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

عنوان :

مطالعه سد خاکی خندقلو
شهرستان ماهنشان استان زنجان

مجری :
شهرام عبدالملکی

شماره ثبت
٤٤٩٢٣

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

عنوان پروژه : مطالعه سد خاکی خندقلو شهرستان ماهنشان استان زنجان
شماره مصوب پروژه : ۹۰۰۱۳ – ۱۲ – ۷۳ – ٤
نام و نام خانوادگی نگارنده/ نگارندگان : شهرام عبدالملکی
نام و نام خانوادگی مجری مسئول (اختصاص به پروژه ها و طرحهای ملی و مشترک دارد) : -
نام و نام خانوادگی مجری / مجریان : شهرام عبدالملکی
نام و نام خانوادگی همکار(ان) : علیرضا میرزاجانی ، سید حجت خداپرست ، حسین صابری ، هادی بابایی ، جلیل سبک آرا ، مرضیه مکارمی ، هیبت نوروزی ، شهرام بهمنش ، کامبیز خدمتی ،محمدرضا نهرور،احمد قانع ، غلامرضا مهدیزاده ، فرشاد ماهی صفت ، مرتضی نیکپور، رجب راستین، حجت محسن پور ، مصطفی صیاد رحیم ، جواد شوندشت ، فریبا مددی ، اصغر صداقت کیش ، جواد خوشحال،محرم ایرانپور، شعبان روحبانی
نام و نام خانوادگی مشاور(ان) : -
نام و نام خانوادگی ناظر(ان) : داود غنی نژاد
محل اجرا : استان گیلان
تاریخ شروع : ۹۰/۱/۱
مدت اجرا : ۲ سال
ناشر : موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور
تاریخ انتشار : سال ۱۳۹٤
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 : مطالعه سد خاکی خندقلو شهرستان ماهنشان استان زنجان

کد مصوب : ۹۰۰۱۳ – ۱۲ – ۷۳ – ٤

شماره ثبت (فروست) : ٤٤٩٢٣ تاریخ : ۹۳/۲/۲۷

با مسئولیت اجرایی جناب آقای شهرام عبدالملکی دارای مدرک تحصیلی دکتری در رشته زیست شناسی دریا می‌باشد.

پروژه توسط داوران منتخب بخش اکولوژی منابع آبی در تاریخ ۹۲/۱۲/۵ مورد ارزیابی و با رتبه عالی تأیید گردید.

در زمان اجرای پروژه، مجری در :

ستاد □ پژوهشکده ■ مرکز □ ایستگاه □

با سمت عضو هیئت علمی در پژوهشکده آبزی پروری آبهای داخلی مشغول بوده است.

عنوان	« فهرست مندرجات »	صفحه

چکیده ۱
۱- مقدمه ۳
۱-۱- سابقه مطالعات دریاچه های پشت سد در داخل و خارج کشور ۱۰
۲- مواد و روشها ۳۵
۳- نتایج ۵۳
۴- بحث و نتیجه گیری ۹۵
پیشنهادها ۱۶۷
منابع ۱۷۲
چکیده انگلیسی ۱۸۶

چکیده

دریاچه های پشت سدها از مهم ترین سازه های کنترل و تامین آب برای کاربری های مختلف هستند که می توانند اثرات محیط زیستی، اجتماعی و اقتصادی گسترده ای به همراه داشته باشند . دریاچه مخزنی سد خندقلو با وسعت تقریبی ۱۰۰ هکتار در شهرستان ماهنشان استان زنجان قرار گرفته است و مربوط به حوضه آبخیز پری چای می باشد . مخزن آبی خندقلو گستره آبی ارزشمندی بوده که هدف از ساخت آن ذخیره سازی آب برای فعالیتهای کشاورزی بوده است . سال بهره برداری از این سد ۱۳۶۷ بوده است .

طی سالهای ۸۹ – ۱۳۸۸ دریاچه خندقلو با هدف ارائه راهکارهای مناسب برای بهره برداری بهینه و پایدار از آبزیان دریاچه ، مورد مطالعه قرار گرفت .

نتایج نشان داد که بر اساس شاخصهای مختلف ، از نظر تروفی دریاچه خندقلو در طبقه دریاچه های یوتروف تا فوق یوتروف قرار دارد . همچنین فسفر عنصر محدود کننده دریاچه از نظر تولیدات می باشد می باشد . بطورکلی ۴۲ جنس از ۶ شاخه که شامل، شاخه جلبکهای سبز _ آبی Cyanophyta ، شاخه Bacillariophyta(Diatoms)، شاخه جلبک های سبزChlorophyta ، شاخه اوگلنوفیتا Euglenophyta ، شاخه پیرو فیتا Pyrrophyta و شاخه زانتوفیتا Xanthophyta در دریاچه خندقلو شناسایی شدند و غالبیت با شاخه Cyanophyta بوده که۷۴/۳ درصد جمعیت فیتوپلانکتونی را در طول تحقیق دارا میباشد . در مطالعات زئوپلانکتونی دریاچه سد خندقلو در سال ۸۹- ۱۳۸۸ در گروه زئوپلانکتون ۴ شاخه زئوپلانکتونی و ۲۰ جنس شناسایی شد . در این بین از زیر سلسله Protozoa و شاخه های Rhizopoda ۱ جنس و Ciliophora با ۲ جنس ، شاخهٔ Rotatoria با ۱۵ جنس ، از شاخهٔ Arthropoda (بندپایان) و راسته Cladocera ۲ جنس بهمراه مرحله جنینی آنها و از رده Copepoda ۱ جنس بهمراه مرحلهٔ ناپلی آنها و رده Ostracoda مشاهده گردیدند و بیشترین درصد جمعیت زئوپلانکتونی مربوط به شاخهٔ Rotatoria بوده است . از بررسی موجودات کفزی دریاچه خندقلو استان زنجان دو گروه جانوریChironomidae , Tubificidae درکلیه ماههای مورد بررسی شناسایی گردید . در مجموع بررسیهای انجام شده طی سالهای ۸۹ – ۱۳۸۸ ، میانگین طول کل شاه میگو ها (*Astacus leptodactylus*) در دریاچه خندقلو برابر ۲۰/۵ ± ۱۳۰/۵ میلی متر (عدد ۶۳۶ = n) و میانگین وزن شاه میگوها برابر ۳۴/۱ ± ۶۹/۴ گرم با حداقل و حداکثر وزن بترتیب ۱/۹ و ۲۰۷/۲ گرم اندازه گیری گردید . میزان کل زی توده شاه میگو دریاچه خندقلو برابر ۳/۴ تن با دامنه ۵/۷ – ۱/۱ تن برآورد گردید . اما پیشنهاد می شود با توجه به تلفات رخ داده در دریاچه و برای تقویت ذخایر شاه میگوی دریاچه از صید آن به مدت حداقل دوسال خودداری گردد. ماهیان دریاچه خندقلو شامل کپور ماهیان چینی (فیتوفاگ (*Hypophthalmichthys molitrix*) ، ماهی سرگنده (*Hypophthalmichthys nobilis*) ، کپور معمولی (*Cyprinus carpio*) و ماهی آمور (*Ctenopharyngodon idella*) رهاسازی شده ، ماهی سفید ، *Rutilus frisii kutum* ، (رهاسازی شده توسط شیلات بصورت تصادفی) و برخی از ماهیان بومی مانند سیاه ماهی (*Capoeta capoeta*) می باشد . طی سالهای ۱۳۷۹ لغایت ۱۳۸۹ میزان صید ماهیان در یاچه خندقلو از ۸ تن

در سال ۱۳۷۹ تا ۲۶ تن در سال ۱۳۸۷ در نوسان بوده است . شود میزان تولید ماهی در دریاچه خندقلو دارای دامنه ای از ۱۶۷ تا ۳۲۴ کیلوگرم در هکتار بر اساس روشهای مختلف در تغییر می باشد که با توجه به مساحت متوسط ۱۰۰ هکتاری دریاچه میزان تولید ماهی در دریاچه از ۱۶/۷ تا ۳۲/۴ تن در نوسان بوده است . ترکیب گونه ای کپور ماهیان چینی جهت رهاسازی به دریاچه خندقلو با تراکم کشت ۱۵۰۰ عدد بچه ماهی گرم آبی در هکتار بصورت ۶۸ درصد ماهی فیتوپلانکتون خوار (کپور نقره ای) ، ۱۲ درصد ماهی زئوپلانکتون خوار (کپور سرگنده) ، ۶/۶ درصد ماهی علف خوار (ماهی آمور) و ۱۰ درصد ماهی کفزی خوار (کپور معمولی) پیشنهاد گردید .

کلمات کلیدی : فیتوپلانکتون – زئوپلانکتون – کفزیان - شاه میگوی آب شیرین - جوامع ماهیان - تروفی – پتانسیل تولید شیلاتی – خندقلو – استان زنجان

۱- مقدمه

آبزیان در سلامت جامعه و امنیت غذایی ، امنیت اجتماعی (اشتغال) و امنیت اقتصادی (افزایش تولید) در جامعه نقش مهمی را ایفا می نمایند(Welcomme et al., 2010 ; Welcomme,1997) . با توجه به نقش موثر فرآورده های آبزیان در کاهش بیماریهای مختلف و نقش تامین پروتئین حیوانی مورد نیاز جامعه و همچنین نظر به رشد روز افزون جمعیت و نیاز به مواد غذایی و پروتئینی سالم ، استفاده از روشهای نوین و نیز بهره گیری از تمام پتانسیلهای موجود که هم اقتصادی و هم زمنیه اشتغال را در مناطق مختلف به دنبال خواهد داشت ، یکی از راههای مهم و اقتصادی تولید غذا (پروتئین) به روش پرورش ماهی است. محیط های آبی بنا به کاربردهای متنوع از دیر باز مورد توجه بشر بوده اند. بشر به مجرد آشنایی و شناخت نسبی طبیعت برنامه بهره برداری از آن را در جهت رفاه و آسایش خویش پی ریزی نموده است (BrÖnmark and Hansson ,2002) .

تامین پروتئین مورد نیاز جامعه همواره یکی از مسائلی است که توجه مدیران شیلاتی را در هر کشوری به خود معطوف می نماید . امنیت غذایی زمانی تحقق می یابد که تمامی مردم همواره به غذای کافی سالم و مقوی از نظر فیزیکی و اقتصادی دسترسی داشته باشند از این طریق نیازها و اولویتهای غذایی خود را برای یک زندگی فعال و سالم تامین کنند (فائو ،۱۹۹۷) . شیلات با توجه به تأثیرگذاری در سطوح ملی ، منطقه ای و محلی و دارا بودن ابعاد اجتماعی قابل توجه ، در برقراری و ارتقاء امنیت غذایی ، مدیریت منابع تجدید شونده و حفاظت محیط زیست نقش عمده را دارا می باشد. از عوامل مهم و نقش آفرین در عرصه آبزی پروری شرایط آب و هوایی و مناطق قابل توسعه و گونه های مستعد و قابل پرورش می باشد. نیروی کار و سرمایه نیز از اهرمهای مؤثر برای راه اندازی طرحهای مرتبط شیلاتی در هر منطقه تلقی می گردد.

یکی از برنامه های اساسی تولید غذا در جهان تولید آبزیان از طریق آبزی پروری می باشد که سریعترین رشد را دارد . همچنین آبزی پروری یکی از راه های رشد اقتصادی کشورهای درحال توسعه است ، چرا که سبب ایجاد اشتغال ، تولید ، ارزآوری و در نهایت ارتقائ سطح زندگی مردم این کشورها می شود (Pulatsu,et.al.,2004) .

بخش اعظم تولیدات جهانی آبزی پروری در کشورهای در حال توسعه و به خصوص در میان کشورهای کم درآمد ، تولید می شود . از آبزی پروری انتظار می رود تا نقش خود را در تأمین و تولید غذاهای دریایی در سطح جهان افزایش دهد .

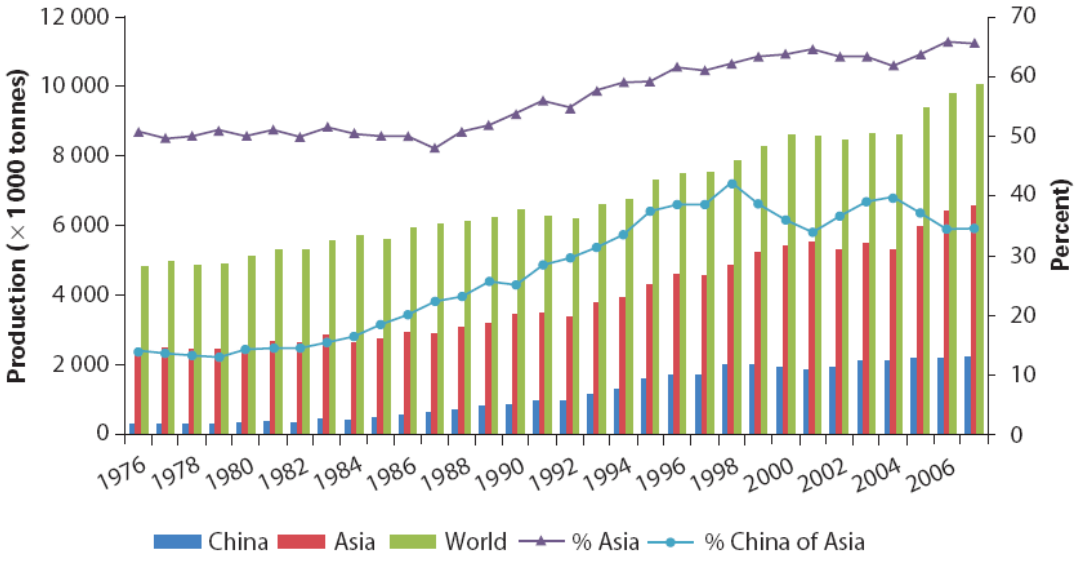
تکثیر وپرورش ماهی در جهان سابقه دیرینه دارد. چین قدیمی ترین کشور جهان با سابقه ۲۵۰۰ تا ۴۰۰۰ سال در زمینه تکثیر و پرورش ماهی از تجارب ارزشمند علمی و عملی فراوان برخوردار است(Boyd and Tucker ,1998) . در ابتدا آبزیان مورد تقاضای بازارهای مصرف ، صرفاً از طریق صید از ذخایر وحشی تأمین می گردید. اخیراً این بحث به دلایل مختلف از جمله موارد زیر تغییر یافته است :

۱ ـ افزایش هزینه های صید آبزیان به واسطه ارتقاء ارزش اقلامی از قبیل سوخت ، تجهیزات و دستمزدها (گرانپایه ،۱۳۷۲)

۲ ـ صید بیش از حد در بسیاری از نواحی به علت افزایش میزان تقاضا (صید بی رویه و غیر قابل جایگزین)
۳ ـ نابودی بسیاری از ذخایر در نتیجه آلودگی محیط زیست آبزیان ، از این رو آبزیان وحشی گرانتر و دستیابی به آنها مشکل تر گردیده است . شیلات ایران در راستای تولید پروتئین و تحقق اهداف بلند مدت و برنامه ای خویش تلاشهایی را درجهت توسعه آبزی پروری در سطح کشور آغاز کرده است (گرانپایه ،۱۳۷۲) .

بهبود سیاست ها و فرآیند ها ، تدارکات مقتضی و برآورد موجودی ها و توانایی ها ، حفظ محیط طبیعی ، تهیه منابع مالی ، بهبود معاش جوامع آبزی پرور و مردم ، مدیریت مسؤلانه ی منابع و ذخایر ، بازسازی و ازدیاد توانایی های اجتماعی موجود و استفاده ازسازمان های مردم نهاد که بر جوامع صید وآبزی پروری اثر گذارهستند ، از جمله استراتژی پشتیبانی از شیلات و آبزی پروری منطقه ای برای برنامه ریزی راهبردی زیر بخش شیلات می باشد که توسط فائو (FAO) ذکر شده است (FAO, 2010) :

رشد سریع جمعیت همراه با کاهش ذخایر و صید آبزیان در آبهای آزاد و دریاها در دهه های اخیر توجه روز افزون جوامع انسانی به آبزی پروری را در پی داشته است به گونه ای که در سال ۲۰۰۴ بیش از یک سوم کل آبزیان مصرفی جهان را تولیدات پرورشی آبزیان تشکیل داده است. تولید کل آبزیان پرورشی در دنیا در سال ۲۰۰۵ به ۱۸۳۰۳۸۴۷ میلیون تن بالغ گردیده که کشور چین با تولید ۴۱/۴ میلیون تن رکوردار تولید آبزیان پرورش در جهان است .



نمودار ۱ : روند تولید آبزیان در آبهای داخلی درکشور چین ، آسیا و دنیا و سهم چین و آسیا از تولید کل از آبهای داخلی در دنیا (اقتباس از De Silva , 2010)

در سطح جهانی در سال ۲۰۰۴، خانواده کپور ماهیان با میزان تولید ۱۸/۲ میلیون تن و ارزش ۱۶/۳ میلیون دلار جزء مهمترین خانواده های آبزی پروری به لحاظ کمیت تولید و ارزش کل بوده اند که تدریجا ارزش آنها کاهش یافته است، بطوریکه ماهی سرگنده، کپور نقره ای ، کپور علفخوار و کپور معمولی بترتیب معادل ۸۴٪ ، ۸۳٪ ، ۶۴٪ و ۶۰ ٪ میزانش در سال ۱۹۸۴ گزارش گردید. برآوردهای اولیه سال ۲۰۰۵ نشان داده که تولیدات شیلاتی در جهان اعم از صید و آبزی پروری در حد ۱۴۲ میلیون تن برآورد شده که کشور چین با تولید ۴۷/۵ میلیون تن از سایر دنیا فراتر بوده است (FAO, 2007) و برآورد شده است که برای تامین نیاز بشر به آبزیان لازم است که تولید از آبزی پروری در سال ۲۰۵۰ میلادی به ۸۰ ملیون تن فزونی یابد (FAO,2002) .

میزان استحصال آبزیان از دریای خزر و خلیج فارس و دریای عمان به نسبت جمعیت کشور و روند افزایش آن بسیار اندک می‌باشد . لذا استفاده از استعدادهای آبی داخلی جهت آبزی پروری یکی از ضرورتهای برنامه توسعه اقتصادی در کشور می‌باشد . همچنین علاوه بر عدم کفایت محصولات دریایی برای تغذیه جامعه ، صید بی رویه در برخی از نقاط باعث بهم خوردن تعادل طبیعی و کاهش آبزیان و ایجاد محدودیت‌های صید در مناطق دریایی گردیده است U.s.Department.ofCommerce,1996) . از طرفی دیگر عواملی نظیر پرشدن مصب رودخانه ها ، کاهش دبی آب رودخانه ها ، وجود موانع در زیر پلها ، آلودگیهای صنعتی ، شهری و روستایی و غیره تعادل طبیعی را در بیشتر آبها بهم‌زده و محیط را برای ماهیان ارزنده ، نامناسب ساخته است . لذا با توجه به مطالب یاد شده ملاحظه می‌گردد که تکثیر و پرورش مصنوعی و نیز استفاده از منابع آبهای داخلی جهت آبزی پروری و تامین پروتئین مورد نیاز بشر چقدر پر اهمیت است (بابایی ، ۱۳۷۲) . آبزی پروری جزء یکی از نظامهای تولید غذا در جهان است که سریعترین رشد را دارد و امروزه انبوهی از فرآوردهای آن در کشورهای در حال توسعه تولید می شود و انتظار می‌رود که آبزی‌پروری ، نقش خود را در امنیت غذایی و کاهش فقر ایفاکند . البته در این راستا ، مشکلات بالقوه اجتماعی و زیست محیطی باید بخوبی مورد توجه قراربگیرد تا اطمینان حاصل شود که توسعه آبزی‌پروری به شکل پایدار صورت می‌پذیرد (فائو ، ۱۹۹۷) .

