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

عنوان :

بررسی لیمنولوژیکی سد بوکان

مجری:
علی محسن پور آذری

شماره ثبت
۵۰۷۳۴

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

عنوان پروژه : بررسی لیمنولوژیکی سد بوکان
شماره مصوب پروژه : ۹۲۱۲۳-۱۲-۷۹-۴
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) : عباسعلی مطلبی، محمود رامین، یوسفعلی اسدپور، میر یوسف یحیی زاده، فریدون محبی، رضا احمدی، سیاوش گنجی، صابر شیری
نام و نام خانوادگی مشاور(ان) : -
نام و نام خانوادگی ناظر(ان) : -
محل اجرا : استان آذربایجان غربی
تاریخ شروع : ۹۲/۱/۱
مدت اجرا : ۳ سال
ناشر : موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور
تاریخ انتشار : سال ۱۳۹۵
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 : بررسی لیمنولوژیکی سد بوکان

کد مصوب : ۹۲۱۲۳-۱۲-۷۹-۴

شماره ثبت (فروست) : ۵۰۷۳۴ تاریخ : ۹۵/۸/۷

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

پروژه توسط داوران منتخب بخش اکولوژی منابع آبی در تاریخ ۹۵/۵/۲۳ مورد ارزیابی و با رتبه عالی 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 ۲
۱-۱- مشخصات کلی استان آذربایجان غربی ۷
۱-۲- دشت های استان آذربایجان غربی ۷
۱-۳- رودخانه های استان آذربایجان غربی ۸
۱-۳-۱- رودخانه ارس ۸
۱-۳-۲- رودخانه زرینه رود ۸
۱-۳-۳- رودخانه سیمینه رود ۹
۱-۳-۴- رودخانه مهاباد چای ۹
۱-۳-۵- رودخانه لاوین ۹
۱-۳-۶- رودخانه گدار ۱۰
۱-۳-۷- رودخانه نازلوچای ۱۰
۱-۳-۸- رودخانه باراندوز چای ۱۰
۱-۳-۹- رودخانه شهر چای ۱۱
۱-۳-۱۰- رودخانه روضه چای ۱۱
۱-۳-۱۱- رودخانه بالانج چای ۱۱
۱-۳-۱۲- رودخانه کهریزچای ۱۱
۱-۳-۱۳- رودخانه زولای چای ۱۱
۱-۳-۱۴- رودخانه خورخوره چای سلماس ۱۱
۱-۳-۱۵- رودخانه دریک چای ۱۱
۱-۳-۱۶- رودخانه دیرعلی چای ۱۲
۱-۳-۱۷- رودخانه قطورچای ۱۲
۱-۳-۱۸- رودخانه الند چای ۱۲
۱-۳-۱۹- رودخانه آغ چای ۱۲
۱-۳-۲۰- رودخانه زنگمار (ماکوچای) ۱۲
۱-۳-۲۱- رودخانه قره سو ۱۲
۱-۳-۲۲- رودخانه ساری سو ۱۲

عنوان	« فهرست مندرجات »	صفحه

۲- مقدمه ۱۳
۳- روش تحقیق ۱۹
۳-۱- پارامترهای فیزیکی و شیمیایی ۲۱
۳-۱-۱- دمای هوا و آب ۲۱
۳-۱-۲- pH ۲۲
۳-۱-۳- قابلیت هدایت الکتریکی (Electric Conductivity) ۲۲
۳-۱-۴- شفافیت ۲۲
۳-۱-۵- اکسیژن محلول (DO) ۲۳
۳-۱-۶- اکسیژن مورد نیاز زیستی یا خواست اکسیژن بیوشیمیایی (BOD5) ۲۳
۳-۱-۷- سختی کل (CaCo3) ۲۳
۳-۱-۸- سیلیکات (SIO2) ۲۳
۳-۱-۹- نیتروژن کل (Total Nitrogen) و فسفر کل (Total Phosphours) ۲۳
۳-۱-۱۰- فسفات (po4) ۲۴
۳-۱-۱۱- نیتریت (NO2) ۲۴
۳-۱-۱۲- نیترات (NO3) ۲۴
۳-۱-۱۳- کلسیم (Ca++) ۲۴
۳-۱-۱۴- منیزیم (Mg) ۲۵
۳-۱-۱۵- کلروفیل a (Chl-a) ۲۵
۳-۲- پارامترهای بیولوژیک ۲۵
۴- نتایج ۲۷
۴-۱- نتایج حاصل از بررسی پارامتر های فیزیکی و شیمیایی در دریاچه سد بوکان ۲۷
۴-۲- نتایج حاصل از بررسی کیفی ترکیب جامعه فیتوپلانکتونی در دریاچه سد بوکان ۲۸
۴-۳- نتایج حاصل از بررسی کیفی ترکیب جامعه زئوپلانکتونی در دریاچه سد بوکان ۳۰
۴-۴- نتایج حاصل از بررسی کمی فیتوپلانکتونی در دریاچه سد بوکان ۳۲
۴-۵- نتایج حاصل از بررسی کمی زئوپلانکتونی در دریاچه سد بوکان ۳۴
۵- بحث ۳۶
۶- نتیجه گیری ۵۳

عنوان	« فهرست مندرجات »	صفحه

پیشنهادها ۵۴
منابع ۵۶
پیوست ۶۹
چکیده انگلیسی ۷۳

چکیده

بمنظور بررسی لیمنولوژیکی دریاچه سد بوکان، نمونه برداری از ایستگاه های تعیین شده از فروردین ماه تا اسفند ماه سال ۱۳۹۳ با تناوب ماهیانه 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. 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 (فیتوپلانکتون و زئوپلانکتون) در ظروف نمونه برداری با حجم یک لیتر ریخته و تاریخ نمونه برداری و نام ایستگاه روی هر نمونه ثبت گردید، 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 یک لیتر آب جهت انجام آزمایشات شیمیایی و دولیتر آب بمنظور 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) و با استفاده از روش Utermohl (۱۹۵۸) در ۳ تکرارانجام گردید. در هر نمونه حداقل ۵۰ میدان دید مورد شناسایی و 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 شدت آلودگی ناشی از فاضلاب های مختلف خانگی شهرستان سقز که کانون اصلی آلودگی در دریاچه سد بوکان می باشد به همراه روان آب های کشاورزی و پس آب های صنعتی باعث گردیده که آب دریاچه سد بوکان در رده آب های فرا غنی واقع گردد.

لغات کلیدی: پلانکتون، تغذیه گرایی، سد بوکان، زرینه رود، آذربایجان غربی.

۱-کلیات

امروزه اصطلاح مرکب توسعه پایدار به کرات از طرف مردم و مسئولان مورد استفاده قرار می گیرد. طبق تعریف کمسیون جهانی محیط زیست و توسعه (WCED)، توسعه ای که احتیاجات نسل حاضر را بدون لطمه زدن به توانایی نسل های آتی در تأمین نیازهای خود، برآورده نماید را توسعه پایدار می نامند، بنابراین رشد و توسعه زمانی از نقطه نظر زیست محیطی پایدار است که از قوانین و اصول پایداری تبعیت نماید (تجریشی، ۱۳۸۰). افزایش جمعیت و پیدایش شهرهای بزرگ بویژه در کشورهایی که به جهان سوم و یا در حال توسعه و یا جنوب موسوم هستند، نشان می دهد که شکل گیری این وضعیت، بافت و ساختار سیستم های زیست محیطی را در این مناطق بر هم می زند. افزایش جمعیت به عنوان یکی از عوامل مهم ایجاد عدم تبادل میان محیط زیست و انسان نقشی جز ایجاد آلودگی متنوع نداشته است. مبحث آلودگی ها در این چهارچوب را می توان از دو دیدگاه تخریب منابع طبیعی که حاصل بهره برداری غلط است و ایجاد زباله های ناشی از مواد مصرفی گوناگون ملاحظه کرد (تجریشی، ۱۳۸۰).

آب جوهر زندگی و ماوای هزاران هزار موجود کوچک و بزرگ است. هر جا اثری از آب باشد، یا زیستمندی در آن ساکن است، یا نشانه ای از زندگی نمایان. از اعماق رسوبات کف تا لایه های سطحی بستر، تا گو شه گوشه ستون آب می توان اثری از زایش و رویش و پرورش گیاهی یا جانوری خُرد و بزرگ یافت. آب محل پیوستن زنجیره های کوچک و بزرگ غذایی و شکل گیری پیوندها و ارتباطات حیاتی تولید کنندگان و مصرف کنندگان است. بی تردید، توفیق در مهار آب های روان و سر گردان از مهم ترین دست آوردهای بشر است. در سایه پیشرفت دانش و تدبیر، بندها و حصارهای نا مطمئن، جای خود را به سدها و دیوارهای سخت و سترگ داده اند، که گاه هکتارها زمین خشکِ پشت خود را بدل به دریایی کرده و به طبیعت جان می بخشند، ایران بواسطه جایگاه جغرافیایی خود، سرزمینی است کم باران، خشک تا نیمه خشک. بسیاری از رودهای موجود، در زمانی از سال یا در دوره ای درازتر، یا کاملاً خشک می شوند، یا دچار کم آبی. مدیریت و حفظ آب در چنین اقلیمی، کاری بس مهم و شرطی لازم است. چنین است که سد سازی و مهار آب های جاری، بندی جدا ناشدنی از برنامه سازندگی کشور شده است (عمادی، ۱۳۵۵). هدف از احداث سدها، تولید نیروی برق، توسعه کشاورزی، کنترل طغیان ها و تدارک آب برای نیازهای شهری و صنعتی است. سدها سبب ایجاد تغییرات هیدرولوژیکی در جریان پایین دست و بالا دست شده و محیط آبی جدیدی با مشخصه های خاص خود را ایجاد می نمایند (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. برنامه توسعه شیلاتی دریاچه های مخزنی اهمیت لازم را در طراحی سدها نداشته و از اینرو پایش ماهیان بومی و سایر اطلاعات اکولوژیک از رودخانه قبل از احداث سد اجرا نشده و اطلاعات اندکی از تغییرات

ایجاد شده تحت تاثیر احداث این آب سازه ها در دست است، 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, 2001). با وجود تمامی این مشکلات احداث سدهای مخزنی منافع زیادی داشته و می توان در تولید ماهی و سایر آبزیان از آنها استفاده مناسبی بعمل آورد (Holcik, 2001). این حقیقتی است که توسعه اقتصادی سبب می شود که منافع شیلاتی دریاچه های مخزنی در سراسر جهان مورد توجه قرار گرفته و نرخ بالایی از کمیت تولید شیلاتی در این محیط های آبی صورت پذیرد 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 آب گیری 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). تولید زیاد ماهی در مخازن آبی معمولاً پایداری دراز مدت نداشته و پس از آن به حدی از تعادل می رسد، اما 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). توانایی بالقوه تولید ماهی در این منابع آبی باعث جلب توجه مدیران شیلاتی بوده و همیشه سعی براین بوده که اینگونه اکوسیستم های آبی را ساماندهی کرده و از این توانایی بالقوه در جهت توسعه ذخایر ماهی استفاده نمایند، 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.
- ماهی دارکردن 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 کم تری جمع شده و در نتیجه باعث صید بیش از حد و آسیب رساندن به ذخایر ماهیان می شود، 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 ماهی برای مصارف انسانی هدف اصلی است می بایست ماهیان گیاه خوار 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 حاصل خیزی 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، حاصل خیزی 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). همان طوریکه قبلا بیان گردید هدف اصلی توسعه شیلاتی در دریاچه ها و مخازن آبی، استفاده شیلاتی پایدار از این زیستگاه های آبی می باشد (خداپرست، ۱۳۷۸). در توجیه اقتصادی بودن آبزی پروری، ضروری ترین عامل محیط مناسب برای تکثیر و رشد بوده و از آنجایی که آبزیان عمدتاً در آب زندگی می کنند اساسی ترین موضوع زیست محیطی را در سیستم پرورشی، کیفیت آب می نامند (Boyd, & Tuker, 1999 و سرپناه، ۱۳۸۱).

کلمه آلودگی از لغت یونانی Pollutionem به معنی کثیف کردن یا آلوده کردن گرفته شده است. آلودگی عبارت است از هرگونه تغییر نامطلوب در خصوصیات فیزیکی، شیمیایی یا بیولوژیکی در نیازهای اساسی ما (آب، هوا و خاک) که منجر به ایجاد اثرات زیانبار بر زندگی ما یا بر سایر گونه های مفید می شود. آلودگی را می توان این چنین نیز تعریف کرد، 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). از نقطه نظر اکوسیستمی، آلودگی هایی نظیر فاضلاب های خانگی را به سهولت می توان از طریق فرآیندهای طبیعی یا روش های مهندسی تصفیه کرد، با این حال اگر این آلودگی ها به مقدار خیلی زیاد وارد محیط زیست شوند امکان تجزیه کامل آنها وجود نداشته و باعث آلودگی اکوسیستم می شوند. آلودگی آب را می توان این چنین نیز 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. این مسئله استفاده از آب را جهت کشاورزی، صنعت، مخازن ذخیره آب عمومی و حیات آبی با اخلال روبرو می کند (عظیمی و همکاران، ۱۳۷۸؛ ترحمی، ۱۳۷۷؛ غلامی، ۱۳۷۱).

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 به طوریکه 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). از طرفی هزاران واحد صنعتی بزرگ مصرف کننده آب در سطح کشور فعالیت دارند که سالانه بخش عمده ای از آب مصرفی را بدون هیچ گونه تصفیه ای و به صورت فاضلاب صنعتی به منابع آبی تخلیه می نمایند (وزارت نیرو، ۱۳۸۴). در نتیجه فلزات سنگین خطرناک و ترکیبات شیمیایی سمی موجود در داخل فاضلاب های صنعتی باعث آلودگی آب های سطحی (رودخانه و دریاچه ها) و خسارت بر محیط زیست کشور می شوند (تجریشی، ۱۳۸۰ و عظیمی و همکاران، ۱۳۷۸).

