0	4	0	4	3	0	39	0	0
Labidocera sp2	0	0	7	43	7	11	0	0	0	25	0	0
Labidocera bengalensis	0	0	2	0	12	0	2	0	0	16	0	0
Calanopia elliptica	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calanopia minor	0	5	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Calanopia thompsoni	0	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pontellopsis herdamni	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pontella investigatoris	0	0	26	0	0	0	0	0	0	3	0	0
Pontella danea	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tortanus forcipatus	0	0	0	0	23	95	118	5	22	0	0	5
Temora turbinata	0	6	3	12	10	0	100	6	87	12	0	15
Euchaeta sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Centropages orsinii	1	0	0	0	12	32	2	0	0	0	0	27
Centropages furkatus	0	0	0	0	0	0	75	3	2	0	0	5
Centropages tenuiremis							4	0				

	اردیبهشت ۹۰	خرداد ۹۰	تیر ۹۰	مرداد ۹۰	شهریور ۹۰	مهر ۹۰	آبان ۹۰	آذر ۹۰	دی ۹۰	بهمن ۹۰	اسفند ۹۰	فروردین ۹۱
Corycaeus andrewsui	0	0	1	0	9	0	10	2	0	0	0	0
Oncaea sp	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0
Corycaeus lubbocki	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0
Corycaeus dahli	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0
Harpacticoid larvae	0	0	0	0	3	53	15	0	0	2	0	0
Oithona attenuata	0	0	0	0	0	21	4	3	0	0	0	0
Oikopleura sp	0	0	6	0	34	695	9	0	0	0	7	32
appendicularia	0	2	0	6	31	87	28	1	0	0	0	38
Fritillaria sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Ophiopluteus larvae	0	0	5	0	147	84	132	8	0	0	0	15
Rhizopoda spp	0	14	4	27	0	0	0	0	0	2	0	5
Lamellibranchia larvae	0	25	0	0	0	0	4	0	7	0	0	14
heteropod(Atlanta)	0	4	2	0	7	0	2	0	0	0	0	0
Atlantidae	0	9	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
sagitta sp1	20	8	53	45	22	53	82	2	20	7	4	5
sagitta sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
sagitta sp3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brachiopod larvae	0	0	0	0	4	0	2	0	0	0	0	0
Polychaeta larvae	0	0	2	0	0	0	24	0	0	0	0	0
Nemertinea larvae	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
pilidium larvae	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Tintinnopsis sp	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0
Vorticel spp	0	0	0	0	0	0	112	0	0	0	0	0
Ostracod larvae	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Penilia avirostris	0	0	4	0	0	0	105	2	3919	0	6	69
Pseudoevadne sp	36	1	0	0	0	0	7	0	0	0	0	10

	اردیبهشت ۹۰	خرداد ۹۰	تیر ۹۰	مرداد ۹۰	شهریور ۹۰	مهر ۹۰	آبان ۹۰	آذر ۹۰	دی ۹۰	بهمن ۹۰	اسفند ۹۰	فروردین ۹۱
llyoplax (Brachyura)	0	0	2	0	3	0	0	0	0	0	0	5
Porthanus (Brachyura)	0	0	4	0	15	0	49	0	0	0	0	0
Crab zoa	1	6	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stomtopoda (Protozoa)	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0
Upogebidae (family)	0	2	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
nauplius of peneoidae	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0
sergestes sp. (zoa)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Metapenaeu saffinis	15	4	38	0	1029	45	151	7	0	0	0	0
Parapenaeopsis stylifera	10	3	37	0	423	5	237	3	0	0	0	38
Penaeus indicus	3	0	19	0	68	0	41	3	0	0	0	0
Alpheus sp.	4	12	4	130	485	15	68	0	0	0	0	6
Lucifer hanseni	0	0	3	2	289	0	304	437	0	0	0	0
Acetes sp.	0	0	0	0	53	30	41	0	0	0	0	0
Caridae larvae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Thalassinidae (family)	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sparidae (family)	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clupeaidae (family)	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
Eutima sp	1	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0
Eirene sp	1	7	0	0	3	0	0	8	1	0	0	0
Diphyes chamissonis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Beroe ovata	0	0	0	26	0	0	0	9	15	0	0	0
Aequorea sp	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0	0	0
Pleurobrachia	0	0	0	7	0	0	0	12	8	0	0	0
Cidipid	0	0	0	6	0	0	0	6	0	0	0	0

