اثرات پرورش ماهی کپورمعمولی در قفس بر ساختار جمعیت زئوپلانکتونی سد گلستان، استان گلستان

- **پریا رئوفی***: گروه شیلات، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه گنبدکاووس، گنبدکاووس، ایران
- **حجت‌اله جعفریان**: گروه شیلات، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه گنبدکاووس، گنبدکاووس، ایران
- **رحمان پاتیمار**: گروه شیلات، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه گنبدکاووس، گنبدکاووس، ایران
- **رسول قربانی**: گروه شیلات، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه گنبدکاووس، گنبدکاووس، ایران
- **محمد هرسیج**: گروه شیلات، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه گنبدکاووس، گنبدکاووس، ایران

تاریخ دریافت: آذر ١٣٩٦ تاریخ پذیرش: اسفند ١٣٩٦

چکیده

پرورش ماهی در قفس از سیستم‌های جدید پرورش آبزیان در محیط محصور است، هرچند ممکن است به‌واسطه پسماند غذای خورده نشده و مدفوع ماهیان، با ایجاد تغییرات فیزیکوشیمیایی در ستون آب جمعیت زئوپلانکتونی دستخوش تغییر گردد. بدین‌منظور، این مطالعه به پایش اثرات فعالیت پرورش ماهی کپورمعمولی در قفس بر ساختار جمعیت زئوپلانکتونی سد گلستان پرداخت. نمونه‌برداری در دو فصل بهار و تابستان در فواصل ٥، ١٠٠، ٢٠٠، ٤٠٠، ١٠٠٠ و ٢٠٠٠ متری از قفس صورت پذیرفت. نتایج نشان داد که پرورش ماهی کپور در قفس روی خصوصیات فیزیکوشیمیایی و نیز فراوانی زئوپلانکتون‌ها اثر معنی‌دار نداشت (P>٠/٠٥) و عوامل ذکر شده بیش‌تر تحت تاثیر فصل قرار داشتند. در این مطالعه ١٠ جنس از زئوپلانکتون‌ها شناسایی شد. یک گونه متعلق به راسته Cyrtophoridae، ٢ گونه متعلق به راسته Hymenostomatida، یک گونه متعلق به راسته Oligotrichida، دو گونه متعلق به راسته Diplostraca و راسته‌های Cyclopoida، Calanoida، Arcellinida و Ploima هرکدام دارای یک گونه شناسایی شدند. در هر دو فصل بهار و تابستان بیش‌ترین درصد فراوانی متعلق به *Cyclops* به‌ترتیب با ٦٤٪ و ٢١٪ بود. شاخص‌های تنوع زیستی برای زئوپلانکتون‌ها در فصل بهار کم‌تر از فصل تابستان بود. نتایج آزمون CCA نشان داد که در فصل بهار، فاکتور DO و در تابستان NH3 ارتباط منفی با فراوانی زئوپلانکتون‌ها داشت. به‌نظر می‌رسد این حجم از قفس‌های پرورش ماهی کپورمعمولی مستقر در سد گلستان تاثیر معنی‌داری بر عوامل کیفی آب و هم‌چنین روی جوامع زئوپلانکتونی شناسایی شده در محیط اطراف قفس ندارد به‌طوری‌که تغییرات مشاهده شده در ساختار زئوپلانکتونی بیش‌تر با تغییرات فصلی مرتبط بود.

کلمات کلیدی: پرورش در قفس، تنوع‌زیستی، زئوپلانکتون، سدگلستان

* پست الکترونیکی نویسنده مسئول: Paria.raoofi@yahoo.com

مقدمه

مخازن آبی پشت سدها از منابع مهم اقتصادی و زیست‌محیطی هستند که با اهدافی شامل تأمین آب آشامیدنی، تولید انرژی، تأمین آب کشاورزی، ماهیگیری و کنترل سیلاب در مناطق مختلف احداث شده‌اند(Beveridge و Stewart، ۱۹۹۸). در سال‌های اخیر آبزی‌پروری در سدها به یکی از فعالیت‌های مهم اقتصادی و اجتماعی تبدیل گشته، که با سرمایه‌گذاری اصولی و مطالعات لیمنولوژیک در این زمینه می‌توان آن را یکی از غنی‌ترین منابع آبی در زمینه تولید آبزیان به‌ویژه خانواده کپورماهیان دانست. پرورش ماهی در قفس از سیستم‌های جدید پرورش آبزیان در محیط محصور است که در نیم قرن اخیر به‌دلیل نیاز بشر و محدودیت آب‌های شیرین، توسعه یافته است. از برتری‌های مهم این صنعت آبزی‌پروری، صرفه‌جویی در مصرف آب شیرین و ایجاد اشتغال است. سدهای مخزنی علاوه بر توزیع آب، دارای اهمیت اکولوژیکی و زیست‌محیطی می‌باشند که علاوه بر تغذیه جمعیت‌های متعدد جانوری، به‌عنوان منبعی با ارزش در تولید آبزیان نیز شمرده می‌شود. هرچند که این منابع به‌واسطه ارتباط با حوضه‌های آبریز داخلی در معرض آلودگی قرار دارند و فعالیت‌های انسانی تأثیر سویی بر روی کیفیت منابع آبی پشت سدها گذاشته است (Newton و همکاران، ۲۰۰۳؛ Smith، ۲۰۰۳). به‌طورکلی اثرات منفی پرورش ماهی در قفس از ورود ساختارهای مصنوعی و موجودات چسبنده، گسترش بیماری‌ها و انگل‌ها، اثرات اکولوژیکی فرار ماهیان پرورشی و ورود مواد غذایی و شیمیایی مشتق می‌شود(Pillay، ۲۰۰۴؛ Beveridge، ۲۰۰۴؛ Davenport و همکاران، ۲۰۰۳). پرورش ماهی در قفس به دو شکل منجر به آلودگی آب می شود، پسماند جامد مانند: غذای خورده نشده، مدفوع ماهیان پرورشی و موکوس ماهیان و هم‌چنین پسماند مایع مانند: ترکیبات فسفر و نیتروژن که نتیجه این فرآیند کمک به ایجاد یوتریفیکاسیون در سیستم آبی است است (Guo و Li، ۲۰۰۳؛ Yucel Gier و همکاران، ۲۰۰۷؛ Liu و همکاران، ۱۹۹۷؛ Beveridge، ۱۹۹۶؛ Silvert، ۱۹۹۲).با ایجاد تغییرات فیزیکوشیمیایی در ستون آب متعاقباً جمعیت زئوپلانکتونی نیز دستخوش تغییر خواهد شد. مطالعات متعددی اثبات کرده است که استقرار قفس به‌خصوص در محیط‌های آبی بسته مانند: سدها و مخازن منجر به تغییر جوامع زیستی شده است (Diaz و همکاران، ۲۰۱۱؛ Neofitou و همکاران، ۲۰۱۰؛ Zanatta و همکاران، ۲۰۱۰؛ Bilous و همکاران ۲۰۱۶؛ Rowland و همکاران، ۲۰۱۶). در مطالعات متعددی، فعالیت آبزی‌پروری در قفس در آب‌های مخازن و سدها موجب افزایش نیترات و فسفر در آب شده (Hankanson، ۲۰۰۵) که متعاقباً این افزایش مواد مغذی منجر به تغییر در ترکیب گونه‌ای، تنوع و فراوانی جمعیت زئوپلانکتونی خواهد شد(Tundisi و Matsumura Tundisi، ۲۰۰۸). زئوپلانکتون‌ها بخش مهمی از فون منابع آبی را تشکیل می‌دهند که غالباً شامل پرتاران، سخت‌پوستان و نرم‌تنان می‌باشند، این موجودات در ساختار، تولید دینامیک و سلامت محیط زیست منابع آبی دارای نقش حیاتی هستند. بنابر عقیده دانشمندان، بی‌مهرگان نقش اساسی را در به جریان انداختن چرخه مواد غذایی و حفظ کیفیت آب دارند(Currie و همکاران، ۲۰۰۴؛ Dauvin و همکاران، ۲۰۰۷؛ Thompson و همکاران، ۲۰۰۴). برتری زئوپلانکتون‌ها نسبت به فیتوپلانکتون‌ها در این است که به تغییرات محیطی بلندمدت واکنش نشان می‌دهند و در نتیجه می‌توانند تغییرات محیطی را با جزئیات بیش‌تر پاسخگو باشند (Matveev و Hunt، ۲۰۰۵). یکی از موثرترین روش‌های مناسب برای بررسی پساب قفس‌های پرورش ماهی بر آب‌های مخازن و سدها، ارزیابی تغییرات جوامع زیستی آن است (Stephens و Farris، ۲۰۰۴). با توجه به نوپا بودن صنعت پرورش ماهی در قفس در ایران نسبت به سایر کشورهای توسعه یافته، بهتر است که مطالعات اکولوژیکی بر مبنای برآورد آثار زیست‌محیطی پرورش در قفس در مخازن آبی صورت گیرد تا بتوان از هرگونه آثار احتمالی تخریب زیست محیطی جلوگیری کرد. لذا می‌بایست رشد و توسعه پایدار صنعت آبزی‌پروری، با حفظ شرایط اکولوژیکی اکوسیستم‌های آبی ایران همراه باشد. مطالعه حاضر با هدف تعیین اثرات فعالیت پرورش در قفس ماهی کپور معمولی بر توزیع و ساختار اجتماعات زئوپلانکتونی منطقه سد گلستان صورت گرفت.