کشاورزان برای افزایش بازده تولید خود و مبارزه با آفات و امراض گیاهی، مبادرت به مصرف بی رویه کود، سم و آفات کش ها در مزارع می نمایند (یزدان شناس و اسماعیلی ساری، ۱۳۷۶). کشتار ماهی ها در نتیجه غلظت بالای آفت کش ها درآب های سطحی، قرار گرفتن موجودات آبی، پرندگان، حیوانات و انسان در معرض عوارض ناشی از آنها و اثرات دراز مدت، زیانبار و ناشناخته آنها از جمله اثرات مخرب سموم در محیط می باشد. از طرفی مصرف بالای کودهای شیمیایی توسط کشاورزان اثرات مخربی بر محیط زیست آبزیان وارد می آورد به طوریکه ازت و فسفر مازاد 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 . 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 به همراه دارد (مسعودی، ۱۳۸۳ ;Mohebbi & Mohsenpour Azary, 2010; Alams, 2001; 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، 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). حفظ منابع آبی کشور و مدیریت صحیح آنها توأم با حفظ شاخص های کمی و کیفی آب، مدیریتی چند جانبه ای است که باید همه مسائل اقتصادی و زیست محیطی در آن مورد توجه قرار گیرد. آلودگی آب های سطحی (مخازن سدها و دریاچه های داخلی)، تالاب ها و آب های زیر زمینی که بعنوان تنها منابع آب شیرین باقی مانده برای نسل های بعدی بشمار می روند زنگ خطری برای توسعه پایدار و رشد اقتصادی کشور به شمار می روند و عدم رسیدگی به این نگرانی ها، توسعه اقتصادی پایدار برای این مرز و بوم را به همراه نخواهد داشت، در واقع قرار گرفتن توسعه پایدار در کانون استراتژی توسعه اقتصادی کشور به معنای پذیرفتن این نکته است که توسعه اقتصادی و حفظ محیط زیست دو موضوع جدا از هم نبوده بلکه بطور توأم و طی برنامه به هر دوی آنها می توان دست یافت. 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 آب را به وجود آورده و می آورد که در کنار کاربردهای متعدد، بخش زیادی از تولید آبزیان را در بر می گیرند. رودخانه "زرینه رود" از رودهای دائمی و پُر آب استان می باشد که ارتباط نزدیکی با زندگی ساکنان استان و نواحی اطراف دارد. برای زمان های طولانی، آب این رودخانه تنها جهت مشروب نمودن برخی از زمین های کشاورزی اطراف مورد استفاده قرار می گرفت. جهت کنترل این جریانات آبی و کاربرد آن در

مصارف مختلف، سد شهید کاظمی بوکان در مسیر این رودخانه احداث شده است. دریاچه سد بوکان هم از نظرموقعیت مکانی و هم به جهت وسعت و عمق، قابلیت آنرا دارند که زمینه تحقق بسیاری از برنامه های توسعه ای را در منطقه فراهم نماید. تأمین آب آشامیدنی، کشاورزی، صنعتی، قابلیت تولید آبزیان و امکان ایجاد منطقه تفریحی و تفرجگاهی از مهم ترین کاربردهای آن می باشد. لذا با توجه به پتانسیل های بالقوه این منبع آبی و به منظور بهره برداری مناسب از آن، در مطالعه حاضر سعی شد ضمن انجام بررسی های زیستی و غیر زیستی ، دگوگونی های که در اثر گذشت زمان در منطقه ایجاد می گردد را مورد ارزیابی قرار دهیم تا با ارائه رهنمود های لازم امکان اعمال مدیریت بهینه بمنظور تولید پایدار با هدف توسعه بیش از پیش آبزی پروری در منطقه مورد مطالعه را فراهم بیاوریم.

۱-۱- مشخصات کلی 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. این استان بدلیل چین خوردگی ها و ناهمواری های فراوان دارای آب و هوای متنوع بوده و اقلیم ناپایدار در فصول مختلف سال به شکل بارزی مشاهده می گردد. وجود ارتفاعات و نزدیکی آن به مناطق مدیترانه ای امکان وجود منابع حاصلخیز خاک و شرایط ویژه آب و هوائی را باعث گردیده و این امر موجب گشته که این منطقه برای امر کشاورزی، شیلات و دامپروری مساعد گردد به همین دلایل، اقتصاد استان اقتصادی کشاورزی و دامی است به طوریکه ۶۶ درصد تولیدات خالص استان را این بخش ها تشکیل می دهند. وجود رودخانه ها، چشمه ها و قنوات بزرگ و غنی، وجود چاه های عمیق، نیمه عمیق و آرتزین، وجود دشت های وسیع، خلاصه همه این پتانسیل ها موقعیتی را بوجود آورده اند تا این منطقه از خاک کشور عزیزمان پایگاه مناسبی برای ایجاد فرصت های شغلی باشد (استانداری آذربایجان غربی، ۱۳۸۷).

۱-۲- دشت های استان آذربایجان غربی

مشخصات دشت های مستعد آبزی پروری در استان به تفکیک در جدول شماره ۱ آمده است (گزارش عملکرد مدیریت شیلات و آبزیان استان آذربایجان غربی، ۱۳۸۷).

جدول ۱- دشت های مستعد توسعه آبزی پروری

ردیف	نام دشت	موقعیت جغرافیائی	وسعت
۱	دشت فسندوز	میاندوآب، فسندوز	۱۰۰۰۰ هکتار
۲	دشت زنگنه	ماکو، پلدشت	۲۰۰۰ هکتار
۳	دشت شیبلو	ماکو، پلدشت	۲۰۰۰ هکتار
۴	دشت اراضی حاشیه زرینه رود	شاهین دژ	۱۰۰۰ هکتار
۵	دشت حاشیه دریاچه ارومیه	ارومیه، مهاباد، میاندوآب و سلماس	۲۰۰۰ هکتار
۶	دشت کرد یعقوب	مهاباد	۴۰۰ هکتار

۳-۱- رودخانه های استان آذربایجان غربی

استان آذربایجان غربی دارای ۱۷ رودخانه مهم و دائمی با دبی بیش از ۱/۵ مترمکعب بر ثانیه می باشد. همچنین بیش از ۱۷ رودخانه فصلی نسبتاً بزرگ نیز در این استان جریان دارد. بواسطه وجود منابع آبی عظیم، این استان به یکی از استان های بسیار مهم در زمینه فعالیت های کشاورزی، دامپروری و شیلات در سطح کشور تبدیل شده است. رودخانه های استان به ترتیب اهمیت به شرح ذیل می باشند (استانداری آذربایجانغربی، ۱۳۸۷).

۱-۳-۱- 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 (استانداری آذربایجانغربی، ۱۳۸۷).

۲-۳-۱- رودخانه زرینه رود

نام محلی این رودخانه جغاطوچای می باشد، این رودخانه از کوه های چهل چشمه واقع در استان کردستان حوالی شهرستان سقز و بانه سرچشمه گرفته، و قبل از سد مخزنی شهید کاظمی بوکان، سه رودخانه به اسامی سقزچای، خرخره چای و ساروق چای و بعد از محل سد نیز سه رود خانه دیگر به اسامی آجرلوچای، قوری چای و لیلان چای نیز به آن اضافه می شوند. طول مسیر رودخانه حدود ۲۰۰ کیلومتر و عرض بستر آن در برخی نواحی به ۲۷۴ متر نیز می رسد. این رودخانه ابتدا وارد دشت میاندوآب شده و پس از آبیاری اراضی آن به

ساحل با تلاقی دریاچه ارومیه می رسد. این رودخانه یکی از پر آب ترین رودخانه های ایران بوده و حداکثر دبی آن در فروردین ماه ۱۰۳۰ مترمکعب و حداقل دبی آن ۰/۵ مترمکعب در ثانیه است. متوسط دبی آن در طول مسافت ۲۰۰ کیلومتری مسیر رودخانه حدود ۶۶ مترمکعب در ثانیه است. زرینه رود دارای رژیم سیلابی است و سد مخزنی شهید کاظمی بوکان در جنوب شرقی این شهرستان بر روی آن احداث شده است. میزان صید استحصالی این رودخانه در طی سال بسیار زیاد و علاوه بر گونه های بومی اکثراً از گونه های پرورشی کپور ماهیان می باشد (استانداری آذربایجانغربی، ۱۳۸۷).

۳-۳-۱- رودخانه سیمینه رود

این رودخانه از کوه های سقز و بانه سرچشمه گرفته و در امتداد زرینه رود جریان یافته و به دریاچه ارومیه می ریزد. گرچه آب این رودخانه یک چهارم زرینه رود می باشد ولی به علت قرار گرفتن در بستر جلگه ای و عدم اختلاف ارتفاع زیاد بستر آن با زمین های اطراف، بطور قابل ملاحظه ای از آن در کشاورزی منطقه بهره برداری می شود. دبی متوسط سالیانه این رود خانه، ۸۷ میلیون متر مکعب در سال است. حداکثر دبی این رودخانه حدود ۳۸۰ مترمکعب و دبی متوسط آن حدود ۲۷ مترمکعب برثانیه است. بعلت عدم وجود سد مخزنی و یا انحرافی بر روی رودخانه مزبور و نبود طرح های آبخیزداری، دبی این رودخانه در طول سال تغییرات بسیار زیادی دارد. مجموع حجم آبدهی سالیانه آن ۸۵۵ میلیون مترمکعب می باشد (استانداری آذربایجانغربی، ۱۳۸۷).

۴-۳-۱- رودخانه مهاباد چای

این رودخانه از قندیل داغی از ارتفاعات سردشت و پیرانشهر منشاء گرفته و از دو شاخه فرعی بیطاس و دهبکر تشکیل یافته است. بر روی این رودخانه سد مهاباد احداث گردیده است. این رودخانه پس از اتصال به قلعه چای و چشمه حوض به دریاچه ارومیه می ریزد. دبی سیلابی این رودخانه ۱۹۸ مترمکعب برثانیه و دبی متوسط آن ۱۳ مترمکعب بر ثانیه است، حجم آبدهی سالیانه این رودخانه حدود ۱۳۰ میلیون مترمکعب است. متوسط دبی ماهیانه در ماه های اسفند، فروردین و اردیبهشت ۲۲۸ میلیون متر مکعب (معادل ۸۰ درصد دبی سالیانه است) و در سه ماهه تابستان فقط ۲ درصد از آب سالیانه در رودخانه جریان دارد که وضعیت سیلابی بودن رودخانه را نشان می دهد (استانداری آذربایجانغربی، ۱۳۸۷).

۵-۳-۱- رودخانه لاوین

این رودخانه از مناطق جنگلی ارتفاعات سردشت و پیرانشهر و بانه سرچشمه گرفته و پس از طی مسیر ۱۲۰ کیلومتری خود در خاک ایران، رودخانه زاب بزرگ را در عراق تشکیل می دهند. این رودخانه می تواند یکی از مناطق مهم رها سازی و پرورش قزل آلا در استان باشد. دبی سیلابی این رودخانه ۱۱۳ مترمکعب برثانیه و دبی متوسط آن در طول سال ۱۰ مترمکعب برثانیه است (استانداری آذربایجانغربی، ۱۳۸۷).

۶-۳-۱- رودخانه گدار

سرچشمه این رودخانه از کوهستان های مرتفع مرز ایران و عراق و کوه های منطقه اشنویه می باشد. در نزدیکی قریه پی قلعه وارد دشت نقده شده و در مسیر آن شاخه های متعددی به آن می پیوندند سپس وارد دریاچه ارومیه می گردد. متوسط دبی ماهیانه آن، ۲۲ میلیون مترمکعب و متوسط سالیانه آن ۲۱۰ میلیون مترمکعب می باشد. وسعت حوزه آبریز این رودخانه ۱۵۵۰ کیلومتر مربع است. حداکثر دبی این رودخانه ۲۴۰ مترمکعب برثانیه بوده و دبی متوسط و دائمی آن بیش از ۱۹ مترمکعب برثانیه است. این رودخانه پس از طی مسیر خود از اشنویه و نقده بادبی قابل توجهی به دریاچه ارومیه می ریزد. فعلاً هیچگونه سد مخزنی بر روی این رودخانه احداث نگردیده است (استانداری آذربایجانغربی، ۱۳۸۷).

۷-۳-۱- رودخانه نازلوچای

این رودخانه از کوه های مرزی ایران و ترکیه و کوه های صومای برادوست سرچشمه گرفته و پس ازطی مسافتی در حدود ۶۰ کیلومتر در قسمت شمالی شرقی به دریاچه ارومیه می ریزد. متوسط دبی آن،۱۳/۴۰ متر مکعب در ثانیه می باشد. این رودخانه جزو رودخانه های سیلابی استان محسوب می شود و pH آب آن معادل ۷/۹ تا ۸/۳ می باشد و آب آن جز آب های مرغوب است (استانداری آذربایجانغربی، ۱۳۸۷).

۸-۳-۱- رودخانه باراندوز چای

این رودخانه از کوه های پربرف مرز ایران و عراق سرچشمه گرفته و پس از طی مسافتی معادل ۷۶ کیلومتر در قسمت جنوب شرقی وارد دریاچه می شود. دبی متوسط رودخانه، ۸/۶ متر مکعب در ثانیه می باشد. آب رودخانه در برخی مواقع گل آلود بوده و جزء آب های مرغوب سطحی محسوب می شود و pH آن بین هفت تا هشت می باشد (استانداری آذربایجانغربی، ۱۳۸۷).

۹-۳-۱- رودخانه شهر چای

این رودخانه از کوه های پربرف مرز ترکیه و ایران سرچشمه گرفته و پس از طی مسافتی معادل ۵۸ کیلومتر در قسمت شرقی به دریاچه ارومیه می ریزد. دبی متوسط سالیانه آن ۵/۳۲ متر مکعب می باشد. در برخی مواقع گل آلود بوده و جزء آب های مرغوب سطحی محسوب شده و pH آن بین هفت تا هشت می باشد (استانداری آذربایجانغربی، ۱۳۸۷).

۱۰-۳-۱- رودخانه روضه چای

یک رودخانه فصلی بوده و فقط در مواقع بارندگی دارای آب می باشد و از کوه های مرزی ایران و ترکیه سرچشمه می گیرد و دبی متوسط آن ۳ مترمکعب در ثانیه می باشد. و دبی متوسط سالیانه آن معادل ۹۸/۱ میلیون مترمکعب می باشد (استانداری آذربایجانغربی، ۱۳۸۷).

۱۱-۳-۱- رودخانه بالانج چای

دبی متوسط ماهیانه ۸/۲ میلیون مترمکعب و متوسط سالیانه ۹۹/۱ میلیون مترمکعب می باشد (استانداری آذربایجانغربی، ۱۳۸۷).

۱۲-۳-۱- رودخانه کهریزچای

با دبی متوسط ماهیانه، ۶/۹ میلیون مترمکعب و دبی متوسط سالیانه ۸۲/۳ متر مکعب به دریاچه ارومیه می ریزد (استانداری آذربایجانغربی ، ۱۳۸۷).

۱۳-۳-۱- رودخانه زولای چای

رودخانه زولای چای واقع در شهرستان سلماس با متوسط دبی ماهیانه ۲۲/۴ میلیون مترمکعب و سالیانه ۲۶۸ میلیون مترمکعب جریان داشته و از کوه های مرزی ایران و ترکیه سرچشمه می گیرد و به دریاچه ارومیه منتهی می شود (استانداری آذربایجانغربی ، ۱۳۸۷).

۱۴-۳-۱- رودخانه خورخوره چای سلماس

از کوه های مرزی ایران و ترکیه سرچشمه گرفته و به دریاچه ارومیه ریخته شده و دبی متوسط ماهیانه آن ۵/۶ میلیون مترمکعب و سالیانه ۶۷/۲ میلیون مترمکعب می باشد (استانداری آذربایجانغربی، ۱۳۸۷).

۱۵-۳-۱- رودخانه دریک چای

از کوه های مرزی غرب دهکده دریک سرچشمه گرفته و پس از مشروب نمودن اراضی تازه شهر، مازادآن به زولا چای می ریزد. متوسط دبی سالیانه ۷/۷ میلیون متر مکعب بوده و یکی از رودخانه های فصلی استان می باشد (استانداری آذربایجانغربی، ۱۳۸۷).

۱۶-۳-۱- رودخانه دیرعلی چای

از کوه های بابا اوزان و شور بلاغ سرچشمه گرفته و به رودخانه زولای چای ملحق می شود. متوسط دبی ماهیانه ۲/۵میلیون مترمکعب و سالیانه آن ۲۹/۹ میلیون مترمکعب می باشد (استانداری آذربایجانغربی، ۱۳۸۷).

۱۷-۳-۱- رودخانه قطورچای

این رودخانه از رشته کوه های منگنه در داخل خاک ترکیه سرچشمه گرفته و پس از ورود به ایران و پس از طی حدود ۴۸ کیلومتر وارد جلگه خوی می گردد. بعلت سستی بستر و عوامل فرسایشی شدید، در اکثر مواقع از سال گل آلود می باشد. دبی سالیانه رودخانه، ۱۶۵/۶ میلیون مترمکعب می باشد. این رودخانه پس از عبور از سه کیلومتری جنوب شهرستان خوی به رودخانه مرزی ارس می ریزد (استانداری آذربایجانغربی، ۱۳۸۷).