		اردیبهشت ۹۰	خرداد ۹۰	تیر ۹۰	شهریور ۹۰	مهر ۹۰	آبان ۹۰	آذر ۹۰	دی ۹۰	بهمن ۹۰	اسفند ۹۰	فروردین ۹۱
Copepoda	*Acartia ohtsukai*	10	75	3.5	72.2	0	0	0	0	0	0	40
	Acartia amboinensis	0	0	0	3.9	0	0	0	0	0	0	0
	Clausocalanus arcuicornis	44	44	2.6	3.9	9.4	0	0	0	0	0	39
	Clausocalanus minor	4	0	0	0	0	2.15	0	0	0	0	0
	Subeucalanus subcrassus	8	22	0	0	0	0	0	0	0	0	22
	Paracalanus parvus	44	0	0	5.8	0	3.5	0	0	0	0	0
	Acrocalanus gracilis	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Temora turbinata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.45	0
	Labidocera sp1	0	0	0	3.9	0	0	0	0	0	0	0
	Labidocera sp2	0	0	0	11.6	0	0	0	0	0	0	0
	Labidocera sp3	0	0	0	3.9	0	0	0	0	0	0	0
	Oithona nana	28	0	0	3.9	4.7	0	0	0	0	0	0
	Oithona attenuata	31	0	1.62	0	0	0	0	0	0	0	0
	Oithona simplex	0	33	0	5.8	0	1.7	5.6	0	0	3.3	12
	Oithona larvae	1	0	1.5	0	0	0	0	0	0	0	0
	Euterpina acutifrons	39	48	0	3.9	0	2.15	0	0	0	0	27
	Microsetella norvegica	0	0	0	3.9	0	0	1.7	0	0	0	0
	Corycaeus andrewsi	16	26	0	14.8	0	0	0	0	0	0	14
	Corycaeus dahli	0	0	0	0	0	0	0	2.3	0	0	0
	Nauplius copepod	1	0	1.5	0	0	0	2.1	0	1.01	0	0
	copepodid calanoida	3	0	3.12	11.6	4.7	0	0	0	0	0	0
	Harpacticoida larvae	0	0	0	0	0	0	0	0	0.25	0	0
Protozoa	Rhizopoda	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	9
Echinodermata larvae	Ophiopluteus	0	0	0	4.1	0	0	5.6	0	0	0	0
Maxillopoda	*Penilia avirostris*	0	0	0	0	4.7	0	0	19.2	1.8	0	0
Mollusca	Lamellibranchia	0	0	0	0	2.12	0	0	0	0	0	0
Medusa	Eirene sp	0	0	0	0	0	0	0	2.3	0	0	0

