وزارت جهاد کشاورزی
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی
موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور – مرکز تحقیقات آرتمیای کشور

عنوان:

اثرات عوامل محیطی رودخانه و دریاچه پشت سد ارس بر رشد و نمو خرچنگ دراز آب شیرین

مجری:
علی محسن پور آذری

شماره ثبت
۵۲۸۹۱

وزارت جهاد کشاورزی
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی
موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور- مرکز تحقیقات آرتمیای کشور

عنوان طرح/پروژه : اثرات عوامل محیطی رودخانه و دریاچه پشت سد ارس بر رشد و نمو خرچنگ دراز آب شیرین
کد مصوب : ۹۰۱۳۶-۱۲-۷۹-۲
نام و نام خانوادگی نگارنده/ نگارندگان : علی محسن پور آذری
نام و نام خانوادگی مجری مسئول (اختصاص به پروژه ها و طرحهای ملی و مشترک دارد) : -
نام و نام خانوادگی مجری / مجریان : علی محسن پور آذری
نام و نام خانوادگی همکار(ان) : فریدون محبی، رضا احمدی، بیژن مصطفی زاده، علی نکوئی فرد، لطیف اسماعیلی، سیاوش گنجی، صابر شیری
نام و نام خانوادگی مشاور(ان) :-
نام و نام خانوادگی ناظر(ان) : -
محل اجرا : استان آذربایجان غربی
تاریخ شروع : ۹۰/۷/۱
مدت اجرا : ۲ سال
ناشر : موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور
تاریخ انتشار : سال ۱۳۹۶
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 : اثرات عوامل محیطی رودخانه و دریاچه پشت سد ارس بر رشد و نمو خرچنگ دراز آب شیرین

کد مصوب : ۹۰۱۳۶-۱۲-۷۹-۲

شماره ثبت (فروست) : ۵۲۸۹۱ تاریخ : ۹۶/۱۰/۱۳

با مسئولیت اجرایی جناب آقای علی محسن‌پورآذری دارای مدرک تحصیلی کارشناسی ارشد در رشته علوم دامی – گرایش تغذیه می‌باشد.

پروژه توسط داوران منتخب بخش اکولوژی منابع آبی مورد ارزیابی و با رتبه خوب تأیید گردید.

در زمان اجرای پروژه، مجری در :

ستاد □ پژوهشکده □ مرکز ■ ایستگاه

با سمت کارشناس در مرکز تحقیقات آرتمیای کشور مشغول بوده است.

عنوان	« فهرست مندرجات »	صفحه

چکیده ۱
۱-کلیات ۳
۱-۱- مشخصات استان آذربایجان غربی ۶
۱-۲- منابع آبی استان آذربایجان غربی ۶
۱-۳- رودخانه ارس ۷
۱-۴- سد ارس ۷
مقدمه ۸
۲- مواد و روش ها ۱۵
۲-۱- مناطق مورد مطالعه ۱۵
۲-۲- موقعیت جغرافیایی مناطق مورد مطالعه ۱۶
۲-۳- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آب ۱۷
۲-۴- پلانکتون ۲۱
۲-۵- شاه میگو ۲۲
۳- نتایج ۲۳
۳-۱- پارامترهای فیزیکی و شیمیایی ۲۳
۳-۲- نتایج پلانکتونی ۲۶
۳-۳- نتایج حاصل از مطالعات شاه میگوی آب شیرین دریاچه سد ارس ۵۲
۴- بحث ۵۸
۴-۱- بررسی مشخصات فیزیکی و شیمیایی آب ایستگاههای مورد مطالعه در مناطق مختلف ارس ۵۸
۴-۲- بررسی پلانکتونی ایستگاههای مورد مطالعه در مناطق مختلف ارس ۶۵
۴-۳- بررسی شاه میگوی ایستگاههای مورد مطالعه در دریاچه سد ارس ۷۵
۵- نتیجه گیری کلی ۷۹
پیشنهادها ۸۰
منابع ۸۲
پیوست ۹۷
چکیده انگلیسی ۱۰۵

چکیده

جهت بررسی تراکم جمعیتی و پراکنش گونه ای پلانکتون ها در مناطق مختلف رودخانه ارس و سد احداث شده بر روی آن (سد ارس)، نمونه برداری از ایستگاه های تعیین شده از فروردین ماه تا اسفند ماه سال ۱۳۸۷ با تناوب ماهانه صورت پذیرفت. نمونه برداری ها بر روی دریاچه سد و در مناطق کم عمق (تا ۵ متر) توسط لوله پلیکا بطول ۲/۲۵ متر و قطر ۶ سانتی متر و بطور ستونی انجام گرفت، علاوه بر آن در ایستگاه های با عمق بیش از ۵ متر یک نمونه پلانکتونی نیز از نزدیک به کف دریاچه تا عمق ۵ متر با فاصله یک متر از همدیگر (نمونه برداری پلکانی) توسط یک روتنر با حجم ۲ لیتر برداشته شد. در مورد رودخانه بدلیل جریانات آب، نمونه برداری به روش پیمانه ای و بوسیله سطل انجام شد. جهت نمونه برداری فیتوپلانکتونی یک لیتر آب بطور مستقیم از کل آب جمع آوری شده تهیه گردید. نمونه های زئوپلانکتونی نیز با فیلتر نمودن ۳۰ لیتر از آب جمع آوری شده هر ایستگاه توسط تور پلانکتون گیر با مش ۵۵ میکرون تهیه گردید، سپس نمونه های تهیه شده را (فیتوپلانکتون و زئوپلانکتون) در ظروف نمونه برداری با حجم یک لیتر ریخته و تاریخ نمونه برداری و نام ایستگاه روی هر نمونه ثبت گردید وسپس نمونه های تهیه شده بلافاصله با فرمالین ۴ درصد تثبیت و به آزمایشگاه منتقل گردیدند ، لازم بذکر است که اندازه گیری خصوصیات فیزیکی در محل انجام گردید. در ضمن از هر ایستگاه مقدار دو لیتر آب نیز جهت انجام آزمایشات شیمیایی و اندازه گیری کلروفیل a برداشته شد. نمونه های پلانکتونی بعد از یک هفته نگهداری در مکان سرد و تاریک و تعیین حجم ، توسط پیپت به محفظه های ۵ میلی لیتری منتقل و بعد از گذشت ۲۴ ساعت که نمونه ها کاملاً رسوب نمودند، شمارش و شناسایی توسط میکروسکوپ اینورت Nikon مدل TS100 با بزرگنمایی۴۰۰ × (فیتوپلانکتون ها) و ۲۰۰ × (زئوپلانکتون ها)، با استفاده از روش Utermohl (۱۹۵۸) در ۳ تکرارانجام گرفت. در هر نمونه حداقل ۵۰ میدان دید مورد شمارش قرار گرفت. نتایج حاصل از اندازه گیری فاکتورهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی در مطالعه حاضر و مقایسه آن با استانداردهای موجود حاکی از آن است که مخزن سد ارس با توجه به وجود دشت حاصلخیز حاشیه دریاچه و توسعه کشاورزی در منطقه، برداشت آب از دریاچه که در سال های اخیر افزایش قابل توجهی داشته است، بالا بودن تراکم جمعیتی در اطراف دریاچه (واقع شدن شهر نخجوان در کوه های مشرف به دریاچه و تخلیه فاضلاب های مختلف شهری و صنعتی به داخل آن)، در رده ی آب های یوتروف قرار گرفته است. همچنین در این بررسی ساختار طولی- وزنی و نسبت جنسی شاه میگوی آب شیرین دریاچه سد ارس بصورت فصلی مورد بررسی قرار گرفت. نمونه برداری از شاه میگوی آب شیرین در دریاچه سد ارس به صورت فصلی و از ۵ ایستگاه تعیین شده انجام گردید. به منظور تعیین میزان زی توده، جمعیت شاه میگوی سد ارس در طی سال ۱۳۹۱، تعداد ۱۰۰ عدد تله فونلی بعد از طعمه گذاری در ایستگاه ها ی مختلف دریاچه سد ارس مستقر گردیدند. در هر ایستگاه ۱ رج تله ۲۰ عددی با استفاده از سنگ، طناب اتصال، طناب رابط و شناور مستقر شدند. صبح روز بعد (۲۴ ساعت بعد از استقرار تله ها) کل شاه میگوهای موجود در تله ها پاکسازی و

بعد از نمونه برداری (حداقل ۳۰۰ عدد از هر ایستگاه و بصورت تصادفی نمونه برداری شد) به آزمایشگاه منتقل و ضمن تعیین جنسیت نمونه ها و برآورد درصد جنسی، ویژگی های زیست سنجی آنها شامل طول کل و وزن، برای هر شاه میگو ثبت گردید. برآورد گروه های طولی و وزنی به صورت کل و جداگانه برای نمونه های نر و ماده در هر فصل بعمل آمد. بر اساس نتایج بدست آمده میانگین طول کل شاه میگو در دوره مطالعه ۱۰۶/۴۳±۷/۹۴ میلی متر و میانگین وزن کل نیز۱۰/۸۶± ۳۵/۸۱ گرم بدست آمد که هر دو فاکتور پایین تر از تراز صادراتی شیلات آذربایجان غربی می باشند (استاندارد جهانی صید شاه میگو، ۳۵ گرم وزن با ۱۰۰ میلی متر طول می باشد ولی شیلات آذربایجانغربی بمنظور حفظ و حراست از ذخایر شاه میگوی سد ارس، وزن ۵۰ گرم با طول ۱۲۰ میلی متر را برای صید مجاز اعلام نموده است)، تنها ۱۸/۹۹ درصد از کل صید، طولی بالاتر از تراز صادراتی ۱۲۰میلی متر دارند و این درحالیست که فقط ۱۶/۴۶ درصد از کل صید، وزن بالاتر از تراز صادراتی (۵۰ گرم) دارند. با در نظر گرفتن شواهد موجود، ذخایر شاه میگوی دریاچه سد ارس نسبت به گذشته به شدت کاهش یافته است. همچنین طبق نتایج بدست آمده نسبت نرها درصید بیشتر از ماده ها می باشد. مقایسه معادلات رشد تایید می کند که نرها در مقایسه با ماده های هم اندازه، وزن بیشتری دارند. با توجه به افزایش روز افزون تخلیه فاضلاب های مختلف (خانگی و صنعتی) به دریاچه سد ارس و از طرفی توسعه روزافزون فعالیت های کشاورزی در محدوده این دریاچه، در سالیان اخیر میزان صید شاه میگو از دریاچه سد ارس روند نزولی را طی کرده که لزوم توجه بیش از پیش به بهبود وضعیت آبزی پروری در منطقه بالاخص شاه میگو را گوشزد می نماید.

لغات کلیدی: شاه میگوی آب شیرین(*Astacus leptodactylus*)، شرایط زیست محیطی، سد ارس و آذربایجان غربی

۱- کلیات

آب جوهر زندگی و ماوای هزاران هزار موجود کوچک و بزرگ است. آب محل پیوستن زنجیره های کوچک و بزرگ غذایی و شکل گیری پیوندها و ارتباطات حیاتی تولید کنندگان و مصرف کنندگان است(عمادی، ۱۳۵۵). هدف از احداث سدها ، تولید نیروی برق ، توسعه کشاورزی ، کنترل طغیان ها و تدارک آب برای نیازهای شهری و صنعتی است(Bernacsek, 1984). مشخصه این محیط های آبی جدید ذخیره آب و رها کرد آن به هنگام ضرورت است. در حقیقت توانایی های بالقوه شیلاتی در احداث سدها منظور نشده و برای افزایش محصول آبزیان ساخته نمی شوند و در بیشتر سدها برنامه ریزی خاص برای حداکثر تولید ماهی از محیط های آبی ایجاد شده، انجام نمی گیرد. احداث سدهای مخزنی و تنظیم جریان آب بر جوامع ماهیان بومی اثر گذاشته و شرایط محیطی زنده (Biotic) و غیر زنده (Abiotic) را تغییر می دهد، این تغییرات به سبب تنظیم جریان آب، کاهش حجم آب، تغییر ساختار بستر و کناره های رودخانه روی می دهد (Holcik, 2001). تنظیم جریان آب رودخانه مشخصه های زیستی رودخانه را تغییر داده و سبب ایجاد محیط آبی جدیدی با شرایط متفاوت با قبل می شود، این محیط جدید محدودیت ها و امکانات تازه ای را بوجود می آورد که نیازمند مطالعه است(Jungwirth et, al, 1993). هرگونه از ماهیان نیازهای محیطی ویژه خود را دارند که با تغییر شرایط محیطی توانایی تامین این نیازها را ندارند و در نتیجه به سوی انقراض اکولوژیک سوق می یابند (Holcik & Macura, 2001). در اوایل دهه ۱۹۲۰ دانشمندان مطالعاتی را برای استفاده شیلاتی از دریاچه های مخزنی آغاز نمودند، در طی چند سال اول احداث سدها تولید شیلاتی مطلوب بود، اما پس از چند سال تولید کاهش یافت (Ellis, 1942). بطور کلی تولید ماهی در دریاچه های مخزنی در سال های اولیه احداث و آبگیری به دلیل فراهم بودن مواد مغذی به سرعت افزایش می یابد. این افزایش این باور را بوجود می آورد که مخازن آبی محیط های مناسبی برای پرورش ماهیان هستند (Henderson & Ryder, 1985). اما مطالعات نشان داده است که در چهارمین یا پنجمین سال احداث دریاچه های مخزنی مقدار تولید ماهی به بیشینه خود می رسد (Jhingern,1975). ممکن است که در برخی از دریاچه ها پدیده کاهش تولید آبزیان روی نداده و حتی سال ها پس از احداث دریاچه، صید مطلوبی را شاهد باشیم (Kimsey, 1985). در کشورهای عضو ASEAN سالیانه حدود ۱۲۲ هزار تن ماهی و انواع فرآورده های آبزی پروری از دریاچه سدها بدست می آید (Fernando, 1980). هدف مدیریت شیلاتی در دریاچه های مخزنی، افزایش برداشت از ماهی در حد بهینه و تولید پایدار است (Kimsey, 1985). لذا برای رسیدن به حداکثر محصول قابل برداشت پایدار (MSY) بایستی اصول ذیل در دریاچه های مخزنی رعایت شوند (Moyle & Cech, 1988 و Berrnacsek, 1984).

- تنظیم مناسب سطح و عمق آب.
- ماهیدارکردن مخزن آبی با گونه های با ارزش.
- کنترل ماهیان و کاستن از جمعیت های دارای تشابه غذایی.
- استفاده کامل از تمامی حلقه های زنجیره غذایی.
- کنترل تغذیه گرائی به منظور مقابله با کاهش کیفیت منابع آبی.
- نظارت بر صید و وضع قوانین لازم.

یکی از مشخصه های دریاچه های مخزنی در جهان ترقی و تنزل پردامنه سطح آب است، روشن است که ساده ترین اثر این نوسانات تغییر در تراکم جمعیت ماهیان است، در این حالت و با کاهش سطح آب ماهیان در فضای کمتری جمع شده و در نتیجه باعث صید بیش از حد و آسیب رساندن به ذخایر ماهیان می شود(petr, 1985)، دریاچه های کم عمق تولیدات زیادتری نسبت به دریاچه های عمیق دارند چرا که اکثریت منطقه تولید تحت تاثیر نور آفتاب بوده و این لایه ها به سبب عمق کم دریاچه در ارتباط با لایه های عمقی آب هستند، بنابراین در تمامی لایه های آب تولید صورت می گیرد (Hyens, 1987). باز سازی ذخایر گونه های بومی و یا معرفی گونه های غیر بومی می تواند به افزایش برداشت کمک نماید، این معرفی ها کوششی برای تغییر ساختار جوامع آبزیان به منظور دستیابی به تولید مطلوب است (Li & Moyle, 1981). از طرفی خطر همواره گونه های معرفی شده به اکوسیستم های جدید را تهدید می کند لذا بایستی گونه هایی را به سیستم آبی معرفی کرد که شرایط برای تکثیر طبیعی آنها مهیا باشد، در کشورهای در حال توسعه که تولید زیادتر ماهی برای مصارف انسانی هدف اصلی است می بایست ماهیان گیاهخوار یا پوده خوار (دیتریت خوار) مانند کپور نقره ای، کپور سرگنده، کپور معمولی به دریاچه های مخزنی معرفی کرد(Henderson et al, 1973). ثابت شده است که تولید ماهی بازتابی از حاصلخیزی مخزن آبی است، چرا که ورود بار مواد مغذی سبب غنای محیط شده و رشد گیاهان آبزی (میکروفیت ها و ماکروفیت ها) و سایر مواد آلی، حاصلخیزی آب را افزوده و در نتیجه باکتری ها، پلانکتون ها و کفزیان بخوبی رشد نموده، مستقیم و یا غیر مستقیم مورد تغذیه ماهیان قرار گرفته و ماهیان شکارچی نیز غذای خود را از ماهیان کوچک تر تامین می نمایند(Bhukasawan, 1980). از سوی دیگر افزایش رسوب گذاری سبب می شود که ماهیان کفزی خوار از منابع غذایی بی بهره شوند و در نتیجه صید آنها نقصان یابد (Ellis, 1942). در توجیه اقتصادی بودن آبزی پروری، ضروری ترین عامل محیط مناسب برای تکثیر و رشد بوده و از آنجائیکه آبزیان عمدتاً در آب زندگی می کنند اساسی ترین موضوع زیست محیطی را در سیستم پرورشی، کیفیت آب می نامند (Boyd, and Tuker, 1999 و سرپناه، ۱۳۸۱) .

آلودگی به معنای ورود هر گونه ماده خارجی نظیر مواد آلی، غیر آلی، بیولوژیک، رادیولوژیک و یا هرگونه تغییر فیزیکی در طبیعت که ممکن است بطور مستقیم یا غیر مستقیم ، بلافاصله و یا بعد از مدتی طولانی، بر ارگانیسم های زنده تأثیر گذاشته و به آنها آسیب برساند. آلودگی معمولاً بواسطه فرآورده های زائد حاصل از

فعالیت های انسان در محیط زیست بوجود می آید (زوبارویچ و همکاران، ۱۹۸۸ و وزارت نیرو، ۱۳۸۴). آلودگی آب را می توان این چنین تعریف کرد، ورود ماده خارجی به آب که منجر به اخلال در بهره برداری خاص از آب و یا تغییر در خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی آن شود که ممکن است اثرات زیان باری در زندگی انسان و آبزیان بگذارد(عظیمی و همکاران، ۱۳۷۸؛ترحمی، ۱۳۷۷؛ غلامی، ۱۳۷۱ و امیربیگی، ۱۳۸۳). آلودگی به طور عمده از دو طریق به وجود می آید (وزارت نیرو، ۱۳۸۴):

۱) فرآیند های طبیعی که به واسطه آن گیاهان و جانوران تجزیه شده و فرآورده های فرسایشی زمین به منابع اصلی آب وارد می شود.

۲) فرآیندهای مصنوعی نظیر منابع صنعتی، کشاورزی، شهری، خانگی، رادیواکتیو، معدنی و همچنین استفاده از آفت کش و کودها توسط انسان.

کل آب استحصال شده از منابع مختلف برای مصارف شهری تمامی شهرهای کشور روز بروز در حال افزایش بوده بطوریکه طبق نظر کارشناسان، در حال حاضر تعداد زیادی از شهرهای بزرگ کشور با افزایش غلظت نیترات در آب آشامیدنی روبرو می باشند (سارنگ و تجریشی ۱۳۷۹؛ تجریشی، ۱۳۷۶؛ شاملو، ۱۳۸۱ و محمودیان، ۱۳۷۵). فلزات سنگین خطرناک و ترکیبات شیمیایی سمی موجود در داخل فاضلابهای صنعتی باعث آلودگی آب های سطحی (رودخانه و دریاچه ها) و خسارت بر محیط زیست کشور می شوند(تجریشی، ۱۳۸۰ و عظیمی و همکاران، ۱۳۷۹).

کشاورزان برای افزایش بازده تولید خود، مبادرت به مصرف بی رویه کود، سموم و آفات کش ها در مزارع می نمایند (یزدان شناس و اسماعیلی ساری، ۱۳۷۶). ازت و فسفرمازاد بر نیاز گیاهان بعد از ورود به خاک، از طریق زهکشی و رواناب وارد منابع آبی شده و باعث تغذیه گرایی و نهایتا رشد و تکثیر بی رویه جلبک ها می گردد، حال اگر ورود مواد مغذی به سد ادامه داشته باشد و سایر شرایط از قبیل دمای هوا و عمق آب نیز مساعد باشد جلبک ها، رشد زیادی نموده و بطور کامل سطح آب دریاچه را می پوشانند، این مسئله باعث می شود تبادل گازی بین محیط آبی و هوا انجام نپذیرفته و آبزیان دچار خفگی شده و بر آلودگی آب سد هر چه بیشتر افزوده شود (Mohsenpour Azary, 2010). بروز پدیده اوتریفیکاسیون غیر از اینکه باعث ایجاد مشکلات متعددی برای آبزی پروری می گردد، اثرات زیانبار دیگری مثل کاهش کیفیت آب مصرفی برای شرب و صنعت، ایجاد بو و طعم نامناسب و منظره بسیار زشت در سطح دریاچه نیز می شود (مسعودی، ۱۳۸۳ ;Mohebbi &; Adams, 2000 ;Suffet, 1999). در اکو سیستم های آبی یون هائی مانند فسفات، نیترات،آمونیوم، فلزات و غیره وجود دارند که مواد مغذی آب خوانده می شوند و سبب افزایش تولیدات اولیه یعنی فیتوپلانکتون ها شده که در زمره تولیدات اصلی هر منبع آبی و سر چشمه حیات در آب ها می باشند (بلاک، ۱۳۸۵ و ۱۹۹۵ ,Rand). عوامل تنش زای محیطی مواد و یا ترکیبات شیمیایی هستند که غلظت آنها در اکوسیستم های آبی، در اثر واکنش های شیمیایی و یا تبادل انرژی با محیط، دستخوش تغییرات اساسی شده و بر رشد گونه ها و پویائی جمعیت آبزیان تأثیر می

گذارند (ووتن، ر. ۱۳۸۳). هم اکنون تعدادکثیری از دریاچه سدها و همچنین برخی از رودخانه های کشور کم و بیش با مشکل تغذیه گرائی روبرو شده اند، تالاب ها و دریاچه ها که اغلب زیست گاه پرندگان مهاجر بوده و از اهمیت بین المللی برخوردارند نیز از این آلودگی ها در امان نبوده اند (کلدی و تجریشی، ۱۳۸۲ و ۱۹۸۴ ,Bernacsek). میزان فرسایش خاک در کشور، سالانه ۲ میلیارد تن و به طور متوسط ۳۲ تن خاک در هر هکتار گزارش شده است (عبداللهی، ۱۳۷۵) این مقدار خاک فرسایش یافته سالانه به دریاها، دریاچه ها، پشت سدها و چاله های داخلی رسوب می نماید(احمدی، ۱۳۷۴).

جایگاه استان آذربایجان غربی در جغرافیای آبی کشور چنان است که هم به سبب نزدیکی به مناطق شمالی و هم به جهت حضور در نیمه غربی، در شمار مناطق نسبتاً پر آب کشور می باشد. بر اساس برنامه ریزی های انجام شده در استان، علاوه بر سد های احداث شده، بنای سد های دیگری نیز بر روی رودخانه های مهم استان نهاده شده است. سدها ی ایجاد شده در مسیر رودخانه های موجود، مخازن آبی با حجم میلیون ها متر مکعب را به وجود آورده و می آورد که در کنار کاربردهای متعدد، بخش زیادی از تولید آبزیان را در بر می گیرند. (گزارش عملکرد مدیریت شیلات و آبزیان استان آذربایجان غربی، ۱۳۸۷).

۱-۱- مشخصات استان آذربایجان غربی

استان آذربایجان غربی با مساحتی بالغ بر ۴۳۶۶۰ کیلومتر مربع در شمال غرب کشور قرار گرفته و از نظر مساحت ۲/۶۵ درصد مساحت کل کشور را شامل می شود این استان علاوه بر استان های آذربایجان شرقی و زنجان با سه کشور خارجی ترکیه، عراق و جمهوری خود مختار نخجوان مرز مشترک دارد و خط مرزی آن ۸۲۳ کیلومتر می باشد(استانداری آذربایجان غربی، ۱۳۸۸).

۱-۲- منابع آبی استان آذربایجان غربی

استان آذربایجان غربی بعلت داشتن بارش های نسبتاً زیاد در فصول بهار، پائیز و زمستان و به علت دارا بودن ارتفاعات بلند و پوشیده از برف، رود خانه های بالنسبه پرآبی را داشته که قسمت اعظم منابع آبی استان را تأمین می کنند، جریان آبهای سطحی عمداً به دریاچه ارومیه، مقداری نیز از طریق رودخانه زاب کوچک به خلیج فارس و قسمتی نیز از طریق رودخانه ارس و قزل اوزن به دریای خزر منتهی می گردد. کل رواناب سطحی سالانه استان معادل ۶ میلیارد مترمکعب و ذخیره آب های زیرزمینی آن ۴ میلیارد مترمکعب برآورد شده که میزان بهره برداری مطلوب از آب های زیرزمینی استان حدود یک میلیارد مترمکعب درسال می باشد. (استانداری آذربایجان غربی، ۱۳۸۸).

۳-۱- رودخانه ارس

این رودخانه از کشورهای ترکیه و آذربایجان (نخجوان) سرچشمه گرفته و در ناحیه میرقاپو (شمال غربی)، مرز ایران و جمهوری آذربایجان را تشکیل داده و در روستای دره شام (جنوب غربی) از ناحیه دشت ماکو خارج می گردد. حداکثر دبی رودخانه ۲۲۶۰ مترمکعب در ثانیه و حداقل آن ۳۳۹ مترمکعب برثانیه می باشد. این رودخانه با طولی بالغ بر ۱۰۷۲ کیلومتر در شمال کشور، به دریاچه خزر سرازیر شده و از بزرگ ترین رودخانه های موجود در کشور می باشد. تولیدات آبزیان آن(ماهی و خرچنگ) بواسطه وجود دریاچه سد ارس و اقلیم مناسب رودخانه بسیار قابل توجه می باشد، بواسطه گل آلودگی رودخانه در فصل بهار که بعنوان کودهی طبیعی این منبع آبی به شمار می رود تولیدات اولیه پلانکتونی و بنتوزی وسیعی در این رودخانه وجود دارد(گزارش عملکرد مدیریت شیلات و آبزیان استان آذربایجان غربی، ۱۳۸۷).

۴-۱- سد ارس

مخزن دریاچه به طول ۵۲ کیلومتر و عرض متوسط ۸ کیلومتر و عمق متوسط ۲۰ متر و مساحتی حدود ۱۴۵ کیلومتر، ۱۴۵۰۰ هکتار را اشغال نموده و حجم کل آن ۱۳۵۰ میلیون مترمکعب می باشد. این دریاچه در ارتفاع ۷۷۰ متر از سطح دریا واقع شده و حداکثر حرارت هوا در تابستان تا ۴۰ درجه سانتگراد و حداقل برودت در زمستان تا ۲۰ درجه سانتیگراد زیر صفر ثبت شده است. آب مخزن دریاچه سرشار از مواد بیوژن است و به همین دلیل زنجیره غذایی آن یعنی پلانکتون ها، موجودات بنتیکی و در نهایت ماهیان آن از تنوع و کمیت خوبی برخوردارند. ذکر این نکته لازم است که میزان تولیدات اولیه پلانکتونی و بنتوزی در دریاچه مزبور بسیار قابل ملاحظه و بیشتر از منابع آبی دیگر استان است و امکان بهره برداری بیشتر از آن با برنامه ریزی و کنترل دقیق تر ذخایر وجود دارد زیرا سیلاب سالیانه مناطق بالادست آن باعث می شود تا سالیانه صدها تن رسوبات حاصل از تخریب خاک های زراعی زمین های بالادست که حاوی املاح فراوانی هستند به دریاچه وارد شوند که یک نوع عمل کود دهی طبیعی به دریاچه محسوب می شود(استانداری آذربایجان غربی، ۱۳۸۸).

مقدمه

گیاهان آبزی و به ویژه فیتوپلانکتون ها نیازمند به وجود اکسیژن، دی اکسیدکربن، ازت (به صورت فرم نیترات)، فسفات، سیلسیم، پتاسیم، منیزیم، آهن و سایر عناصر هستند (Wetzel, 1983). بیشتر آبها دارای pH بین ۵/۵ تا ۱۰ می باشند، خارج از این دامنه ماهیان قادر به ادامه حیات نیستند(هوارد، ۱۳۸۲). در واقع با توسعه صنعتی و افزایش بی رویه در استفاده از مواد آلی مصنوعی، پیامدهای منفی جدی بر منابع آب شیرین وارد شده است (Clesceri *et al*,1989). در مطالعه ای که بر روی رودخانه سفید رود از منجیل تا بندر کیاشهر انجام گرفت، مقادیر زیادی از آفت کش ها تشخیص داده شد که در برخی موارد غلظت آنها تا ۳۰۰ برابر حد مجاز بود (پیرصاحب، ۱۳۷۴ و تجریشی، ۱۳۸۰). به نظر می رسد پرداختن به مسائل زیست محیطی سدها، می تواند راهکارهای مناسبی برای کمک به تصمیم گیران در پیش بینی و پیشگیری از تخریب و زوال حداقل آب هایی که با صرف هزینه های هنگفت ذخیره و تأمین شده اند، را ارائه نماید (ICOLD، ۱۹۹۴، سارنگ و همکاران، ۱۳۸۰). جلبک ها در همه زیستگاه ها حضور دارند و در برابر مواد شیمیایی مقاوم هستند. این موجودات در تمامی لایه های آب از سطح تا عمیق ترین طبقات آن زیست می کنند(Vinogradov, 1976; Banse, 1964 و بلچر و سوئل، ۱۳۶۳). تراکم فیتوپلانکتون ها در مناطق اقیانوسی خیلی بالا نیست شاید به تعداد چند سلول در لیتر برسد اما در مقیاس کلان (نسبت به پهنه اقیانوس) مقدار قابل توجهی می باشد و انرژی تولید شده در معیار سالانه به مقدار 10^{16} Kcal × 32/6 می رسد و آن تقریباً با ۳ برابر حاصلخیزی همه مراتع و چراگاه های جهان و ۴ برابر همه محصولات کشاورزی جهان می باشد(Raymont John,1983 ؛ ریاحی، ۱۳۸۱ و رحیمیان، ۱۳۵۷). در هر اکوسیستم آبی، فیتوپلانکتون ها به لحاظ تولید مواد آلی و قرار گرفتن در قاعده هرم انرژی جزو ذخایر مهم و با ارزش بشمار می روند و سایر موجودات ضمن وابستگی به یکدیگر در زنجیره غذایی، به طور مستقیم یا غیر مستقیم به فیتوپلانکتون ها وابسته اند، بنابراین شناخت آنها در هر منبع آبی از این لحاظ از اهمیت ویژه ای برخوردار است (Davis,1955). اهمیت تولیدات فیتوپلانکتونی در منابع آبی به این علت است که فیتوپلانکتون ها تقریباً به صورت کامل بوسیله زئوپلانکتون ها خورده شده در حالی که در خشکی فقط حدود ۱۰ درصد از مواد گیاهی بوسیله علفخواران مورد تغذیه قرار می گیرند، همچنین فیتوپلانکتون ها ۹۵ درصد تولید اولیه دریاها را در مناطق ساحلی بخود اختصاص می دهند(Nybakken, 1993; Nielson, 1975). جلبک ها گیاهان تک سلولی و یا چند سلولی هستند که در منابع آبی به پاس تولید اکسیژن و در نتیجه افزایش ظرفیت تجزیه مواد آلی از اهمیت زیادی برخوردار هستند. جلبک ها، دی اکسید کربن و یا بی کربنات را به عنوان منبع کربن و فسفات، نیترات و آمونیاک موجود در آب را به عنوان منبع ازت و فسفر استفاده می کنند. جلبک ها یکی از منابع مهم افزایش اکسیژن محلول آب هستند اگر چه وجود بیش از حد آنها از جهت ایجاد بو، طعم، کدورت و مسئله یوتریفیکاسیون به عنوان عامل منفی به حساب می آید ولی به علت کامل کردن چرخه غذایی و منبع تولید اکسیژن در حفظ حیات طبیعی آنها نقش ارزنده ای دارند (سارنگ و همکاران، ۱۳۸۰ و Shammi & Bhatnagar, 2002). جلبک ها کربن، دی اکسید

کربن را گرفته و از طریق فتوسنتز تبدیل به کربن آلی می کنند و بدین ترتیب منبع غذایی آبزیان دیگر را فراهم می سازند، بنابراین آنها را به عنوان تولید کنندگان اولیه می شناسیم، فعالیت زیستی اکوسیستم های پرورش ماهی بدون تردید به تولید اولیه بستگی دارد. بطور کلی جلبک ها و آغازیان جانوری نقش مهمی در زنجیره غذایی اکوسیستم آبی ایفا می کنند، زیرا آغازیان جانوری و حتی دیگر بی مهرگان کوچک میکروسکوپی از جلبک ها تغذیه می کنند (Sarkar, 2002). تراکم فیتوپلانکتون ها در منابع آبی به شدت نوسان دارد، برخی از گونه های جلبکی در مدت کوتاهی بوجود آمده و بزودی ناپدید می شوند، بطور معمول تراکم فیتوپلانکتون ها بیش از زئوپلانکتون ها است، همچنین تراکم آنها به شدت تحت تأثیر تغییرات ماه ها و فصول، شرایط جغرافیایی و اقلیمی، فاکتورهای غیر زنده نظیر pH، اکسیژن محلول، قلیائیت، سختی، دما، مواد مغذی و کدورت قرار دارد، شکوفایی های پلانکتونی نیز متقابلاً موجب نوسانات شدید اکسیژن، دی اکسید کربن، نیتروژن و فسفر در آب می شوند(Sarkar, 2002, Stickney, 2000). جوامع فیتوپلانکتونی نشان دهنده تغییرات محیطی بلند مدت و کوتاه مدت در اکوسیستم های دریاچه ای هستند(Haraughty & Burks, 1996, Salmaso, 2002). افزایش غلظت مواد مغذی در دریاچه ها نشان دهنده نظم بسیار خوبی از اثرات منفی شان در رابطه با کیفیت آب است، سایر علائم در این خصوص از جمله افزایش زیتوده پلانکتونی، تغییر در ترکیب و ساختار اجتماعات پلانکتونی، تغییر در فاکتورهای شیمیایی آب، کاهش شفافیت آب و همچنین تغییر در زیبایی پیکره آب می تواند گویای این مسئله باشد(Salmaso, 2002; Haraughty & Burks, 1996, Rhee & Gatham 1980, Gibson.1971). در بین مواد مغذی، نیتروژن، فسفر، کربن و سیلیکات نقش مهم تری را در تولید زیتوده جوامع جلبکی نشان می دهند، بعلاوه نشان داده شده است که از بین این عناصر نیتروژن و فسفر در رشد فیتوپلانکتون ها از اهمیت بیشتری برخوردار هستند (Salmaso, 2002; Saros & Fritz, 2002; Sondergaard *et al*, 2001; Haraughty & Burks, 1996). در هر صورت شرایط تغذیه ای در دریاچه ها ناشی از تأثیر متقابل مجموعه پیچیده ای از عوامل هستند، جدا از غلظت مواد مغذی، عواملی مانند روابط بین شبکه های غذایی، مورفومتری دریاچه ها، تغییر در آب و هوا و هیدرولوژی آب نیز موثر می باشند (Wood & Talling, 1988; Nubel *et al*, 1999; Salmaso, 2002; Saros & Fritz, 2002). یک مرحله از افزایش طبیعی حاصلخیزی و تغییرات محیطی بطور خیلی آهسته ای در یک جا و در اکثر پیکره آبی حادث می شود، بدین ترتیب که ترکیبات آلی و معدنی به مرور رسوب نموده و به موجب آن عمق آب کاهش می یابد و در این شرایط دمای آب بطور یکسانی گرم تر می شود و رستنی ها در سر تاسر حاشیه ساحلی مملو می گردد و در نتیجه مقدار دیتریوس دریاچه افزایش می یابد، به این سیر غنای اکوسیستم های آبی یوتریفیکاسیون (Eutrophication) می گویند. پدیده غنی شدن آب (Eutrophication) که به وسیله انواع آلاینده ها ایجاد می شود، از اواسط قرن بیستم در اکوسیستم های آبی بسیاری از کشورهای جهان مطرح شده است، این پدیده در بعضی مناطق باعث زوال و از بین رفتن محیط های آبی می گردد. پدیده شکوفایی جلبکی (Algal bloom)، یکی از مهم ترین عوامل زوال کیفیت آب در دریاچه های آب شیرین و مخازن سدها می باشد(Mohebbi & Mohsenpour

Azary, 2010 ; Mcguire, 1999). تخلیه فاضلاب خانگی، صنعتی و زه آب های کشاورزی به مخازن آبی، مواد مغذی مورد نیاز رشد جلبک را فراهم می آورد و در صورت مساعد بودن شرایط محیطی مانند دما و نور جهت فعالیت های فتوسنتزی، جمعیت جلبک ها به صورت ناگهانی افزایش یافته و اصطلاحاً شکوفایی جلبکی رخ می دهد، این معضل در کشورهای متعددی از جمله آمریکا، ژاپن، استرالیا، اسپانیا، فنلاند، و در سال های اخیر در ایران و در منطقه مورد مطالعه در سدهای ارس و بوکان به وجود آمده است (Yagi *et al*, 1983). برخی از ترکیبات آلی که توسط جلبک ها در زمان شکوفایی تولید می شوند باعث ایجاد طعم و بوی نامطبوع در آب می گردند (سارنگ و همکاران، ۱۳۸۰؛ Persson, 1992). مهم ترین این ترکیبات Geosmin و -2-methyl- (MIB) iso-Borneol می باشند، که با غلظتی در حد قسمت در تریلیون (ppt) طعم و بوی شبیه به خاک را در آب ایجاد می نمایند (سارنگ و همکاران، ۱۳۸۰؛ Tsuchiya and Matsumoto, 1988). بیوتوکسین ها گروه بزرگی از تولیدات طبیعی ناشی از سیانوباکتری ها (Cyanobacteria) هستند که گونه ها و نژادهای مختلفی از سیانوباکتری ها مانند Microcystis, Anabaena و Oscillatoria توانایی تولید چنین سموم زیستی را دارند (Carmichael, 1992). سیانوباکتری ها بطور متناوب ولی مکرر باعث مسمومیت حیوانات در بسیاری از مناطق دنیا می گردند، از سال ها پیش مسمومیت های ناشی از این جلبک ها عامل بیماری و مرگ و میر در میان حیوانات اهلی و وحشی بوده است

(Mohebbi & Mohsenpour Azary; 2010 Patterson and Larsen, 1994). در آب های شیرین مناطق گرمسیری، اغلب جلبک های سبز – آبی(سیانوباکتری ها) ترکیب غالب فیتوپلانکتونی منطقه را تشکیل می دهند (Perona *et al*, 1998 و WHO, 1999).