۱۸-۳-۱- رودخانه الند چای

رودخانه الند چای جزء شاخه های فرعی و مهم قطورچای است که معمولاً حوزه پر برفی دارد. متوسط دبی سالیانه آن ۱۶۰ میلیون مترمکعب است (استانداری آذربایجانغربی، ۱۳۸۷).

۱۹-۳-۱- رودخانه آغ چای

آغ چای از دامنه کوه هائی بنام قره بور واقع در مرز ایران و ترکیه سرچشمه می گیرد و به قطور چای می ریزد. طول رودخانه از سرچشمه تا مراکند حدود ۱۰۸ کیلومتر می باشد. دبی سالیانه آن بطور متوسط، ۷۷/۷ میلیون متر مکعب می باشد. این رودخانه دارای جریان سریع و آبی صاف و زلال می باشد و به همین جهت به آغ چای (سفید رود) مشهور شده است. دارای رژیم سیلابی و طغیانی است (استانداری آذربایجانغربی، ۱۳۸۷).

۲۰-۳-۱- رودخانه زنگمار (ماکوچای)

از رشته کوه های مرزی ایران و ترکیه واقع در جنوب غربی شهرستان ماکو سرچشمه گرفته بعد از دریافت آب رود قزل چای، از اراضی جنوب شهر ماکو عبور می نماید که در این محل بنام زنگمار نامیده می شود سپس در جهت مشرق بطرف پلدشت جریان پیدا کرده و به رود خانه ارس می ریزد. میزان دبی سالیانه آن، ۲۰۳ میلیون مترمکعب می باشد (استانداری آذربایجانغربی، ۱۳۸۷).

۲۱-۳-۱- رودخانه قره سو

سرچشمه این رودخانه در داخل خاک ترکیه قرار گرفته و از دامنه های شرقی دو قله آرارات بزرگ و کوچک و از چشمه ها و باتلاق های بورالان سرچشمه می گیرد، این رودخانه بدلیل وجود برف های دائمی قلل آرارات همیشه پرآب می باشد (استانداری آذربایجانغربی، ۱۳۸۷).

۲۲-۳-۱- رودخانه ساری سو

این رودخانه از داخل خاک ترکیه از دریاچه ای بنام بلیک گلو سرچشمه می گیرد و در مرز ایران و ترکیه وارد خاک ایران می گردد. حوزه آبریز آن در نقطه مرزی معادل ۲۲۳۰ کیلومتر مربع می باشد. متوسط دبی سالیانه ساری سو ۴۸/۵ میلیون متر مکعب است (استانداری آذربایجانغربی، ۱۳۸۷).

۲- مقدمه

آب حلال خوبی برای بسیاری از ترکیبات شیمیایی است و بدون این توانایی محیط مناسبی برای زندگی آبزیان نیست. یکی از اصلی ترین مواد شیمیایی محلول در آب گازها هستند که اکسیژن و دی اکسید کربن مهم ترین آنهاست. بایستی خاطر نشان کرد که گونه های مختلف ماهیان نیازهای اکسیژنی متفاوتی دارند. دی اکسیدکربن مهم ترین ماده در فرآیند تولید گیاهان است که این فرایند را فتوسنتز می نامند، در این پدیده گیاهان آبزی و بویژه فیتوپلانکتون ها که تولیدات اولیه در آنها هستند با گرفتن دی اکسیدکربن، انرژی لازم را برای رشد و تکثیر بدست می آورند. 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). در اکوسیستم های آبی یون های فسفات، نیترات، آمونیم، فلزات و غیره وجود دارد که مواد مغذی آب هستند، این مواد شیمیایی در اثر واکنش ها، با تبادل انرژی با محیط دستخوش تغییرات یا نوسانات شدید می شوند و از این رو بر رشد و پویایی جمعیت ماهیان تاثیر بسزایی دارند. بیشتر آبها دارای pH بین ۵/۵ تا ۱۰ می باشند، خارج از این دامنه ماهیان قادر به ادامه حیات نیستند. آب به اندازه کافی و با کیفیت مطلوب برای ادامه حیات بشر ضروری است (هوارد، ۱۳۸۲).توسعه بهداشت و حفاظت از محیط زیست همواره به تامین آب سالم وابسته است (منزوی،۱۳۸۳). از آغاز تمدن بشری انسان ها همواره در ساحل رودخانه ها، کنار دریاچه ها یا چشمه های طبیعی ساکن شده اند. در پیشگیری بسیاری از بیماری ها، آب سالم و بهداشتی حائز اهمیت بالایی است (بانبخش، ۱۳۸۲). تا زمانی که علوم بیولوژیکی، شیمیایی و پزشکی توسعه نیافته بودند، روش هایی برای تعیین کیفیت آب و آگاهی از اثرات آن بر روی سلامت بشر ابداع نشده بود (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). آب های سطحی و زیر زمینی بر اثر نفوذ آلودگی ناشی از شستشوی سموم و آفت کش های کشاورزی در معرض خطر قرار دارند، 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). در نتیجه اکثر سدها منجمله سد بوکان از مسائل متعددی چون تغذیه گرایی رنج می برند (محسن پور، ۱۳۸۹). با علم به شرایط ویژه حاکم بر سدها، به نظر می رسد پرداختن به مسائل زیست محیطی آنها، می تواند راهکار مناسبی برای کمک به تصمیم گیران در پیش بینی و پیشگیری از تخریب و زوال آب هایی که با صرف هزینه های هنگفت ذخیره شده اند را فراهم نماید (۱۹۹۴، ICOLD، 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 $32/6 \times 10^{16}$ Kcal می رسد و آن تقریباً با ۳ برابر حاصلخیزی همه مراتع و چراگاه های جهان و ۴ برابر همه محصولات کشاورزی جهان می باشد، هر چند این حاصلخیزی نسبی بوده و تحت تاثیر بعضی فاکتورهای محیطی همچون درجه حرارت، نور و مواد مغذی محدود می گردند. اگر این فاکتورهای محدود کننده بهبود یابند، حاصلخیزی خیلی زیاد افزایش می یابد(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 (فیتوپلانکتون ها ۹۵ درصد تولید اولیه دریاها را در مناطق ساحلی بخود اختصاص می دهند) 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(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 تغذیه گرایی 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 جلبک 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). آگاهی از ترکیب و فراوانی فیتوپلانکتون ها منجر به ایجاد تصویری روشن پیرامون برآورد و اظهار نظر در خصوص زی توده تولیدی در منابع آبی به منظور استفاده بهینه از آنها می شود، 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 زی توده 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). OECD , 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

آب ها را از نظر سختی کل به شرح ذیل طبقه‌بندی می کند(Boyd, 1992؛ 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.

پدیده تغذیه گرایی 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, 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-iso-Borneol (MIB) 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, 1983; Sarkar, 2002). 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). 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(Pace and Orcutt, 1981; Porter *et aL*, 1979; Pontin, 1978; Liss, 1999; Parker & Haswell, 2002).

در طی سالیان اخیر به دلیل نبود سیستم جمع آوری و تصفیه فاضلاب برای شهر سقز با جمعیتی بالغ بر ۱۵۰ هزار نفر که در ۲۶ کیلومتری غرب سد بوکان واقع است، فاضلاب شهر مستقیماً از طریق رودخانه سقز، وارد مخزن سد شده است. علاوه بر این مواد آلی ، در کلیه زهاب های اراضی بالادست مخزن نیز که زیر کشت عمدتاً گندم هستند، به همراه مواد مغذی شسته شده از خاک وارد این مخزن می شوند. با ورود فاضلاب شهری و کشاورزی به مخزن سد، غلظت مواد آلی در آن افزایش یافته و در اواسط فصل بهار و اوایل فصل پاییز شکوفایی جلبکی در آن رخ می دهد، بطوریکه 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(سارنگ و همکاران، ۱۳۸۰ ,Mohebbi & Mohsenpour Azary ;2010). به دلیل آورد سه سرشاخه مهم دیگر به مخزن این سد (زرینه رود، خرخره چای و ساروق چای) و با عنایت به اینکه مصرف کنندگان اصلی آب استحصالی (باستثنائ شهرستان سقز که محل پمپاژ آب شهری آن در بدنه سد بوکان و به فاصله ۴-۳ کیلو متری محل ورود رودحانه سقز به بدنه سد می باشد) از این مخزن در کیلومترها پایین تر از سد قرار داشته و در طی این فاصله، هم مخزن اثر پالایشی بر روی فاضلاب ورودی توسط رودخانه سقز داشته و هم آب خروجی از سد در رودخانه زرینه رود پالایش شده و عملاً مشکلی از بابت کیفیت آب در طی سالیان گذشته گزارش نشده است. سد بوکان یکی از مهم ترین سدهای استان آذربایجان غربی می‌باشد، علیرغم نقش مهم این سد در منطقه بعنوان منبع اصلی تأمین آب برای مصارف مختلف، مطالعات معدودی کیفیت آب آن را با توجه به تغییرات فیزیکی، شیمیایی و جمعیتی پلانکتون ها مورد مطالعه قرار داده است (محسن پورآذری و همکاران، ۱۳۸۷، سارنگ و همکاران، ۱۳۷۹). کیفیت مطلوب فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی آب از نقطه نظر مقبولیت آن برای مصرف کننده، حفظ سلامتی مصرف کننده و نگهداری از سیستم شبکه آب ضروری بوده لذا بررسی های لیمنولوژیکی بر روی منابع آبی و بصورت مستمر لازم می باشد (کرامتی و همکاران، ۱۳۸۶ و بانبخش، ۱۳۸۲). در این بررسی شناسایی و شمارش پلانکتونی و ارتباط آنها با عوامل محیطی حاکم بر منبع آبی مورد مطالعه یکی از مهم ترین اهداف ما بود.

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. زرینه رود یکی از بزرگترین و طولانی ترین (۲۳۰ کیلومتر) رودخانه های شمال غرب کشور و حوزه آبریز دریاچه ارومیه می باشد. سد مخزنی بوکان (سد شهید کاظمی بوکان) بر روی رودخانه

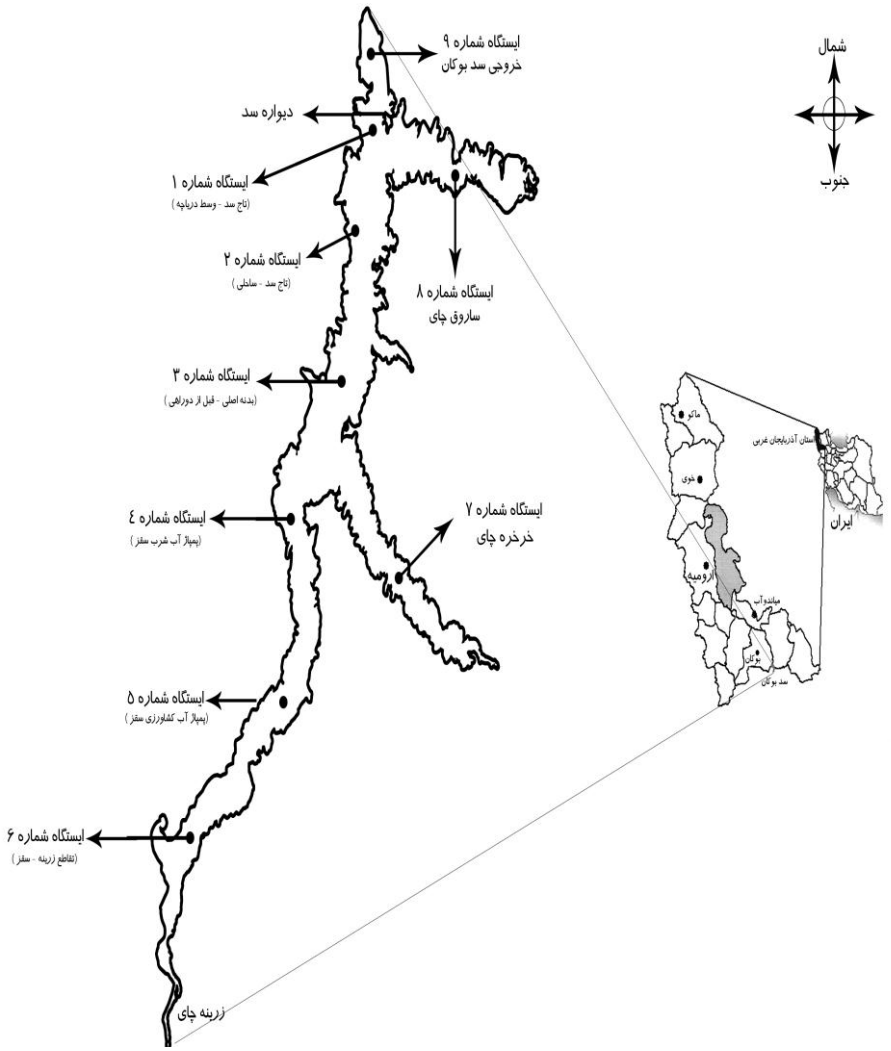
زرینه رود در استان آذربایجانغربی واقع است. عملیات ساختمانی آن توسط پیمانکاران خارجی در مرداد ماه ۱۳۴۶ آغاز و در فروردین ماه سال ۱۳۵۰ خاتمه یافته است. این سد، علاوه بر بهره برداری شیلاتی و تأمین آب کشاورزی، منبع اصلی تأمین آب شهرهایی مثل سقز، میاندوآب، بوکان، تبریز و تعداد زیادی روستا، صنایع محلی و مراکز جمعیتی اطراف سد می‌باشد.

۳- روش تحقیق

نمونه برداری در طی سال ۱۳۹۳ با تناوب ماهیانه از ایستگاه های تعیین شده در مخزن سد برنامه ریزی و انجام گردید.مشخصات مورفومتریک و هیدرولوژیک سد بوکان در جدول ۲ و تصویر آن در شکل ۱ ارائه گردیده است.

جدول ۲- خصوصیات مورفومتریک و هیدرولوژیکی سد بوکان

مشخصات	
مساحت حوزه آبریز (کیلو متر مربع)	۶۸۹۰
حداکثر ظرفیت (میلیون مترمکعب)	۶۵۰
ظرفیت قابل استفاده (میلیون مترمکعب)	۴۸۶
حداکثر مساحت (کیلومترمربع)	۴۵
عمق حداکثر (متر)	۲۰
عمق متوسط (متر)	۱۲
ارتفاع تاج سد (متر)	۴۸
طول سد (کیلو متر)	۱۷
عرض متوسط (کیلومتر)	۲/۳
نوع سد	بتونی



شکل ۱- ایستگاه های نمونه برداری در دریاچه سد بوکان

مختصات جغرافیایی ایستگاههای نمونه برداری در دریاچه سد بوکان در جدول ۳ ارائه شده است

جدول ۳ : مختصات جغرافیایی ایستگاههای نمونه برداری در دریاچه سد بوکان

ایستگاه	نام ایستگاه	مختصات جغرافیایی ایستگاه
۱	تاج سد (وسط دریاچه)	36° 25' 12" N 46° 31' 37"E
۲	تاج سد (ساحلی)	36° 24' 15" N 46° 31' 17"E
۳	قبل از دو راهی (زرینه – خورخوره)	36° 21' 37" N 46° 30' 23"E
۴	پمپاژ آب شرب سقز	36° 20' 40" N 46° 29' 36"E
۵	پمپاژ آب کشاورزی سقز	36° 18' 48" N46° 29' 34" E
۶	تقاطع سقز – زرینه رود	36° 17' 6" N 46° 26' 46"E
۷	خورخوره چای	36° 19' 21" N 46° 32' 38"E
۸	ساروق چای	36° 24' 1" N 46° 33' 40"E

۱-۳- پارامترهای فیزیکی و شیمیایی

جهت بررسی تغییرات فیزیکی و شیمیایی در مناطق مختلف دریاچه سد بوکان ، نمونه برداری با تناوب ماهیانه از تعداد ۹ ایستگاه های تعیین شده از فروردین ماه تا اسفند ماه سال ۱۳۹۳ انجام گرفت. جهت اندازه گیری پارامترهای شیمیایی، یک لیتر آب بطور مستقیم از کل آب جمع آوری شده تهیه شد. سپس نمونه های تهیه شده در ظروف نمونه برداری یک لیتری ریخته شده و تاریخ نمونه برداری و نام ایستگاه روی هر یک از نمونه ها ثبت گردید و به آزمایشگاه منتقل شد. جهت اندازه گیری کلروفیل- آ (*Chl-a*) نیز ۲ لیتر آب بطور مستقیم از کل آب جمع آوری شده تهیه شد. سپس نمونه های تهیه شده در ظروف نمونه برداری ریخته شده و تاریخ نمونه برداری و نام ایستگاه روی هر یک از نمونه ها ثبت گردید و به آزمایشگاه منتقل شد. پارامترهای فیزیکی نیز به روشهای مرسوم در محل ایستگاهها اندازه گیری گردید.