Abstract

This study was carried out in continuation of previous studies on artificial reefs monitoring in Khozestan coastal waters. The main purpose was the zoo species composition on and around the artificial reefs. Sampling was done from May 2012 to April 2013, from 4 stations in artificial reefs area. Reef structures were sampled by scuba diving. Physical and chemical parameters were measured and water quality status was determined by using WQS index. Zooplankton and macrozooplankton communities were sampled by 100 and 300 micrometer mesh size nets respectively. Benthic animal's samples from sediments around of the reefs body were collected by Ekman grab. Sediment characters, TOM and grain size were analyzed by using ignition loss and size series sieves methods respectively. Secondary production of macrobenthic animals based on dominant species length classes was estimated. Ichthyological information recorded by diver (census and video recording) and Gargoor traps were used for fishing effort calculation .Except for nitrite parameter ($p<0.05$) in different stations and silica parameters ($p<0.05$) in different months, other parameters were not shown significant differences in studied stations and months. The mean of zooplankton density was (914±52) N/m^3 and the Copepoda species were the most abundant group (235 ±10) N/m^3.Anosim analysis showed no significant differences in reefs specie composition. Different Crustacean groups were included more than 82 percent of macrozooplanktons communities. Among macrozooplankons, the mean density of decapoda, branchiopoda and copepoda were 302, 296 and 191.5 N/m^3 respectively. The mean density of macrobenthic animals was 418±90.26 N/m^2 and mollusk, crustacean and polychaets were the most abundant benthic animals respectively. During the study period, total macrobenthos biomass 11.37 $g\text{-}wet/m^2$ and its mean value 2.84 g -wet $/m^2$, were estimated. Annual production for polychaets and crustacean groups 154$g\text{-}wet/m^2$ and 182 $g\text{-}wet/m^2$ were estimated respectively. Annual production of total macrobenthic animals was about 675 g-wet/m2/y. According to sediment analysis, the range of silt-clay (8.7-95.6)% and seasonal mean TOM (4.47-13.25)% were calculated in studied stations. According to attached organisms biomass (wet weight), Cnidarian Anthozoa class with (88)% was the most abundant and then sponge (10)%, Cnidarian Hydrozoan class and arthropoda each one with 1% were included total attached organisms. Due to high biomass of Anthozoa species the most abundant mean was observed in spring season. The Malacostraca group especially Crustacean (72)% was the main mobile animals on reef bodies and then Echinodermata (Ophiurida and marine Orchids) (18)%, Mollusca (Bivalves and Gastropods) (4)% and Polychaets (3)% were the main mobile organisms. The range of Shannon diversity index was (3.22-3.46) and (2.44-3.38) in studied stations and months respectively.Totaly in studied area, the number 15 fishes species were observed and Sparidae family with 3 species were the diverse fish family.The fish Hamour (Epinephelus coiodes,Seranidae) (87)% was presented in all studied months and stations. After Hamour the *Neopomacentrue sindensis* and *Diplodus sargus Kotschyi* were the most abundant fishes. The maximum and the minimum of hamour catch per unit effort were in reef B in spring and reef C in autumn respectively .Data comparing showed that except for nitrite the other physical and chemical parameters were observed in the same range by 2005-2007 study. According to obtained results, Zoo communities in different part of ecosystem showed greater diversity than to past years and in comparing to mudflat coastal waters in Khozestan waters, new ecosystem has been created in the region. High diversity of different animal groups that were disperses in water column in early phases of its life and need to settlement to substrate to continuing the life were observed in area. Attached animals plays an important role in biological and ecological characters in the coastal area.

Ministry of Jihad – e – Agriculture
AGRICULTURAL RESEARCH, EDUCATION & EXTENSION ORGANIZATION
Iranian Fisheries Science Research Institute – Aquaculture Research Center- South of Iran

---

Project Title : Species composition monitoring in artificial reefs area in Khuzestan coastal waters
Approved Number: 2-74-12-89136
Author: Simin Dehghan Madiseh
Project Researcher : Simin Dehghan Madiseh
Collaborator(s) : Gh.Eskandary, S.Sabzalizadeh, F.Esmaeily- N.Jahani, Y.Mayyahi, J. Banitorfi
Advisor(s): -
Supervisor: D. Azhdari
Location of execution : Khozestan province
Date of Beginning : 2011
Period of execution : 2 Years
Publisher : Iranian Fisheries Science Research Institute
Date of publishing : 2016

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 & EXTENSION ORGANIZATION
Iranian Fisheries Science Research Institute - Aquaculture Research Center- South of Iran

Project Title :

Species composition monitoring in artificial reefs area in Khuzestan coastal waters

Project Researcher :

Simin Dehghan Madiseh

Register NO.

47959