مواد و روش‌ها

این تحقیق در سد مخزنی گلستان با مختصات جغرافیایی "۳۰ '۱۹ °۳۷ عرض شمالی و"۳۰'°۵۵۱۶ طول شرقی در ۱۲ کیلومتری شمال‌شرقی شهرستان گنبدکاووس بر روی رودخانه گرگانرود انجام شد. دوره نمونه‌برداری در سطح قفس‌های پرورش ماهی کپور معمولی با شروع دوره پرورش در فروردین سال ۱۳۹۵ از وزن پیش پرواری (حدود ۲۵۰ گرم) شروع و تا پایان دوره پرورش (وزن نهایی کپور ماهیان حدود ۸۰۰ گرم) در مهرماه ۱۳۹۵ ادامه یافت. در سد گلستان، ۸ قفس با ظرفیت حدوداً ۱۲۰ مترمکعب و ارتفاع تور ۵ متر مستقر گردید. در هر قفس به‌طور متوسط تعداد ۱۲۰۰ قطعه ماهی ذخیره‌سازی گردید. غذادهی به‌میزان ۵-۳ درصد وزن بدن به‌صورت دستی و در دو نوبت انجام گرفت. نمونه‌برداری به‌طور ماهانه از ۶ ایستگاه در جهت وزش باد درنظر گرفته شد. ایستگاه اول به‌عنوان ایستگاه شاهد در فاصله ۵ متری از قفس‌های پرورش ماهی، ایستگاه دوم در فاصله ۱۰۰ متری، ایستگاه سوم در فاصله ۲۰۰ متری، ایستگاه چهارم در فاصله ۴۰۰ متری، ایستگاه پنجم در فاصله ۱۰۰۰ متری و

ایستگاه ششم در فاصله ۲۰۰۰ متری از ایستگاه اول انجام پذیرفت. فاکتورهای کیفی آب با روش‌های استاندارد آمریکا (ای پی اچ ای، ۱۹۸۰) و ابزار و وسایل دیجیتالی موجود اندازه‌گیری شد. در هر ایستگاه پارامترهایی مانند دمای آب، pH، شوری، اکسیژن محلول، هدایت الکتریکی، کل مواد محلول، سختی، قلیائیت ، نیترات، فسفات، آمونیاک به تفکیک اندازه‌گیری شد. برخی از پارامترها (دما برحسب درجه سانتی‌گراد،شوری، pH، هدایت الکتریکی(EC)برحسب ms/cm، مجموع جامدات محلول(TDS) برحسب گرم بر لیتر و اکسیژن محلول برحسب میلی‌گرم بر لیتر توسط دستگاه مدل Hatch (با دقت ۰/۰۱) بلافاصله در محل اندازه‌گیری و سایر فاکتورها (سختی، قلیائیت، نیترات، فسفات و آمونیاک) پس از جمع‌آوری نمونه‌ها در ظروف یک لیتری نشان‌دار به آزمایشگاه منتقل و توسط دستگاه فتومتر پالین تست، ساخت کشور انگلستان و نیز با استفاده از کیت‌های مربوط، انجام پذیرفت. برای اندازه‌گیری BOD5، ۵۰۰ سی‌سی نمونه آب با استفاده از روتنر در محل نمونه‌برداری، داخل شیشه‌های وینکلر جمع‌آوری و با رعایت نکات لازم در یونولیت حاوی یخ و دمای $4\ C^{o}$ به آزمایشگاه منتقل شد. نمونه‌های مزبور ظرف مدت ۶ ساعت و حداکثر ۴۸ ساعت بعد از نمونه‌برداری مورد آزمایش قرار گرفتند. غلظت اکسیژن محلول در ابتداو انتهای دوره ۵روزه و در دمای $20\ C^{o}$ اندازه‌گیری گردید و سپس اختلاف آن به‌عنوان (BOD5) محاسبه شد (Standard method، ۲۰۰۵). نمونه‌برداری از فون زئوپلانکتون، توسط تور مخروطی ۱۰۰ میکرونی با قطر دهانه ۳۶ سانتی‌متر از ایستگاه‌های مورد مطالعه در هر منطقه(از هر ایستگاه یک نمونه‌برداری)انجام گرفت. نمونه‌ها پس از جمع‌آوری در ظروف شیشه‌ای و با درج مشخصات نمونه از قبیل: تاریخ، مکان و لایه نمونه‌برداری روی ظرف نوشته شده و با فرمالین ۴ درصد تثبیت و برای بررسی به آزمایشگاه منتقل شدند (Wetzel و Likens، ۱۹۹۱).برای تغلیظ نمونه‌از تور با چشمه کوچک‌تر استفاده شد (Newell و Newell، ۱۹۷۷). برای شمارش زئوپلانکتون، نمونه‌ها با استفاده از پیپت استمپل روی لام شمارش بوگارو قرار گرفته و با میکروسکوپ وارونه شناسایی و شمارش شدند (Newell و Newell، ۱۹۷۷)، سپس طول آن‌ها اندازه‌گیری و با استفاده از شکل هندسی، وزن تر نمونه‌های بزرگ‌تر آن‌ها محاسبه گردید (Lawrence و همکاران، ۱۹۸۷). شاخص غنای گونه‌ای مارگالف (۱۹۵۸)، میزان غنی و فقیر بودن اکوسیستم را از لحاظ تعداد گونه‌ها ارائه می‌دهد. هرچه مقدار عددی آن بیش‌تر باشد، حاکی از آن است که بدنه آبی به لحاظ زیستی غنی‌تر می‌باشد. شاخص غنای گونه‌ای مارگالف از طریق فرمول زیر محاسبه گردید: $Dmg = \frac{(S-1)}{Ln\ (N)}$

Dmg=شاخص مارگالف،S=تعداد کل گونه‌ها و N = فراوانی کل گونه‌ها براساس شاخص تنوع زیستی شانون-وینر. فرض براین است که افراد به‌صورت تصادفی از بین یک جامعه بسیار بزرگ نمونه‌برداری شده و تمامی گونه‌ها دارای نماینده‌ای در جامعه هستند. هر چه‌قدر مقدار عددی شاخص پایین باشد نشان‌دهنده پایین بودن تنوع‌زیستی است. درصورتی‌که در نمونه تنها یک گونه حضور داشته باشد این شاخص برابر صفر خواهد بود و حداکثر آن زمانی است که هر فرد متعلق به یک گونه باشد. در این شاخص اطلاعات مربوط به تعداد گونه‌های متعلق به یک جمعیت و فراوانی نسبی آن‌ها با هم در محاسبه لحاظ می‌شود و در حقیقت تخمینی از ترکیب جمعیت آبزیان است:

$H' = \sum_{i=1}^{s} Pi \log Pi$

H´= مقدار شاخص شانن-وینر، ni =1 تعداد افراد گونه، n کل تعداد افراد در نمونه، Pi= i نسبت افراد یافت شده از گونه

شاخص غالبیت سیمپسون نیز از فرمول زیر محاسبه می‌شود:

$1\text{-}D= 1- (\sum_{i=1}^{S} pi^{2})$

1-D شاخص غالبیت سیمپسون، Pi نسبت گونه i به تعداد گونه‌ها و ni =1 تعداد افراد گونه

برای تشابه تاکزونی از شاخص یکنواختی پیلو یا شاخص تشابه توزیع استفاده می‌شود : $J = H' /\log(S)$

H′= مقدار شاخص شانن بوده و S= تعداد تاکزون در نمونه مورد نظر

ابتدابااستفاده‌ازآزمون کولموگروف-اسمیرنوف‌نرمال‌بودن داده‌ها بررسی‌شد.جهت تجزیه و تحلیل اثر زمان و ایستگاه به تفکیک بر روی فراوانی زئوپلانکتون‌ها از آزمون واریانس یک‌طرفه و جهت مقایسه میانگین‌ها از آزمون چنددامنه‌ای دانکن با استفاده از SPSS۱۹ در سطح احتمال ۰/۰۵ انجام شد. هم‌چنین تعیین اثر عوامل محیطی روی فراوانی جمعیت زئوپلانکتون‌ها با استفاده از نرم‌افزار Canoco ۴,۵ توسط آزمون CCA صورت گرفت. محاسبه داده‌ها و ترسیم نمودارها با بسته‌های نرم‌افزاری Excel ۲۰۱۰ و جهت محاسبه شاخص‌های تنوع‌زیستی از نرم‌افزار Primer ۵ استفاده شده است.

نتایج

بررسی نتایج حاصل از آنالیز عوامل فیزیکوشیمیایی آب نشان داد که همه عوامل اندازه گیری شده (به‌جز BOD5) بین ایستگاه‌های مطالعاتی اختلاف معنی‌داری نداشتند (P>۰/۰۵)(جدول۱). اکثر خصوصیات فیزیکوشیمیایی شوری، pH، هدایت الکتریکی، مجموع جامدات محلول، سختی، قلیائیت، نیترات، آمونیاک، فسفات و BOD5 با فاصله گرفتن از قفس کاهش پیدا می‌کردند، ولی این کاهش به‌جز در مورد BOD5 معنی‌دار نبود. بیش‌ترین میزان BOD5 در فاصله ۵ متری از قفس و کم‌ترین میزان مربوط به فاصله ۱۰۰۰ و ۲۰۰۰

متری از قفس اندازه‌گیری گردید. برعکس، اکسیژن محلول، با فاصله گرفتن از قفس افزایش پیدا کرد به‌طوری‌که از ۷/۵۹ میلی‌گرم در لیتر در ایستگاه ۵ متری از قفس به ۸/۱۵ میلی‌گرم در لیتر در ایستگاه ۲۰۰۰ متری از قفس رسید ولی این افزایش معنی‌دار نبود.