۱-۱-۳- 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.

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 -۳-۱-۲

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

۳-۱-۳- 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).

۴-۱-۳- 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(Boney, 1989). شفافیت آب یک راه سریع و آسان برای بدست آوردن اطلاعات پر معنی در مسایل لیمنولوژیک و اقیانوس شناسی است (Edmondson, 1959).

۵-۱-۳- 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).

۶-۱-۳- اکسیژن مورد نیاز زیستی یا خواست اکسیژن بیوشیمیایی (BOD_5)

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).

۷-۱-۳- سختی کل ($CaCo_3$)

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).

۸-۱-۳- سیلیکات (SIO_2)

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).

۹-۱-۳- 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).

۱۰-۱-۳- 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).

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).

۱۱-۱-۳- 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).

۱۲-۱-۳- 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* 1983) و Jenkins & Medsken, 1964).

۱۳-۱-۳- 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).

۳-۱-۱۴- 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).

۳-۱-۱۵- 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).

کلروفیل a = ۲۹.۶ (665 a -750 a) - (665 b -750 b) × 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

۳-۲- پارامترهای بیولوژیک

جهت بررسی تراکم جمعیتی و تغییرات گونه ای پلانکتون ها در مناطق مختلف دریاچه سد بوکان ، نمونه برداری با تناوب ماهیانه از تعداد ۹ ایستگاه های تعیین شده از فروردین ماه تا اسفند ماه سال ۱۳۹۳ 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 می گیرد، 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. 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 شد. سپس نمونه های تهیه شده در ظروف نمونه برداری یک لیتری ریخته شده و تاریخ نمونه برداری و نام

ایستگاه روی هر نمونه ثبت و بلافاصله با فرمالین ۴ درصد تثبیت و به آزمایشگاه منتقل شدند (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 می گیرد. در هر نمونه حداقل ۵۰ میدان دید مورد شمارش قرار گرفت (Venrick, 1978).

نمونه برداری، شناسایی و بررسی تراکم جمعیتی پلانکتون ها در این بررسی با استفاده از منابع زیر استفاده گردید: پیروشکینا و همکاران ۱۹۶۸ ، زایلینا و همکاران ۱۹۵۱، اوکسنر، ۱۹۷۵؛ رحیمیان، ۱۳۷۵؛ دیارکیان مهر، ۱۳۷۱؛ ۱۹۵۳؛ اسماعیلی ساری، ۱۳۸۱؛

Bellinger,1986; 1959; Presscot, 1962; Tiffany & Britton, 1971; Presscot, 1976; Davis,1955; Ruttner & Kolisko, 1974; Michael, 1990; Boney 1989; Agamaliev, 1977; Agamaliev, 1983; Alekperov & Asadullaeva, 1996; Sournia, 1981;

ضمنا برای محاسبه تراکم پلانکتون ها در هر میلی لیتر 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).

$$\text{تراکم پلانکتونی در محفظه شمارش} = \frac{\text{تعداد نمونه های شمارش شده در هر میدان دید} \times \text{مساحت محفظه}}{\text{حجم محفظه شمارش}}$$

$$\text{تراکم پلانکتونی در لیتر} = \frac{\text{تعداد نمونه های شمارش شده در محفظه شمارش} \times \text{حجم کل نمونه}}{\text{مساحت میکرومتر چشمی} \times \text{تعداد میدان های مشاهده شد}}$$

حجم محفظه شمارش

همچنین در این بررسی جهت ثبت و پردازش اطلاعات و ترسیم نمودارها از نرم افزار Excel و جهت محاسبات آماری از نرم افزار آماری Spss استفاده گردید.

۴- نتایج

۴-۱- نتایج حاصل از بررسی پارامتر های فیزیکی و شیمیایی در دریاچه سد بوکان

در جدول شماره ۴ میانگین پارامتر های فیزیکی و شیمیایی اندازه گیری شده در دریاچه پشت سد بوکان بصورت فصلی آمده است.

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

پارامترهای اندازه گیری شده	فصول				
	بهار	تابستان	پاییز	زمستان	میانگین
Air Temp(^oC)	۲۲	۳۲	۱۴	۱۰	۱۹
Water Temp(^oC)	۱۸	۲۸	۱۵	۷	۱۷
PH	۷/۲	۸/۲	۸/۲	۸/۴	۸
Turbidity(cm)	۱۵۶	۱۲۹	۱۲۲	۱۵۳	۱۴۰
E_c (µs/sm)	۱۹۳	۵۰	۱۰۴	۲۱۲	۱۴۰
TDS (ppm)	۱۲۶	۳۳	۸۰	۱۳۷	۱۱۷
)٪ (O_2	۱۲۳	۱۲۷	۱۰۶	۱۱۳	۱۱۷
Do (ppm)	۱۰	۸/۷	۸/۸	۱۲/۵	۱۰/۱
BOD (mq/l)	۴/۳	۱/۹۷	۵/۶	۹۶/۵	۴/۴۸
NO_2 (ppm)	۰.۰	۰/۰۳	۰.۰	۰/۰۶	۰/۰۶
NO_3 (ppm)	۶/۵	۶/۳۱	۴/۴	۵/۱۳	۵/۶۰
NH_3 (ppm)	۰/۱	۰/۱۲	۰/۲	۰/۱۹	۰/۱۸
TN (ppm)	۱/۶	۱/۴۰	۱/۳	۱/۲۸	۱/۴۰
TP (ppm)	۰.۰	۰.۰۲	۰/۰	۰/۰۲	۰/۰۴۵
Ca (ppm)	۳۱	۲۸/۸	۳۴	۳۸/۳	۳۳/۰۶
Mg (ppm)	۱۸	۱۸/۷	۱۹	۱۶/۳	۱۸/۳
Sio_2(ppm)	۱/۶	۱/۹۲	۱/۸	۱/۹۱	۱/۸۲
Hardness (ppm)	۱۵۵	۱۵۰	۱۶۹	۱۳۹	۱۵۳
Chl-a (μgl^{-1})	۶/۹	۳/۳۲	۶/۱	۵۳/۴	۵/۲۴

۲-۴- نتایج حاصل از بررسی کیفی ترکیب جامعه فیتوپلانکتونی در دریاچه سد بوکان

همانطوریکه در جدول شماره ۵ مشاهده می شود حداقل و حداکثر فراوانی گروه های مختلف فیتوپلانکتونی در دریاچه سد بوکان در فصل بهار ۴۷ گونه، فصل تابستان ۴۱ گونه، فصل پاییز ۴۴ گونه و در فصل زمستان ۴۰ گونه مشاهده شد. همانطوریکه در جدول ۵ مشاهده می شود 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. مجموع گونه های فیتوپلانکتونی مشاهده شده در دریاچه مورد مطالعه و در کل سال ۳۶ جنس و ۵۳ گونه می باشد.

جدول شماره ۵: فیتوپلانکتون های مشاهده شده در دریاچه سد بوکان

شماره	منطقه و فصول / گروه ها و گونه های فیتوپلانکتونی	دریاچه سد بوکان			
		بهار	تابستان	پاییز	زمستان
۱	*Chlamydomonas sp.*	+	+	+	+
۲	*Tetraedron minimum* (A.Braun.) Hansg.	+	-	+	+
۳	*Pediastrum simplex* (Meyen)Lemm.	+	+	+	+
۴	*Laegerhemia quadriseta* (Lemm.) Smith.	+	+	+	+
۵	*L. ciliata* (Lag.) Chodat.	+	+	+	+
۶	*Oocystis borgei* Snow.	+	+	+	+
۷	*O. solitaria* Wittr.	-	+	+	-
۸	*O. crassa* Wittr.	+	+	+	+
۹	*O. parva* West.	+	+	-	+
۱۰	*Ankistrodesmus convolutes* Corda.	+	+	+	+
۱۱	*A. falcatus v.acicularis* (A.Braun) Smith.	+	-	+	+
۱۲	*Coelastrum sp.*	+	+	+	-
۱۳	*Dictyosepharium ehrenbergianum* Nag.	+	+	-	+
۱۴	*Franceia droescheri* (Lemm.)Smith.	+	+	+	+
۱۵	*Crucigenia apiculata* (Lemm.)Schmidle	+	+	+	+
۱۶	*Scenedesmus acuminatus* (Lag.)Chodat	+	+	+	-
۱۷	*S. bijugatus (Turp.)* Lagerh.	+	-	+	+
۱۸	*S. acutiformis* Schrod.	+	+	+	+

شماره	منطقه و فصول / گروه ها و گونه های فیتوپلانکتونی	دریاچه سد بوکان			
		بهار	تابستان	پاییز	زمستان
۱۹	*S. quadricauda* (Turp.)Breb.	+	+	+	+
۲۰	*Scenedesmus sp.*	+	+	+	+
۲۱	*Closterium Linula* (Mueller)Nitzech.	+	-	+	+
۲۲	*C. gracile* Brebisson	-	+	+	-
۲۳	*C. setaceum* Ehrenberg	+	+	+	+
۲۴	*Staurastrum asperum* Breb.	+	+	+	+
۲۵	*Asterococcus sp.*	+	+	+	+
۲۶	*Chodatella subsalsa* Lemmermann	+	+	+	+
۲۷	*Chlorella vulgaris* Beyerinck	+	+	+	-
۲۸	*Mesotaenium sp.*	+	+	-	+
	Chlorophyta	۲۶	۲۴	۲۵	۲۳
۲۹	*Melosiera sp.*	+	+	+	+
۳۰	*Cyclotella sp.*	+	+	+	+
۳۱	*Diatoma elongatum* Ag.	-	-	+	+
۳۲	*Nitzschia sp.*	+	-	+	+
۳۳	*Synedra acus* Kutz.	+	-	-	-
۳۴	*S. ulna* Grun.	+	+	+	+
۳۵	*Navicula salinarum* Grunow	+	+	+	-
۳۶	*N. gracilis* Ehrenberg	+	-	+	+
۳۷	*Cymbella prostrate* (Berkley) Cleve.	+	+	+	+
۳۸	*C. lanceolata* (Ehr.)V. H.	+	-	+	+
	Bacillariophyta	۹	۵	۹	۸
۳۹	*Microcystis aeruginosa* Kutz.	+	+	+	-
۴۰	*Merismopedia elegans* A.Br.	+	+	+	+
۴۱	*Aphanizomenon flos-aquae* (L.)Ralfs	+	+	-	+
۴۲	*Oscillatoria sp.*	+	+	+	-
۴۳	*Spirulina major* Kutz.	-	-	-	-
	Cyanobacteria	۴	۴	۳	۲
۴۴	*Euglena acus* Ehrenberg	+	+	+	+
۴۵	*E. proxima* Dangeard	+	-	-	+
۴۶	*Trachelomonas sp.*	+	+	+	-
	Euglenophyta	۳	۲	۲	۲
۴۷	*Gymnodinium fuscum* (Ehrenberg)	+	-	+	-

شماره	منطقه و فصول / گروه ها و گونه های فیتوپلانکتونی	دریاچه سد بوکان			
		بهار	تابستان	پاییز	زمستان
	Stein				
۴۸	*Glenodinium quadridens* (Stein)Schiller	-	+	+	-
۴۹	*Glenodinium sp.*	+	+	-	+
۵۰	*Peridinium sp.*	+	+	+	+
۵۱	*Ceratium hirudinella* (Muller)	+	+	-	+
۵۲	*Dinoflagelate cyst*	-	-	+	+
	Dinophyta	۴	۴	۴	۴
۵۳	*Dinobryon sociale* Ehrenberg	-	+	+	-
۵۴	*Mallomonas sp.*	+	+	-	+
	Crysophyta	۱	۲	۱	۱
Total		۴۷	۴۱	۴۴	۴۰

۳-۴- نتایج حاصل از بررسی کیفی ترکیب جامعه زئوپلانکتونی در دریاچه سد بوکان

همانطوریکه در جدول شماره ۶ مشاهده می شود حداکثر و حداقل فراوانی گروه های مختلف زئوپلانکتونی در دریاچه سد بوکان بترتیب در فصل بهار ۵۰ گونه، فصل تابستان ۳۵ گونه، فصل پاییز ۳۷ گونه و فصل زمستان ۳۷ گونه بود. 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 و۱۰ گونه در رده سوم و گروه *Copepoda* با ۵ جنس و ۷ گونه در رده چهارم واقع شدند. جمع کل گونه های زئوپلانکتونی مشاهده شده در دریاچه مورد مطالعه و در طول سال ۳۸ جنس و ۶۰ گونه می باشد.