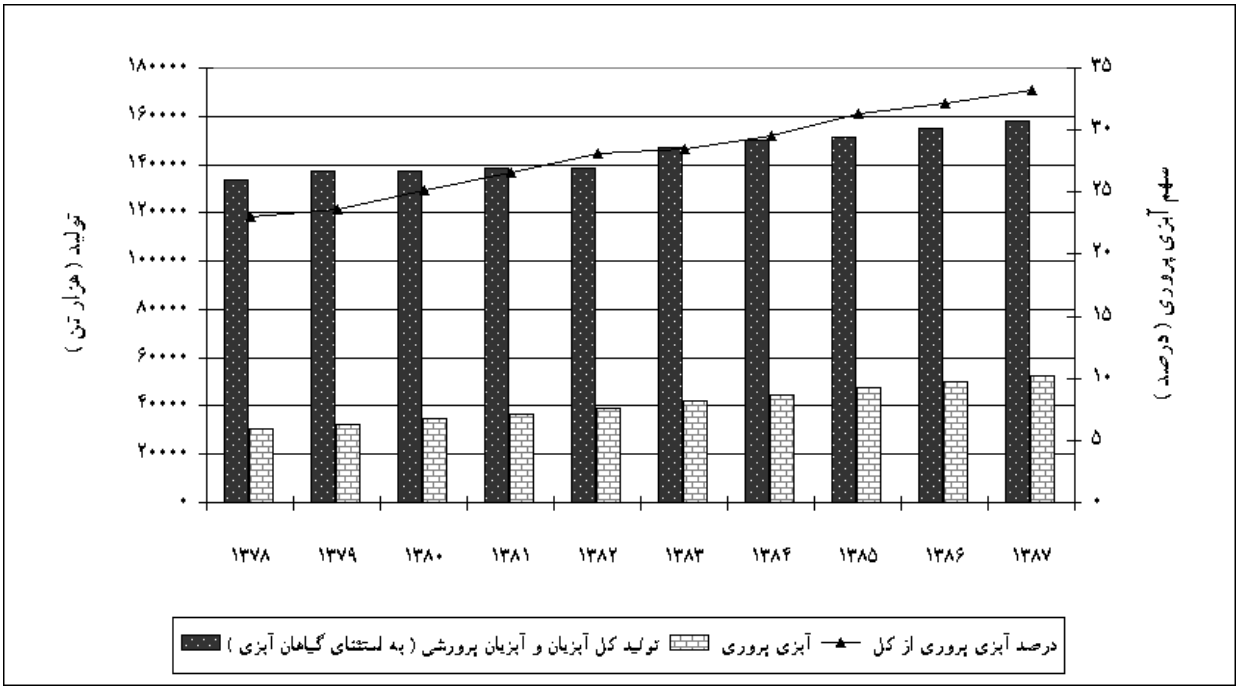
تولید ماهیان حاصل از پرورش در سال ۱۳۵۷ به زحمت به ۵۰۰۰ تن می رسید که بخش بزرگی از آن (۷۵ درصد) توسط شرکت دامپروری سپید رود که وابسته به وزارت جنگ بود به دست می آمد . پس از سال ۱۳۵۷ توجه به آبزی پروری شدت گرفت ، به طوری که در سال ۱۳۷۵ به ۶۵۰۰۰ تن (۱۳ برابر) و درسال ۱۳۸۴ به ۱۳۴۱۸۰ تن (۲۷ برابر) فزونی یافت و مصرف سرانه کل آبزیان از ۴/۵ کیلوگرم در سال ۱۳۷۵ به ۷/۰۳ کیلوگرم در سال ۱۳۸۴ رسید (سالنامه آماری شیلات ایران ، ۱۳۸۵) .

مجموع تولیدات شیلاتی ایران اعم از صید در آبهای شمال و جنوب و همچنین آبزی پروری در سال ۱۳۸۸ ، حدود ۵۹۹۷۵۴ هزار تن بوده که سهم آبزی پروری از کل تولید کشور ۲۰۷ هزار تن بوده است (سالنامه آماری سازمان شیلات ایران ، ۱۳۸۹).

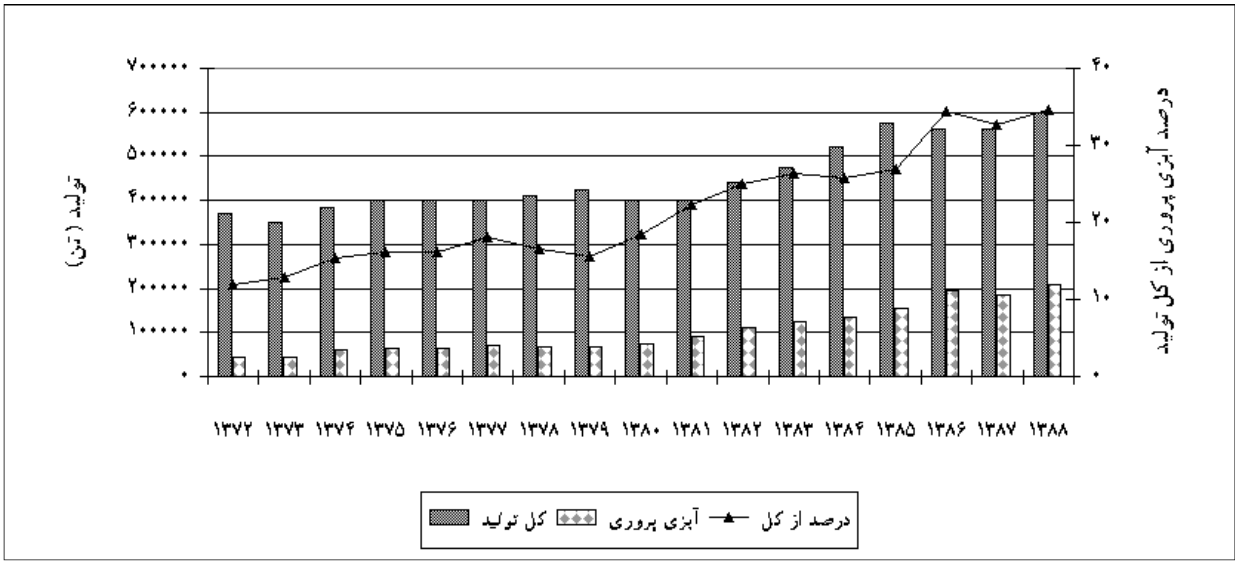
ارزش ماهی پروری ایران در سال ۲۰۰۳ ، به مقدار ۰/۱۰۵ درصد تولید ناخالص ملی (GDP) برآورد شده است (NACA & FAO,2004) . پس از انقلاب اسلامی و به ویژه از سال ۱۳۶۶ یعنی پس از پیوستن شیلات به جهاد سازندگی ، توجه به آبزی پروری فزونی گرفت . در طی سالهای ۱۳۸۸-۱۳۷۹مقدار آن از ۶۶ هزار تن به ۲۰۷ هزار تن رسید (۲۱۳/۶ درصد افزایش) و سهم ایران از آبزی پروری جهانی از ۰/۲۱ در سال ۱۳۷۹ به ۰/۳۹ درصد درسال ۱۳۸۸ رسید (نسبت به سال های ۱۹۹۹ و۲۰۰۸) . مقایسه تولید آبزیان طی سالهای ۱۳۸۸ – ۱۳۷۵ (ده سالهه اخیر) نشان می دهد که در سال ۱۳۷۵ کل تولید شیلاتی ایران ۴۰۰ هزار تن و مقدار آبزیان پرورشی ۶۵ هزار تن (۱۶/۲ درصد) بوده است که در سال ۱۳۸۸ مقدار کل محصولات آبزیان ایران به حدود ۶۰۰ هزار تن رسید (۵۰ درصد افزایش) و تولیدات آبزی پروری به ۲۰۷ هزارتن فزونی گرفت و نسبت درصد آبزیان پرورشی به کل محصولات شیلاتی به ۳۴/۵ درصد افزایش یافت (نمودار ۱ و ۲ و ۳) . لازم به ذکر است که سهم آبزی پروری ایران از جهان در ۲۰۰۸ برابر ۰/۳۹ درصد بوده است . توسعه ی آبزی پروری سبب بالا رفتن مصرف سرانه ی ماهی در ایران شد . مصرف سرانه ی ماهی در ایران در سال ۱۹۷۹ ، ۱/۳ و در سال ۱۹۹۷ به ۴/۵ کیلوگرم رسید و با توسعه ی آبزی پروری این مقدار با ۶۳ درصد افزایش در سال ۲۰۰۸ به ۷/۳۵ کیلو گرم افزایش یافت ، در این سال مصرف سرانه ی جهانی و اروپا به ترتیب ۱۶ و۲۲ کیلو گرم بود(Karimpour et.al., In press)

طبق برنامه های مصوب ، مصرف سرانه آبزیان در کشور در سال ۱۴۰۲ باید به ۱۳ کیلوگرم برسد (برنامه توسعه شیلات ایران افق ۱۴۰۲) . بدیهی است که تامین این حجم از تقاضا با توجه به افزایش طبیعی جمعیت و محدودیت روز افزون صید در آبهای آزاد ، توجه روز افزون به آبزی پروری را اجتناب ناپذیر می سازد. از اینرو برای نیل به خود کفایی اقتصادی و تامین بخشی از پروتئین مورد نیاز کشور، ضروری است که بر روی تکثیر و پرورش آبزیان و بهره برداری پایدار از منابع آبهای داخلی ، سرمایه گذاری بیشتری صورت پذیرد.

با توجه به وضعیت اقلیمی کشورمان و نیز هدف گذاری تولید ۱/۶ میلیون تن از انواع آبزیان در سند چشم انداز افق ۱۴۰۴ می بایستی برای تحقق آن برنامه ریزیهای لازم را به انجام رساند . در حال حاضر وجود مخازن متعدد ذخیره آب کشاورزی و نیز احداث انواع آب بندان ها و سد ها با هدف ذخیره آب جهت امور کشاورزی و دامداری ، فرصت خوبی را برای استفاده از این منابع در امر پرورش انواع آبزیان نیز فراهم نموده است و معاونت تکثیر و پرورش آبزیان شیلات ایران چند سالی است که استفاده از این منابع آبی را در دستور کار خود قرار داده است (علیزاده و همکاران ، ۱۳۸۰) .



نمودار ۲ : تولید آبزیان و آبزیان پرورشی (به استثنای گیاهان آبزی) و سهم آبزی پروری از کل تولید در جهان (اقتباس از سایت فائو WWW.FAO.org)



نمودار ۳ : کل تولید آبزیان و آبزیان پرورشی و سهم آبزی پروری از کل تولید در ایران (اقتباس از سالنامه آماری سازمان شیلات ایران ، ۱۳۸۹)

سدها از مهم ترین سازه های کنترل و تامین آب برای کاربری های مختلف هستند که می توانند اثرات محیط زیستی، اجتماعی و اقتصادی گسترد ه ای به همراه داشته باشند . تغییر ویژگی های جریان مانند سرعت و عمق آب می توانند موجب تغییر کیفیت آب و وقوع پدیده هایی مانند لایه بندی شوند . مدیریت کیفیت آب در مخازن سدها نیازمند مطالعه و ارزیابی تغییرات کیفیت آب و شناخت پدیده هایی که در آن رخ می دهند می باشد، بخشی از این ارزیابی و شناخت می تواند با پایش کیفیت آب مخزن سد به دست آید (بنی هاشمی و همکاران ، ۱۳۸۹) .

مخازن سدها، دریاچه های مصنوعی هستند که توسط انسان برای اهدافی خاص ایجاد شده اند .نام دریاچه به این دلیل به مخازن سدها هم اطلاق می شود که مخازن را می توان مانند دریاچه ها به صورت حجمی از آب با ترکیب خاص توصیف نمود که گونه های مختلف زندگی در آن جریان دارد . البته تفاوت های زیادی بین دریاچه های طبیعی و مخازن سدها وجود دارد (Bartram and Balance, 1996) آب مخازن سدها دارای کاربری های مختلفی است که مهم ترین آنها عبارتند از (Chapman, 2002)

تامین آب شهری ˜

آبیاری کشاورزی ˜

پرورش ماهی ˜

تولید برق ˜

اکوتوریسم ˜

کاربری های صنعتی ˜

تفریحات (شنا، قایق سواری و ˜...)

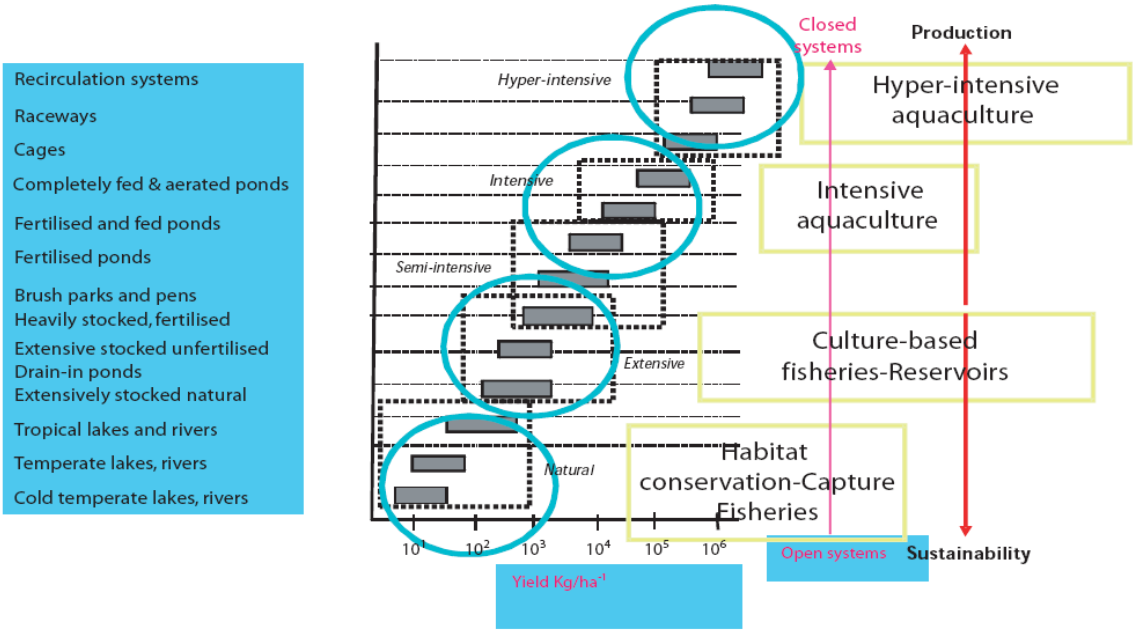
در مقایسه با دریاچه های طبیعی، طراحی مناسب مخزن همراه با کا رکرد سازه های کنترلی، قابلیت های بیش تر ی برای مداخله بشر در جهت دستیابی به کیفیت مطلوب آب مخزن را فراهم کرده است (دامنه عمل در رابطه با مدیریت و کنترل مخازن بطور قابل توجهی وسیع تر می باشد) . از طرف دیگر، مداخله بشر و کنترل مخزن می تواند پیچیدگی طراحی و ا جرای عملیات پایش کیفی آب و تفسیر نتایج به دست آمده را به دنبال داشته باشد (به ویژه در مواقعی که ماهیت این کنتر لها با گذشت زمان تغییرمی نماید و باعث تغییر در پاسخ دهی سامانه می شود). بنابراین، فرایند ارزیابی کیفیت آب مخازن، باید در برگیرنده اثرات مستقیم مدیریتی بر بدنه های آبی باشد (بنی هاشمی و همکاران ، ۱۳۸۹) .

منابع آبهای طبیعی و نیمه طبیعی داخلی (دریاچه پشت سده – تالاب ها – آب بندانها و...) در صورت برنامه ریزی مناسب می توانند در راستای تولید آبزیان (با توجه به شرایط اکولوژیک هر منبع آبی) بخصوص ماهی مورد استفاده قرار گیرند. با توجه به اقتصادی بودن فعالیت در منابع آبهای طبیعی و نیمه طبیعی ، لازم است ابتدا این منبع شناسائی و براساس عوامل اکولوژیک تأثیر گذار بر روی تولید ، مدیریت بهره برداری مناسب تدوین

گردد و قبل از توسعه و طراحی فعا لیت های تکثیر وپرورش در مناطق مختلف انجام مطالعات پایـه ای و اساسـی اکولوژیکی بایستی انجام پذیرد.

از سوی دیگر گوشت ماهی بر انواع دیگر گوشت های دامی برتریهـای کیفـی دارد کـه ناشـی از قابلیـت هضـم آسانتر ، دارا بودن اسید چرب امگا۳ و اسیدهای آمینه ضروری در آن می باشد. بنابراین ضرورت توجه به آبهای داخلی به منظور پرورش انواع آبزیان را می توان انتظار داشت . لازم بـه ذکـر اسـت کـه در سـال ۲۰۰۸ صـید از آبهای داخلی در دنیا برابر ۱۰/۲ میلیون تن بوده است که به مقدار زیادی به مصرف مستقیم انسانی رسیده است و قاره آسیا بطور حیرت انگیزی سهم قابل توجهی در صید و تولید ماهیان از آبهای داخلی با مقدار ۶/۸ میلیون تـن در سال ۲۰۰۸ داشته است (FAO, 2010) .

برای افزایش ذخایر چندین شیوه وجود دارد که با یکدیگر در فرایندی که به آن تقویت و تشدید نمودن تولید (intensification of production) اطلاق می شود ، شرکت می نمایند . این شیوه هـا در دامنـه ای از صـید بصـورت تولید بر مبنای رهاسازی بچه ماهیان تا پرورش متراکم آبزیان قرار می گیرد که اغلب بصورت پله ای بکار گرفته شده که منجر به افزایش تصاعدی در تولید شیلاتی در واحد سطح آب از طریق افـزایش کنتـرل بـر پارامترهـای اساسی تجمع ماهیان ، می گردد . در شکل زیر سیستمهای مختلف تولید مـاهی ائـم از صـید و آبـزی پـروری و میزان پایداری آنها نشان داده شده است .



شکل ۱ : سیستمهای تولید ماهی و پایداری آنها (Welcomme and Bartley , 1998)

در بسیاری از کشورها خصوصا کشورهای توسعه یافته ، رهاسازی (معرفی گونه های جدید ، بازسازی و افزایش ذخایر آبزیان) از روشهای متداولی است که برای احیاء آبگیرهای مصنوعی ، نیمه مصنوعی و طبیعی ، رودخانه ها ، دریاچه‌ها و بعضا در دریاها انجام می‌پذیرد و در پنجاه سال گذشته اقدامات وسیعی در این رابطه صورت پذیرفته است بطوریکه تا کنون بیش از ۱۳۵۴ مورد معرفی ۲۳۷ گونه در ۱۴۰ کشورانجام شده است و سالانه هزاران قطعه بچه ماهی بمنظور مدیریت ذخایر آبزیان در محیط های مختلف آبی رهاسازی شده اند (برکا ، ۱۹۹۰) .