جدول ۱: خصوصیات فیزیکوشیمیایی منطقه مورد مطالعه در ایستگاه‌های مختلف سد گلستان.

پارامتر/ فاصله از قفس (متر)	۵	۱۰۰	۲۰۰	۴۰۰	۱۰۰۰	۲۰۰۰
دما (سانتی‌گراد)	۱±۲۸/۶۶^{a}	۱±۲۸/۶۶^{a}	۱±۲۸/۶۶^{a}	۱±۲۸/۶۶^{a}	۲۷/۱±۸/۵۹^{a}	۲۷/۱±۸/۵۹^{a}
اکسیژن محلول (میلی‌گرم/ لیتر)	۷/۵۹±۰/۶۹^{a}	۷/۶۸±۰/۷۱^{a}	۷/۹۰±۰/۷۹^{a}	۷/۹۰±۰/۷۹^{a}	۸/۰۶±۰/۷۹^{a}	۸/۱۵±۰/۷۸^{a}
شوری (ppm)	۰/۸۲±۰/۲۰^{a}	۰/۸۳±۰/۲۳^{a}	۰/۸۳±۰/۲۴^{a}	۰/۸۲±۰/۲۳^{a}	۰/۸۰±۰/۱۹^{a}	۰/۸۰±۰/۱۹^{a}
pH	۸/۰۲±۰/۳۷^{a}	۸/۰۳±۰/۳۵^{a}	۷/۹۴±۰/۳۸^{a}	۷/۸۹±۰/۳۱^{a}	۷/۸۷±۰/۳۱^{a}	۷/۷۹±۰/۲۷^{a}
هدایت الکتریکی (میکروزیمنس/ سانتی‌متر)	۱۰۶۶/۶±۱۷۰/۶^{a}	۱۰۴۸/۳±۱۶۱/۹^{a}	۹۸۶/۶±۱۲۱/۱^{a}	۹۷۶/۶±۱۰۰/۵^{a}	۹۴۲/۵±۱۰۲/۶^{a}	۹۵۰/۸±۱۰۱/۷۰^{a}
کل جامدات محلول (گرم/ لیتر)	۹۸۷/۲±۳۰۸/۸^{a}	۹۸۳±۲۹۳/۴^{a}	۹۴۹/۶±۲۶۳/۵^{a}	۹۲۳/۸±۲۴۴/۸^{a}	۹۱۱/۳±۲۲۵/۹^{a}	۹۰۳/۸±۲۳۵/۹^{a}
سختی (میلی‌گرم/ لیتر)	۱۰۷۰±۱۵۹/۴^{a}	۱۰۶۱/۷±۱۶۸^{a}	۱۰۴۵±۱۶۵/۴^{a}	۱۰۲۰±۱۶۷/۳^{a}	۹۹۹/۲±۱۶۱/۶^{a}	۹۷۵±۱۴۴/۰۴^{a}
قلیائیت (ppm)	۱۱۱/۶۶±۳۰/۶^{a}	۱۱۱/۶۶±۳۰/۶^{a}	۱۰۷/۵۰±۲۵/۴^{a}	۱۰۴/۲±۲۷/۳^{a}	۱۰۱/۷±۲۶/۴^{a}	۱۰۱/۷±۲۶/۴^{a}
نیترات (میلی‌گرم/ لیتر)	۱±۰/۶۳^{a}	۰/۹۸±۰/۶۵^{a}	۰/۸۷±۰/۵۹^{a}	۰/۷۷±۰/۵۳^{a}	۰/۷۲±۰/۵۱^{a}	۰/۶۷±۰/۴۷^{a}
آمونیاک (میلی‌گرم/ لیتر)	۱/۱۴±۰/۸۶^{a}	۱/۱۴±۰/۸۶^{a}	۱/۰۰±۰/۷۹^{a}	۰/۸۶±۰/۶۹^{a}	۰/۷۶±۰/۶۱^{a}	۰/۷۱±۰/۵۷^{a}
فسفات (میلی‌گرم/ لیتر)	۰/۷۲±۰/۴۴^{a}	۰/۷۳±۰/۴۳^{a}	۰/۶۷±۰/۴۲^{a}	۰/۶۵±۰/۴۲^{a}	۰/۶±۰/۳۷^{a}	۰/۵۷±۰/۳۶^{a}
BOD	۳/۶±۱/۲۱^{a}	۳/۳±۱/۲۱^{ab}	۲/۶۶±۱/۲۱^{abc}	۲/۱۶±۰/۹۸^{bc}	۱/۶۶±۰/۸۱^{c}	۱/۶۶±۰/۸۱^{c}

حروف کوچک غیرمشابه در هر ردیف نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح ۵٪ است.

درحالی‌که پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب در ماه‌های مختلف نمونه‌برداری، اختلاف معنی‌داری داشتند ($P<0/05$)(جدول ۲). با گذر از فصل بهار به تابستان، دما افزایش یافت. کم‌ترین و بیش‌ترین دمای ثبت شده در طول دوره پرورش، ۲۵/۵ و ۳۰ درجه سانتی‌گراد بود، هم‌چنین مقادیر شوری و pH افزایش، اکسیژن محلول کاهش و سایر عوامل شیمیایی آب مانند فسفر، نیترات، آمونیاک و قلیائیت افزایش داشتند که در بسیاری از مواد این نوسانات معنی‌دار بودند. مقدار BOD نیز از ۱/۳۳ در فروردین به ۳/۸۳ در شهریور ماه افزایش معنی‌دار نشان داد. به‌غیر از دما و اکسیژن محلول، کم‌ترین و بیش‌ترین مقادیر خصوصیات اندازه‌گیری شده در فروردین ماه و مرداد ماه ثبت گردید. بیش‌ترین و کم‌ترین اکسیژن محلول در فروردین ماه و مرداد ماه اندازه‌گیری گردید.

جدول ۲: خصوصیات فیزیکوشیمیایی منطقه مورد مطالعه در ماه‌های مختلف نمونه‌برداری در سد گلستان

پارامتر/ ماه	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور
دما (سانتی‌گراد)	۲۵/۰±۵۰/۰۰^{f}	۲۶/۰±۸۰/۰۰^{e}	۲۷/۰±۶۰/۰۰^{d}	۲۸/۰±۶۶/۵۱^{c}	۳۰/۰±۰۰/۰۰^{a}	۲۹/۰±۰۰/۰۰^{b}
اکسیژن محلول (میلی‌گرم/ لیتر)	۸/۸۳±۰/۳۹^{a}	۸/۷۳±۰/۲۲^{a}	۷/۹۶±۰/۰۵^{b}	۷/۲۶±۰/۲۲^{c}	۷/۲۰±۰/۱۳^{c}	۷/۳۰±۰/۳۴^{c}
شوری (ppm)	۰/۶۰±۰/۰۰^{d}	۰/۶۶±۰/۰۰^{c}	۰/۶۶±۰/۰۰^{c}	۰/۹۰±۰/۰۰^{b}	۱/۱۶±۰/۰۶^{a}	۰/۹۳±۰/۰۵^{b}
pH	۷/۵۶±۰/۰۵^{c}	۷/۶۱±۰/۱۶^{c}	۷/۸۳±۰/۰۶^{b}	۷/۹۰±۰/۰۸^{b}	۸/۳۸±۰/۱۳^{a}	۸/۲۵±۰/۱۵^{a}
هدایت الکتریکی (میکروزیمنس/ سانتی‌متر)	۸۴۱/۳۰±۳۰/۶۰^{d}	۸۵۵/۰۰±۱۲/۲۴^{cd}	۹۵۵/۰۰±۲۹/۳۲^{c}	۱۰۸۳/۳۳±۹۸/۳۱^{b}	۱۱۶۶/۶۶±۶۸/۳۱^{a}	۱۰۴۰/۰۰±۹۲/۷۳^{b}
کل جامدات محلول (گرم/ لیتر)	۵۴۵/۸۳±۱۵/۳۰^{e}	۷۲۳/۰۰±۰/۰۰^{d}	۹۷۵/۰۰±۰/۰۰^{c}	۱۰۹۰/۰۰±۱۱۳/۱۳^{b}	۱۲۴۱/۶۶±۴۹/۱۵^{a}	۱۰۸۳/۳۳±۶۸/۳۱^{b}
سختی (میلی‌گرم/ لیتر)	۸۳۱/۶۶±۲۱/۳۶^{e}	۸۸۳/۳۳±۴۰/۸۲^{d}	۹۵۰/۰۰±۴۴/۷۲^{c}	۱۱۴۹/۱۶±۵۶/۶۰^{b}	۱۲۱۶/۶۶±۴۰/۸۲^{a}	۱۱۴۰/۰۰±۳۲/۲۴^{b}
قلیائیت (ppm)	۶۹/۱۶±۳/۷۶^{f}	۸۶/۶۶±۲/۵۸^{e}	۹۵/۰۰±۵/۴۷^{d}	۱۱۴/۱۶±۴/۹۱^{c}	۱۴۱/۶۶±۶/۸۳^{a}	۱۳۱/۶۶±۶/۸۳^{b}
نیترات (میلی‌گرم/ لیتر)	۰/۱۳±۰/۰۳^{e}	۰/۳۸±۰/۰۹^{d}	۰/۵۸±۰/۰۹^{c}	۰/۹۶±۰/۲۰^{b}	۱/۴۲±۰/۲۳^{a}	۱/۵۲±۰/۱۷^{a}
آمونیاک (میلی‌گرم/ لیتر)	۰/۰۳±۰/۰۰^{d}	۰/۰۳±۰/۰۰^{d}	۱/۱۰±۰/۳۲^{c}	۱/۶۸±۰/۱۴^{a}	۱/۴۵±۰/۳۵^{ab}	۱/۳۳±۰/۳۵^{bc}
فسفات (میلی‌گرم/ لیتر)	۰/۱۶±۰/۰۲^{e}	۰/۳۰±۰/۰۲^{d}	۰/۴۲±۰/۰۷^{c}	۰/۹۰±۰/۰۸^{b}	۱/۰۵±۰/۰۹^{a}	۱/۱۱±۰/۰۹^{a}
BOD	۱/۳۳±۰/۵۱^{c}	۱/۶۶±۰/۸۱^{c}	۲/۰۰±۰/۸۹^{bc}	۳/۰۰±۰/۸۹^{ab}	۳/۳±۱/۲۱^{a}	۳/۸۳±۰/۹۸^{a}

حروف کوچک غیرمشابه در هر ردیف نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح ۵٪ است.