جلبک ها در زنجیره غذایی و نیز از نظر تولید اکسیژن اهمیت بسیاری دارند و علیرغم این نقش مهم، سطح اپتیممی از شکوفایی جلبکی برای تولید ماهی در منابع آبی مفید است، لذا رشد و تکثیر زیاد جلبک ها حاکی از آن است که منبع آبی تولید کننده بوده و ممکن است به شکوفایی های پلانکتونی منجر شده و آثار زیان باری از خود بر جای بگذارد(Maosen, 1978; Sarkar, 2002). شکوفایی های پلانکتونی به سه طریق ممکن است موجب مرگ و میر ماهیان شوند: بسته شدن و چسبندگی آبشش ها، کاهش اکسیژن و آزاد کردن سم قبل یا بعد از مرگ سلول های جلبکی بعلاوه مرگ دسته جمعی جلبک ها پس از شکوفایی نیز به دلیل نیاز به تجزیه لاشه های سلولی، اکسیژن آب را کاهش می دهند (Shammi & Bhatnagar, 2002). سد ارس که درشمال استان آذربایجان غربی واقع شده است دچار مشکل تغذیه گرایی بوده و در اواسط بهار و اوایل پاییز شکوفایی جلبکی در آن ها رخ می دهد. فاضلاب خانگی شهرهای اطراف توسط سیستم فاضلاب قدیمی شهرها به دریاچه سد تخلیه می گردد، با ورود فاضلاب شهری به مخزن سد، غلظت مواد آلی در آن افزایش یافته و شرایط مساعدی را جهت شکوفایی جلبکی فراهم می آورد. طعم و بوی خاک در تمام طول سال به وسیله حس بویایی قابل تشخیص است ولی در زمان شکوفایی جلبکی یعنی اواسط بهار و اوایل پاییز، شدت طعم و بوی نامطبوع افزایش

یافته و باعث نارضایتی مردم از کیفیت آب شهری می شود(سبک آرا، ۱۳۷۸ ,Mohebbi & Mohsenpour Azary 2010;). زئوپلانکتون‌ها موجودات شناور و آزاد میکروسکوپی جانوری موجود در آب را گویند که درتمام آب ها نظیر آب های شور، شیرین، نمک زارها و آب های با مواد غذایی کم و زیاد و آب های سرد قطبی و چشمه‌های آب گرم دیده می‌شوند، بخش اعظمی از تغذیه زئوپلانکتون‌ها از فیتوپلانکتون ها صورت می گیرد و خود زئوپلانکتون‌ها نیز به نوبهٔ خود غذای اصلی ماهیان و آبزیان بزرگ تر به شمار می‌روند، بیشتر زئوپلانکتون‌ها به رنگ سبز دیده می‌شوند و این بواسطه تغذیه از جلبک‌ها یا زندگی همزیستی با آنها می‌باشد. زئوپلانکتون ها نیز از اهمیت ویژه ای در زنجیره غذایی برخوردار بوده و از ساکنان دائمی آب های جاری یا ساکن بوده و ماهیان در دوران لاروی بمیزان زیادی از آنها تغذیه می نمایند(Gordon,1971، محسن پور آذری و همکاران، ۱۳۸۸، محمداف، ۱۹۹۰، سبک آرا، ۱۳۷۴، مکارمی، ۱۳۸۰). روتیفرها و پروتوزوئرها، زئوپلانکتون های غالب منابع آبی را تشکیل می دهند (Takamura *et al*, 2000; Pace & Orcutt, 1981;Vankhede & Deshmuk, 2002; Agamaliev, 1977). روتیفرها بدلیل سازش پذیری زیاد با شرایط مختلف بوم شناختی و توان مقاومت در برابر تغییرات فیزیکوشیمیایی محیط در اکوسیستم های مختلف قابل مشاهده هستند، گونه های مختلف این بی مهرگان دارای پراکنش وسیعی می باشد، تراکم روتیفرها احتمالاً با اجزاء مورد تغذیه آنها نظیر باکتری ها و مواد مغذی بویژه فسفر و ازت مرتبط می باشد(مکارمی، ۱۳۸۰، سبک آرا، ۱۳۷۸، Pace and Orcutt, 1981; Porter *et aL*, 1979; Pontin, 1978; Liss *et al*, 1999; Parker & Haswell, 2002). رودخانه ارس از بزرگ ترین و مهم ترین رودخانه‌های استان آذربایجان غربی می‌باشد، علیرغم نقش مهم این رودخانه در منطقه بعنوان منبع اصلی تأمین آب برای مصارف مختلف، مطالعات معدودی کیفیت آب آن را با توجه به تغییرات جمعیتی پلانکتون ها مورد مطالعه قرار داده است (، سبک آرا ۱۳۷۴ ، سبک آرا ۱۳۷۸ محمداف، ۱۹۹۰، صفائی، ۱۳۷۵، مکارمی، ۱۳۸۰ ،محسن پورآذری و همکاران، ۱۳۸۷). شاه میگوی آب شیرین با نام علمی *Astacus leptodactylus* متعلق به بزرگ ترین رده سخت پوستان یعنی ده پایان می باشد، این موجود تنها نماینده سخت پوستان چنگال باریک ساکن آب شیرین است که در خلاف جهت آب می خزد و راه می رود، این موجود از بزرگ ترین سخت پوستان آب های شیرین می باشد که سازگاری رفتاری و فیزیولوژیک بسیار زیادی داشته و این ویژگی ها سبب شده که دامنه زیستی آنها محدود نگردد (متین فر و همکاران، ۱۳۸۶). شاه میگوها از جمله آبزیانی است که علاوه بر اهمیت اقتصادی و ارزش غذایی، جزو پالایش گرهای آب های یوتروف به حساب می آید. از این رو سالیان زیادی است که از نظر تحقیقاتی مورد توجه جوامع علمی می باشد(Holdich & Lowery, 1988). ده پایان (*Decapoda*) از جمله گروه های وسیع سخت پوستان هستند که حدود ۱۲۰۰ جنس و نزدیک به ده هزار گونه از آنها تا کنون از سراسر جهان شناسایی و گزارش شده است که تنها ده درصد آنها در آب شیرین و یک درصد خشکی زی هستند(Bowman & Abele, 1982). ده پایان به سه خانواده اصلی تقسیم می شوند که *Astacidae* و *Cambaridae* در نیمکره شمالی و *Parastacidae* در نیمکره جنوبی پراکنش دارند ، شاه میگوی آب شیرین دو

جنسی بوده و تفاوت بین نرها و ماده ها مشخص است. نرها دارای چنگال های دراز و قویتر هستند، شکم آنها باریک و کشیده تر است در حالیکه ماده ها دارای چنگال های کوتاهتر و شکم پهن تر برای حمل تخم دارند. در شاه میگوی نر اولین زوج پاهای شنا، جهت انتقال اسپرم لوله ای شکل می باشد، نرها و ماده ها در ۳ تا ۴ سالگی بالغ می شوند (متین فر و همکاران، ۱۳۸۶). شاه میگو ارگانیزمی است که از پایین ترین سطوح زنجیره غذایی سود می برد و پروتئینی با ارزش تولید می کند، شاه میگوی چنگ باریک از نظر تحمل دما و نیز میزان اکسیژن مورد نیاز یکی از گونه های بسیار مقاوم می باشد (متین فر و همکاران، ۱۳۸۶). شاه میگوی آب شیرین یک جانور با قدرت تولید مثلی بالا بوده که زیستگاه های گوناگونی محدوده بومی این موجود می باشد ولی شاه میگوها برای بنیان نهادن زیستگاهی مطمئن، مناطق با عمق بیشتر را ترجیح داده و کنجگاه های خود را در آنجا برپا می نمایند تا از تنش های محیطی خود را محفوظ دارند، درکل شاه میگو می تواند در دریاچه های کم عمق و عمیق، چشمه های کوچک، رودخانه های بزرگ و استخرها و سد ها زندگی کرده و به شرایط مصبی سازگار باشد، بنابراین عملاً در همه انواع بسترها (توربی، سنگی، علفی، گلی، سنگریزه ای و غیره) بجز بسترهایی که زیاد لجنی شده اند، دیده شده است (متین فر و همکاران، ۱۳۸۶). شاه میگو می تواند دامنه وسیعی از درجه حرارت آب (۴ الی ۳۲درجه سانتی گراد)، نوسان شوری (۴ الی۱۴ قسمت در هزار) و همچنین کاهش موقتی در مقدار اکسیژن (پایین تر از ۴ میلی گرم در لیتر) را تحمل نماید (کریمپور و همکاران، ۱۳۸۳). این گونه در ترکیه، اوکراین، ترکمنستان، روسیه، ایران، قزاقستان، گرجستان، اسلواکی، بلغارستان، رومانی، مجارستان، لهستان، آلمان، فرانسه، جمهوری چک، لیتوانی ، لتونی، فنلاند، دانمارک، هلند و انگلستان پراکنش دارد، همچنین دریای خزر، دریای سیاه و مناطق پایین دست و میانی رودخان دانوب و نیز مناطق پایین دست رودخانه دن ، دنیستر و ولگا و سرشاخه های آن در بر گیرنده این گونه می باشند(Koksal,1988 و متین فر و همکاران، ۱۳۸۶). شناسایی شاه میگوی آب شیرین در ایران به سال ۱۹۶۴ بر می گردد، گونه *Astacus leptodactylus* تنها گونه از جنس *Astacus* در ایران می باشد که در سه زیستگاه دریاچه سد ارس، تالاب انزلی و دریای خزر پراکنده می باشد. از این گونه چهار زیرگونه معرفی شده است(Harlioglu, 2004) :

1. *Astacus leptodactylus leptodactylus*
2. *Astacus leptodactylus eichwaldi*
3. *Astacus leptodactylus salinus*
4. *Astacus leptodactylus cubanicus*

که در این بین دریاچه سد ارس و تالاب انزلی زیستگاه زیر گونه *A. leptodactylus leptodactylus* و دریای خزر نیز زیستگاه زیر گونه *A. leptodactylus eichwaldi* محسوب می شوند (محمدی و همکاران، ۱۳۸۶). اگرچه در خصوص ماهیت تاکسونومیکی زیر گونه *Astacus leptodactylus eichwaldi* در بین متخصصین اختلاف نظر وجود دارد (Starobogatov, 1995). به علت قرابت و خویشاوندی شاه میگوی چنگال باریک ایران با شاه میگوی اروپا (*Astacus astacus*) که ذخایر آن کاهش یافته ، اروپاییان خواستار و متقاضی این گونه می باشند. شاه میگوهای *Astacus leptodactylus* همچون دیگر شاه میگوهای آب شیرین اروپایی، یک گونه سرد آبی است، طول دوره

تولید مثلی آن بر اساس آب و هوای محیطی که در آن زندگی می کند متغیر است، فصل تکثیر با کاهش درجه حرارت آب در پائیز شروع می شود، جفتگیری در طول ماه مهر و آبان یعنی وقتیکه درجه حرارت آب به ۱۲-۷ درجه سانتی گراد می رسد، اتفاق می افتد و تخم گذاری ۴ تا ۶ هفته بعد، وقتیکه درجه حرارت آب ۱۱-۶ درجه سانتیگراد می شود، صورت می گیرد، انکوباسیون تخم ها در طول زمستان و بهار ادامه می یابد، مولدین ماده حامل تخم، در آب و هوای گرم ۵ یا ۶ ماه و در آب و هوای سرد ۶ یا ۷ حتی تا ۸ ماه، تخم های خود را در زیر شکم نگهداری می نمایند، تکامل جنینی تخم ها تحت شرایط طبیعی ۱۵۰ تا ۲۱۰ روز و گاها بیشتر نیز طول می کشد، درجه حرارت پایین، انکوباسیون را طولانی تر کرده و تخم گشایی را به تأخیر می اندازد، تخم گشایی، تا اواخر ماه اردیبهشت طول می کشد اما ممکن است تا پایان خرداد ماه نیز به تأخیر بیافتد، بعد از تخم گشایی، نوزادها در حدود ۲۰ الی ۲۵ روز همراه مادران خود باقی می مانند، در طول این دوره نوزادان یک بار پوست اندازی کرده و سپس، مادران خود را ترک می گویند و در آب های کم عمق به صورت مستقل، زندگی جدیدی را شروع می کنند، چرخه زندگی آنها مشابه چرخه زندگی دیگر گونه های شاه میگوی اروپایی می باشد (کریمپور و همکاران، ۱۳۸۳). اولین شاه میگوهای ماده در حال نگهداری تخم های لقاح یافته را از دهه سوم آذرماه، در زیستگاه های شاه میگوی آب شیرین می توان دید، با توجه به انبوه تخم ها و نوزاد مینیاتور در زیر شکم و نیاز زیاد به اکسیژن در زمان تکثیر شاه میگوها، اکسیژن در حد اشباع در آب سرد زمستان، اکسیژن لازم را برای رشد و نمو و تکامل تخم ها فراهم می سازد، در دهه سوم اسفند ماه اولین ماده های دارای نوزاد مینیاتور چسبیده به پاهای شنا و زیر شکم مشاهده می شوند، با بالا رفتن دمای آب در اواخر فروردین ماه، بیشتر ماده ها حامل نوزاد مینیاتور می باشند، آخرین ماده های دارای شاه میگوی نورس در دهه دوم اردیبهشت ماه دیده می شوند، در این زمان دمای آب بین ۲۱ تا ۲۳ درجه سانتیگراد می باشد (کریمپور و همکاران، ۱۳۸۳). از مهم ترین فاکتورهای مؤثردر زیست شاه میگوها می توان به اکسیژن، pH، کلسیم و شوری اشاره نمود(جدول ۱)، ضمنا علاوه بر موارد فوق برای شاه میگودار کردن اکوسیستم های آبی می با یست به استانداردهای جهانی نیز توجه کرد(Koksal,1988) .

جدول ۱ : شرایط زیست محیطی مناسب برای شاه میگوی آب شیرین

پارامتر	مقادیر اپتیمم	مقادیر قابل تحمل
درجه حرارت(درجه سانتی گراد)	۲۰-۲۵	۴-۲۳
اکسیژن محلول (میلی گرم در لیتر)	۶	۲۷۰
pH	۶/۵-۹	۳-۱۲
کلسیم (میلی گرم در لیتر)	۵۰-۱۰۰	۳۵۰
شوری (ppt)	-	۱۴

شاخص های زیست سنجی از جمله فاکتورهای بسیار مهم در ارزیابی ذخایر شاه میگو به حساب می آیند. در این بین بررسی فراوانی طولی و وزنی در یک اکوسیستم، علاوه بر مشخص نمودن گروه های آماری برای بهره برداری های اقتصادی، الگوی مناسبی برای مدیریت شیلاتی زیستگاه های شاه میگو نیز به حساب می آید، بطوریکه بر اساس همین اطلاعات گروه های طولی بیش از ۱۰۰ میلی متر و نیز گروه های وزنی بیش از ۳۰ گرم حد مجاز برای صید و صادرات شاه میگوی آب شیرین تعیین شده است. طول تجاری در برخی موارد ۸۰ میلی متر گاها تا۹۰ میلی متر نیز در نظر گرفته می شود ولی در اکثر کشورها حد استاندارد ۱۰۰ میلی متر را برای صید مجاز می دانند (Vladykov, 1964; Westman *et al*, 1990). اگرچه در حال حاضر شیلات آذربایجان غربی وزن بیش از ۵۰ گرم و طول بیش از ۱۲۰ میلی متر را جهت صید مجاز دانسته است (کریمپور، ۱۳۸۲). نسبت جنسی از جمله موارد مهمی است که در ارزیابی ذخایر آبزیان حائز اهمیت بوده به طوریکه تعادل تولید مثلی و یا به عبارت دیگر ظرفیت زاد آوری هر گونه، تحت تاثیر مستقیم نسبت جنسی آن گونه در اکوسیستم است. نسبت جنسی برای جمعیت های مختلف شاه میگو ۱:۱ بدست آمده است (Cobb & Wang, 1985). بر هم خوردن تعادل جنسی در شاه میگو نشان از افزایش فشار صید بر روی یک جنس و یا آسیب پذیری آن در شرایط نامساعد اکولوژیکی است که می تواند در آینده، ظرفیت تولید مثلی آن اکوسیستم را مختل نماید(متین فر و همکاران، ۱۳۸۶). هدف از مطالعه حاضر انجام بررسی های زیستی و غیر زیستی و مقایسه آنها با شاخص های استاندارد فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی موجود بمنظور ارزیابی دگوگونی های ایجاد شده در منطقه و تعیین گروه های طولی و وزنی و نسبت جنسی در شاه میگو بمنظور امکان اعمال مدیریت بهینه در دریاچه سد ارس می باشد.

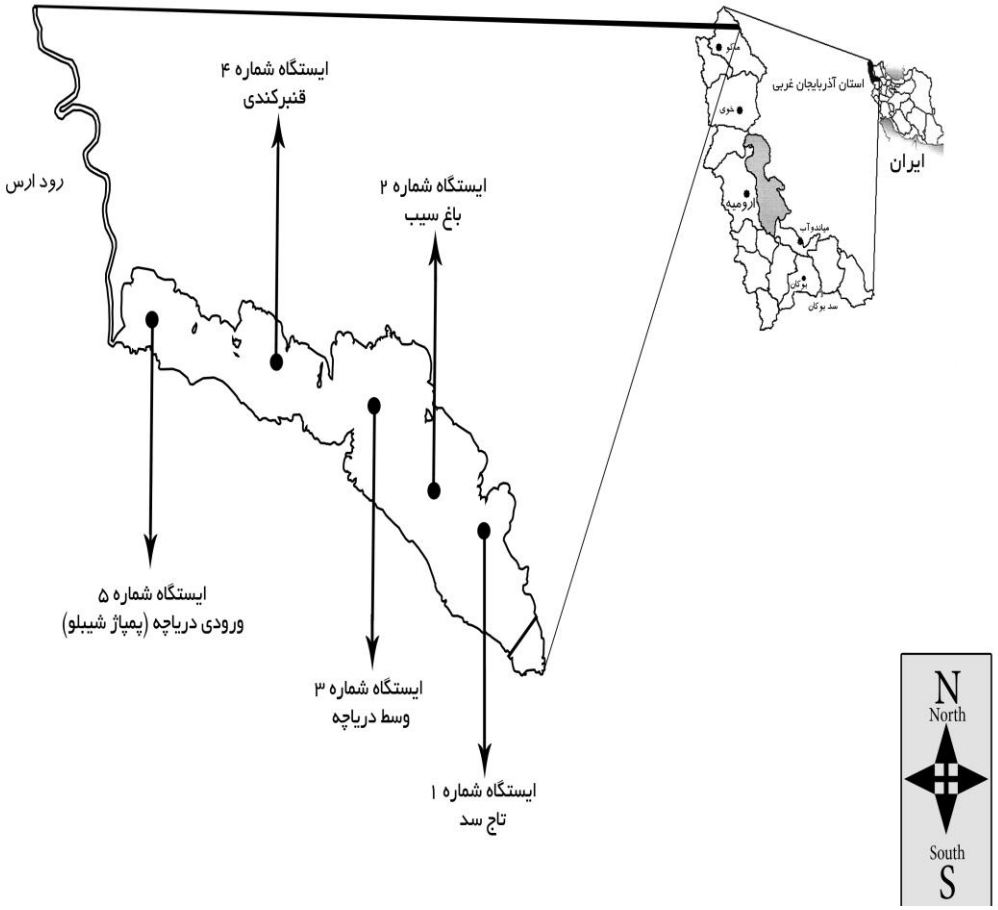
۲-مواد و روش ها

۱-۲- مناطق مورد مطالعه

رودخانه ارس یکی از مهم ترین و بزرگ ترین رودخانه های کشور و حوزه آبریز دریای خزر می باشد و از کشورهای ترکیه و آذربایجان (نخجوان) سرچشمه گرفته و در ناحیه میرقاپو (شمال غربی)، مرز ایران و جمهوری آذربایجان را تشکیل داده و در روستای دره شام (جنوب غربی) از ناحیه دشت ماکو خارج می گردد. حداکثر دبی رودخانه ۲۲۶۰ مترمکعب در ثانیه و حداقل آن ۳۳۹ مترمکعب برثانیه می باشد. طول این رودخانه در شمال کشور حدود ۱۰۷۲ کیلومتر بوده و سد ارس بر روی رودخانه ارس احداث و در استان آذربایجان غربی واقع شده و عملیات ساختمانی این در سال ۱۳۵۰ خاتمه یافته است. این سد در ناحیه شمال غربی کشور واقع بین ۲ کشور ایران و جمهوری آذربایجان بطور مشترک اداره و بهره برداری می شود. لذا با توجه به تامین آب شرب بسیاری از شهرهای اطراف به همراه فعالیت های گسترده شیلاتی، کشاورزی و صنعتی در منطقه مورد مطالعه، نمونه برداری از آب رودخانه و سد ارس به مدت ۱ سال از ایستگاه های تعیین شده برنامه ریزی و عملی شد. مشخصات مورفومتریک و هیدرولوژیک سد ارس در جدول ۲ و تصویر آن در شکل ۱ ارائه شده است.

جدول ۲- خصوصیات مورفومتریک و هیدرولوژیکی سد ارس

مشخصات	سد ارس
مساحت حوزه آبریز(کیلو متر مربع)	۱۰۰۲۲۰
حداکثر ظرفیت(میلیون مترمکعب)	۱۳۵۰
ظرفیت قابل استفاده(میلیون مترمکعب)	۱۱۵۰
حداکثر مساحت(کیلومترمربع)	۱۵۳
عمق حداکثر(متر)	۲۷/۵
عمق متوسط(متر)	۲۰
ارتفاع تاج سد(متر)	۳۶
طول سد(کیلو متر)	۵۲
عرض متوسط(کیلومتر)	۸



شکل شماره ۱- نمایی از ایستگاه های نمونه برداری در دریاچه سد ارس

۲-۲- موقعیت جغرافیایی مناطق مورد مطالعه

مختصات جغرافیایی مناطق مورد مطالعه در جدول ۳ ارائه شده است

جدول ۳: مختصات جغرافیایی مناطق مورد مطالعه

منطقه	نام منطقه مورد مطالعه	مختصات جغرافیایی
۱	رودخانه ارس (۳ ایستگاه)	۳۹° ۲′ ۷۱″ N و ۴۵° ۴′ ۷۵″E
۲	دریاچه پشت سد ارس (۵ ایستگاه)	۳۹° ۱′ 23″N و ۴۵° ۱۸′ ۷۴″E
۳	خروجی سد ارس (۱ ایستگاه)	۳۹° ۷′ ۳۱″N و ۴۵° ۲۲′ ۱۹″ E

۳-۲- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آب

خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آب با تناوب ماهانه و در یک دوره یکساله صورت گرفت. نمونه برداری از آب توسط دستگاه روتنر از اعماق مختلف برداشت و پس از اختلاط به مقدار ۲ لیتر از آن جهت انجام آزمایشات شیمیایی و اندازه گیری کلروفیل a به آزمایشگاه منتقل و جهت ثبت، پردازش اطلاعات و انجام محاسبات لازم از نرم افزار Excel استفاده گردید. شایان ذکر است که اندازه گیری خصوصیات فیزیکی در محل انجام گردید (روحانی قادیکلایی، ۱۳۷۵).

۱-۳-۲- دمای هوا و آب

دمای هوا و آب بوسیله یکی از دستگاه های اکسیژن مترویا EC سنج دیجیتالی که اتوماتیک وار دمای هوا را اندازه می گرفت، در محل نمونه برداری اندازه گیری شد.

۲-۳-۲- کل مواد جامد محلول (TDS)

از تبخیر مقداری آب نمونه و اختلاف وزن میزان مواد جامد محلول حاصل می شود. بدین ترتیب که بشر را در دمای ۱۰۵ درجه سانتیگراد و به مدت یک ساعت در داخل اوون قرار می دهیم سپس در داخل دسیکاتور سرد کرده و وزن بشر خالی را اندازه می گیریم . مقداری از آب نمونه را صاف کرده و ۲۰ میلی لیتر از آب صاف شده را برداشته همراه با بشر در اوون با دمای ۱۸۰-۱۷۵ درجه سانتیگراد قرار می دهیم تا آب داخل بشر خشک شود سپس در دسیکاتور قرار داده تا خنک شود و وزن بشر و نمونه خشک شده را توزین می کنیم. از روی اختلاف وزن بشر خالی و بشر خشک شده مقدار مواد جامد محلول حاصل می شود(Grasshoff, et al, 1983) .

pH -۳-۳-۲

میزان pH آب توسط pH متر دیجیتال Jenway مدل 3050 در محل نمونه برداری اندازه گیری شد.

۴-۳-۲- قابلیت هدایت الکتریکی (Electric Conductivity)

میزان مقاومت الکتریکی بر حسب میکروزیمنس بر سانتی متر(µs/cm) بوسیله دستگاه Conductivity Meter Microprocessor (LF 320) هدایت سنج دستی مربوط به شرکت WTW آلمان غربی اندازه گیری شد(۱۹۹۲ ,Chapman).

۵-۳-۲- شفافیت

میزان شفافیت (عمق قابل رویت) آب توسط صفحه ی سکشی دیسک (Secchi disc) و برحسب سانتی متر در محل نمونه برداری اندازه گیری شد. صفحه ی سکشی دیسک، صفحه ای مدور به قطر ۲۵ سانتی متر است که

دارای مربعات سیاه و سفید متناوبی می باشد که به وسط این صفحه توسط یک حلقه، طنابی بسته شده است که این طناب به فاصله ی یک متر به یک متر، گره دارد (خداپرست و وطن دوست، ۱۳۸۱). اندازه گیری شفافیت با پایین فرستادن این صفحه با طناب مزبور تا زمانی که صفحه، ناپدید شود، انجام می گردد. عمقی که در آن، دیگر صفحه ی قابل رویت نبوده، به عنوان قابلیت دید صفحه ی سکشی دیسک گزارش می شود(۱۹۸۹ ,Boney). شفافیت آب یک راه سریع و آسان برای بدست آوردن اطلاعات پر معنی در مسایل لیمنولوژیک و اقیانوس شناسی است (Edmondson, ۱۹۵۹).

۶-۳-۲- اکسیژن محلول (DO)

در هنگام برداشت نمونه آب، ابتدا اکسیژن آب را تثبیت می کنیم، بدین ترتیب که به نمونه آب یک میلی لیتر سولفات منگنز ریخته و سپس یک میلی لیتر یدورقلیایی اضافه کرده بهم زده تا رسوب ظاهر شود و بعد از ایجاد رسوب، ۱/۳ میلی لیتر اسید سولفوریک غلیظ اضافه کرده و درب ظرف را محکم می بندیم. در آزمایشگاه با تیوسولفات ۰/۱ نرمال تیتراسیون صورت می گیرد تا رنگ آن کم رنگ شود و سپس به آن ۲-۱ میلی لیتر معرف چسب نشاسته افزوده تا محلول به رنگ آبی در آید، در نهایت با تیوسولفات تیتر کرده تا بیرنگ شود. از حجم تیوسولفات مصرفی مقدار اکسیژن بدست می آید (Clesceri *et al*, 1989; Grasshoff *et al*, 1983).

۷-۳-۲- اکسیژن مورد نیاز زیستی یا خواست اکسیژن بیوشیمیایی (BOD5)

دو عدد شیشه درب دار ۲۰۰ میلی لیتری را از نمونه پر کرده و مقدار ۲ میلی لیتر از محلول منگنز سولفات به هر یک اضافه می کنیم. سپس ۲ میلی لیتر محلول قلیائی آزید سدیم و یدور به آن ها اضافه می کنیم. حال محلول ها را به هم زده پس از چند دقیقه که رسوب تشکیل شد، ۲ میلی لیتر اسید سولفوریک غلیظ اضافه می کنیم تا رسوب ها حل شوند. سپس یکی از شیشه ها را به مدت ۵ روز در انکوباتور با دمای ۲۰ درجه سانتی گراد قرار می دهیم و دیگری را با تیوسولفات سدیم در حضور چسب نشاسته تیتر می کنیم تا میزان اکسیژن بدست آید. شیشه دوم را به همین روش روز پنجم تیتر می کنیم. اختلاف میزان اکسیژن روز اول و پنجم بیانگر BOD براساس واحد PPM یا mg/lit سنجیده می باشد (کرباسی، ۱۳۷۴).

۸-۳-۲- سختی کل(CaCo3)

۵۰ میلی لیتر از نمونه را برداشت کرده و ۲ میلی لیتر محلول تامپون به آن اضافه می کنیم و به اندازه نوک اسپاتول به آن معرف اریوکروم بلاک تی اضافه می کنیم تا رنگ محلول قرمز شرابی گردد سپس با EDTA ۰/۰۱ مولار تیتر کرده تا رنگ محلول آبی گردد. حجم مصرفی EDTA را ثبت می کنیم. از مقدار EDTA مصرفی، مقدار سختی کل بدست می آید (Katz, & Navone, ۱۹۶۴).

۹-۳-۲- سیلیکات (SIO2)

۱۰ میلی لیتر از نمونه را بر داشته و به آن ۵ میلی لیتر اسید کلریدریک ۰/۲۵ نرمال افزوده و به هم می زنیم، سپس ۵ میلی لیتر مولیبدات آمونیوم ۵ درصد به آن افزوده و دوباره به هم می زنیم و ۵ میلی لیتر دی سدیم EDTA، ۱ درصد به آن اضافه می کنیم و به هم می زنیم و بعد از ۵ دقیقه مرحله بعدی افزایش مولیبدات را انجام می دهیم و ۱۰ میلی لیتر سولفیت سدیم ۱۷ درصد اضافه می کنیم و محلول را به هم می زنیم و ۳۰ دقیقه به حال خود می گذاریم و سپس در طول موج ۷۰۰ نانومتر آن را قرائت می کنیم (وتزل، ۱۳۸۴).

۱۰-۳-۲- نیتروژن کل (Total Nitrogen) و فسفر کل(Total Phosphours)

هضم نمونه ها بوسیله پرسولفات پتاسیم در دستگاه اتوکلاو صورت می گیرد، اندازه گیری ازت کل با استفاده از ستون کاهشی کادمیم با معرف سولفانیل آمید در طول موج ۵۴۳ نانومتر و فسفر کل بوسیله معرف کلرید قلع در طول موج ۶۹۰ نانومتر صورت می گیرد(Sletten and Bach, 1961 و Clesceri, 1998).

۱۱-۳-۲- فسفات (po_4)

به ۱۰۰ میلی لیتر از نمونه یک قطره اندیکاتور فنل فتالین اضافه می کنیم. اگر نمونه صورتی رنگ شد قطره قطره اسید قوی به آن اضافه می کنیم تا بی رنگ شود. سپس ۴ میلی لیتر معرف مولیبدات به آن اضافه نموده و به آن سنگ مگنت می اندازیم و سپس ۱۰ قطره کلرید قلع اضافه می کنیم و پس از بهم زدن کامل، ۱۰ دقیقه صبر می کنیم و با استفاده از اسپکتروفتومتر در طول موج ۶۹۰ نانومتر غلظت نمونه برحسب ppm بدست می آید Sletten & Bach, 1961) و Clesceri *et al*, 1998).

۱۲-۳-۲-آمونیاک (NH_3)

به ۵۰ میلی لیتر از آب مورد آزمایش، ۱ میلی لیتر محلول رشل افزوده و محلول حاصل را به شدت به هم بزنید و سپس ۲ میلی لیتر معرف نسلر به آن افزوده پس از ۱۰ دقیقه در طول موج ۴۱۰ نانومتر شدت رنگ قرائت می شود(Clesceri *et al*, 1998).

۱۳-۳-۲- نیتریت (NO_2)

۵۰ میلی لیتر از نمونه برمی داریم، ۱ میلی لیتر از محلول سولفانیل آمید به آن افزوده و خوب به هم می زنیم پس از ۵ دقیقه به آن ۱ میلی لیتر محلول ۱- نفتیل اتیلن دی آمین دی هیدرو کلراید افزوده به هم می زنیم پس از ۱۰ دقیقه در طول موج ۵۴۳ نانومتر جذب را قرائت می کنیم (Clesceri *et al*, 1988).

۱۴-۳-۲- نیترات (NO_3)

۱۰۰سی سی از نمونه را بعد از شتشوی ستون کادمیم با کلرید آمونیوم از لوله عبور می دهیم و ۲۵ سی سی ابتدای آب عبوری و ۲۵ سی سی انتهایی دور انداخته می شود و ۵۰ سی سی میانی که با عبور از ستون به نیتریت تبدیل شده است مانند روش اندازه گیری نیتریت، اندازه گیری و از دستگاه قرائت می شود Grasshoff *et al* (Jenkins & Medsken, 1964 و 1983).

۱۵-۳-۲-کلروفیل a (Chl-a)

جهت تعیین تولیدات اولیه یک لیتر از آب دریاچه را با استفاده از فیلتر ۳۰۰ میکرونی صاف کرده و سپس با استفاده از کاغذ صافی غشایی با چشمه ۰/۴۵ میکرون و پمپ خلاء، جداسازی فیتوپلانکتون ها را انجام می دهیم. نمونه را با کاغذ صافی غشائی، در داخل لوله آزمایش قرار داده و با افزودن استون ۹۰ درصد(به عنوان حلال) حجم آن را به ۱۰ میلی لیتر می رسانیم. این محلول را با ویبراتور بهم می زنیم و سپس آن را در دمای ۴+ درجه سانتیگراد و در داخل یخچال قرار میدهیم و پس از ۲۴ ساعت نگهداری آنرا با استفاده از دستگاه سانتریفوژ با ۲۰۰۰ دور در دقیقه بمدت ۵ دقیقه سانتریفوژ می کنیم. در این مدت ذرات کاغذ غشا در ته ظرف رسوب می کند. سپس مقداری از محلول را در دستگاه اسپکتروفتومتر قرار داده و مقدار کلروفیل را در طول موج های مربوطه قرائت می کنیم و با استفاده از فرمول های مربوطه، مقدار کلروفیل a محاسبه می شود (Boney, 1989; Sourina, 1969).

$$\text{کلروفیل a} = 29.6\ (665\ b - 750\ b) - (665\ a - 750\ a) \times v / V$$

b : جذب قبل از اضافه کردن اسید — a : جذب بعد از اضافه کردن اسید

v : حجم الکل به میلی لیتر — V : حجم آب فیلتر شده به لیتر

۱۶-۳-۲- کلسیم (Ca^{++})

۵۰ میلی لیتر از محلول را برداشته و به آن ۲ میلی لیتر سود نرمال می افزاییم و به اندازه نوک اسپاتول معرف موراکسید می افزائیم تا رنگ محلول ارغوانی شود. سپس با EDTA ۰/۰۱ مولار تیتر کرده تا رنگ محلول بنفش گردد. از مقدار EDTA مصرفی مقدار ++Ca بدست می آید (Barnard *et al*, 1956).

۱۷-۳-۲- منیزیم(Mg)

مقدار منیزیم نمونه آب، از روی حجم EDTA مصرفی برای آزمایش کلسیم و سختی کل طبق فرمول زیر بدست می آید:

۴/۸۶۲۴ × (حجم EDTA مصرفی کلسیم – حجم EDTA مصرفی سختی کل) (Barnard et al, 1956).

۴-۲- پلانکتون

۱-۴-۲- نمونه بردرای پلانکتونی

جهت بررسی تراکم جمعیتی و تغییرات گونه ای پلانکتون ها در مناطق مختلف رود ارس و سد احداث شده بر روی آن ، نمونه برداری با تناوب ماهانه از ایستگاه های تعیین شده از فروردین ماه تا اسفند ماه سال ۱۳۸۷ انجام گرفت. نمونه برداری ها بر روی دریاچه سد توسط لوله پلیکا بطول ۲/۲۵ متر و قطر ۶ سانتی متر و بطور ستونی انجام گرفت، علاوه بر آن در ایستگاه های با عمق بیش از ۵ متر یک نمونه پلانکتونی نیز از نزدیک به کف تا سطح با فاصله یک متر از همدیگر (نمونه برداری پلکانی) توسط یک روتنر با حجم ۲ لیتر برداشته شد. در مورد رودخانه بدلیل جریانات آب، نمونه برداری به روش پیمانه ای و بوسیله سطل انجام گردید. جهت نمونه برداری فیتوپلانکتونی یک لیتر آب بطور مستقیم از کل آب جمع آوری شده تهیه شد. نمونه های زئوپلانکتونی نیز با فیلتر نمودن ۳۰ لیتر از آب جمع آوری شده از هر ایستگاه توسط تور پلانکتون گیر با مش ۵۵ میکرون تهیه گردید. سپس نمونه های تهیه شده در ظروف نمونه برداری یک لیتری ریخته شده و تاریخ نمونه برداری و نام ایستگاه روی هر نمونه ثبت گردید و بلافاصله با فرمالین ۴ درصد تثبیت و به آزمایشگاه منتقل گردیدند (سلمانوف ۱۹۸۷ و Sorina, 1978, Lenore & Clesceri 1989). لازم بذکر است که نمونه های پروتوزوآ در دبه های پلاستیکی یک لیتری توسط الکل اتیلیک ۷۰ درجه تثبیت شدند (Mohsenpour Azary *et al*, 2010; Agamaliev, 1974; Alekperov & Asadullaeva,1997). نمونه های پلانکتونی بعد از ۱۰ روز نگهداری در مکان سرد و تاریک و تعیین حجم، توسط پیپت یه محفظه های ۵ میلی لیتری منتقل و بعد از گذشت ۲۴ ساعت که نمونه ها کاملاً رسوب نمودند، شمارش و شناسایی توسط میکروسکوپ اینورت Nikon مدل TS100 با بزرگنمایی۴۰۰× (فیتوپلانکتون ها) و با بزرگنمایی۲۰۰× (زئوپلانکتون ها) و با استفاده از روش Utermohl (۱۹۵۸) در ۳ تکرارانجام گرفت. در هر نمونه حداقل ۵۰ میدان دید مورد شمارش قرار گرفت (Venrick, 1978).

نمونه برداری و بررسی تراکم جمعیتی پلانکتون ها با استفاده از منابع زیر انجام گرفت،

Michael, 1990; APHA , 1989; Boney 1989; Sorina, 1978; Standard metod, 1989; Michael, 1974; Agamaliev, 1977; Agamaliev, 1983; Alekperov & Asadullaeva, 1996; Datta Munshi, et, al, 2010; Sournia, 1981;

و برای شناسایی ترکیب گونه ای پلانکتون ها از کلیدهای شناسایی ذیل استفاده گردید:

پیروشکینا و همکاران ۱۹۶۸ ، زایلینا و همکاران ۱۹۵۱، اوکسنر، ۱۹۷۵؛ رحیمیان، ۱۳۷۵؛ دیارکیان مهر، ۱۳۷۱؛ کورشیکف، ۱۹۵۳؛ کسیلف، ۱۹۵۰؛ کسیلف، ۱۹۵۳؛ کورسانف، ۱۹۵۳؛ اسماعیلی ساری، ۱۳۸۱؛

Heurck, 1962;Fott, 1971;Bellinger,1986; Frantisek, 1984; ;Prescott, 1962; Edmondson, 1959;; Presscot, 1962; Tiffany & Britton, 1971; Huber pastalozzi,1962; Presscot, 1976; Minelli, 1994; Davis,1955; Kotyova, 1970; Ruttner & Kolisko, 1974; Patric & Reimer, 1975; Pontin, 1978; Maosen, 1983; Krovchinsky & Smirnov,1993; James *et al* ,1995; Agamaliev ,1975; Alekperov,1999; Datta Munshi *et al* ,2010.

۲-۴-۲- محاسبه جمعیت پلانکتونی

برای محاسبه تراکم پلانکتون ها در هر میلی لیتر حجم آب ، از روش زیر استفاده شد.

ابتدا جمعیت پلانکتون ها را در محفظه ۵ سی سی برآورد می کنیم و سپس آنرا به یک لیتر تعمیم می دهیم(Lenore & Clesceri, 1989).

تراکم پلانکتونی در محفظه شمارش = تعداد نمونه های شمارش شده در هر میدان دید × مساحت محفظه شمارش / مساحت میکرومتر چشمی × تعداد میدان های مشاهده شد

تراکم پلانکتونی در لیتر = تعداد نمونه های شمارش شده در محفظه شمارش × حجم کل نمونه / حجم محفظه شمارش

شایان ذکر است که تغییرات فراوانی فیتوپلانکتونی و زئوپلانکتونی پس از شمارش در فرم های مربوطه وارد و سپس جهت ثبت، پردازش اطلاعات و انجام محاسبات لازم از نرم افزار Excel استفاده گردید.

۲-۵- شاه میگو

نمونه برداری از شاه میگوی آب شیرین در دریاچه سد ارس به صورت فصلی و از ۵ ایستگاه تعیین شده در دریاچه سد ارس انجام گردید. پس از انتقال نمونه ها به آزمایشگاه، ضمن تعیین جنسیت نمونه ها و برآورد درصد جنسی، ویژگی های زیست سنجی آنها شامل طول کل و وزن، برای هر شاه میگو ثبت گردید. برآورد گروه های طولی و وزنی به صورت کل و جداگانه برای نمونه های نر و ماده در هر فصل بعمل آمد. میانگین وزنی و طولی نمونه های نر و ماده در هر فصل با استفاده از آزمون t-Test مقایسه گردید. همچنین با استفاده از آزمون ANOVA وTukey ، اختلاف میانگین وزنی و طولی هر جنس در طی چهار فصل بررسی شد. معادلات رگریسون افزایش وزن در مقابل افزایش طول با استفاده از مدل Power به طور مجزا برای نمونه های نر و ماده در هر فصل محاسبه گردید.

۳- نتایج

۱-۳- پارامترهای فیزیکی و شیمیایی

۱-۱-۳- مقدار عددی پارامترهای فیزیکی و شیمیایی اندازه گیری شده در دریاچه سد ارس

مقدار عددی پارامتر های فیزیکی و شیمیایی اندازه گیری شده در دریاچه پشت سد ارس بصورت فصلی در جدول شماره ۴ آورده شده است.

جدول شماره ۴ : پارامترهای فیزیکی و شیمیایی در دریاچه سد ارس

منطقه و فصول / پارامتر	دریاچه سد ارس				
	بهار	تابستان	پاییز	زمستان	میانگین
Air Temp(^oC)	27	30	15	7	20
Water Temp(^oC)	20	26	14	6	16/5
PH	7/5	8/5	8/5	8/8	8/3
Turbidity(cm)	121	64	156	117	115
E_c (µs/sm)	395	233	262	633	381
TDS (ppm)	371	153	178	556	314
)٪ (O_2	109	163	117	135	131
Do (ppm)	9/4	9/8	10/7	15/2	11/3
BOD (mq/l)	3/53	4/01	5/83	7/26	5/17
NO_2 (ppm)	0/13	0/06	0/21	0/21	0/15
NO_3 (ppm)	7/8	8/7	13/9	21/2	12/9
NH_3 (ppm)	0/06	0/23	0/31	0/08	0/17
TN (ppm)	1/85	1/87	3/39	4/86	2/99
TP (ppm)	0/1	0/074	0/09	0/068	0/082
Ca (ppm)	25/3	30/9	54/3	54/5	41/2
Mg (ppm)	۹/۵۵	54/1	70/7	62/6	60/8
Sio_2(ppm)	1/61	1/58	1/49	1/52	1/55
Hardness (ppm)	293	300	426	393	353
Chl-a (μgl^{-1})	26/2	17	19/8	24/2	21/8

۲-۱-۳- مقدار عددی پارامترهای فیزیکی و شیمیایی اندازه گیری شده در رودخانه ارس

مقدار عددی پارامتر های فیزیکی و شیمیایی اندازه گیری شده در رودخانه سد ارس بصورت فصلی در جدول شماره ۵ آورده شده است.

جدول شماره ۵ : پارامترهای فیزیکی و شیمیایی در رودخانه ارس

منطقه و فصول / پارامتر	رودخانه ارس				
	بهار	تابستان	پاییز	زمستان	میانگین
Air Temp. (^oC)	28	31	14	5/2	19/5
Water temp.(^oC)	15	25	13	7	15
pH	7/6	8/3	8/3	8	8/1
E_c (µs/sm)	636	253	231	546	417
TDS (ppm)	447	166	170	298	270
O_2 (٪)	95	160	112	103	117
Do (ppm)	9/24	11/2	10/2	10/4	10/3
BOD (mq/l)	4/7	3/7	6/5	5/3	4/8
NO_2 (ppm)	0/09	0/077	0/13	0/17	0/12
NO_3 (ppm)	1/17	8/2	19/2	24/2	17/2
NH_3 (ppm)	0/11	0/19	0/08	0/11	0/12
TN (ppm)	3/89	2	4/5	5/7	4/02
TP (ppm)	0/03	0/031	0/025	0/03	0/030
Ca (ppm)	35/4	30/6	66	54	46/5
Mg (ppm)	66/5	62/2	74/1	59/4	65/6
Sio_2(ppm)	1/54	1/93	1/71	1/83	1/79
Hardness (ppm)	362	298	470	380	378
Chl-a (μgl^{-1})	6/36	7/18	5/03	7/14	6/43

۳-۱-۳- مقدار عددی پارامترهای فیزیکی و شیمیایی اندازه گیری شده در خروجی سد ارس

مقدار عددی پارامتر های فیزیکی و شیمیایی اندازه گیری شده در خروجی سد ارس بصورت فصلی در جدول شماره ۶ آورده شده است.

جدول شماره ۶ : پارامترهای فیزیکی و شیمیایی در خروجی سد ارس

پارامتر / مناطق و فصول	خروجی سد ارس				
	بهار	تابستان	پاییز	زمستان	میانگین
Air Temp. (^oC)	30	32	15	6	21
Water temp.(^oC)	16	25	14	5	15
PH	3/7	5/8	4/8	4/8	1/8
E_c (µs/sm)	181	229	259	591	315
TDS (ppm)	128	151	178	592	262
O_2 (٪)	101	87	110	121	105
Do (ppm)	96/7	06/6	7/10	4/14	8/9
BOD (mq/l)	9/1	6/2	8/5	8/8	8/4
NO_2 (ppm)	--	14/0	3/0	21/0	22/0
NO_3 (ppm)	0/7	3/5	12	19	8/10
NH_3 (ppm)	0/04	20/0	36/0	20/0	20/0
TN (ppm)	1/13	1/47	3/28	4/16	2/51
TP (ppm)	0/04	0/05	0/03	0/04	0/04
Ca (ppm)	12	29	56	63	40
Mg (ppm)	66	59	67	61	63
Sio_2(ppm)	1/94	1/77	1/90	1/72	1/83
Hardness (ppm)	302	316	413	411	361
Chl-a (μgl^{-1})	7/14	8/29	4/91	6/02	6/59

۲-۳- نتایج پلانکتونی

۱-۲-۳- بررسی کیفی ترکیب جامعه فیتوپلانکتونی در مناطق مورد مطالعه

همانطوریکه در جدول ۷ مشاهده می شود فیتوپلانکتون های مناطق مورد بررسی در کل شامل ۷ گروه، ۳۴ جنس و ۴۷ گونه می باشد که سد ارس با ۳۴ جنس و ۴۷ گونه، رودخانه ارس با ۲۴ جنس و ۳۵ گونه و خروجی سد ارس با ۲۲ جنس و ۳۲ گونه ، به ترتیب بیشترین تنوع گونه ای را به خود اختصاص می دهند.

شایان ذکر است که در میان گروه های عمده فیتوپلانکتونی، گونه های ذیل در تمامی مناطق مورد بررسی مشاهده شدند.

از گروه *Chlorophyta* گونه های:

Tetraedron minimum, Pediastrum simplex, Laegerhemia quadriseta, Oocystis borgei, Oocystis crassa, Oocystis parva, Ankistrodesmus convolutus, Ankistrodesmus falcatus, Scenedesmus acuminatus, Scenedesmus acutiformis, Scenedesmus quadricauda, Closterium Linula, Staurastrum asperum, Chlorella vulgaris

از گروه *Bacillariophyta* گونه های :

Melosira sp, Cyclotella sp, Diatoma elongatum, Nitzschia sp, Synedra ulna, Navicula salinarum, Navicula gracilis, Cymbella prostrate, Cymbella lanceolata

از گروه *Cyanobacteria* گونه های:

Microcystis aeruginosa, Merismopedia elegans, Oscillatoria sp.

از گروه *Euglenophyta* گونه *Euglena acus*.

همچنین در میان فیتوپلانکتون های شناسایی شده، گونه های:

Tetraedron minimum, Laegerhemia quadriseta, Ankistrodesmus falcatus, Oocystis crassa, Scenedesmus quadricauda, Staurastrum asperum, Chlorella vulgaris, Melosira sp, Cyclotella sp, Nitzschia sp, Synedra ulna, Navicula gracilis,

در سطح وسیعی مشاهده شده و گونه های غالب را در طول مدت مطالعه تشکیل می دادند.