۱-۱- سابقه مطالعات دریاچه های پشت سد در داخل و خارج کشور

دریاچه پشت سدهای خاکی و بتونی که جز و منابع آبی نیمه طبیعی داخلی محسوب می شوند از دیدگاه آبزی پروری از جایگاه ویژه‌ای برخوردار می‌باشند . دانشمندان از اوایل دهه ۱۹۲۰ مطالعه امکان استفاده از مخازن پشت سد را جهت مقاصد شیلاتی آغاز نموده‌اند و این مطالعات در کشورهای مختلفی در سرتاسر جهان دنبال گردیده است (Bhukaswan , 1980) .

بطورکلی حاصلخیزی شیلاتی دریاچه های پشت سد درسالهای اول ایجاد آن افزایش می‌یابد (Balon and coche,1974) که اعتقاد بر این است که این امر در اثر شرایط زیست محیطی بهتر برای ماهیان می باشد . زیرا در طی دوره پر شدن مخزن ، آب سبب خارج کردن مواد مغذی از خاکهای غرق آبی شده و زیر آب رفتن گیاهان و خرده ریزها و موادآبی می گردد . بنابراین آب ذخیره شده دارای خاصیت باروری بالایی بوده که رشد باکتریها ، فیتوپلانکتونها ، زئوپلانکتونها و بنتوزها را سبب می‌گردد و این موجودات بطور مستقیم و یا غیر مستقیم مورد تغذیه ماهیان قرار می‌گیرند . در نتیجه جمعیت ماهیان تغذیه کننده از این موجودات و نیز گونه‌های شکارچی که از ماهیان کوچک تغذیه مینمایند ، افزایش می‌یابد (Bhukaswan,1980) .

Carter (۱۹۶۹) گزارش می‌کند که میزان ذخیره ماهیان ، ۱۲۵ کیلوگرم در هکتار در سال در رودخانه Barren (ایالات متحده آمریکا) بوده است که این میزان در سال اول پس از ایجاد سد و ذخیره‌سازی به ۲۱۸ کیلوگرم در هکتار در سال افزایش یافته و در سالهای دوم و سوم پس از آبگیری بترتیب به ۲۲۵ و ۲۷۰ کیلوگرم در هکتار در سال رسیده است .

Mabaye (۱۹۷۲) گزارش می‌کند که تولید ماهی در دریاچه Kariba در آفریقا نسبت به میزان آن قبل از آبگیری چند برابر افزایش داشته است . میزان محصول ماهی در دریاچه های جنوب شرق آسیا و هند روند تقریبا مشابه‌ای را نظیر سایر مناطق طی می‌نماید . محصول ماهی در دریاچه سد Rihand در هندوستان به حداکثر اوج خود در سال چهارم پس از آبگیری رسیده است (Jhingran ، 1975).

لازم به ذکراست که تولید بالای ماهی در دریاچه‌های پشت سد معمولا در دراز مدت استمرار نمی‌یابد و این مسئله تنها در یک یا چند سال اول است که بدین صورت قابل مشاهده است و پس از آن کاهش شدیدتر را

نشان داده و ممکن است در سطح جدید باقی مانده و یا اینکه بتدریج تابه نصف میزان حداکثرخود در سالهای اولیه برسد (Kimsey،1985).

Sharonov (۱۹۶۶) توسعه جمعیت ماهی در دریاچه‌های پشت سد مناطق معتدله رابه سه مرحله تقسیم کرده است:

۱ – افزایش سریع در بیوماس بدلیل افزایش میزان رشد و بهبود وضعیت تغذیه ای .

۲ – کاهش سریع رشد ماهیان جریان دوست بدلیل شرایط زیست محیطی نامطلوب نظیر کاهش ذخایر غذایی ماهیان بنتوز خوار.

۳ – تغییر و اصلاح نسلهای ضعیف و قوی (Weak and Strong year_class) ، ثابت شدن نرخ رشد و افزایش بیوماس ماهیان دارای ارزش کم .

او شرح می دهد که مرحله اول مربوط به دوره پر شدن مخزن بوده که افزایش سریع بیوماس و میزان رشد در نتیجه تغذیه و تولید مثل بهتر و نیز بالا بودن نرخ بقاء ماهیان جوان می‌باشد . مرحله دوم ناشی از کاهش بیوماس بنتوزها و ناپدید شدن مناطق تخمریزی بوده که در سالهای بعد فراوانی ماهیان را تحت تاثیر قرار می‌دهد . مرحله سوم بنظر می‌رسد مربوط به شرایط تقریبا با ثبات تغذیه‌ای باشد .

همانند سایر منابع آبی ، مدیریت شیلاتی برای ذخایر ماهیان دریاچه پشت سد ضروری است . اهداف مدیریت ذخایر دریاچه‌های پشت سد ، افزایش محصول و بهره‌برداری پایدار از این ذخایر در سطحی نزدیک به حاصلخیزی مطلوب دریاچه می باشد .

عملیات مدیریتی جهت تعدیل نمودن نوسانات جمعیت ماهیان و افزایش محصول در سه دسته طبقه‌بندی می‌شود:

۱ – دستکاری زیستگاهها ۲ – تنظیم جمعیت ماهیان و منابع غذایی آنها ۳ – تنظیم و کنترل فعالیتهای شیلاتی .

برای دستیابی به اهداف مدیریتی ، دانستن الگوی تغییرات جمعیت ماهیان در دریاچه پشت سد ، نظیرتشکیل جمعیت ماهیان ، پویایی شناسی جمعیت آنها ، فراوانی ماهی در ذخیره و بیوماس آن و حداکثر محصول قابل برداشت مجاز ، ضروری است (Bhukaswan,1980).

در ایران فکر ایجاد ذخایر شیلاتی در دریاچه‌های مخزنی سدها برای اولین بار برای ماهیدار کردن دریاچه مخزنی سد کرج در اوایل دهه ۱۳۴۰ آغاز گردید و کارشناسی بنام Vladykov توسط سازمان محیط زیست و مسئولان سد کرج از فائو به ایران دعوت شد . وی در گزارش خود عنوان می‌نماید که به سبب فقر غذایی دریاچه سد کرج قادر نیست ذخایر اقتصادی از ماهیان را پشتیبانی نماید و پیشنهاد کرد که این زیست بوم آبی با قزل آلای رنگین کمان (*Oncorhynchus mykiss*) برای صید تفریحی ماهیدار شود(1964 , Vladykov) . در سالهای ۱۹۶۵ تا ۱۹۶۷ قزل آلای رنگین کمان و ماهی آزاد سفید (*Coregonus lavaretus*) به این دریاچه معرفی شدند , Walczak) (1972. گونه اول به تابعیت این دریاچه در آمد اما گونه دوم نتوانست

شرایط جدید را تاب آورد هر چند عمادی (۱۳۵۵ ب) وجود این ماهی را از سد لتیان گزارش نموده و وثوقی و مستجیر (۱۳۷۱) مشاهده این ماهی در سد کرج را تأیید کرده‌اند . مطالعات لیمنولوژیک دریاچه سد شاه عباس کبیر بر روی زاینده رود در سال ۱۳۴۹ انجام گردید . این مطالعات منجر به توصیه ماهیدار کردن این دریاچه با قزل آلای رنگین کمان و ماهی آزاد سفید شد (حسین زاده ، ۱۳۴۹) . طی سالهای ۴۶ – ۱۳۴۵ دریاچه های سدهای سپیدرود و گلپایگان با سوف سفید(*Stizostediun locioperca*)ماهیدار شد ، هر چند در سالهای اولیه میزان صید خوب و رشد ماهیان مطلوب بود اما پس از چندی با کاهش شکار ، سبب شد تا ماهیان سوف به همجنس خواری افتاده و ذخایر آنها نابود شود که دلیل آنرا عدم برآورد صحیحی از میزان رهاکرد ماهی سوف در این محیط آبی می‌دانند (بی نا ، ۱۳۵۳) . در سال ۱۳۵۳ مطالعات هیدرولوژی و هیدروبیولوژی دریاچه سد ارس انجام شد ، این دریاچه در آن زمان با ماهیانی چون کپور ، ماش و سیم ماهیدار شده بود (عمادی ، ۱۳۵۴) . در سال ۱۳۵۵ بررسی لیمنولوژیک دریاچه سد داریوش کبیر (درودزن) و امکان پرورش ماهی در دریاچه و کانالهای آبرسانی آن انجام گردید و منجر به توصیه رهاسازی قزل آلای رنگین کمان در این دریاچه گردید (عمادی ، ۱۳۵۵ الف) . قبل از آن در سال ۱۳۵۰ سازمان حفاظت محیط زیست ۴۰۰ هزار بچه ماهی قزل آلای رنگین کمان به این دریاچه معرفی کرده بود و کار خود را در سال ۱۳۵۲ با معرفی دو میلیون بچه ماهی این گونه ادامه داد . طی بررسی سال ۱۳۵۵ حداکثر وزن ماهیان پنجساله ۴۶۰۰ گرم بود .

دریاچه سد لتیان در سال ۱۳۵۵ مورد بررسی قرار گرفت . این دریاچه در سال ۱۳۵۰ با دو گونه از ماهیان سرد آبی (قزل آلای رنگین کمان و ماهی آزاد سفید) ماهیدار شده بود (عمادی ، ۱۳۵۵ ب) . مطالعات دریاچه مخزنی سد میناب در سال ۱۳۶۲ منجر به رهاکرد ۶۵۰ هزار بچه ماهی کپور نقره‌ای و کپور معمولی گردید و در سال ۱۳۶۵ نیز ۲۰۰ هزار بچه ماهی از این دو گونه به این دریاچه معرفی شدند (شایگان و همکاران، ۱۳۶۶ و ۱۳۶۳) .

استان آذربایجان غربی با داشتن دریاچه‌های طبیعی و دریاچه‌های پشت سد بخش قابل توجه‌ای از منابع آبی کشور را بخود اختصاص داده است که دریاچه‌های پشت سد نیز در این میان از اهمیت زیادی برخوردار می باشند . اجرای پروژه مطالعات جامع دریاچه مخزنی سد ارس را می‌توان مرحله نوینی در مطالعات هیدرولوژی و هیدروبیولوژی دریاچه‌ها مخزنی سدها ایران دانست . این پروژه که در سال ۱۳۷۵ به اجرا در آمد منجر به یافته هایی شد که امکان مدیریت شیلاتی این منبع را فراهم خواهد کرد (صفایی ، ۱۳۷۷) .

سد مهاباد در سال ۱۳۴۸ با هدف کنترل طغیانها، آبیاری اراضی پایاب سد به مساحت ۲۰ هزار هکتار، تأمین آب شرب مهاباد و تولید برق به بهره‌برداری رسید . میانگین مساحت این دریاچه ۷۰۰ هکتار است. این دریاچه تا سال ۱۳۶۶ فاقد ارزش شیلاتی بود ، در سال مذکور با ۵۰۰ هزار قطعه بچه ماهی کپور نقره‌ای ، کپور معمولی ، سرگنده و علفخوار ماهیدار شد که این روند تاکنون نیز ادامه دارد (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۷۹) . همچنین طی سالهای اخیر دریاچه سد تهم (میرزاجانی ، ۱۳۸۶) ، سد های شویر و میرزاخانلو (میرزاجانی ، ۱۳۸۷) و

دریاچه سد خاکی توده بین (میرزاجانی ، ۱۳۹۰) در استان زنجان مورد بررسی قرار گرفت . دقیق روحی (۱۳۸۹) بررسی امکان افزایش تولید در دریاچه سدخاکی الخلج در استان آذربایجان شرقی را به انجام رساند . مطالعات لیمنولوژیکی و ارزیابی ذخایر سد شهید کاظمی در استان کردستان طی سالهای ۱۳۸۶ لغایت ۱۳۸۸ توسط شرکت مهندسین مشاور آساراب (۱۳۹۰) انجام گرفت .

فعالیت شیلات در استان زنجان

فعالیت آبزی پروری در استان زنجان از سال ۱۳۷۵ با تعداد ۹ کارگاه و ۱۶ استخر آغاز گردید، که تا به امروز روند صعودی خود را طی نموده بطوریکه تعداد استخرها تا سال۱۳۸۹ به ۲۸۱ عدد افزایش یافته است و مساحت آنها از ۱۱۵ به ۱۰۷۸ هکتار طی سالهای مذکور رسیده است (جدول ۱). نتیجه این گسترش در محصولات آبزی پروری نمایان گشته بطوریکه افزایش تولید از ۱۹۷ تن سال ۱۳۷۵ به ۳۸۰۷ تن در سال ۱۳۸۹ رسیده که ۱۹/۴ برابر رشد داشته است . در این میان آبهای طبیعی و نیمه طبیعی در سالهای اولیه حدود ۶۱ درصد تولید را بخود اختصاص داده است و تا سال ۱۳۸۹ دارای فراز و نشیبهایی بوده است اما طی سالهای اخیر با کاهش بسیار شدیدی روبرو بوده بطوریکه میزان تولید از منابع آبهای طبیعی از ۶۲۸ تن در سال ۱۳۸۶ به ۲۱۰ تن در سال ۱۳۸۹ رسیده که نزدیک به ۳ برابر کاهش را نشان می دهد و سهم آن از تولید کل در حدود ۵/۵ درصد بوده است . در بخش تولید در مزارع و استخرهای پرورشی افزایش بسیار قابل توجه بوده بطوریکه میزان تولید از ۷۶ تن در سال ۱۳۷۵ به ۳۵۹۷ تن در سال ۱۳۸۹ رسیده است که بیش از ۴۷ برابر رشد را نشان می دهد (امید مقدم و همکاران ، ۱۳۸۹ ؛ مذاکرات شفایی با مدیریت محترم شیلات استان زنجان). بر اساس آمار ها بیشترین تعداد مزارع در شهرستان ماهنشان و زنجان بترتیب با ۱۲۲ و ۷۷ کارگاه بوده که بترتیب تولیدی به میزان ۱۷۳۴ و ۹۴۱ تن در سال ۱۳۸۹ داشته اند (اقتباس از میرزاجانی ، ۱۳۹۰) . در سالهای ۱۳۸۵ و ۱۳۸۶ با توجهی که شیلات در ماهی دار کردن منابع آبهای طبیعی و نیمه طبیعی داشته تولید این منابع به میزان ۶۲۸ تن یعنی حدود ۴۵ درصد از کل تولید افزایش داشته است که نقش منابع آبهای طبیعی و نیمه طبیعی و سدهای در دست احداث را در عرصه شیلاتی نشان میدهد . در این راستا تحقیقات آبزی پروری میتواند کمک شایانی در بهره برداری بهینه از این منابع بدون تلف کردن سرمایه و انرژی داشته باشد (اقتباس از میرزاجانی ،۱۳۸۷) .

پرورش چند گونه ای ماهیان گرم آبی در استان زنجان همانند سایر استانهای کشور انجام گرفته ، ضمن آنکه بیشتر نواحی استان از آب و هوای سرد برخوردار است تولید بچه ماهیان سرد آبی و پرورش آنها در الویت کاری سازمان شیلات ایران قرار داشته است و بطور متوسط در سال ۱۳۸۰ تعداد ۱/۱۵ میلیون قطعه بچه ماهی قزل آلا تولید شده که در سال ۱۳۸۲ به حداکثر مقدار خود یعنی ۲/۱ میلیون قطعه رسیده بود.

علاوه بر پرورش گونه های مذکور، برداشت از گونه های بومی از جمله سس ماهیان و سیاه ماهیان و.... به مقدار ۱۸۳/۱ تن و همچنین صید شاه میگوی آب شیرین از منابع آبی استان صورت می گیرد (ویژه نامه شیلات استان زنجان، ۱۳۸۷).

با رها ساری ۴۱۰۰۰۰ قطعه انواع کپور ماهیان در فروردین ماه سال ۱۳۸۷ با متوسط وزن ۱۰۰ گرم در پشت سدهای خاکی استان با مساحت بالغ بر ۱۲۶۳ هکتار پرورش چهار گونه کپور چینی آغاز شد و پیش بینی گردید که حداقل ۶۶۰ تن از این ماهیان استحصال شود و ۱۶۵ نفر بطور مستقیم در این مکانها مشغول به فعالیت شوند (ویژه نامه شیلات استان زنجان ، ۱۳۸۷). در ادامه فعالیتهای ارزشمند شیلات استان زنجان ، در سال ۱۳۸۶ تعداد ۹۳ فقره مجوز پرورش ماهیان سردآبی برای تولید ۴۷۷ تن ۱۴ فقره مجوز پرورش ماهیان گرمابی برای تولید ۲۷۳ تن ۶ فقره مجوز برای تولید ۳۳۰۰۰۰۰ بچه ماهی قزل آلا صادر گردید (ویژه نامه شیلات استان زنجان، ۱۳۸۷).

جدول ۱ : میزان تولید و برداشت ماهی طی سالهای مختلف در استان زنجان

سال	تعداد کارگاه	تعداد استخر	مساحت استخرها	تولید در مزارع و استخرهای پرورش ماهی	تولید در منابع آبهای طبیعی	جمع کل تولید
۱۳۷۵	۹	۱۶	۱۱۵	۷۶/۸	۱۲۰	۱۹۶/۸
۱۳۷۶	۷	۲۰	۱۳۹/۲	۹۶/۶	۱۱۰	۲۰۶/۶
۱۳۷۷	۱۱	۲۵	۱۷۸/۲	۹۷/۶	۱۲۰	۲۱۷/۵
۱۳۷۸	۳۶	۹۸	۱۸۲/۳	۱۴۴/۵	۱۲۴	۲۶۸/۵
۱۳۷۹	۵۷	۱۶۰	۱۹۹/۷	۲۵۴	۱۲۵	۳۷۸
۱۳۸۰	۷۴	۲۰۴	۲۱۳/۵	۲۸۸/۷	۱۲۵	۴۱۳/۷
۱۳۸۱	۷۹	۹۰	۲۷۵/۵	۳۴۶/۹	۱۵۸/۷	۵۰۵/۶
۱۳۸۲	۱۰۷	۱۶۱	۳۰۶	۴۷۲/۱	۱۷۹/۲	۶۵۱/۳
۱۳۸۳	۱۱۳	۱۷۷	۳۱۷/۵	۶۲۰/۳	۱۸۵/۵	۸۰۲/۷
۱۳۸۴	۱۲۱	۲۰۳	۳۱۴/۸	۶۹۳/۴	۱۸۳/۱	۸۷۶/۵
۱۳۸۵	۱۲۳	۲۳۶	۶۲۶/۳	۸۱۷/۲	۲۰۰/۵	۱۰۱۷/۷
۱۳۸۶	۱۸۵	۲۷۳	۹۲۵/۹	۷۶۴/۶	۶۲۸	۱۳۹۲/۶
۱۳۸۷	۲۰۴	۳۷۳	۱۰۳۸/۷	۱۶۷۱	۱۷۰	۱۸۴۱/۹
۱۳۸۸	۲۲۵	۳۹۰	۱۰۰۶	۲۲۰۱	۲۱۰	۲۴۱۱
۱۳۸۹	۲۸۱	۵۵۷	۱۰۷۸/۸	۳۵۹۷/۱	۲۱۰	۳۸۰۷/۱

منابع آب سطحی استان زنجان

از نظر طبیعی کشور ایران به شش حوزه آبخیز کلان ، ۳۰ حوزه آبخیز اصلی و ۱۰۱۸ حوزه آبخیز فرعی تقسیم شده است. بر اساس اطلاعات موجود حدود ۹۱ میلیون هکتار از عرصه‌های حوزه‌های آبخیز (۵۵/۵ درصد از سطح کشور) سیل خیز است ، حدود ۴۲ میلیون هکتار از سطح کشور (معادل ۴۶ درصد) دارای شدت سیل خیزی متوسط تا خیلی زیاد است. در شرایط کنونی حدود شش میلیارد متر مکعب بر حجم روان آبی مستقیم اضافه شده که با برنامه‌ریزی و مدیریت آبخیز داری با بهره‌برداری از حداقل ۳۰ درصد این حجم آبی ، می‌توان ۱۸۰ هزار هکتار اراضی زراعی را آبیاری کرد. هم اکنون اکثر حوضه‌های آبخیز کشور به انحاء مختلف دچار تخریب و فرسایش است به طوری که طی سه دهه اخیر فرسایش آبی روندی به شدت افزایشی داشته و تقریبا ۳ تا ۳/۵ برابر شده است. میزان فرسایش در سال ۱۳۵۰ در ۱۲۵ میلیون هکتار از حوضه های آبخیز کشور حدود یک میلیارد تن برآورد شد که پس از ۱۰ سال یعنی سال ۱۳۶۰ معادل ۱.۵ میلیارد تن بوده است (خسروشاهی ،۱۳۸۵).