در این مطالعه ۱۰ جنس از زئوپلانکتون‌ها شناسایی شد. یک گونه متعلق به راسته Cyrtophorida، ۲ گونه متعلق به راسته Hymenostomatida، یک گونه متعلق به راسته Oligotrichida، دو گونه متعلق به راسته Diplostraca و راسته‌های Cyclopoida، Calanoida، Arcellinida و Ploima هرکدام دارای یک گونه شناسایی شده بودند (جدول ۳).

جدول ۳: جنس‌های زئوپلانکتونی شناسایی شده در سد گلستان

شاخه	رده	راسته	خانواده	جنس
Ciliophora	Ciliatea	Cyrtophoridae	Chilododontidae	*Chilodonella*
		Oligotrichida	Codoenllidae	*Tintinopsis*
		Hymenostomatida	Tetrahymenidae	*Colpidium*
			Parameciidae	*Paramecium*
Arthropoda	Branchiopoda	Diplostraca	Daphniidae	*Daphnia*
				Simocephalus
	Maxillopoda	Cyclopoida	Cyclopidae	*Cyclops*
		Calanoida	Aetideidae	*Senecella*
Protozoa	Lobosa	Arcellinida	Difflugiidae	*Difflugia*
Rotifera	Monogonta	Ploima	Brachionidae	*Brachionus*

در فصل بهار، *Cyclops* با درصد فراوانی حدود ۶۴٪ و پس از آن، *Daphnia* با درصد فراوانی حدود ۶٪ بیش‌ترین فراوانی را در بین زئوپلانکتون‌ها را شامل شدند. در حالی که سایر گونه‌ها در تمام ایستگاه‌های نمونه‌برداری، درصد فراوانی مشابهی داشتند. در فصل تابستان، بیش‌ترین فراوانی متعلق به *Cyclops* با حدود ۲۱٪ و پس از آن *Daphnia* با ۱۲/۵٪ و *Senecella* با ۱۱/۵٪ بیش‌ترین فراوانی را شامل شدند. مطابق با جدول ۴، فراوانی گونه‌های زئوپلانکتونی از ایستگاه ۵ متر تا ایستگاه ۲۰۰۰ متر تغییرات معنی‌دار نداشت. فراوانی *Colpidium* و *Daphnia* با افزایش فاصله از قفس به‌طور نامحسوسی افزایش داشته درحالی‌که فراوانی *Difflugia*، *Chilodonella*، *Cyclops*، *Senecella* و *Brachionus* با افزایش فاصله از قفس روند کاهشی داشته است.

شکل ۱: درصد فراوانی کل زئوپلانکتون‌های شناسایی شده در ماه‌های نمونه‌برداری در سد گلستان

جدول ۴: تراکم گونه‌های فراوان زئوپلانکتونی در ایستگاه‌های مختلف در سد گلستان

زئوپلانکتون/ ایستگاه	۵ متر	۱۰۰ متر	۲۰۰ متر	۴۰۰ متر	۱۰۰۰ متر	۲۰۰۰ متر
Chilodonella	۹±۲۱۲/۵^{a}	۲۱۲/۹±۳/۸^{a}	۲۱۱/۱۰±۸/۱^{a}	۲۱۰/۹±۵/۵^{a}	۲۰۹/۹±۸/۷^{a}	۲۰۸/۹±۶/۸^{a}
Colpidium	۳۴۱/۶۶±۱۵/۷^{a}	۳۴۱/۳۳±۱۵/۷^{a}	۳۴۳/۵۰±۱۵/۵^{a}	۳۴۴/۱۶±۱۵/۸^{a}	۳۴۶/۶۶±۱۶/۵^{a}	۳۴۷/۰۰±۱۶/۸^{a}
Cyclops	۲۷۳۰/۲±۲۲۱۱/۶^{a}	۲۷۳۳±۲۲۱۴/۱^{a}	۲۷۲۴/۷±۲۲۰۴/۸^{a}	۲۷۰۳/۳±۲۱۸۴/۵^{a}	۲۶۷۱/۵±۲۱۵۲/۱^{a}	۲۶۷۳/۸±۲۱۵۵^{a}
Daphnia	۴۱۶/۵±۱۷/۸^{a}	۴۱۵/۸±۱۷/۴^{a}	۴۱۸/۳±۱۶/۶^{a}	۴۱۹/۳±۱۷/۲^{a}	۴۲۲/۲±۱۷/۳^{a}	۴۲۲/۸±۱۸/۱^{a}
Difflugia	۳۳۸/۲±۱۳/۷^{a}	۳۳۸±۱۴/۵۰^{a}	۳۳۸±۱۴/۴^{a}	۳۳۵/۸±۱۳/۵^{a}	۳۳۳/۵±۱۳/۷^{a}	۳۳۳±۱۳/۶^{a}
Simocephalus	۲۱۱/۵±۱۱/۷^{a}	۲۱۱/۲±۱۱/۷^{a}	۲۳۸/۸±۵۸/۱^{a}	۲۱۳±۱۱/۴^{a}	۲۴۱±۵۹/۶^{a}	۲۱۴/۸±۱۱/۶^{a}
Senecella	۳۷۸/۳۳±۱۶/۳^{a}	۳۷۸/۶۶±۱۶/۵^{a}	۳۷۷/۸۳±۱۷/۷^{a}	۳۷۵/۵۰±۱۶/۱^{a}	۳۷۲/۶۶±۱۶/۷^{a}	۳۷۲/۳۳±۱۶/۷^{a}
Paramecium	۲۱۲/۱۶±۱۱/۸^{a}	۲۱۱/۸۳±۱۱/۸^{a}	۲۱۳/۳۳±۱۱/۵^{a}	۲۱۳/۶۶±۱۱/۵۱^{a}	۲۱۵/۱۶±۱۱/۵^{a}	۲۱۵/۵۰±۱۱/۷^{a}
Brachionus	۳۵۴/۶۶±۱۵/۳^{a}	۳۵۴/۸۳±۱۵/۶^{a}	۳۵۴/۵۰±۱۶^{a}	۳۵۲/۱۶±۱۴/۸^{a}	۳۴۹/۶۶±۱۵^{a}	۳۴۹/۶۶±۱۴/۸^{a}
Tintinopsis	۲۰۸/۱۶±۸/۹^{a}	۲۰۷/۸۳±۸/۸۴^{a}	۲۰۹/۳۳±۸/۳^{a}	۲۰۹/۶۶±۸/۷^{a}	۲۰۹/۵۰±۸/۸^{a}	۲۰۵/۵۰±۱۴/۴^{a}

حروف کوچک غیرمشابه در هر ردیف نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح ۵٪ است.

فراوانی نمونه‌های غالب زئوپلانکتونی در بین فصول مختلف نمونه‌برداری اختلاف معنی‌دار داشت (P<۰/۰۵) (جدول ۵). بیش‌ترین فراوانی *Chilodonella* در ماه شهریور با ۲۲۴/۵ عدد در مترمکعب و کم‌ترین میانگین فراوانی آن در ماه فروردین با ۲۰۰/۵ عدد در مترمکعب گزارش شد. میانگین فراوانی *Colpidium* در بین تمام ماه‌های نمونه‌برداری (به‌جز فروردین و تیر) معنی‌دار بود و بیش‌ترین میانگین فراوانی در ماه شهریور با ۳۶۶/۶۶ عدد در مترمکعب و کم‌ترین میانگین فراوانی با ۳۲۶/۶۶ عدد در مترمکعب در ماه فروردین مشاهده شد. میانگین فراوانی *Cyclops* در فصل بهار روند افزایشی داشت، ولی در ماه‌های تیر و مرداد با افت چشمگیری مواجه شد، به‌طوری‌که از ۴۹۳۳/۳۳ عدد در مترمکعب در ماه خرداد به ۵۵۹/۳۳ عدد در مترمکعب در ماه تیر کاهش پیدا کرد. میانگین فراوانی *Daphnia* نیز از ماه فروردین تا ماه شهریور روند افزایشی نسبی داشت که با کاهش محسوس تعداد در مترمکعب در ماه تیر همراه بود. بیش‌ترین و کم‌ترین میانگین فراوانی برای *Difflugia* به‌ترتیب در ماه شهریور با ۳۵۵/۸۳ عدد در مترمکعب ودر ماه فروردین با ۳۲۰/۸۳ عدد در مترمکعب بود. برخلاف گونه‌های قبلی، میانگین فراوانی *Simocephalus* در طول ماه‌های نمونه‌برداری روند کاهشی داشت. بیش‌ترین فراوانی آن در ماه فروردین با ۲۵۲/۵۰ عدد در مترمکعب و کم‌ترین میانگین فراوانی آن در ماه تیر با ۲۰۱/۵ عدد در مترمکعب بوده است. در مورد *Senecella*، *Paramecium*، *Brachionus* و *Tintinopsis* نیز روند افزایشی میانگین فراوانی در مترمکعب در طول ماه‌های نمونه‌برداری مشاهده گردید. برای هر ۴ گونه ذکر شده، بیش‌ترین میانگین فراوانی در مترمکعب در ماه شهریور و کم‌ترین میانگین فراوانی در مترمکعب در ماه فروردین مشاهده شد. در بررسی شاخص‌های تنوع زیستی، روند تغییرات تنوع جوامع زئوپلانکتونی در بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری بسیار اندک بود (جدول ۶). در بررسی شاخص‌های تنوع زیستی مشاهده گردید که شاخص‌های تنوع در فصل تابستان نسبت به فصل بهار افزایش یافت (جدول ۷).