جدول ۶: زئوپلانکتون های مشاهده شده در دریاچه سد بوکان

شماره	منطقه و فصول / گروه ها و گونه های زئوپلانکتونی	دریاچه سد بوکان			
		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.	+	-	-	-

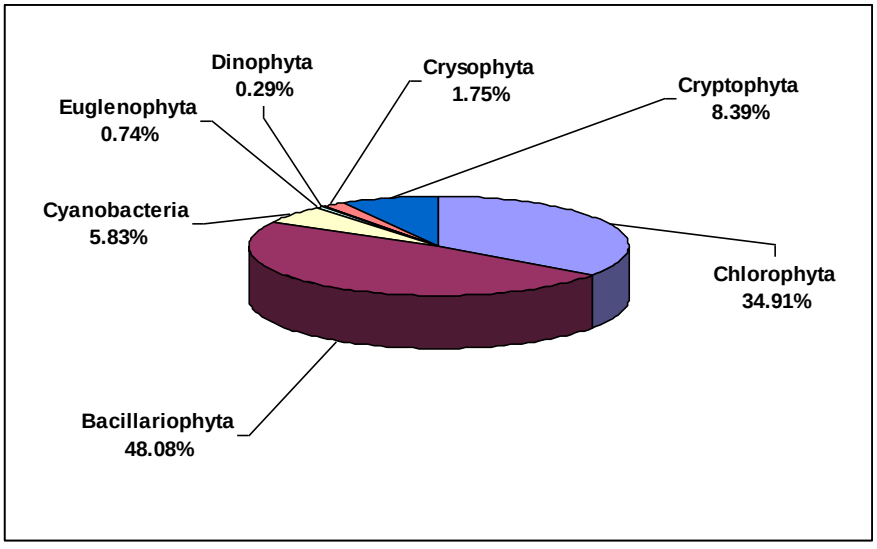
شماره	منطقه و فصول / گروه ها و گونه های زئوپلانکتونی	دریاچه سد بوکان			
		بهار	تابستان	پاییز	زمستان
9	*Enchelys pupa* Mull.-Ehrb.	+	+	-	-
10	*Paradileptus elephantinus* (Svec.)	+	+	-	+
11	*Lacrymaria olor* Müll.	+	-	-	+
12	*Litonotus lamella* Ehrb.	+	-	+	+
13	*Zosterodasys azerbaijanica* Aliyev	+	+	+	+
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	۱۶	۱۰	۸	۱۲
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:	۱۹	۱۵	۱۶	۱۵
44	*Diaphanosoma brachyurum* (Live.)	+	+	+	-
45	*Diaphanosoma sp.*	+	+	+	-
46	*Daphnia pulex* (De Geer)	+	-	-	+
47	*D.longispina* Müll.	+	+	+	-
48	*Ceriodaphnia quadrangula* (Müll.)	+	-	+	+
49	*Chydorus sphaericus* (Müll.)	+	+	+	+
50	*Polyphemus pediculus* (L.)	+	+	-	+
51	*Bosmina longirostris* (Müll.)	+	+	+	+
52	*Bosmina sp.*	+	+	-	-
53	*Leptodora kindtii* (Foke.)	+	-	+	+
	Cladocera:	۱۰	۷	۷	۶
54	*Eudiaptomus vulgaris* (Schmel.)	+	+	+	+
55	*Cyclops strenuus* (Fisch.)	+	-	+	+

شماره	منطقه و فصول / گروه ها و گونه های زئوپلانکتونی	دریاچه سد بوکان			
		بهار	تابستان	پاییز	زمستان
56	*C.vicinus* Ulj.	+	-	+	-
57	*Acanthocyclops sp.*	+	-	+	+
58	*Mesocyclops leuckarti* Claus	-	+	+	-
59	*Mesocyclops sp.*	+	-	-	+
60	*Thermocyclops dybowskii* Lande.	-	+	+	-
	Copepoda:	۵	۳	۶	۴
	Total	**۵۰**	**۳۵**	**۳۷**	**۳۷**

۴-۴- نتایج حاصل از بررسی کمی فیتوپلانکتونی در دریاچه سد بوکان

جدول ۷: فراوانی گروه های فیتوپلانکتونی در فصول مختلف سال در دریاچه سد بوکان (هزار عدد در لیتر)

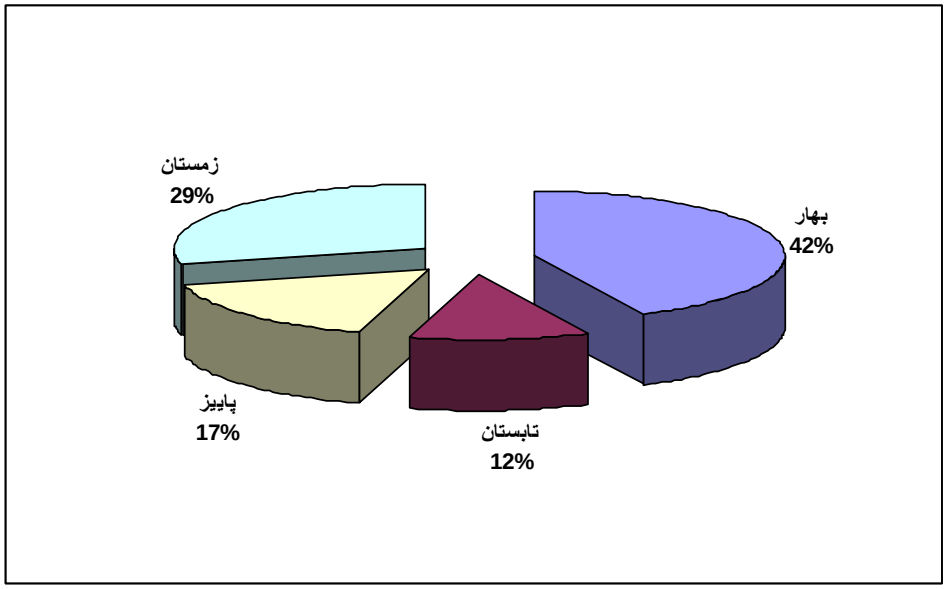
فصل / گروه فیتوپلانکتونی	بهار	تابستان	پاییز	زمستان	میانگین
Chlorophyta	۱۶۲۷	۹۶۰	۳۹۵۱	۴۳۹۰	۲۴۸۹
Bacillariophyta	۸۴۷۳	۳۱۵	۵۵۲	۳۵۱۵	۳۴۲۸
Cyanobacteria	۲۷	۱۵۰۴	۶۹	۷۴	۴۱۶
Euglenophyta	۵۶	۶۸	۷۰	۲۸	۵۳
Dinophyta	۱۰	۵۵	۹	۹	۲۱
Crysophyta	۱۵۵	۳۱۴	—	۳۱	۱۲۵
Cryptophyta	۱۶۱۶	۱۰۶	۲	۷۱	۵۹۸
Total	۱۱۹۶۴	۳۳۲۴	۴۶۵۱	۸۱۱۸	۷۱۳۰



شکل ۲: درصد فراوانی گروه های فیتوپلانکتونی در دریاچه سد بوکان

همانطوریکه در جدول ۹ و شکل۲ مشاهده می شود میانگین فراوانی سالیانه گروه های فیتوپلانکتونی در دریاچه سد بوکان به شرح ذیل می باشد:

گروه *Bacillariophyta* با تعداد ۳۴۲۸ هزار عدد در لیتر (۴۸/۰۸ درصد) گروه *Chlorophyta* با تعداد ۲۴۸۹ هزار عدد در لیتر (۳۴/۹۱ درصد)، گروه *Cryptophyta* با تعداد ۵۹۸ هزار عدد در لیتر (۸/۳۹ درصد)، گروه *Cyanobacteria* با تعداد ۴۱۶ هزار عدد در لیتر (۵/۸۳ درصد)، گروه *Crysophyta* با تعداد ۱۲۵ هزار عدد در لیتر (۱/۷۵ درصد، گروه *Euglenophyta* با تعداد ۵۳ هزار عدد در لیتر (۰/۷۴ درصد) و گروه *Dinophyta* با تعداد ۲۱ هزار عدد در لیتر (۰/۲۹ درصد) بترتیب رده های اول تا هفتم را شامل می شوند.



شکل۳: درصد فراوانی گروه های فیتوپلانکتونی در فصول مختلف سال در دریاچه سد بوکان

همان طوریکه در جدول ۸ و شکل۳ مشاهده می شود میانگین فراوانی فصلی گروه های فیتوپلانکتونی در دریاچه سد بوکان به شرح ذیل می باشد:

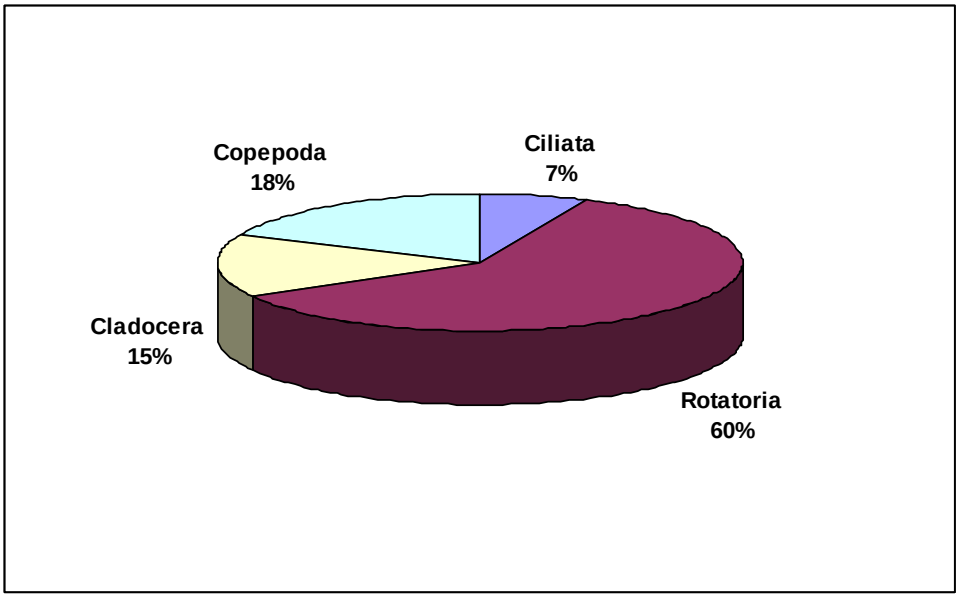
فصل بهار با تعداد ۱۱۹۶۴ هزار عدد در لیتر (۴۲ درصد)، فصل زمستان با تعداد ۸۱۱۸ هزار عدد در لیتر (۲۹ درصد)، فصل پاییز با تعداد ۴۶۵۱ هزار عدد در لیتر (۱۷ درصد) و فصل تابستان با تعداد ۳۳۲۴ هزار عدد در لیتر (۱۲ درصد) بترتیب رده های اول تا چهارم را شامل می شوند.

در ضمن همان طوریکه در جدول ۹ مشاهده می شود میانگین کل فراوانی سالیانه فیتوپلانکتونی در دریاچه سد بوکان تعداد ۷۱۳۰ هزار عدد در لیتر بدست آمد.

۵-۴- نتایج حاصل از بررسی کمی زئوپلانکتونی در دریاچه سد بوکان

جدول ۸: فراوانی گروه های زئوپلانکتونی در فصول مختلف سال در دریاچه سد بوکان (عدد در لیتر)

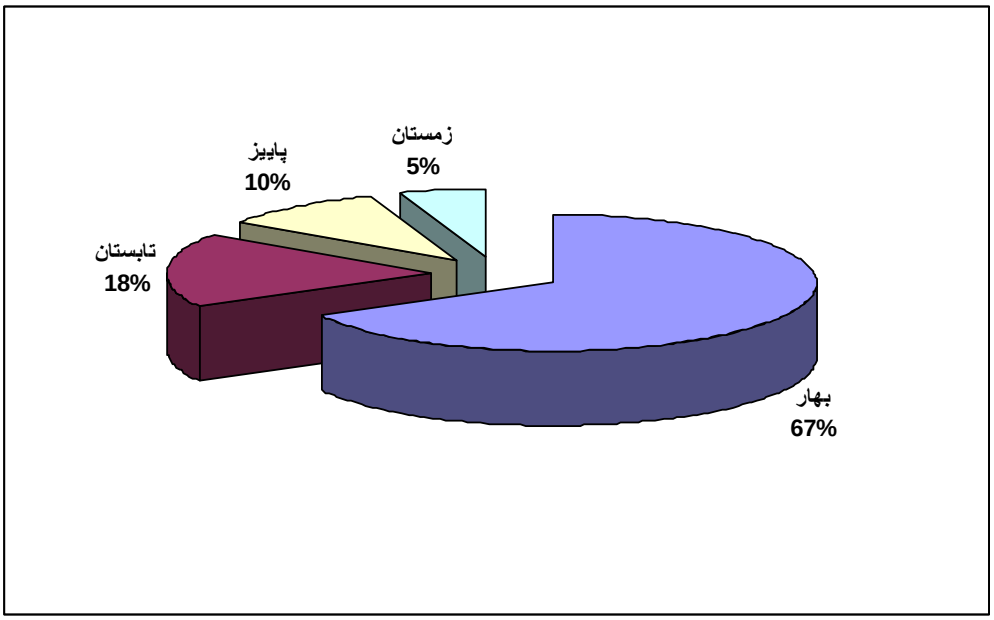
فصل / گروه زئوپلانکتونی	بهار	تابستان	پاییز	زمستان	میانگین
Ciliata	۶۸	۱۹	۷۶	۶۵	۵۷
Rotatoria	۱۸۵۶	۱۲۳	۵۹	۳۸	۵۱۹
Cladocera	۱۸۵	۲۱۷	۷۳	۳۳	۱۲۸
Copepoda	۱۹۸	۲۵۳	۱۳۷	۴۸	۱۵۹
Total:	۲۳۰۷	۶۱۲	۳۴۵	۱۸۴	۸۶۲



شکل ۴: درصد فراوانی گروه های زئوپلانکتونی در دریاچه سد بوکان

همانطوریکه در جدول ۸ و شکل ۴ مشاهده می شود میانگین فراوانی سالیانه گروه های زئوپلانکتونی در دریاچه سد بوکان به شرح ذیل می باشد:

گروه *Rotatoria* با تعداد ۵۱۹ عدد در لیتر (۶۰ درصد)، گروه *Copepoda* با تعداد ۱۵۹ عدد در لیتر (۱۸ درصد)، گروه *Cladocera* با تعداد ۱۲۸ عدد در لیتر (۱۵ درصد) و گروه *Ciliata* با تعداد ۵۷ عدد در لیتر (۷ درصد) بترتیب رده های اول تا چهارم را شامل می شوند.



شکل ۵: درصد فراوانی گروه های زئوپلانکتونی در فصول مختلف سال در دریاچه سد بوکان

همانطوریکه در جدول ۸ و شکل ۵ مشاهده می شود میانگین فراوانی فصلی گروه های زئوپلانکتونی در دریاچه سد بوکان به شرح ذیل می باشد:

فصل بهار با تعداد ۲۳۰۷ عدد در لیتر (۶۷ درصد)، فصل تابستان با تعداد ۶۱۲ عدد در لیتر (۱۸ درصد)، فصل پاییز با تعداد ۳۴۵ عدد در لیتر (۱۰ درصد) و فصل زمستان با تعداد ۱۸۴ عدد در لیتر (۵ درصد) بترتیب رده های اول تا چهارم را شامل می شوند. در ضمن همانطوریکه در جدول ۱۱ مشاهده می شود میانگین کل فراوانی سالیانه زئوپلانکتونی در دریاچه سد بوکان تعداد ۸۶۲ عدد در لیتر بدست آمد.

۵- بحث

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. وضعیت حرارتی آب و هوا در انتشار موجودات آبزی از جهت اسکان و بهره مندی از شرایط انتخاب محیط حائز اهمیت می باشد. وضعیت حرارتی آب و هوای منطقه بوکان با توجه به اندازه گیری های ماهانه در ایستگاه های مطالعاتی، با شرایط جوی 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 سدها 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، 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 ۱۰ °C رخ می دهد. بررسی تغییرات درجه pH در حوزه آبی زرینه رود 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 (۷/۲ الی ۸/۴ = 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 مناطق مورد مطالعه 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 مناطق می شود. با توجه به وضعیت هیدرو شیمیائی و حالت مستمر قلیائی در منطقه که از عوامل باروری آب می باشد و در تولیدات پلانکتونی و در نهایت در تولید طبیعی محصول ماهی اهمیت حیاتی (کلیدی) دارد باعث می شود که در تمام فصول سال با تابش نور خورشید و استمرار تناوت تولیدات پلانکتونی به خصوص تثبیت کنندگان نیتروژن (جلبک های سبز آبی)، چرخه مواد مغذی را در دریاچه فراهم نماید که بازدهی تولیدات اولیه در فون غذائی این مناطق تاثیر بسزایی دارد. شفافیت آب یک راه سریع و آسان برای بدست آوردن اطلاعات پر معنی در مسایل لیمنولوژیک و

اقیانوس شناسی است (Edmondson, 1959)، 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 سدها 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 بوکان نشانگر تولیدات پلانکتونیک مناسب در این دریاچه ها می باشد. مقدار شفافیت بوکان از ارس بیشتر و از ماکو و مهاباد کمتر است. 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 وطن دوست، ۱۳۸۱). 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. حداکثر مقدار TDS در استاندارد ملی ایران برابر ۱۵۰۰ mg/lit و حداکثر مقدار آن از نظر WHO، ۱۰۰۰ میلی گرو در لیتر 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 وطن دوست ، 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. 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 وطن دوست ، 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, 2002. 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(خداپرست و وطن دوست ، ۱۳۸۱). در منطقه مورد مطالعه مشکلی در این خصوص مشاهده نگردید و میزان BOD مطلوب بود.