بر اساس نتایج حاصل از اندازه گیری رسوب ۲۰ ساله مربوط به ۱۲۰ ایستگاه رسوب سنجی در ۲۴ حوضه آبخیز کشور و تعمیم آن به کل کشور در سال ۱۳۷۳ مقدار آن ۳.۱۲۵ میلیارد تن برآورد شده است. از طرف دیگر بنا به پیش بینی سازمان ملل متحد تا سال ۲۰۲۵ میلادی نام ایران در سیاهه ی کشور هایی که دچار کمبود آب می شوند، قرار می گیرد . از این رو اجرای پروژه‌های وسیع آبخیزداری و حفاظت‌خاک از مهمترین اقداماتی است که توسعه پایدار و بهره‌وری را نیز با خود بهمراه دارد (خسروشاهی، ۱۳۸۵).

استان زنجان در شمال غربی ایران واقع شده و متوسط بارندگی سالانه آن حدود ۳۶۰ میلیمتر و دارای اقلیم خشک و نیمه خشک است. سالانه در حدود ۲۰۶۰ میلیون مترمکعب روانابهای سطحی در ماههای سرد سال جریان می یابد که استفاده از آن برای کشاورزی ممکن نیست. این استان با سطحی حدود ۲۲۱۶۴ کیلومترمربع در قسمت مرکزی شمالغرب ایران ، دارای رودخانه های دایمی و فصلی است که بر اثر ذوب برفهای زمستان و بارش بارانهای بهاری در فصل بهار پر آب و در تابستان کم آب و گاهی خشک می شوند (عبدی ، ۱۳۸۳) .

منابع آب استان زنجان شامل بارشهایی میباشد که به حوزه آبریز مربوطه ریخته شده و در دو بخش مورد بهره برداری قرار می گیرد.

الف) منابع آب زیر زمینی

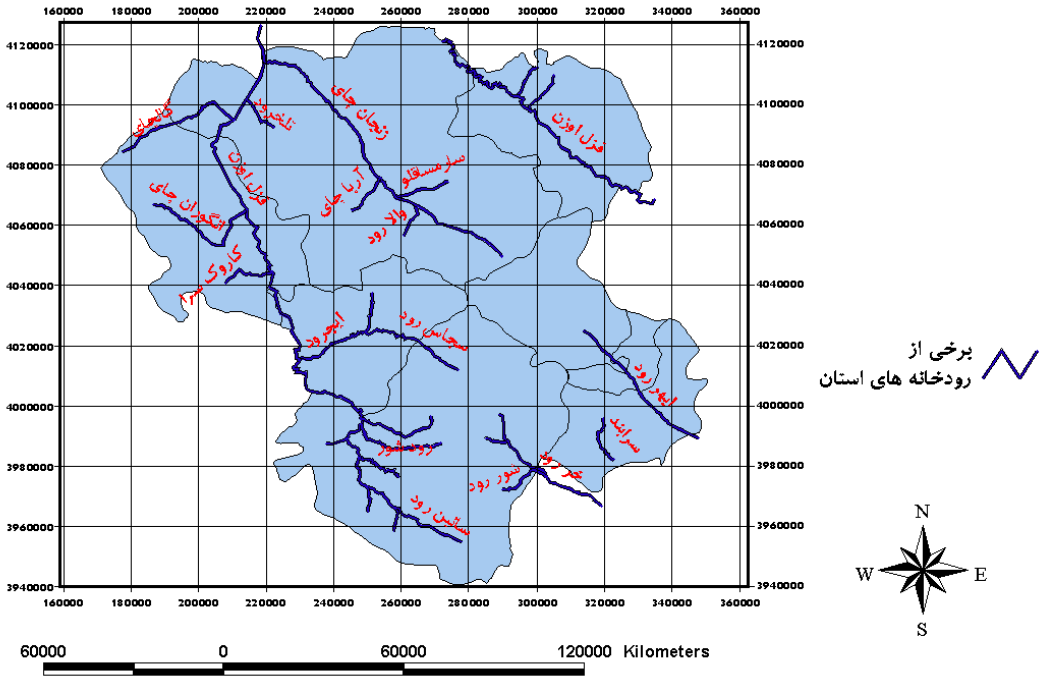
ب) منابع آب سطحی

بیشترین بارش در قسمت شمالی استان (شمال شهرستان زنجان و شمال غربی شهرستان طارم وکمترین بارش در جنوب(جنوب غرب شهرستان خدابنده)،شمال شرق(شرق شهرستان طارم) و شمال غرب (غرب شهرستان ماهنشان) می باشد. بارندگی از نواحی مرکزی (شهرستان ایجرود) به طرف شمال و جنوب شرق افزایش و به طرف شمال شرق و شمال غرب و جنوب کاهش می یابد.

در استان زنجان حجم مجموع نزولات ۶۷۶۰ میلیون لیتر و حجم مجموع رواناب ورودی استان ۲۹۹۶ میلیون لیتر می باشدکه ازاین میزان ۳۷۸۳ میلیون لیترآن بصورت رواناب از استان خارج گردیده و مقدار۶۳۳ میلیون لیتر نیز ازآن برداشت می گردد و مابقی نیزبه شکل تبخیرونفوذ ازسیستم خارج می گردد .

در بررسی های انجام شده در ارتباط با منابع آبی شهرستان های استان و برآورد تولید انواع آبزیان با روشهای سنتی میزان تولید با حداقل استفاده از منابع آبی ۱۱۷۰۰ تن ، میزان اشتغالزایی مستقیم ۴۱۳۷ نفر و غیر مستقیم ۸۲۰۰ نفر می باشد.که در این تولید به ترتیب شهرستانهای زنجان،ماهنشان، ابهر، خرمدره، طارم،خدابنده و در نهایت ایجرود قرار دارند. با این میزان تولید، حدود ۵۰۰۰ تن جهت رسیدن به مصرف سرانه کنونی کشور فاصله خواهد داشت و این خود گویای اقتصادی بودن انواع طرحهای آبزی پروری است.

به طور کلی در سطح استان زنجان دو حوزه ی آبخیز اصلی مجزا که از حوزه های آبخیز فرعی متعددی تشکیل شده اند ، وجود دارد. حوزه اول که حوزه آبخیز قزل اوزن است، بخش های مرکزی، جنوب باختری، باختر و شمال استان زنجان را در بر گرفته است. رودخانه های قزل اوزن و شاهرود که پس از به هم پیوستن در منطقه منجیل (محل سد سفید رود) رودخانه سفید رود را به وجود می آورند، درحوزه آبخیز سفید رود جاری هستند (معینی ، ۱۳۸۶) که در مجموع در حوزه آبخیز دریای خزر قرار دارند . براساس مطالعات انجام شده مقدارآب سالانه رودخانه سفید رود و شاخه های عمده آن ها به طور متوسط برابر با ۵/۹۲۵ میلیارد متر مکعب در سال است که نزدیک به ۴/۲ میلیارد متر مکعب آن مربوط به رودخانه قزل اوزن است (صابری و همکاران ، ۱۳۸۷). لازم به توضیح است که از مجموع مساحت استان (حدود ۲۲۱۶۴ کیلومترمربع) ، حدود ۱۹۰۶۴ کیلومتر مربع در حوضه آبخیز دریای خزر رودخانه قزل اوزن (معادل ۸۶ درصد) و ۳۱۰۰ کیلومترمربع در محدوده حوزه آبخیز رودخانه شور یعنی رودخانه ابهر رود و خرا رود ، آوچ چای و حاجی رود (۱۴ درصد) قرار دارد (شکل ۲ ؛ امید مقدم و همکاران ، ۱۳۸۹) . با فرض عدم خروج آب سطحی رودخانه قزل اوزن از استان زنجان، به طور میانگین حجم آبی برابر ۳۵۳۲ میلیون مترمکعب آب از طریق این رودخانه قابل برداشت و قابل مصرف وجود دارد و در مورد رودخانه شور این مقدار در حدود ۱۶۱ میلیون متر مکعب است (سازمان مدیریت و برنامه ریزی استان زنجان ، ۱۳۸۱) .



شکل ۲ : شبکه بندی برخی از رودخانه های مهم استان زنجان (اقتباس از صابری و همکاران ، ۱۳۸۷)

در مجموع از کل حجم جریان خروجی از استان که برابر با ۳۶۹۰ میلیون متر مکعب در سال می‌باشد، میزان ۱۳۱۵ میلیون متر مکعب حجم رواناب تولیدی از وسعت استان زنجان می باشد. از کل حجم خروجی استان ۲۰۶۰، میلیون متر مکعب در ماههای سرد سال تخلیه می‌شود که برداشت آب برای کشاورزی صورت نمی‌گیرد و بایستی به منظور جلوگیری از هدر رفتن آب و استفاده مؤثر از آن در حوزه‌های آبخیز بالا دست کنترل و برنامه ریزی لازم صورت گیرد (سازمان مدیریت و برنامه ریزی استان زنجان ، ۱۳۸۱). ضریب بهره برداری از آبهای سطحی در استان زنجان در حدود ۲۷ درصد می باشد که در مقایسه با ضریب بهره برداری از آبهای سطحی کشور (در حدود ۴۷ درصد) بسیار پایین و در حدود ۱/۸۸ درصد کشور می باشد. به عبارتی در حالیکه تقریبا نیمی از آبهای سطحی کشور بطور سنتی و مدرن مورد استفاده قرار می گیرد ، در استان زنجان تنها ۲۷ درصد پتانسیل آب استان مورد بهره برداری قرار گرفته است. این در حالی است که استان زنجان قریب ۳/۶ درصد پتانسیل آبهای سطحی کشور را دارا میباشد (اقتباس از میرزاجانی ، ۱۳۹۰) .

در سطح استان زنجان از سال ۱۳۶۳ تا سال ۱۳۸۱ تعداد ۳۶ دستگاه سد خاکی احداث گردیده است. سدهای خاکی احداثی به طور کلی از نوع خاکی با هسته رسی بوده و در مسیر رودخانه‌ها و آبراهه های مهم با آبدهی مناسب احداث گردیده‌اند. ارتفاع این سدها بین ۶ تا ۳۴/۵ متر، طول تاج بین ۱۵۰ تا ۳۴۱ متر، عرض تاج بین ۵۰

تا ۱۰ متر، حجم عملیات خاکی ۳۵۰۰۰ تا ۲۸۸۰۰۰ متر مکعب، حجم مخزن بین ۱۱۰۰۰۰ تا ۲۷۰۰۰۰۰ متر مکعب مساحت حوزه آنها بین ۵ تا ۷۹۰۰ هکتار، دبی سیلابی حوزه آنها بین ۱ تا حد اکثر ۱۶۰ متر مکعب در ثانیه و سطح زیر کشت توسعه‌ای آنها بین ۱۰ تا بیش از ۳۵ هکتار و سطح زیر کشت بهبود یافته آنها بین حداقل ۷ تا حد اکثر ۳۷۰ هکتار متغیر می‌باشد. مساحت مخزن این سدها از ۲ تا بیش از ۲۰۰ هکتار و حجم آب تنظیمی بین ۴۵۰۰۰۰ تا حدود ۵ میلیون مترمکعب تغییر میکند. مدت زمان اجرا آنها بین ۲ تا ۵ سال بوده است . احداث این سدها توانسته در حدود ۳۳/۴۵ میلیون مترمکعب آب مهار نماید. کنترل و بهره برداری از این حجم آب از نظر اقتصادی در حدود ۱۵ میلیارد ریال درآمد داشته و از اتلاف منابع آب سطحی جلو گیری نموده است (عبدی ، ۱۳۸۳). این سدها در صورت مطالعه ، برنامه ریزی و مدیریت صحیح میتوانند پتانسیل بالقوه ارزشمندی برای تولید محصولات شیلاتی محسوب گردند.

شناسائی موقعیت جغرافیایی منطقه

- مختصات جغرافیایی

استان زنجان با وسعت کمی بیش از ۲۲ هزار کیلومتر مربع درمنطقه شمال غرب کشور بین '۳۳/°۳۵ تا '۱۵/°۳۷ عرض شمالی از خط استوا و '۱۰/°۴۷ تا ' ۴۹/۲۶ طول شرقی از نصف النهار گرنویچ قرار دارد.

این استان یک واحد جغرافیایی است که فلات آذربایجان را با شیب ملایمی به دشت قزوین مرتبط می کند. این منطقه از شمال به بخش های آق کند و هشت جین از شهرستان خلخال، از شمال شرقی به ماسوله، فومن، رشت و شهرستان رودبار از استان گیلان ، از شرق به بخشهای طارم سفلی ، آوج وشهرستان تاکستان، ازاستان قزوین، از جنوب به کبوتر آهنگ از استان همدان، از جنوب غربی به شهرستان بیجارازاستان کردستان ، از مغرب به تکاب آغدبی و از شمال غربی به چهار اویاق و میانه از استان آذربایجان شرقی محدود است. از نظر توپوگرافی استان زنجان منطقه ای است کوهستانی که بصورت فلات مرتفعی خودنمایی می کند و در اثر انشعاب رودخانه ها جلگه های حاصلخیز مستقلی را تشکیل داده است. ناهمواریهای شهرستان در این مقوله به کوههای زنجان شمالی وکوههای زنجان جنوبی تقسیم گردیده است که از نظر تقسیمات جغرافیایی، رشته کوههای زنجان شمالی ادامه رشته کوههای البرز و کوههای زنجان جنوبی جزئی از رشته کوههای منفرد مرکزی است. جهت کوهها بطور طبیعی از شمال غربی به جنوب شرقی امتداد داشته که بخشهای قره پشتلو وشهرستان طارم علیا در منطقه رشته کوههای زنجان شمالی واقع شده است .

استان زنجان از یک سو به لحاظ داشتن تنوع نقاط مرتفع و از سوی دیگر تاثیرپذیری از چند توده هواهای خزری، مدیترانه ای و صحرای مرکزی ، اقلیم ها و اکوسیستم های متنوعی دارد. با وجود این که استان زنجان استانی سرد سیر و کوهستانی در شمال باختری کشور است، از اکوسیستم های متنوعی چون دشتی، بیابانی،

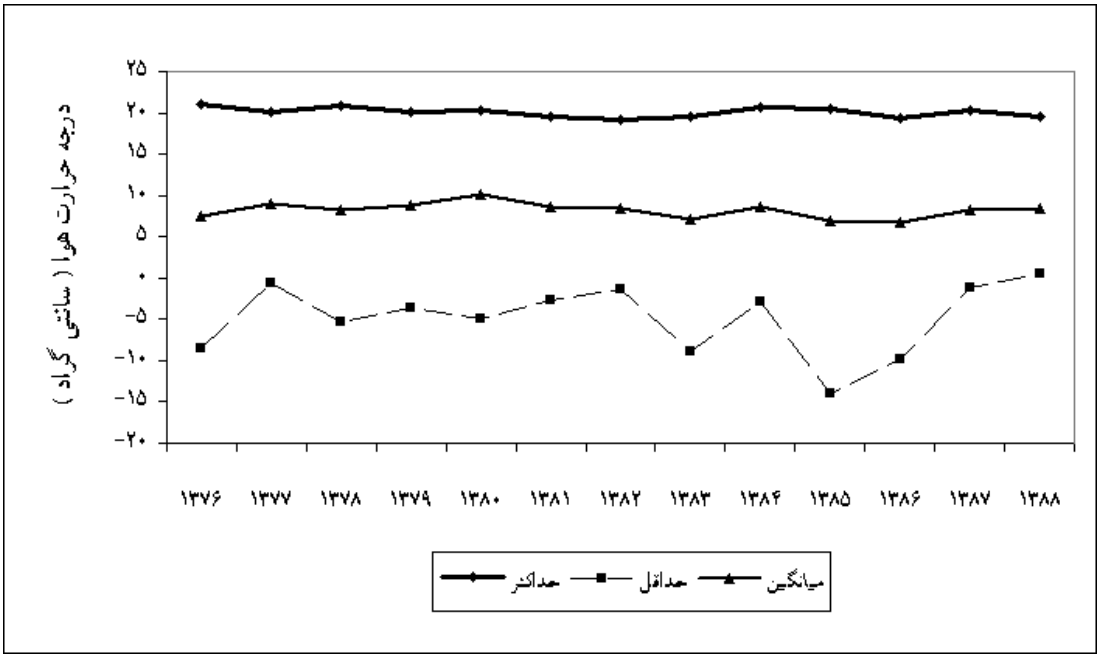
تالابی ، رودخانه ای، جنگلی، درختچه ای، کوهستانی مرتفع و تپه ماهوری نیز بی نصیب نمانده است (صابری و همکاران ، ۱۳۸۷) .

دما :

انرژی خورشیدی در سیستم زیستی اتمسفر ، مسبب پیدایش پدیده دما شده که در دوره زمانی کوتاه تغییرات تغییرات شبانه روزی دما را موجب می گردد . ضمن اینکه در یک مقیاس آماری بلند این پدیده به تغییرات اقلیمی منجر می گردد. درجه حرارت یکی از پارامترهای مهم اقلیمی است که در رشد و حیات موجودات زنده (گیاهی و حیوانی) تاثیر مهمی دارد بطوریکه می توان گفت پراکنش گونه های گیاهی و حیوانی در سطح کره زمین بر اساس دو پارامتر مهم درجه حرارت و میزان آب قابل دسترسی صورت می گیرد . البته واکنش موجودات زنده در برابر دمای محیط خصوصا در زندگی آبزیان بسیار متغیر و متفاوت است . بطوریکه بعضی از گونه ها در دمای سردتر واکنش مثبت نشان می دهند و بعضی برعکس آن در محیط گرمتر رشد بهتری دارند . علاوه بر موارد فوق با توجه به نقش اصلی دما در تعیین نوع اقلیم منطقه و همچنین اثر مستقیم آن در میزان تبخیر آب از سطح مخازن روباز (دریاچه ها ، سدها و حوضچه ها) مطالعه و بررسی پارامتر درجه حرارت از اهمیت ویژه ای برخوردار است . نتایج آماری دمای حداقل ، حداکثر و متوسط دمای ماهانه منطقه ماهنشان که نزدیکترین ایستگاه به دریاچه خندقلو می باشد ، در طی سالهای ۱۳۷۶ لغایت ۱۳۸۸ در نمودار ۴ نشان داده شده است (اخذ شده از اداره کل هواشناسی استان زنجان) .