جدول شماره ۷ : فیتوپلانکتون های مشاهده شده در مناطق مورد مطالعه

مناطق مورد مطالعه / گروه ها و گونه های فیتوپلانکتونی	دریاچه سد ارس	رودخانه ارس	خروجی سد ارس
Chlorophyta	24	21	20
Chlamydomonas sp.	+	-	-
Tetraedron minimum (A.Braun)	+	+	+
Pediastrum simplex (Meyen)Lemm.	+	-	-
Laegerhemia quadriseta(Lemm.)Smith.	+	+	-
L.. ciliata (Lag.) Chodat.	-	+	+
Oocystis borgei Snow.	+	-	-
O.solitaria Wittr.	+	-	-

مناطق مورد مطالعه / گروه ها و گونه های فیتوپلانکتونی	دریاچه سد ارس	رودخانه ارس	خروجی سد ارس
O. crassa Wittr.	+	+	+
O.parva West.	+	+	+
Ankistrodesmus convolutus Corda.	+	-	+
A. falcatus v.acicularis(A.Braun) Smith.	+	+	+
Coelastrum sp.	+	-	-
Dictyosphaerium ehrenbergianum Nag.	+	+	+
Franceia droescheri (Lemm.) Smith	-	+	+
Crucigenia apiculata (Lemm.)Schmidle	+	+	-
Scenedesmus acuminatus (Lag.)Chodat.	+	+	+
S.bijugatus (Turp.) Lagerh.	+	+	+
S.acutiformis Schrod.	+	+	+
S.quadricauda v.quadricauda (Turp.)Breb.	+	+	+
Scenedesmus.sp.	-	+	+
Closterium Linula (Muller)Nitzsch.	+	+	+
C.gracile Breb.	+	+	+
C.setaceum Ehrenberg	-	+	+
Staurastrum asperum Breb.	+	+	+
Asterococcus sp.	+	+	+
Chodatella subsalsa Lemmermann	+	+	+
Chlorella vulgaris Beyerinck	+	+	+
Mesotaenium sp.	+	-	-
Bacillariophyta	10	10	8
Melosiera sp.	+	+	+
Cyclotella sp.	+	+	+
Diatoma elongatum Ag.	+	+	-
Nitzschia sp.	+	+	+
Synedra acus Kutz.	+	+	+
S. ulna Grun.	+	+	+
Navicula salinarum Grunow	+	+	+
N. gracilis Ehrenberg	+	+	+
Cymbella prostrate (Berkley) Cleve.	+	+	-
C. lanceolata (Ehrrenberg)V. H.	+	+	+
Cyanobacteria	5	2	2
Microcystis aeruginosa Kutz.	+	+	+
Merismopedia elegans A.Br.	+	-	-
Aphanizomenon flos-aquae(L.)Ralfs	+	-	-
Oscillatoria sp.	+	+	+
Spirulina major Kutz.	+	-	-
Euglenophyta	3	1	2
Euglena acus Ehrenberg	+	+	+
E. proxima Dangeard	+	-	-
Trachelomonas sp.	+	-	+

مناطق مورد مطالعه / گروه ها و گونه های فیتوپلانکتونی	دریاچه سد ارس	رودخانه ارس	خروجی سد ارس
Dinophyta	3	1	—
Gymnodinium fuscum (Ehr.) Stein	-	-	-
Glenodinium quadridens (Stein)Schiller	+	-	-
Glenodinium sp.	+	-	-
Peridinium sp.	-	+	-
Ceratium hirudinella (Muller)	-	-	-
Dinoflagelate cyst	+	-	-
Crysophyta	1	—	—
Dinobryon sociale Ehrenberg	-	-	-
Mallomonas sp.	+	-	-
Cryptophyta	1	—	—
Cryptomonas sp.	+	-	-
Total	47	35	32

همانطوریکه در جدول ۸ مشاهده می شود در میان گروه های فیتوپلانکتونی و در مناطق مورد بررسی گروه *Chlorophta* با تعداد ۲۴ گونه در رده اول (سد ارس ۲۴ گونه، رودخانه ارس ۲۱ گونه و خروجی سد ارس ۲۰ گونه)، گروه *Bacillariophyta* با تعداد ۱۰ گونه در رده دوم (سد ارس ۱۰ گونه، رودخانه ارس ۱۰ گونه و خروجی سد ارس ۸ گونه)، گروه *Cyanobacteria* با ۵ گونه رده سوم (سد ارس ۵ گونه، رودخانه ارس ۲ گونه و خروجی سد ارس ۲ گونه)، گروه *Dinophyta* با ۳ گونه (سد ارس ۳ گونه و رودخانه ارس ۱ گونه) و گروه *Euglenophyta* با ۳ گونه (سد ارس ۳ گونه، رودخانه ارس ۱ گونه و خروجی سد ارس ۲ گونه) رده چهارم و گروه *Crysophyta* با ۱ گونه (سد ارس ۱ گونه) و گروه *Cryptophyta* با ۱ گونه (سد ارس ۱ گونه) رده پنجم را شامل شدند.

- بررسی کیفی ترکیب جامعه فیتوپلانکتونی در دریاچه سد ارس

همانطوریکه در جدول ۸ مشاهده می شود حداکثر و حداقل فراوانی گروه های مختلف فیتوپلانکتونی در دریاچه سد ارس بترتیب در فصل بهار ۴۶ گونه و در فصل زمستان ۳۷ گونه مشاهده شد، همچنین گروه *Chlorophyta* با ۱۶ جنس و ۲۸ گونه در رده اول، گروه *Bacillariophyta* با ۷ جنس و ۱۰ گونه در رده دوم، گروه *Dinophyta* با ۵ جنس و ۶ گونه در رده سوم، گروه *Cyanobacteria* با ۵ جنس و ۵ گونه در رده چهارم، گروه *Euglenopyhta* با ۲ جنس و ۳ گونه در رده پنجم، گروه *Crysophyta* با ۲ جنس و ۲ گونه در رده ششم و گروه *Cryptophyta* با ۱ جنس و ۱ گونه در رده هفتم واقع شدند.

جدول شماره ۸ : فیتوپلانکتون های مشاهده شده در دریاچه سد ارس

شماره	منطقه و فصول / گروه ها و گونه های فیتوپلانکتونی	دریاچه سد ارس			
		بهار	تابستان	پاییز	زمستان
1	*Chlamydomonas sp.*	+	+	+	+
2	*Tetraedron minimum* (A.Braun.) Hansg.	+	+	+	+
3	*Pediastrum simplex* (Meyen)Lemm.	+	+	+	+
4	*Laegerhemia quadriseta* (Lemm.) Smith.	+	+	+	+
5	*L. ciliata* (Lag.) Chodat.	-	-	-	-
6	*Oocystis borgei* Snow.	+	+	+	+
7	*O. solitaria* Wittr.	+	+	+	+
8	*O. crassa* Wittr.	+	+	+	-
9	*O. parva* West.	+	+	+	+
10	*Ankistrodesmus convolutes* Corda.	+	+	+	+
11	*A. falcatus v.acicularis* (A.Braun) Smith.	+	+	+	+
12	*Coelastrum sp.*	+	+	+	+
13	*Dictyosepharium ehrenbergianum* Nag.	+	+	+	-
14	*Franceia droescheri* (Lemm.)Smith.	-	-	-	-
15	*Crucigenia apiculata* (Lemm.)Schmidle	+	+	+	+
16	*Scenedesmus acuminatus* (Lag.)Chodat	+	+	+	+
17	*S. bijugatus (Turp.)* Lagerh.	+	+	+	+
18	*S. acutiformis* Schrod.	+	+	+	+
19	*S. quadricauda* (Turp.)Breb.	+	+	+	+
20	*Scenedesmus sp.*	-	-	-	-
21	*Closterium Linula* (Mueller)Nitzech.	+	+	+	+
22	*C. gracile* Brebisson	+	+	+	+
23	*C. setaceum* Ehrenberg	-	-	-	-
24	*Staurastrum asperum* Breb.	+	+	+	+
25	*Asterococcus sp.*	+	-	+	+
26	*Chodatella subsalsa* Lemmermann	+	+	+	+
27	*Chlorella vulgaris* Beyerinck	+	+	+	+
28	*Mesotaenium sp.*	+	+	+	+
	Chlorophyta	**24**	**23**	**24**	**22**
29	*Melosiera sp.*	+	+	+	+

شماره	منطقه و فصول / گروه ها و گونه های فیتوپلانکتونی	دریاچه سد ارس			
		بهار	تابستان	پاییز	زمستان
30	*Cyclotella sp.*	+	+	+	+
31	*Diatoma elongatum* Ag.	+	+	+	+
32	*Nitzschia sp.*	+	+	+	+
33	*Synedra acus* Kutz.	+	+	+	+
34	*S. ulna* Grun.	+	+	+	+
35	*Navicula salinarum* Grunow	+	+	+	+
36	*N. gracilis* Ehrenberg	+	+	+	+
37	*Cymbella prostrate* (Berkley) Cleve.	+	+	+	+
38	*C. lanceolata* (Ehr.)V. H.	+	+	+	+
	Bacillariophyta	**10**	**10**	**10**	**10**
39	*Microcystis aeruginosa* Kutz.	+	-	+	+
40	*Merismopedia elegans* A.Br.	+	+	+	-
41	*Aphanizomenon flos-aquae* (L.)Ralfs	+	+	+	+
42	*Oscillatoria sp.*	+	-	+	-
43	*Spirulina major* Kutz.	+	-	-	+
	Cyanobacteria	5	2	4	3
44	*Euglena acus* Ehrenberg	+	+	-	-
45	*E. proxima* Dangeard	+	-	-	-
46	*Trachelomonas sp.*	-	+	+	+
	Euglenophyta	**2**	**2**	**1**	**1**
47	*Gymnodinium fuscum* (Ehrenberg) Stein	-	-	-	-
48	*Glenodinium quadridens* (Stein)Schiller	+	+	+	-
49	*Glenodinium sp.*	+	+	+	+
50	*Peridinium sp.*	-	-	-	-
51	*Ceratium hirudinella* (Muller)	-	-	-	-
52	*Dinoflagelate cyst*	+	+	+	-
	Dinophyta	**3**	**3**	**3**	**1**
53	*Dinobryon sociale* Ehrenberg	-	-	-	-
54	*Mallomonas sp.*	+	+	-	-
	Crysophyta	**1**	**1**	—	—
55	*Cryptomonas sp.*	+	-	-	-
	Cryptophyta	**1**	—	—	—
Total		**46**	**41**	**42**	**37**

- بررسی کیفی ترکیب جامعه فیتوپلانکتونی در رودخانه ارس

همانطوریکه در جدول شماره ۹ مشاهده می شود حداکثر و حداقل فراوانی گروه های مختلف فیتوپلانکتونی در رودخانه ارس بترتیب در فصل تابستان ۲۳ گونه و در فصل پاییز ۱۳ گونه مشاهده شد، همچنین گروه *Chlorophyta* با ۱۲ جنس و ۲۴ گونه در رده اول، گروه *Bacillariophyta* با ۷ جنس و ۱۰ گونه در رده دوم، گروه *Dinophyta* با ۴ جنس و ۵ گونه در رده سوم، گروه *Cyanobacteria* با ۳ جنس و ۳ گونه در رده چهارم و گروه *Euglenopyhta* و *Cryptophyta* با ۱ جنس و ۱ گونه در رده پنجم واقع شدند.

جدول شماره ۹ : فیتوپلانکتون های مشاهده شده در رودخانه ارس

شماره	منطقه و فصول / گروه ها و گونه های فیتوپلانکتونی	رودخانه ارس			
		بهار	تابستان	پاییز	زمستان
1	*Tetraedron minimum* (A.Braun.) Hansg.	+	-	-	-
2	*Laegerhemia quadriseta* (Lemm.) Smith.	+	+	-	-
3	*L. ciliata* (Lag.) Chodat.	-	+	+	+
4	*Oocystis borgei* Snow.	-	-	-	-
5	*O. solitaria* Wittr.	-	-	-	-
6	*O. crassa* Wittr.	+	+	-	+
7	*O. parva* West.	-	+	+	-
8	*Ankistrodesmus convolutus* Corda.	-	-	-	-
9	*A. falcatus v.acicularis* (A.Braun) Smith.	+	+	+	-
10	*Dictyosephaerium ehrenbergianum* Nag.	-	+	-	+
11	*Franceia droescheri* (Lemm.) Smith.	-	-	-	+
12	*Crucigenia apiculata* (Lemm.)Schmidle	-	+	-	-
13	*Scenedesmus acuminatus* (Lag.)Chodat.	+	+	-	+
14	*S. bijugatus* (Turp.) Lagerh.	+	+	+	+
15	*S. acutiformis* Schrod.	-	+	+	+
16	*S. quadricauda v.quadriauda* (Turp.)Breb.	-	-	+	+
17	*Scenedesmus sp.*	-	-	-	-
18	*Closterium Linula* (Mueller)Nitzech.	+	+	-	-
19	*C. gracile* Brebisson	-	+	-	-
20	*C. setaceum* Ehrenberg	+	+	-	-
21	*Staurastrum asperum* Breb.	+	+	+	+
22	*Asterococcus sp.*	+	+	-	-
23	*Chodatella subsalsa* Lemmermann	+	-	-	-
24	*Chlorella vulgaris* Beyerinck	-	+	-	-
	Chlorophyta	**11**	**16**	**7**	**9**
25	*Melosiera sp.*	-	-	+	+
26	*Cyclotella sp.*	+	+	-	-
27	*Diatoma elongatum* Ag.	-	-	+	+

شماره	منطقه و فصول / گروه ها و گونه های فیتوپلانکتونی	رودخانه ارس			
		بهار	تابستان	پاییز	زمستان
28	*Nitzschia sp.*	-	+	+	+
29	*Synedra acus* Kutz.	+	-	-	-
30	*S. ulna* Grun	+	+	-	+
31	*Navicula salinarum* Grunow	+	+	-	+
32	*N.gracilis* Ehrenberg	+	+	+	+
33	*Cymbella prostrate* (Berkley) Cleve.	+	-	-	-
34	*C. lanceolata* (Ehr.)V. H.	-	-	-	+
	Bacillariophyta	**6**	**5**	**4**	**7**
35	*Microcystis aeruginosa* Kutz.	-	-	+	-
36	*Merismopedia elegans* ABr.	-	-	-	-
37	*Oscillatoria sp.*	-	-	+	-
	Cyanobacteria	—	—	**2**	—
38	*Euglena acus* Ehrenberg	-	+	-	-
	Euglenophyta	—	**1**	—	—
39	*Gymnodinium fuscum* (Ehrenberg) Stein	-	-	-	-
40	*Glenodinum quadridens* (Stein)Schiller	-	-	-	-
41	*Glenodinium sp.*	-	-	-	-
42	*Peridinium sp.*	-	+	-	-
43	*Dinoflagelate cyst*	-	-	-	-
	Dinophyta	—	**1**	—	—
44	*Cryptomonas sp.*	-	-	-	-
	Cryptophyta	—	—	—	—
Total		**17**	**23**	**13**	**16**

- بررسی کیفی ترکیب جامعه فیتوپلانکتونی در خروجی سد ارس

همانطوریکه در جدول شماره ۱۰ مشاهده می شود حداکثر و حداقل فراوانی گروه های مختلف فیتوپلانکتونی در خروجی سد ارس بترتیب در فصل تابستان ۲۰ گونه و در فصل بهار و پاییز ۱۶ گونه مشاهده شد، همچنین گروه *Chlorophyta* با ۱۲ جنس و ۲۳ گونه در رده اول، گروه *Bacillariophyta* با ۶ جنس و ۸ گونه در رده دوم، گروه *Cyanobacteria* و *Dinophyta* با ۴ جنس و ۴ گونه در رده سوم، گروه *Euglenopyhta* با ۲ جنس و ۲ گونه در رده چهارم واقع شدند.

جدول ۱۰ : فیتوپلانکتون های مشاهده شده در خروجی دریاچه سد ارس و بوکان

شماره	مناطق و فصول / گروه ها و گونه های فیتوپلانکتونی	خروجی دریاچه سد ارس			
		بهار	تابستان	پاییز	زمستان
۱	*Tetraedron minimum* (A.Braun.) Hansg.	+	+	–	–
۲	*L. ciliata* (Lag.) Chodat.	–	+	+	+
۳	*Oocystis solitaria* Wittr.	–	–	–	–
۴	*O. crassa* Wittr.	+	–	+	+
۵	*O. parva* West.	–	+	۱	+
۶	*Ankistrodesmus convolutus* Corda.	–	+	+	–
۷	*A. falcatus v.acicularis* (A.Braun) Smith.	–	–	+	–
۸	*Dictyosepharium ehrenbergianum* Nag.	+	+	–	+
۹	*Franceia droescheri* (Lemm.) Smith.	–	+	–	–
۱۰	*Crucigenia apiculata* (Lemm.)Schmidle	–	–	–	–
۱۱	*Scenedesmus acuminatus* (Lag.)Chodat.	+	+	–	–
۱۲	*S. bijugatus* (Turp.) Lagerh.	+	+	–	–
۱۳	*S. acutiformis* Schrod.	–	–	+	+
۱۴	*S. quadricauda v.quadriauda* (Turp.)Breb.	–	+	+	+
۱۵	*Scenedesmus sp.*	+	+	+	+
۱۶	*Closterium Linula* (Mueller)Nitzech.	–	–	–	+
۱۷	*C. gracile* Breb.	+	–	–	+
۱۸	*C. setaceum* Ehrenberg	–	+	–	+
۱۹	*Staurastrum asperum* Breb.	–	–	+	–
۲۰	*Asterococcus sp.*	+	–	+	–
۲۱	*Chodatella subsalsa* Lemmermann	–	+	–	–
۲۲	*C. vulgaris* Beyerinck	–	+	–	–
	Chlorophyta	**۸**	**۱۳**	**۹**	**۱۰**
۲۳	*Melosiera sp.*	+	+	–	+
۲۴	*Cyclotella sp.*	–	+	+	+
۲۵	*Nitzschia sp.*	+	–	–	–
۲۶	*Synedra acus* Kutz.	+	+	+	–
۲۷	*S. ulna* Grun.	+	+	+	+

شماره	مناطق و فصول / گروه ها و گونه های فیتوپلانکتونی	خروجی دریاچه سد ارس			
		بهار	تابستان	پاییز	زمستان
۲۸	*Navicula salinarum* Grunow	+	–	+	+
۲۹	*N.gracilis* Ehrenberg	–	–	–	+
۳۰	*Cymbella lanceolata* (Ehrenberg)V. H.	+	+	+	+
	Bacillariophyta	۶	۵	۵	۶
۳۱	*Microcystis aeruginosa* Kutz.	–	–	+	–
۳۲	*Aphanizomenon flos-aquae* (L.)Ralfs	–	–	–	–
۳۳	*Oscillatoria sp.*	–	+	–	–
۳۴	*Spirulina major* Kutz.	–	–	–	–
	Cyanobacteria	–	۱	۱	–
۳۵	*Euglena acus* Ehrenberg	+	–	+	+
۳۶	*Trachelomonas sp.*	+	+	–	–
	Euglenophyta	۲	۱	۱	۱
۳۷	*Gymnodinium fuscum* (Ehrenberg) Stein	–	–	–	–
۳۸	*Glenodinium sp.*	–	–	–	–
۳۹	*Ceratium hirudinella* (Muller)	–	–	–	–
۴۰	*Dianflagelate cyst*	–	–	–	–
	Dinophyta	–	–	–	–
	Total	۱۶	۲۰	۱۶	۱۷

بررسی نتایج نشان می دهد که حداکثر تعداد گونه های مشاهده شده در منطقه در یاچه سد بوده و در رودخانه های ورودی بدلیل پایین بودن تعداد گونه در رودخانه ها نسبت به دریاچه، پراکنش گونه ای ضعیفی مشاهده می شود. ضمنا در منطقه خروجی نیز پراکنش گونه ای پایینی نسبت به سایر مناطق مورد مطالعه مشاهده شد. لازم به ذکر است که فرق فاحشی بین تعداد و ترکیب گونه ای فیتوپلانکتون ها در ایستگاههای مختلف مناطق مورد مطالعه مشاهده نگردید.

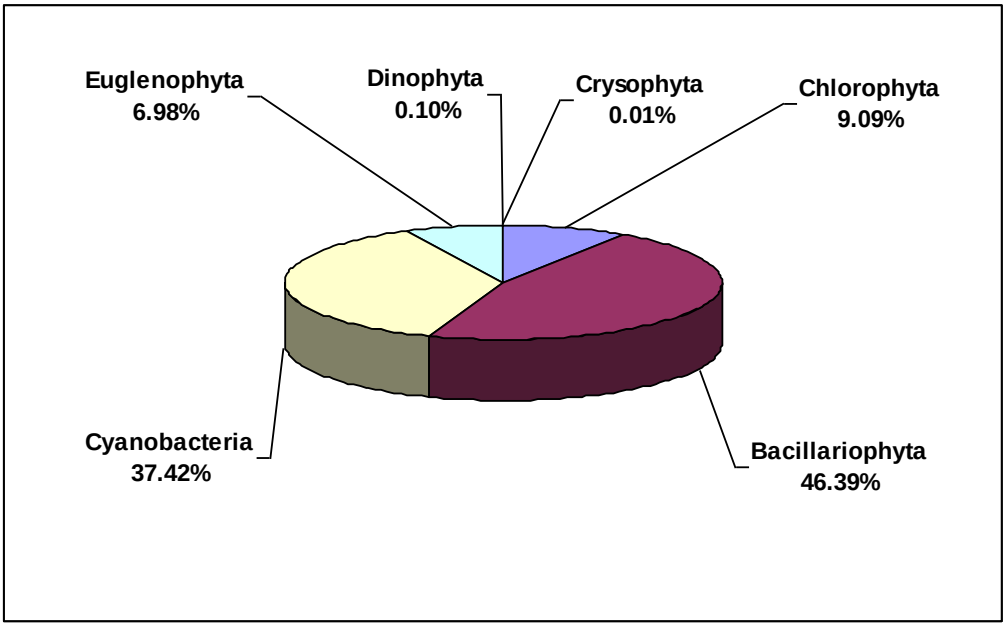
- بررسی کمی وضعیت فیتوپلانکتونی در مناطق مورد مطالعه

بررسی کمی وضعیت فیتوپلانکتونی در دریاچه سد ارس:

فراوانی گروه های فیتوپلانکتونی در فصول مختلف سال و در دریاچه سد ارس بر حسب هزار عدد در لیتر در جدول شماره ۱۱ آورده شده است.

جدول ۱۱ : فراوانی گروه های فیتوپلانکتونی در فصول مختلف سال و در دریاچه سد ارس (هزار عدد در لیتر)

فصل / گروه فیتوپلانکتونی	بهار	تابستان	پاییز	زمستان	میانگین
Chlorophyta	487	127	726	877	357
Bacillariophyta	1902	67	930	4383	1821
Cyanobacteria	2783	2686	387	21	1469
Euglenophyta	1044	13	19	22	274
Dinophyta	–	5	–	11	4
Crysophyta	2	–	–	–	0/5
Total	6218	2899	2062	4525	3926

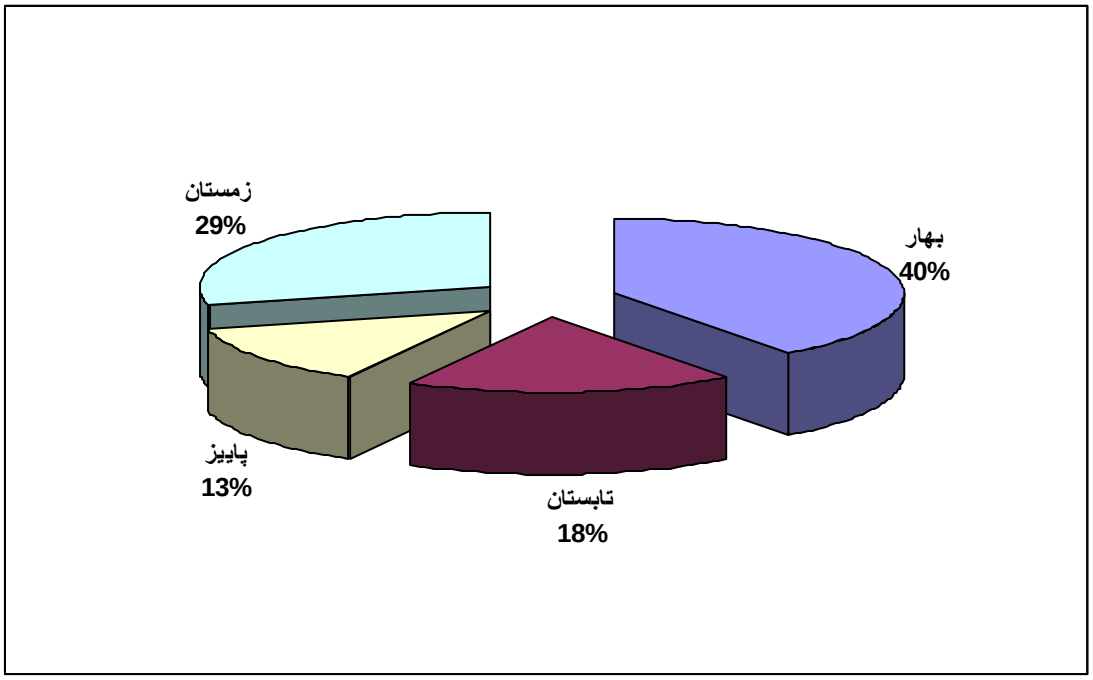


شکل ۲ : درصد فراوانی سالانه گروه های فیتوپلانکتونی در دریاچه سد ارس

همانطوریکه در جدول ۱۱ و شکل ۲ مشاهده می شود میانگین فراوانی سالانه گروه های فیتوپلانکتونی در دریاچه سد ارس به شرح ذیل می باشد:

گروه *Bacillariophyta* با تعداد ۱۸۲۱ هزار عدد در لیتر (۴۶/۳۹ درصد)، گروه *Cyanobacteria* با تعداد ۱۴۶۹ هزار عدد در لیتر (۳۷/۴۲ درصد)، گروه *Chlorophyta* با تعداد ۳۵۷ هزار عدد در لیتر (۹/۹ درصد)، گروه *Euglenophyta* با تعداد ۲۷۴ هزار عدد در لیتر (۶/۹ درصد)، گروه *Dinophyta* با تعداد ۴ هزار عدد در لیتر (۰/۱

درصد) و گروه *Crysophyta* با تعداد ۰/۵ هزار عدد در لیتر (۰/۰۱ درصد) به ترتیب رده های اول تا ششم را شامل می شوند.



شکل ۳ : درصد فراوانی گروه های فیتوپلانکتونی در فصول مختلف سال و در دریاچه سد ارس

همانطوریکه در جدول ۱۱ و شکل ۳ مشاهده می شود میانگین فراوانی فصلی گروه های فیتوپلانکتونی در دریاچه سد ارس به شرح ذیل می باشد:

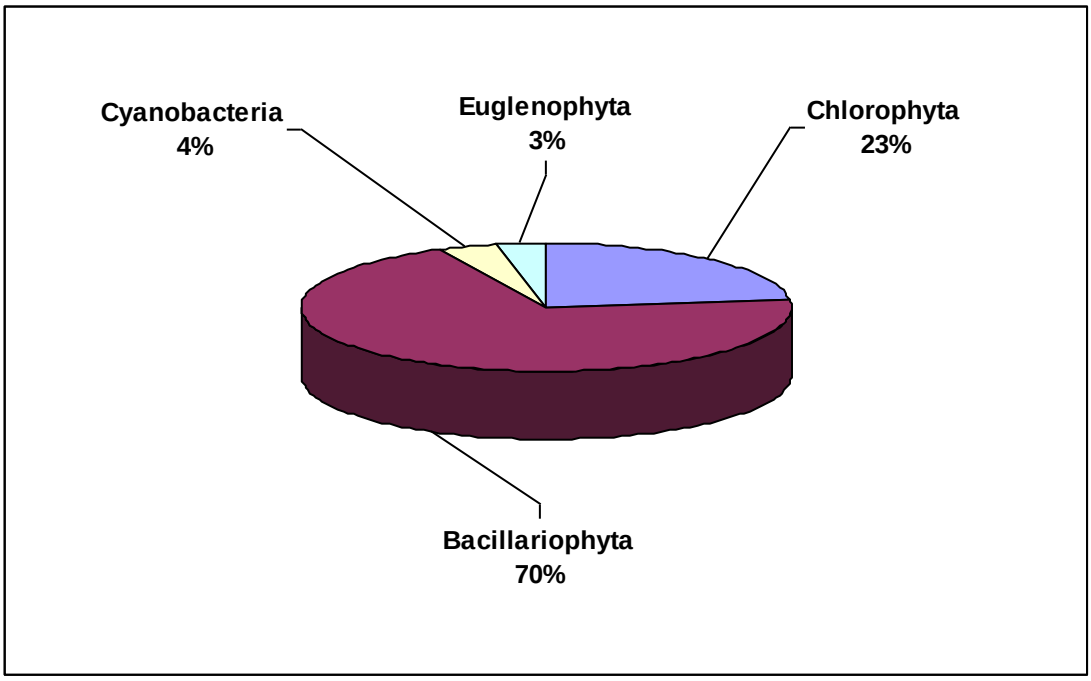
فصل بهار با تعداد ۶۲۱۸ هزار عدد در لیتر (۴۰ درصد)، فصل زمستان با تعداد ۴۵۲۵ هزار عدد در لیتر (۲۹ درصد)، فصل تابستان با تعداد ۲۸۹۹ هزار عدد در لیتر (۱۸ درصد) و فصل پاییز با تعداد ۲۰۶۲ هزار عدد در لیتر (۱۳ درصد) بترتیب رده های اول تا چهارم را شامل می شوند.

در ضمن همانطوریکه در جدول ۱۱ مشاهده می شود میانگین کل فراوانی سالانه فیتوپلانکتونی در دریاچه سد ارس تعداد ۳۹۲۶ هزار عدد در لیتر بدست آمد.

- بررسی کمی وضعیت فیتوپلانکتونی در رودخانه ارس

جدول ۱۲ : فراوانی گروه دهای فیتوپلانکتونی در فصول مختلف سال و در رودخانه ارس (هزار عدد در لیتر)

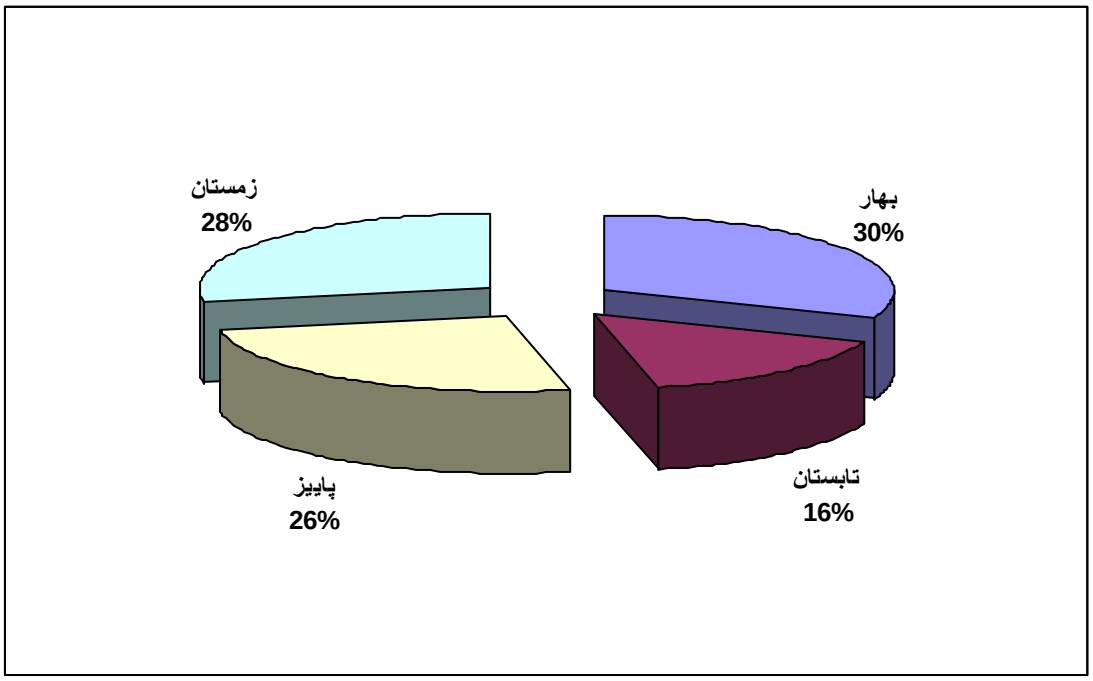
فصل / گروه فیتوپلانکتونی	بهار	تابستان	پاییز	زمستان	میانگین
Chlorophyta	868	300	713	589	567
Bacillariophyta	2290	764	1792	2247	1714
Cyanobacteria	–	247	102	13	97
Euglenophyta	–	278	42	–	84
Total	3158	1589	2649	2849	2463



شکل ۴: درصد فراوانی سالانه گروه های فیتوپلانکتونی در رودخانه ارس

همان طوریکه در جدول ۱۲ و شکل ۴ مشاهده می شود میانگین فراوانی سالانه گروه های فیتوپلانکتونی در رودخانه ارس به شرح ذیل می باشد:

گروه *Bacillariophyta* با تعداد ۱۷۱۴ هزار عدد در لیتر (۷۰ درصد)، گروه *Chlorophyta* با تعداد ۵۶۷ هزار عدد در لیتر (۲۳ درصد)، گروه *Cyanobacteria* با تعداد ۹۷ هزار عدد در لیتر (۴ درصد) وگروه *Euglenophyta* با تعداد ۸۴ هزار عدد در لیتر (۳ درصد) بترتیب رده های اول تا چهارم را شامل می شوند.



شکل ۵: درصد فراوانی گروه های فیتوپلانکتونی در فصول مختلف سال و در رودخانه ارس

همان طوریکه در جدول ۱۲ و شکل ۵ مشاهده می شود میانگین فراوانی فصلی گروه های فیتوپلانکتونی در رودخانه ارس به شرح ذیل می باشد:

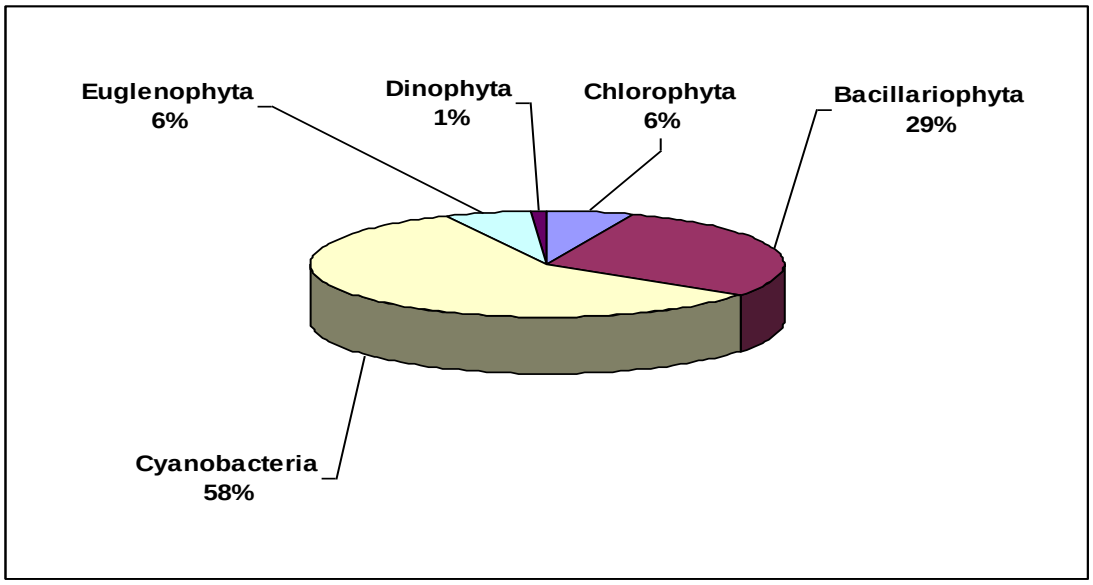
فصل بهار با تعداد ۳۱۵۸ هزار عدد در لیتر (۳۰ درصد)، فصل زمستان با تعداد ۲۸۴۹ هزار عدد در لیتر (۲۸ درصد)، فصل پاییز با تعداد ۲۶۴۹ هزار عدد در لیتر (۲۶ درصد) و فصل تابستان با تعداد ۱۵۸۹ هزار عدد در لیتر (۱۶ درصد) بترتیب رده های اول تا چهارم را شامل می شوند.

در ضمن همان طوریکه در جدول ۱۲ مشاهده می شود میانگین کل فراوانی سالانه فیتوپلانکتونی در رودخانه ارس تعداد ۲۴۶۳ هزار عدد در لیتر بدست آمد.

- بررسی کمی وضعیت فیتوپلانکتونی در خروجی سد ارس

جدول ۱۳ : فراوانی گروه های فیتوپلانکتونی در فصول مختلف سال و در خروجی سد ارس (هزار عدد در لیتر)

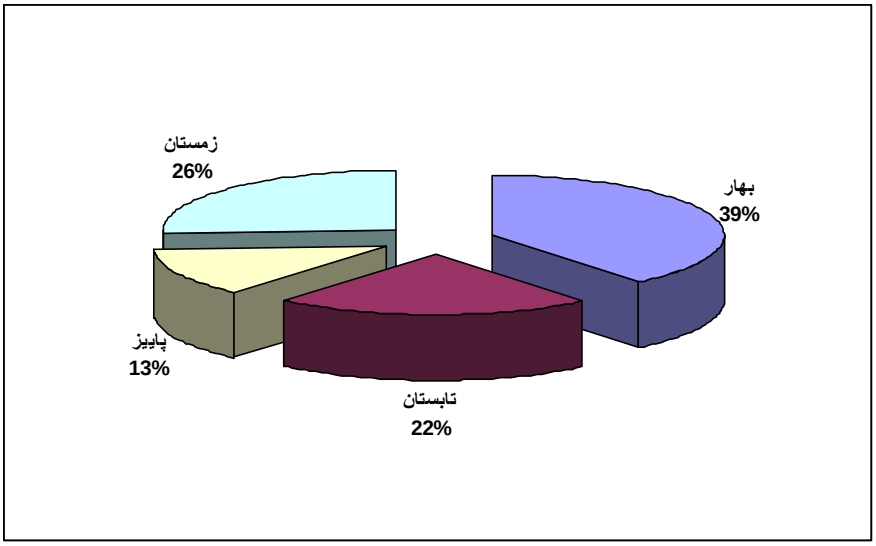
فصل / گروه فیتوپلانکتونی	بهار	تابستان	پاییز	زمستان	میانگین
Chlorophyta	50	7	15	81	38
Bacillariophyta	98	53	111	482	186
Cyanobacteria	854	482	154	7	374
Euglenophyta	8	2	46	96	38
Dinophyta	–	29	–	1	7
Total	1009	573	326	668	644



شکل ۶ : درصد فراوانی سالانه گروه های فیتوپلانکتونی در خروجی سد ارس

همانطوریکه در جدول ۱۳ و شکل ۶ مشاهده می شود میانگین فراوانی سالانه گروه های فیتوپلانکتونی در خروجی سد ارس به شرح ذیل می باشد:

گروه *Cyanobacteria* با تعداد ۳۷۴ هزار عدد در لیتر (۵۸ درصد)، گروه *Bacillariophyta* با تعداد ۱۸۶ هزار عدد در لیتر (۲۹ درصد)، گروه *Chlorophyta* با تعداد ۳۸ هزار عدد در لیتر (۶ درصد)، و گروه *Euglenophyta* با تعداد ۳۸ هزار عدد در لیتر (۶ درصد) و گروه *Dinophyta* با تعداد ۷ هزار عدد در لیتر (۱ درصد)، به ترتیب رده های اول تا چهارم را شامل می شوند.



شکل ۷: درصد فراوانی گروه های فیتوپلانکتونی در فصول مختلف سال و در خروجی سد ارس

همانطوریکه در جدول ۱۳ و شکل ۷ مشاهده می شود میانگین فراوانی فصلی گروه های فیتوپلانکتونی در خروجی سد ارس به شرح ذیل می باشد:

فصل بهار با تعداد ۱۰۰۹ هزار عدد در لیتر (۳۹ درصد)، فصل زمستان با تعداد ۶۶۸ هزار عدد در لیتر (۲۶ درصد)، فصل تابستان با تعداد ۵۷۳ هزار عدد در لیتر (۲۲ درصد) و فصل پاییز با تعداد ۳۲۶ هزار عدد در لیتر (۱۳ درصد) بترتیب رده های اول تا چهارم را شامل می شوند.

در ضمن همان طوریکه در جدول ۱۳ مشاهده می شود میانگین کل فراوانی سالانه فیتوپلانکتونی در خروجی سد ارس تعداد ۶۴۴ هزار عدد در لیتر بدست آمد.

۲-۲-۳- بررسی کیفی ترکیب جامعه زئوپلانکتونی در مناطق مورد مطالعه

همان طوریکه در جدول ۱۴ مشاهده می شود زئوپلانکتون های مناطق مورد بررسی در کل شامل ۴ گروه، ۳۷ جنس و ۵۸ گونه بوده و به ترتیب سد ارس با ۳۷ جنس و ۵۸ گونه ، رودخانه ارس با ۲۹ جنس و ۴۲ گونه و خروجی سد ارس با ۲۸ جنس و ۳۵ گونه بیشترین تنوع گونه ای را به خود اختصاص می دهند.

با توجه به جدول شماره ۱۴ مشاهده می شود در میان گروه های عمده زئوپلانکتونی گونه های ذیل:

از گروه *Ciliata* گونه های :

Holophrya atra, Holophrya hexatricha, Prorodon brachyodon, Coleps tesselatus, Paradileptus elephantinus, Lacrymaria olor, Zosterodasys azerbaijanica, Vorticella nebulifera, Vorticella campanula.

از گروه *Rotatoria* گونه های :

Trichocerca similes, Polyarthra vulgaris, Euchlanis Lyra, Brachionus urceolaris, Keratella covhlearis, Filinia Longiseta, Hexarthra mira.

از گروه *Cladocera* گونه *Daphnia Longispina* و از گروه *Copepoda* گونه های *Cyclops strenuus* و *Acanthocyclops sp* در تمامی مناطق مورد بررسی مشاهده شدند.

همچنین در میان زئوپلانکتون ها شناسایی شده، گونه های:

Coleps tesselatus, Zosterodasys azerbaijanica, Vorticella nebulifera , Polyarthra vulgaris, Keratella covhlearis, Daphnia pulex, Daphnia longispina, Eudiaptomus vulgaris.

در سطح وسیعی مشاهده شده و گونه های غالب را در طول مدت مطالعه تشکیل می دهند.