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 ، ۱۳۷۷). 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 وطن دوست ، 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 وطن دوست ، ۱۳۸۱). با توجه به مطالب فوق می توان به مساعد بودن شرایط رشد جلبکی بدلیل وجود مقادیر قابل توجه ترکیبات ازته در منطقه مورد بررسی اشاره نمود. 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). با توجه به مقادیر ارایه شده آب دریاچه مخزنی بوکان از نظر مقدار ازت کل در رده دریاچه های مزوتروف 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 در منطقه 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 منطقه مورد مطالعه دیده می شود. با کاسته شدن از رشد پلانکتونی به میزان فسفر محلول دریاچه افزوده می شود (ملکی شمالی، ۱۳۷۴).

با توجه به مقادیر ارایه شده، آب دریاچه سد بوکان از نظر مقدار فسفات در رده آب های مزوتروف قرار می گیرد. 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 بوکان از ارس کمتر و از ماکو و مهاباد بیشتر است. 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 یابـــد. 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 CaCO3 دارند (Chapman, 1992).

با توجه به این درجه بندی، آب دریاچه مخزنی بوکان جزء آب های نسبتاً سخت طبقه بندی می شود. آب دریاچه مخزنی سد ارس خیلی سخت می باشد (محسن پور و همکاران، ۱۳۹۱). 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 زرینه رود بیشتر از یک بوده و بعنوان آب شیرین و قابل شرب مطرح می باشد. 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 ۱۰ = pH) 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 سد بوکان نشانگر مزوتروف بودن آن است. مقدار کلروفیل a در بوکان از ارس کمتر و از ماکو و مهاباد بیشتر است (محسن پور آذری، ۱۳۸۹ & Mohebbi Mohsenpour; Azary, 2010,).

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 منابع آبی مورد مطالعه نشانگر اینست که در تابستان شاخه سیانوباکتری ها و در بهار و زمستان شاخه کلروفیتا و باسیلاریوفیتا

تراکم جمعیتی بالایی داشتند، شاخه های مذکور تنوع زیادی داشته و این امر مانع تشکیل گونه های غالب می گردد (زایلینا و همکاران، ۱۹۵۱). 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 بررسی حاضر می باشد(سبک آرا و مکارمی، ۱۳۸۲) . در دریاچه مخزنی سد مهاباد تراکم جمعیتی فیتوپلانکتون ها در تابستان مشابه بوکان 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 است، همین قاعده در زمستان نیز حاکم است که در نتیجه ورود مواد مغذی به مخزن سد بوکان 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 (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(مکارمی 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). مطالعات فیتوپلانکتونی در ایستگاههای مختلف مورد مطالعه نشان داد که شاخه کلروفیتا و باسیلاریوفیتا پر جمعیت ترین گروه فیتوپلانکتونی در این مناطق بوده و شاخه باسیلاریوفیتا بدلیل سرما دوست بودن در تمامی ایام سال به فراوانی در این مخزن 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. 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) و در رودخانه شهر چای ۱۸ جنس فیتوپلانکتونی شناسایی شد(اسدپور و همکاران، ۱۳۸۶). لازم بذکر است که در مطالعه حاضر در دریاچه سد بوکان ۳۷ جنس و ۵۳ 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 مطالعه 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 سالیانه آب دریاچه، عمق دریاچه 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 همکاران، ۱۳۷۷). 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

(Hoffmann 1998 ; Wood &, Talling, 1988). 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 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 مناطق 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 می باشد، باید یادآور شد که در اثر شدت نور و دما در فصول مختلف، ترکیبات متفاوتی تشکیل می شود، یک گونه خاص ممکن است بتواند شدت نور بالا را در دمای پایین تحمل کند اما در دمای بالا نتواند این کار را انجام دهد، بنابراین تمایل به رشد در بهار نسبت به تابستان بیشتر است

(Franson 1980 : Mur & Schreurs, 1995) . در دماهای پایین دیاتومه ها سریع تر تقسیم می شوند زیرا پوسته سیلیسی آنها نسبت به غشاء سلولزی دیگر گیاهان تک سلولی به انرژی کمتری نیاز دارد، در حالیکه در دمای پایین، سیانوباکتری ها لابلای رسوبات رفته و معمولاً تکثیر نمی شوند (White, 1999). دیاتومه هایی که به آب شیرین تعلق دارند با وجود پراکندگی اندک، در مکان های زیستی به وفور تولید مثل و رشد نموده و بیوماس با جمعیتی انبوه را تشکیل می دهند (مائی سیو و فیلاتوا ، ۱۹۸۵). در طول یک سال جوامع فیتوپلانکتونی اکثر دریاچه های جهان از نظر کمی و کیفی تغییر می کنند. این تغییرات ممکن است هر سال بطور منظم تکرار شود، تفاوت در تراکم جمعیتی کل فیتوپلانکتون ها و همچنین گروه های مختلف آنها در نواحی مختلف بستگی به شرایط فیزیکی و شیمیایی آب و توزیع و تراکم جمعیت فیتوپلانکتون خوار دارد (Hammer & Heseltine, 1988).

معمولاً در آب های مناطق معتدل چه آب های شیرین و چه دریایی، در ماه های مختلف حداکثر و حداقل هایی از نظر ترکیب گونه ای، تراکم جمعیتی و پراکنش پلانکتونی وجود دارد (Davis, 1955). کوشش های بسیاری برای توجیه حداکثرها و حداقل ها بر اساس عوامل زیستی، شیمیایی و فیزیکی ارائه شده است که از جمله آنها می توان به شدت تابش نور در بهار، کاهش فتوسنتز در زمستان، انباشتگی نمک در زمستان و کاهش آن در بهار، افزایش چرای زئوپلانکتون ها در تابستان و کاهش 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 می توان گفت که شرایط اکولوژیکی حاکم بر منطقه در این فصول نسبت به فصول دیگر نامناسب‌تر است، در واقع در فصول 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 سقز، افزایش بارندگی و به تبع آن افزایش آب های ورودی به مخزن به همراه بقایای سم و کود(فسفر و ازت مازاد بر نیاز گیاهان) که بدلیل عدم رعایت استانداردهای مصرف وارد خاک شده و از طریق زهکشی و رواناب وارد منابع آبی شده 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 پلانکتون ها صورت گرفت مشخص 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 های یوتروف می باشند (Chellappa & Costa, 2003; Chapra, 1997 و Smith, 2003). در مطالعه حاضر نیز 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 ;Brusle,1993). نتایج مطالعه انجام یافته مناسب بودن سیانوباکتری ها را برای نشان دادن میزان مواد مغذی در اکو سیستم های آبی تأیید می‌نماید، نتایج بررسی های محققین مشخص می کند که جلبک *Oscillatoria* غیر سمی می باشد (Falconer & Jakson, 1986, Willen & Mattsson, 1997)، لذا مشکل موجود در سد بوکان احتمالا می تواند از ناحیه جلبک *Microcystis* باشد حضور*Microcystis* در سد بوکان برای اولین بار توسط مسعودی و همکاران بیان شد، آنها در این گزارش نوعی سم بنام Geosmin که توسط *Microcystis* تولید می شود را عامل ایجاد بو و طعم نامناسب در آب سد بوکان دانستند

(مسعودی و همکاران، ۱۳۸۳ ؛ سارنگ و همکاران، ۱۳۸۰). بر اساس نتایج حاصل 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). 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). 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 های ورودی به دریاچه سد بوکان، مشخص شده که اکثریت جمعیت فیتوپلانکتونی متعلق به شاخه *Bacillariophyta* (دیاتومه) بوده و درصد اندکی به سایر گروه ها تعلق دارد، جنس های *Nitzschia ،Navicula, Cyclotella, Cymbella* 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 می باشند، بعضی از جنس های مژه داران مثل *Vorticella* دارای پایه بوده که می تواند بحالت ثابت بر روی سنگها و اشیاء موجود در آن بچسبد، این گروه تراکم بالای جمیعت زئوپلانکتونی رودخانه ها را تشکیل می دهد (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 رودخانه ها را شامل می شوند (مکارمی و سبک آرا، ۱۳۸۷ ;Kaster, 1970). نتایج مطالعه حاضر نشان داد 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 دریاچه پشت سد بوکان 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. 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 (Harris, 1986، Sarkar, 2002; Stickney, 2000). 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 منطقه 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، 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 و همکاران، ۱۳۸۷ و Kimmel & Roman, 2004)، نتایج تحقیق حاضر نیز نشان می دهد که زئوپلانکتون ها 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. روند تغییرات ماهانه فراوانی زئوپلانکتون های منابع آبی چنانکه انتظار می رود ، تا حدود زیادی متناسب با تغییرات جمعیت فیتوپلانکتونی است بطوریکه 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 نشان می دهد که روند افزایش و کاهش جمعیت های پلانکتونی در دریاچه مورد مطالعه، با یکدیگر متناسب بوده است. 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). بر اساس نتایج تحقیقات انجام شده، روتاتورها و پروتوزوئرها، زئوپلانکتون های غالب منابع آبی را تشکیل می دهند (Vankhede & Deshmukh, 2002; Agamaliev, 1976).در تحقیقی که در دریاچه سد ارس انجام گردید، جمعاً ۳۴ گونه از زئوپلانکتون ها شناسایی شدند(مکارمی و سبک آرا، ۱۳۸۰)، 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 و محسن پور آذری، ۱۳۸۹). در تحقیق حاضر نیز تعداد گونه های شناسایی شده با یافته های تحقیقات فوق مطابق بوده بطوریکه در در یاچه سد بوکان ۳۸ جنس و ۶۰ گونه زئوپلانکتونی شناسایی شد که از میان گونه های رایج در آب های شیرین می باشند. بررسی مطالعات انجام گرفته نشان می دهد که عمده ترین شاخه مشاهده شده از پروتوزوآها در منابع آبی، سیلیاتاها(مژه داران) می باشند 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 نشان می دهد که در دریاچه سد ماکو، ۷ گونه (سبک آرا و مکارمی، ۱۳۷۸)، سد حسنلو، ۴ گونه (سبک آرا و مکارمی، ۱۳۸۱)، سد ارس سال ۱۳۷۴، ۵ گونه (سبک آرا، ۱۳۷۴)، سد ارس سال ۱۳۸۰، ۶ گونه (مکارمی و سبک آرا، ۱۳۸۰)، 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 سیلیاتا شناسایی شده است(علیوف و علیوف. ۲۰۰۳). در مطالعه حاضر نیز جمعا ۱۹ گونه از سیلیاتاها شناسایی شد. 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 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 مناطق رودخانه های ورودی دریاچه سد بوکان 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). افزایش در تولید ماهی به شکل نسبتاً زیادی به تولیدات اولیه یعنی فیتوپلانکتون ها و در مرحله بعد به زئوپلانکتون ها وابسته است، زئوپلانکتون ها خصوصاً *Rotatoria* از اواسط اردیبهشت تا نیمه اول تیرماه دارای بیشترین اهمیت شیلاتی هستند (مکارمی و سبک آرا، ۱۳۸۰ ؛Bennett, 1967) . 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 حاصل از تغذیه ماهیان در دریاچه سدهای ماکو و مهاباد موید این مساله می باشد (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 که زئوپلاتکتون ها، ۹۸- ۱۸ درصد غذای آنها را تشکیل می دهند، در ضمن در بچه ماهیان بزرگ تر اهمیت زئوپلانکتون ها کمتر است (محمد 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 سازند (Gordon, 1971). در منبع آبی مورد مطالعه ، جمعیت زئوپلانکتونی به مرور از اردیبهشت ماه سیر صعودی نشان داده و در اوایل تیر ماه به اوج خود می رسد، سپس شاهد یک نزول در جمعیت آنها هستیم که تا پاییز ادامه می یابد. باسیلاریو فیتا و کلروفیتا غذای مناسبی برای ماهیان فیتوپلانکتونخوار هستند (رمضانی و ولی پور، ۱۳۷۷ ؛فرید پاک، ۱۳۶۵). بررسی نتایج مطالعه حاضر نشان می دهد که شاخه کلروفیتا و باسیلاریوفیتا پر جمعیت ترین گروه فیتوپلانکتونی در مناطق مورد بررسی بوده و در این میان شاخه باسیلاریو فیتا بدلیل سرما دوست بودن در تمامی ایام سال به فراوانی حضور دارد، لذا محدودیتی از بابت تامین غذا برای موجودات جانوری در فصول مختلف سال وجود نداشته و این عوامل سبب استمرار چرخه غذایی در منبع آبی مورد مطالعه بوده و در نهایت رشد و نمو محصول نهایی یعنی ماهی در اثر تغذیه از فیتوپلانکتون ها، زئوپلانکتون ها، بنتوزها و گیاهان عالی شکل می گیرد. در دریاچه سدها نیز مشابه استخرهای پرورشی استفاده از ۴ نوع ماهی شامل، کپور معمولی که در کف بستر به جستجوی

غذا پرداخته و از موجودات کفزی مثل کرم ها، لارو حشرات و حلزون ها و نظایر آنها تغذیه می کند، ماهی کپور نقره ای و کپور سرگنده که در لایه های میانی آب به سر برده و بترتیب از فیتوپلانکتون ها و زئوپلانکتونه ها تغذیه می کنند و ماهی آمور که از گیاهان حاشیه ای استفاده می کند، توصیه می گردد (رمضانی و ولی پور، ۱۳۷۷؛ گنجیان و همکاران، ۱۳۷۷; King *et al*, ۲۰۰۲; Hammer *et al*, ۱۹۸۳; Templeton,1984). آبزیان در تامین پروتئین مورد نیاز مردم جهان از اهمیت و ارزش بالایی برخوردار بوده و در این شرایط پرورش آنها در استخرها و دریاچه های پشت سد ها بیش از بیش مورد توجه می باشد، اگر چه اهداف اولیه از احداث سد ها، تامین آب کشاورزی و تولید برق می باشد، اما امروزه بدلیل محدودیت صید در دریاها، توسعه آبزی پروری در آبگیرهای داخلی از جمله دریاچه پشت سدها بیشتر احساس می گردد (Sifa & Mathias, 1994). موقعیت جغرافیایی دریاچه سد ها که معمولا در فصول مختلف سال اختلاف درجه حرارت در آنها بسیار چشمگیر می باشد، باعث شده که موجودات آبزی محدودی بتوانند با شرایط هیدرولوژی آنها سازگار باشند، لذا در حال حاضر ترکیب جمعیتی ماهیان در منابع آبی، محدود به چند گونه بوده که اکثریت آنها را کپورماهیان و تعدادی از ماهیان هرز غیر اقتصادی تشکیل می دهند (رمضانی و ولی پور، ۱۳۷۷ ؛ صیاد بورانی و خدمتی، ۱۳۸۱؛ Winfield & Nelson, 1991).