جدول ۵: تراکم گونه‌های فراوان زئوپلانکتونی در طول ماه‌های مختلف نمونه‌برداری در سد گلستان.

زئوپلانکتون / ماه	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور
Chilodonella	۲۰۰/۲±۵۰/۵۸^{e}	۲۰۶/۲±۸۳/۳۱^{d}	۲۱۹/۲±۵۰/۵۸^{b}	۲۰۲/۲±۵۰/۵۸^{e}	۲۱۰/۲±۵۰/۵۸^{c}	۲۲۴/۲±۵۰/۵۸^{a}
Colpidium	۳۲۶/۶۶±۳/۲۶^{e}	۳۳۷/۶۶±۳/۷۶^{d}	۳۵۸/۸۳±۴/۰۷^{b}	۳۳۰/۱۶±۳/۷۶^{e}	۳۴۴/۸۳±۳/۷۶^{c}	۳۶۶/۶۶±۴/۷۳^{a}
Cyclops	۴۵۱۱/۵۰±۵۴/۲۶^{c}	۴۶۴۶/۰۰±۵۷/۴۶^{b}	۴۹۳۳/۳۳±۵۹/۲۵^{a}	۵۵۹/۳۳±۶/۶۸^{f}	۷۵۰/۱۶±۹/۲۶^{e}	۸۳۶/۱۶±۱۰/۱۰^{d}
Daphnia	۳۹۹/۶۶±۴/۱۳^{e}	۴۱۳/۰۰±۴/۷۳^{d}	۴۳۲/۵۰±۴/۷۲^{b}	۴۰۴/۰۰±۴/۷۳^{e}	۴۲۲/۰۰±۴/۷۳^{c}	۴۴۳/۸۳±۵/۳۸^{a}
Difflugia	۳۲۰/۸۳±۳/۷۶^{e}	۳۲۰/۶۶±۳/۲۶^{d}	۳۴۷/۸۳±۴/۲۱^{b}	۳۲۴/۵۰±۳/۵۰^{e}	۳۳۷/۱۶±۳/۷۶^{c}	۳۵۵/۸۳±۴/۵۳^{a}
Simocephalus	۲۵۲/۵۰±۸۲/۱۴^{a}	۲۱۰/۵۰±۲/۵۸^{ab}	۲۲۲/۸۳±۲/۳۱^{ab}	۲۰۱/۵۰±۲/۵۸^{b}	۲۱۴/۰۰±۲/۵۸^{ab}	۲۲۸/۵۰±۲/۵۸^{ab}
Senecella	۳۵۷/۸۳±۴/۵۳^{e}	۳۶۸/۶۶±۴/۱۳^{d}	۳۹۰/۰۰±۴/۷۳^{b}	۳۶۲/۸۳±۴/۵۳^{e}	۳۷۶/۰۰±۴/۷۳^{c}	۴۰۰/۰۰±۴/۷۳^{a}
Paramecium	۱۹۹/۸۳±۲/۳۱^{e}	۲۱۱/۵۰±۲/۵۸^{d}	۲۲۲/۸۳±۲/۳۱^{b}	۲۰۲/۵۰±۲/۵۸^{e}	۲۱۵/۵۰±۲/۵۸^{c}	۲۲۹/۵۰±۲/۵۸^{a}
Brachionus	۳۳۵/۸۳±۳/۷۶^{e}	۳۴۶/۶۶±۳/۷۷^{d}	۳۶۵/۸۳±۴/۵۳^{b}	۳۴۰/۰۰±۳/۵۲^{e}	۳۵۳/۱۶±۴/۵۳^{c}	۳۷۴/۰۰±۴/۷۳^{a}
Tintinopsis	۱۹۶/۶۶±۸/۱۶^{d}	۲۰۳/۶۶±۲/۷۳^{c}	۲۱۴/۱۶±۲/۷۸^{b}	۲۰۳/۵۰±۲/۵۸^{c}	۲۰۹/۵۰±۲/۵۸^{b}	۲۲۲/۵۰±۲/۵۸^{a}

حروف کوچک غیرمشابه در هر ردیف نشان‌دهنده تفاوت معنی‌دار در سطح ۵٪ است.

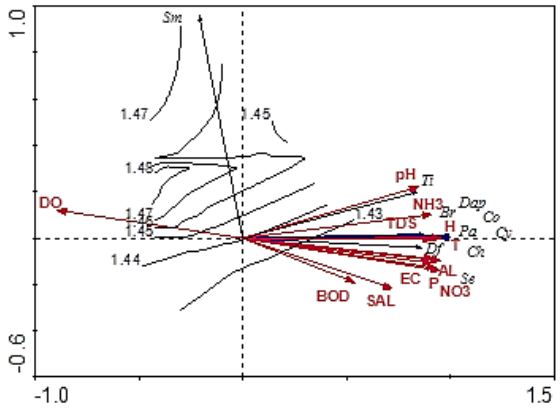
جدول ۶: تعیین شاخص‌های زیستی زئوپلانکتون در ایستگاه‌های مطالعاتی در سد گلستان

شاخص / ایستگاه	۵ متر	۱۰۰ متر	۲۰۰ متر	۴۰۰ متر	۱۰۰۰ متر	۲۰۰۰ متر
مارگالف	۱/۰±۰۵/۰۵	۱/۰۵	۱/۰۵	۱/۰۵	۱/۰۵	۱/۰۵
پیلو	۰/۷۹	۰/۷۹	۰/۷۹	۰/۷۹	۰/۷۹	۰/۷۹
شانون	۱/۸۲	۱/۸۲	۱/۸۳	۱/۸۲	۱/۸۳	۱/۸۲
سیمپسون	۰/۷۲±	۰/۷۲	۰/۷۳	۰/۷۲	۰/۷۳	۰/۷۳

جدول ۷: تعیین شاخص‌های زیستی زئوپلانکتون در ماه‌های مختلف نمونه‌برداری در سد گلستان

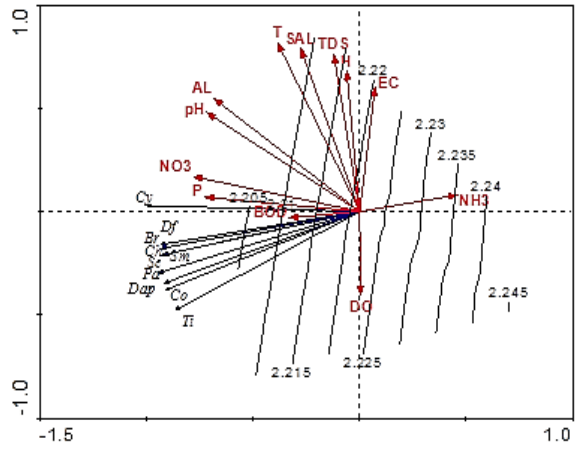
شاخص / ماه	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور
مارگالف	۱/۰۱	۱/۰۱	۱/۰۰	۱/۱۱	۱/۱	۱/۰۹
پیلو	۰/۶۳	۰/۶۲	۰/۶۲	۰/۹۷	۰/۹۶	۰/۹۵
شانون	۱/۴۴	۱/۴۳	۱/۴۳	۲/۲۴	۲/۲۱	۲/۲۰
سیمپسون	۰/۵۸	۰/۵۷	۰/۵۷	۰/۸۸	۰/۸۷	۰/۸۷

نتایج حاصل از تعیین اثر فاکتورهای محیطی روی فراوانی گونه‌های زئوپلانکتون در فصل بهار نشان داد که فاکتور DO بیش‌ترین تاثیر مثبت را بر روی *Simocephalus* داشته‌است. به‌عبارتی با افزایش اکسیژن محلول، فراوانی این گونه افزایش می‌یابد. فاکتورهایی چون دما، شوری، BOD، هدایت الکتریکی، فسفات، قلیائیت و نیترات بیش‌ترین همبستگی مثبت را بر فراوانی *Senecella*، *Difflugia*، *Chilodonella*، *Paramecium* و *Cyclops* نشان دادند. هم‌چنین گروه‌های *Tintinopsis*، *Brachionus* و *Colpidium* بیش‌ترین همبستگی مثبت را با فاکتورهایی چون pH، آمونیاک، TDS و سختی نشان دادند.