جدول شماره ۱۴ : زئوپلانکتون های مشاهده شده در مناطق مورد مطالعه

مناطق مورد مطالعه / گروه ها و گونه های زئوپلانکتونی	دریاچه سد ارس	رودخانه ارس	خروجی سد ارس
Ciliata	17	14	14
Holophrya atra Svec.	+	+	+
H.hexatricha Savi.	+	+	+
Prorodon brachyodon Kahl	+	+	+
P.viridis Ehrb.-Kahl	-	-	+

مناطق مورد مطالعه / گروه ها و گونه های زئوپلانکتونی	دریاچه سد ارس	رودخانه ارس	خروجی سد ارس
P.ovum Kahl.	+	+	-
Coleps tesselatus Kahl	+	+	+
C.hirtus Nitzch.	+	+	-
Enchelys pupa Mull.-Ehrb.	+	-	+
Didinium nasutum Müll.	+	+	-
Paradileptus elephantinus (Svec.)	+	+	+
Lacrymaria olor Müll.	+	+	+
Litonotus lamella Ehrb.	+	+	+
Zosterodasys azerbaijanica Aliyev	+	+	+
Zosterograptus labiatus Kahl	+	+	-
Vorticella nebulifera Müll.	+	+	+
V.campanula Ehrb.	+	+	+
Strombidium viride Stein	-	–	+
Tintinnidium pusillum Entz.	+	–	+
Cyclidium citrullus Cohn.	+	-	-
Rotatoria	24	16	12
Trichocerca similes Wierz.	+	+	+
T.pussila Laut.	+	-	-
T.sulcata Jenn.	+	+	-
Synchaeta pectinata Ehrb.	+	-	-
Polyarthra minor Voigt.	+	+	+
P.euryptera Wierz.	+	+	-
P.vulgaris Carl.	+	+	+
Polyarthra sp.	+	+	-
Asplanchna priodonta Gosse	+	-	+
A.brightwelli Gosse	+	+	-
Lecane bulla Gosse	+	+	-
L.lunaris Ehrb.	+	-	-
Euchlanis lyra Huds.	+	+	+
E.dilatata Ehrb.	+	+	-
Brachionus calyciflorus Pallas	+	-	+
B.urceolaris Müll.	+	+	+
Platyias qudricornis (Ehrb.)	+	-	-
Keratella quadrata Müll.	+	-	+
K.covhlearis (Gosse)	+	+	+
Notholca caudata Carlin	+	+	+
Notholca sp.	+	+	-
Filinia longiseta Ehrb.	+	+	+
Hexarthra mira Hudson	+	+	+
H.fennica Lev.	+	-	-
Cladocera	10	6	5
Diaphanosoma brachyurum (Live.)	+	+	-
Diaphanosoma sp.	+	+	-
Daphnia pulex (De Geer)	+	+	+
D.longispina Mull.	+	-	+

مناطق مورد مطالعه / گروه ها و گونه های زئوپلانکتونی	دریاچه سد ارس	رودخانه ارس	خروجی سد ارس
Ceriodaphnia quadrangular (Mull.)	+	+	-
Chydorus sphaericus (Mull.)	+	-	+
Polyphemus pediculus (L.)	+	+	-
*Bosmina longirostris (*Mull.)	+	-	+
Bosmina sp.	+	+	-
*Leptodora kindtii (*Focke.)	+	-	+
Copepoda	7	6	3
*Eudiaptomus vulgaris (*Schmel.*)*	+	+	-
*Cyclops strenuus (*Fisch.*)*	+	+	+
C.vicinus Ulj.	+	+	-
Acanthocyclops sp.	+	+	+
Mesocyclops leuckarti Claus	+	+	+
Mesocyclops sp.	+	+	-
Thermocyclops dybowskii Lande.	+	-	-
Total	58	42	34

همان طوریکه در جدول ۱۴ مشاهده می شود در میان گروه های زئوپلانکتونی و در کلیه مناطق مورد بررسی گروه *Rotatoria* با تعداد ۲۴ گونه در رده اول (سد ارس ۲۴ گونه ، رودخانه ارس ۱۶ گونه و خروجی سد ارس ۱۲ گونه)، گروه *Ciliata* با تعداد ۱۷ گونه در رده دوم (سد ارس ۱۷ گونه ، رودخانه ارس ۱۴ گونه و خروجی سد ارس ۱۱ گونه)، گروه *Cladocera* با ۱۰ گونه رده سوم (سد ارس ۱۰ گونه، رودخانه ارس ۶ گونه و خروجی سد ارس ۵ گونه) و گروه *Copepoda* با ۷ گونه رده چهارم (سد ارس ۷ گونه ، رودخانه ارس ۶ گونه و خروجی سد ارس ۳ گونه) را شامل شدند.

- بررسی کیفی ترکیب جامعه زئوپلانکتونی در دریاچه سد ارس:

همانطوریکه در جدول شماره ۱۵ مشاهده می شود حداکثر و حداقل فراوانی گروه های مختلف زئوپلانکتونی در دریاچه سد ارس بترتیب در فصل بهار ۴۴ گونه و در فصل تابستان ۳۵ گونه می باشد، همچنین گروه *Rotatoria* با ۱۳ جنس و ۲۴ گونه در رده اول، گروه *Ciliata* با ۱۳ جنس و ۱۷ گونه در رده دوم، گروه *Cladocera* با ۷ جنس و ۱۰ گونه در رده سوم و گروه *Copepoda* با ۵ جنس و ۷ گونه در رده چهارم واقع شدند.

جدول ۱۵ : زئوپلانکتون های مشاهده شده در دریاچه سد ارس

شماره	منطقه وفصول / گروه ها و گونه های زئوپلانکتونی	دریاچه سد ارس			
		بهار	تابستان	پاییز	زمستان
1	*Holophrya atra* Svec.	+	+	+	-
2	*H.hexatricha* Savi.	-	-	-	+
3	*Prorodon brachyodon* Kahl	+	-	-	+
4	*P.viridis* Ehrb.-Kahl	-	-	-	-
5	*P.ovum* Kahl.	-	-	-	+
6	*Coleps tesselatus* Kahl	+	-	+	+
7	*C.hirtus* Nitzch.	+	-	-	+
8	*Didinium nasutum* Müll.	-	+	-	-
9	*Enchelys pupa* Mull.-Ehrb.	+	+	-	-
10	*Paradileptus elephantinus* (Svec.)	+	-	+	-
11	*Lacrymaria olor* Müll.	-	+	-	+
12	*Litonotus lamella* Ehrb.	+	-	+	+
13	*Zosterodasys azerbaijanica* Aliyev	+	-	-	+
14	*Zosterograptus labiatus* Kahl	-	+	+	+
15	*Vorticella nebulifera* Müll.	+	-	-	-
16	*V.campanula* Ehrb.	-	+	-	+
17	*Strombidium viride* Stein	-	-	-	-
18	*Tintinnidium pusillum* Entz.	-	-	+	+
19	*Cyclidium citrullus* Cohn.	+	+	+	-
	Ciliata	**10**	**7**	**7**	**11**
20	*Trichocerca similes* Wierz.	-	+	+	+
21	*T.pussila* Laut.	-	+	+	+
22	*T.sulcata* Jenn.	+	+	+	+
23	*Synchaeta pectinata* Ehrb.	+	+	+	-
24	*Polyarthra minor* Voigt.	+	+	+	+
25	*P.euryptera* Wierz.	-	+	+	+
26	*P.vulgaris* Carl.	+	+	+	+
27	*Polyarthra sp.*	+	+	+	+
28	*Asplanchna priodonta* Gosse	+	+	-	+
29	*A.brightwelli* Gosse	+	+	+	-
30	*Lecane bulla* Gosse	+	+	+	+
31	*L.lunaris* Ehrb.	+	-	+	+
32	*Euchlanis lyra* Huds.	+	+	+	+
33	*E.dilatata* Ehrb.	-	+	+	-
34	*Brachionus calyciflorus* Pallas	+	+	+	+
35	*B.urceolaris* Müll.	+	-	+	-
36	*Platyias qudricornis* (Ehrb.)	+	-	+	+
37	*Keratella quadrata* Müll.	+	+	-	+
38	*K.covhlearis* (Gosse)	+	+	+	+
39	*Notholca caudata* Carlin	+	-	-	-
40	*Notholca sp.*	+	-	+	-
41	*Filinia longiseta* Ehrb.	-	+	+	+
42	*Hexarthra mira* Hudson	-	+	+	+
43	*H.fennica* Lev.	-	+	+	-
	Rotatoria:	**17**	**19**	**21**	**17**
44	*Diaphanosoma brachyurum* (Live.)	+	+	++	-
45	*Diaphanosoma sp.*	+	-	+	+
46	*Daphnia pulex* (De Geer)	+	+	-	-
47	*D.longispina* Müll.	+	-	+	-

شماره	منطقه وفصول / گروه ها و گونه های زئوپلانکتونی	دریاچه سد ارس			
		بهار	تابستان	پاییز	زمستان
48	*Ceriodaphnia quadrangula* (Müll.)	+	-	-	+
49	*Chydorus sphaericus* (Müll.)	+	+	-	-
50	*Polyphemus pediculus* (L.)	+	-	-	+
51	*Bosmina longirostris* (Müll.)	+	-	+	+
52	*Bosmina sp.*	+	+	+	-
53	*Leptodora kindtii* (Foke.)	+	+	+	+
	Cladocera:	**10**	**5**	**6**	**5**
54	*Eudiaptomus vulgaris* (Schmel.)	+	+	-	-
55	*Cyclops strenuus* (Fisch.)	+	+	+	+
56	*C.vicinus* Ulj.	+	-	-	-
57	*Acanthocyclops sp.*	+	+	+	+
58	*Mesocyclops leuckarti* Claus	+	+	-	-
59	*Mesocyclops sp.*	+	-	-	-
60	*Thermocyclops dybowskii* Lande.	+	-	+	+
	Copepoda:	7	4	3	3
	Total	**44**	**35**	**37**	**36**

- بررسی کیفی ترکیب جامعه زئوپلانکتونی در رودخانه ارس

همانطوریکه در جدول شماره ۱۶ مشاهده می شود حداکثر و حداقل فراوانی گروه های مختلف زئوپلانکتونی در رودخانه ارس بترتیب در فصل بهار ۲۸ گونه و در فصل تابستان ۱۷ گونه می باشد، همچنین گروه *Rotatoria* با ۱۳ جنس و ۱۹ گونه در رده اول، گروه *Ciliata* با ۱۱ جنس و ۱۶ گونه در رده دوم، گروه *Cladocera* با ۶ جنس و ۷ گونه در رده سوم و گروه *Copepoda* با ۴ جنس و ۶ گونه در رده چهارم واقع شدند.

جدول ۱۶ : زئوپلانکتون های مشاهده شده در رودخانه ارس

شماره	منطقه و فصول / گروه ها و گونه های زئوپلانکتونی	رودخانه ارس			
		بهار	تابستان	پاییز	زمستان
1	*Holophrya atra* Svec.	+	+	+	-
2	*H.hexatricha* Savi.	-	-	-	+
3	*Prorodon brachyodon* Kahl	+	-	-	+
4	*P.viridis* Ehrb.-Kahl	-	-	-	-
5	*P.ovum* Kahl.	-	-	-	+
6	*Coleps tesselatus* Kahl	+	-	+	+
7	*C.hirtus* Nitzch.	+	+	-	+
8	*Didinium nasutum* Müll.	+	-	+	-
9	*Paradileptus elephantinus* (Svec.)	-	+	-	+
10	*Lacrymaria olor* Müll.	+	-	+	+
11	*Litonotus lamella* Ehrb.	+	+	+	-
12	*Zosterodasys azerbaijanica* Aliyev	+	+	+	+
13	*Zosterographus labiatus* Kahl	+	-	-	+
14	*Vorticella nebulifera* Müll.	-	-	-	-
15	*V.campanula* Ehrb.	-	-	+	+

شماره	منطقه و فصول / گروه ها و گونه های زئوپلانکتونی	رودخانه ارس			
		بهار	تابستان	پاییز	زمستان
16	*Strombidium viride* Stein	-	-	-	-
17	*Tintinnidium pusillum* Entz.	-	-	-	-
18	*Cyclidium citrullus* Cohn.	-	-	-	-
	Ciliata	9	5	7	10
19	*Trichocerca similes* Wierz.	+	+	+	+
20	*Synchaeta pectinata* Ehrb.	-	-	-	-
21	*Polyarthra minor* Voigt.	+	-	-	+
22	*P.euryptera* Wierz.	+	+	-	-
23	*P.vulgaris* Carl.	+	-	+	+
24	*Polyarthra sp.*	-	-	-	+
25	*A.brightwelli* Gosse	-	-	+	+
26	*Lecane bulla* Gosse	+	-	+	-
27	*Euchlanis lyra* Huds.	+	+	-	+
28	*E.dilatata* Ehrb.	+	+	+	+
29	*Brachionus calyciflorus* Pallas	-	-	-	-
30	*B.urceolaris* Müll.	+	+	-	+
31	*Platyias qudricornis* (Ehrb.)	+	-	+	-
32	*Keratella quadrata* Müll.	-	-	-	-
33	*K.covhlearis* (Gosse)	+	+	+	+
34	*Notholca caudata* Carlin	-	-	+	+
35	*Notholca sp.*	-	+	-	-
36	*Filinia longiseta* Ehrb.	+	-	+	-
37	*Hexarthra mira* Hudson	+	+	+	+
	Rotatoria:	12	8	10	10
38	*Diaphanosoma brachyurum* (Live.)	-	-	+	-
39	*Diaphanosoma sp.*	+	+	+	-
40	*Daphnia. pulex* (De Geer).	+	-	-	+
41	*Ceriodaphnia quadrangula*	+	+	-	+
42	*Polyphemus pediculus* (L.)	+	-	+	-
43	*Bosmina sp.*	-	-	+	-
44	*Leptodora kindtii* (Foke.)	-	-	-	-
	Cladocera:	4	2	4	2
45	*Eudiaptomus vulgaris* (Schmel.)	-	-	+	-
46	*Cyclops strenuus* (Fisch.)	+	-	-	-
47	*C.vicinus* Ulj.	-	-	-	+
48	*Acanthocyclops sp.*	+	+	+	-
49	*Mesocyclops leuckarti* Claus	+	+	-	-
50	*Mesocyclops sp.*	-	-	+	+
	Copepoda:	3	2	3	2
	Total	28	17	24	24

- بررسی کیفی ترکیب جامعه زئوپلانکتونی در خروجی سد ارس

همانطوریکه در جدول شماره ۱۷ مشاهده می شود حداقل و حداکثر فراوانی گروه های مختلف زئوپلانکتونی در خروجی دریاچه سد ارس بترتیب و در فصل بهار ۲۱ گونه و در فصل تابستان ۱۴ گونه می باشد، همچنین

گروه *Ciliata* با ۱۲ جنس و ۱۵ گونه در رده اول، گروه *Rotatoria* با ۱۰ جنس و ۱۲ گونه در رده دوم، گروه *Cladocera* با ۴ جنس و ۵ گونه در رده سوم و گروه *Copepoda* با ۳ جنس و ۳ گونه در رده چهارم واقع شدند.

جدول ۱۷ : زئوپلانکتون های مشاهده شده در خروجی دریاچه سد ارس

شماره	منطقه و فصول / گروه ها و گونه های زئوپلانکتونی	خروجی دریاچه سد ارس			
		بهار	تابستان	پاییز	زمستان
1	*Holophrya atra* Svec.	+	+	+	-
2	*H.hexatricha* Savi.	-	-	-	+
3	*Prorodon brachyodon* Kahl	+	-	-	+
4	*P.viridis* Ehrb.-Kahl	-	-	-	-
5	*Coleps tesselatus* Kahl	+	-	+	-
6	*Enchelys pupa* Mull.-Ehrb.	-	+	-	+
7	*Paradileptus elephantinus* (Svec.)	+	-	+	+
8	*Lacrymaria olor* Müll.	+	-	+	+
9	*Litonotus lamella* Ehrb.	+	+	+	+
10	*Zosterodasys azerbaijanica* Aliyev	+	-	-	-
11	*Vorticella nebulifera* Müll.	-	-	-	-
12	*V.campanula* Ehrb.	-	-	+	+
13	*Strombidium viride* Stein	+	+	-	-
14	*Tintinnidium pusillum* Entz.	+	+	+	-
15	*Cyclidium citrullus* Cohn.	-	-	-	-
	Ciliata	**9**	**5**	**7**	**7**
16	*Trichocerca similes* Wierz.	+	-	+	+
17	*Synchaeta pectinata* Ehrb.	-	-	-	-
18	*Polyarthra minor* Voigt.	-	-	+	-
19	*P.vulgaris* Carl.	+	+	-	+
20	*Asplanchna priodonta* Gosse	-	+	+	-
21	*Euchlanis lyra* Huds.	+	+	-	+
22	*Brachionus calyciflorus* Pallas	-	-	+	-
23	*B.urceolaris* Müll.	+	+	-	+
24	*Keratella quadrata* Müll.	-	+	+	-
25	*K.covhlearis* (Gosse)	-	-	-	+
26	*Notholca caudata* Carlin	+	-	+	-
27	*Filinia longiseta* Ehrb.	+	+	+	-
28	*Hexarthra mira* Hudson	+	-	+	-
	Rotatoria:	**7**	**6**	**8**	**5**
29	*Daphnia pulex* (De Geer)	-	+	-	+
30	*D.longispina* Müll.	-	-	+	-
31	*Chydorus sphaericus* (Müll.)	-	+	-	-
32	*Bosmina longirostris* (Müll.)	+	-	+	-
33	*Leptodora kindtii* (Foke.)	+	-	-	+
	Cladocera:	2	2	2	2
34	*Cyclops strenuus* (Fisch.)	+	-	+	-
35	*Acanthocyclops sp.*	-	-	-	+
36	*Mesocyclops leuckarti* Claus	+	+	+	-
37	*Thermocyclops dyboüskii Lande.*	+	-	+	-
	Copepoda:	3	1	3	1
	Total	21	14	20	15

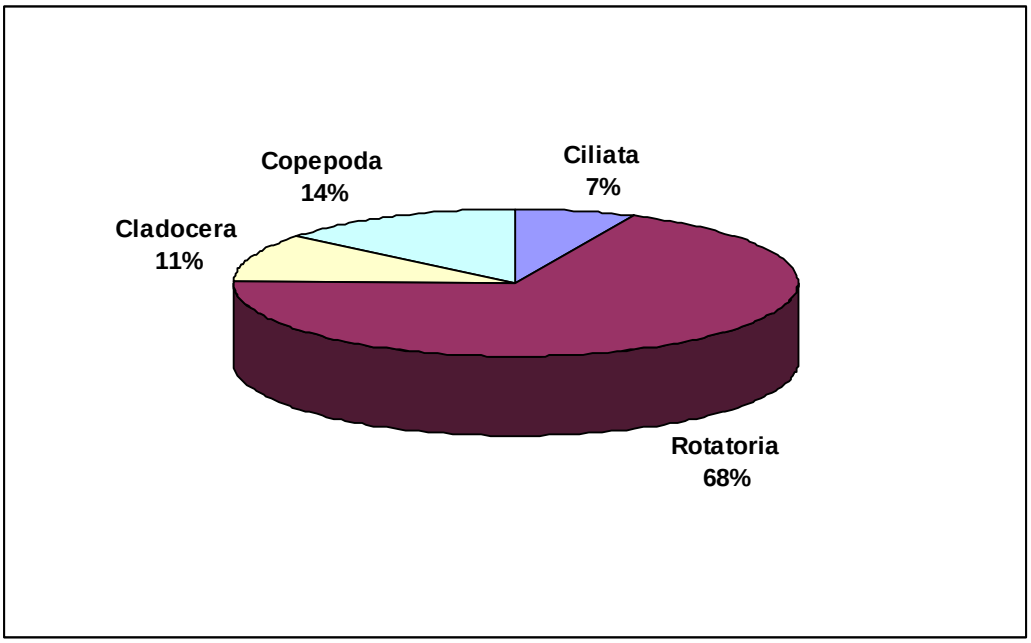
بررسی نتایج نشان می دهد که حداکثر تعداد گونه های مشاهده شده در منطقه در یاچه سد بوده و در رودخانه نسبت به دریاچه، پراکنش گونه ای ضعیفی مشاهده می شود. ضمنا در منطقه خروجی نیز پراکنش گونه ای پایینی نسبت به سایر مناطق مورد مطالعه مشاهده شد.

- بررسی کمی وضعیت زئوپلانکتونی در مناطق مورد مطالعه

بررسی کمی وضعیت زئوپلانکتونی در دریاچه سد ارس :

جدول ۱۸ : فراوانی گروه های زئوپلانکتونی در فصول مختلف سال و در دریاچه سد ارس (عدد در لیتر)

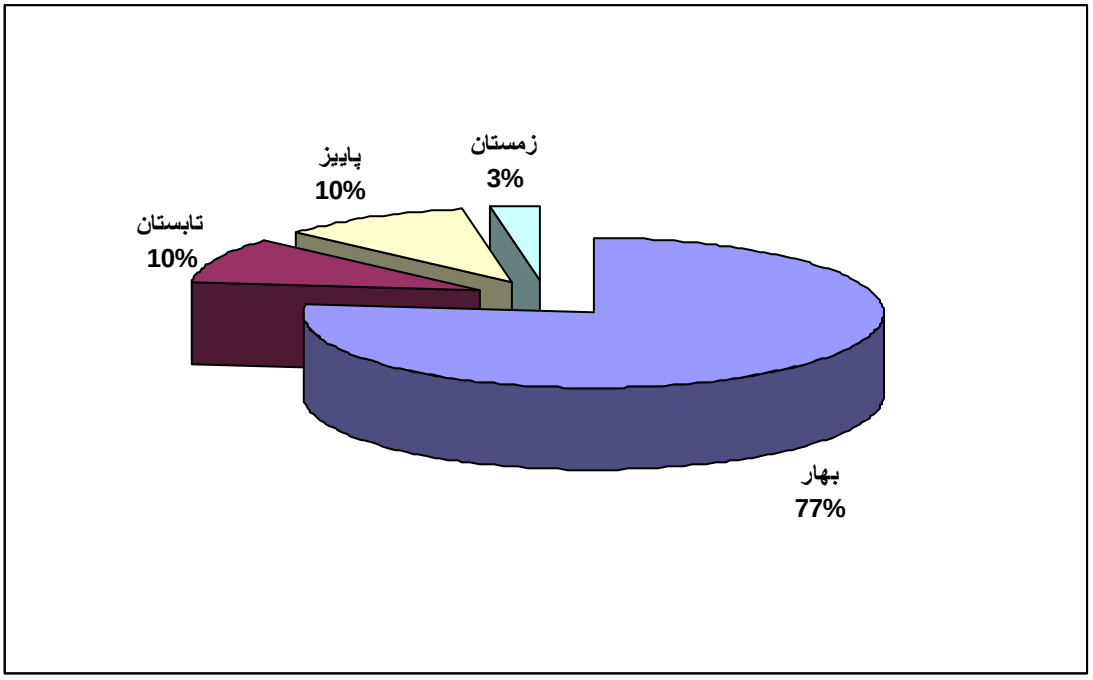
فصل / گروه زئوپلانکتونی	بهار	تابستان	پاییز	زمستان	میانگین
Ciliata	99	12	132	49	73
Rotatoria	2684	47	76	22	707
Cladocera	173	194	67	13	112
Copepoda	227	164	158	35	146
Total:	3183	417	433	119	1038



شکل ۸ : درصد فراوانی سالانه گروه های زئوپلانکتونی در دریاچه سد ارس

همان طوریکه در جدول ۱۸ و شکل ۸ مشاهده می شود میانگین فراوانی سالانه گروه های زئوپلانکتونی در دریاچه سد ارس به شرح ذیل می باشد:

گروه *Rotatoria* با تعداد ۷۰۷ عدد در لیتر (۶۸ درصد)، گروه *Copepoda* با تعداد ۱۴۶ عدد در لیتر (۱۴ درصد)، گروه *Cladocera* با تعداد ۱۱۲ عدد در لیتر (۱۱ درصد) و گروه *Ciliata* با تعداد ۷۳ عدد در لیتر (۷ درصد) بترتیب رده های اول تا چهارم را شامل می شوند.



شکل ۹ : درصد فراوانی گروه های زئوپلانکتونی در فصول مختلف سال و در دریاچه سد ارس

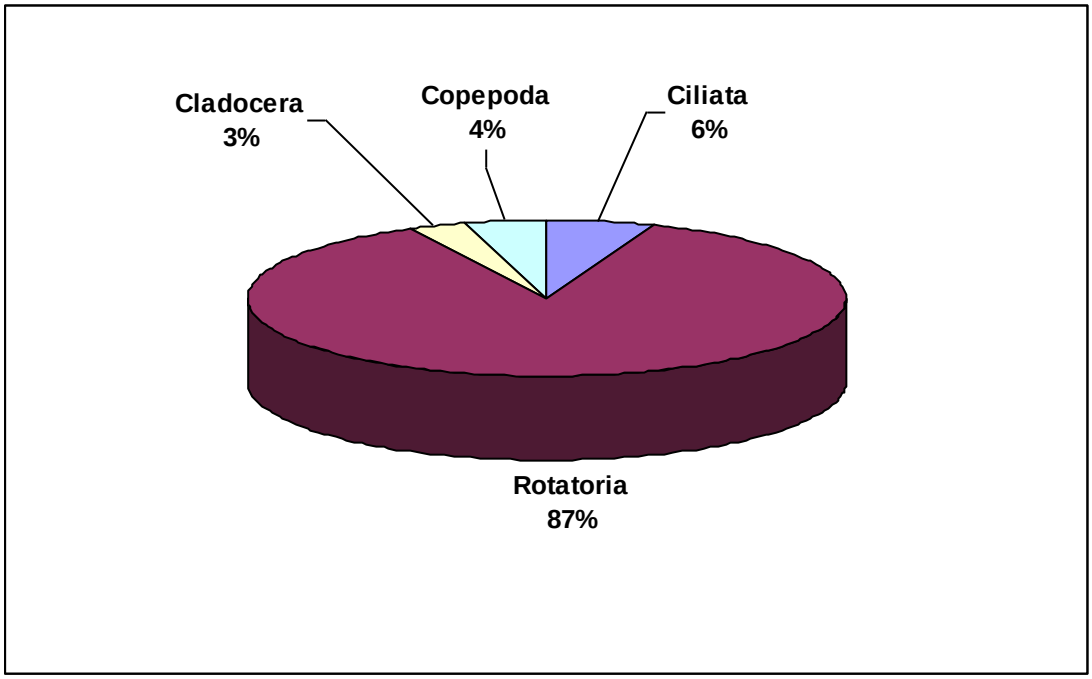
همان طوریکه در جدول ۱۸ و شکل ۹ مشاهده می شود میانگین فراوانی فصلی گروه های زئوپلانکتونی در دریاچه سد ارس به شرح ذیل می باشد:

فصل بهار با تعداد ۳۱۸۳ عدد در لیتر (۷۷ درصد)، فصل پاییز با تعداد ۴۳۳ عدد در لیتر (۱۰ درصد)، فصل تابستان با تعداد ۴۱۷ عدد در لیتر (۱۰ درصد) و فصل زمستان با تعداد ۱۱۹ عدد در لیتر (۳ درصد) بترتیب رده های اول تا چهارم را شامل می شوند. در ضمن همانطوریکه در جدول ۱۵ مشاهده می شود میانگین کل فراوانی سالانه زئوپلانکتونی در دریاچه سد ارس تعداد ۱۰۳۸ عدد در لیتر بدست آمد.

بررسی کمی وضعیت زئوپلانکتون ها در رودخانه ارس :

جدول ۱۹ : فراوانی گروه های زئوپلانکتونی در فصول مختلف سال و در رودخانه ارس (عدد در لیتر)

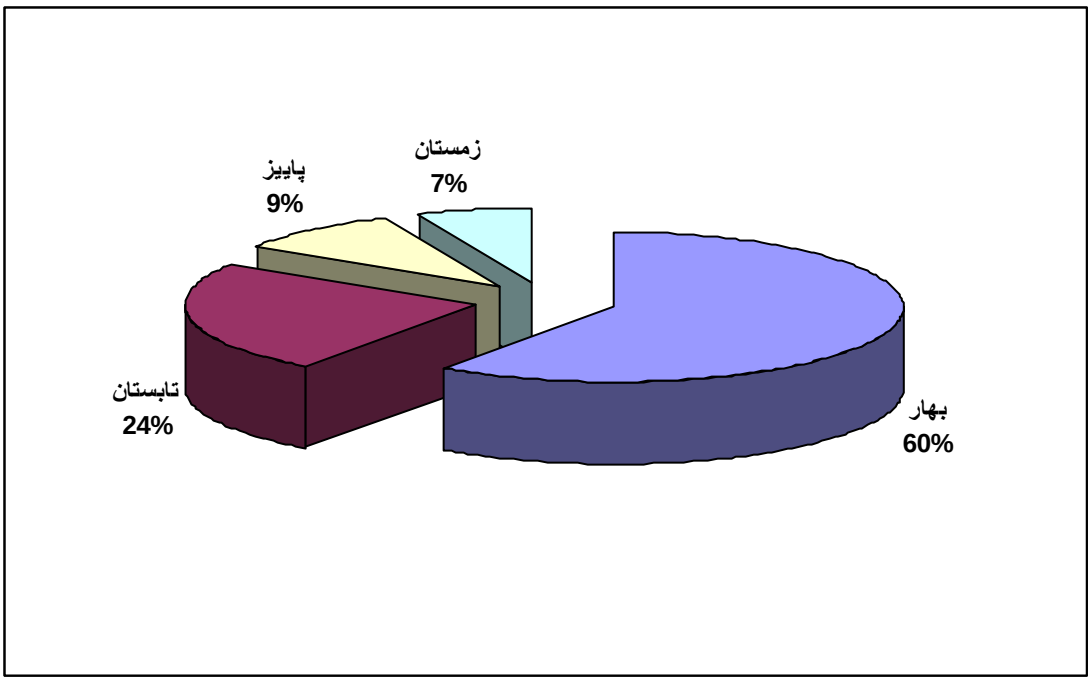
فصل / گروه زئوپلانکتونی	بهار	تابستان	پاییز	زمستان	میانگین
Ciliata	35	9	36	25	26
Rotatoria	976	368	114	56	379
Cladocera	16	21	8	12	14
Copepoda	24	27	3	21	19
Total:	1051	425	161	114	438



شکل ۱۰ : درصد فراوانی سالانه گروه های زئوپلانکتونی در رودخانه ارس

همانطوریکه در جدول ۱۹ و شکل ۱۰ مشاهده می شود میانگین فراوانی سالانه گروه های زئوپلانکتونی در رودخانه ارس به شرح ذیل می باشد:

گروه *Rotatoria* با تعداد ۳۷۹ عدد در لیتر (۸۷ درصد)، گروه *Ciliata* با تعداد ۲۶ عدد در لیتر (۶ درصد)، گروه *Copepoda* با تعداد ۱۹ عدد در لیتر (۴ درصد) و گروه *Cladocera* با تعداد ۱۴ عدد در لیتر (۳ درصد) بترتیب رده های اول تا چهارم را شامل می شوند.



شکل ۱۱ : درصد فراوانی گروه های زئوپلانکتونی در فصول مختلف سال و در رودخانه ارس

همانطوریکه در جدول ۲۰ و شکل ۱۱ مشاهده می شود میانگین فراوانی فصلی گروه های زئوپلانکتونی در رودخانه ارس به شرح ذیل می باشد:

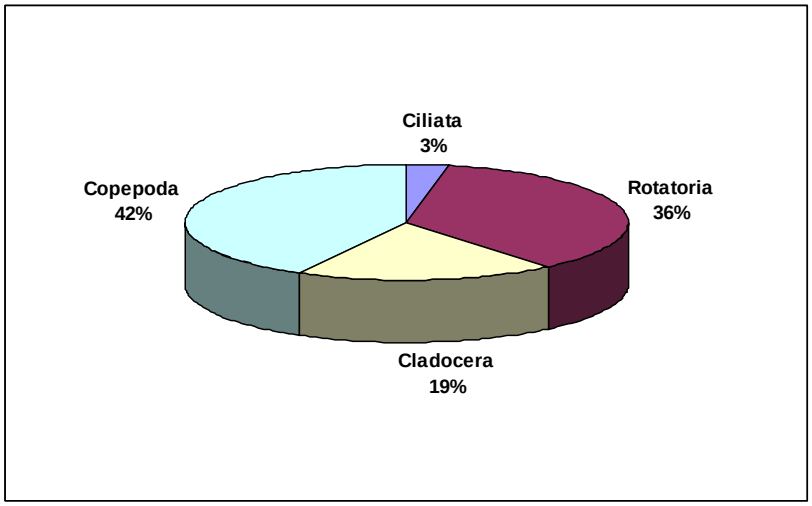
فصل بهار با تعداد ۱۰۵۱ عدد در لیتر (۶۰ درصد)، فصل تابستان با تعداد ۴۲۵ عدد در لیتر (۲۴ درصد)، فصل پاییز با تعداد ۱۶۱ عدد در لیتر (۹ درصد) و فصل زمستان با تعداد ۱۱۴ عدد در لیتر (۷ درصد) بترتیب رده های اول تا چهارم را شامل می شوند.

در ضمن همانطوریکه در جدول ۱۹ مشاهده می شود میانگین کل فراوانی سالانه زئوپلانکتونی در رودخانه ارس تعداد ۴۳۸ عدد در لیتر بدست آمد.

بررسی کمی وضعیت زئوپلانکتونی در خروجی سد ارس :

جدول ۲۰ : فراوانی گروه های زئوپلانکتونی در فصول مختلف سال و در خروجی سد ارس (عدد در لیتر)

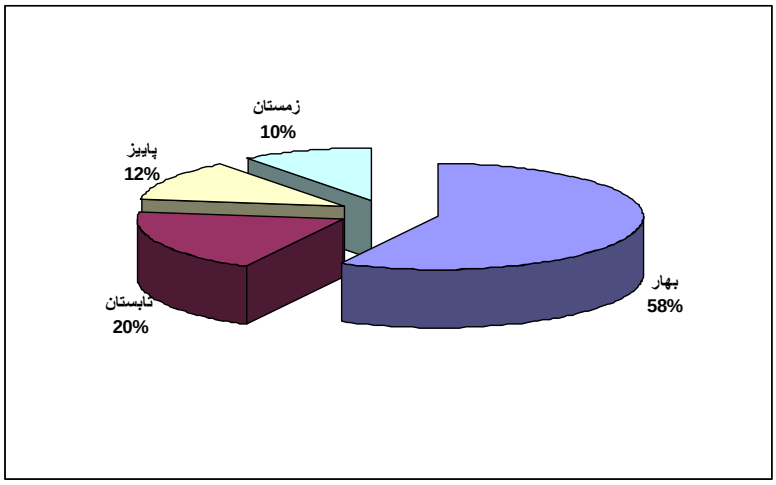
فصل / گروه زئوپلانکتونی	بهار	تابستان	پاییز	زمستان	میانگین
Ciliata	28	17	6	31	20
Rotatoria	665	132	75	45	229
Cladocera	298	112	56	27	123
Copepoda	489	243	179	162	268
Total:	1480	504	316	265	640



شکل ۱۲ : درصد فراوانی سالانه گروه های زئوپلانکتونی در خروجی سد ارس

همانطوریکه در جدول ۲۰ و شکل ۱۲ مشاهده می شود میانگین فراوانی سالانه گروه های زئوپلانکتونی در خروجی سد ارس به شرح ذیل می باشد:

گروه *Copepoda* با تعداد ۲۶۸ عدد در لیتر (۴۲ درصد)، گروه *Rotatoria* با تعداد ۲۲۹ عدد در لیتر (۳۶ درصد)، گروه *Cladocera* با تعداد ۱۲۳ عدد در لیتر (۱۹ درصد) و گروه *Ciliata* با تعداد ۲۰ عدد در لیتر (۳ درصد) بترتیب رده های اول تا چهارم را شامل می شوند.



شکل ۱۳ : درصد فراوانی گروه های زئوپلانکتونی در فصول مختلف سال و در خروجی سد ارس

همانطوریکه در جدول ۲۰ و شکل۱۳ مشاهده می شود میانگین فراوانی فصلی گروه های زئوپلانکتونی در خروجی سد ارس به شرح ذیل می باشد:

فصل بهار با تعداد ۱۴۸۰ عدد در لیتر (۵۸ درصد)، فصل تابستان با تعداد ۵۰۴ عدد در لیتر (۲۰ درصد)، فصل پاییز با تعداد ۳۱۶ عدد در لیتر (۱۲ درصد) و فصل زمستان با تعداد ۲۶۵ عدد در لیتر (۱۰ درصد) بترتیب رده های اول تا چهارم را شامل می شوند. در ضمن همانطوریکه در جدول ۲۱ مشاهده می شود میانگین کل فراوانی سالانه زئوپلانکتونی در خروجی سد ارس تعداد ۶۴۰ عدد در لیتر بدست آمد.

۳-۳- نتایج حاصل از مطالعات شاه میگوی آب شیرین دریاچه سد ارس(*Astacus leptodactylus*)

نمونه برداری از شاه میگوی آب شیرین در دریاچه سد ارس به صورت فصلی و از ۵ ایستگاه تعیین شده در دریاچه سد ارس انجام گردید. به منظور تعیین میزان زی توده جمعیت شاه میگوی سد ارس در طی سال ۱۳۹۱، تعداد ۱۰۰ عدد تله فونلی بعد از طعمه گذاری در ایستگاه ها ی مختلف دریاچه سد ارس و بصورت فصلی مستقر گردیدند. در هر ایستگاه ۱ رج تله ۲۰ عددی با استفاده از سنگ، طناب اتصال، طناب رابط و شناور مستقر شدند. صبح روز بعد (۲۴ ساعت بعد از استقرار تله ها) کل شاه میگوهای موجود در تله ها پاکسازی و بعد از نمونه برداری (حداقل ۳۰۰ عدد از هر ایستگاه و بصورت تصادفی نمونه برداری شد) به آزمایشگاه منتقل و ضمن تعیین جنسیت نمونه ها و برآورد درصد جنسی، ویژگی های زیست سنجی آنها شامل طول کل و وزن، برای هر شاه میگو ثبت گردید. برآورد گروه های طولی و وزنی به صورت کل و جداگانه برای نمونه های نر و ماده در هر فصل بعمل آمد. در کل ۱۲۰۰ عدد شاه میگو در طول سال نمونه برداری و عملیات لازم بر روی آنها صورت پذیرفت. جدول شماره ۲۲ میانگین طول کل شاه میگوی نر و ماده در فصول مختلف نمونه برداری را نشان می دهد. بیشترین میانگین طولی در شاه میگوی نر و ماده در فصل تابستان به ترتیب ۲۳/۵۹ ± ۱۲۰/۳۰میلی متر و ۱۴/۶۸ ± ۱۱۲/۸۰ میلی متر و کمترین طول شاه میگوی نر در فصل پاییز با میانگین ۱۶/۸۴ ± ۹۵/۶۴ میلی متر و شاه میگوی ماده در فصل زمستان با میانگین ۱۲/۲۱ ± ۱۰۰/۵۲ میلی متر مشاهده شده است. همچنین در جدول فوق میانگین طول کل جمعیت با حدود اطمینان ۹۵٪ برآورد شده است.

آنالیز واریانس میانگین طول شاه میگو سد ارس نشان می دهد که تنها بین میانگین طولی نمونه های نر، در فصل زمستان و پاییز اختلاف معنی دار وجود ندارد (ANOVA, $p>0.05$). این درحالیست که تغییرات میانگین طولی در بین فصول مختلف در نمونه های ماده نسبت به نمونه های نر کمتر است و تنها میانگین طولی در فصل تابستان با سایر فصول اختلاف معنی دار دارد (ANOVA, $p<0.05$) (جدول ۲۲).

مقایسه آماری حاکی از آن است که در فصول بهار، تابستان و پاییز اختلاف معنی داری بین میانگین طول نر و ماده وجود دارد (t-Test, $p<0.05$) با این تفاوت که در فصل بهار و تابستان نمونه های نر بزرگتر از ماده بوده ولی برعکس در فصل پاییز نمونه های ماده طولی بیشتر از نمونه های نر دارند.

آزمون t-Test نشان می دهد که بین ایستگاههای مختلف دریاچه سد ارس (تعداد ۵ ایستگاه نمونه برداری) از نظر طولی اختلاف معنی دار وجود ندارد ($p>0.05$).

جدول ۲۱ : میانگین طول کل شاه میگوی سد ارس در فصول مختلف سال(حروف یکسان در هر ستون نشان دهنده اختلاف معنی دار می باشد: ANOVA, p<0.05)

فصل	نر		ماده	
	میانگین (± انحراف معیار)	میانگین جمعیت با حدود اطمینان ۹۵٪	میانگین (± انحراف معیار)	میانگین جمعیت با حدود اطمینان ۹۵٪
بهار	ab۱۱۱/۵۰ ± ۱۹/۱۹	(۱۰۷/۶۸، ۱۱۵/۱۵)	a۱۰۳/۵۱ ± ۱۱/۳۸	(۱۰۱/۰۲، ۱۰۵/۹۹)
تابستان	ac۱۲۰/۳۰ ± ۲۳/۵۹	(۱۱۴/۷۳، ۱۲۵/۹۸)	abc۱۱۲/۸۰ ±۱۴/۶۸	(۱۰۸/۶۳، ۱۱۶/۹۷)
پاییز	bc۹۵/۶۴ ± ۱۶/۸۴	(۹۳/۰۶، ۹۸/۲۳)	b۱۰۰/۵۲ ± ۱۶/۳۵	(۱۰۲/۳۴، ۱۰۸/۵۲)
زمستان	۱۰۱/۷۴ ± ۱۵/۶۰ a	(۹۷/۱۱، ۱۰۶/۳۷)	c۱۰۰/۵۲ ± ۱۲/۲۱	(۹۶/۷۲، ۱۰۴/۳۳)
	میانگین کل		میانگین جمعیت با حدود اطمینان ۹۵٪	
	۱۰۶/۴۳ ± ۷/۹۴		(۹۹/۹۷، ۱۱۳/۰۷)	

در جدول شماره ۲۱ میانگین وزن شاه میگوی نر و ماده در چهار فصل مختلف سال آورده شده است. بیشترین میانگین وزن نر /۴۱ ± ۵۹/۴۱ گرم و کمترین میانگین وزن آن ۱۷/۶۳ ± ۲۶/۱۹ گرم به ترتیب در فصل تابستان و پاییز مشاهده شد. بیشترین میانگین وزن ماده در فصل تابستان ۱۳/۲۲ ± ۳۵/۷۰ گرم و کمترین مقدار نیز در فصل زمستان به میزان ۱۰/۲۷ ± ۲۸/۱۲ گرم مشاهده شد.

نتایج آنالیز واریانس یک طرفه نشان از تنوع در اختلاف میانگین وزن نمونه های نر نسبت به نمونه های ماده دارد. بطوریکه در نمونه های نر، فصل تابستان با کلیه فصول دیگر و نیز در فصول بهار و پاییز نسبت به هم دارای اختلاف معنی دار می باشند. در نمونه های ماده این اختلاف تنها بین نمونه های فصل تابستان با دو فصل پاییز و زمستان مشاهده می شود (ANOVA, p<0.05).

آزمون t-Test نشان می دهد که تنها در فصل پاییز بین نمونه های نر و ماده از نظر وزنی اختلاف معنی دار وجود ندارد (p>0.05)، همچنین در فصول بهار و تابستان نمونه های نر از نظر آماری سنگین تر از نمونه های ماده بوده و برعکس در فصل زمستان نمونه های ماده وزین تر از نمونه های نر می باشند.

آزمون t-Test نشان می دهد که بین ایستگاههای مختلف دریاچه سد ارس (تعداد ۵ ایستگاه نمونه برداری) از نظر وزنی اختلاف معنی دار وجود ندارد (p>0.05).

جدول ۲۲ : میانگین وزن شاه میگوی سد ارس در فصول مختلف سال (حروف یکسان در هر ستون نشان دهنده اختلاف معنی دار می باشد: ANOVA, p<0.05)

فصل	نر		ماده	
	میانگین (± انحراف معیار)	میانگین جمعیت با حدود اطمینان ۹۵٪	میانگین (± انحراف معیار)	میانگین جمعیت با حدود اطمینان ۹۵٪
بهار	a۴۶/۲۲ ± ۲۹/۵۹	(۴۰/۶۰ ،۵۱/۸۴)	۲۹/۹۷ ± ۱۰/۶۱	(۲۷/۶۵ ،۳۲/۲۹)
تابستان	ab۵۹/۴۱ ± ۴۱/۵۷	(۴۹/۵۰ ،۶۹/۳۳)	ab۳۵/۷۰ ± ۱۳/۲۲	(۲۷/۰۸ ،۳۹/۴۶)
پاییز	a۲۶/۱۹ ± ۱۷/۶۳	(۲۳/۴۸ ،۲۸/۸۹)	a۲۹/۸۵ ± ۱۴/۶۸	(۲۷/۰۸ ،۳۲/۶۳)
زمستان	b۳۴/۶۱ ± ۱۸/۶۴	(۲۹/۰۷ ،۴۰/۱۴)	b۲۸/۱۲ ± ۱۰/۲۷	(۲۴/۹۲ ،۳۱/۳۲)
	میانگین کل		میانگین جمعیت با حدود اطمینان ۹۵٪	
	۳۵/۸۱ ± ۱۰/۸۶		(۲۶/۷۲ ،۴۴/۸۹)	

گروه های وزنی بالاتر از تراز استاندارد صادراتی شیلات آذربایجان غربی (۵۰ گرم) برای نمونه های نر در فصول بهار تا زمستان به ترتیب ۳۲/۱۲ درصد، ۴۸/۵۷ درصد،۷/۸۲ درصد، و۱۰/۸۷ درصد برآورد شد. این مقدار برای تراز ۳۰ گرم به ترتیب۶۲/۴ درصد، ۷۵/۷۱ درصد،۲۸/۳ درصد و۴۳/۴۸ درصد می باشد. گروه نمادار در فصل بهار، گروه های وزنی ۱۰ تا ۳۰ گرم (۳۷/۶۱ درصد)، در تابستان گروه ۳۰ تا ۵۰ گرم (۲۷/۴ درصد)، در فصل پاییز گروه وزنی۱۰ تا ۳۰ گرم (۷۱/۶۹ درصد)، و در فصل زمستان گروه وزنی ۱۰ تا ۳۰ گرم (۵۶/۵۲) می باشد (جدول ۲۲).