تعیین کیفیت آب از روی گونه های مختلف پلانکتونی به یکی از روش های رایج در نقاط مختلف جهان تبدیل شده است (He, 1987)، 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 آبی می باشد (Clesceri *et al*, 1989). از نظر اکولوژیکی حضور گونه هایی از جنس *Cyclotella* از باسیلاریوفیتا در رودخانه ها و دریاچه ها شاخص آبهای یوتروف بوده و در اثر تراکم بالای آنها رنگ آب قهوه ای می شود (Clesceri *et al*, 1998). از نظر اکولوژیکی حضور *گونه Navicula salinarum* از باسیلاریوفیتا شاخص آبهای الیگوتروف تا یوتروف محسوب می شود (Clesceri *et al*, 1989). از نظر اکولوژیکی جنس *Nitzschia* از باسیلاریوفیتا 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 (Cobb & wang, 1985). همچنین گونه *Synedra nana* از باسیلاریوفیتا در اغلب آبهای الیگوتروف مشاهده می گردد (اسماعیلی ساری، ۱۳۷۹). از نظر اکولوژیکی حضور گونه های *eratium 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 ها معرفی 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;). 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 Beach, ۱۹۶۰). از نظر اکولوژیکی حضور گونه های *Coleps tessellates, Paradileptus elephantinus, Zosterograptus 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 ایستگاههای مختلف مورد مطالعه بویژه بدنه اصلی دریاچه سد بوکان مشاهده گردیدند. بر اساس گزارش سارنگ و همکاران، آب سد بوکان بدلیل ورود مداوم فاضلابهای مختلف شهری، خانگی و کشاورزی، به یکی از دریاچه های تغذیه گرا تبدیل شده و در رده ی آب های مزتروف قرار گرفته است (سارنگ و همکاران، ۱۳۸۰). نتایج حاصل از اندازه گیری فاکتورهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی در مطالعه حاضر و مقایسه آن با استانداردهای موجود (اسماعیل ساری، ۱۳۸۱، Gindy & Wetzel, 2002: Carlson,1977: Nixdorf, 2002: Wurtsbaugh & Marcarelli, 2006: He,1987 Dorgham, 1992)، حاکی از آن است که شدت آلودگی ناشی از فاضلاب های مختلف خانگی شهرستان سقز که کانون اصلی آلودگی در دریاچه سد بوکان می باشد به همراه روان آب های کشاورزی و پس آب های صنعتی باعث گردیده که سد بوکان در رده ی آب های مزوتروف (سارنگ و همکاران، ۱۳۸۰) و قرار گرفتن در آستانه آب های یوتروف باشد (علیوف و محسن پور آذری ، ۱۳۸۹ و محسن پورآذری و همکاران، ۱۳۸۹). لازم بذکر است که عدم توجه به روند کنونی ورود آلاینده‌ها به مخزن این سد، تسریع تخریب کیفیت آب آن را به دنبال خواهد داشت. لازم بذکر است که بدلیل حجم فراوان آب رودخانه زرینه رود و کمی کانون های آلوده کننده درطول مسیر که امکان رفع آنها با خود پالایی آب وجود دارد ، در شرایط فعلی مشکلی از نظر فعالیت های شیلاتی در منطقه احساس نمی شود، ولی با ادامه روند فعلی که ما شاهد افزایش روز افزون تخلیه فاضلاب های مختلف به داخل منبع آبی مورد بررسی می باشیم و از طرفی توسعه روزافزون فعالیت های کشاورزی و صنعتی در محدوده حوزه آبخیز زرینه رود و سد بوکان، لزوم توجه بیش از پیش مسئولین امر به اصلاح ساختارهای موجود را گوشزد می نماید.

۶- نتیجه گیری

در سالهای اخیر ورود مواد مغذی به دریاچه سد بوکان و بروز پدیده تغذیه گرایی در آب آن (بویژه در فصل تابستان که پدیده شکوفایی جلبکی رخ می دهد) بر حیات آبزیان در دریاچه تاثیر منفی گذاشته و دخایر آنرا کاهش داده است، ولی با توجه باینکه مشکل فوق با اصلاح و تکمیل شبکه فاضلاب شهرستان سقز و در نتیجه آن قطع فاضلاب های خانگی که کانون اصلی آلودگی در بدنه اصلی دریاچه سد بوکان می باشد در برنامه کاری وزارت آب می باشد، بنابر این از جمیع جهات سد بوکان می تواند محیطی مناسب برای توسعه فعالیت های آبزی پروری در منطقه باشد.

پیشنهادها

- به نظر می رسد تخلیه فاضلاب های شهری، روستایی و توسعه کشاورزی به همراه خشکسالی های اخیر بر کیفیت آب سد تاثیر منفی گذاشته است، 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 سیانوباکتری ها استفاده کرد.
- از آنجا که دریاچه پشت سدها بشدت تحت تأثیر ورود آب شیرین قرار داشته و سطح آب از سالی به سالی دیگر در نوسان می باشد، پیشنهاد می‌شود مطالعات بیشتر و مستمرتری به منظور ارزیابی روند تغییرات درآن انجام گیرد تا با اتخاذ تدابیر لازم و بهنگام، از مشکلات حاکم تا حدودی کاسته شود.
- زرینه رود بدلیل حجم فراوان آب و کمی کانون های آلوده کننده درطول مسیر 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 بویژه در حاشیه رودخانه مورد مطالعه بهره جست.

تشکر و قدردانی

بدینوسیله از همکاران و مسئولین محترم موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، مدیریت شیلات آذربایجان غربی و مرکز تحقیقات آرتمیای کشور که ما را در اجرای این پروژه یاری نمودند و نیز از کلیه مسئولین محترم سازمان جهاد کشاورزی استان که منابع مالی لازم را تامین نمودند تشکر و قدردانی می نماییم.

منابع

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

۲. 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.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

۱۷. تجریشی، م. ۱۳۷۶. نگرشی جامع به رفع بحران آب در تهران. مجله آب و فاضلاب، شماره ۲۲، صفحات ۲ الی ۱۲.
۱۸. تجریشی، م. ۱۳۸۰. نگرانی های کیفیت منابع آب در کشور. تهران: (دومین کنفرانس آسیایی آب و فاضلاب) تهران، سازمان آب منطقه ای. ۸ ص.
۱۹. ترحمی، ا. ۱۳۷۷. بحران کیفی آب و آلاینده ها مجله آب و توسعه، سال ششم، شماره اول، صفحات ۳۷ الی ۴۰.
۲۰. 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.
۲۱. حیدری، ع و محمدجانی، ط. ۱۳۷۸. گزارش نهایی پلانکتون های دریاچه مخزنی سد مهاباد. معاونت تکثیر و پرورش شیلات ایران. ۶۴ ص.
۲۲. خداپرست، ح. ۱۳۷۷. هیدرولوژی و هیدروبیولوژی تالاب انزلی. مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان. ۱۱۲ ص.
۲۳. خدا پرست، س. ح. ۱۳۷۸. مطالعات تفصیلی دریاچه های سد ماکو و مهاباد. مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان.
۲۴. 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.
۲۵. خوشبخت، ف. ۱۳۷۶. مطالعه اکولوژی و فلور جلبکی دریاچه بزنگان، پایان نامه کارشناسی ارشد. گروه زیست شناسی دانشگاه فردوسی مشهد. ۱۶۷ ص.
۲۶. دره شوری، ف. ۱۳۷۷. مطالعه اکولوژیک و فلور جلبکی دریاچه سد طرق، پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشکده علوم دانشگاه فردوسی مشهد. ۱۴۹ ص.
۲۷. دیارکیان مهر، ه. ۱۳۷۱. مبانی جلبک شناسی. جهاد دانشگاهی مشهد. ۲۵۲ ص.
۲۸. ذبیحی، م. ۱۳۷۶. تکثیر و پرورش جلبک های میکروسکوپی (فیتوپلانکتونها). شرکت سهامی شیلات ایران، اداره کل شیلات سیستان، ۲۵ ص.
۲۹. رحیمیان، ح. ۱۳۵۷. جلبک شناسی. دانشگاه ملی ایران. تهران، ۴۰۸ ص.
۳۰. رمضانی، م. ۱۳۷۸. گزارش نهایی پروژه مطالعات تغذیه ماهیان اقتصادی دریاچه مخزنی سد مهاباد. معاونت تکثیر و پرورش آبزیان شیلات ایران: تهران. ۵۲ 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. 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.

۳۳. 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.

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

۳۵. 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.

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

۳۷. 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.

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

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

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

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

۴۲. 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.

۴۳. 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.

۴۴. 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.

۴۵. 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.

۴۶. سرپناه، ع. ن. ۱۳۸۱. گزارش نهایی ماهی شناسی دریاچه مخزنی بوکان. مرکز تحقیقات ماهیان استخوانی دریای خزر: بندر انزلی. ۵۸ ص.
۴۷. 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.
۴۸. شاملو، ا. ۱۳۸۱. بررسی تغییرات کیفی سد گیلان رود، پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشکده بهداشت دانشگاه تهران. ۸۹ ص.
۴۹. 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.
۵۰. صفائی تکامی، س. ۱۳۷۶. گزارش نهایی مطالعات جامع سد ارس. موسسه تحقیقات شیلات ایران.مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان، ۲۵۰ص.
۵۱. 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.
۵۲. عبدالرحمانوف، ز. ی. ۲۰۰۴، زئوپلانکتون های سد ینی کند در جمهوری آذربایجان. مجله علمی، انتشارات آکادمی جانورشناسی جمهوری آذربایجان: باکو. ص۱۶۹-۱۶۴ .
۵۳. عبدالملکی، ش و غنی نژاد، د. ۱۳۷۸. گزارش نهایی مطالعات تفصیلی سدهای ماکو و مهاباد. مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان. ۱۵۶ ص.
۵۴. عبدالملکی، ش. ۱۳۷۹. گزارش نهایی مطالعات تفصیلی دریاچه متحرک سد ماکو. مرکز تحقیقات شیلاتی گیلان. ۸۷ ص.
۵۵. 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.
۵۶. 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.
۵۷. 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.
۵۸. 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.
۵۹. 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.

۶۰. 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.

۶۱. 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.

۶۲. 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.

۶۳. 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.

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

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

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

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

۶۸. 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.

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

۷۰. 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.

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

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

۷۳. 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.

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

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

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

۷۷. 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.

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

۷۹. 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.

۸۰. 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.

۸۱. 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.

۸۲. 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.

۸۳. 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.

۸۴. 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.

۸۵. 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.

۸۶. 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.

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

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

۸۹. 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.

۹۰. 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.

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

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

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

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

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

۹۶. 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.

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

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

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

۱۰۰. 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.

۱۰۱. 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.

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

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

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

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

106. 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.
107. 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.
108. 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.
109. 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.
110. Agamaliev, F. G. 1974. Infusorian of the Turkmen gulf of the Caspian Sea. Zoologicheski Journal, 53, pp19-22.
111. Agamaliev, F. G. 1975. Infusorian of the Western coast of the Middle Caspian Sea.
112. (In Russian). Oceanology, 15, pp302-307.
113. 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.
114. Agamaliev, F. G. 1977. Free living Infusorians of the Caspian Sea. (In Russian). Author's doctoral thesis, L, a. 42p.
115. Agamaliev, F. G. 1977. Ecology of the Planktonic Infusorians of the Caspian Sea. (In Russian). DAS of the Azerbaijan SSR, b, 33. Pp42-44.
116. Agamaliev, F. G. 1983. Infusorian of the Caspian Sea. (In Russian). Nauka. 232p.
117. 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.
118. Awaless, A.1991. Mass Culture and Nutritional quality of the Fresh Water Rotifer (Brachionus Cayciflorus) For Gudgeon (Gobio) European Aquaculture.
119. 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.
120. Banse, K.1964. Progress in, Oceanography, 2. Pergamum press, oxford. pp 52 – 125.
121. Barnard, A. J; Broad, W. C. and Flaschka, H. 1956. The EDTA titration. Chemist analyst pp45-86.
122. Bellinger, E.D. 1986. A Key to common British algae. The Instituation of Water and Environmental Management. London, WCIN, 2 EB.138p.
123. Bennett, G. W. 1967. Management if artificial lakes and ponds. Reinhold Publish Corporation, New York. 283P.
124. 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.
125. Bhukasawan, T. 1980. Management of Asian reservoirs. FAO. Fish. Tech. Pap. Pp207, 69.
126. Boney, A. D. 1989. Phytoplankton, Ecology Structure, Function and Fluctuation. Champan and Hall, London. p384.
127. Beach, N. W. 1960. A Study of the planktonic Rotifers of the Ocpecoc river system.
128. Boney, A. D. 1989. Phytoplankton. Edward Annoid. British Libraty Cataloguing Publication Data. 118p.

129. Boyd, C. E. and Tuker, C. S. 1999. Pond aquaculture water quality management. Boston, Kluwer Academic Publishers. 303P.
130. Boltz, D. F. 1958. Colorimetric determination of nitrites. Analyst pp76-599.
131. Boyd, C. E. 1992. Water quality management for ponds and reservoirs culture. Elsevier Science Publishers. Pp 55-111.
132. Brusle, J. 1993. The impact of harmful algal blooms on finfish; a review. 6 International confernce on toxic marine phytoplankton. Nanter (France). 93p.
133. Carpelan, L. H. 1964. Effects of salinity on algal distribution. Ecology Vol. 45, No.1. pp 70-77.
134. Carlson, R. E. 1977. Atrophic state index for Lakes. Limnology and Oceanography 22. Pp361-369.
135. 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.
136. Carmichael, W. W. 1992. Cyan bacteria secondary metabolites the Cyantoxins; A review .Journal of Applies Bacteriology, Vol. 75. pp 445-459.
137. Chapman, D. 1992. Water quality assessment, a guide to the use of biota, sediment and water environmental monitoring. New York. 585P.
138. Chapra, S. C. 1997. Surface Water- Quality Modeling, Me Grew-Hill, New York, 844p.
139. Chapra, S. C. and Canale, R. P. 1991. Long term phenomenological model of phosphorus and oxygen in stratified lake, Water Research; 25. Pp707-715.
140. Chapman, D. 1992. Water quality assessment, a guide to the use of biota, sediment and water environmental monitoring. New York. 585 P.
141. 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.
142. 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.
143. 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.
144. 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.
145. Cooke. G. D. 1993. Restoration and Management of Lake and Reservoir, Second Edition, Lewis Publishers, 548 p.
146. Corliss J. O. 1979. The Ciliated protozoa: characterization, classification and guide to the literature. Pergamon, New York, 455 p.
147. 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.
148. Datta Munshi. J; Roy, S. P. and Datta Munshi, J. S. 2010. Manual of Freshwater Biota. Narendra Publishing House, Delhi (India).456p.
149. Davis, C. 1955. The marinc and freshwater plankton.Michigan State University Press.pp125-133.
150. 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.
151. 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.
152. Edmondson, W. T. 1959. Freshwater Biology. New yourk, London. John Wiley and Sons Inc. 1248p.
153. Ellis, M. 1942. Freshwater inpundment. Trans. Am. Fish. Soc, 71: 80-93p.
154. 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.
155. Falkowesky, P. G. and Raven, J. A. 1997. Aquatic photosynthesis Blackwell Sciencess oxford. 375pp.
156. 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.
157. Frantisek, H. 1984. Studies on the Chlorococcal algae. Vol. 3, 4, 5. Bratislava. 530p, 225p, 264p.
158. Franson, M. A. 1980. Standard methods for examination of water and wastewater. American Public Health Association. 1134p.
159. Foissner, W; Berger H & Schaumburg J. 1999. Identification and Ecology of Limnetic Plankton Ciliates.
160. 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.
161. Gibson, C. E. 1971. Nutrient. Limitation. Journal of Wat. Poll. Cont. Fed,Vol. 43. Pp.2436-2440.