شکل۲: ارتباط عوامل محیطی با فراوانی گونه‌های زئوپلانکتونی در فصل بهار در سد گلستان

در بررسی اثر فاکتورهای محیطی روی فراوانی گونه‌های زئوپلانکتونی در فصل تابستان مشاهده شد که فراوانی *Cyclops* بیش‌ترین همبستگی مثبت را با مقادیر فسفات، نیترات، pH و قلیاییت داشت. برای سایر گروه‌های زئوپلانکتونی شناسایی شده، BOD همبستگی مثبت جزئی و آمونیاک همبستگی منفی نشان داد.



شکل ۳: ارتباط عوامل محیطی با فراوانی گونه‌های زئوپلانکتونی در فصل تابستان در سد گلستان

بحث

در این مطالعه، اثرات پرورش ماهی کپور در محیط محصور بر کیفیت آب و جوامع زئوپلانکتونی بررسی گردید. تاکنون مطالعات مختلفی درخصوص اثرات پرورش‌ماهی در قفس بر کیفیت آب و جوامع زیستی در دریای خزر و حوضه‌های متنوع آن صورت گرفته است (فارابی و همکاران، ۱۳۹۳؛ افرائی‌بندپی و همکاران، ۱۳۹۵؛ پرافکنده‌حقیقی و همکاران، ۱۳۹۵؛ نصرالله‌زاده‌ساروی و همکاران، ۱۳۹۵؛ کریمیان و همکاران،۱۳۹۶؛Bagheri و همکاران، ۲۰۱۶). با توجه به نتایج به‌دست آمده، پرورش ماهی کپورمعمولی در قفس در سد گلستان، بر عوامل کیفی آب و غلظت مواد مغذی تاثیر بسیار جزئی داشته و هم‌چنین اثر قابل ملاحظه‌ای روی جوامع زئوپلانکتونی محیط اطراف قفس نداشت به‌طوری‌که تغییرات مشاهده شده در ساختار زئوپلانکتونی بیش‌تر با تغییرات فصلی مرتبط بود. نتایج این بررسی مشابه با یافته‌های کریمیان و همکاران (۱۳۹۶) و پرافکنده‌حقیقی و همکاران (۱۳۹۵) می‌باشد. به‌نظر می‌رسد به‌دلیل کوتاه بودن دوره پرورش و جریانات آبی قوی، بخشی از این اختلافات می‌تواند ناشی از فعالیت پرورش ماهی در قفس باشد. در این مطالعه، در بین فاکتورهای فیزیکو شیمیایی آب، تنها عامل اکسیژن محلول بین ایستگاه‌ها تفاوت معنی‌داری داشت. با فاصله گرفتن از قفس، میزان اکسیژن محلول در آب افزایش یافت. به‌نظر می‌رسد غذای مصرف نشده در طول دوره پرورش به‌دلیل تجزیه شدن، نقش مؤثری در کاهش اکسیژن محلول داشته است. میزان اکسیژن محلول در داخل و نزدیک قفس از نوسانات بیش‌تری نسبت به نواحی دورتر از قفس برخوردار است (Cornell و Whoriskey، ۱۹۹۳). اکسیژن‌زدایی نیز از آثار ناشی از پرورش ماهی است که در زیر قفس‌های پرورش ماهی اتفاق می‌افتد (Veenstra و همکاران، ۲۰۰۳). میزان اکسیژن محلول با گذر از فصل بهار به تابستان به‌طور معنی‌داری کاهش پیدا کرد. این امر ارتباط مستقیمی با دمای آب و هوا دارد (Mrcelic و Sliskovic، ۲۰۱۰). با توجه به نتایج، سایر عوامل فیزیکوشیمیایی آب تغییرات معنی‌داری در ارتباط با فاصله از قفس نشان ندادند. به‌عبارتی میزان تغییرات عوامل فیزیکوشیمیایی، کم‌تر تحت تأثیر فعالیت آبزی‌پروری براساس فاصله از قفس بوده است. در مطالعات مشابه دیگری نیز تغییر معنی‌داری در میزان مواد مغذی بین ایستگاه نزدیک به قفس و شاهد مشاهده نگردید و به‌عبارت دیگر، این فعالیت هنوز روی کیفیت آب اثر قابل ملاحظه‌ای نداشته و احتمالاً مدت‌زمان کوتاه پرورش برای ایجاد اثرات، کافی نیست (Santos و همکاران، ۲۰۰۹؛ Zanatta و همکاران، ۲۰۱۰). یکی از عوامل مهم در عدم تغییرات معنی‌دار بین ایستگاه‌های مختلف، جلوگیری از ته‌نشست سریع غذا و ضایعات آن در اطراف قفس‌ها و

انتقال اثرات در منطقه وسیع‌تر ناشی از جریانات آبی است (Kalantzi و Karakassis، ۲۰۰۶؛ Holmer و همکاران، ۲۰۰۸). به‌طورکلی تشخیص اثرات آبزی‌پروری به‌دلیل رقیق‌سازی سریع ضایعات در مقیاس بزرگ مشکل خواهد بود (Philipos و همکاران، ۲۰۱۲؛ Holmer و همکاران، ۲۰۰۸). در مطالعه جریان مواد مغذی و فرآیندهای اکوسیستم طی پرورش ماهی آزاد در قفس نشان داده شد که بیش‌تر ضایعات ناشی از پرورش به مناطق دورتر پراکنده می‌گردد و مستقیماً زیر قفس‌ها تجمع نمی‌یابد و رهاسازی ضایعات آلی ناشی از آبزی‌پروری به‌روش متراکم گاهی فواصل زیادی (۲۵-۲ کیلومتر) را در برمی‌گیرد (Strain و Hargrave، ۲۰۰۵). در مطالعه Bagheri و همکاران (۲۰۱۶) پرورش قزل‌آلای رنگین‌کمان بر ساختار جمعیت زئوپلانکتونی در حوضه جنوبی دریای خزر تأثیر معنی‌داری را نشان داد. نتایج به‌دست آمده در این تحقیق، نشان داد که پرورش ماهی در قفس در سد گلستان و میزان غذای وارد شده به محیط نقشی در یوتریفیکاسیون آب نداشته است. در نتیجه با رعایت میزان غذادهی و تراکم ماهیان در سطح قابل قبول، امکان پرورش و توسعه ماهیان در سد گلستان وجود دارد. از آن‌جایی که افزایش دما طی دوره، ارتباطی با فعالیت پرورش ماهی در قفس ندارد، افزایش فسفر و نیترات در مرداد ماه ممکن است ناشی از عواملی چون عدم مصرف آن توسط جمعیت فیتوپلانکتونی باشد، هم‌چنین بعد از شهریور ماه، بیش‌ترین فراوانی گونه‌ها در خرداد ماه مشاهده گردید که با افزایش معنی‌دار دما، pH، آمونیاک، قلیائیت، هدایت الکتریکی و TDS و کاهش DO همراه بوده است. اثر آبزی‌پروری از طریق افزایش BOD نیز روی *Difflugia*، *Senecella* و *Chilodonella* جزئی بود. بیش‌ترین میانگین فراوانی *Simocephalus* در فروردین ماه مشاهده شد چرا که نتایج اثر عوامل محیطی نشان داد که فراوانی این گونه به‌طور مثبت تحت تأثیر افزایش DO بود که در فروردین ماه دارای بیش‌ترین میزان بود. فراوانی و تنوع زیستی گونه‌های زئوپلانکتونی شناسایی شده در سد گلستان بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری تفاوت معنی‌داری نداشت. در تحقیق حاضر غالب نمونه‌های زئوپلانکتونی را در هر دو فصل بهار (۶۴٪) و تابستان (۲۱٪) *Cyclops* شامل می‌شد. سه عامل فسفات، آمونیوم و BOD بیش‌ترین تأثیر مثبت را روی فراوانی *Cyclops* و تا حدودی Difflugia داشتند. به‌عبارتی با افزایش این عوامل فراوانی این دو گونه افزایش یافت. از سوی دیگر، اثر نیترات روی فراوانی تمام گونه‌های زئوپلانکتونی با همبستگی مثبت همراه بود. کم‌ترین میزان نیترات در ماه‌های فروردین و اردیبهشت مشاهده شد که متعاقباً برای ۸ گونه از زئوپلانکتون‌های شناسایی‌شده کم‌ترین فراوانی را در این ماه‌ها شاهد بودیم. درحالی‌که در سایر مطالعات انجام شده نتایج، همبستگی منفی میزان نیترات با فراوانی زئوپلانکتون‌ها گزارش شده است (Arauzo، ۲۰۰۳؛ کریمیان و همکاران، ۱۳۹۶).