براساس اطلاعات موجود در جدول ،ایستگاه هوا شناسی زنجان دارای دامنه تغییرا ت دمای مطلق از۳۶/۷ درجه سانتی گراد (۱۰ مرداد تا ۹شهریور) تا ۱۹- درجه سانتی گراد (۱۱دی تا ۱۱ بهمن) می باشد. و دامنه تغییرات میانگین دما نیز از ۲۳/۳ (۱۰تیر الی ۹مرداد) تا ۲/۵- درجه سانتی گراد (۱۱دی الی ۱۱بهمن) در تغییر بوده است..

آب در طبیعت به صورت های مختلف وجود دارد که به طور کلی می توان آن را به دو دسته تقسیم نمود.



نمودار ٤ : دمای حداقل ، حداکثر و متوسط دمای ماهانه هوا در منطقه ماهنشان (اقتباس از اداره کل هواشناسی استان زنجان)

دما تاثیر عمده ای بر تغذیه و رشد ماهیان دارد. انواع کپور ماهیان چینی می توانند تغییرات از ۳۰ درجه تا صفر درجه را تحمل نمایند. ماهی کپور در درجه حرارت ۲۲-۱۵ درجه سانتی گراد بخوبی تغذیه می کند حد پایین درجه حرارت که در آن به علت محدود شدن تغذیه ، رشد و نمو نیز محدود می شود بین ۱۵-۰ و حد بالای آن ۴۱-۳۰ درجه سانتیگراد می باشد . تخم ریزی در ماهی کپور معمولی بین درجات ۲۶-۱۶ درجه سانتی گراد صورت می گیرد و اگرحرارتهای کمتر از ۱۶ درجه سانتی گراد و بیشتر از۲۶ درجه سانتی گراد باشد تخم ریزی متوقف می گردد این حد برای ماهی کپور علفخوار ۲۸-۲۰ درجه سانتی گراد است . میزان رشد و نمو ماهی نیز در حد خاصی از درجه حرارت افزایش می یابد . اگر درجه حرارت ازحد بهینه رشد و نمو تجاوز نماید رشد و نمو تدریجاً کاهش یافته تا حدی که دیگر ماهی قادر به انجام فعل و انفعالات زیستی نخواهد بود.بطوریکه در ۳۵ درجه سانتی گراد برخی از فعل و انفعالات زیستی متوقف شده لذا مرگ ماهی را در پی خواهد داشت. در میان ماهیان گرم آبی هرچه درجه حرارت متوسط هواو طول دوره گرما بیشتر باشد در صورتی که درجه حرارت آب از حد تحمل (جهت تغذیه ۳۰ درجه سانتی گراد) و حرارتی که رشد و نمو آن به خوبی ادامه می یابد بیشتر شود در صورت تامین آب کافی رشد و نمو ماهیان بهتر و در مجموع تولید سالیانه در واحد سطح بیشتر خواهد بود . بر این اساس پرورش ماهیان گرمابی در مناطقی امکان پذیر است که آب منبع آبی در چهار ماه از سال (خرداد لغایت شهریور) دارای متوسط درجه حرارت ۲۵-۲۰ درجه سانتی گراد باشد.

- بررسی دمای متوسط ماهانه در ماههای مختلف سال

دامنه تغییرات دمای مطلق ایستگاه ماهنشان از ۴۳ درجه سانتی گراد (ماه مرداد) تا ۲۰- درجه سانتی گراد (ماه بهمن) و تغییرات میانگین نیز از ۲۸ درجه سانتی گراد (ماه مرداد) تا ۰/۸ درجه سانتی گراد (ماه بهمن) می باشد.

- بررسی روزهای آفتابی

ایستگاههایی که اطلاعات مربوط این عوامل را ثبت می نمایند شامل زنجان ، خرمدره ، خدابنده ، بیجار می باشند . در ایستگاه زنجان حداکثر میانگین روزهای آفتابی ۷/۱ (۱۲ فروردین تا ۱۰ اردیبهشت) و حداقل میانگین روزهای آفتابی به میزان ۲۷ (از ۹ مهر تا ۹ آبان) به ثبت رسیده است. در تمامی ایستگاه ها وضعیت مشابه ای حاکم بوده و از اواسط فروردین تا اواسط آذر دارای حداکثر میزان روزهای آفتابی می باشد . بیشترین روزهای آفتابی سالانه به ترتیب مربوطه به ایستگاه بیجار، به میزان ۲۳۸ و حداقل درایستگاه زنجان به مقدار ۱۷۵ می باشد متوسط میانگین روزهای آفتابی نیز ۲۰۷ ساعت در سال می باشد.

- پهنه بندی یخبندان (برحسب گروه بندی زمانی) برا ساس اطلاعات نزدیکترین ایستگاه در هرمنطقه

از اطلاعات ثبت شده درایستگاههای کلیماتوری وسینوپتیک برای بررسی یخبندان استفاده گردیده است واز ایستگاههای متعلق به وزارت نیرو در این زمینه آماری موجود نمی باشد. مطابق جدول یخبندان، بیشترین یخبندان سالانه متعلق به ایستگاه های خیر آباد با حداکثر و میانگین و حداقل به ترتیب ۱۲۱ ، ۱۴۵، ۱۵۱ و کمترین تعداد روزهای یخبندان سالانه متعلق به ایستگاه خرمدره با حداکثر و میانگین و حداقل به ترتیب ۵۵ ، ۳۱/۷ ، ۱۲روز می باشد ایستگاه باروت آچاق با مقادیرحداکثر و میانگین و حداقل ، سالانه به ترتیب ۱۱۷، ۱۳۵، ۱۴۸ مشابه ایستگاه خیر آباد و خدابنده با مقادیر ۴۶ ، ۳۳، ۲۱ و ایستگاه زنجان با مقادیر۶۲، ۳۳، ۹ و بیجار نیز با مقادیر ۵۴،۳۵،۲۴ تقریباً مشابه با ایستگاه خرمدره می باشند. فیله خاصه نیز با مقادیر ۸۱ ، ۹۷ ، ۱۱۸ دارای مقادیر حد واسط بوده است . همچنین نتایج نشانگر این واقعیت است که تعداد روزهای یخبندان ازحدود اواخر آبان ماه افزایش و این روند تا اسفند ماه ادامه و سپس کاهش می یابد.

- بررسی وضعیت باد

- بررسی سرعت و جهت باد

اندازه گیری سرعت و جهت باد معمولاً در ایستگاه های سینوپتیک که مجهز به دستگاه بادنما و سرعت سنج ثبات هستند انجام می گیرد.در این ایستگاه سرعت باد در ارتفاع ۱۰ متری از سطح زمین اندازه گیری می شود.

سرعت و جهت وزش باد تاثیر عمده ای بر میزان تبخیر، رطوبت نسبی ، جابجایی ابرها ، بارندگی و سایر عوامل دارد. اندازه گیری این عامل جوی در ایستگاه های زنجان و خرمدره ، خدابنده ، بیجار مورد ارزیابی قرار گرفته

است . در زنجان حداکثر سرعت باد ۵۴ نات و حداقل آن به میزان ۵/۵ نات می باشد و حداکثر و حداقل میانگین نیز از ۴/۵ نات تا ۱/۴ نات در تغییر بوده است .
برای شهرستان خرمدره این حداکثر و حداقل میانگین به ترتیب ۹/۶ – ۱/۹نات و ۷ – ۴/۱ نات و برای شهرستان خدابنده نیز به ترتیب ۳۹ – ۱۰/۳ نات و از ۹/۹ تا۵/۳ نات و برای بیجار نیز این مقادیر به ترتیب ۲۵/۷ – ۸/۳ نات و ۱۱/۱ – ۶/۵ نات می باشد.

- تاثیر پدیده تبخیر در پهنه بندی سرزمین برای آبزی پروری

یکی از عوامل بسیارمهم در پرورش ماهی تبخیر آب می باشد. تبخیر به تنهایی اثر خاصی بر پرورش آبزیان ندارد اما در صورت محدودیت منابع آب و افزایش شدت تبخیر در فصول گرم سال باعث کاهش سطح آب شده و در این حالت محیط را برای پرورش آبزیان نا مناسب نموده و باعث افزیش گازهای مضر درآب می گردد.
درجه حرارت ، باد و درجه نمناکی بزرگترین نقش را در میزان تبخیر دارند . با کاهش میزان آب ناشی از تبخیر غلظت مواد محلول در آب بیشتر می گردد . برای جلوگیری از خسارات وارده ناشی از نامناسب شدن محیط زیست آبزیان ناشی از تبخیر باید به وارد نمودن آب تازه به استخر اقدام شود . میانگین تبخیر سالانه در اقالیم مختلف و میانگین آب از دست رفته در اثر تبخیر در یک هکتار در مناطق با اقلیم گرم و خیلی گرم می تواند مشکل سازباشد . به دلیل سرد و خشک بودن اقلیم استان زنجان ، این مشکل تا حدودی می تواند تعدیل گردد . از طرفی در این استان توجه به تبخیر به علت کمبود منابع آبی و کمبود رطوبت حائظ اهمیت بوده و می تواند بر میزان منابع آبی تاثیر گذار باشد . با توجه به اقلیم سرد و خشک استان زنجان عامل تبخیراز چنان اهمیتی برخورداراست که میتواند ۴۷۳۲ میلیون متر مکعب آب را از حوزه استفاده این استان خارج نماید.

- بررسی میانگین بارندگی ماهانه

در اندازه گیری میانگین بارندگی اطلاعات ۶ ایستگاه هوا شناسی و ۱۰ ایستگاه وابسته به وزارت نیرو مورد بهره برداری قرار گرفته است. نتایج نشان میدهد که حداکثر میانگین بارندگی ماهانه به میزان ۱۶۹/۹ مربوطه به ایستگاه زنجان و حداقل آن به میزا صفر در ایستگاه های زنجان و خرمدره و خیرآباد و خدابندهو باروت آغاجی میباشد.

- پهنه بندی محدوده از نظر بارندگی متوسط سالانه

میانگین سالانه بارندگی در استان ۱۶۵ میلی متر باران می باشد که ایستگاه زنجان به میزان ۲۹۰ میلی متر و سپس خرمدره به میزان ۳۵۲ میلی متر و خیر آباد و خدابنده و فیله خاصه باروت آغاجی به ترتیب مقادیر ۲۴۳ ، ۳۹۷ ، ۲۳۷ و ۳۶۹ میلی متر را به خود اختصاص داده اند. در بقیه ایستگاه های وابسته به سازمان آب نیز ازحدود ۵۰ تا

۱۰۰ میلی لیتر بارندگی به ثبت رسیده است . داده های موجود بارش گویای این واقعیت است که میزان بارش از حدود مهر تا حدود اواسط اریبهشت رو به افزایش و پس از آن رو به کاهش نهاده است .

- حداقل و حداکثر بارندگی ماهانه و روزانه در پهنه های مختلف

در ایستگاه زنجان میانگین ماهانه باران در استان زنجان از حداقل ۵۵/۶ تا ۲/۶ میلی متر در تغییر بوده است . در ایستگاه خرمدره نیز میانگین تغییرات بارش از ۷۱/۱ تا صفر میلی لیتر و در ایستگاه خیرآباد به ترتیب ۴۵/۵ و ۳/۷ و خدابنده از ۶۹/۳ تا ۳/۲ و فیله خاصه ۴۲/۳ تا ۰/۹ میلی لیتر و باروت آغاجی نیز از ۷۵/۵ تا ۱/۷ میلی لیتر در نوسان بوده است . در بقیه ایستگاهها میزان حداکثر از ۲۳/۳ میلی لیتر تا ۶/۶۶ میلی لیتر در تغییر بوده و حداقل های میانگین نیز از ۶/۵ در ایستگاه بیانلو تا ۰/۵ در ایستگاه استور در نوسان و تغییر بوده است .

- تاثیر بارش در پهنه بندی سرزمین برای آبزی پروری

عامل بارش هم برروی منابع زیر زمینی و هم بر روی منابع جاری استان زنجان تاثیر شدید داشته و در انتخاب سایست های پرورش ماهی بایستی بر روی مناطق دارای بارش کم توجه ای ویژه نمود تا موجباب پایین آمدن سطح آبهای زیر زمینی فراهم نگردد و با استفاده از نقشه های هم باران می توان این نقاط را تعیین و مشخص نمود.

منطقه مورد مطالعه دریاچه خندقلو

رودخانه هایی که در شهرستان ماهنشان جریان دارند ، همگی از ارتفاعات متعدد این شهرستان سرچشمه گرفته و آبادانی و زیبایی منطقه ماهنشان را سبب شده اند.

سد خندقلو با وسعت تقریبی ۱۰۰ هکتار در شهرستان ماهنشان استان زنجان قرار گرفته است و مربوط به حوضه آبخیز پری چای می باشد . مخزن آبی خندقلو گستره آبی ارزشمندی بوده که هدف از ساخت آن ذخیره سازی آب برای فعالیتهای کشاورزی بوده است . سال بهره برداری از این سد ۱۳۶۷ بوده است . ارتفاع سد ۲۵ متر و طول و عرض تاج آن بترتیب ۲۵۰ و ۸ متر می باشد .حجم مخزن سد ۵ میلیون متر مکعب است .

پس از ایجاد سد گستره آبی ارزشمندی بوجود آمده که امکان بهره گیری چندگانه از آن را در بخشهای کشاورزی ، شیلات، اکوتوریسم میسر می سازد.

در مناطق بالا دست سد زمینهای کشاورزی قرار گرفته که آبیاری آنها با استفاده از آب دریاچه خندقلو انجام می شود . آب دریاچه توسط پمپ به استخری که در قسمت بالای دریاچه ایجاد شده است ، منتقل و از آنجا توسط پمپ و بصورت ثقلی از طریق کانالهایی به زمینهای پایین دست سد هدایت میگردد (شکل ۳) .

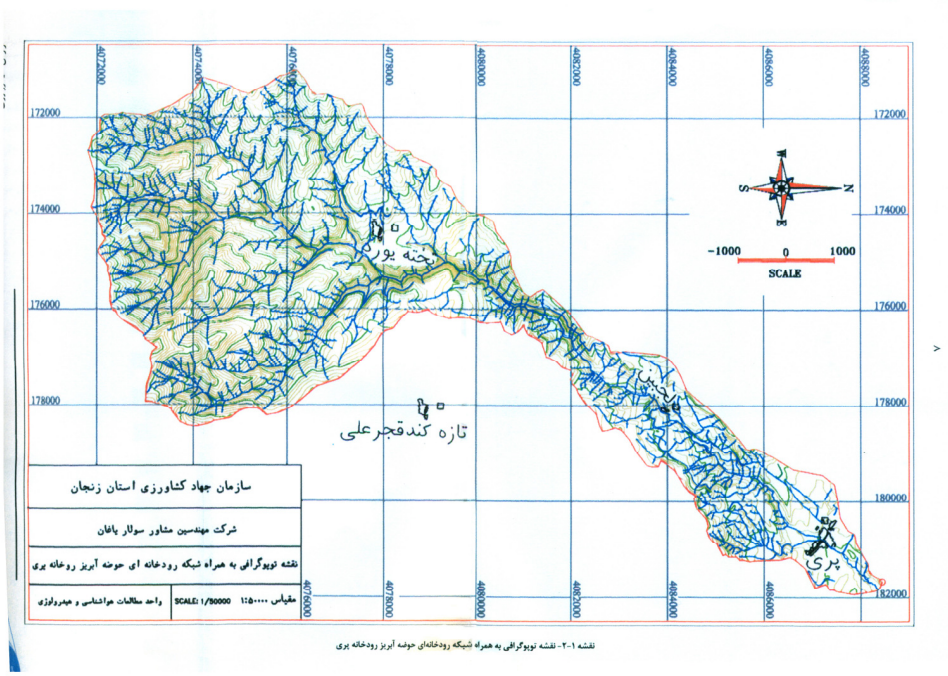
شکل ۳ : نمای استخر بالادست دریاچه خندقلو جهت آبیاری زمینهای کشاورزی پایین دست

هم اکنون بصورت محلی ، بدون برنامه و سازمان نیافته فعالیتهای گوناگون در این منطقه وجود دارد که رهاسازی حدود ۲۰۰۰۰ کپور ماهی و ۱۵۰۰۰ ماهی خاویاری ، فعالیت گردشگردی محدود از آنجمله میباشد. هدف اصلی از شناخت این منبع آبی درکلیه موضوعات اکوسیستم اعمال مدیریت اصولی به منظور بهره برداری معقول و پایدار از آن میباشد، همچنین با مطالعه و بررسی میتوان فعالیتهای شیلاتی را کار آمد نمود تا در زمینه اشتغالزایی همچنین فعالیتهای توریستی توفیق حاصل گردد.

موقعیت حوضه آبریز رودخانه پری (پری چای)

حوضه آبریز رودخانه پری (پری چای) واقع در شهرستان ماهنشان استان زنجان و از توابع بخش انگوران می باشد . مساحت این حوضه برابر ۵۷/۱۷ کیلومتر مربع بوده و در محدوده بین ۴۷،۱۸،۰ تا ۴۷،۲۶،۰ طول شرقی و ۳۶،۴۴،۰ تا ۳۶،۵۴،۰ عرض شمالی واقع شده است (شکل ۴) . حداکثر ارتفاع قلل حوضه ۳۱۴۰ متر و حداقل ارتفاع در خروجی حوضه برابر ۱۶۴۰ متر میباشد .

حوضه آبریز پری از سرشاخه های سراب رودخانه بزرگ قزل اوزن بوده و به لحاظ تقسیمات هیدرولوژیکی کل کشور جزو حوضه آبریز سفید رود می باشد.



شکل ٤ : نقشه توپوگرافی به همراه شبکه رودخانه ای حوضه آبریز رودخانه پری (اقتباس از مهندسین مشاور سولار یاغان ، ۱۳۸۷).

سیمای جغرافیایی منطقه

حوضه آبریز رودخانه پری در حدود ۱۵۰ کیلومتری شمال غربی زنجان و بر شیب شمالی یک رشته از ارتفاعات زاگرس قرار گرفته است و طیف ارتفاعی آن از ۱۶۴۰ متر تا ۳۱۴۰ متر از سطح دریا تغییر می نماید متوسط ارتفاع حوضه ۲۴۵۸/۶ متر میباشد .

حوضه آبریز رودخانه پری در جهت جنوب غربی – شمال شرقی قرار گرفته و دامنه های آن در جهت وزش بادهای مرطوب غربی قرار دارند . بخشی از رطوبت توده های هوایی که از سمت غرب و شمال غرب وارد عرسه مطالعاتی می شوند با ارتفاعات بلند تخت سلیمان و امتداد این ارتفاعات برخورد نموده و گرفته می شود . از این رو این منطقه از میزان بارندگی خوبی برخوردار خواهد بود .