گروه های وزنی بالاتر از تراز ۵۰ گرم برای شاه میگو های ماده از بهار تا زمستان به ترتیب ۴/۸۲ درصد، ۱۶ درصد، ۹ درصد و ۲/۳۸ درصد می باشد. با درنظر گرفتن تراز ۳۰ گرم، این مقادیر ۳۷/۳۵ درصد، ۶۰ درصد، ۴۱/۸۲ درصد و۳۵/۷۱ درصد می باشد. گروه وزنی نمادار برای ماده ها در یک دوره یکساله ۶۲/۶۵ درصد در گروه وزنی ۱۰ تا ۳۰ گرم (بهار)، ۴۴ درصد در گروه وزنی۳۰ تا ۵۰ گرم (تابستان)، ۵۸/۱۸ درصد در گروه وزنی ۱۰ تا ۳۰ گرم (پاییز) و ۶۴/۲۹ درصد در گروه وزنی ۱۰ تا ۳۰ گرم (زمستان) بدست آمد. نتایج نشان می دهد که تنها ۱۶/۴۶ درصد از کل صید، وزن بالای ۵۰ گرم دارند (جدول۲۳). گروه نمادار در کل صید یکساله، گروه وزنی ۱۰ تا ۳۰ گرم (۵۱/۹۰ درصد) می باشد. میانگین وزنی برای کل جمعیت شاه میگو، ۱۰/۸۶ ± ۳۵/۸۱ گرم بدست آمد.

جدول ۲۳ : درصد فراوانی گروه های وزنی در نمونه های نر و ماده شاه میگو در فصول مختلف سال

گروه های وزنی	نر				ماده				کل
	بهار	تابستان	پاییز	زمستان	بهار	تابستان	پاییز	زمستان	
۱۰-۳۰	۳۷/۶۱	۲۴/۲۹	۷۱/۶۹	۵۶/۵۲	۶۲/۶۵	۴۰	۵۸/۱۸	۶۴/۲۹	۵۱/۹۰
۳۰-۵۰	۳۰/۲۸	۲۷/۱۴	۲۰/۴۸	۳۲/۶۱	۳۲/۵۳	۴۴	۳۲/۷۳	۳۳/۳۳	۳۱/۶۴
۵۰-۷۰	۱۸/۳۵	۲۲/۸۶	۵/۴۲	۶/۵۲	۴/۸۲	۱۴	۸/۱۸	۲/۳۸	۱۰/۳۲
۷۰-۹۰	۶/۴۲	۱۰	۱/۲	۲/۱۷	–	۲	۰/۹۱	–	۲/۸۴
۹۰-۱۱۰	۰/۹۲	۲/۸۶	۰/۶	–	–	–	–	–	۰/۵۵
۱۱۰-۱۳۰	۴/۵۹	۲/۸۶	۰/۶	۲/۱۸	–	–	–	–	۱/۲۸
۱۳۰-۱۵۰	۰/۹۲	۵/۷۱	–	–	–	–	–	–	۰/۸۳
۱۵۰-۱۷۰	–	۱/۴۳	–	–	–	–	–	–	۰/۱۸
۱۷۰-۱۹۰	۰/۹۲	۱/۴۳	–	–	–	–	–	–	۰/۲۹
۱۹۰-۲۱۰	–	۱/۴۳	–	–	–	–	–	–	۰/۱۸

گروه های طولی بالاتر از تراز صادرات شیلات آذربایجان غربی (۱۲۰ میلی متر) برای نمونه های شاه میگوی نر در فصول بهار تا زمستان به ترتیب ۳۰/۰۳ درصد، ۴۴/۲۹ درصد، ۶/۰۲ درصد و ۸/۷۰ درصد برآورد شد. این مقدار برای تراز ۱۰۰ میلی متر به ترتیب در فصول بهار تا زمستان ۵۹/۶۳ درصد، ۷۲/۸۶ درصد، ۲۹/۵۲ درصد و ۴۳/۴۸ درصد بدست آمد. گروه نمادار در فصل بهار، تراز ۸۰ تا ۱۰۰ میلی متر (۴۰/۳۷ درصد)، تابستان، گروه ۱۲۰ تا ۱۴۰ میلی متر (۳۰ درصد)، پاییز، گروه ۸۰ تا ۱۰۰ میلی متر (۴۶/۳۹ درصد) و در زمستان گروه ۸۰ نا ۱۰۰ میلی متر (۵۰ درصد) می باشد. در کل ۱۸/۹۹ درصد از کل صید بالاتر از تراز صادراتی ۱۲۰ میلی متر می باشد (جدول ۲۴).

گروه های طولی بالاتر از تراز ۱۲۰ میلی متر برای شاه میگو های ماده از بهار تا زمستان به ترتیب ۹/۶۴ درصد، ۳۰ درصد، ۱۵/۴۵ درصد و ۴/۷۵ درصد می باشد. با درنظر گرفتن تراز ۱۰۰ میلی متر، این مقادیر به ترتیب از بهار تا زمستان، ۴۹/۴۰ درصد، ۷۰ درصد، ۵۰/۹۱ و ۴۷/۶۲ درصد بدست آمد. گروه های طولی نمادار برای ماده ها در یک دوره یکساله، ۵۰/۶۰ درصد و در گروه طولی ۸۰ تا ۱۰۰ میلی متر (بهار)، ۴۰ درصد در گروه طولی ۱۰۰ تا ۱۲۰ میلی متر (تابستان)، ۴۱/۸۲ درصد در گروه طولی ۸۰ تا ۱۰۰ میلی متر (پاییز) و ۴۷/۶۲ درصد در گروه طولی ۸۰ تا ۱۰۰ میلی متر (زمستان) ثبت شده است (جدول ۲۵). گروه نمادار در کل جمعیت شاه میگوی سد ارس، گروه طولی ۸۰ نا ۱۰۰ میلی متر با فراوانی ۴۱/۵۶ درصد بدست آمد. میانگین طولی نیز برای کل صید ۷/۹۴ ± ۱۰۶/۴۳ میلی متر می باشد.

جدول ۲۴ : درصد فراوانی گروه های طولی در نمونه های نر و ماده شاه میگو در فصول مختلف سال

گروه های طولی	نر				ماده				کل
	بهار	تابستان	پاییز	زمستان	بهار	تابستان	پاییز	زمستان	
۶۰–۸۰	-	۱/۴۳	۲۴/۱	۶/۵۲	-	-	۷/۲۷	۴/۷۶	۵/۵۱
۸۰–۱۰۰	۴۰/۳۷	۲۵/۷۱	۴۶/۳۹	۵۰	۵۰/۶	۳۰	۴۱/۸۲	۴۷/۶۲	۴۱/۵۶
۱۰۰–۱۲۰	۲۶/۶۱	۲۸/۵۷	۲۳/۴۹	۳۴/۷۸	۳۹/۷۹	۴۰	۳۵/۴۵	۴۲/۸۶	۳۳/۹۴
۱۲۰–۱۴۰	۲۹/۶۱	۳۰	۴/۸۳	۶/۵۲	۹/۶۴	۳۰	۱۴/۵۵	۲/۳۸	۱۵/۵۷
۱۴۰–۱۶۰	۵/۵	۱۰	۱/۲	۲/۱۷	-	-	۰/۹۱	۲/۳۸	۲/۷۷
۱۶۰–۱۸۰	۰/۹۲	۲/۸۶	-	-	-	-	-	-	۰/۴۷
۱۸۰–۲۰۰	-	۱/۴۳	-	-	-	-	-	-	۰/۱۸

بر اساس جدول ۲۵ در تمام فصول نمونه برداری، نرها بیشترین درصد صید را شامل می شوند. بیشترین درصد نر صید شده متعلق به فصل پاییز با ۶۰/۱۴ درصد و کمترین مقدار آن متعلق به فصل بهار با ۵۳/۱۶ درصد می باشد.

جدول ۲۵ : درصد فراوانی نمونه های نر و ماده شاه میگو در فصول مختلف سال

	بهار	تابستان	پاییز	زمستان
نر	۵۳/۱۶	۵۸/۳۳	۶۰/۱۴	۵۸/۲۹
ماده	۴۶/۸۴	۴۱/۶۷	۳۹/۸۶	۴۱/۷۴

مدل Power، الگوی افزایش وزن را نسبت به طول کل به بهترین شکل نشان می دهد. فرمول در این مدل به صورت $Y=aX^b$ می باشد. با توجه به کوچک بودن مقدار a در معادله فوق، تغییرات شیب (b) تاثیر در میزان افزایش وزن کل شاه میگو را نشان می دهد (مهربان، ۱۳۷۸). جدول ۲۴ معادله منحنی نقاط تغییرات وزن و طول را در شاه میگوی نر و ماده به تفکیک فصل نشان می دهد. مقایسه ضریب رشد در نمونه های نر و ماده در هر فصل مشخص می کند که این ضریب در نمونه های نر بیشتر از نمونه های ماده است، به استثنای فصل پاییز که این مقدار در هر دو نمونه نر و ماده مقداری ثابت (۳/۲۹) دارد. مقایسه ضریب رشد بین نمونه های نر در فصول مختلف اختلاف قابل توجهی را نشان نمی دهد و در تمام فصول مقدار آن بیشتر از ۳ می باشد، ولی در نمونه های ماده، تفاوت بین ضرایب چشم گیر است بطوریکه بیشترین مقدار آن در فصل پاییز مشاهده می شود.

جدول ۲۶ : رابطه طول (L) و وزن (W) در شاه میگو به تفکیک جنس در فصول مختلف سال

فصل	نر		ماده	
بهار	$W= .0189L^{3.18}$	R=۰/۹۸	$W = 0.0364L^{2.85}$	R =۰/۹۲
تابستان	$W = 8E\text{-}06L^{3.26}$	R =۰/۹۸	$W = 0.0001L^{2.64}$	R =۰/۹۵
پاییز	$W = 7E\text{-}06L^{3.29}$	R =۰/۹۴	$W = 6E\text{-}06L^{3.29}$	R =۰/۹۴
زمستان	$W = 2E\text{-}05L^{3.07}$	R =۰/۹۸	$W = 8E\text{-}05L^{2.77}$	R =۰/۹۶

۴- بحث

۴-۱- بررسی مشخصات فیزیکی و شیمیایی آب ایستگاههای مورد مطالعه در مناطق مختلف ارس

وضعیت حرارتی آب و هوا در انتشار موجودات آبزی از جهت اسکان و بهره مندی از شرایط انتخاب محیط حائزاهمیت می باشد. وضعیت حرارتی آب و هوای منطقه ارس با توجه به اندازه گیری های بعمل آمده در ایستگاه های مطالعاتی، با شرایط جوی منطقه منطبق بوده و حداکثر دمای محیط در ماههای تیر، مرداد و شهریور بدست آمد. آفتابی بود هوا در طول روز و تأثیر آن بر محیط آبی حداکثر درجه حرارت آب را در منطقه به ۳۳ درجه سانتی گراد رسانیده است . کاهش نسبی میانگین درجه حرارت هوا در ماه های دی، بهمن و اسفند صورت گرفته که حداقل درجه حرارت را به ۵ درجه سانتی گراد رسانیده است. مقدار دما در خروجی سد از شروع مهر تا اوایل اسفند ماه همواره بیشتر از دمای ورودی بوده که علت آن به رژیم حرارتی مخازن و جذب و نگهداشت آن در این دوره که دمای هوا بسیار سردتر از دمای لایه های زیرین می باشد بر می گردد. عنایت شود که دمای آب ورودی در تعادل با دمای هوا بسیار سردتر از دمای آب لایه های زیرین می باشد و با توجه به محل استقرار خروجی مخزن سد ها، طبیعی است که در پاییز و زمستان، دما خروجی گرمتر از ورودی باشد. از اوایل اسفند تا اواسط مرداد این روند عکس شده و به علت شکل گیری تدریجی لایه بندی حرارتی و ازدیاد دمای هوا و سردتر شدن زیر لایه، دمای خروجی سردتر از ورودی است. در ضمن در فصل تابستان حداکثر اختلاف دمای ورودی و خروجی در حد $^{\circ}C$ ۱۰ رخ می دهد. بررسی تغییرات درجه pH در حوزه آبی ارس نشان می دهد که این منطقه از مناسب ترین شرایط pH برخوردار می باشد، بطوریکه بر اساس نتایج حاصله درجه pH در مناطق بررسی شده با دامنه تغییرات بین (۷ الی ۸/۸ = pH) با میانگین سالانه ۸ را نشان می دهد. در طی بررسی های ماهانه میزان قلیائیت آب دارای تغییراتی است و این تغییرات در آب دریاچه در آن حد نیست که باعث نوسان شدید pH گردد. از آنجا که تغییرات شدید درجه pH دگرگونی های شدیدی را در زندگی آبزیان بوجود می آورد، چنین وضعیتی در مناطق مورد بررسی وجود نداشته در نتیجه حالت قلیائی آب با pH برابر با ۸ ساختار بیولوژیکی دریاچه را سازمان می دهد. درجه pH اسیدی منطقه مورد مطالعه (بین۷ الی ۸/۸) مانع از باقیماندن آمونیاک در آب دریاچه گشته و آمونیاک موجود در شرایط این pH تبدیل به آمونیوم می گردد و این عمل مانع از اثرات سمی شدن شدید آمونیاک در آب این منطقه را فراهم می آورد، لازم بذکر است که بر اساس نتایج مطالعات قبلی میزان pH در آب دریاچه سد ارس، ۸/۵ – ۸/۴ (سازمان تحقیقات شیلات ایران، ۱۳۵۴) و ۹/۲ – ۷/۶ (نظامی و همکاران، ۱۳۷۵) بوده است. شفافیت آب یک راه سریع و آسان برای بدست آوردن اطلاعات پر معنی در مسایل لیمنولوژیک و اقیانوس شناسی است (Edmondson, 1950)، از آنجائیکه کدورت عامل مؤثر بر شفافیت می باشد و اینکه در شرایطی که علت اصلی کدورت، موجودات پلانکتونی باشند، افزایش یا کاهش میزان شفافیت تغییر در فراوانی پلانکتونی را به همراه دارد، لذا در چنین شرایطی شفافیت دریاچه ها

شاخص خوبی برای جمعیت پلانکتونی محسوب می گردد(Nasrollahzade Saravi & Hoseini 2004)، شفافیت بستگی به بار مواد معلق و تولیدات دارد، آب های غنی به رنگ سبز مایل به زرد یا مایل به آبی به سبب شکوفایی پلانکتونیک است، در داخل دریاچه ها بیشترین بار مواد معلق درقسمت انتهائی دریاچه و نزدیک به مصب و حداقل بار مواد معلق در لایه سطحی و مجاور تاج سد ها مشاهده شده است(ملکی شمالی، ۱۳۷۷). آب های بسیار زلال و شفاف چندان غنی و حاصلخیز نیستند و آب های کدر نسبت به آب های شفاف از باروری بیشتری برخوردار می باشند، در ضمن بیشترین مواد معلق هنگام گل آلود بودن می باشد، بیشترین بار مواد معلق در فروردین ماه و در ورودی آب رودخانه به دریاچه سد تعیین گردید. در زمان پر آبی، بار رسوبی حمل شده توسط رودخانه در محدوده ورودی دریاچه ته نشین می شود و در زمان کم آبی رسوبات مذکور به همراه بار معلق رودخانه توسط جریان آب به داخل محدوده دائمی دریاچه منتقل می گردد، بطور کلی بنظر می رسد شفافیت در بدنه اصلی سدها تحت تأثیر تولیدات اولیه و بار آلی محلول در دریاچه و در ایستگاه های ورودی تحت تأثیر بار مواد معلق قرار داشته باشد (خداپرست و وطن دوست، ۱۳۸۱). مقدار شفافیت دریاچه مخزنی ارس نشانگر تولیدات پلانکتونیک مناسب در این دریاچه می باشد. مقدار شفافیت ارس از ماکو و مهاباد کمتر است (ملکی شمالی و صابری، ۱۳۷۸، خداپرست، ۱۳۷۸). ضمناً حد شفافیت منطقه تاج سد و میانی دریاچه ها بعلت دور بودن از تأثیر پذیری جریانات رودخانه ای و دارا بودن عمق زیاد، تابع تولیدات اولیه می باشد که طبعاً حد شفافیت نسبت به بخش های دارای بار مواد معلق افزایش چشمگیری پیدا می کند. از آنجا که حد شفافیت بستگی به رنگ آب هم دارد. معمولاً آب های با رنگ سبز، سبز متمایل به زرد و سبز مایل به آبی مربوط به وجود فیتوپلانکتون هایی است که برای تغذیه ماهی مناسب می باشد، و این رنگ بیشتر در محدوده بدنه اصلی دریاچه سدها وجود دارد. رنگ نیمه زرد نیمه شفاف متمایل به قهوه ای بیانگر وجود ترکیبات آلی (اورگانیک) می باشد که بیشتر در قسمت انتهایی دریاچه سدها وجود داشته که ازدیاد یا کاهش حد شفافیت نسبت به انتقال بار مواد آلی و غیر آلی متغیر است. در قسمت های انتهایی دریاچه ها بدلیل عمق کم که با وزش باد های شدید که همه روزه در صبح ها اتفاق می افتد، توده های آب را در طبقات مختلف با هم مخلوط می سازد، و بدین ترتیب تحت تأثیر بار مواد معلق اختلاف قابل توجهی در میزان شفافیت با بدنه اصلی دریاچه سد ها مشاهده می گردد. در همه موارد کاهش شفافیت آب دلیل بر وجود فیتوپلانکتون ها نیست، کدورت آب ممکن است ناشی از ذرات معلقی باشد که توسط سیلاب ها و رودخانه های ورودی به دریا وارد شده باشند. هم چنین تحت تاثیر عواملی از قبیل حضور آلاینده ها (تغییر رنگ آب در اثر ورود فاضلاب های صنعتی، شهری و کشاورزی و یا مواد رنگی مترشحه از فیتوپلانکتون ها و یا شکوفایی آن ها) رنگ آب تغییر نموده و کدورت افزایش می یابد. نکته ی دیگری که باید در موقع استفاده از این شاخص رعایت نمود این است که هوا آفتابی و دریا کاملاً آرام باشد در غیر اینصورت خطا ایجاد می گردد، همچنین در موقع ابری بودن آسمان و وجود موج و تلاطم زیاد در دریا، گزارش درستی از میزان عمق قابل رویت توسط صفحه ی سکشی نمی توان داد بنابراین به

طور حتم نمی توان گفت که چون کدورت زیاد است، میزان تولیدات اولیه هم بالاست (خداپرست و همکاران، ۱۳۸۱). بر اساس نتایج مطالعه حاضر میانگین میزان شفافیت در دریاچه سد ارس ۱۱۵ سانتی متر در ایستگاههای مختلف و در طول سال بوده است. بر اساس نتایج مطالعات قبلی میانگین میزان شفافیت در این دریاچه ۲۵۰ سانتی متر در ایستگاههای مختلف و در طول سال (نظامی و همکاران، ۱۳۷۵) بوده است. هدایت الکتریکی بطور مستقیم به میزان املاح بستگی دارد(Chapman, 1992). مقادیر هدایت الکتریکی برحسب میکروزیمنس که بیانگر مقادیر آنیون ها و کاتیون های محلول در آب می باشد، اندازه گیری می شود. روند افزایش میزان E_C را به مرور زمان می توان به تبخیر از سطح دریاچه و عدم بارش در مناطق مورد بررسی، منتسب کرد. بر اساس نتایج مطالعه حاضر میانگین میزان هدایت الکتریکی در دریاچه سد ارس ۳۸۱ میکروزیمنس بر سانتی متر در ایستگاههای مختلف و در طول سال بوده است. بر اساس نتایج مطالعات قبلی میانگین میزان هدایت الکتریکی در این دریاچه ۱۲۰ میکروزیمنس بر سانتی متر در ایستگاههای مختلف و در طول سال (نظامی و همکاران، ۱۳۷۵) بوده است. حداکثر مقدار TDS در استاندارد ملی ایران برابر ۱۵۰۰ mg/lit و حداکثر مقدار آن از نظر WHO، ۱۰۰۰ mg/lit است. استاندارد ایران رقم سختی کل در آب آشامیدنی را ۵۰۰ mg/lit تعیین کرده است اما در استاندارد WHO رقمی ارائه نشده است(خداپرست و همکاران، ۱۳۸۱). روند افزایش میزان TDS را به مرور زمان می توان به تبخیر از سطح دریاچه و عدم بارش در مناطق مورد بررسی، منتسب کرد. بر اساس نتایج مطالعه حاضر میانگین میزان TDS در دریاچه سد ارس۳۱۴ mg/lit در ایستگاههای مختلف و در طول سال بوده است. اکسیژن محلول(DO) جزء مهم ترین پارامترهای کیفی و در عین حال پیچیده ترین آنها است که به منابع و مصارف بسیار متعددی چون فتوسنتز، تنفس، اثر کف، هوادهی، اکسیژن خواهی شیمیایی و بیوشیمیایی و ... مرتبط می باشد (سارنگ و همکاران، ۱۳۸۰). متابولیسم جوامع آبزی وابستگی شدیدی به اکسیژن محلول دارد، همچنین اکسیژن محلول در تبادلات شیمیایی نقش تعیین کننده ای را ایفاد می نماید. اکسیژن یکی از فاکتورهای اساسی در سیستم های آبی است که تحت تاثیر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی و فعالیت های بیولوژیک مقدار آن تغییر می کند، با تعیین اکسیژن محلول می توان سیمای واقعی اکوسیستم آبی را در جهت تعیین توانایی های بالقوه و انجام فعالیت های تکثیر و پرورش طبیعی مورد ارزیابی قرار داد، تولید و رشد ماهیان در اکسیژن محلول حدود ۵ میلی گرم در لیتر نیز امکان پذیر است، اکسیژن محلول کمتر از ۱ میلی گرم در لیتر به مدت چند ساعت مرگ و میر ماهیان را در پی دارد (Boyd & Tuker, 1999). مقادیر اکسیژن محلول در مناطق مورد بررسی در دوره های نمونه برداری در حد بهینه برای زیست آبزیان می باشد. روند تغییرات اکسیژن محلول نیز بدین صورت بود که از اوایل خرداد تا اواخر مرداد با توجه به وقوع لایه بندی و شکل گیری شرایط بی هوازی، عملاً اکسیژن محلول خروجی به شدت پایین تر از ورودی سدها بود. همچنین از اواخر آبان تا اواسط فروردین به دلیل بهبود کیفیت آب ورودی،آورد مناسب سرشاخه ها و ... اکسیژن محلول خروجی سدها بالاتر از ورودی بود. روند تغییر اکسیژن محلول به صورت مشخص و قابل پیش بینی شده ای نیست. چرا که این پارامتر تابع میزان ورودی

فاضلاب شهری و کیفیت آن می باشد که این موضوع نیز طبیعتاً نوساناتی دارد. البته زمان نمونه برداری نیز در این پدیده مهم است، چرا که اکسیژن محلول تا حدی متأثر از فعالیت جلبک ها و عمل فتوسنتز و تنفس آنها می باشد (خداپرست و همکاران، ۱۳۸۱). از طرفی افزایش دمای آب سبب حرکت مولکولی گازهای محلول شده و کاهش اکیسژن محلول را در پی دارد. با توجه به تغییرات فاحش درجه حرارت در سال، میانگین تغییرات اکسیژن محلول اندک می باشد، افزایش اکسیژن محلول در طبقات سطحی آب دریاچه تحت تأثیر باد و پدیده فتوسنتز صورت می گیرد. اکسیژن در منطقه تحت تأثیر وزش بادهای نسبتاً شدید که غالباً در صبح ها ایجاد می گردد، توده های آب اشباع شده از اکسیژن را به لایه های زیرین انتقال می دهد و بدین ترتیب لایه های زیرین که از غلظت اکسیژن کمتری نسبت به طبقات سطحی برخوردار می باشند، جابجا شده و تعادل نسبی اکسیژن سطح و عمق در بیشتر ایستگاه ها برقرار می گردد(Wetzel, 2004). بر اساس نتایج مطالعه حاضر میانگین میزان اکیسژن محلول در دریاچه سد ارس ۱۱/۳ میلی گرم در لیتر در ایستگاههای مختلف و در طول سال بوده است. بر اساس نتایج مطالعات قبلی میانگین میزان شفافیت در این دریاچه تقریبا ۱۰ میلی گرم در لیتر در ایستگاههای مختلف و در طول سال (نظامی و همکاران، ۱۳۷۵) بوده است. یکی دیگر از مقیاس های آلودگی آب اندازه گیری اکسیژن لازم برای فعالیت ها و فعل انفعالات بیولوژیکی (BOD) در آب می باشد. وقتی بار آلودگی آب به شدت بالا رفت، اکسیژن موجود در آب بطور کامل به مصرف تجزیه می رسد و در این صورت برای موجودات آبزی اکسیژن برای تنفس باقی نخواهد ماند و موجودات در اثر خفگی خواهند مرد. این فرآیند نیز خود سبب آلودگی بیشتر و شدیدتر آب ها می گردد(سلطلنی، ۱۳۶۵ و خداپرست و همکاران، ۱۳۸۱). در مناطق مورد مطالعه مشکلی در این خصوص مشاهده نگردید و میزان BOD در مناطق بررسی شده مطلوب بود. بر اساس نتایج مطالعه حاضر میانگین میزان شفافیت در دریاچه سد ارس ۵/۱۷ میلی گرم در لیتر در ایستگاههای مختلف و در طول سال بوده است. ترکیبات آلی ازت بصورت ترکیبات حد واسط در تجزیه های میکروبی مواد پروتئینی و مواد دفعی حیوانات مصرف کننده دیده می شود. فرم های ازت در آب عبارتند از گاز نتیروژن، نیترات، نیتریت، آمونیوم، آمونیاک و فرم های مختلف ازت آلی (اسمعیلی، ۱۳۷۸) ترکیبات آلی توسط میکروارگانیزم ها تجزیه شده، ازت بصورت آمونیاک به محیط باز می گردد، در حقیقت یون آمونیوم از تجزیه پروتئین به وجود می آید و یون آمونیوم اکسایش شده ، ابتدا به نیتریت و سپس به نیترات تبدیل می شود(خداپرست و همکاران، ۱۳۸۱). گاز آمونیاک یکی دیگر از ترکیبات نیتروژن در آب است. این گاز در هنگام تنفس ماهی و تجزیه مواد آلی وارد آب دریاچه می گردد که در طبیعت وجود آمونیاک می تواند نشانه آلودگی های تازه این دریاچه باشد. البته بقا درجه pH اسیدی و کمی قلیائی حوزه آبی مانع از باقیماندن آمونیاک در آب دریاچه ها گشته و آمونیاک موجود در شرایط این pH تبدیل به آمونیوم می گردد و این عمل مانع از اثرات سمی شدن شدید آمونیاک می شود. در مورد کم بودن نیتریت و نقش مثبت آن در پویائی محیط باید یاد آور شد که گرچه میزان ترکیبات نیتروژنه محیط دریاچه در حد لازم برای فعالیت های سوخت و ساز

اکوسیستم دریاچه یافت می شوند، در عین حال نوع ترکیبات نیتروژن محیط عمدتاً در فرم های آمونیوم و نیترات که مفید برای حیات جلبکی دریاچه می باشند بوده و ترکیب سمی نیتریت همواره در حد اندک دیده شده است (خداپرست و همکاران، ۱۳۸۱). اکثر فیتوپلانکتون ها، ازت را به صورت آمونیم به مصرف می رسانند. آمونیوم فرم احیائی نیتروژن می باشد که در طبیعت بیشتر به شکل مواد آلی پروتئینی بصورت گروه های آمینی وجود داشته و در طی یک سری فرآیند دی آمیناسیون توسط باکتری ها بوجود می آید. در مطالعه حاضر غلظت آمونیوم ایستگاه ها تحت تأثیر فاضلاب های شهری افزایش داشته است. نیتریت فرم اکسید شده نیتروژن می باشد که حد واسط بین آمونیاک و نیترات بوده و عموماً در آب های یوتروف در اثر تجزیه مواد آلی و عدم اکسیژن کافی در آب شکل می گیرد (Graham, 1986). نیترات بالاترین فرم اکسیده نیتروژن در حوضه آبی دریاچه بوده و مقادیر آن به بیش از ۰/۲ میلی گرم در لیتر، منجر به افزایش رشد آلگ ها شده و شرایط را برای فراغنی شدن محیط مهیا می سازند (خداپرست و همکاران، ۱۳۸۱). در مطالعه حاضر با توجه به مطالب فوق می توان به مساعد بودن شرایط رشد جلبکی بدلیل وجود مقادیر قابل توجه ترکیبات ازته در کلیه مناطق مورد بررسی، اشاره نمود. بر اساس نتایج مطالعه حاضر میانگین میزان آمونیوم در دریاچه سد ارس ۰/۲۵ میلی گرم در لیتر ، نیتریت ۰/۱۵ میلی گرم در لیتر و نیترات ۱۲/۹ میلی گرم در لیتر در ایستگاههای مختلف و در طول سال بوده است. بر اساس نتایج مطالعات قبلی میانگین میزان آمونیوم در دریاچه سد ارس تقریبا ۰/۱۷ میلی گرم در لیتر ، نیتریت ۰/۰۵ میلی گرم در لیتر و نیترات ۳/۱ میلی گرم در لیتر در این دریاچه ۲۵۰ سانتی متر در ایستگاههای مختلف و در طول سال (نظامی و همکاران، ۱۳۷۵) بوده است. نیتروژن کل (Total Nitrogen) به دو فرم آمونیاک غیر یونیزه سمی (NH_3) و آمونیاک یونیزه غیرسمی (NH_4) می باشد. همچنین در آب های شیرین نیتروژن به شکل های مختلف مانند نیتروژن مولکولی (N_2) و نیتروژن آلی (اسیدهای آمینه، امین ها، پروتئین ها، مواد مومیکی حاوی نیتروژن پائین، آمونیاک، نیترات و نیتریت) موجود می باشد (Wetzel, 1983). مقدار ازت کل نشانگر سطح تروفی دریاچه است (Vollenweider, 1974). مقدار ازت کل برای دریاچه های مزوتروف دامنه ای بین ۰/۳۰۷ تا ۱/۶۳ میلی گرم در لیتر دارد (OECD, 1982). بر اساس نتایج مطالعه حاضر میانگین میزان نیتروژن کل در دریاچه سد ارس ۲/۹۹ میلی گرم در لیتر در ایستگاههای مختلف و در طول سال بوده است، بر این اساس دریاچه مخزنی ارس از نظر مقدار ازت کل در رده دریاچه های یوتروف می باشد. فسفر معدنی در آب های طبیعی بصورت ترکیب یونی اسید ارتوفسفریک (Orthophosphate) می باشد که به صورت H_2Po_4 ، $H Po^{-}_{4}^{2}$ وجود دارد. اگر چه مقدار فسفر در آب ها بسیار کم است اما مهم ترین ماده مغذی برای تولیدات اولیه در اکو سیستم های آبی است، بنابراین غلظت فسفر در آب ها اهمیت ویژه دارد(Boyd , 1992). در اکثر تحقیقات انجام شده، ایجاد شرایط سکون و آرامش را دلیل کاهش میزان فسفر ورودی به دریاچه دانسته اند و اتلاف عمده آن را به علت تشکیل رسوبات گیاهی، جانوری و شیمیایی بر شمرده اند، البته نظر و عقیده برخی از دانشمندان مبنی بر تجزیه فسفر آلی در رسوبات و آزاد شدن مجدد فسفر ته نشین شده در ستون آب همراه با جابجایی لایه های

آب می باشد که این امر باعث تحریک و افزایش جمعیت فیتوپلانکتون ها و بی مهرگان کفزی می شود(ملکی شمالی، ۱۳۷۱). آب رودخانه ها در مناطق مورد بررسی مواد آلی و معدنی فسفاته را از مناطق کشاورزی، شهری، جنگلی، دامداری به همراه سم و کود پاشیده شده در مزارع و بار مواد معلق حوزه آبخیز مسیر خود را شسته و با خود به دریاچه منتقل نموده و سبب حاصلخیزی دریاچه و افزایش تولیدات اولیه می گردد. در داخل دریاچه بدلیل رشد و شکوفائی پلانکتونی در فصول رشد، نقصان فسفر در اکثر مناطق مورد مطالعه دیده می شود. با کاسته شدن از رشد پلانکتونی به میزان فسفر محلول دریاچه افزوده می شود (ملکی شمالی، ۱۳۷۴).

OECD در سال ۱۹۸۲ شاخص های زیر را برای مقدار فسفات کل در آب های شیرین ارایه می دهد :

- دریاچه اولیگوتروف ۰/۰۱۷ – ۰/۰۰۳ میلی گرم در لیتر.
- دریاچه مزوتروف ۰/۰۹۵ – ۰/۰۱۸ میلی گرم در لیتر.
- دریاچه یوتروف ۰/۳۸۶ – ۰/۰۹۶ میلی گرم در لیتر.

بر اساس نتایج مطالعه حاضر میانگین میزان نیتروژن کل در دریاچه سد ارس ۰/۰۸۲ میلی گرم در لیتر در ایستگاههای مختلف و در طول سال بوده است، بر این اساس دریاچه مخزنی ارس از نظر مقدار ازت کل در رده دریاچه های یوتروف می باشد. افزایش غلظت فسفر، افزایش تولیدات را در پی داشته و در بسیاری از دریاچه ها عامل فراغنی شدن آب تلقی می شود. میانگین غلظت فسفر در ارس از ماکو و مهاباد بیشتر است(ملکی شمالی و صابری، ۱۳۷۸،خداپرست، ۱۳۷۸). با ازدیاد حجم آب دریاچه در بهار همراه با ورود بار مواد مغذی و تفاوت برگشتی فسفات (خزان پلانکتونی) با افزایش فسفات همراه بوده است. در تابستان نیز با توجه به کاهش حجم دریاچه و تراکم جمعیتی پلانکتونی با افزایش فسفات مواجه بودیم و در زمستان با توجه به افزایش تولیدات اولیه، تا حدودی با کاهش فسفات مواجه شدیم. میانگین تغییرات فسفات در سه ماهه پاییز همراه با کاهش درجه حرارت آب از شدت شکوفائی پلانکتون ها در این سه ماهه در کلیه مناطق کاسته شده و فسفات نیز افزایش می یابد. در اواخر پائیز و زمستان مرگ و میر انبوه موجودات پلانکتونی (خزان پلانکتون) در دریاچه افزایش و ته نشینی مواد معلق و تثبیت شدن در بستر دریاچه صورت می گیرد.

سختی آب را با مقدار بی کربنات کلسیم موجود در آب می سنجند، آب های نرم کمتر از ۲۰ و آب های سخت بیش از ۳۰۰ میلی گرم در لیتر $CaCO_3$ دارند (Chapman, 1992). مقادیر زیاد سختی کل، مشکلی را برای ماهیان ایجاد می نماید آب ها را از نظر سختی کل به شرح زیر طبقه بندی می کند(Boyd, 1999؛ Merkag, 1962 و ملکی شمالی، ۱۳۷۴) :

- آب های خیلی نرم ۴۰ – ۰ میلی گرم در لیتر.
- آب های نرم ۸۰ – ۴۰ میلی گرم در لیتر.
- آب های متوسط سخت ۱۲۰ – ۸۰ میلی گرم در لیتر.
- آب های نسبتاً سخت ۱۸۰ – ۱۲۰ میلی گرم در لیتر.

- آب های سخت ۳۰۰ – ۱۸۰ میلی گرم در لیتر.
- آب های خیلی سخت بیش از ۳۰۰ میلی گرم در لیتر.

بر اساس نتایج مطالعه حاضر میانگین میزان سختی در دریاچه سد ارس ۳۵۳ میلی گرم در لیتر در ایستگاههای مختلف و در طول سال بوده است، بر این اساس آب دریاچه مخزنی ارس جزو آبهای خیلی سخت می باشد. بر اساس نتایج مطالعات قبلی نیز میانگین میزان سختی در این دریاچه بیش از ۳۰۰ میلی گرم در لیتر در ایستگاههای مختلف و در طول سال (نظامی و همکاران، ۱۳۷۵) بوده است . این در حالی است که آب سد مهاباد نسبتاً سخت (ملکی شمالی و صابری، ۱۳۷۸) و ماکو نیز آبی خیلی سخت دارد (خداپرست، ۱۳۷۸). بررسی ها انجام شده نشان می دهد که بیشتر آب های داخلی دارای سختی بین ۵ تا ۲۰۰ میلی گرم در لیتر می باشند و اعداد بیشتر از ۲۰۰ میلی گرم در لیتر نیز معمول می باشد. بالا بودن مقدار سختی کل دریاچه ها بدلیل املاح زیاد بستر دریاچه و همچنین خاک های شور حاشیه آنها می باشد. الگوی تغییرات حجم آب دریاچه ها نشان می دهد که زمانی که حجم آب دریاچه ها به حداقل خود در ماه آذر می رسد، مقادیر سختی کل به چند برابر مقدار خود افزایش می یابد. مقادیر کلسیم و منیزیم از عناصر تشکیل دهنده سختی آب محسوب می گردند و یکی از شاخص های تعیین نوع آب شیرین و یا شور مورد استفاده قرار می گیرند. اگر در منابع آبی، نسبت یون کلسیم به منیزیم بیشتر از یک باشد به عنوان آب شیرین محسوب می گردد (ملت پرست، ۱۳۶۷). با توجه به مقادیر بدست آمده نسبت کلسیم به منیزیم در تمام مناطق ارس بیشتر از یک بوده و بعنوان آب شیرین و قابل شرب مطرح می باشد. بر اساس نتایج مطالعات قبلی نیز نسبت کلسیم به منیزیم در تمام مناطق ارس بیشتر از یک بوده است (نظامی و همکاران، ۱۳۷۵). اگر چه تعیین رابطه ای مشخص و معین بین یک عنصر از مجموعه عناصری که در امر رشد موجودات زنده و پراکنش آنها دخالت دارند بسیار مشکل است ولی مشخص شده است که کلسیم بطور غیر مستقیم در متابولیسم برخی از ارگانیزم ها نقش دارد و اهمیت کلسیم برای جلبک ها بدلیل حفظ ساختمان و عمل دیواره سلولی در پدیده اسمز (Osmose) می باشد. ضمنا پراکنش تعدادی از جلبک ها به سطوح مختلف کلسیم مربوط است، از شهریور تا اسفند ماه دامنه تغییرات کلسیم افزایش می یابد، احتمالاً این افزایش می تواند ناشی از افزایش میزان کل املاح محلول یا خزان پلانکتونی در آب دریاچه باشد. براساس مطالعات انجام شده در آب هایی که میزان کلیسم و PH بالا است (محدوده PH = ۱۰) فسفات کلسیم ممکن است مستقیماً به کف رسوب کند که در این حالت میزان فسفات بدون دخالت خاک (مواد معلق) کاهش می یابد. با توجه به اینکه معمولاً میزان فسفات در آب های طبیعی بسیار کم می باشد و دریاچه با دارا بودن درجه PH برابر ۸، فسفات بصورت محلول در آب باقی می ماند و در پریودهای بعدی در ساختار حیاتی نقش موثری ایفا می نماید(خداپرست و وطن دوست، ۱۳۸۱).

رنگدانه اصلی برای فرآیند فتوسنتز در فیتوپلانکتون ها، کلروفیل a (Chl-a) می باشد. در تحقیقات کاربردی، چندین روش جهت تخمین مقدار زی توده جلبک ها وجود دارد که یکی از آنها اندازه گیری مقدار کلروفیل a

است که از طریق اسپکتروفتومتر اندازه گیری می شود (روحانی قادیکلایی، ۱۳۷۵ و Falkowesky & Raven, 1997 ; Parsons & Strickland 1965;). حضور جلبک ها می تواند منجر به بالا رفتن میزان کلروفیل a (Chl-a)گردد. کلروفیل a برای تولید جلبک ها و بویژه جلبک های سبز و سبز آبی (*Cholorophyta, Chrysophyta*) اهمیت دارد. مقدار تولیدات را براساس مقدار کلروفیل a می سنجند. همچنین بوسیله کلروفیل a می توان حالتهای تروفیک یک اکوسیستم آبی را تخمین زد (Vollenweider,1974; Dillon & Molot, 1997) . شاخص مقدار کلروفیل a برای دریاچه مزوتروف دارای دامنه ای از ۳ تا ۱۱ با میانگین ۴/۷ میکروگرم در لیتر است (OECD,1982). مقدار کلروفیل a در دوره های نمونه برداری در دریاچه های مخزنی ارس ۲۱/۸ میکرو گرم بر لیتر بوده است که نشانگر یوتروف بودن آن می باشد. بر اساس نتایج مطالعات قبلی نیز میانگین سالیانه کلروفیل a، ۹ میکروگرم در لیتر بود که نشانگر مزوتروف بودن آن می باشد (نظامی و همکاران، ۱۳۷۵). مقدار کلروفیل a در ارس از ماکو و مهاباد بیشتر است(ملکی شمالی و صابری، ۱۳۷۸،خداپرست، ۱۳۷۸).