زئوپلانکتون‌ها یک شاخص زیستی معتبر برای شرایط غذایی به حساب می‌آیند (Canfield و Jones، ۱۹۹۶؛ Bays و Crisman، ۱۹۸۳؛ Wang و همکاران، ۲۰۰۷). روتیفرها بهترین گروه مطالعه شده جهت تغییرات موقعیت تروفی هستند که در آب‌های با تروفی بالا فراوانی بیش‌تری خواهند داشت (Azevedo و همکاران، ۲۰۱۵؛ Sousa و همکاران، ۲۰۰۸). در این تحقیق جنس *Brachionus* از روتیفرها بوده که فراوانی آن به‌طور معنی‌داری در فصل تابستان بیش‌تر از بهار مشاهده شد. به‌نظر می‌رسد که ارتباط بین گونه‌های روتیفر با سطح تروفی و دسترسی به مواد مغذی در این تحقیق هم‌خوانی داشته باشد، جایی‌که مواد مغذی مانند فسفر و نیترات به‌طور معنی‌داری در تابستان بیش‌تر از بهار مشاهده شدند. این نتایج با مطالعه کریمیان و همکاران (۱۳۹۶) نیز هم‌خوانی دارد. پرورش در قفس ماهیان یک منبع نقطه‌ای مهم (Beveridge، ۱۹۸۴) در افزایش فسفر و نیترات به‌خصوص در مخازن آبی کوچک با پروفوندال (بستر تاریک دریاچه) محدود و اختلاط کم است (Yan، ۲۰۰۵). فسفر و نیترات شناخته‌شده‌ترین فاکتورهای اصلی تولیدشده توسط فعالیت‌های پرورش‌آبزیان است که روی محیط زیست دریاچه تأثیرگذار است (Kelly، ۱۹۹۲؛ Jones و همکاران، ۱۹۸۲). در این مطالعه *Tintinopsis* درصد فراوانی بسیار پایینی (۲٪) در مترمکعب در هر ایستگاه داشت. درصد فراوانی این گونه در مطالعات Sawsan و همکاران (۲۰۱۴) و کریمیان و همکاران (۱۳۹۶) نیز بسیار پایین بود. علت این امر می‌تواند درنتیجه مصرف این گونه توسط سایر گونه‌های زئوپلانکتونی و شکار شدن توسط ماهیان موجود در سد گلستان باشد. هم‌چنین فراوانی دو جنس *Simocephalus* و *Cyclops* تغییرات چشمگیری بین دو فصل بهار و تابستان داشته است. Fernandes و همکاران (۲۰۱۲) بیان می‌کند که فراوانی زئوپلانکتون‌ها به‌صورت موقتی در یک زمان مشخصی از سال افزایش می‌یابد. بنابراین در مورد این گونه‌ها قابل ذکر است که تغییرات فصلی بیش‌تر از فعالیت پرورش ماهی در قفس بر فراوانی و ساختار جمعیتی زئوپلانکتون‌های شناسایی شده اثر گذاشته است. به‌طورکلی نگرانی‌های عمومی در ارتباط با اثرات زیست‌محیطی پرورش در قفس آبزیان در هر دو اکوسیستم‌های آب شیرین و دریایی در تعدادی از گزارشات وجود دارد (McLay و Gordon-Rogers، ۱۹۹۷؛ NCC، ۱۹۹۰؛ EAO، ۱۹۹۷؛ Weston و همکاران، ۱۹۹۶؛ Guo و Li، ۲۰۰۳؛ Yucel-Gier و همکاران، ۲۰۰۷). تراکم ماهی پرورشی، شرایط مورفومتریک و هیدرولوژی نقش کنترلی را با توجه به درجه تخریب اثرات زیست‌محیطی پرورش‌ماهی در قفس ایفا می‌کنند (Beveridge، ۱۹۸۴). اندازه‌گیری فراوانی، شاخص‌های تنوع‌زیستی و مشاهده تغییرات ساختار زئوپلانکتونی بیش‌تر با تغییرات فصلی مرتبط بود و اختلافات جزئی را بین ایستگاه‌ها، نشان داد که این اختلافات می‌تواند ناشی از نوسانات محیطی و یا شرایط

قفس‌های پرورش ماهی باشد. با توجه به نتایج حاصل از این مطالعه، به‌نظر می‌رسد با توجه به حجم پایین تولید پرورش ماهی کپورمعمولی در قفس‌های مستقر در سدگلستان، آبزی‌پروری تأثیر قابل ملاحظه‌ای بر عوامل کیفی آب و هم‌چنین روی جوامع زئوپلانکتونی شناسایی شده درمحیط اطراف قفس نداشته‌و بیش‌ترتغییرات مشاهده‌شده در عوامل کیفی آب و ساختارجمعیتی زئوپلانکتون‌ها ناشی‌از تغییرات فصلی بود.

منابع

۱. **افرائی‌بندپی،م.ع.؛ هاشمیان‌کفشگری، ع. و پرافکنده‌حقیقی، ف. ۱۳۹۵**. بررسی ساختار جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی در سواحل جنوبی دریای خزر به‌منظور استقرار قفس‌های پرورش ماهی. مجله علمی شیلات ایران. شماره ۵، صفحات ۲۳ تا ۳۹.

۲. **پرافکنده‌حقیقی،ف.؛ افرائی‌بندپی، م.ع. و سلیمانی‌رودی، ع.، ۱۳۹۵**. بررسی پراکنش، تراکم و زی‌توده بزرگ موجودات بنتیکی در محل استقرار پرورش ماهی در قفس در سواحل جنوبی دریای خزر (آب‌های مازندران-کلارآباد). مجله علمی شیلات ایران. شماره ۳، صفحات ۹۱ تا ۱۰۳.

۳. **فارابی، م.و.؛ پورغلام، ر. و آذری، ع.، ۱۳۹۳**. بررسی امکان پرورش ماهی در قفس در کرانه جنوبی دریای خزر با تأکید بر پارامترهای دما، شوری و اکسیژن محلول آب. مجله شیلات، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد آزادشهر. سال ۸، شماره ۴، صفحات ۱۳ تا ۲۲.

۴. **کریمیان، ع.؛ ذاکری، م.؛ فارابی، م.و.؛ حقی، م. و کوچنین، پ.، ۱۳۹۶**. اثر پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان بر ساختار جمعیت زئوپلانکتونی منطقه عباس آباد، در جنوب دریای خزر. نشریه توسعه آبزی‌پروری. سال ۱۱، شماره ۳، صفحات ۷۵ تا ۹۴.

۵. **نصراله‌زاده‌ساروی، ح.؛ افرایی‌بندپی، م.؛ روحی، ه.؛ واحدی، ح.؛ نصراله‌تبار، ا.؛ علومی، ی.؛ یونسی‌پور، ح.؛ مخلوق، آ.؛ خداپرست، ن.؛ یعقوب‌زاده، ز.؛ رامین، م.؛ ابراهیم‌زاده، م.؛ رازقیان، غ.ر. و طهماسبی، م.، ۱۳۹۴**. پایش مواد مغذی رسوبات بر پدیده شکوفایی جلبکی در منطقه حوزه جنوبی دریای خزر. موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور.

۶. **APHA (American Public Health Association). 2005.** Standard Methods for The Examination of water and wastewater, 21th ed. American Public Health Association, Washington, DC. 1550 p.

۷. **Arauzo, A., 2003.** Harmful effects of unionized ammonia on the zooplankton community in a deep waste treatment pond. Water Research. Vol. 37, pp: 1048-1054.

۸. **Azevedo-santos, V.M.; Pelicice, F.M.; Lima-Junior, D.P.; Magalhaes, A.L.B.; Orsi, M.L.; Vitule, J.R.S. and Agostinho, A.A., 2015.** How to avoid fish introductions in Brazil: education and information as alternatives. Natureza & Conservação. Vol. 13, No. 2, pp: 123-113.

۹. **Bagheri, S.; Mirzajani, A. and Sabkara, J., 2016.** Preliminary studies on the impact of fish cage culture rainbow trout on zooplankton structure in the southwestern Caspian Sea. Iranian Journal of Fisheries Sciences. Vol. 15, No. 3, pp: 1202-1213.

۱۰. **Bays, J.S. and Crisman, T.L., 1983.** Zooplankton and Trophic State Relationships in Florida Lakes. Canadian J of fisheries and aquatic sciences. Vol. 40, pp: 1813- 1819.

۱۱. **Beveridge, M.C.M., 1984.** Cage and pen fish farming. Carrying capacity models and environmental impact. FAO Doc. Tech. Peches. No. 255. FAO, Rome. 126 p.

۱۲. **Beveridge, M.C.M., 1996.** Cage aquaculture (2nd edition). Fishing News Books, Oxford.

۱۳. **Beveridge, M.C.M. and Stewart, J.A., 1998.** Cage culture: limitations in lakes and reservoirs. In: Inland Fishery Enhancements (Ed. by T. Petr), FAO Fisheries Technical Paper 374. FAO, Rome. pp. 263-279.

۱۴. **Beveridge, M.C.M., 2004.** Cage aquaculture. Oxford: Fishing News Books.

۱۵. **Bilous, O.; Barinova, S.; Ivanova, N. and Huliaieva, O., 2016.** The use of phytoplankton as an indicator of internal 4 hydrodynamics of a large seaside reservoir case of the 5 Sasyk Reservoir, Ukraine. Ecohydrol. Hydrobiol. Vol. 16, No. 3, pp: 160-174.

۱۶. **Canfield, T.J. and Jones, J.R., 1996.** Zooplankton Abundance, Biomass, and Size-Distribution in Selected Midwestern Waterbodies and Relation with Trophic State. Journal of Freshwater Ecology. Vol. 11, No. 2, pp: 171-191.

۱۷. **Cornell, G.E. and Whoriskey, F.G., 1993.** The effects of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) cage culture on the water quality, zooplankton, benthos and sediment of Lac du Passage, Quebec. Aquaculture. Vol. 109, pp: 101-117.

۱۸. **Currie, D.R. and Small, E., 2004.** Macro benthic community responses to longterm environmental change in an east Australian subtropical estuary. Estuarine, Coastal and Shelf Science. Vol. 63, pp: 315-331.

۱۹. **Dauvin, J.C.; Ruellet, T.; Desroy, N. and Janson, A.L., 2007.** The ecological quality status of the Bay of Seine and the Seine estuary: use of biotic indices. Marine Pollution Bulletin. Vol. 55, pp: 241-257.