پارامترهای فیزیوگرافی حوضه آبریز

پارامترهای فیزیوگرافی حوضه آبریز مورد مطالعه در جدول شماره ۲ ارائه شده است . نظر به کثرت روشها و روابط ارائه شده ذیلا تنها پارامترهای مهم هندسی حوضه به شرح زیر محاسبه گردیده است .

جدول ۲ : مشخصات فیزیوگرافی حوضه آبریز رودخانه پری (اقتباس از مهندسین مشاور سولار یاغان ، ۱۳۸۷)

ردیف	پارامتر	واحد	مقدار
۱	طول جغرافیایی محل خروجی حوضه	درجه، دقیقه ، ثانیه	۳۶.۵۳.۱۵
۲	عرض جغرافیایی محل خروجی حوضه	درجه، دقیقه ، ثانیه	۴۷.۲۵.۴۴
۳	مساحت حوضه آبریز	کیلومتر مربع	۵۷/۱۷
۴	عرض مستطیل معادل	کیلومتر	۴/۰۵
۵	ارتفاع بلندترین نقطه حوضه	متر	۳۱۴۰
۶	ارتفاع پایین ترین نقطه حوضه	متر	۱۶۴۰
۷	ارتفاع متوسط حوضه	متر	۲۴۵۸/۶
۸	شیب متوسط حوضه	درصد	۳۳/۲
۹	طول آبراه اصلی	کیلومتر	۲۲/۳۴
۱۰	شیب متوسط آبراه اصلی	درصد	۵/۲

مختصات جغرافیایی مقطع خروجی حوضه آبریز

مختصات جغرافیایی محل خروجی حوضه آبریز رودخانه پری ، ۴۷،۲۵،۴۴ طول شرقی و۳۶،۵۳،۱۵ عرض شمالی میباشد.

پروفیل طولی آبراهه

آبراهه اصلی حوضه با پیوستن آبراههای متعدد کوچکتر در ارتفاعات بالا دست تشکیل شده و در امتداد مسیر خود به طرف پایین دست نیز تعدادی از آبراهه های اطراف به آن می پیوندند و نهایتا بعد از عبور از روستای پری از حوضه خارج می شود . بلندترین نقطه ارتفاعی آبراهه ۳۱۴۰ متر و پایین ترین نقطه آن در محل خروجی حوضه ۱۶۴۰ متر می باشد . طول آبراهه اصلی این حوضه برابر ۲۲/۴ کیلومتر است . مشخصات پروفیل طولی آبراهه اصلی مربوط به حوضه و زیر حوضه های انگوران چای در جدول شماره ۳ ارائه گردیده است .

جدول ۳ : برخی از مشخصات فیزیوگرافی حوضه و زیر حوضه های انگوران چای
(اقتباس از مهندسین مشاور سولار یاغان ، ۱۳۸۷)

مشخصات فیزیوگرافی	اسامی حوضه های آبریز		
	انگوران (تک آغاج)	انگوران (قشلاجوق)	پری
مساحت (کیلومتر مربع)	۸۵۳	۲۱۶	۵۷/۱۷
محیط (کیلومتر)	۱۵۶/۷	۸۰/۸	۴۹/۹۱
شیب حوضه (درصد)	۳۶/۹	۴۲/۳	۳۳/۲
طول آبراهه اصلی(کیلومتر)	۵۹/۶	۲۹/۶	۲۲/۴۳
بیشینه ارتفاع (متر)	۳۳۲۲	۳۳۲۲	۳۱۴۰
کمینه ارتفاع (متر)	۱۲۸۰	۱۶۴۰	۱۶۴۰

خصوصیات فیزیکی و شیمیایی رودخانه پری چای

آب و زمین مناسب از عوامل اصلی برای تولیدات شیلاتی محسوب می شوند . کیفیت و کمیت محصولات شیلاتی تابعی از کمیت و کیفیت این دو عامل می باشند. به دلیل محدودیت در اراضی مناسب و آب با کیفیت خوب ، تولید ماهیان گرمابی که بتوانند شرایط نامناسب آب و شرایط محیطی را تحمل نموده و محصول اقتصادی هم داشته باشند ، از اهمیت ویژه ای برخوردار است. هر چند که ماهیان گرمابی در برابر کیفیت نامناسب آب و خاک از مقاومت نسبی خوبی برخوردار می باشد . برداشت بی رویه از آبهای سطحی منجر به کاهش کیفیت این آبها گردیده است . اگر چه ماهیان گرمابی به نوسانات pH و کمبود اکسیژن مقاوم هستند ، اما برای تولید حداکثر محصول لازم است در هر منطقه آب مورد نیاز با شرایط مطلوب فراهم شود . یکی از ویژگیهای مناطق قابل پرورش ماهیان گرمابی کشور املاح موجود در آب و خاک است . در این مناطق بالا بودن غلظت املاح و مقدار رس ، سطح خاک و یا لایه های زیرین را فرا گرفته است . تبخیر میزان املاح را افزایش می دهد و از طرفی با افزایش مواد آلی برای ماهی و مواد معدنی برای فیتوپلانکتونها ، بلومهای نامناسب به دلیل دخالت های انسان در طبیعت و نیز هجوم و ورود فاضلابها به آبهای سطحی کیفیت تدریجی را کاهش می دهد .

آب از خاکهای سطحی عبور کرده و به بسترهای سنگی زیر زمین که معمولاً سنگ آهک می‌باشند میر سد سنگ آهک مخلوطی از کربنات کلسیم و منیزیم می‌باشد اسید ضعیف، آهک را در خود حل می‌کند و موجبات سختی آب را فراهم می‌آورد . در واقع بخار آب در جو چگالیده می شود ، دی اکسید کربن هوا را در خودحل می‌کند و تشکیل اسید ضعیفی بنام اسید کربنیک می‌دهد . این اسید همراه با قطرات باران به زمین می‌بارد . منیزیم و کلسیم به عنوان عناصر دو قلوی سختی زا شهرت دارند و از آنجایی که از لحاظ خواص به هم نزدیک هستند هرچه در باره آنها طرح گردد در باره دیگری نیز صادق است. سختی آب ناشی از یونهای کلسیم

، منیزیم ، باریم ، هیدرو کربنات ، کلر ، سولفات و نیتراتها و آهن و منگنز می‌باشد ولی چون غیر از ترکیبات کلسیم و منیزیم سایر ترکیبات قابل صرفنظر کردن هستند (بدلیل غلظت بسیار کم آنها) . بنا براین اصطلاحاً به مجموع کاتیونهای کلسیم و منیزیم سختی آب می‌گویند . معمولاً سختی آب به دو قسمت موقت و دائم تقسیم می‌شود. منظور از سختی موقت یا سختی کربناتی و یا سختی بی کربناتی، املاح بی کربنات کلسیم و منیزیم است که در اثر حرارت دادن از حالت محلول بصورت غیر محلول در می‌آید مثلاً بی کربنات کلسیم در آب در اثر حرارت به رسوب کربنات کلسیم تبدیل می‌شود. سختی دائم یا سختی غیر کربناتی، املاح سولفات ، کلراید ، نیترات و... و کلسیم و منیزیم است که به مقدار معینی تابع درجه حرارت آب است و بصورت محلول در آب می‌باشد ولی در اثر ازدیاد درجه حرارت و بخار شدن آب، حد حلالیت تقلیل یافته و در نتیجه رسوب ظاهر می‌گردد. سختی کل سختی کل عبارت از مجموع سختی کربناتی و غیر کربناتی یعنی :

سختی غیر کربناتی+ سختی کربناتی = سختی کل

در جدول زیر برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی رودخانه پری چای آورده شده است . با توجه به میزان املاح موجود ، آب رودخانه پری چای از جمله آبهای سخت طبق بندی می شود .

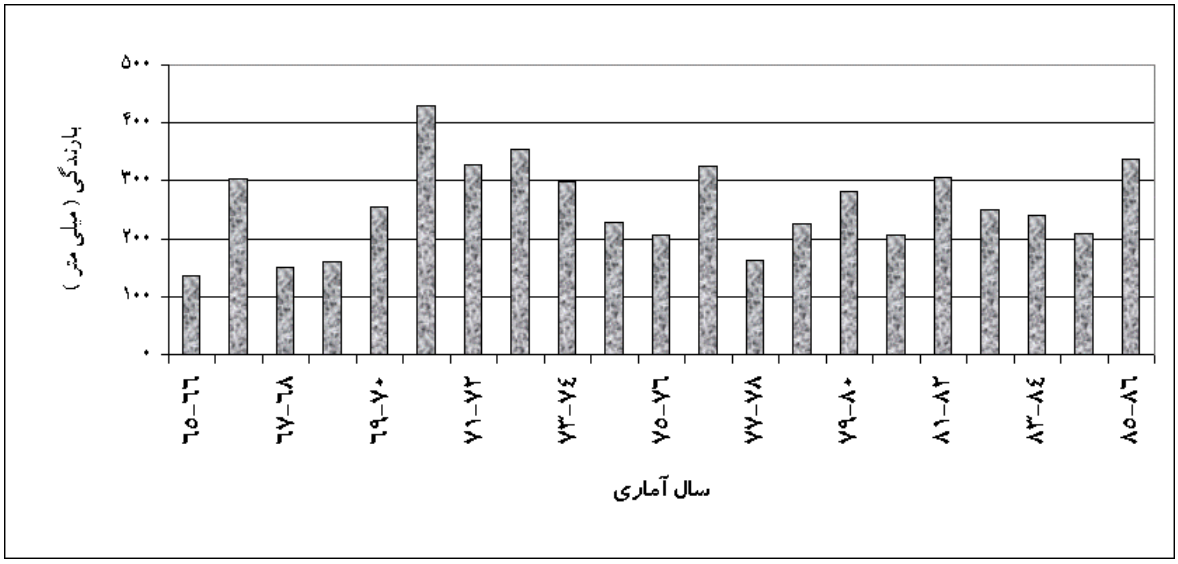
جدول ٤ : برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی رودخانه پری چای
(اقتباس از مهندسین مشاور سولار یاغان ، ۱۳۸۷)

	حداکثر	حداقل	متوسط	واریانس	انحراف معیار	ضریب تغییرات
دبی جریان (مترمکعب بر ثانیه)	۶/۳۵۵	۰/۰۲۰	۰/۳۶۵	۱/۰۹۱	۱/۰۴۵	۲/۸۶۲
هدایت الکتریکی (میکروموس و بر سانتیمتر)	۵۷۰	۲۱۰	۴۷۶/۳	۱۱۶۸۷/۴	۱۰۸/۱	۰/۲۳
کل نمکهای محلول در آب (میلی گرم برلیتر)	۴۲۲	۱۳۵/۴۵	۲۹۷/۹۰	۵۰۶۱/۴۳	۷۱/۱۴	۰/۲۴
نسبت سدیم جذبی	۰/۷۰	۰/۰۹	۰/۳۳	۰/۰۲	۰/۱۳	۰/۴۰
یون کلسیم(میلی گرم بر لیتر)	۹۴/۱۹	۲۹/۰۶	۵۲/۶۴	۰/۶۰	۰/۷۷	۰/۰۱
یون منیزیم (میلی گرم بر لیتر)	۴۳/۷۷	۴/۲۶	۱۵/۹۳	۰/۳۰	۰/۵۵	۰/۰۳
یون سدیم (میلی گرم بر لیتر)	۲۲/۰۸	۲/۰۷	۱۰/۹۰	۰/۰۵	۰/۲۱	۰/۰۲
یون پتاسیم (میلی گرم بر لیتر)	۳/۱۳	۰/۷۸	۱/۸۲		۰/۰۱	۰/۰۱
یون کلرید (میلی گرم بر لیتر)	۲۸/۲۷	۵/۳۰	۱۲/۱۰	۰/۰۱	۰/۱۲	۰/۰۱
یون سولفات (میلی گرم بر لیتر)	۶۱		۲۵/۵۳	۰/۰۷	۰/۲۶	۰/۰۱
یون بی کربنات (میلی گرم بر لیتر)	۳۵۹/۹۸	۱۰۹/۸۲	۲۱۵/۵۶	۰/۹۵	۰/۹۸	

بارندگیهای سالانه

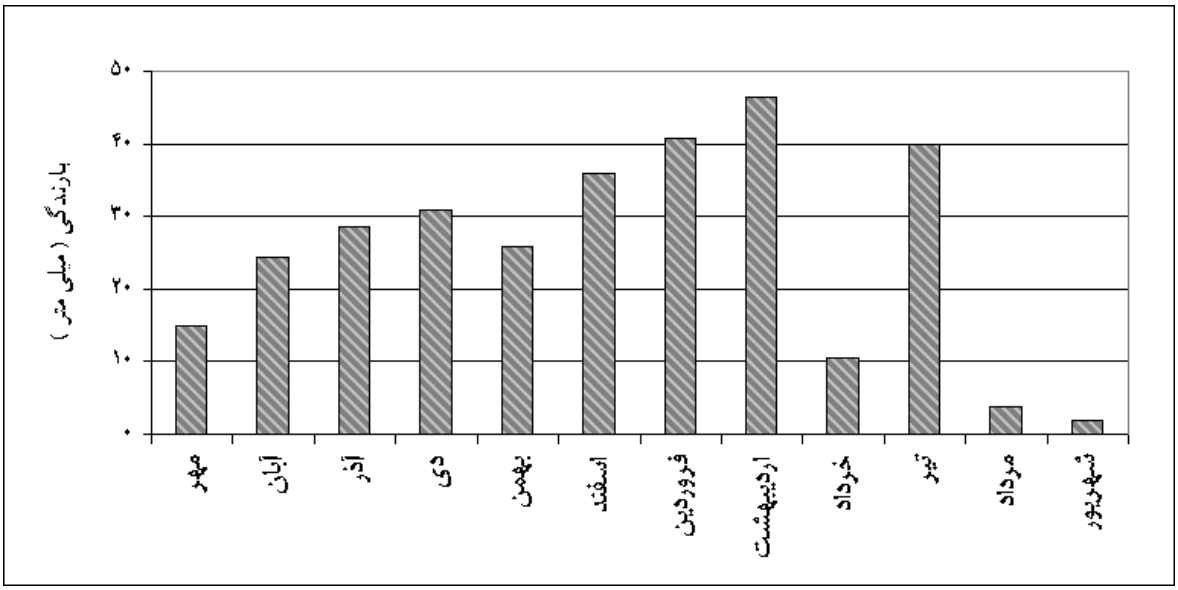
متوسط بارندگی کشور ۲۵۰ میلی متر می باشد. این در حالی است که میانگین تبخیر سالیانه در رقمی متجاوز از ۲۰۰۰ میلی متر در سال است . در سالهای اخیر بدلیل خشک سالی های پی در پی ، وضعیت از آنچه که ذکر گردید نیز وخیم تر شده است .

اکثر بارشهای حوضه آبریز رودخانه پری مانند دیگر مناطق استان زنجان ، متاثر از ورود توده های هوای مرطوب مدیترانه ای و دریای سیاه می باشد که در فصول زمستان و بهار از مناطق شمال ، شمال غرب و غرب وارد منطقه شده و بیشترین میزان بارندگی سالیانه را نازل می نمایند . در نمودار ۵ روند زمانی میزان بارندگی در حوزه رودخانه پری چای نشان داده شده است . بطوریکه از نمودار ملاحظه می شود از سال ۱۳۸۱ میزان بارندگی روند کاهشی را طی نموده است اما در سال ۱۳۸۵ میزان بارندگی افزایش پیدا کرد .



نمودار ۵ : روند تغییرات میزان بارندگی در حوزه رودخانه پری چای
(اقتباس از مهندسین مشاور سولار یاغان ، ۱۳۸۷)

در نمودار زیر میانگین ماهانه میزان بارندگی در حوزه رودخانه پری چای نشان داده شده است . بطوریکه ملاحظه می شود . بطوریکه ملاحظه می شود بیشترین میزان بارندگی در اردیبهشت ماه ثبت شده است و پس از میزان بارندگی روند نزولی را طی می نماید . از مهر ماه به بعد میزان بارندگیها روند افزایشی را طی می نماید .



نمودار ٦ : روند تغییرات ماهانه میزان بارندگی در حوزه رودخانه پری چای
(اقتباس از مهندسین مشاور سولار یاغان ، ۱۳۸۷)

رژیم یخبندان حوضه آبریز رودخانه پری

بیشترین طول دوره یخبندان سالانه در ایستگاه زرین آباد بوقوع پیوسته است . متوسط سالانه طول ایام یخبندان در این ایستگاه ۱۴۲ روز می باشد . متقابلا کمترین طول دوره یخبندان در ایستگاه فیله خاصه اتفاق می افتد . متوسط سالانه طول ایام یخبندان در آن ۶۸/۷ روز است .

همانند اکثر نقاط کوهستانی استان زنجان، رژیم یخبندان عرصه مطالعاتی از نظر توزیع زمانی در طول سال ، به طور متوسط از آبانماه شروع و تا اواخر فروردین ماه ادامه میابد. وقوع این پدیده در ماههای شهریور و خرداد نادر اما محتمل است . وقوع یخبندانهای زودرس برای حوضه آبریز محتمل است و متقابلا احتمال روی دادن یخبندان تا اواسط بهار امکان پذیر می باشد .

بررسی وضعیت رطوبت نسبی

با بررسیهای صورت گرفته و مطالعه شرایط جغرافیایی و اقلیمی مناطق مجاور ، ایستگاه تبخیر سنجی انگوران به دلیل برخورداری از نزدیکترین شرایط به آبریز به عنوان ایستگاه شاخص منطقه انتخاب گردید.

در جدول شماره ۵ متوسط های سه گانه رطوبت نسبی منطقه بر اساس آمار ایستگاه شاخص در حوزه رودخانه پری چای منعکس شده است .