162. 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.
163. Goodland. J. A. 1978. Environmental assessment of the Tucurui hydroelecterical project, Rio Tocantins. Amazonia, Brasilia. Electronorte. LC. No. Pp 77-9347-256.
164. Gordon, H. 1971. Reservoir Fisheries and Limnology.American fisheries society Washigton DC.
165. 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.
166. Graham, P. H. 1986. Phytoplankton ecology structute function and flaction and fluctuation. Chapman and Hall, New York 384 P.
167. Grasshoff, K; Ehrhardt, M. and Kremling, K. 1983. Methods of seawater analysis, Verlag chemie.
168. Hadghinson, E. A. 1970. Study of Planktonic Rotifera of Conrad River.
169. He, Z. H. 1987. Tropic classification of kakes and reservoirs in China. Journal of Daliang Fisheries College 1. Pp1-10.
170. 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.
171. Hammer, U. T; and Heseltine, J. M. 1988. Aquatic macrophytes in saline laline lakes of the Canadian prairies. Hydrobiologia. Vol.158. pp101-116
172. Haraughty, S. J. and Burks, S. L. 1996. Nutrient limitation in lake Tenkiller, Oklahoma. Freshwater Ecology Vpl.11 No, 1. Pp91-100.
173. Haraughty, S. J. and Burks, S. L. 1996. Nutrient limitation in lake Tenkiller, Oklahoma. Freshwater Ecology Vpl.11 No, 1. Pp91-100.
174. 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.
175. 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.
176. Henderson, H. F; and Ryder, R. A. 1985. Fish and fisheries in lakes and reservoirs. FAO. Fish. Tech. Pp 325- 376.
177. Hirawake, T; Tobita, K; Ishmaru, T; Saton, H; and Morinaga, T. 1998. Primary production in ROPMI; sca aren ISBN No 4-88904. pp123-30
178. Hillebrand, H. and Sommer, U. 2000. Diversity of benthic microalge in esponse to colonization time and eutrophication. Aquatic Botany. Vol. 67. Pp221 -236.
179. Hsiao, S. I. C. 1992. Diel, tidal and vertical variations of phytoplankton and its environment in Frobisher Bay. Aretic. Vol.45. pp327-337.
180. 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.
181. 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.
182. Horne, A. and Goldman, C. R. 1983. Linnology, McGraw-Hill. Hanfer Publishing Company; New York. 407 p.
183. Huber pastalozzi, P. G. 1962. Das Phytoplankton des subwasser systtemmatik and biologie. Teil, 2 Bacillariophyceae. 596p.
184. Huchinson, E. A. 1970. A study of Planktonic Rotifer of Ganard. Estex Ontario. Msc thesis Uriversity of Windsor.Ontario.Canada.
185. 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.
186. Hyens, F. R. 1987. Reservoir fishery. Jour Fish. Bd. Can. 4(1). Pp1-32.
187. ICOLD. 1994. Dams and Environment, Water Quality and Climate, Bulletin 9. PP 4-75.
188. 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.
189. Isolation and identification of eight Microcystin. Applied and environmental Microbiology.Vol. 59, No.7. Pp2204-2209.
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.
190. 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.
191. Jhingern, V, G. 1975. Fish and fisheries of india. Dehli. Hindustan publication Corportion (India). 254P.

192. 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.
193. Jenkins, D. and Medsken, L. 1964. "A Brucine Method for the Determination of Nitrate in Ocean, Estuarine, and Fresh Waters", Anal Chem., 36. 610p.
194. 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.
195. Kaster, J. L. 1970. The ecology of running water. University of Torento Press. 355 P.
196. Katz, H. and Navone. 1964. Method for simultaneous determination of calcium and magnesium. J. Amer water works Ass. 56. 121p.
197. 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.
198. Kimsey, J. B. 1985. Fisheries problem ininpoundment water of California and lower Colorado River. Trans. Am. Fish. Soc (87). pp 310 – 332.
199. 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.
200. 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.
201. Krovchinsky, N. and Smirnov, N. 1993. Introction of Cladocera. University of Genet, Belguim. 129 P.
202. Lenore, S and Clesceri. L. 1989. Standard Methods for the examination of water and waste water Publication office American Public health association .1448 p.
203. 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.
204. Li, H. W. and Moyle, P. B. 1981. Ecological analysis of species introduction into aquatic system. Trans. Am. Fish. Soc. 110 (6). pp772 – 782.
205. Liss, W. J. G .L. 1999. Larson North Cascades National park. Service Comlex,W.A. USA. 19p.
206. Luukkainen, R; Sivonen, K; Namiloshi, M; Fardig, N; Rinehart, K. and Nienela, S. 1993.
207. Maosen, H. 1983. Fresh water plankton illustration. Agricalture publishing House. 85p.
208. 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.
209. Merkag, D. 1962. The investigation of water. A selection of chemical for practical use. 5 th edition, Germany. Pp 27-29.
210. Michael, p. 1974. Echological metod of field and Laboratory investigation. Depatment of biology. USA.158 p.
211. Michael, P. 1990. Ecological metod for field and laboratory investigation, Department of biology. USA. pp 1-50.
212. 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.
213. 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.
214. 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.
215. Moss, B. 1998. Ecology of freshwaters. 3dr Ed. Black well Science Pub. 557p.
216. Moyle, L, B. and Cech, Jr. J. J. 1988. Fishes, on interdiction to ichthyology. Pretice Hall, Engle wood Cliffs. New Jersey. Pp 4-11.
217. 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.
218. 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.
219. 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.
220. Nielson, S. 1975. Speeies composition and population density hydrobiology. In Microphylankton of the Pitchavaram mangals, southeast coast of India. Vol.247. pp77-89.
221. 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.
222. Nixdorf, B. 2002. Surface Water Restoration Technologies, Part, Eutrophication & Control, summer semester, Master Class. 43 p.

223. Nybakken, J. W. 1993. Marinc Biology, an ecologiceal approach. Harper, Row Publishers, New York, USA. Pp90-93.
224. OECD. 1982. Organization for Economic Cooperation and Development. Paris. 182 P.
225. 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.
226. 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.
227. 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.
228. Patterson, G. M. L. and Larsen, I. K. 1994. Bioactive natural products from blue-green algae Journal of Applied phycology. Vol.253. pp181-192.
229. Patric. K. R. & Reimer, C. W. 1975. The diatoms of the United States. Excusive of Alaska and Hawaii. 688 P.
230. 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.
231. 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.
232. 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.
233. Pontin, R. M. 1978. A key to the fresh water planktonic and semiplanktonic rotifera of the British Isles. wilson and son 178 p.
234. Pontin, R. M. 1978. A key to the fresh water planktonic and semiplanktonic Rotifera of the British. Titus Wilson and son. Ltd.
235. Porter (K. G.), Pace (M. L.) and Battey (1. F.), 1979. -Ciliate protozoans as links in freshwater planktonic food chains. Nature, 227 : 563-565.
236. Presscot, G. W. 1962. Algae of the western great lakes area. WM.C. Brown Company Publishing, lowa, U.S.A. 933 P.
237. Presscot, G. W. 1976. The freshwater algae,WM.C. Brown Company Publishing, lowa, U.S.A. 348 p.
238. Rand, G. M. 1995. Fundamentals of Aquatic Toxicicology. 2nd Ed. Taylor & Francis Poblisher. Washington. D. C. U.S.A.1125 P.
239. Raymont john, E. G. 1983. Plankton and productivity in the oceans, Vol: 2.
240. Rhee, G. Y. and Gatham, I. J. 1980. Optimum N; P ratios and coexistence of planktonic algae. Phycology. Vol: 16. pp486- 489.
241. Ruttner, A. and Kolisko. 1974. Plankton rotifers, biology and taxonomy, Austrian Academy of Science. 147 p.
242. Salmaso, N. 2002. Ecological patterns of phytoplankton assemblages in Lake Garda; seasonal, spatial and historical features Limnology. Vol: 61, No: 1. pp95-115.
243. Sarkar, S. K. 2002. Fershwater fish culture, V: 1. Daya Pub. House, India: 563 p.
244. 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.
245. Shammi, Q. J. & Bhatanagar, S. 2002. Applied fisheries. Agrobios Pub. India: 328 p.
246. Sifa, J. i. Jack Mathias. 1994. Freshwater Fish culture in China: principles and practice. ELSVIER Tokyo.
247. Sletten, O. and Bach, C. M. 1961. Modified stannous chloride reagent for orthophosphate determination. J. Amer. Water works Ass. 53. Pp1031.
248. Smith, V. H. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marin ecosytems: a global problem. Envirom. Sci. Pollut. Res. Int. 10. pp126-139.
249. Sorina, A. 1978. Phytoplankton manual. United Nations Educational Scientific and Culture Organization. 337 p.
250. Sourina, A. 1969. A Manual on Methods for Measuring Primary Production in Aquatic Environments. Blackwell Scientific Publication Oxford and Edinburgh.Stickney,
251. Sournia, A. 1981. Phytoplankton manual, Unesco. 337p.
252. R. R. 2000. Encyclopedia of aquaculture. Wiley & Sons Pub. 1063p.
253. 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.
254. Stickney, R. R. & Washington, S. 1991. Culture of Salmonidae. Library of Congress Cataloging-in-Pub, Data: 189 p.
255. 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.

256. Sze, P. 1986. Biology of the algae, Wm. C. Brown Publishers. U.S.A. 251 P.
257. Takamura, N; Shen, Y; Xie, P. 2000. Species richness of protozoa in Japanese lakes. Limnology, 1. Pp91-106.
258. Templeton, R. G.1984. Freshwater fisheries management Fisning News Books Ltd .Farnham. England. Pp27-30.
259. Tiffany, L. H. and Britton, M. E. 1971. The algae of Illinois. Hanfer Publishing Company, New york. USA. 407p.
260. 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.
261. Utermohl, H. 1958. Zur vervollkommnug der quantitativen phytoplankton Methodik. Mitt int. Verein. Theor. Angew. Limnology and Oceanography 9. Pp1-38.
262. Vankhede, G. N. & Deshmukh, S. V. 2002. Freshwater fish culture, development and management Sarup & Sons Pub. India. 25p0
263. Venrick, E.L. , 1978. How many cells to count In: Sournia, A. (Ed.) Phytoplankton Manual: Monographs on oceanographic Methodology. UNESCO, UK, pp. 167-180.
264. Vinogradov, M. E. 1976. Biological oceanography of the Northen Pacific Ocean. Ldemitsu shoten. Tokyo. Japan. Pp333-340.
265. 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.
266. Vollenweider, A. R. 1974. A manual on methods for measuring primary production in aquatic environmental. Blackwell Scientific Publication Oxford, London, UK. 423 P.
267. Wetzel, R. G. 1983. Limnology, 2 nd edition saunders college. Publishing. Philadelphia. 1-67.
268. Wetzel, R. G. 1999. Limnology, Sundars College Publishing, Florida 767p.
269. Wetzel, R. G. 2002. Limnology, lake and river ecosystem, Third edition. Acad, Press, USA. 1006 p.
270. What factors control planktonic ciliates during summer in a highly eutrophic lake? Hydrobiologia (1-3). Pp: 43-57.Wiščkowski, K; Ventelä, A. M; Moilanen, M; Saarikari, V; Vuorio, K; Sarvala, J. 2001.
271. White, G. 1999. A preliminary diagnostic study of Anderson Park Lake Madison country, Indiana, Lake & River Enhancement Program. 95p.
272. WHO. 1999. Toxic Cyanobacteria in water. E & FN Spon. 416 p.
273. Williams, L. G. 1966. Dominant planktonic Rotifers of major water ways of United State. Limnol Oceanography 1 (4). Pp21 – 29.
274. 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.
275. Winfield, I. G. and Nelson, J. S. 1991. Cyprinid fishes, systematic, biology and exploitation. First edition. Chapman and Hall, New York. 667 P.
276. 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.
277. 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.
278. World Commission Environment and Development. 1987. Our Common Future, Oxford University.
279. 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.
280. Yagi, M. 1983. Odor problems in Lake Biwa Journal of Water Science and Technology. V: 15. Pp311-321
281. Youngman R. E. 1978. Measurement of Chlorophyll-a. Tech Rep TR-82 New York: Water Research Center.

پیوست

تصویر ۷ : نمونه برداری پلانکتونی از ایستگاه های عمیق

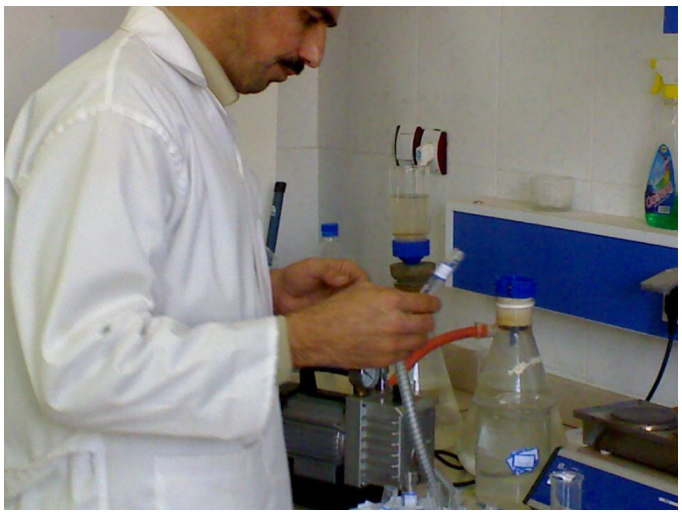
تصویر ۸ : نمونه برداری پلانکتونی از دریاچه به منظور شناسایی گونه ها

تصویر ۹ : اندازه گیری شفافیت آب دریاچه سد توسط صفحه سکشی دیسک

تصویر ۱۰ : اندازه گیری پارامترهای فیزیکی در محل ایستگاههای نمونه برداری

تصویر۱۱: نگهداری نمونه های تهیه شده در جای خنک و تاریک (قبل از شناسایی و شمارش گونه ها)

تصویر۱۲: شناسایی و شمارش نمونه های پلانکتونی توسط میکروسکوپ اینورت



تصویر۱۳: فیلتراسیون نمونه آب با استفاده از کاغذ صافی

تصویر۱۴: آماده سازی نمونه جهت اندازه گیری کلروفیل a

تصویر۱۵: شکوفایی سیانوباکتری ها در دریاچه سد بوکان

Abstract :

In order to limnological study of Bukan Dam reservoir, sampling was performed monthly from determined sampling sites from April 2013 to March 2014. 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 rivers 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 2-liter and another 1-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 Saghez city which is the main source of pollution in Bukan dam reservoir has caused that Bukan dam is in the transit state from mesotrophy to eutrophy. The results of the present study suggested that higher trophy in Bukan dam reservoir together with algal high density has negatively affected the Fish life and has reduced the stock in the lake. However, complementary studies should be performed prior to releasing. In this way the problems of other ecosystems should be prevented.

Key words: plankton, eutrophication, Bukan dam reservoir, Zarrineh Rood River, west Azarbaijan.

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

---

Project Title : Limnological of Bukan Dam Reservoir
Approved Number: 4- 79- 12- 92123
Author: Ali Mohsenpour Azari
Project Researcher : Ali Mohsenpour Azari
Collaborator(s) *:* A.A. Motallebi, M. Ramin, Y.A. Asadpour, M.Y. Yahazadeh, F. Mohebbi, R. Ahmadi, S. Ganji, S. Shiri
Advisor(s): -
Supervisor: -
Location of execution : West Azarbaijan Province
Date of Beginning : 2013
Period of execution : 3 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

Project Title :

Limnological of Bukan Dam Reservoir

Project Researcher :

Ali Mohsenpour Azari

Register NO.

50734