۲۰. **Davenport, J.; Black, K.; Burnell, G.; Cross, T.; Cullory, S.; Ekaratne, S.; Furness, B.; Mulcahy, M. and Thetmeyer, H., 2003.** Aquaculture the ecological issues. Oxford, UK: Blackwell Science Ltd.

۲۱. **Dias, J.D., 2008.** Impacto da pisciculturaemtanques-redesobreaestrutura da comunidadezooplanctônicaem um reservatório subtropical, Brasil. Master Thesis. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brazil. 40 p.

۲۲. **Fernandes, T.F.; Eleftherious, A. and Ackefors, H., 2001.** The scientific principles underlying the monitoring of the environmental impacts of aquaculture. J Appl Ichthyol. Vol. 17, pp:181-193.

۲۳. **Guo, L. and Li, Z., 2003.** Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China. Aquaculture. Vol. 226, pp: 201-212.

۲۴. **Hankanson, L., 2005.** Changes to Lake Ecosystem structure resulting from fish cage farm emissions. Lakes & Reservoirs: Research and Management. Vol. 10, pp: 71-80.

۲۵. **Holmer, M.; Hansen, P.K.; Karakassis, I.; Borg J.A. and Schembri, P., 2008.** Monitoring of environmental impacts of marine aquaculture. In: Holmer M, Black K, Duarte CM, Marba N, Karakassis I (eds) Aquaculture in the ecosystem. Springer, Dordrecht. pp: 47-85.

۲۶. **Hunt, R.J. and Matveev, V.F., 2005.** The effects of nutrients and zooplankton community structure on phytoplankton growth in a subtropical Australian reservoir: An enclosure study. Limnologica. Vol. 35, pp: 90-101.

Mediterranean Sea, Egypt. Egyptian Journal of Aquatic Research. Viol. 40, pp: 283-290.

۴۵. **Shannon, C.E. and Weaver, W., 1949.** The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana. 144 P.

۴۶. **Silvert, W., 1992.** Assessing environmental impacts of finfish aquaculture in marine waters. Aquaculture. Vol. 107, pp: 67-79.

۴۷. **Simpson, E.H., 1949.** Measurement of diversity. Nature. Vol. 163, 688 p.

۴۸. **Smith, V.H., 2003.** Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosytems: a global problem. Envirom. Sci. Pollut. Res. Int. Vol. 10, pp: 126-139.

۴۹. **Sousa, W.; Attayde, J.L.; Rocha, E.S. and Anna, E.M.E., 2008.** The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid north-eastern Brazil. Journal of Plankton Research. Vol. 30, pp: 699-708.

۵۰. **Stephens, W. and Farris, J.L., 2004.** A biomonitoring approach to aquaculture effluent characterization in channel catfish fingerling production. Aquacul. Vol. 241, p: 319-330.

۵۱. **Strain, P. and Hargrave, B., 2005.** Salmon aquaculture, nutrient fluxes and ecosystem processes in southwestern New Brunswick. In: Hargrave BT (ed) Environmental effects of marine finfish aquaculture. Handbook of environmental chemistry, Vol 5M. Springer-Verlag, Berlin. pp: 29-57.

۵۲. **Thompson, B. and Lowe, S., 2004.** Assessment of macro benthose response to sediment contamination in the San Fransisco estuary, California, USA. Environmental toxicology and chemistry. 23: 2178-2187.

۵۳. **Tundisi, J.G. and Matsumura-Tundisi, T., 2008.** Limnologia. Oficina de textos, São Paulo. 631 p.

۵۴. **Veenstra, J.; Nolen, S.; Carroll, J. and Ruiz, C., 2003.** Impact of net pen aquaculture on lake water quality. Water Science and Technology. Vol. 47, No. 12, pp: 293-300.

۵۵. **Wang, S.; Xie, P.; Wu, S. and Wu, A., 2007.** Crustacean zooplankton distribution patterns and their biomass as related to trophic indicators of 29 shallow subtropical lakes. Limnologica. Vol. 37, No. 3, pp: 242-247.

۵۶. **Weston, D.P.; Phillips, M.J. and Kelly, L.A., 1996.** Environmental impacts of salmonid culture. Chapter 16 in: Principals of Salmonid Culture. Developments in Aquaculture and Fisheries Science. Vol. 29, pp: 919-967.

۵۷. **Wetzel, R.G. and Likens, G.E., 1991.** Limnological analysis. Springer-Verlag, New York, USA. 391 p.

۵۸. **Yan, D., 2005.** Research needs for the management of water quality issues, particularly phosphorus and oxygen concentrations, related to salmonid cage aquaculture in Canadian freshwaters. Environmental Reviews. Vol. 13, pp: 1-19.

۵۹. **Yucel-Gier, G.; Kucuksezgin, F. and Kocak, F., 2007.** Effects of fish farming on nutrients and benthic community structure in the Eastern Aegean (Turkey). Aquacult Res. Vol. 38, pp: 256-267.

۶۰. **Zanatta, A.S.; Perbiche-Neves, G.; Ventura, R.; Ramos, I.P. and Carvalho, E.D., 2010.** Effects of a small fish cage farm on zooplankton assemblages (Cladocera and Copepoda: Crustacea) in a sub-tropical reservoir (SE Brazil). Pan-Am. J. Aquat. Sci. Vol. 5, No. 4, pp: 530-539.

۲۷. **Jones, G.B.; Simon, B.M. and Horsley, R.W., 1982.** Microbial sources of ammonia in freshwater lake sediments. J of general microbiology. Vol. 128, No. 12, pp: 2823-2831.

۲۸. **Kalantzi, I. and Karakassis L., 2006.** Benthic impacts of fish farming: meta-analysis of community and geochemical data. Mar Pollut Bull. Vol. 52, pp: 484-493.

۲۹. **Kelly, L.A., 1992.** Dissolved reactive phosphorus release from sediments beneath a freshwater cage aquaculture development in West Scotland. Hydrobiologia. Vol. 235/236, pp: 567-572.

۳۰. **Lawrence, S.C.; Malley, D.F.; Findlay, W.J.; Maciver, M.A. and Delbsere, I.L., 1987.** Method for estimating dry weight of Freshwater Planktonic Cructaceans from measures of length and shape. Can.J. fish. Aquat. Vol. 44, pp: 246-274.

۳۱. **Liu, J.S.; Cui, Y.B. and Liu, J.K., 1997.** Advances in studies on the effect of cage culture on the environment. Acta Hydrobiol Sin. Vol. 21, pp: 174-184.

۳۲. **Margalef, R., 1958.** Information theory in ecology. Gen Syst. Vol. 3, pp: 36-71.

۳۳. **Mc Lay, A. and Gordon-Rogers. K., 1997.** Report of the Scottish Salmon Strategy Task Force. Scottish Agriculture, Environment and Fisheries Department, Edinburgh.

۳۴. **Mrcelic, G.J. and Sliskovic, M., 2010.** The impact of fish cages on water quality in one fish farm in Croatia. World Academy of Science, Engineering and Technology. Vol. 4, pp: 8-25.

۳۵. **NCC. 1990.** Fish Farming and the Scottish Freshwater Environment. A report to the Nature Conservancy Council. Institute of Aquaculture, Institute of Freshwater Ecology, Institute of Terrestrial Ecology. 285 p.

۳۶. **Neofitou, N.; Vafidis, D. and Klaoudatos, S., 2010.** Spatial and temporal effects of fish farming on benthic community structure in a semi-enclosed gulf of the Eastern Medi terranean. Aquacult Environ Interact. Vol. 1, pp: 95-105

۳۷. **Newell, G.E. and Newell, R.C., 1977.** Marine plankton: a practical guide. Hutchinson, London. 244 p.

۳۸. **Newton, A.; Icely, J.D.; Falcao, M.; Nobre, A.; Nunes, J.P.; Ferreira, J.G. and Vale, C., 2003.** Evaluation of eutrophication in the Ria Formosa coastal lagoon. Portugal. Continental Shelf Research. Vol. 23, pp: 1945-1961.

۳۹. **Pielou, E.C.J., 1966.** The measurement of diversity in different types of biological collections. J. Theor. Biol. Vol. 13, pp: 131-144.

۴۰. **Philipose, K.K.; Krupessha, S.R.; Jayasree, L.; Ayasree, L.; Damodaran, D.G.; Syadarao, G.; Vaidya, N.G.; Mhaddolkar, S.S.; Sadhu, N. and Dub, P., 2012.** Observations on variations in physic- chemical water parameters of marine fish cage farm off Karwar. Indian Journal Fish. Vol. 59, No. 1, pp: 83-88.

۴۱. **Pillay, T.V.R., 2004.** Aquaculture and the environment. Oxford: Blackwell Publishing Ltd.

۴۲. **Rowland, S.J. and Allan, G.L., 2006.** Development of techniques and evaluation of the potential of cage culture of silver perch for cotton farms. In: Proceedings of the 13th Australian Cotton Conference. Australian cotton growers research association, Narrabri, NSW, Australia. pp: 661-668.

۴۳. **Santos, R.M.; Rocha, G.S.; Rocha, O. and Santos Wisniewski, M.J., 2009.** Influence of net cage fish cultures on the diversity of the zooplankton community in the Furnas hydroelectric reservoir, Areado, MG, Brazil. Aquaculture Research. Vol. 40, pp: 753-776.

۴۴. **Sawsan, M.A.; Ahmed, M.M. and Samiha, M.G., 2014.** Variability of spatial and temporal distribution of zooplankton communities at Matrouh beaches, south-eastern