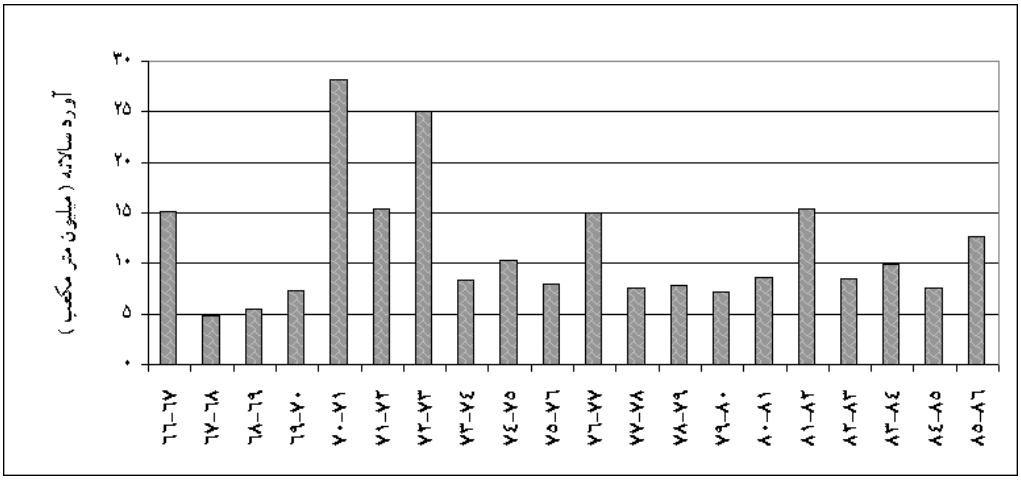
جدول ۵ : پارامترهای سه گانه رطوبت نسبی ایستگاه معرف منطقه بر حسب درصد
(اقتباس از مهندسین مشاور سولار یاغان ، ۱۳۸۷)

	شهریور	مرداد	تیر	خرداد	اردیبهشت	فروردین	اسفند	بهمن	دی	آذر	آبان	مهر	سالانه
متوسط حداکثر روزانه	۵۶/۴	۵۷/۲	۵۳/۸	۵۷/۵	۷۰/۲	۷۴	۸۳/۶	۸۳	۷۶/۳	۷۹/۴	۷۰/۹	۵۹/۲	۶۸/۵
متوسط روزانه	۳۸/۳	۴۰	۳۹	۴۱/۱	۵۰/۷	۶۰/۶	۷۲/۸	۷۳/۵	۶۵/۲	۶۶/۷	۵۷/۱	۴۴	۵۴/۲
متوسط حداقل روزانه	۲۱/۴	۲۳/۲	۲۳/۴	۲۴/۲	۳۴/۸	۴۶/۹	۶۱/۷	۶۴/۱	۵۵/۳	۵۵	۴۴/۲	۲۸/۳	۴۰/۲

میزان آورد (دبی) سالانه رودخانه پری چای

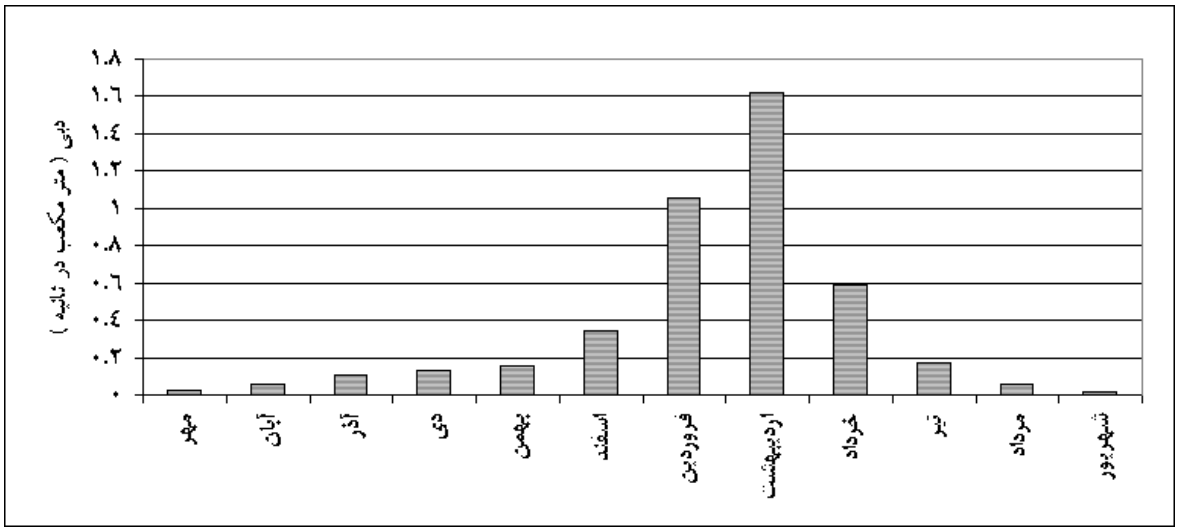
متوسط آورد سالانه برای حوضه رودخانه پری برابر ۱۱/۵ میلیون متر مکعب برآورد گردید . بنابراین ضریب رواناب متوسط سالانه برابر با۴۲/۱ درصد خواهد بود . وضعیت زمین شناسی حوضه شامل سنگ های دگرگونی تشکیل شده تحت حرارت و فشار بالا مانند آمفیبولیت و گنایس می باشد که موجب گردیده حجم زیادی از نزولات جوی به ویژه آب حاصل از ذوب برف در درز و شکاف سنگ ها نفوذ نموده و سپس با یک تاخیر زمانی در پایین دست در بستر رودخانه ظاهر شده و فاقد نفوذ عمقی به داخل آبخوان می باشد . این امر موجب می شود که علاوه بر نبود برداشت از سفره آب زیر زمین تبخیر نیز کاهش یافته و آورد سالانه در خروجی حوضه آبریز از حجم زیادی برخوردار باشد .

در نمودار ۷ میزان آورد سالانه رودخانه پری چای آورده شده است . بطوریکه از نمودار ملاحظه می شود بالاترین میزان آورد مربوط به سال دوره آبی ۱۳۶۸– ۱۳۶۷ می باشد و پس از آن میزان دبی روند کاهشی را طی نموده است .



نمودار ۷ : روند زمانی میزان آورد سالانه رودخانه پری چای (اقتباس از مهندسین مشاور سولار یاغان ، ۱۳۸۷)

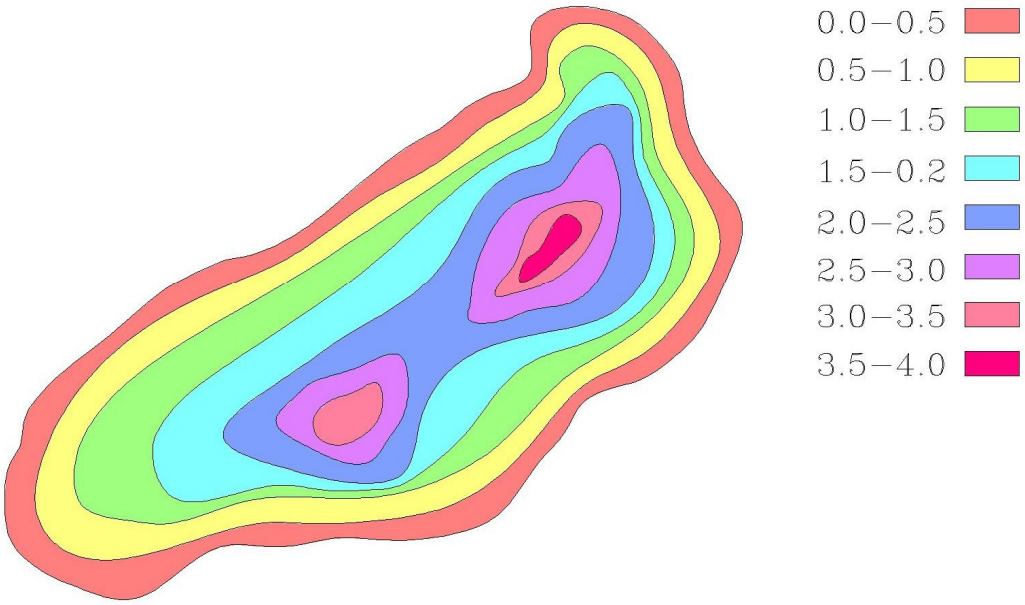
در نمودار زیر میزان دبی ماهانه رودخانه پری چای .نشان داده شدن است و بطوریکه از نمودار ملاحظه می شود ، بالاترین میزان دبی رودخانه طی ماههای بهار مشاهده می شود و میزان دبی از مهر ماه روند صعودی را طی می نماید .



نمودار ۸ : روند ماهانه میزان آورد سالانه رودخانه پری چای (اقتباس از مهندسین مشاور سولار یاغان ، ۱۳۸۷)

وضعیت توپوگرافی دریاچه خندقلو

برای پی بردن به حالت طبیعی پستی و بلندی سطح زمین در هر مسیری می‌توان مقاطع توپوگرافی را تهیه نمود. لازم به ذکر است که نقشه های توپوگرافی ، اختصاصا" سطح خشکی ها را به نمایش می گذارند برای تهیه نقشه باتی متریک کف دریاچه خندقلو ، با استفاده از دستگاه GPS ، مختصات حاشیه دریاچه ثبت گردید و سپس در طول یک محور افقی و دو محور عمودی در فواصل ۵۰ متری از سمت حاشیه بطرف دریاچه ، عمق آب ثبت گردید . آنگاه مختصات ثبت شده وارد رایانه گردید و با استفاده از نرم افزار اتوکد نسخه ۱۱ توپوگرافی کف دریاچه ترسیم شد که در شکل ۵ نشان داده شده است . لازم به ذکر است عملیات مربوط به تهیه مختصات و عمق یابی در تاریخ ۲۷/ ۷ / ۱۳۸۹ انجام گرفت و به گفته مسئولین دریاچه طی تیر ماه تا مهر ماه ۱۸ متر افت سطح آب وجود داشته است (یعنی ۱۸ متر کاهش در عرض حاشیه داغ آب دریاچه به سمت داخل)



شکل ۵ : نقشه باتی متریک دریاچه خندقلو تهیه شده در تاریخ ۲۷/ ۷ / ۱۳۸۹(ارقام بر حسب متر)

اهداف بررسی

برای تعیین برنامه مدیریتی ذخیره سازی و برداشت بر پایه اطلاعات مناسب ، داده های بیشتری می بایستی جمع آوری شود . این داده ها در تعیین تراکم ذخیره سازی مناسب ، تنظیم نمودن ترکیب گونه ای و تعیین بهترین سایز برداشت کمک زیادی خواهد نمود . چنین اطلاعاتی می بایستی پارامترهای کیفی آب ، قابلیت دسترسی و کمیت غذای ماهیان (جلبکها و بی مهرگان) ، گیاهان آبزی (نوع گونه و سطح پوشش آنها) و نقش آنها در اکولوژی ماهی ، رقابت بین گونه های ذخیره سازی شده و گونه های بومی بخصوص شکارچیان را پوشش دهد . مورد آخر می بایستی در تعیین حداقل اندازه رهاسازی بچه ماهیان برای به حداقل رساندن شکار شدن آنها توسط سایر ماهیان کمک می نماید .این مورد همچنین تعداد بچه ماهیان مورد نیاز برای ذخیره سازی را از طریق نرخ بالاتر بقاء ، کاهش می دهد .

مطالعه در منابع موجود نشان داد که تا کنون هیچگونه سوابق مطالعاتی در خصوص بررسیهای لیمنولوژیک در دریاچه سد خندقلو وجود ندارد . لذا مطالعه دریاچه مخزنی سد خندقلو استان زنجان در قالب مطالعات تفضیلی این سد در طی سالهای ۸۹ - ۱۳۸۸ بر محورهای زیر استوار گشت :

- مطالعات خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آب
- مطالعات پلانکتونها
- مطالعات کفزیان

- مطالعات ماهی شناسی
- مطالعات وضعیت ذخایر شاه میگوی دریاچه
- مطالعات وضعیت صید و بهره برداری دریاچه
- مطالعات تعیین توان دریاچه جهت رهاسازی بچه ماهیان

که جمع بندی مطالعات انجام شده و ارائه راهکارهای مناسب برای بهره برداری بهینه و پایدار از آبزیان دریاچه ، هدف این گزارش است .

۲- مواد و روشها

۲-۱- منطقه مورد مطالعه و ایستگاههای نمونه برداری

دریاچه خندقلو تقریبا بیضی شکل بوده و دارای شیب ملایمی می باشد . همچنین تنوع زیستگاهی در آن بوجود نداشته و فاقد گیاهان آبزی در حاشیه و یا داخل آن می باشد . با توجه به خصوصیات ذکر شده برای بررسی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی ، پلانکتونها و موجودات کفزی ، ۳ ایستگاه در پیکره دریاچه خندقلو در اعماق مختلف تعیین شد . نمونه برداری از عوامل زیستی و غیر زیستی دریاچه ها فاصله هر ۴۵ روز یکبار انجام می گردید اما در دیماه و بهمن ماه سطح دریاچه خندقلو از یخ ضخیمی پوشیده شده و انجام نمونه برداری میسر نگردید (شکل ۶) .

شکل ٦ : موقعیت ایستگاههای نمونه برداری در دریاچه خندقلو استان زنجان

۲-۲- بررسی فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی دریاچه

نمونه برداری عوامل هیدروشیمی بوسیله روتنر در ایستگاههای مذکور از سطح آب در تمامی ایستگاهها و عمق آب انجام گرفت. بعضی عوامل فیزیکوشیمیایی از قبیل pH ، دما ، EC ، کربنات، بی کربنات، دی اکسید کربن، اکسیژن محلول، نیتریت، ارتوفسفات، کدورت در محل نمونه برداری اندازه گیری شد . بقیه عوامل شیمیایی بعد از تثبیت نمونه ها در آزمایشگاه پژوهشکده آبزی پروری آبهای داخلی آنالیز شد . اندازه گیری عوامل فیزیکی و شیمیایی آب با استفاده از روش کار استاندارد برای آزمایش آب ارائه شده توسط انجمن بهداشت عمومی آمریکا (APHA,1989) انجام گرفت. درجه حرارت بوسیله ترمومتر حساس جیوه ای در محل نمونه برداری اندازه گیری گردید و اکسیژن محلول سطح و عمق با روش وینکلر (یدومتری) ، pH آب بوسیله دستگاه pH

متر الکتریکی صحرایی WTW مدل molti340i و در آزمایشگاه Bakman به روش الکترومتری انجام گرفت. هدایت الکتریکی EC با استفاده از دستگاه HACH مشخص گردید.

اندازه گیری نیتریت به روش رنگ سنجی با استفاده از سولفانیل آمید در طول موج ۵۴۳ و آمونیوم با استفاده از معرف نسلر در طول موج ۴۲۰ و نیترات با استفاده از ستون کاهشی کادمیوم و معرف بروسین در طول موج ۴۱۰ نانومتر بوسیله اسپکتروفتومتر HACH اندازه گیری شد. ازت کل از طریق هضم نمونه در دستگاه اتوکلاو و استفاده از ستون کاهشی کادمیوم با معرف سولفانیل آمید در طول موج ۵۴۳ اندازه گیری گردید. فسفات کل با هضم نمونه بوسیله پرسولفات پتاسیم بوسیله دستگاه اتوکلاو و فسفات محلول بوسیله معرف اسید اسکوربیک در طول موج ۸۸۵ نانومتر بوسیله دستگاه اسپکترو فتومتری HACH و دستگاه U-2000 هیتاچی اندازه گیری گردید. سختی کل آب بطور عمده براساس دو فلز کلسیم و منیزیم سنجیده شده و اصول کار با روش E.D.T.A انجام گرفت. میزان قلیائیت آب (CO2 - Ca3 - HCO3) با توجه به غلظت یونی آب با معرف فنل فتالئین و میتل اورانژ در مقابل اسید کلریدریک تعیین گردید.

کلسیم و منیزیم و سختی کل (TH) به روش تیتریمتری با استفاده از واکنشگر اتیلن دی امین تترااستیک اسید(EDTA) ودر مجاورت شناساگرهای اریوکرم بلاک تی و موروکسید سنجش شد . سختی کل(TH) بر حسب میلی گرم در لیتر کربنات کلسیم گزارش شده است. تعیین کلرور و شوری محلول در آب به روش مور یعنی تیتریمتری با واکنشگر نیترات نقره درمجاورت شناساگر دی کرومات پتاسیم انجام گرفت. میزان سولفات بوسیله روش اسپکتروفتومتری در طول موج ۴۲۰ نانومتر با اضافه کلرور باریم در زمان مشخص اندازه گیری شد. برای تعیین کلروفیل a حجم مشخص از آب بوسیله کاغذ صافی ۰/۴۵ میکرون GF/C/Nhatman و پمپ خلاء صاف گردید و نمونه صافی توسط الکل یا استون استخراج و در طول موجهای ۷۵۰ـ ۶۶۳ ـ ۶۴۵ ـ۶۳۰ نانومتر قرائت گردید.

بررسی وضعیت تروفی دریاچه :

برای سنجش درجهٔ یوتریفیکاسیون در دریاچه سد خندقلو از شاخصهای ارائه شده توسط Li and Mathias (۱۹۹۴) و نیز مدل تروفیک کلروفیل a (Carlson , 1977) و مدل تروفیکی نسبت فسفات به ازت کل (Carlson , 1992) استفاده شد (اخذ شده از جمالزاد، ۱۳۷۷ و Carlson, & Simpson , 1996).

جدول ٦ : شاخص مورد استفاده برای تعیین سطح تروفی دریاچه بر اساس Li & Mathias , 1994

سطح تروفی	تولید اولیه (میلی گرم اکسیژن در متر مربع در روز	گونه غالب فیتوپلانکتونی	COD	Total N نیتروژن کل (میلی گرم در لیتر)	Total P فسفات کل (میلی گرم در لیتر)
الیگو تروف	< ۱	Ch , Ba	< ۱	< ۰/۲۵	< ۰/۰۱
مزوتروف	۱ – ۳	Ba , Py	۷	۰/۲۵ – ۱/۱	۰/۰۱ –۰/۰۳
یوتروف	۳ – ۷	Ba ,Cy	۷ – ۱۵	> ۱/۱	>۰/۰۳
هایپر یوتروف	> ۷	Cy , Ch , Eu	> ۱۵		

Ch-Chrysophyta ; Ba- Bacillariophyta ; Py- Pyrrophyta ; CY- Cyanophyta ; Ch- Chlorophyta ; Eu- Euglenophyta
COD = Chemical Oxygen Demand

همچنین از مدل تروفیک کلروفیل a (Carlson , 1977) و مدل تروفیکی نسبت فسفات به ازت کل (Carlson , 1992) با استفاده از فرمولهای زیر استفاده نمودیم

TSI (trophic state index) برای کلروفیل a (CA) بر حسب (µg/l)

TSI = 9.81 Ln Chlorophyll a (CA) + 30.6

TSI (trophic state index) برای صفحه سشی (SD) بر حسب (متر)

TSI = 60 – 14.41 Ln Secchi Depth (SD)

TSI (trophic state index) برای کل فسفر (TP) بر حسب (µg/l)

TSI = 14.42 Ln Total Phosphorous (TP) + 4.15

Carlson's TSI = [TSI (TP) + TSI (CA) + TSI (SD)] / 3

بر اساس جدول زیر شاخص تروفی Carlson برای تشخیص وضعیت تروفی دریاچه ها به شرح زیر می باشد .