۲-۴- بررسی پلانکتونی ایستگاههای مورد مطالعه در مناطق مختلف ارس

منابع آبی از جمله دریاچه سدها اکوسیستمی را می سازند که اجزاء آن شامل عوامل غیر زنده (فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی) و عوامل زنده (تولید کنندگان، مصرف کنندگان و تجزیه کنندگان) بوده و ارتباط اکولوژیک پیچیده ای بین آنها وجود دارد. فیتوپلانکتون بعنوان اولین تولید کننده کربن آلی در زنجیره غذایی اکوسیستم های آبی نقش اساسی داشته و همواره تحت تأثیر عوامل غیر حیاتی بوده و ظرفیت تولیدات بیولوژیک را در محیط های آبی نشان می دهد (مهندسین مشاوریکم، ۱۳۶۷، سبک آرا و مکارمی، ۱۳۸۱ و Ariyadej *et al*, 2008). توالی فصلی فیتوپلانکتونی در دریاچه ها تابع یک قانون کلی است، بطوریکه در اوایل بهار با شروع بادهای موسمی و تلاطم آب دریاچه ها، عناصر بیوژن احیاء شده در فصل زمستان، به لایه های سطحی آب دریاچه منتقل می شوند. افزایش نور، دما و مواد مغذی جهت تولید گونه های بهاری فیتوپلانکتون ها مثل دیاتومه ها که معمولاً کوچک تر بوده و با سرعت زیاد تکثیرمی شوند، استفاده می گردند. در نتیجه افزایش تولیدات اولیه، مقدار مواد بیوژن کاهش می یابد، از طرفی جلبک های تولید شده توسط گروه های زئوپلانکتونی به مصرف رسیده و در نتیجه مصرف دیاتومه ها توسط زئوپلانکتون ها، جمعیت فیتوپلانکتونی نیز نقصان می یابد. با شروع مجدد چرخه دریاچه ها در اواخر پاییز، دومین مرحله رویش دیاتومه ها و سایر گروه های فیتوپلانکتونی شروع می گردد (کریوچکووا، ۱۹۸۹ و Lee, 1987 و Huchinson, 1970). تنوع و تراکم جوامع فیتوپلانکتونی با خصوصیات هیدروشیمیایی آب رابطه مستقیم دارد و هرگونه تغییر در خصوصیات فیزیکوشیمیایی آب مستقیماً روی این جوامع تأثیر می گذارد، اعضای شاخه سیانوباکتری ها معمولاً در دمای بالا رشد می کنند، از طرفی یکی از دلایل کم بودن تراکم جمعیتی این شاخه در فصل پاییز و زمستان می تواند بالا بودن میزان آمونیاک و نیترات باشد که معمولاً باعث افزایش جمعیت باسیلاریوفیتا (دیاتومه) می گردد. این

مسئله سبب کمبود شاخه سیانوباکتری ها که خود تثبیت کننده ازت هستند، می گردد (فلاحی، ۱۳۷۸، سبک آرا و مکارمی، ۱۳۸۲، و Sze,۱۹۸۶). حاصلخیزی آب سبب افزایش پلانکتون ها در تعداد شده اما در اندازه و ترکیب گونه ای آنها تغییرات زیادی ایجاد نمی نماید(علیزاده و همکاران، ۱۳۸۷، Wood & Shedden,1971). پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب از عوامل موثر در افزایش تراکم فیتوپلانکتون ها بوده و مقدار تولیدات اولیه در سال های ابتدایی آبگیری مخازن آبی بیش از سال های بعدی است

(Goodland, 1978; Freeman, 1974 و Aypa *et al*, 1983;). فیتوپلانکتون ها تحت تاثیر عوامل مختلف محیطی نظیر شدت نور، دمای محیط و pH می باشند(Harris, 1986). فراوانی فیتوپلانکتون ها در منبع آبی مورد مطالعه نشانگر آن است که در تابستان شاخه سیانوباکتری ها و در بهار و زمستان شاخه کلروفیتا و باسیلاریوفیتا تراکم جمعیتی بالایی داشتند. بر اساس نتایج مطالعات قبلی میانگین سالیانه شاخه سیانوباکتری ها در یک دوره بهاره- تابستانه و کلروفیتا در طول سال تراکم جمعیتی بالایی داشتند (نظامی و همکاران، ۱۳۷۵). در دریاچه مخزنی سد ماکو نیز جلبک های شاخه کلروفیتا و باسیلاریوفیتا در طول سال تراکم جمعیتی بالایی داشتند که در تطابق با نتایج بدست آمده از طرح حاضر می باشد(سبک آرا و مکارمی، ۱۳۸۲). در دریاچه مخزنی سد مهاباد(ملکی شمالی و صابری، ۱۳۷۸) تراکم جمعیتی فیتوپلانکتون ها در تابستان مشابه ارس است اما در زمستان اوگلنوفیتا تراکم جمعیتی بالایی دارد (حیدری و محمدجانی، ۱۳۷۸). تعداد فیتوپلانکتون ها در تابستان در دریاچه های مخزنی مورد مطالعه بیش از مهاباد و ماکو بوده است(ملکی شمالی و صابری، ۱۳۷۸،خداپرست، ۱۳۷۸) ، همین قاعده در زمستان نیز حاکم است که در نتیجه ورود مواد مغذی و تغذیه گرایی مخزن ارس می باشد. جنس *Scenedesmus* که بیشترین فراوانی را در شاخه کلروفیتا در دریاچه سد مورد بررسی دارد از ازت غیرآلی استفاده می کند و دمای بهینه رشد آن بین ۲۵ – ۲۰ درجه سانتیگرد می باشد (نظامی و همکاران، ۱۳۷۵، مهندسین مشاور یکم ، ۱۳۷۲). اجتماعات فیتوپلانکتونی در منابع آبی از نظر ترکیب گونه ای در ماه های مختلف سال اندکی متفاوت بوده که این اختلاف احتمالاً ناشی از برخی عوامل زیست محیطی مانند درجه حرارت ، شوری و مواد غذایی قابل دسترس می باشد (Hsiao, 1992, Harris,1986). از بررسی ترکیب گونه ای فیتوپلانکتون ها مشخص می شود که بطور نسبی تنوع گونه ای فیتوپلانکتون ها در ماه های نسبتاً خنک سال بیشتر از ماه های گرم سال می باشد و در این بین دیاتومه ها و سیانوباکتری ها این تغییرات را بطور چشمگیر تری نشان می دهند(مکارم و سبک آرا، ۱۳۸۷؛ محبی و محسن پور آذری،۱۳۸۹). دیاتومه ها در تمام طول سال مشاهده شده اند و ماکزیمم تراکم آنها در فصول سرد سال بوده است، بیشترین تنوع گونه ای دیاتومه ها در ماه های آذر تا اردیبهشت (که مصادف با کاهش درجه است) مشاهده شده که این مسئله احتمالاً ناشی از نقش دما می باشد، (Murugan & Ayyakkannu, 1993). بنابراین در ماه های گرم سال به دلیل افزایش دما در اثر عدم ورود آب شیرین و تبخیر زیاد، عدم حضور برخی از گونه های شاخه دیاتومه در ستون آب مشاهده می گردد و این موضوع در مورد سیانوباکتریها بر عکس بوده و بیشترین حضور آنها در ماه های گرم سال که مصادف با افزایش درجه حرارت

می باشد مشاهده می شوند، این مسئله احتمالاً به دلیل گرما دوست بودن این گروه از جلبک ها می باشد (Dorgham & Moftah, 1989). سیانوباکتری ها تمایل دارند در دمای بالاتر از دمای مورد نیاز دیاتومه ها و دیگر شاخه ها رشد کنند (دره شوری، ۱۳۷۷). از میان دیاتومه ها، رایج ترین آنها درمنابع آبی را *Nitzschia* تشکیل می دهد که از فیتوپلانکتون های معمول منابع آبی می باشد(سراجی،۱۳۷۹؛ Sarkar, 2002). نتایج مطالعه حاضر نشان داد که شاخه کلروفیتا و باسیلاریوفیتا پر جمعیت ترین گروه فیتوپلانکتونی و شاخه باسیلاریوفیتا بدلیل سرما دوست بودن در تمامی ایام سال به فراوانی در این مناطق حضور دارند، از طرفی بالا بودن تراکم شاخه باسیلاریوفیتا با گونه های (*Navicula gracilis, Cymbella prostrate, Nitzschia sp.*) در فصل بهار نشان دهنده شکوفایی این جلبک ها در شرایط مساعد است. بر اساس نتایج حاصل از مطالعات قبلی در بین شاخه های فیتوپلانکتونی، تراکم جمعیتی شاخه های کریزوفیتا، کلروفیتا و سیانوباکتریها بترتیب در طول سال بالا بوده است (نظامی و همکاران، ۱۳۷۵).

در خصوص شناسایی، تغییرات تراکم جمعیتی و پراکنش گونه ای فیتوپلانکتون ها مطالعات متعددی صورت گرفته است، در مطالعه ای که در سد ارس صورت گرفت، ۷۹ جنس فیتوپلانکتونی (سبک آرا، ۱۳۷۴)، در سد حسنلو ۵۲ جنس فیتوپلانکتونی (سبک آرا و مکارمی، ۱۳۸۱)، در سد ماکو ۴۸ جنس فیتوپلانکتونی (عبدالملکی، ۱۳۷۹)، در سد ارس ۴۲ جنس فیتوپلانکتونی (مکارمی و سبک آرا ، ۱۳۸۰)، در سد زاینده رود ۵۲ جنس فیتوپلانکتونی (شمس و افشارزاده، ۱۳۸۵)، در رودخانه شفا رود ۲۵ جنس فیتوپلانکتونی (افراز و جمال زاده، ۱۳۷۴) ، در رودخانه شهر چای ارومیه ۱۸ جنس فیتوپلانکتونی شناسایی شد(اسدپور و همکاران، ۱۳۸۶) و در دریاچه سد بوکان ۳۷ جنس و ۵۳ گونه فیتوپلانکتونی، در زرینه رود ۲۶ جنس و ۳۸ گونه فیتوپلانکتونی، شناسایی شد (محسن پور و همکاران، ۱۳۸۹). لازم بذکر است که در مطالعه حاضر بترتیب در در دریاچه سد ارس ۳۴ جنس و ۴۷ گونه فیتوپلانکتونی و در رود ارس ۲۴ جنس و ۳۵ گونه فیتوپلانکتونی شناسایی گردید. فهم این مطلب که چه عواملی در توزیع و تنوع جوامع فیتوپلانکتونی دخالت دارند بنظر مشکل می رسد. به عبارت دیگر عوامل تعیین کننده یا شرکت کننده ای که بیشترین تغییرات را در این زمینه ایجاد می کنند جهت سنجش مشکل است و معرفی دقیق تر عوامل نیازمند مطالعات گسترده تر و استفاده از روش های آنالیز دقیق تر است. در مجموع عواملی چون، غلظت مواد غذایی، نور، دما، تراکم موجودات فیتوپلانکتون خوار، روابط آنتاگونیستی با گیاهان آبزی، تغییر در آب و هوا و هیدرولوژی آب، سختی، عمق آب و سایر عوامل می توانند در توزیع و تنوع جوامع فیتوپلانکتونی دخالت داشته باشند(Carpelan, 1964). خوشبخت در سال ۱۳۷۶ نیز نشان داد که عامل فصل و عوامل بوم شناختی، دما و اکسیژن مهم ترین تعیین کننده ها در پراکنش و تنوع فیتوپلانکتون ها در دریاچه بزنگان هستند. نتایج حاصل از این تحقیق نیز به خوبی نشان می دهد که تعداد جنس و گونه شناسایی شده در طرح حاضر با اکثریت منابع آبی موجود در منطقه مطابقت داشته و از دلایل اختلاف با تعدادی دیگر از منابع مطالعه شده می توان علاوه بر موارد فوق به تغییرات فصلی، مدت

زمان ماندگاری آب، کدورت آب، شدت جریان آب، زمان احداث سد، منطقه جغرافیایی، اختلاف در شدت نور و دما، میزان کاهش و افزایش سالانه آب دریاچه، عمق دریاچه، و ... اشاره نمود که از عوامل عمده مؤثر بر توزیع و تنوع فیتوپلانکتون ها در فصول مختلف بوده اند.

فیتوپلانکتون ها هر کدام ممکن است در یک سری شرایط مطلوب خاص خود، افزایش تنوع و تراکم نشان دهند و آنهایی که نمی توانند در شرایط موجود رقابت کنند کاهش جمعیت خواهند داشت. دلیل اینکه چند گونه با هم افزایش جمعیت نشان می دهند این است که اکثر فیتوپلانکتوها نیازهای مشابه دارند (گنجیان و مخلوق، ۱۳۸۵). فیتوپلانکتون ها در مناطق معتدل بطور دوره ای ایجاد شکوفایی می کنند، اولین شکوفایی در بهار با افزایش تابش نور خورشید ایجاد می شود و رشد پاییزه در زمستان، هنگامی که نور و دما کاهش می یابد، به پایان می رسد (King *et al*, 2002 ; Huber pastalozzi, 1962; Hoffmann, 1998). نور، دما و اکسیژن محلول عواملی هستند که به علت نقش حساس خود در فرآیند فتوسنتز ، توزیع و تنوع افقی و عمودی گونه های فیتوپلانکتونی را تحت کنترل دارند (Hillebrand & Sommer, 2000: King *et al*, 2002؛ Ilmavirta & Toivonen, 1986). فیتوپلانکتون ها در اکثر دریاچه های جهان به میزان زیادی تحت تأثیر تغییرات فصلی هستند، در مناطق معتدله و قطبی فیتوپلانکتون ها توالی فصلی مشخصی نشان می دهند ،بعنوان مثال در بهار شکوفایی دیاتومه، در تابستان سیانوباکتری ها و در پاییز شکوفایی کلروفیتا ودر زمستان شکوفایی دیاتومه و کلروفیتا مشاهده می شود، در کل برخی از گونه های جلبکی در مدت کوتاهی بوجود آمده و بزودی ناپدید می شوند (Wood &, Talling, 1988 ; Hoffmann 1998). شکوفایی فیتوپلانکتونی نیز متقابلاً موجب نوسانات شدید اکسیژن، دی اکسید کربن، نیتروژن و فسفر در آب می شود (Stickney and Washington, 2000; Chapra and Canale, 1991). نتایج بدست آمده از مطالعات سد ارس نشان می دهد که اوج تراکم جمعیتی فیتوپلانکتونی مربوط به فصل بهار و تقریبا همزمان با پرآبی دریاچه سدها می باشد(محسن پور آذری، ۱۳۸۷؛ ملکی شمالی، ۱۳۷۴؛ سبک آرا و مکارمی، ۱۳۸۰). نتایج حاصله از تحقیق حاضربا نتایج سایر مطالعات انجام گرفته در این خصوص بویژه سد مهاباد و ماکو(ملکی شمالی و صابری، ۱۳۷۸،خداپرست، ۱۳۷۸) مطابق می باشد، بطوریکه با تغییر فصل و پایین آمدن درجه حرارت و افزایش آب های ورودی و به تبع آن مواد بیوژن ما شاهد افزایش تنوع وتراکم فیتوپلانکتونی بودیم. بالا بودن جمعیت پلانکتونی در فصل زمستان در این بررسی احتمالا می تواند به علت بالا بودن دمای منطقه مورد مطالعه و عدم وجود یخبندان در فصل زمستان در سال انجام مطالعه باشد، همچنین در فصل تابستان بدلیل بالا رفتن درجه حرارت محیط و آب، سیانوباکتری ها افزایش جمعیتی بیشتری نسبت به سال های قبل از خود نشان داده اند.

دمای آب های سطحی تا حد زیادی تعیین کننده گونه های موجود در آب و میزان فعالیت های آنهاست، دما به همراه واکنش های شیمیائی که در آب اتفاق می افتد بر گونه های فیتوپلانکتونی تأثیر می گذارد و اثر ملموسی نیز بر قابلیت انحلال گازها در آب دارد، بر این اساس رشد انبوه جلبک ها غالباً در آب گرم صورت می گیرد (Wood & talling, 1988; Franson, 1980). مسلماً برای هر گونه، دما یا دامنه بهینه ای از دما برای عمل متابولیسم

وجود دارد، اما برای اکثریت جلبک ها محدوده دمایی بین ۲۵ – ۱۰ درجه سانتی گراد مـی باشـد، بایـد یـادآور شد که در اثر شدت نور و دما در فصول مختلف، ترکیبات متفاوتی تشکیل می شود، یـک گونـه خـاص ممکـن است بتواند شدت نور بالا را در دمای پایین تحمل کند اما در دمای بالا نتواند ایـن کـار را انجـام دهـد، بنـابراین تمایل به رشد در بهار نسبت به تابسـتان بیشـتر اسـت (Franson 1980 : Mur & Schreurs, 1995) . در دماهـای پـایین دیاتومه ها سریع تر تقسیم می شوند زیرا پوسته سیلیسی آنها نسبت به غشاء سلولزی دیگر گیاهان تک سلولی بـه انرژی کمتری نیاز دارد، در حالیکه در دمای پایین، سیانوباکتری ها لابلای رسـوبات رفتـه و معمـولاً تکثیـر نمـی شوند (White, 1999). دیاتومه هایی که به آب شیرین تعلق دارنـد بـا وجـود پراکنـدگی انـدک، در مکـان هـای زیستی به وفور تولید مثل و رشد نموده و بیوماس با جمعیتـی انبـوه را تشـکیل مـی دهنـد (مـائی سـیو و فیلاتـوا ، ۱۹۸۵).

در طول یک سال جوامع فیتوپلانکتونی اکثر دریاچـه هـای جهـان از نظـر کمـی و کیفـی تغییـر مـی کننـد. ایـن تغییرات ممکن است هر سال بطور منظم تکرار شود، تفاوت در تراکم جمعیتی کل فیتوپلانکتـون هـا و همچنـین گروه های مختلف آنها در نواحی مختلف بستگی به شرایط فیزیکی و شـیمیایی آب و توزیـع و تـراکم جمعیـت فیتوپلانکتون خوار دارد (Hammer & Heseltine, 1988). معمولاً در آب های مناطق معتدل چه آب های شـیرین و چه دریایی، در ماه های مختلف حداکثر و حداقل هـایی از نظـر ترکیـب گونـه ای، تـراکم جمعیتـی و پـراکنش پلانکتونی وجود دارد (Davis, 1955). کوشش های بسیاری برای توجیه حداکثرها و حداقل ها بـر اسـاس عوامـل زیستی، شیمیایی و فیزیکی ارائه شده است که از جمله آنها می توان به شدت تابش نور در بهار، کاهش فتوسـنتز در زمستان، انباشتگی نمک در زمستان و کاهش آن در بهار، افزایش چرای زئوپلانکتون ها در تابستان و کـاهش آن در پاییز، احیا مواد مغذی در زمستان و ... اشاره نمود(Harris, 1986; Hsiao, 1992). بررسی نتایج مطالعه حاضر نشان می دهد که تراکم جمعیتی در فصل بهار و زمستان نسبت به فصول دیگر بالا بوده لذا مـی تـوان گفـت کـه شرایط اکولوژیکی حاکم بر منطقه در این فصول نسبت به فصول دیگـر نامناسـب‌تـر اسـت ، در واقـع در فصـول مختلف منجمله بهار و زمستان ما شاهد افزایش غلظت مواد مغذی بدلایل مختلف منجمله آمیختن عمودی ستون آب از اواخر پاییز تا نزدیکی بهار، ورود دائمی فاضلاب شهرهای اطراف بویژه شهر نخجوان، افزایش بارندگی و به تبع آن افزایش آب های ورودی به مخزن به همراه بقایای سم و کود(فسفر و ازت مازاد بر نیـاز گیاهـان) کـه بدلیل عدم رعایت استانداردهای مصرف وارد خاک شده و از طریق زهکشی و رواناب وارد منـابع آبـی شـده و باعث تغذیه گرایی و نهایتا رشد و تکثیر بی رویه گونه‌هایی خاص، بویژه کلروفیتا و باسیلاریوفیتا، فراهم می آید. در مطالعه ای که در خصوص تراکم جمعیتی پلانکتـون هـا در سـد شـهرچای ارومیـه صـورت گرفـت مشـخص گردید که حدود ۲۶ درصد از فیتوپلانکتون های منبع آبی را سیانوباکتری ها که به طور عمده شامل *Oscillatoria* و *Microcystis* بوده اند، تشکیل داده است(اسدپور و همکاران، ۱۳۸۶) ، لازم بذکر است که این گونه ها شاخص آب هـای یـوتروف مـی باشـند (Chellappa & Costa, 2003; Chapra, 1997 و Smith, 2003). در مطالعـه حاضـر نیـز

تراکم شاخه سیانوباکتری ها با گونه های *Microcystis aeruginosa* و *Oscillatoria sp.* در فصل تابستان بالا بود که نشان دهنده بار آلودگی بیشتر این مناطق در این فصل نسبت به فصول دیگر می باشد(محبی و همکاران، ۱۳۸۹ و محسن پورآذری و همکاران، ۱۳۸۷). نتایج مطالعه انجام یافته مناسب بودن سیانوباکتری ها را برای نشان دادن میزان مواد مغذی در اکو سیستم های آبی تأیید می‌نماید(دوترلو و همکاران، ۲۰۰۴). نتایج بررسی های محققین مشخص می کند که جلبک *Oscillatoria* غیر سمی بوده(Falconer & Jakson, 1986, Willen & Mattsson, 1997)، ولی از جلبک *Microcystis* نوعی سم بنام Geosmin تولید می شود که عامل ایجاد بو و طعم نامناسب در آب می باشد(Adams, 2000 ؛ مسعودی و همکاران، ۱۳۸۳ ؛ سارنگ و همکاران، ۱۳۸۰). بر اساس نتایج حاصله از مطالعه حاضر جهت حفظ توازن دینامیکی اکوسیستم منطقه، بایستی از روش های مناسب اکولوژیکی برای کنترل پدیدهٔ تغذیه گرایی استفاده کرد تا کیفیت آب مصرفی شهرها بهبود و مردم منطقه از خطر مسمومیت ناشی از شکوفایی سیانوباکتری ها در امان باشند. شکوفایی جلبکی با تراکم زیاد برای ماهیان نیز خطرناک هست، بطوریکه تنفس جلبک ها در شب موجب کاهش شدید اکسیژن شده و مرگ و میر ماهیان را بدنبال دارد(Chellappa and Costa. 2003, Cooke, 1993). از عمده ترین جلبک هایی که شکوفایی آنها می تواند مشکل ساز باشد، جنس های *Oscillatoria* و بویژه *Micricystis* از شاخه سیانوباکتری ها می با شند (Moss, 1998 و White, 1999 و صفایی تکامی، ۱۳۷۶). *Microcystis* دارای واکوئول هایی است که سبب شناوری آن در سطح آب می گردد و ممکن است لایه ای با ضخامت ۱۰ سانتیمتر را پدید آورد، این لایه از نفوذ نور به آب جلوگیری می کند(Stickney, 2000)، شکوفایی سیانوباکتریها علاوه بر مواد مغذی، تا حدود زیادی تحت تأثیر افزایش دما و pH بالاتر از ۹ می باشد (Shammi & Bhatanagar, 2002). در حالیکه دیاتومه ها به علت داشتن اسکلت سیلیسی از آب سنگین تر بوده و معمولاً بصورت شناور در سطح آب تجمع نمی کنند (Moss,1998). بررسی فیتوپلانکتونی در رودخانه ها از اهمیت چندانی برخوردار نیست، در اینگونه محیط های آبی تا جائیکه نور بتواند نفوذ کند جلبک های چسبیده به سنگ ها و ماکروفیت های عالی، اساس زنجیره غذایی را تشکیل می دهند، تعداد و تراکم فیتوپلانکتون ها نیز در این شرایط معمولاً تحت تأثیر عوامل فیزیکی از قبیل نور، درجه حرارت، شدت جریان آب و دیگر عوامل محیطی و فصلی قرار دارد، در هر فصل شرایط متفاوتی می تواند بر رودخانه ها حاکم باشد بنابراین در کل مجموعه زیستی رودخانه ها، از الگوی خاصی مانند دریاچه ها تبعیت نمی کند (Horne & Goldman, 1983، مکارمی و سبک آرا، ۱۳۸۷ و آدابی و محمد زاده، ۱۳۷۶). با توجه به نتایج فیتوپلانکتونی بدست آمده در رودخانه ها، مشخص شده که اکثریت جمعیت فیتوپلانکتونی متعلق به شاخه *Bacillariophyta* (دیاتومه) بوده و درصد اندکی به سایر گروه ها تعلق دارد، جنس های *Navicula, Cyclotella, Cymbella*، *Nitzschia* در بیشتر رودخانه ها حضور گسترده دارند، این گروه از فیتوپلانکتون ها سرمادوست بوده و در تمامی فصول سال مشاهده شده و میهمانان دائمی رودخانه ها می باشند (Horne & Goldman, 1983 و مکارمی و سبک آرا، ۱۳۸۷). بیشتر زئوپلانکتون های رودخانه ای نیزمتعلق به پروتوزوآها بویژه شاخه سیلیاتاها هستند، بعضی از جنس

های مژه داران مثل *Vorticella* دارای پایه هایی بوده که می تواند بحالت ثابت بر روی سنگها و اشیاء موجود در آن بچسبد، این گروه تراکم بالای جمیعت زئوپلانکتونی رودخانه ها را شامل می شوند (ملکی شمالی و عبدالملکی، ۱۳۷۴ آدابی و محمد زاده، ۱۳۷۶). شاخه *Rotatoria* در رتبه بعدی قرار دارد، جنس هایی مثل *Trichocera ,Polyarthra, Lecane,* که دارای پاهای پنجه مانند وچسبناک بوده و بصورت خزیدن بر روی سطوح جابجا می گردند، اکثریت جامعه زئوپلانکتونی دریاچه ها و مخصوصا رودخانه ها را شامل می شوند (مکارمی و سبک آرا، ۱۳۸۷ ;Kaster, 1970). نتایج مطالعه حاضر نشان می دهد که رشد و توسعه کمی پلانکتون ها در رودخانه ها بستگی به عمق آب دارد، هنگامی که عمق آب کم باشد پلانکتون ها بطور ضعیفی رشد و توسعه می یابند ولی اگر عمق آب زیاد باشد این بخش به آبگیری دریاچه مانند تبدیل و برای رشد و تکثیر پلانکتون ها مساعد می گردد.

بهترین زیستگاه آبی از نظر عمق و تجمع مواد آلی جهت رشد و توسعه جلبک ها، دریاچه سدها می باشد(Wetzel, ۱۹۹۹ و Hirawake *et al*, 1998; Harris,1986) و کمترین رشد مربوط به زیستگاه هایی است که در آن کدورت آب بالا بوده و یا ایستایی آب کم است(Sarkar, 2002). در تحقیق حاضر نیز چنین وضعیتی مشاهده می گردد، بطوریکه حداکثر فراوانی پلانکتونی در منطقه (دریاچه پشت سدها) مشاهده گردید که دلیل آن مساعد بودن شرایط منجمله مدت زمان ماندگاری آب، عمق بالا، تجمع مواد آلی جهت رشد و توسعه پلانکتون ها، شرایط ایستایی آب و... می باشد . در ضمن نتایج تحقیقات انجام یافته نشان می دهد که حداقل فراوانی پلانکتونی در رودخانه ها مشاهده می شود که احتمالا بدلیل بالا بودن شدت جریان آب می باشد (لیخودایوف، ۱۹۹۷ و Kenzi *et al*, 1989; Jafari & Gunale, 2005). در مطالعه حاضر نیز حداقل فراوانی پلانکتونی در رودخانه ها مشاهده گردید. پراکنش پلانکتون ها از ساحل به طرف مرکز و در قسمت وسطی دریاچه ها حداکثر بوده و بطرف اعماق زیاد، از تراکم آنها کاسته می شود (Sarkar, 2002; Stickney, 2000، Harris, 1986). اکثر محققین وجود مواد مغذی فراوان و نور را درسطوح بالایی آب که بدنبال خود باعث تجمع فیتوپلانکتون ها می گردند را بعنوان دلایل اصلی در نتایج مطالعات خود بیان کرده اند(Haraughty and Burks, 1996; Sarkar, 2002, Stickney and Washington, 1991). بررسی پلانکتونی در مناطق مورد مطالعه بیانگر آن است که با افزایش عمق، فراوانی پلانکتونی کاهش نشان می دهد (عمق بیشتر از ۵ متر)، در واقع می توان اظهار نمود که لایه حداکثر رشد و تولید مثل در اعماق بیشتر از ۵ متر کاهش می یابد که علت اساسی آن تأثیر املاح، گل و لای رودخانه ای بر دریا و کمتر شدن نفوذ نور به لایه های زیرین می باشد، همچنین نتایج تحقیق حاضر نشان می دهد که ۷۵ درصد از فراوانی پلانکتونی در لایه های سطحی آب و تا عمق ۵ متر مشاهده شده اند.

در پراکنش عمودی زئوپلانکتون ها نیز تفاوت هایی دیده می شود، تعدادی بدلیل اثرات مخرب نور خورشید از سطوح بالایی آب دوری کرده و گروهی دیگر آسیب ندیده و در نزدیک به سطح آب زیست می کنند(Nybakken, 1993 ; Nielson, 1975 و محسن پور و همکاران، ۱۳۸۸). در بررسی انجام شده بر روی

زئوپلانکتون های مخازن آبی حداکثر تراکم جمعیتی، در اعماق ۲ تا ۵ متری مشاهده می شود که بطرف اعماق بیشتر از تراکم آنها کاسته می گردد، در اعماق تا ۵ متری ۸۰ درصد زئوپلانکتون ها مشاهده می شوند و در عمق ۱ متر و کمتر از آن، زئوپلانکتون ها تحت تأثیر عوامل متعددی مانند امواج، سرما، گرما و نور قرار داشته که باعث مهاجرت و نهایتا کاهش تراکم آنها می گردد (محمد اف، ۱۹۹۰، محسن پور وهمکاران، ۱۳۸۷ و Kimmel & Roman, 2004)، نتایج مطالعات انجام گرفته در سد ارس و بوکان نشان می دهد که زئوپلانکتونها دارای مهاجرت شبانه روزی و عمودی بوده بطوریکه در فصول گرم سال و هنگام عصر به سمت سطوح بالایی آب و محل تجمع فیتوپلانکتون ها مهاجرت می کنند(محمد اف، ۱۹۹۰ و محسن پور وهمکاران، ۱۳۸۷). روند تغییرات ماهانه فراوانی زئوپلانکتون های منابع آبی چنانکه انتظار می رود تا حدود زیادی متناسب با تغییرات جمعیت فیتوپلانکتونی است (محمد اف، ۱۹۹۰، محسن پور وهمکاران، ۱۳۸۷)، به نحوی که همراه با افزایش توده فیتوپلانکتونی یا مدت کوتاهی پس از آن، زئوپلانکتون ها نیز افزایش می یابند (Parker & Haswell, 2002 و محسن پورآذری و همکاران، ۱۳۸۸ علیوف و محسن پور آذری، ۱۳۸۹ و روشن طبری و همکاران، ۱۳۸۴). بررسی نتایج مطالعه حاضر نیز نشان می دهد که روند افزایش و کاهش جمعیت های پلانکتونی با یکدیگر متناسب می باشند.

روتاتورها و پروتوزوئرها، زئوپلانکتون های غالب منابع آبی را تشکیل می دهند (Vankhede & Deshmukh, 2002; Agamaliev, 1976). در دریاچه سد شمکیر و ینی کند نیز که بر روی رودخانه کور در جمهوری آذربایجان واقع هستند، بترتیب ۵۵ و ۴۵ گونه زئوپلانکتونی شناسایی شده است (لیخودایوف ، ۱۹۹۷؛ عبدالرحمان اف، ۲۰۰۴ و علی اف و عبدالرحمان اف ، ۲۰۰۳)، در دریاچه پشت سد مینگه چویر و واروارا در جمهوری آذربایجان نیز بترتیب ۴۲ و ۳۲ گونه زئوپلانکتونی شناسایی شده است (احمداف، ۲۰۰۵، علیوف). در دریاچه پشت سد بوکان نیز بترتیب ۳۸ و ۶۰ گونه زئوپلانکتونی و در رودخانه زرینه رود ۳۴ جنس و ۴۷ گونه زئوپلانکتونی شناسایی شده است (محسن پور آذری و همکاران، ۱۳۸۷)، در تحقیقی که در دریاچه سد ارس انجام گردید، جمعاً ۳۴ جنس از زئوپلانکتون ها شناسایی شدند(مکارمی و سبک آرا، ۱۳۸۰)، در تحقیق دیگری که در دریاچه سد ارس انجام گردید، جمعاً ۴۵ جنس از زئوپلانکتون ها شناسایی شدند(صفائی و همکاران، ۱۳۷۵)، در تحقیق حاضر نیز تعداد گونه های شناسایی شده تا حدودی با یافته های تحقیقات قبلی مطابق بوده بطوریکه در در یاچه سد ارس ۳۷ جنس و ۵۸ گونه زئوپلانکتونی و در رودخانه ارس ۲۹ جنس و ۴۲ گونه زئوپلانکتونی شناسایی شدند که از میان گونه های رایج در آب های های شیرین می باشند. بررسی سوابق مطالعات انجام گرفته نشان می دهد که عمده ترین شاخه مشاهده شده از پروتوزوآها در منابع آبی، سیلیاتاها(مژه داران) بوده که از تنوع گونه ای و تراکم جمعیتی بالایی در صورت رعایت اصول صحیح نمونه برداری، شناسایی و شمارش برخوردار می باشند(علیوف و علیوف، ۲۰۰۳؛ Agamaliev 1976; Corliss,1979; Agamaliev 1977; Alekperov and Asadullaeva,1996; Sournia,1981; ,Jahn *et al*, 1949). نتایج مطالعات قبلی نشان می دهد که در دریاچه سد های

مینگه چویر، واروارا و جیران باتان واقع در جمهوری آذربایجان بترتیب ۵۰ ، ۹۱ و ۸۱ گونه (علی اکبرف، ۱۹۷۷) و در دریاچه سد ینی کند واقع در جمهوری آذربایجان ۱۱۷ گونه از سیلیاتاها شناسایی شده است(علیوف و علیوف. ۲۰۰۳). دریاچه سد ماکو، ۷ گونه (سبک آرا و مکارمی، ۱۳۷۸)، سد حسنلو، ۴ گونه (سبک آرا و مکارمی، ۱۳۸۱)، سد ارس سال ۱۳۷۵، ۶ گونه (صفائی و همکاران، ۱۳۷۵)، سد ارس سال ۱۳۸۰، ۶ گونه (مکارمی و سبک آرا، ۱۳۸۰) و در مطالعه حاضر نیز جمعا ۱۹ گونه از سیلیاتاها شناسایی شد. بررسی نتایج کارمحقیق نشان می دهد که نیتروژن ، فسفات ، آهن ، کلراید و درجه حرارت ۲۵-۱۸ درجه سانتیگراد در یک جریان آب آرام با مواد مغذی مناسب در رشد زئوپلانکتون ها مؤثر است(Haraughty & Burks,1996 Salmaso, 2002). حضور گسترده و تراکم بالای جمعیتی شاخه *Rotatoria* با جنس های *Keratella* و *Polyarthera* در اکثر منابع آبی به چشم می خورد (قاسم اوف، ۱۹۸۴؛ Yagi, 1983). *Rotatoria* در ارس (مکارمی و سبک آرا ، ۱۳۸۰) ماکو (سبک آرا و مکارمی، ۱۳۸۲) و مهاباد (حیدری و محمدجانی، ۱۳۷۸) در میان سایر زئوپلانکتون ها غلبه بی چون و چرایی در طول سال دارد که این موضوع در دریاچه سد های مورد مطالعه نیز صادق است. ولی سایر گروه های زئوپلانکتونی شامل *Cladocera* و *Copepoda* دارای تراکم جمعیتی پایینی می باشند، لازم بذکر است که گروه های فوق در محیط های رودخانه ای به زحمت قادر به تحرک و ادامه حیات بوده که احتمالا نوسانات زیاد دما، شدت جریان آب و کدورت می تواند دلایلی بر این موضوع باشند (لیخودایوف، ۱۹۹۷ و Krovchinsky & Smirnov, 1993; Stickney, 2000; Shammi & Bhatnagar 2002،). نتایج بررسی حاضر نیز پایین بودن تراکم و تنوع جمعیتی گروه های فوق را در رودخانه های مورد بررسی را نشان می دهد. شاخه *Rotatoria* بدلیل سازش پذیری زیاد با شرایط مختلف بوم شناختی و توان مقاومت در برابر تغییرات فیزیکوشیمیایی محیط، در اکوسیستم های مختلف قابل مشاهده هستند(محمد اف، ۱۹۹۰ و Kimmel et al, 2006). گونه های مختلف این بی مهرگان نیز دارای پراکنش وسیعی می باشند، تراکم *Rotatoria* احتمالاً با اجزاء مورد تغذیه آنها نظیر باکتری و مواد مغذی بویژه فسفر و نیتروژن مرتبط می باشد(Liss, 1999 Pace and Orcutt, 1981; Porter *et aL*, 1979.). زئوپلانکتون ها خصوصاً *Rotatoria* از اواسط اردیبهشت تا نیمه اول تیرماه دارای بیشترین اهمیت شیلاتی هستند، لاروهای بیشتر ماهیان از *Rotatoria* تغذیه می کنند، اکثرجنس های شاخه *Rotatoria* بویژه جنس Branchionus غذای مناسبی برای لارو ماهیان آبهای شیرین بعنوان غذای آغازین می باشند (Awaless,1991,چودار رضایی و همکاران). حداکثر تولیدات زئوپلانکتونی نیز مصادف است با فراوانی بالای لارو ماهیان که از آنها تغذیه می کنند، نتایج حاصله از تغذیه ماهیان در دریاچه سدهای ماکو و مهاباد موید این مساله می باشند (خداپرست، ۱۳۷۷؛ رمضانی و ولی پور، ۱۳۷۷؛ عبدالملکی، ۱۳۷۹). اهمیت زئوپلانکتون ها را در منابع آبی می توانیم در یک دوره بهاره، تابستانه که به مصرف لارو بچه ماهیان گونه های مختلف می رسند، بدانیم، همچنین زئوپلانکتون ها در تغذیه بچه ماهیان کپور معمولی و سوف اهمیت بسزایی دارند(Alam *et al*, 2001; Huber, 1986 ؛ لیخودایوف، ۱۹۹۷ ; محمد اف، ۱۹۹۰ و سلمانوف، ۱۹۸۷). محمداف در سال ۱۹۹۰ در

بررسی تغذیه بچه ماهیان کپور بطول ۸ تا ۵۰ میلیمتر در دریاچه سد ارس دریافت کـه زئوپلاتکتـون هـا، ۹۸- ۱۸ درصد غذای آنها را تشکیل می دهند. برای بچه ماهیان بزرگ تر اهمیت زئوپلانکتون ها کمتر است (محمـد اف ، ۱۹۹۰). زئوپلانکتون ها علاوه بر ارزش غذایی ، محتوی عناصر کمیاب می باشند و قادرند سیستم های آنزیمی بچه ماهیان را فعال کرده و موجبات رشد آنها را فراهم سـازند (Gordon, 1971). در دریاچـه سـد ارس ، جمعیـت زئوپلانکتونی به مرور از اردیبهشت ماه سیر صعودی نشان داده و در اوایل تیر ماه به اوج خـود مـی رسـد، سـپس شاهد یک نزول در جمعیت آنها هستیم که تا پاییز ادامه می یابد، این وضعیت در مطالعه قبلی صورت گرفتـه بـر روی دریاچه سد ارس نیز مشاهده شده بود(نظامی و همکاران، ۱۳۷۵). نتایج مطالعه حاضـر نشـان مـی دهـد کـه دریاچه سد ارس شرایط لازم برای رشد و شکوفایی گونه های مختلف زئوپلانکتونی که دارای ارزش تغذیه ای فراوانی برای ماهیان می باشند را دارا بوده ولی در سایر مناطق مورد مطالعه این وضعیت حاکم نبوده که کدورت و شدت جریان زیاد آب را می توان دلیلی بر این وضعیت دانست.

باسیلاریو فیتا و کلروفیتا غذای مناسبی برای ماهیان فیتوپلانکتونخوار هستند (رمضانی و ولـی پـور، ۱۳۷۷ ؛فریـد پاک، ۱۳۶۵، نظـامی و همکـاران، ۱۳۷۵). بررسـی نتـایج مطالعـه حاضـر نشـان مـی دهـد کـه شـاخه کلروفیتـا و باسیلاریوفیتا پر جمعیت تـرین گـروه فیتوپلانکتـونی در منـاطق مـورد بررسـی مـی باشـند و در ایـن میـان شـاخه باسیلاریو فیتا بدلیل سرما دوست بودن در تمامی ایام سال به فراوانی حضور دارد، لذا محـدودیتی از بابـت تـامین غذا برای موجودات جانوری وجود نداشته و این عوامل سبب استمرار چرخه غذایی در این منابع آبی می شوند، در نهایت رشد و نمو محصول نهایی یعنی ماهی در اثـر تغذیـه از فیتوپلانکتـون هـا، زئوپلانکتـون هـا، بنتوزهـا و گیاهان عالی شکل گرفته و تولید پروتئین حیوانی تضمین می شود.

تعیین کیفیت آب از روی گونه های مختلف پلانکتونی به یکی از روش های رایج در نقاط مختلف جهان تبدیل شده است(Hellawell, 1986)، لذا بر اساس نتایج تحقیقات انجام یافته در این خصوص حضور گونه هایی از جنس های *Navicula, Cymbella* و *Synedra* از باسیلاریوفیتا شاخص طعم و بوی بد در منابع آبـی مـی باشـد(Akbulut & Yildiz 2002; Clesceri *et al*, 1989). از نظر اکولوژیکی حضور گونه هایی از جنس *Cyclotella* از باسـیلاریوفیتا در رودخانه ها و دریاچه هـا شـاخص آبهـای یـوتروف بـوده و در اثـر تـراکم بـالای آنهـا رنـگ آب قهـوه ای مـی شـود(Cox, 1996). از نظـر اکولـوژیکی حضـور *گونـه Navicula salinarum* از باسـیلاریوفیتا شـاخص آبهـای الیگوتروف تا یوتروف محسوب می شود(Cox, 1996). از نظر اکولـوژیکی جـنس *Nitzschia* از باسـیلاریوفیتا در اکثر رودخانه ها و دریاچه ها مشاهده می گردند(Prescott, 1984). از نظر اکولوژیکی حضور گونه های *Synedra acus*و *Synedra ulna* از باسیلاریوفیتا در اغلب آبهای مزوتروف تا یوتروف دیده می شوند(Cox, 1996). همچنین *Synedra nana* از باسیلاریوفیتا در اغلب آبهای الیگوتروف مشاهده می گردند(Afsharzadeh, 2003 و Cox, 1996). از نظـر اکولـوژیکی حضـور گونـه هـای *Ceratium hirudinella, Peridinium sp* و *Glenodinium quadridense* از دینوفیتا در تمام منابع آبی بعنوان شاخص آب های مزوتروف تا یوتروف و عامل تغییر بو و طعم آب هـا معرفـی

می شوند(اسماعیل ساری، ۱۳۷۹؛ Clesceri *et al*, 1989 و Wetzel, 2002). حضور جنس *Dinobryon* از کریزوفیتا بعنوان شاخص بو و طعم گزارش شده است(Clesceri *et al*, 1989). از نظر اکولوژیکی حضور جنس *Euglona* از اوگلنوفیتا بعنوان شاخص آلودگی آب به مواد آلی در دریاچه ها مطرح می باشد (Coelho *et al*, 2007; Atici, 2002). از نظر اکولوژیکی حضورجنس *Scenedesmus* از کلروفیتا، شاخص وضعیت تروفی آب می باشد(Gomez, 1998; Huchinson,1970) . از نظر اکولوژیکی حضور سیانوباکتری ها با جنس های *Oscillatoria* و *Microcystis* نشان دهندهٔ آلودگی بالای آب بوده و به عنوان شاخص آب های یوتروف معرفی می شود (Chellappa & Costa. 2003; Luukkainen *et al*, 1993 و Smith. 2003). از نظر اکولوژیکی حضور جنس های زئوپلانکتونی *Keratella*, *Brachionus* و *Polyarthera* از *Rotatoria* در منابع آبی، شاخص وضع یوتروفیک آب می باشد(Yagi, et al, 1983; Hadghinson, 1970 و Williams, ۱۹۶۶ و ۱۹۶۰ Beach,). از نظر اکولوژیکی حضور گونه های *Coleps tessellates, Paradileptus elephantinus, Zosterographus labiatus, Cyclidium citrullus* از پروتوزوآ (Ciliata) در منابع آبی، شاخصی از تغذیه گرایی می باشد(قاسم اوف،۲۰۰۴؛ اسماعیلی ساری، ۱۳۷۹؛ Mohsenpour Azari *et al*, 2010; Agamaliev, 1977; Wiscowski *et al*, 2001; Foissner *et al*,1999). لازم بذکر است که همه گونه ها ی اشاره شده از شاخه های مختلف پلانکتونی در مناطق مختلف مورد مطالعه بویژه در دریاچه سد ارس مشاهده گردیدند.

نتایج حاصل از اندازه گیری فاکتورهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی در مطالعه حاضر و مقایسه آن با استانداردهای موجود (اسماعیل ساری، ۱۳۸۱، Wetzel, 2002: Carlson,1977: Nixdorf, Gindy & Dorgham, 1992 2002: Wurtsbaugh & Marcarelli, 2006: He,1987)، حاکی از آن است که شدت آلودگی ناشی از فاضلاب های مختلف خانگی در سمت ایران بدلیل گستردگی دریاچه و بالا بودن تراکم جمعیتی در اطراف، واقع شدن شهر نخجوان در کوه های مشرف به دریاچه و تخلیه فاضلاب های مختلف شهری و و پس آب های صنعتی به داخل آن، روان آب های کشاورزی(وجود دشت حاصلخیز حاشیه دریاچه و توسعه کشاورزی در منطقه طی سال های اخیر و در نتیجه، برداشت آب از دریاچه سد که در سال های اخیر رشد قابل توجهی داشته است) و پس آب های صنعتی باعث گردیده که مخزن سد ارس در رده ی آب های یوتروف واقع شود(محسن پور آذری و همکاران ، ۱۳۸۹ و محبی و همکاران ، ۱۳۸۹)، لازم بذکر است که تعدادی از جنسهای شاخص یوترفی آب در مطالعه قبلی صورت گرفته بر روی دریاچه سد ارس در فصل تابستان و در ایستگاههای میانی دریاچه نیز مشاهده شده بود(نظامی و همکاران، ۱۳۷۵).

۳-۴- بررسی شاه میگوی ایستگاههای مورد مطالعه در دریاچه سد ارس

در سال ۱۹۸۹ شاه میگوی آب شیرین در سواحل شمالی دریای خزر توسط رومیانتسف مورد مطالعه قرار گرفت و بر این اساس چهار گروه طولی برای شاه میگوی آب شیرین معرفی گردید: گروه کوچک (تا ۱۰۰ میلی متر)،

گروه متوسط (تا ۱۲۰ میلی متر)، گروه بزرگ (تا ۱۴۰ میلی متر) و گروه فوق العاده (بیش از ۱۴۰ میلی متر). رومیانتسف این نسبت را برای شاه میگوی آب شیرین دلتای ولگا به ترتیب ۲/۸، ۲۸/۹، ۵۷ و ۱۱/۳ درصد گزارش کرد. در تالاب انزلی شاه میگوی این زیستگاه به مقدار ۹۹/۹ درصد در گروه های کوچک و متوسط قرار می گیرد (کریمپور و همکاران، ۱۳۷۰). در تحقیق سال ۱۳۷۵ تا ۱۳۷۶ برای شاه میگوی سد ارس این نسبت ها ۱۶/۷، ۳۴/۳، ۳۲ و ۱۷ درصد (کریمپور و حسین پور، ۱۳۷۹) و در تحقیق مجددی که در سال ۱۳۸۱ انجام گرفت درصد گروه های رومیانتست به ترتیب ۵/۰۷، ۲۴/۸۱، ۴۴/۰۲ و ۲۶/۰۹ درصد برآورد گردیده است (کریمپور، ۱۳۸۲). بررسی اطلاعات سال ۷۶-۱۳۷۵ و ۱۳۸۱ (کریمپور و حسین پور، ۱۳۷۹؛ کریمپور،۱۳۸۲) نشان از بهبود شرایط شاه میگوی دریاچه سد ارس دارد، در تحقیق حاضر نیز درصد گروه ها بر اساس تقسیم بندی رومیانتسف بترتیب ۴۷/۰۷، ۳۳/۹۴، ۱۵/۵۷ و ۳/۴۲ می باشند(جدول ۲۷)

جدول ۲۷ – درصد گروه های رومیانتسف در سال های مختلف (دریاچه سد ارس)

گروه / سال	گروه کوچک (تا ۱۰۰ میلی متر)	گروه متوسط (تا ۱۲۰ میلی متر)	گروه بزرگ (تا ۱۴۰ میلی متر)	گروه فوق العاده (بیش از ۱۴۰ میلی متر)
۱۳۷۵-۱۳۷۶	۱۶/۷	۳۴/۳	۳۲/۰۰	۱۷/۰۰
۱۳۸۰-۱۳۸۱	۵/۰۷	۲۴/۸۱	۴۴/۰۲	۲۶/۰۹
۱۳۸۶-۱۳۸۷	۴۷/۰۷	۳۳/۹۴	۱۵/۵۷	۳/۴۲

مقایسه مقادیر حاضر نسبت به بررسی ساله ای گذشته کاهش درصد گروه های طولی بزرگ و فوق العاده را اثبات می نماید.

میانگین طول کل در شاه میگوی ترکیه ۱۰۱/۲ میلی متر(Koksal, 1988)، دلتای ولگا ۱۲۰ میلی متر، سواحل ترکمنستان ۱۰۹ میلی متر (رومیانتست، ۱۹۸۹) تالاب انزلی ۱۰۲ میلی متر (کریمپور و همکاران، ۱۳۷۰)، دریای خزر ۱۰۷/۱۸ میلی متر، در سواحل بندر انزلی ۱۲۵/۶ میلی متر(کریمپور و همکاران، ۱۳۸۳)، دریاچه سد ارس در سال ۷۶-۱۳۷۵ و ۱۳۸۱ به ترتیب ۱۲۰/۵۰ میلی متر و ۱۲۸/۴۱ میلی متر(کریمپور و حسین پور، ۱۳۷۹؛ کریمپور، ۱۳۸۲) گزارش شده است. کریمپور و حسین پور در سال ۱۳۷۹ مشخص کردند که شاه میگوی سد ارس نسبت به اکثر جمعیت های شاه میگو رشد طولی بهتری دارند، این موضوع در بررسی مجدد بیولوژی شاه میگو در سال ۱۳۸۱ در ارس بار دیگر تایید شد، به طوری که در آن سال وضعیت شاه میگو از سال ۷۶-۱۳۷۵ نیز بهتر گزارش گردید(کریمپور، ۱۳۸۲). این در حالیست که مطالعه حاضر حکایت از وجود بحران در ذخایر شاه میگوی سد ارس دارد بطوریکه میانگین طول کل در این بررسی به ۱۰۶/۴۳ میلی متر کاهش یافته که پایین تر از تراز صادراتی شیلات آذربایجان غربی می باشد.

وزن نیز یکی از فاکتورهای مهم برای بررسی پویایی جمعیت به حساب می آید. کاهش میانگین وزنی در

جمعیت های شاه میگو نشان از فشار صید دارد. میانگین وزن کل در شاه میگوی دریای خزر در سال ۱۳۷۰، ۴۱/۰۲ گرم برآورد شده (برادران نوبری، ۱۳۸۰) این درحالیستکه میانگین وزن شاه میگوی خزری در سواحل بندر انزلی در سال ۱۳۸۰، ۶۰/۶ گرم بدست آمده است(کریمپور و همکاران، ۱۳۸۳) که بالاتر از تراز صادراتی است. میانگین وزن برای شاه میگوی دریاچه سد ارس در سال ۷۶-۱۳۷۵، ۵۴/۶۸ گرم و در سال ۱۳۸۱، ۶۸/۷۵ گرم بوده است(کریمپور و حسین پور، ۱۳۷۹؛ کریمپور، ۱۳۸۲). این نتایج موید آن است که در سال های گذشته شرایط رشد شاه میگو در دریاچه سد ارس مساعد بوده است. یعنی در هر دو دوره میانگین وزنی از استاندارد صادراتی ۵۰ گرم بالاتر بوده است ولی در مطالعه اخیر میانگین وزن برای جمعیت حاضر ۳۵/۸۱ گرم بدست آمده است که نسبت به سال های قبل به شدت کاهش یافته و حتی پایین تر از تراز صادراتی می باشد.

Koksal در سال ۱۹۸۸ ضریب رشد شاه میگوی ترکیه را ۳/۱۳ برای نمونه های نر و ۲/۸۲ برای نمونه های ماده بدست آورده است. این ضرایب برای شاه میگوی خزری در سواحل بندر انزلی در سال ۱۳۸۱، ۳/۲۲ (نر) و ۲/۷۵ (ماده) (کریمپور و همکاران، ۱۳۸۳)، شاه میگوی خزری دریای خزر در سال ۱۳۷۰، ۳/۲۲ (نر) و ۲/۶۲ (ماده)، برای جمعیت دریاچه سد ارس در سال ۷۵-۱۳۷۶، ۳/۴۰ (نر) و ۳/۰۸ (ماده) (برادران نویری، ۱۳۸۰ و کریمپور و حسین پور، ۱۳۷۹) و برای همین جمعیت در سال ۱۳۸۱ برای نر و ماده به ترتیب ۳/۰۹ و ۳/۰۲ گزارش شده است (کریمپور، ۱۳۸۲). بررسی این ضرایب حاکی از مقدار بالای آن در نمونه های نر می باشد. مقایسه ضرایب رشد در بررسی حاضر نشان می دهد که در مجموع، نرها افزایش وزن بیشتری در مقابل افزایش طول دارند که دلیل آن را می توان به بزرگ بودن چنگک ها در نمونه های نر نسبت داد. به نظر می رسد افزایش قابل توجه ضریب رشد در فصل پاییز برای نمونه های ماده در این بررسی، به دلیل رشد تخمدان ها باشد که باعث افزایش وزن بیشتر در مقابل افزایش طول می گردد که این افزایش وزن، همراه با رشد عرضی شکم می باشد. بطور کلی نرها در طول یکسان افزایش وزن بیشتری را نسبت به ماده ها نشان می دهند. از طرفی بررسی تغییرات ضریب رشد در یک جنس در طول یک دوره یکساله ثابت می کند که افزایش وزن با طول یکسان، هم در جنس نر و هم ماده، در فصل پاییز بیشتر از سایر فصول است.

نسبت جنسی در طول یکسال نوساناتی را نشان می دهد که این تغییرات بستگی به شرایط زیستی شاه میگو دارد. فعال بودن نرها و کم تحرکی ماده های حامل تخم و نیز تفاوت زمانی در پوست اندازی نرها و ماده ها عامل اصلی اختلاف در نسبت جنسی نر و ماده در زمان های مختلف به حساب می آید (Woodland, 1967). بطور کلی در زمان تکثیر، نسبت جنسی ماده های صید شده به دلیل کم تحرکی آنها کمتر از نرها می باشد ولی بعد از سپری شدن دوره تکثیر، نسبت آنها تقریبا ۱:۱ می شود (Kokal, 1988; Bayrak, 1985). در مجموع نسبت نرها در صید بیشتر از ماده ها است این مسئله در مورد شاه میگوهای صید شده در سال ۱۳۸۷ از سد ارس نیز مشاهده می شود، با توجه به ارزش اقتصادی شاه میگو و صید آن، این موضوع می تواند در کوتاه مدت با برهم زدن تعادل تولید مثلی، پتانسیل

زادآوری را مختل نماید.

مطالعه گروه های طولی نیز از جمله بحث های مهم و موثر در ارزیابی ذخایر آبزیان می باشد. بررسی ساختار طولی شاه میگوهای منطقه نشان می دهد که در بخش پایینی ولگا ۵۷/۵ درصد (Ivanov, 2000)، در سواحل بندر انزلی ۶۸/۹۴ درصد (کریم پور)، و در دریاچه سد ارس ۴۹ درصد در سال ۷۶-۱۳۷۵ و ۷۰/۱۲ درصد از جمعیت شاه میگو در سال ۱۳۸۱ بالاتر از ۱۲۰ میلی متر طول داشته اند (کریمپور و حسین پور، ۱۳۷۹؛ کریمپور، ۱۳۸۲). در بررسی حاضر این مقدار برای گروه های بالای ۱۲۰ میلی متر به ۱۸/۹۹ درصد کاهش یافته است. با در نظر گرفتن این موضوع که در جمعیت حاضر، تنها ۱۶/۴۶ درصد از کل جمعیت وزنی بالاتر از ۵۰ گرم دارند، باید قبول کرد که در طی ۶ سال گذشته ذخایر شاه میگوی آب شیرین در دریاچه سد ارس به شدت کاهش یافته که دلیل آن را می توان به دو عامل مستقل فشار صید، علی الخصوص صید ضمنی و یا نامساعد بودن شرایط اکولوژیکی و خشکسالی های اخیر نسبت داد. تشخیص عامل اصلی تخریب ذخایر شاه میگو در این زیستگاه و یا تعیین سهم هر کدام از عوامل فوق نیاز به مطالعه و بررسی مستقلی دارد.

۵- نتیجه گیری کلی

معضل امروزه منابع آبی دخالت های بی رویه انسان در روند طبیعی اکوسیستم آنهاست که عواقب وخیمی را به همراه داشته و از نظر زیست محیطی هم زیان های جبران ناپذیری را بدنبال دارد، نتایج مطالعه حاضر نیز گویای آن می باشد که رود ارس و سد احداث شده بر روی آن نیز از این قاعده مستثنی نبوده است. لازم بذکر است که بدلیل حجم فراوان آب در رودخانه ارس و کمی کانون های آلوده کننده درطول مسیر که امکان رفع آنها با خود پالایی آب وجود دارد و با توجه به مقدار عددی بعضی از فاکتورهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی اندازه گیری شده، در شرایط فعلی مشکلی از نظر فعالیت های شیلاتی در مسیر رودخانه ارس احساس نمی شود (از چشمه ثریا تا ورودی دریاچه سد ارس که بخشی از مطالعه حاضر این منطقه را پوشش می داد)، ولی با ادامه روند فعلی که ما شاهد افزایش روز افزون تخلیه فاضلاب های مختلف به داخل دریاچه سد ارس می باشیم و از طرفی توسعه روزافزون فعالیت های کشاورزی و صنعتی در محدوده این دریاچه، لزوم توجه بیش از پیش مسئولین امر به اصلاح ساختارهای موجود و بهبود وضعیت آبزی پروری در منطقه بالاخص شاه میگو را گوشزد می نماید. با تمام این احوال تنها تجربه، آزمایش و مطالعات تکمیلی آینده می تواند جوابگوی مسائل متعددی باشد که در بهبود وضعیت فعلی و ایجاد شرایط لازم برای افزایش تولید در این منبع آبی موثر باشند.

پیشنهادها

- از آنجایی که حجم آب دریاچه سد ارس بشدت تحت تأثیر آبهای ورودی قرار داشته و حجم آن از سالی به سالی دیگر به جهت خشکسالی های اخیر در نوسان می باشد و از طرفی تخلیه فاضلاب های شهری، روستایی و روان آبهای کشاورزی به داخل دریاچه سد، بر کیفیت آب آن تاثیر منفی می گذارد، لذا جهت حفظ توازن دینامیکی اکوسیستم سد فوق، بایستی از راهکارهای مناسب برای کنترل پدیدهٔ تغذیه گرایی و به تبع آن خطر مسمومیت ناشی از شکوفایی جلبکی استفاده کرد تا از مشکلات حاکم تا حدودی کاسته شود.
- در حال حاضر تنها منبع صید و صادرات شاه میگو چنگ باریک ایران، دریاچه مخزنی سد ارس می باشد. تروفی شدید دریاچه سد ارس(بویژه در فصل تابستان که پدیده شکوفایی جلبکی رخ می دهد) و در نتیجه آن تراکم بالای جلبک های غیر مفید، می تواند بر حیات شاه میگو در این دریاچه تاثیر منفی گذاشته و دخایر آنرا کاهش دهد.
- با در نظر گرفتن این موضوع که در بررسی حاضر، تنها ۱۶/۴۶ درصد از کل جمعیت وزنی بالاتر از ۵۰ گرم دارند، باید قبول کرد که در طی سالیان گذشته ذخایر شاه میگوی دریاچه سد ارس به شدت کاهش یافته که دلیل آن را می توان به دو عامل مستقل فشار صید، علی الخصوص صید ضمنی و نامساعد بودن شرایط اکولوژیکی نسبت داد.
- چنانچه بهره برداری از شاه میگو بر اساس توسعه پایدار و بر مبنای میزان مجاز قابل برداشت صورت پذیرد، پس از ۵ سال از معرفی شاه میگو در سیستم های آبی مناسب، می توان حداقل ۵۰ کیلوگرم از هر هکتار شاه میگو برداشت نمود(متین فر و همکاران، ۱۳۸۶). بنابر این از سد مخزنی ارس با مساحتی حدود ۱۴۵۰۰ هکتار و با احتساب حداقل برداشت ۵۰ کیلوگرم از هر هکتار، امکان تولید حدود ۷۲۵ تن شاه میگو در سال وجود دارد، برای نیل به این هدف نیاز به انجام کارهای مطالعاتی و تحقیقاتی بصورت منسجم در قالب طرح جامع می باشد که امید است طرحی تحت عنوان طرح جامع مطالعات شاه میگوی سد ارس تدوین و اجرا گردد.
- سپردن مدیریت استحصال و بهره برداری شاه میگو به بخش خصوصی به منظور تولید پایدار و هدفمند.
- رود ارس بدلیل حجم فراوان آب و کمی کانون های آلوده کننده درطول مسیر (بویژه از چشمه ثریا تا شهرستان پلدشت) که امکان رفع آنها با خود پالایی رودخانه وجود دارد، منطقه مساعدی برای گسترش فعالیت های شیلاتی می باشد، لذا پیشنهاد می شود از پتانسیل های بالقوه موجود، جهت افزایش میزان تولید و اشتغال در منطقه با ایجاد مجتمع های تولیدی بهره برداری گردد.

تشکر و قدردانی

بدینوسیله از همکاران و مسئولین محترم موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، مدیریت محترم شیلات آذربایجان غربی و مرکز تحقیقات آرتمیای کشور که ما را در اجرای این پروژه یاری نمودند تشکر و قدردانی می نماییم.

منابع

۱. آدابی، م. و محمد زاده، ح. ۱۳۷۶. مکانیسم تشکیل و وضعیت هیدرولوژیک دریاچه بزنگان واقع شرق حوضه کپه داغ. فصلنامه تحقیقات جغرافیائی، شماره (۴۰)۷. صفحات ۳۱ تا ۴۴.

۲. احمد اف. ای. ا. ۲۰۰۵، زئوپلانکتون های سد مینگه چویر. انتشارات آکادمی جانورشناسی جمهوری آذربایجان. مجله علمی، باکو. صفحات۱۸۹-۱۸۱.

۳. احمدی، ح. ۱۳۷۴. ژئومرفولوژی کاربردی جلد ۱، فرسایش آبی. انتشارات دانشگاه تهران. ۲۱۰ ص.

۴. استانداری آذربایجان غربی. ۱۳۸۷. آمار نامه استان. استانداری استان آذربایجان غربی. ۴۰۰ص.

۵. اسد پور، ی؛ ملک زاده، ر؛ مصطفی زاده، ب. ۱۳۸۶. گزارش نهایی طرح جامع شیلاتی سد شهر چای ارومیه. ۲۱۰ ص.

۶. اسماعیل ساری، ع. ۱۳۷۹. مبانی مدیریت کیفی آب در آبزی پروری. انتشارات موسسه تحقیقات شیلات ایران. صفحات ۱۶۳ – ۱۵۹.

۷. اسماعیلی ساری، ع. ۱۳۸۱. اطلس رنگی پلانکتون شناسی. موسسه تحقیقات شیلات ایران.۱۳۳ ص.

۸. اسمعیلی، غ. بی تا. ۱۳۷۸. هیدروشیمی آب استخرهای پرورشی (اداره کیفیت آب در استخرها). جزوه درسی. ۴۴ ص.

۹. افشارزاده، س. ۱۳۸۲. بررسی فلور جلبکی رودخانه زاینده رود، پایان نامه دکتری. گروه زیست شناسی دانشگاه اصفهان. ۱۹۵ص.

۱۰. افراز، ع. و جمال زاد، ا. ۱۳۷۴. بررسی های زیستی و غیر زیستی رودخانه شفارود. مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان. ۶۵ ص.

۱۱. اوکسنر، ا. م.،۱۹۷۵.، کلید شناسایی اوگلنوفیتای جمهوری اوکراین، کی یف. ۳۹۵ ص.

۱۲. بانبخش، ح. ۱۳۸۲. رهنمودهای تکنولوژی برای تامین آب در اجتماعات کوچک، چاپ اول، ارومیه، شاهد، ۴۵ ص.

۱۳. برادران نویری، ش. ۱۳۸۰. مقایسه طولی و وزنی شاه میگوی آب شیرین (Astacus leptodactylus) در دو زیستگاه دریای خزر و دریاچه سد ارس، پژوهش و سازندگی، (در امور دام و آبزیان) شماره ۵۲ :۹۴-۹۷.

۱۴. بلچر، و سوئل، و. ۱۳۶۳. جلبک های آب شیرین. ترجمه: محمدی، ه. تهران: موسسه فنی پرورش ماهی، ۷۹ ص.

۱۵. بونی، آرتور دونالد. ۱۳۸۰. فیتوپلانکتون. ترجمه: رحیمی بشر، م، رشت: شهر سبز. ۱۶۷ ص.

۱۶. بلاک، ب. ۱۳۸۵. تکنولوژی آب های آلوده. ترجمه: بنا زاده ماهانی، م. انتشارات واحد فوق برنامه بخش فرهنگی دفتر مرکزی جهاد دانشگاهی. ۳۵۰ ص.

۱۷. پیرصاحب، م. ۱۳۷۴. بررسی کیفی رودخانه کشکشان پل دختر جهت آب شرب، پایان نامه. دانشگاه علوم پزشکی تهران، دانشکده بهداشت.۹۸ ص

۱۸. پیروشکینا، آ. ای.، لاورینکو، ای.، و ماگاروا. ۱۹۶۸. جلبک های پلانکتونی دریای خزر. لنینگراد. ۲۹۰ ص.

۱۹. تجریشی، م. ۱۳۷۶. نگرشی جامع به رفع بحران آب در تهران. مجله آب و فاضلاب، شماره ۲۲، صفحات ۲ الی ۱۲.

۲۰. تجریشی، م. ۱۳۸۰. نگرانی های کیفیت منابع آب در کشور. تهران: (دومین کنفرانس آسیایی آب و فاضلاب) تهران، سازمان آب منطقه ای. ۸ ص.

۲۱. ترحمی، ا. ۱۳۷۷. بحران کیفی آب و آلاینده ها مجله آب و توسعه، سال ششم، شماره اول، صفحات ۳۷ الی ۴۰.

۲۲. چودار رضایی، س.، محسن پور آذری، ع.، و صید گر، م. ۱۳۸۷. شناسایی و بررسی فراوانی زئوپلانکتون های دریاچه پشت سد ارس. مجموعه خلاصه مقالات نخستین همایش ملی منابع شیلاتی دریای خزر، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان. ص ۹۶.

۲۳. حیدری، ع و محمدجانی، ط. ۱۳۷۸. گزارش نهایی پلانکتون های دریاچه مخزنی سد مهاباد. معاونت تکثیر و پرورش شیلات ایران. ۶۴ ص.

۲۴. خداپرست، ح. ۱۳۷۷. هیدرولوژی و هیدروبیولوژی تالاب انزلی. مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان. ۱۱۲ ص.

۲۵. خدا پرست، س. ح. ۱۳۷۸. مطالعات تفصیلی دریاچه های سد ماکو و مهاباد. مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان.

۲۶. خداپرست، س. ح.، و وطن دوست، م. ۱۳۸۱. گزارش نهایی پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب دریاچه مخزنی بوکان. بندر انزلی: مرکز تحقیقات ماهیان استخوانی دریای خزر. ۴۳ ص.

۲۷. خوشبخت، ف. ۱۳۷۶. مطالعه اکولوژی و فلور جلبکی دریاچه بزنگان، پایان نامه کارشناسی ارشد. گروه زیست شناسی دانشگاه فردوسی مشهد. ۱۶۷ ص.

۲۸. دره شوری، ف. ۱۳۷۷. مطالعه اکولوژیک و فلور جلبکی دریاچه سد طرق، پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشکده علوم دانشگاه فردوسی مشهد. ۱۴۹ ص.

۲۹. دیارکیان مهر، ه. ۱۳۷۱. مبانی جلبک شناسی. جهاد دانشگاهی مشهد. ۲۵۲ ص.

۳۰. ذبیحی، م. ۱۳۷۶. تکثیر و پرورش جلبک های میکروسکوپی (فیتوپلانکتونها). شرکت سهامی شیلات ایران، اداره کل شیلات سیستان، ۲۵ ص.

۳۱. روحانی قادیکلایی، ک. ۱۳۷۵. بررسی میزان کلروفیل a و توزیع فیتوپلانکتون ها در آب های ساحلی بندرلنگه و نخیلو، در ارتباط با صدف مروارید ساز محار *Pinctada radiate*. مجله علمی شیلات ایران شماره ۱، سال پنجم. صفحات ۳۷ تا ۴۶.

۳۲. رحیمیان، ح. ۱۳۵۷. جلبک شناسی. دانشگاه ملی ایران. تهران، ۴۰۸ ص.

۳۳. رمضانی، م. ۱۳۷۸. گزارش نهایی پروژه مطالعات تغذیه ماهیان اقتصادی دریاچه مخزنی سد مهاباد. معاونت تکثیر و پرورش آبزیان شیلات ایران: تهران. ۵۲ ص.

۳۴. روبرت، ج، وتزل. ؟تجزیه و تحلیل های لیمنولوژیک، ترجمه: ولی الهی، ج. ۱۳۸۳. ۴۰۰ص.

۳۵. روحانی قادیکلایی، ک. و حسینی، ع. ۱۳۸۱. بررسی تغییرات ماهانه فیتوپلانکتون ها در آب های ساحلی جزیره لاوان (استان هرمزگان). مجله علمی شیلات ایران، سال یازدهم، شماره ۴. ۴۰-۲۹ ص.

۳۶. روشن طبری، م.، نجات خواه، حسینی، ع.، خداپرست، ن.، و رستمیان، م. ت. ۱۳۸۴. تنوع، تراکم و پراکنش زئوپلانکتونی در حوزه جنوبی دریای خزر در زمستان ۱۳۸۴ و مقایسه آن با سال های قبل. ۴۹ ص.

۳۷. رومیانتسف، و. د. ۱۹۸۹. خرچنگ های رودخانه ای دریای خزر (بزبان روسی)، ترجمه به انگلیسی: هولچیک، ژ، ترجمه به فارسی: حسین پور، س. ن. ۱۳۶۹. مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان: بندر انزلی. ۱۲ ص.

۳۸. ریاحی، ح. ۱۳۸۱. جلبک شناسی. دانشگاه الزهرا. ۱۷۶ص.

۳۹. زایلینا، م.، کسیلف، ای. ا.، پیروشکینا، آ، ای.، لاروینکوو، و شیشوکوما، اس. ۱۹۵۱. جلبک های دیاتومه ای. انتشارات دولتی علوم شوروی(مسکو)، چاپ چهارم. ۶۵۰ ص.

۴۰. زوبارویچ، وال.، باندارینکو، ای، آ. ۱۹۸۸. روش های تحقیقات هیدروشیمی عناصر بیوژن. انتشارات مسکو. ۱۱۸ ص.

۴۱. سازمان آب منطقه ای آدربایجان غربی. ۱۳۸۸. اطلاعات تغییرات دما و منحنی تغییرات آب دریاچه. ۲۴ ص.

۴۲. سارنگ، ا.، تجربشی، م. ۱۳۷۹. گزارش سیمای وضعیت منابع آب کشور – چالش ها و راهکارها. دفتر مطالعات آب و محیط زیست دانشکده مهندسی عمران دانشگاه صنعتی شریف. ۱۲۳ص.

۴۳. سارنگ، ا. تجریشی، م.، ابریشم چی، ا. ۱۳۸۰. شبیه سازی کیفی مخزن سد بوکان. مجله آب و فاضلاب شماره ۳۷. صفحات ۱۵-۲.

۴۴. سبک آرا، ج، و مکارمی، م. ۱۳۷۸. گزارش نهایی مطالعات پلانکتونی دریاچه مخزنی سد ماکو. معاونت تکثیر و پرورش آبزیان شیلات ایران. ۷۲ ص.

۴۵. سبک آرا، ج. ۱۳۷۴. گزارش پلانکتونی دریاچه سد ارس و حوزه آبریز. مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان. ۴۶ ص.

۴۶. سبک آرا، ج. و مکارمی، م. ۱۳۸۰. گزارش نهایی بررسی مطالعات پلانکتونیک دریاچه مخزنی سد ارس. معاونت تکثیر و پرورش آبزیان شیلات ایران: تهران. ۴۱ ص.

۴۷. سبک آرا، ج. و مکارمی، م. ۱۳۸۱. گزارش نهایی پلانکتون های دریاچه مخزنی سد حسلو. مرکز تحقیقات ماهیان استخوانی دریای خزر: بندر انزلی. ۲۵ ص.

۴۸. سبک آرا، مکارمی، م. ۱۳۸۲. بررسی تراکم و پراکنش پلانکتونی در دریاچه سد ماکو مجله علمی شیلات ایران. سال دوازدهم شماره ۲. صفحات ۲۹ تا ۴۶.

۴۹. سراجی، ف. ۱۳۷۹. تراکم و تنوع جمعیت پلانکتونی در مناطق شرقی مرکزی و غربی بندرعباس مجله علمی شیلات ایران شماره ۴ سال نهم تابستان ۱۳۸۰. صفحات ۱۵ تا ۲۶.

۵۰. سرپناه، ع. ن. ۱۳۸۱. گزارش نهایی ماهی شناسی دریاچه مخزنی بوکان. مرکز تحقیقات ماهیان استخوانی دریای خزر: بندر انزلی. ۵۸ ص.

۵۱. سلمانوف، م. آ. ۱۹۸۷. نقش میکروفلورها و فیتوپلانکتون ها در پروسه های تولید دریای خزر، ترجمه: ابوالقاسم شریعتی. مرکز علوم و صنایع شیلاتی میرزاکوچک خان، رشت. صفحات ۱۲۷-۱۲۴.

۵۲. شاملو، ا. ۱۳۸۱. بررسی تغییرات کیفی سد گیلان رود، پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشکده بهداشت دانشگاه تهران. ۸۹ ص.

۵۳. شریعتمدار، م. ۱۳۷۷. معاون زراعت وزارت کشاورزی. گردهمائی نخستین سمینار کاهش مصرف سم و کود شیمیایی.

۵۴. شمس، م.، و افشارزاده، س. ۱۳۸۵ . بررسی تاکسونومیکی دیاتومه های دریاچه زاینده رود، گروه زیست شناسی دانشگاه اصفهان، مجله رستنیها، جلد ۸ (۲)، صفحات ۱۷۸-۱۶۰.

۵۵. شیلات استان آذربایجان غربی. ۱۳۸۷. گزارش عملکرد مدیریت شیلات و آبزیان استان. اداره کل شیلات استان آذربایجان غربی. ۱۰۰ص.

۵۶. صفائی تکامی، س. ۱۳۷۶. گزارش نهایی مطالعات جامع سد ارس. موسسه تحقیقات شیلات ایران.مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان، ۲۵۰ص.

۵۷. صیادبورانی، م.، و خدمتی، ک. ۱۳۸۱. گزارش نهایی ارزیابی ذخایر و بررسی جمعیتی ماهیان دریاچه مخزنی بوکان. مرکز تحقیقات ماهیان استخوانی دریای خزر: بندر انزلی. ۴۰ ص.

۵۸. عبدالرحمانوف، ز. ی. ۲۰۰۴، زئوپلانکتون های سد ینی کند در جمهوری آذربایجان. مجله علمی، انتشارات آکادمی جانورشناسی جمهوری آذربایجان: باکو. ص۱۶۹-۱۶۴ .

۵۹. عبدالملکی، ش و غنی نژاد، د. ۱۳۷۸. گزارش نهایی مطالعات تفصیلی سدهای ماکو و مهاباد. مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان. ۱۵۶ ص.

۶۰. عبدالملکی، ش. ۱۳۷۹. گزارش نهایی مطالعات تفصیلی دریاچه متحرک سد ماکو. مرکز تحقیقات شیلاتی گیلان. ۸۷ ص.

۶۱. عبدالهی، ح. ۱۳۷۵. بحران فرسایش خاک در ایران. بولتن کمسیون آب شورای پژوهش های عملی کشور، شماره ۱۷. صفحات ۲۰ الی ۲۲.

۶۲. عظیمی قالیباف، س. ا.، ابریشم چی، ا.، و تجرشی، م. ۱۳۷۸. شناخت و ارزیابی کیفیت آب رودخانه جاجرود، پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه صنعتی شریف،۱۱۲ص.

۶۳. عظیمی، ق.، تجریشی، م.، ابریشمی چی، ا. ۱۳۷۹. ارزیابی ساده آلاینده های حوضه آب ریز سد لیتان، (جاجرود)، مجله آب و فاضلاب، شماره ۳۴. صفحات ۱۱-۲، ۱۳۷۹.

۶۴. علی اکبرف، ای. ک. ۱۹۷۷. گزارش شناسایی گونه های سیلیاتا در سدهای مینگه چویر، واروارا و جیران باتان. خلاصه رساله دوره دکترای تخصصی، جمهوری آذربایجان، دانشگاه دولتی باکو. ۲۶ ص.

۶۵. علیزاده، ژ.، محسن پور آذری، ع، و صید گر، م . ۱۳۸۷. بررسی تغییرات نیترات و فسفات در دریاچه سد ارس. چکیده مقالات همایش منطقه ای آبزی پروری نوین و توسعه پایدار، دانشگاه آزاد اسلامی واحد بابل. ۲۱۷ ص.

۶۶. علیوف، ع. ر، و علیوف، س. ی. ۲۰۰۳. فون میکرو زئو پلانکتون های سد ینی کند. مجله علمی آکادمی جانورشناسی جمهوری آذربایجان، باکو. صفحات ۲۱۲ تا ۱۹۹.

۶۷. علیوف، ع. ر، و عبدالرحمانوف، ز. ی. ۲۰۰۳. تعیین رژیم هیدروبیولوژیکی سد ینی کند. مجله علمی آکادمی جانورشناسی جمهوری آذربایجان. باکو. صفحات ۳۱۴ تا ۳۰۹.

۶۸. علیوف، ع، و محسن پور آذری، ع. ۱۳۸۹. بررسی فراوانی جمعیتی و تنوع گونه ای زئوپلانکتون های دریاچه سد بوکان. مجله علمی – کاربردی اقرار جمهوری آذربایجان، شماره ۲-۱، صفحات ۹۳-۹۰.

۶۹. عمادی، ح. ۱۳۵۵. بررسی های بیولوژیک و لیمنولوژیک دریاچه سد داریوش کبیر و امکان پرورش ماهی در دریاچه و کانال های آبرسانی، بندر انزلی: سازمان تحقیقات شیلات ایران. ۷۳ ص.

۷۰. غلامی، ع. ۱۳۷۱. بررسی علل افزایش ابتلا به بیماری سرطان معده و مری، تابستان سال ۱۳۸۶. مجله دانشکده علوم پزشکی و خدمات بهداشتی، درمانی مازندران، دوره ۸: شماره ۳. ۹ ص.

۷۱. غلامی، ع. ۱۳۸۲. شناسائی و بررسی اکولوژیک فلور آبزی و حاشیه ای دریاچه بزنگان، پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه علوم دانشگاه فردوسی مشهد. ۹۵ ص.

۷۲. فرید پاک. ف. ۱۳۶۵. ماهیان گرم آبی. مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان. ۵۹ ص.

۷۳. فرید پاک، ف. ۱۳۶۶. کشت توام کپورماهیان چینی، جزوه درسی. دانشگاه تهران. ۸۷ ص.

۷۴. فلاحی، م. ۱۳۷۸. گزارش پلانکتونی پروژه هیدرولوژی و هیدروبیولوژی تالاب انزلی. مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان: بندر انزلی. ۶۷ ص.

۷۵. قاسم اوف، ا. ح. ۱۹۸۴. فون گروه زئوپلانکتونی روتیفرها در جمهوری آذربایجان، جلد سوم، چاپ دوم، باکو. ۱۴۷۲ ص.

۷۶. قاسم اوف، آ.گ. ۲۰۰۴. اکولوژی دریای خزر انتشارات نالوکا، باکو، ترجمه: ابولقاسم شریعتی. موسسه تحقیقات شیلات ایران. صفحات ۲۲ تا ۲۳.

۷۷. قنادی، م. ۱۳۷۹. مبانی و مفاهیم برنامه های پایش منابع آب. مجله ی آب و محیط زیست، شماره ۴۴، صفحات ۵۶-۳۵.

۷۸. کرامتی، ح. محوی، ا. م. و عبدل نژاد، ل. ۱۳۸۶. بررسی کیفیت فیزیکی و شیمیایی آب شرب شهر گناباد در فصول بهار و تابستان سال ۱۳۸۶. مجله دانشکده علوم پزشکی و خدمات بهداشتی، درمانی گناباد، دوره ۱۳: شماره ۳. ۹ ص.

۷۹. کرباسی، ع. ۱۳۷۴. ارزیابی تغییرات کیفی و اثرات زیست محیطی سد رزیوار. مجله آب و توسعه، شماره ۱۳. صفحات ۸۵ – ۸۱.

۸۰. کریوچکووا، ن. م. ۱۹۸۹. رابطه متقابل غذایی زئوپلانکتون ها و فیتوپلانکتون ها، زیر نظر آکادمی علوم روسیه، مترجم: حیدرپور، ف.. انجمن هیدرولوژی روسیه. موسسه تحقیقات و آموزش شیلات ایران.

۸۱. کسیلف، یی. آ. ۱۹۵۰. دینوفلاژلاهای دریایی آب های شیرین اتحاد جماهیری شوروی، مسکو. ۲۸۱ ص.

۸۲. کسیلف، یی. آ. ۱۹۵۳. کلید شناسایی جلبک ها و گیاهان پست (جلد ۲). اتحاد جماهیری شوروی، مسکو. ۳۱۱ ص.

۸۳. کلدی، پ. و تجرشی، م. ۱۳۸۲. تعیین حد مجاز ورود مواد مغذی به مخزن سد لتیان برای جلوگیری از تغذیه گرائی آن، پایان نامه کارشناسی ارشد مهندسی محیط زیست. دانشگاه صنعتی شریف. ۸۴ ص.

۸۴. کریمپور، م.، حسین پور، س. ن. و حقیقی، د. ۱۳۷۰. برخی بررسی ها پیرامون خرچنگ دراز تالاب انزلی. انتشارات طرح و برنامه شرکت سهامی شیلات ایران: تهران. ۲۲ ص.

۸۵. کریمپور، م. و حسین پور س. ن. ۱۳۷۹. ساختار طولی، نسبت جنسی و CPUE شاه میگوی آب شیرین *Astacus Leptoductylus* دریاچه مخزنی سد ارس. مجله علمی شیلات ایران، ۹(۱). صفحات ۴۹-۶۴.

۸۶. کریمپور، م. ۱۳۸۲. گزارش نهایی پروژه پایش ذخایر شاه میگوی دریاچه مخزنی سد ارس. مرکز تحقیقات ماهیان استخوانی دریای خزر: بندر انزلی. ۴۴ ص.

۸۷. کریمپور، م.، خانی پو، ع. و تقوی مطلق، س. ۱۳۸۳. برخی ویژگی های زیستی شاه میگوی خزری *Astacus leptodactylus eichwaldi* Bott, 1950 در سواحل بندر انزلی، مجله علمی شیلات ایران، ۱۳(۱). صفحات ۱۲۹-۱۴۸.

۸۸. کورسانف، ل. یی. ۱۹۵۳. کلید شناسایی جلبک ها و گیاهان پست (جلد ۱). اتحاد جماهیری شوروی، مسکو.۳۹۴ ص.

۸۹. کورشیکف، ا. آ. ۱۹۵۳. کلید شناسایی جلبک های آب شیرین (کلروفیتا). جمهوری اوکراین، کی یف. ۴۳۵ ص.

۹۰. گزارش مطالعات هیدرولوژی حوزه آبخیز جاجرود و سد لتیان. ۱۳۶۱. معاونت مطالعات و تحقیقات سازمان آب منطقه ای تهران. ۱۵۴ ص.

۹۱. گنجیان، ع.، حسینی، س.ع.، خسروی، م، و کیهان ثانی، ع. ۱۳۷۷. بررسی تراکم و پراکنش گروه های عمده فیتوپلانکتون های حوضه جنوبی دریای خزر. مرکز تحقیقات شیلاتی استان مازندران. مجله عملی شیلات ایران، شماره ۲، سال هفتم. صفحات ۹۵ تا ۱۰۷.

۹۲. گنجی گلمانخانه، س. ۱۳۸۸. بررسی عوامل فیزیکی موثر بر زادآوری آرتمیای دریاچه ارومیه در ده سال اخیر، پایان نامه کارشناسی. مرکز آموزش عالی علمی کاربردی میاندوآب. ۹۶ ص.

۹۳. لیخودایوف، ن، ف. ۱۹۹۷. زئوپلانکتون های سد شمکیر، مجموعه مقالات بیولوژی، آکادمی جانورشناسی. جمهوری آذربایجان، صفحات ۶۴-۵۸.

۹۴. مائی سیو، پ. ا، و فیلاتوا، ز. ا. ۱۹۸۵. جانوران و تولیدات زیستی دریای خزر، ترجمه: ابوالقاسم شریعتی. موسسه تحقیقات شیلات مرکز گیلان. صفحات ۴۸ تا ۴۹.

۹۵. متین فر و همکاران. ۱۳۸۶. برنامه راهبردی شاه میگوی آب شیرین. موسسه تحقیقات شیلات ایران. ۱۲۱ص.

۹۶. محبی، ف.، محسن پور آذری، ع، و اسد پور، ی. ۱۳۸۹. شکوفایی سیانوباکتری ها در دریاچه سد ارس. کتاب خلاصه مقالات اولین همایش ملی – منطقه ای اکولوژی دریای خزر: ساری. ۹۲ ص.

۹۷. محسن پور آذری، ع.، چودار رضایی، س.، عاصم، ع، و شیری، ص. ۱۳۸۷. شناسایی و بررسی فراوانی زئوپلانکتون های دریاچه سد بوکان. چکیده مقالات همایش منطقه ای آبزی پروری نوین و توسعه پایدار، دانشگاه آزاد اسلامی واحد بابل. ۱۱۷ ص.

۹۸. محسن پور آذری، ع، محبی ، ف ، عاصم، ع، احمدی، ر. ۱۳۸۷. بررسی و تعیین کیفیت آب دریاچه سد شهید کاظمی بوکان. چکیده مقالات همایش منطقه ای آبزی پروری نوین و توسعه پایدار، دانشگاه آزاد اسلامی واحد بابل. ص ۲۱۳.

۹۹. محسن پور آذری، ع.، چودار رضایی، س.، محبی ، ف، و شیری، ص. ۱۳۸۷. شناسایی و بررسی فراوانی زئوپلانکتون های رودخانه ارس. مجموعه خلاصه مقالات نخستین همایش ملی منابع شیلاتی دریای خزر، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان. ۹۷ ص.

۱۰۰. محسن پور آذری، ع.، محبی، ف.، مطلبی، ع.، شیری، ص، و گنجی گلمانخانه، س. ۱۳۸۷. استفاده از شاخص های فیتوپلانکتونی برای بررسی کیفیت آب دریاچه پشت سد ارس. مجموعه خلاصه مقالات نخستین همایش ملی منابع شیلاتی دریای خزر، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان. ۹۸ ص.

۱۰۱. محسن پور آذری، ع.، محبی، ف.، آغام علیوف، ف.، علیوف، ع، و یحیی زاده، ی. ۱۳۸۹. مقایسه ی شاخص های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی تعیین سطح تروفی در دریاچه پشت سد بوکان. کتاب خلاصه مقالات اولین همایش ملی – منطقه ای اکولوژی دریای خزر: ساری. ۷۸ ص.

۱۰۲. محسن پور آذری، ع، عاصم، ع، مطلبی، ع، محبی ، ف، شیری، ص. ۱۳۸۸. بررسی ساختار طولی – وزنی و نسبت جنسی شاه میگوی آب شیرین در دریاچه (*Astacus leptodactylus*) سد ارس. مجله علمی شیلات ایران، سال هجدهم، شماره ۳، پاییز ۱۳۸۸. ص ۱۴۷ - ۱۳۹.

۱۰۳. محسن پور آذری، ع.، اسد پور، ی.، آغام علی اف، ف، و علی اف. ۱۳۸۸. تعیین کیفیت آب دریاچه پشت سد بوکان با استفاده از شاخص های زئوپلانکتونی. ماهنامه خبری، تحلیلی و پژوهشی سبزینه، سال چهارم، شماره سی و دوم، صفحات ۱۹- ۱۸.

۱۰۴. محمد اف، ر. ا. ۱۹۹۰. زئوپلانکتون های مخزن آبی نخجوان. انتشارات منیسک، روسیه. ۴۱ ص.

۱۰۵. محمدی، غ. ح.، کیوان، ا.، وثوقی، غ. ح. و متین فر، ع. ۱۳۸۶. مقایسه مشخصات مریستیک شاه میگو آب شیرین زیر گونه *Astacus leptodactylus leptodactylus* در زیستگاه های تالاب انزلی و سدارس. پژوهش و سازندگی (در امور دام و آبزیان)، شماره ۷۵ : صفحات ۱۷۱-۱۸۰.

۱۰۶. محمودیان، س. ع. ۱۳۷۵. بحران های آلودگی منابع آب کشور. بولتن کمسیون آب شورای پژوهش های عملی کشور، شماره ۱۷، صفحات ۲ الی ۱۹.

۱۰۷. مدیریت شیلات و آبزیان استان آذربایجان غربی. ۱۳۸۷. سند توسعه شیلات استان آ.غربی. وزارت جهاد کشارزوی استان آذربایجان غربی. ۱۵۰ ص.

۱۰۸. مسعودی، ص، تجریشی، م، موسوی، ر، و ابریشم چی، ا. ۱۳۸۳. تشخیص و اندازه گیری ترکیبات مولد طعم و بو در مخازن آب. دانشگاه صنعتی شریف، اولین کنگره ملی مهندسی عمران، ص۸-۱.

۱۰۹. مکارمی، م، و سبک آرا، ج. ۱۳۸۰. گزارش نهایی پلانکتونی طرح پایش(مانیتورینگ) دریاچه سد ارس. مرکز تحقیقات شیلاتی گیلان. ۴۲ ص.

۱۱۰. مکارمی، م. و سبک آرا، ج. ۱۳۸۷. بررسی پراکنش و فراوانی پلانکتونی در رودخانه شفارود. اولین کنفرانس ملی علوم شیلات و آبزیان ایران، دانشگاه آزاد اسلامی لاهیجان. ۴۳-۴۲ ص.

۱۱۱. ملکی شمالی، م. ۱۳۷۱. گزارش مطالعات لیمنولوژیک و بیولوژیک دریاچه سد ارس. مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان.۱۲۶ ص.

۱۱۲. ملکی شمالی، م. ۱۳۷۴. گزارش هیدرولوژی دریاچه سد ارس. مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان. ۸۹ ص.

۱۱۳. ملکی شمالی، م. ۱۳۷۷. نقش مواد بیوژن در ساختار حیاتی دریاچه مخزنی سد ارس. تحقیقات ماهیان استخوانی دریای خزر: بندر انزلی. ۱۵ ص.

۱۱۴. ملکی شمالی، م، و صابری، ح. ۱۳۷۸. گزارش نهایی بررسی شرایط فیزیکی و شیمیایی دریاچه مخزنی سد مهاباد. معاونت تکثیر و پرورش آبزیان شیلات ایران: تهران. ۱۲۸ ص.

۱۱۵. مهربان، ح. ۱۳۷۸. هم آوری مطلق لابستر، پروژه کارشناسی. دانشگاه منابع طبیعی، دانشگاه زابل، ۳۳ ص.

۱۱۶. مهندسین مشاور یکم. ۱۳۶۷. مطالعات گام اول طرح جامع احیای تالاب انزلی، جلد هفتم، لیمنولوژی. وزارت جهاد سازندگی: تهران. کمیته امور آب. ۳۸۶ ص.

۱۱۷. مهندسین مشاور یکم. ۱۳۷۲. مطالعات گام اول طرح جامع احیا تالاب انزلی. جلد هفتم، لیمنولوژی. انتشارات جهاد سازندگی استان گیلان، کمیته امور آب .۳۱۹ ص.

۱۱۸. ملت پرست، ع. ۱۳۶۷. چگونگی نفوذ آب دریا در تالاب انزلی. مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان. ۸۱ ص.

۱۱۹. ملکی شمالی، م، و عبدالملکی، ش. ۱۳۷۴. بررسی های زیستی و غیر زیستی رودخانه گرگانرود. مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان. ۸۱ ص.

۱۲۰. منزوی، م. ۱۳۸۳. آبرسانی شهری. دانشگاه تهران، چاپ دوازدهم: تهران. ۶۹ ص.

۱۲۱. وتزل، ر. ج. ۱۳۸۴. اکوسیستم دریاچه ها و رودخانه ها، ترجمه: نفیسی بهابادی، م.، ابراهیمی، ع، و پیکانپور، پ. جلد اول. انتشارات نور گستر. ۳۷۴ ص.

۱۲۲. وزارت نیرو. ۱۳۸۴. گزارش ملی دو سالانه صنعت آب و فاضلاب کشور. معاونت امور آب و فاضلاب شهری، نشریه شماره ۳.، ۱۲۹ ص .

۱۲۳. ووتن، ر. ۱۳۸۳. بوم شناسی ماهیان. ترجمه: عباسعلی استکی، ع. تهران: موسسه تحقیقات شیلات ایران. ۲۴۴ص.

۱۲۴. هوارد، پی. ۱۳۸۲. مهندسی محیط زیست، ترجمه:کی نژاد، م، و ابراهیمی، س، تبریز: سهند، چاپ دوم. ۲۰۸ ص.

۱۲۵. یزدان شناس، س، و اسماعیلی ساری، ع. ۱۳۷۶. بررسی باقیمانده سموم کشاورزی در آب، آب و محیط زیست، شماره ۲۴. صفحات ۲۲ الی ۲۸.

126. Alam, M. G. M; Jahan, N; Tbalib, L; Wei B; Macekawa, T. 2001. Effects of environmental factors on the seasonally change of *phytoplankton* in a closed freshwater pond. Environment International. Vol. 27, pp.371-393.
127. Alekperov, I.Kh; Asadullaeva, E. S.1996. New and rare infusoria in the Absheron coast of the Caspian Sea. (In Russian). Journal of Zoology, 75, 5. Pp763-769.
128. Alekperov, I. Kh; Asadullaeva, E. S. 1997 New and rare infusoria in the Absheron coast of the Caspian Sea. (In Russian). Journal of Zoology, 76, 12, pp1411-1417.
129. Alekperov, I. Kh; Asadullaeva, E. S. 1999. New Little-Known and characteristic *Ciliata species* from the Absheron coast of the Caspian Sea. Tr. Journal of Zoology, 23. Pp215-225.
130. Agamaliev, F. G. 1974. Infusorian of the Turkmen gulf of the Caspian Sea. Zoologicheski Journal, 53, pp19-22.
131. Agamaliev, F. G. 1975. Infusorian of the Western coast of the Middle Caspian Sea.
132. (In Russian). Oceanology, 15, pp302-307.

133. Agamaliev, F. G. 1976. *Planktonic Infusorians* of the Caspian Sea. (In Russian). In: Pr. 2nd All-Union. Congres of protozoologists. Kiev, 1. pp 11-12.
134. Agamaliev, F. G. 1977. Free living *Planktonic Infusorians* of the Caspian Sea. (In Russian). Author's doctoral thesis, L, a. 42p.
135. Agamaliev, F. G. 1977. Ecology of the *Planktonic Infusorians* of the Caspian Sea. (In Russian). DAS of the Azerbaijan SSR, b, 33. Pp42-44.
136. Agamaliev, F. G. 1983. *Planktonic Infusorians* of the Caspian Sea. (In Russian). Nauka. 232p.
137. Ariyadej Ch, Tansakul P. & Tansakul R (2008). Variation of phytoplankton biomass as *chlorophyll* a in Banglang Reservior, Yala province, Songklanakarin. J.Sci.Technol. 30(2), 159-166.
138. Awaless, A.1991. Mass Culture and Nutritional quality of the Fresh Water *Rotifer* (*Brachionus Cayciflorus*) For Gudgeon (Gobio) European Aquaculture.
139. Aypa, S. M; Golicia, A. M. and Marsubol, B. S. 1983. Hydrobiological investigation and study on suitable sites for fish cage in Ambukla and Binga dame, Benguct province.
140. Banse, K.1964. Progress in, Oceanography, 2. Pergamum press, oxford. pp 52 – 125.
141. Boney, A. D. 1989. *Phytoplankton*, Ecology Structure, Function and Fluctuation. Champan and Hall, London. p384.
142. Beach, N. W. 1960. A Study of the *planktonic Rotifers* of the Ocpecoc river system.
143. Bellinger, E.D. 1986. A Key to common British algae. The *Planktonic Infusorians* of Water and Environmental Management. London, WCIN, 2 EB.138p.
144. Bennett, G. W. 1967. Management if artificial lakes and ponds. Reinhold Publish Corporation, New York. 283P.
145. Berrnacsek, G. M. 1984. Dam design and operation to optimize fish production in inpounded river basin. F.A.O technical paper No. 11. FAO, Rome. 98 P.
146. Bhukasawan, T. 1980. Management of Asian reservoirs. FAO. Fish. Tech. Pap. Pp207, 69.
147. Boney, A. D. 1989. *Phytoplankton*. Edward Annoid. British Libraty Cataloguing Publication Data. 118p.
148. Borwitzka, M. and Borowitzka, L. 1989. Micro-algal biotechnology Cambridge University Press. Cambridge. 476 p.
149. Boyd, C. E. and Tuker, C. S. 1999. Pond aquaculture water quality management. Boston, Kluwer Academic Publishers. 303P.
150. Barnard, A. J; Broad, W. C. and Flaschka, H. 1956. The EDTA titration. Chemist analyst pp45-86.
151. Boltz, D. F. 1958. Colorimetric determination of nitrites. Analyst pp76-599.
152. Bayrak, M. 1985. Research on fecundity and growth of freshwater crayfish (*Astacus. leptodactylus* in Morgan Lake. Ph.D. Thesis, Ankara University, Turkey.
153. Bowman, T. E. and Abele, L. G. 1982. Classification of the Recent Crustacean. Academic Press, New York.
154. Boyd, C. E. 1992. Water quality management for ponds and reservoirs culture. Elsevier Science Publishers. Pp 55-111.
155. Brusle, J. 1993. The impact of harmful *algal blooms* on finfish; a review. 6 International confernce on toxic marine *phytoplankton*. Nanter (France). 93p.
156. Carpelan, L. H. 1964. Effects of salinity on *algal distribution*. Ecology Vol. 45, No.1. pp 70-77.
157. Carlson, R. E. 1977. Atrophic state index for Lakes. Limnology and Oceanography 22. Pp361-369.
158. Clesceri, L. S; Greenberg, A. E; and Trussell, R. R. 1989. American Public Health Association (APHA). Standard method the examination of water and wastewater. Association, Washington, U. S. A. 1444 P.
159. Carmichael, W. W. 1992. Cyan bacteria secondary metabolites the Cyantoxins; A review .Journal of Applies Bacteriology, Vol. 75. pp 445-459.
160. Chapman, D. 1992. Water quality assessment, a guide to the use of biota, sediment and water environmental monitoring. New York. 585P.
161. Chapra, S. C. 1997. Surface Water- Quality Modeling, Me Grew-Hill, New York, 844p.
162. Chapra, S. C. and Canale, R. P. 1991. Long term phenomenological model of *phosphorus* and *oxygen* in stratified lake, Water Research; 25. Pp707-715.
163. Cobb, J. S., and Wang, D. 1985. Fisheries biology of lobsters and *crayfishes*. Ch. 3. pp. 167-247. In, A. J. Provenzano (ed.), the Biology of Crustacea. Vol 1. pp 206-208.
164. Chapman, D. 1992. Water quality assessment, a guide to the use of biota, sediment and water environmental monitoring. New York. 585 P.
165. Clesceri, L. S; Greenberg, A. E. and Trussell, R. R. 1989. American Public Health Association (APHA). 1989. Standard method the examination of water and wastewater. 17 th Ed., Washington, U.S.A. 1444 P.
166. Clesceri, L. S; Greenberg, A. E. and Trussell, R. R. 1989. American Public Health Association (APHA). 1998. American Public Health Association (APHA).. Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater, 20 th Ed., Washington, U.S.A. 1193 P.

167. Cooke. G. D. 1993. Restoration and Management of Lake and Reservoir, Second Edition, Lewis Publishers, 548 p.
168. Corliss J. O. 1979. The *Ciliated protozoa*: characterization, classification and guide to the literature. Pergamon, New York, 455 p.
169. Coelho, S; Gamito, S, and Perez-Ruzafa, A. 2007. Trophic state of Foz2 de Almargem coastal lagoon(Algarve, South protugal) based on the water quality And the *phytoplankton* community. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 71: 218 -231p.
170. Chellappa, N. T. and Costa, M. A. M. 2003. Dominant and co-existing species of *cyanobacteria* from a Eutrophicated reservoir of Rio Grande do Norte state, Brazil. Acta oecologica 24: S3-S10.
171. Datta Munshi. J; Roy, S. P. and Datta Munshi, J. S. 2010. Manual of Freshwater Biota. Narendra Publishing House, Delhi (India).456p.
172. Davis, C. 1955. The marinc and *freshwater plankton*.Michigan State University Press.pp125-133.
173. Dillon, P. J. and Molot, L. A. 1997. Effect of landscape form on export of dissolved organic carbon, *iron* and *phosphorus* from forested streams catchments water Reservoir. pp 2591-2600.
174. Dorgham, M. M. and Moftah, A. 1989. Environmental conditions and *phyioplankton* distribution in the Persian Gulf and Gulf of Oman September 1986. J. Mar. Bio. Ass. India. Vol 31.No.1&2, pp.36-53.
175. Ellis, M. 1942. Freshwater inpundment. Trans. Am. Fish. Soc, 71: 80-93p.
176. Edmondson, W. T. 1959. Freshwater Biology. New yourk, London. John Wiley and Sons Inc. 1248p.
177. Fernando, C. H. 1980. The fishery potential of man made lake in southern Asia and some stragies for its optimization. In BIOTKOP Anniversary Publication, Bogor. 25 p.
178. Fott, B. 1971. ALGENKUNDE. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. 581p.
179. Frantisek, H. 1984. Studies on the *Chlorococcal algae*. Vol. 3, 4, 5. Bratislava. 530p, 225p, 264p.
180. Freeman, P. H. 1974. The environmental impact of large reservoir. Guidline for policy and planning based on a case study of Volta Lake. Ghana. Washington office of international and environmental programe. Smithsonian institytion. 88P.
181. Falconer, I. R. and Jakson, A. 1986. Liver Pathology in mice in poispning by blue- green algae *Microcystis aeruginosa*. J. Biol. Vol 34. Pp174-187.
182. Franson, M. A. 1980. Standard methods for examination of water and wastewater. American Public Health Association. 1134p.
183. Foissner, W; Berger H & Schaumburg J. 1999. Identification and Ecology of Limnetic *Plankton Ciliates*.
184. Falkowesky, P. G. and Raven, J. A. 1997. Aquatic photosynthesis Blackwell Sciencess oxford. 375pp.
185. Goodland. J. A. 1978. Environmental assessment of the Tucurui hydroelecterical project, Rio Tocantins. Amazonia, Brasilia. Electronorte. LC. No. Pp 77-9347-256.
186. Graham, P. H. 1986. *Phytoplankton* ecology structute function and flaction and fluctuation. Chapman and Hall, New York 384 P.
187. Gordon, H. 1971. Reservoir Fisheries and Limnology.American fisheries society Washigton DC.
188. Gibson, C. E. 1971. Nutrient. Limitation. Journal of Wat. Poll. Cont. Fed,Vol. 43. Pp.2436-2440.
189. Grasshoff, K; Ehrhardt, M. and Kremling, K. 1983. Methods of seawater analysis, Verlag chemie.
190. Gindy, A. A. H; and Dorgham. M. M. 1992. Interrelation of *Phytoplankton*, *Chlorophyll* and Physico-Chemical factor in Persian Gulf and Gulf of Oman during summer, Indian .J. Mar. Sci. Vol.21. Pp257-261.
191. Gomez, N. 1998. Use of epipelic diatoms for evaluation of water quality in the Mtanza Riachuelo (Argentina), a pampean plain river. Water Research. Vol. 32, No.7. Pp2029-2034.
192. Hadghinson, E. A. 1970. Study of *Planktonic Rotifera* of Conrad River.
193. He, Z. H. 1987. Tropic classification of kakes and reservoirs in China. Journal of Daliang Fisheries College 1. Pp1-10.
194. Henderson, H. F; Ryder, P. A; and Kudhogania, A. W. 1973. Assessing Fisheries Potentials of Lakes and Reservoirs. J. Fish. Res. Board. Can. 2: pp 2000 – 2009.
195. Henderson, H. F; and Ryder, R. A. 1985. Fish and fisheries in lakes and reservoirs. FAO. Fish. Tech. Pp 325- 376.
196. Heurck, H. V. 1962. The *Diatomaceae*. Whelden & Wesley Ltd. 326p.
197. Holcik, J. 2001. The impact of stream regulations upon the *fish fauna* and measures to prevent it. Ekologic, Bratislava. 20 (2): pp250 – 262.
198. Holcik, J; and Macura, V. 2001. Some problems with the interpretation of the impact of stream regulations upon the fish communities. Ecologic, Bratislava. 2(4). pp423 – 434.
199. Huber pastalozzi, P. G. 1962. Das *Phytoplankton* des subwasser systtemmatik and biologie. Teil, 2 Bacillariophyceae. 596p.
200. Huchinson, E. A. 1970. A study of *Planktonic Rotifer* of Ganard. Estex Ontario. Msc thesis University of Windsor.Ontario.Canada.

201. Hyens, F. R. 1987. Reservoir fishery. Jour Fish. Bd. Can. 4(1). Pp1-32.
202. Harris, G. P. 1986. *Phytoplankton* ecology. structnre, function. And fluctuation. London, New York. In; Ecological studies of *phytoplankton* in Tai Tam Bay, Hong Kong Hydrobiologia, Vol. 247. Pp77-89.
203. Hirawake, T; Tobita, K; Ishmaru, T; Saton, H; and Morinaga, T. 1998. Primary production in ROPMI; sca aren ISBN No 4-88904. pp123-30
204. Hammer, U. T; Shaness, J; and Haynes, R. C. 1983 .The distribution and abundance of algae in saline lakes of Saskatchewan, Canada In, U.T. Hammer (ed), Saline lakes, Proc. 2 Int. Symp. Athalassic (Inland) Saline lakes, Dev, Hydrobiol. 16, junk, The Hague. Pp1-25.
205. Harlioglu, M. M. 2004. The present situation of *freshwater crayfish*, *Astacus leptodactylus* (Eschscholtz, 1823) in Turkey, Aquaculture, Volume 230, Number 1. pp 181-187.
206. Holdich, D. M; and Lowery, R. S. 1988. An Introdaction. In *Freshwater Crayfish* (eds: Holdich and Lowery). Croom Helm, London. pp1-7.
207. Haraughty, S. J. and Burks, S. L. 1996. Nutrient limitation in lake Tenkiller, Oklahoma. Freshwater Ecology Vpl.11 No, 1. Pp91-100.
208. Hsiao, S. I. C. 1992. Diel, tidal and vertical variations of *phytoplankton* and its environment in Frobisher Bay. Aretic. Vol.45. pp327-337.
209. Hammer, U. T; and Heseltine, J. M. 1988. Aquatic *macrophytes* in saline laline lakes of the Canadian prairies. Hydrobiologia. Vol.158. pp101-116
210. Haraughty, S. J. and Burks, S. L. 1996. Nutrient limitation in lake Tenkiller, Oklahoma. Freshwater Ecology Vpl.11 No, 1. Pp91-100.
211. Hillebrand, H. and Sommer, U. 2000. Diversity of *benthic microalge* in esponse to colonization time and eutrophication. Aquatic Botany. Vol. 67. Pp221 -236.
212. Hoffmann, J. 1998. Assessing the effects of environmental changes in a landscape by means of ecological characteristics of plant species. Landscape and Urban Planning Vol.4. Pp239-248.
213. Huber, A. L. 1986. Nitrogen fixation by Nodularia spumigena Mertens (Cyanobacteriaceae). L; Field studies and the contribution of blooms to the nitrogen budger of the peel-Harvey Estuary, Westem Australia Hydrobiologia. Vol. 131. pp193-203.
214. Horne, A. and Goldman, C. R. 1983. Linnology, McGraw-Hill. Hanfer Publishing Company; New York. 407 p.
215. ICOLD. 1994. Dams and Environment, Water Quality and Climate, Bulletin 9. PP 4-75.
216. Ilmavirta, V. and Toivonen, H. 1986. Comparative studies on *macropytes* and *phytoplankton* in ten small, brown-water lakes of different trophic status. Aqua Fennica Vol. 16. pp125 -142.
214. Jafari, N.G. and Gunale, V.R. , 2005**.** Hydrobiological study of *algae* of an urban freshwater river. J. Apl. Scien & Envir. Manage, **Vol. 10, No. 2, pp. 153-158.**
217. Jhingern, V, G. 1975. Fish and fisheries of india. Dehli. Hindustan publication Corportion (India). 254P.
218. Jungwirth, M; Moog, O. and Muharas, S. 1993. Effects of river bed restructuring on fish of fifth Orden strem. Melk Autria. Regulated Rivers: Research and Management 8. pp 195-204.
219. Jahn, T. L, Bowne, E, E, and Jahn, F. F. 1949. How to know the *Protozoa*. The Picture Key Nature Series Brown. Dubuque, 249 p.
220. Jenkins, D. and Medsken, L. 1964. "A Brucine Method for the Determination of Nitrate in Ocean, Estuarine, and Fresh Waters", Anal Chem., 36. 610p.
221. James M, R; Burns C, W; Forsyth D, J. 1995. *Pelagic ciliated protozoa* in two monomictic, southern temperate lakes of contrasting trophic state: seasonal Distribution and abundance. J. Plankton Res. 17. Pp1479-1500.
222. Kaster, J. L. 1970. The ecology of running water. University of Torento Press. 355 P.
223. Kimsey, J. B. 1985. Fisheries problem ininpoundment water of California and lower Colorado River. Trans. Am. Fish. Soc (87). pp 310 – 332.
224. Krovchinsky, N. and Smirnov, N. 1993. Introction of *Cladocera*. University of Genet, Belguim. 129 P.
225. Koksal, G. 1988. *Astacus leptodactylus* in Europa. Freshwater. Croom Helm, London. pp 365-400.
226. Katz, H. and Navone. 1964. Method for simultaneous determination of calcium and magnesium. J. Amer water works Ass. 56. 121p.
227. King, L; Jones, R. I; and Barker, P. 2002. Seasonal variation in the Epilithic *algal* communities from four lakes of different trophic state. Arch. Hydrobiol. Vol. 145, No, 2. Pp177-189.
228. Kimmel, D. G. Roman, M. R. & Zhang, X. 2006. Spatial and Temporal Variability in Factors Affecting *Mesozooplankton* Dynamics in Chesapeake Bay: Evidence from Biomass Size Spectra. Limnology and Oceanography, 51(1). 131-141p.
229. Kenzi, T. Y; Sugaya, N; Takamura, T; Hanazato, Yusuno, M. & lwakuma, T. 1989. Primary production of *phytoplankton* and stading crops of *zooplankton* and *zoobcnthos* in hyportrophic Lake Leganuma, Hydrobiologia 173. Pp173-184.

230. Kimmel, D. G. & Roman, M. 2004. Long-term Trends in *Mesozooplankton* Abundance in Chesapeake Bay, USA: Influence of Freshwater Input. Marine Ecology Progress Series, 267. pp 71-83.
231. Li, H. W. and Moyle, P. B. 1981. Ecological analysis of species introduction into aquatic system. Trans. Am. Fish. Soc. 110 (6). pp772 – 782.
232. Liss, W. J. G .L. 1999. Larson North Cascades National park. Service Comlex,W.A. USA. 19p.
233. Luukkainen, R; Sivonen, K; Namiloshi, M; Fardig, N; Rinehart, K. and Nienela, S. 1993. Isolation and identification of eight *Microcystin*. Applied and environmental Microbiology.Vol. 59, No.7. Pp2204-2209.
234. Lenore, S and Clesceri. L. 1989. Standard Methods for the examination of water and waste water Publication office American Public health association .1448 p.
235. Lee, R. C. 1987. Engineering end Design Reservoir Water Quality Analysis, Department of the Army, U.S. Army Crops Engineering, Washington DC. PP1-1 to 2-38.
236. Mani, p. 1992. Natural *phytoplankton* communities in pichavaram mongroves lndian Journal of Mar Sei. Vol 21. Pp278-280.
237. Mann, K. H. 2000. Ecology of coastal water with implication for management Blakwell Science Ine. 406 p.
238. Maosen, H. 1983. Fresh water *plankton* illustration. Agricalture publishing House. 85p.
239. Moss, B. 1998. Ecology of freshwaters. 3dr Ed. Black well Science Pub. 557p.
240. Merkag, D. 1962. The investigation of water. A selection of chemical for practical use. 5 th edition, Germany. Pp 27-29.
241. Mohebbi, F. and Mohsenpour Azary, A. 2010. The Occurance of *Microcystis aeruginosa* bloom in Aras dam reservoir. Abestracts Book of 4th National Seminar on Chemistry and Environment. P: 23.
242. Mohebbi, F. and Mohsenpour Azary, A. 2010. *Cyanobacterial* blooms as an indicator of water quality in Aras dam reservoir. Abstracts Book of 4th National Seminar on Chemistry and Environment. P: 217.
243. Mohsenpour Azary, A; Mohebbi, F; Eimanifar, A; Javanmard, A; Agamalyef, F; Aliev, A. 2010. Species Composition, Ecological Parameters and Seasonal Changes of *Planktonic Ciliates* Population in Bukan Dam Reservoir. American Journal of Agricultural and Biological Sciences 5 (1). pp102 – 106.
244. Moyle, L, B. and Cech, Jr. J. J. 1988. Fishes, on interdiction to ichthyology. Pretice Hall, Engle wood Cliffs. New Jersey. Pp 4-11.
245. Mcguire, M. J. 1999. Advances in treatment processes to solve off-flavor problems in drinking water, Journal of Water Science and Technology, V, 40, No, 6. pp153 -163.
246. Michael, p. 1974. Echological metod of field and Laboratory investigation. Depatment of biology. USA.158 p.
247. Michael, P. 1990. Ecological metod for field and laboratory investigation, Department of biology. USA. pp 1-50.
248. Minelli, A. 1994. Biological Systematics. CHAPMAN & HALL, London, UK. 387p.
249. Mur, L. R. and Schreurs, H. 1995. Light as a selective factor. In the distribution of *plytoplankton* species. Water Science and Tecnology.Vol. 32. No, 4. pp25 -34.
250. Murugan, A. and Ayyakkannu, K. 1993. Studies on the ecology of *phytoplankton* in Cuddulore Uppanar backwater southeasl coast of India. Indian Mr. Sci. pp135-137.
251.
Nasrollahzade Saravi H & Hoseini SA (2004). A study on the correlations between *chlorophyll- a* and water transparency in southern part of Caspian sea. Scientific Journal of Iranian Fisheries.No.1, p 191-200.
252. Nielson, S. 1975. Speeies composition and population density hydrobiology. In *Microphylankton* of the Pitchavaram mangals, southeast coast of India. Vol.247. pp77-89.
253. Nixdorf, B. 2002. Surface Water Restoration Technologies, Part, Eutrophication & Control, summer semester, Master Class. 43 p.
254. Nybakken, J. W. 1993. Marinc Biology, an ecologiceal approach. Harper, Row Publishers, New York, USA. Pp90-93.
255. Nubel, U. Pichel, F. G. Kubi, M, and Muyzer, G. 1999. Spatial scale and the diversity of *benthic cyanobacteria* and *diatoms* in a salina Hdrobiologia. Vol, 401. Pp199-206.
256. OECD. 1982. Organization for Economic Cooperation and Development. Paris. 182 P.
257. Patric. K. R. & Reimer, C. W. 1975. The *diatoms* of the United States. Excusive of Alaska and Hawaii. 688 P.
258. Parsons TR & Strickland JDH (1965). Particulate organic matter III. I. Pigment analysis. III. I. I. Determination of *phytoplankton* pigments. J.Fish.Res.Bd.Can. 8:117-127.

259. Peter, P. Votrobal, L. and Metzlik, L. 1977. Reservoirs and dams. Translated from Czeck and Slovak. Belgrad Nolit Publishing House for the US Department of interior and the National Sciences Foundation. Washington, D. C. 511 P.

260. Presscot, G. W. 1962. *Algae* of the western great lakes area. WM.C. Brown Company Publishing, lowa, U.S.A. 933 P.
261. Presscot, G. W. 1976. The *freshwater algae*,WM.C. Brown Company Publishing, lowa, U.S.A. 348 p.
262. Parker, t. J. & Haswell, W. A. 2002. Textbook of zoology, V: 1.7. Ed. Ed. by A.J.Marshall & W.D Williams, CBS Pub, India. 874p.
263. Patterson, G. M. L. and Larsen, I. K. 1994. Bioactive natural products from *blue-green algae* Journal of Applied phycology. Vol.253. pp181-192.
264. Pontin, R. M. 1978. A key to the fresh water *planktonic* and *semiplanktonic rotifera* of the British Isles. wilson and son 178 p.
265. Pace, M. L. and Orcutt, Jr. 1981. Relative importance of *protozoans, rotifers* and crustaceans in a *freshwater zooplankton* community. Lirnnol. Oceanogr. 26:. pp 822-830.
266. Perona, E; Bonilla, I; Mateo, P. 1998. Epilithic cyanobacterial communities and water quality: an alternative tool for monitoring eutrophication in Alberche River (Spain). J. Appl. Phycol. 10: 183-191p.
267. Persson, P. E. 1992. A summary of problem areas in aquatic off- flavour research, Journal of Water Science and Technology, V: 25, No, 2. pp335-339.
268. Persoone, G. and Sorgeloose, P. 1980. General Aspects of the ecology and biogeography of Artemia. Belgium. 48 p.
269. Porter (K. G.), Pace (M. L.) and Battey (1. F.), 1979. -*Ciliate protozoans* as links in *freshwater planktonic* food chains. Nature, 227 : 563-565.
270. Pontin, R. M. 1978. A key to the fresh water *planktonic* and *semiplanktonic Rotifera* of the British. Titus Wilson and son. Ltd.
271. Raymont john, E. G. 1983. *Plankton* and productivity in the oceans, Vol: 2.
272. Ruttner, A. and Kolisko. 1974. *Plankton rotifers*, biology and taxonomy, Austrian Academy of Science. 147 p.
273. Rhee, G. Y. and Gatham, I. J. 1980. Optimum N; P ratios and coexistence of *planktonic algae*. Phycology. Vol: 16. pp486- 489.
274. Rand, G. M. 1995. Fundamentals of Aquatic Toxicicology. 2nd Ed. Taylor & Francis Poblisher. Washington. D. C. U.S.A.1125 P.
275. Sorina, A. 1978. *Phytoplankton* manual. United Nations Educational Scientific and Culture Organization. 337 p.
276. Suffet, I. H. 1999. The drinking water taste and odor wheel for the millennium; 2-Methylisoborneol, Journal of Water Science and Technology, V: 72. No: 6. pp1-13.
277. Sarkar, S. K. 2002. Fershwater fish culture, V: 1. Daya Pub. House, India: 563 p.
278. Shammi, Q. J. & Bhatanagar, S. 2002. Applied fisheries. Agrobios Pub. India: 328 p.
279. Stickney, R. R. & Washington, S. 1991. Culture of Salmonidae. Library of Congress Cataloging-in-Pub, Data: 189 p.
280. Starobogatov, Ya. I. 1995. Crustaceans. Inventory of Freshwater Invertebrates in Russia. V.2. pp177-180.
281. Sourina, A. 1969. A Manual on Methods for Measuring Primary Production in Aquatic Environments. Blackwell Scientific Publication Oxford and Edinburgh.
282. Sletten, O. and Bach, C. M. 1961. Modified stannous chloride reagent for *orthophosphate* determination. J. Amer. Water works Ass. 53. Pp1031.
283. Sondergaard, M; Jensen, J. P. and Jeppesen, E. 2001. Retention and internal loading of *Phosphorus* in shallow, Eutrophic lakes. The Scientific World Vol. 1. pp 427-435.
284. Stickney, R. R. 2000. Encyclopedia of aquaculture. Wiley & Sons Pub. 1063p.
285. Salmaso, N. 2002. Ecological patterns of *phytoplankton* assemblages in Lake Garda; seasonal, spatial and historical features Limnology. Vol: 61, No: 1. pp95-115.
286. Saros, J. E. and Fritz, S. C. 2002. Resource competition during the spring period in Lake Zurich, Water Science. Vol: 32, No: 4. pp59-62.
287. Sifa, J. i. Jack Mathias. 1994. Freshwater Fish culture in China: principles and practice. ELSVIER Tokyo.
288. Sze, P. 1986. Biology of the *algae*, Wm. C. Brown Publishers. U.S.A. 251 P.
289. Sournia, A. 1981. *Phytoplankton* manual, Unesco. 337p.
290. Smith, V. H. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marin ecosytems: a global problem. Envirom. Sci. Pollut. Res. Int. 10. pp126-139.
291. Templeton, R. G.1984. Freshwater fisheries management Fisning News Books Ltd .Farnham. England. Pp27-30.
292. Takamura, N; Shen, Y; Xie, P. 2000. Species richness of *protozoa* in Japanese lakes. Limnology, 1. Pp91-106.
293. Tsuchiya, Y. and Matsumoto, A. 1988. Identification of volatile metabolites produced by *Blue-Green algae*, Journal of Water Science and Technology, V: 20, No: 8/9. pp149-155.

294. Tiffany, L. H. and Britton, M. E. 1971. The algae of Illinois. Hanfer Publishing Company, New york. USA. 407p.
295. Utermohl, H. 1958. Zur vervollkommnug der quantitativen *phytoplankton* Methodik. Mitt int. Verein. Theor. Angew. Limnology and Oceanography 9. Pp1-38.
296. Vankhede, G. N. & Deshmukh, S. V. 2002. Freshwater fish culture, development and management Sarup & Sons Pub. India. 25p0
297. Venrick, E.L. , 1978. How many cells to count In: Sournia, A. (Ed.) *Phytoplankton* Manual: Monographs on oceanographic Methodology. UNESCO, UK, pp. 167-180.
298. Vinogradov, M. E. 1976. Biological oceanography of the Northen Pacific Ocean. Ldemitsu shoten. Tokyo. Japan. Pp333-340.
299. Vladykov, V. D. 1964. Inland Water Fisheries Resources of Iran Especially of the Caspian Sea with Special Reference to Sturgeon. 51. FAO Report, 1818. Rome.
300. Vollenweider, A. R. 1974. A manual on methods for measuring primary production in aquatic environmental. Blackwell Scientific Publication Oxford, London, UK. 423 P.
301. Viroux. 1999. *Zooplankton* distribution in flowing waters and its implications for sampling: case studies in the River Meuse (Belgium) and the River Moselle (France, Luxembourg) Journal of Plankton Research, Vol 21. Pp1231-1248.
302. Ventela, M. A; Wiščkowski, K; Moilanen, M; Saarikari, V; Vuorio, K; Sarvala, J. 2002. The effect of small *zooplankton* on the microbial loop and edible algae during a *cyanobacterial* bloom. Freshwater Biol. 47. pp1807-1819.
303. Wiščkowski, K; Ventelä, A. M; Moilanen, M; Saarikari, V; Vuorio, K; Sarvala, J. 2001. What factors control *planktonic ciliates* during summer in a highly eutrophic lake? Hydrobiologia (1-3). Pp: 43-57.
304. Williams, L. G. 1966. Dominant *planktonic Rotifers* of major water ways of United State. Limnol Oceanography 1 (4). Pp21 – 29.
305. Winfield, I. G. and Nelson, J. S. 1991. Cyprinid fishes, systematic, biology and exploitation. First edition. Chapman and Hall, New York. 667 P.
306. Wetzel, R. G. 1999. Limnology, Sundars College Publishing, Florida 767p.
307. Wood, R, B, and Talling, J. F. 1988. Chemical and *algal* relationships in a salinity series of Ethiopian inland waters. Hydrobiologia. Vol: 158. pp29-67.
308. Wetzel, R. G. 1983. Limnology, 2 nd edition saunders college. Publishing. Philadelphia. 1-67.
309. Westman, K; Pursiainen M. & Westman, P. (eds). 1990. Status of *crayfish* stocks, fisheries, Disases and Culture in Europe. Report of the FAO European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC) Working Party on Crayfish. Helsinki.
310. Woodland, D. J. 1967. Population study of a *freshwater crayfish*. Ph.D. Thesis, University of New England, Australia
311. Wood, R. B. and Shedden, T. L. 1971. Norris reservoir fertilizer study. Effect of fertilizer on food chain organism and fish production. J. Tenn. Acab. Sci. 46(3). 81 – 89 p.
312. Wetzel, R. G. 2002. Limnology, lake and river ecosystem, Third edition. Acad, Press, USA. 1006 p.
313. White, G. 1999. A preliminary diagnostic study of Anderson Park Lake Madison country, Indiana, Lake & River Enhancement Program. 95p.
314. WHO. 1999. Toxic *Cyanobacteria* in water. E & FN Spon. 416 p.
315. Willen, T. and Mattsson, R. 1997. Water blooming and toxin prodeuing *Cyanbacteria* in Sweadish fresh and brackish waters, 1990-1995. Hydrobiologra. Vol: 353. pp181-192.
316. World Commission Environment and Development. 1987. Our Common Future, Oxford University.
317. Wurtsbaugh, W. & Marcarelli, A. 2006. Report of Eutrophication in Farmington Bay, Department of Aquatic, Watershed and Earth Resources College of Natural Resources, Utah State University. 90p.
318. Youngman R. E. 1978. Measurement of *Chlorophyll-a*. Tech Rep TR-82 New York: Water Research Center.
319. Yagi, M. 1983. Odor problems in Lake Biwa Journal of Water Science and Technology. V: 15. Pp311-321.

پیوست

تصویر ۱ : نمونه برداری پلانکتونی از ایستگاه های کم عمق

تصویر ۲ : نمونه برداری پلانکتونی از ایستگاه های عمیق

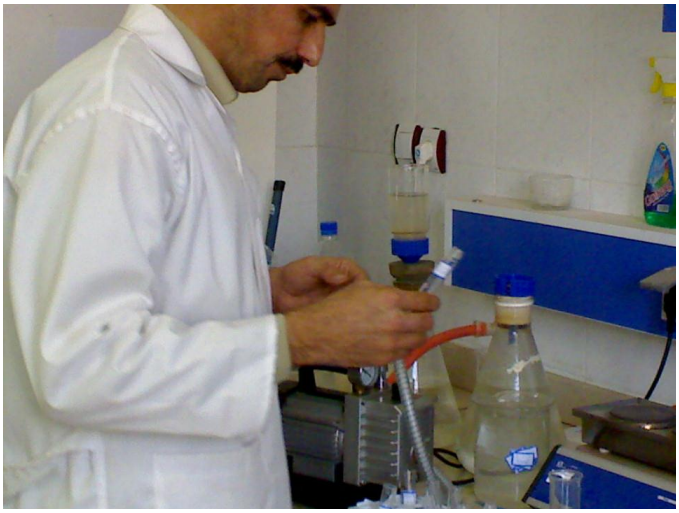
تصویر ۳ : نمونه برداری پلانکتونی از دریاچه به منظور شناسایی گونه ها

تصویر ۴ : اندازه گیری شفافیت آب دریاچه سد توسط صفحه سکشی دیسک

تصویر ۵ : اندازه گیری پارامترهای فیزیکی در محل ایستگاههای نمونه برداری

تصویر ۶ : نگهداری نمونه های تهیه شده در جای خنک و تاریک (قبل از شناسایی و شمارش گونه ها)

تصویر ۷ : شناسایی و شمارش نمونه های پلانکتونی توسط میکروسکوپ اینورت



تصویر ۸ : فیلتراسیون نمونه آب با استفاده از کاغذ صافی

تصویر ۹ : آماده سازی نمونه جهت اندازه گیری کلروفیل a

تصویر ۱۰ : صید شاه میگو برای اندازه گیری فاکتورهای زیستی

تصویر ۱۱ : جمع آوری نمونه های صید شده

تصویر ۱۲ : انتقال نمونه های صید شده به آزمایشگاه

تصویر ۱۳ : نمونه ای از شاه میگوی صید شده از سد ارس

تصویر ۱۴ : گروه بندی نمونه های صید شده شاه میگو

تصویر ۱۵ : بیومتری شاه میگو

تصویر ۱۶ : بیومتری شاه میگوی

تصویر ۱۷ : بسته بندی شاه میگو

تصویر ۱۸: واقع شدن شهر نخجوان در ارتفاعات مشرف بر دریاچه سد ارس

تصویر ۱۹ : توسعه کشاورزی در اراضی حاشیه دریاچه سد ارس

تصویر **۲۰ : انتقال آب از دریاچه سد ارس به زمین های کشاورزی اطراف**

تصویر ۲۱ : شکوفایی سیانوباکتری ها در دریاچه سد ارس

Abstract

In order to study plankton population composition and species diversity in different regions of Aras rivers and the evident reservoir sampling was performed monthly from determined sampling sites from April 2007 to March 2008. Sampling was conducted in reservoir lake by a PVC pipe with 2.25 m length and 5 cm diameter by columnar method. Besides, in more dipper (>5 m) sites, sampling conducted from bottom to surface with 1-m intervals (layer sampling) by a 2-liter Ruttner type sampler. In river due to water flow sampling was conducted by a scaled measure. Phytoplankton sampling was performed by 1-liter bottles. Zooplankton was sampled by filtering of 30 L through 55- micron plankton net. These samples were then transferred into bottles and sampling date and the name of station were attached on the bottles. Then, the samples were fixed immediately and transported to laboratory. It should be mentioned some physical parameters were determined in situ. Also, a 1-liter and another 2-liter water were collected to determine chlorophyll a and chemical factors respectively. Samples were preserved in dark and cold place for a week. The upper layers (without phytoplankton) were removed and the lower layer (with phytoplankton) was sampled into 5-ml chambers. The enumeration and identification was performed by a Nikon TS100 inverted microscope with ×400 (Phytoplankton) and ×200 (Zooplankton) magnification according to Utermohl (1958) method. About 50 fields were enumerated for each sample. The comparison of physicochemical and biological factors with standard criterion indicated that the presence of a fertile plain, agricultural growth, drought and higher water demand in recent years, as well as, higher population density, the Nakhjavan city location and sewage water flows into the Aras reservoir, the lake is going to be an eutroph lake. Sampling of crayfish was performed from 5 sampling sites seasonally. Aras reservoir freshwater crayfish biomass was sampled in 1391, by putting 100 funnel-shaped nets. At each site one row nets composed of 20 nets were put by rocks, connecting robe and boat. Twenty four hours later, total freshwater cray fish was sampled (at least 300 crayfish was randomly sampled from each site). The samples were transported to laboratory and their sex, sex percentage, biometric characteristics including length, weight were recorded. Length and weight groups were estimated totally and for males and females in each season. The average total length and weight were 106.43 ± 7.94 mm and 35.81 ± 10.86 gr respectively which both are lower than West-Azarbaijan fisheries criterion. In this study only 18.99 percent contained a length higher than exporting level (120 mm). Yet, only 16.46 percent of harvesting had higher than 50 g (exporting level). With regard to data, freshwater shrimp (Astacus leptodactylus) in Aras dam reservoir stock has reduced. In general, male-female ratio was high. The comparison of growth equations confirms that males had higher weights than equal females.

In recent years, the freshwater crayfish harvesting has been declined due to increased harvesting and over loading of nutrients into the lake.

Keywords: Astacus leptodactylus, Environmental condition, Aras dam reservoir and west Azarbaijan.

Ministry of Jihad – e – Agriculture
AGRICULTURAL RESEARCH, EDUCATION & EXTENSION ORGANIZATION
Iranian Fisheries Science Research Institute –National Artemia Research Center – Urmieh

---

Project Title : Effects of environmental factors on the growth and development of Astacous leptodactylous in Aras River and its Reservoir
Approved Number: 2-79-12-90136
Author: Ali Mohsenpour Azari
Project Researcher : Ali Mohsenpour Azari
Collaborator(s) : F. Mohebbi, R .Ahmadi, B. Mostafazadeh, A. Nekoeifard, L. Esmaili, S. Ganji, S. Shiri
Advisor(s):-
Supervisor: -
Location of execution : West Azarbaijan Province
Date of Beginning : 2012
Period of execution : 2 Years
Publisher : Iranian Fisheries Science Research Institute
Date of publishing : 2017

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 - National Artemia Research Center – Urmieh

Project Title :

Effects of environmental factors on the growth and development of Astacous leptodactylous in Aras River and its Reservoir

Project Researcher :

Ali Mohsenpour Azari

Register NO.
52891