جدول ۷ : شاخص تروفی Carlson برای تشخیص وضعیت تروفی دریاچه ها

TSI	Chl-a(µg/L)	SD (m)	TP (mg/L)	وضعیت تروفی	صفات
< ۳۰	۰/۰۹۵	> ۷/۹	< ۰/۰۰۶	الیگوتروف	آب شفاف،اکسیژن در سرتاسر سال تا بستر ، خیلی عمیق با آب سرد،
۳۰ – ۴۰	۰/۰۹۵ –۲/۶	۳/۹– ۷/۹	۰/۰۰۶ –۰/۰۱۲		بستر دریاچه های کم عمق ممکن است فاقد اکسیژن باشد

۴۰ – ۵۰	۲/۶– ۷/۳	۲/۰۱–۳/۹	۰/۰۱۲ – ۰/۰۲۴	مزوتروف	آب در اغلب تابستان تا حدی شفاف ، در اواخر تابستان سبزتر ممکن است باشد
۵۰ – ۶۰	۷/۳– ۲۰	۱ –۲/۰۱	۰/۰۲۴ – ۰/۰۴۸	یوتروف	مشکلات گیاهان آبزی و جلبکها ، آب به رنگ سبز در اغلب اوقات سال
۶۰ – ۷۰	۲۰– ۵۶	۰/۴۹– ۱	۰/۰۴۸ – ۰/۰۹۶		جلبکهای سبز–آبی غالب بوده ، مشکل کفاب جلبکی و گیاهان آبزی
۷۰ – ۸۰	۵۶ – ۱۵۵	۰/۲۴–۰/۴۹	۰/۰۹۶ – ۰/۱۹۲	هایپریوتروف	محدودیت حاصلخیزی ناشی از نور ، تراکم بالای جلبکی و گیاهان آبزی در تابستان
>۸۰	> ۱۵۵	< ۰/۲۴	۰/۱۹۲ – ۰/۳۸۴		کفاب جلبکی و مقدار بسیار اندک گیاهان آبزی

مدلهای تروفیکی فسفات کل (Carlson,1980) و ازت کل (Kratzer and Brezonik , 1981) برای وضعیت تروفیکی مورد استفاده قرار گرفت (اخذ شده از (Carlson, & Simpson, 1996) .

$$TSI(TP)= 14.42 \, Ln \, (TP) + 4.15$$
$$TSI(TN)=14.43 \, Ln \, (TN) +54.45$$

فسفات کل TP ازت کل TN

Carlson (۱۹۹۲) نیتروژن و فسفر را در یک معادله مشابه با استفاده از مدل تجربی نیتروژن – فسفر Walker (۱۹۸۵) قرار داد . مدل Walker میزان کلروفیل a را بر اساس متغییر ترکیبی X_{PN} محاسبه کرد که این متغییر ترکیبی از نیتروژن کل (میکروگرم در لیتر) و فسفر کل (میکروگرم در لیتر) می باشد . Carlson (۱۹۹۲) سپس کلروفیل a را به معادله شاخص TSI تغییر شکل داد :

$$(X_{PN})=\left[P^{-2}+\left[\frac{N-150}{12}\right]^{-2}\right]^{-0.5}$$

$$\text{Log } CHL_{(PN)}= -0.7 + 1.25\text{Log } (X_{PN})$$

$$TSI(PN) = 9.81 \text{ Ln }_{(10}CHL_{(PN))} + 30.6$$

TSI (PN) شاخص تروفی فسفات به نیترات و P ، N فسفات کل و ازت کل برحسب میکرو گرم در لیتر) ، CHL ، مقدار کلروفیل بر حسب میکروگرم در لیتر .

بر اساس معیار فسفات کل به ازت TSI (PN) ، مناطق کمتر از ۳۰ اولیگوتروف و بین ۳۰ تا ۵۰ مزوتروف و بالاتر از ۵۰ یوتروف معرفی می‌شوند .
آستانه وضعیت‌های مختلف تروفی بر اساس کلروفیل a ، فسفات کل و ازت کل و شاخص تروفی فسفات به نیترات برای مقایسه استفاده شد .

بررسی پلانکتونهای دریاچه :

تعداد ۳ ایستگاه در پیکره دریاچه انتخاب گردید. نمونه برداریهای پلانکتونی بطور فصلی بوده که باتوجه به عمق متوسط دریاچه ها ، نمونه‌برداری پلانکتونی در مناطق مختلف آن توسط لوله پلیکا(P.V.C) (بطول حدود ۲۵۰ وقطر۶/۵ سانتیمتر) انجام گرفت ، جهت‌فیتوپلانکتونهایک لیترآب از ایستگاه مورد نظربدون عبورازتورپلانکتون و برای نمونه‌برداری زئوپلانکتونی نیز توسط لوله پلیکا ۳۰ لیتر آب را برداشته و توسط تورپلانکتون ۳۰ میکرون فیلتر نموده و عصاره جمع شده در کلکتور را در ظرف نمونه‌برداری ریخته ، و در نهایت نمونه ها را با فرمالین به نسبت ۴ درصد فیکس و جهت مطالعه به آزمایشگاه منتقل نمودیم . روش نمونه برداری و محاسبه تراکم جعمیتی پلانکتونها با استفاده از منابع ، Standard metod , 1998 و Boney , 1989 و Sorina , 1978

و شناسایی گونه های پلانکتونی با استفاده از منابع ،

;Kotykova 1970;Tiffany , 1971 ;Prescott,1962 Vol 1,2,3 ;Prescott, 1970 Edmonson,1959
. Krovichinsky and Smirnov , 1993 ; Maosen , 1983 ;Pontin ,1978 ; Ruttner-kolisko,1974

انجام گرفت . در آزمایشگاه نمونه های فیتوپلانکتونی بعد از همگن کردن توسط پیپت به محفظه های ۵ میلی‌لیتری شمارش منتقل و پس از زمان کافی (حداقل تا ۲۴ ساعت) جهت رسوب ، بوسیله میکروسکوپ اینورت بطور کمی و کیفی بررسی شدند . نمونه‌های زئوپلانکتونی نیز بعد از تعیین‌حجم (عصاره آب فیلتر شده) مطابق روش‌گفته شده مورد شناسایی و شمارش قرار گرفتند . در نهایت تراکم پلانکتونی در لیتر در هر ایستگاه تعیین و در فرمهای اطلاعاتی شاخه بندی شده ثبت و تراکم شاخه‌ها و سرانجام تراکم کل محاسبه

گردید . جهت انجام محاسبات و ترسیم نمودارها از اطلاعات بدست آمده از نرم‌افزارهای Excel 2003 استفاده گردید .

شکل ۷ : نمونه برداری آب برای بررسیهای هیدر وشیمی ، فیتوپلانکتونی و زئوپلانکتونی

بررسی کفزیان دریاچه :

تعداد ۳ ایستگاه در پیکره دریاچه انتخاب گردید. نمونه برداری از کفزیان بوسیله بنتوزگیر اکمان با سطح مقطع ۲۲۵ سانتی متر مربع انجام گرفت (شکل ۸) ، سه تکرار نمونه برداری در هر ایستگاه اعمال شد. نمونه ها با الک ۰/۵ میلی متری شسته شد و پس از فیکس شدن با فرمالین ۴٪ در آزمایشگاه مورد بررسی قرار گرفتند. با

استفاده از کلیدهای شناسایی مختلف از جمله Pennak (1953) و Mellanby (1963) تفکیک و شمارش شدند. زیتوده تر گروههای کفزیان بوسیله ترازوی با دقت ۰/۰۰۱ گرم اندازه گیری گردید.

برای تعیین خصوصیات بستر از قبیل بافت بستر و مواد آلی، مقداری از رسوب بوسیله نمونه بردار گراب جمع آوری شده به آزمایشگاه منتقل شدند. تعیین مواد آلی با روش وزن خشک خاکستر در کوره با دمای ۷۵۰ درجه برای مدت ۷ ساعت انجام گرفت. دانه بندی با استفاده از الکهای با چشمه های مختلف ۱ ، ۰/۵ ، ۰/۲۵۰ ، ۰/۱۲۵ ، ۰/۰۶۲ میلیمتر انجام شد.

شکل ۸ : نمونه برداری از کفزیان دریاچه خندقلو

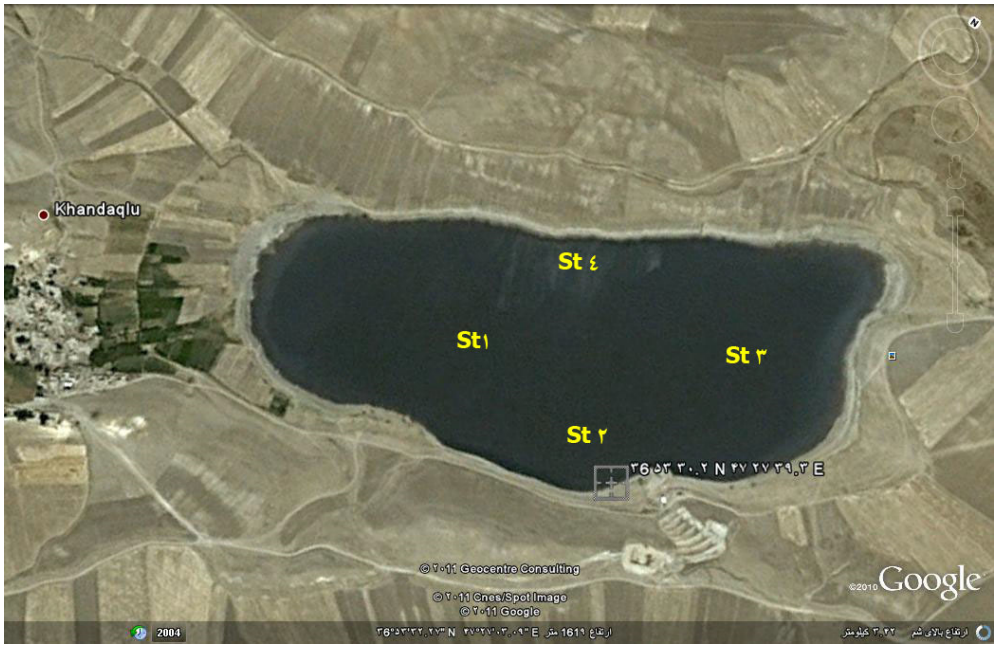
در جدول زیر موقعیت ایستگاههای نمونه برداری در دریاچه خندقلو آورده شده است .

جدول ۸ : موقعیت جغرافیایی ایستگاههای تله گذاری شاه میگو در دریاچه خندقلو در سال ۸۹ -۱۳۸۸

موقعیت	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی	نمونه برداری
ایستگاه ۱	۴۰ و ۲۷ و ۴۷ شرقی	۳۵ و ۵۳ و ۳۶ شمالی	فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی ، پلانکتون ، بنتوز و شاه میگو
ایستگاه ۲	۳۴ و ۲۷ و ۴۷ شرقی	۴۲ و ۵۳ و ۳۶ شمالی	فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی ، پلانکتون ، بنتوز و شاه میگو
ایستگاه ۳	۴۵ و ۲۷ و ۴۷ شرقی	۴۶ و ۵۳ و ۳۶ شمالی	فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی ، پلانکتون ، بنتوز و شاه میگو
ایستگاه ۴	۴۷ و ۲۷ و ۴۷۸ شرقی	۳۹ و ۵۳ و ۳۶ شمالی	شاه میگو

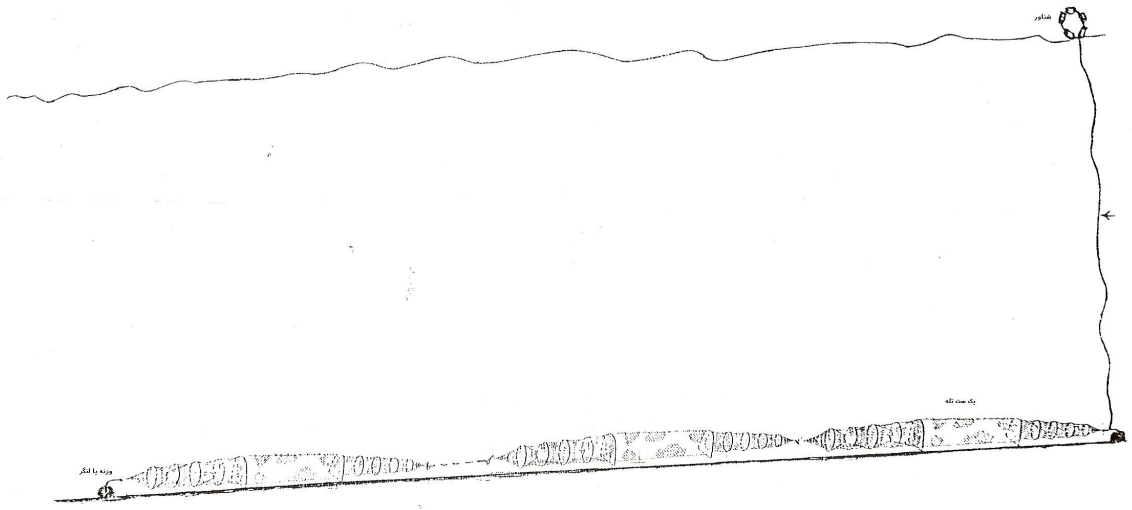
بررسی شاه میگوی آب شیرین دریاچه خندقلو :

عملیات نمونه برداری از شاه میگو در دریاچه خندقلو از ۱۳۸۸/۹/۱ اغاز گردید .برای عملیات تله گذاری از قایق مربوط به شرکت جهاد تلاش از نوع فایبر کلاس با قدرت ۴۸ قوه اسب استفاده شد .تله گذاری در روز ۱ آذرماه ۱۳۸۸ آغاز و هر ۲۴ ساعت تله ها مورد بازدید قرار می گرفت. برای انجام عملیات تله گذاری ، ۴ ایستگاه در دریاچه انتخاب گردید (شکل ۹) .



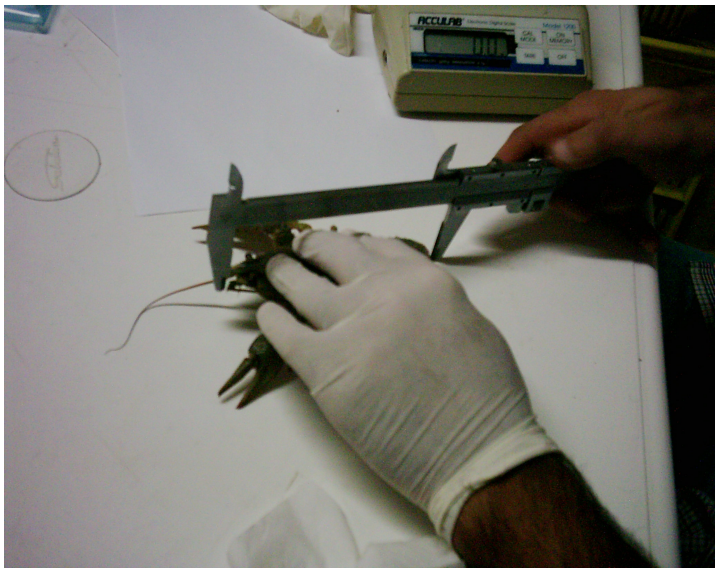
شکل ۹ : موقعیت ایستگاههای مطالعاتی برای مطالعه شاه میگوی آب شیرین در دریاچه خندقلو

در هر ایستگاه یک رج تله (۲۰ جفت) با چشمه ۱ سانتی متر بصورت عمود بر ساحل قرار داده شد . تله ها از نوع تله های funel تاشو بود که جهت صید این آبزی ساخته شد (شکل ۱۰) که طول هر جفت تله ۲/۴ متر و طول طناب رابط آن ۰/۵ متر بود . جهت صید شاه میگو از ماهی شگ ماهی (زالون) دودی به میزان ۴۰۰ کیلو گرم که در انزلی تهیه شده بود ، استفاده گردید که وزن هر قطعه از طعمه های استفاده شده در هر تله ۵۰ – ۴۰ گرم بوده است و پس از هر بازدید طعمه های قبلی از تله خارج و طعمه تازه در تله ها قرار داده می شد .



شکل ۱۰ : نحوه استقرار تله ها در دریاچه خندقلو (اقتباس از کریمپور و همکاران ، ۱۳۷۶)

نمونه هایی تصادفی شاه میگوهای صید شده از هر ایستگاه برای زیست سنجی و تعیین فراوانی طولی به آزمایشگاه منتقل و پارامترهایی چون طول کل (Total Length,TL) ، طول کار پاس (Carapace Length,CL) و طول پشت چشمی (Orbito Carapace Length,OCL) با استفاده از کولیس با دقت ۰/۱ میلیمتر اندازه گیری شد (شکل ۱۱) . همچنین وزن میگو ها با دقت ۰/۱ گرم با ترازوی دیجیتال اندازه گیری و جنسیت آنها تعیین گردید . وزن متوسط هر شاه میگو و طول متوسط آنها در هر سفر عملیاتی مشخص گردید. جنسیت شاه میگوهای نر با استفاده از صفات ظاهری و وجود اندام در اولین جفت پاهای شناور که بصورت لولهٔ انتقال اسپرم در آمده و به آن Gonopod می گویند و جانور نر اسپرم را با این لوله ها و از طریق سوراخ تناسلی ماده که در قاعده جفت میاین پاهای حرکتی قرار دارند ، به بدن حیوان ماده منتقل می کند ، شناسایی گردید و در ماده ها عدم وجود اندام جفتگیری و وجود منافذ تناسلی (Gonopore) جهت تشخیص مورد استفاده قرار گرفت (کریمپور و حسن پور ، ۱۳۷۶؛ Harlioglu et al., 2004) .



شکل ۱۱ : زیست سنجی و اندازه گیری هم آوری مطلق در شاه میگوهای دریاچه خندقلو

درجه حرارت آب و هوا نیز بصورت روزانه با استفاده از دماسنج الکلی اندازه گیری گردید . در این سفر تحقیقاتی شاه میگو ها جهت تعیین همآوری مطلق (تخمهای داخل تخمدان) مورد بررسی قرار گرفتند . نمونه های شاه میگو برای تعیین هم آوری مطلق (تعداد تخم در شکم ، شکل ۱۱) بطور تصادفی جمع آوری گردید . با پختن شاه میگو و خارج کردن تخمدان و شمارش همگی تخمها هم آوری مطلق مشخص شد.

در دی و بهمن ماه ۱۳۸۸ سطح دریاچه یخ بسته بود و نمونه برداری شاه میگوها امکان پذیر نبود .

در فروردین ماه ۱۳۸۹ نیز نمونه برداری از شاه میگوه در ایستگاههای تعیین شده در دریاچه انجام گرفت . در این سفر تحقیقاتی شاه میگو ها جهت تعیین همآوری کاری (تخمهای چسبیده به پاهای شنا) نمونه هایی بطور تصادفی جمع آوری گردید و با جدا کردن تخمهای زیر شکم از پاهای شنا ، شمارش آنها ، همآوری کاری محاسبه شد(کریمپور و حسین پور ، ۱۳۷۶ ؛ Balik et al., 2005 ; ; Berber et al.,2010) . همچندی خط برازش بین طول و هم آوری مطلق ، طول و هم آوری کل تعیین و این همچندی ها با استفاده از روش Ricker(1973) تصحیح شدند . محاسبات آماری نشان میدهد که رابطه هم آوری و طولی خطی و مثبت است منابع نیز این رابطه خطی را تایید می نمایند(koksal,1977) .

همچنین در مرداد ماه ۱۳۸۹ از تاریخ ۱۳۸۹/۵/۲۳ لغایت ۱۳۸۹/۵/۲۷ گروه تحقیقاتی جهت بررسی شاه میگو به دریاچه خندقلو عزیمت نمود که در ایستگاههای تعیین شده اقدام به تله گذاری گردید که یک ایستگاه دیگر در قسمت غربی نزدیک به روستا نیز مورد تله گذاری قرار گرفت که به علت لجنی بودن کف صید چندانی حاصل نگردید . تله ها هر ۲۴ ساعت مورد بازدید قرار گرفته و نمونه های شاه میگو جهت زیست سنجی بصورت تصادفی انتخاب و زیست سنجی آنها انجام گرفت .

جهت ارزیابی ذخایر شاه میگو دریاچه خندقلو ، از تاریخ ۲۵/ ۷ /۱۳۸۹ لغایت ۳ / ۸ / ۱۳۸۹ گروه تحقیقاتی پژوهشکده آبزی پروری به منطقه عزیمت نمود و بررسی زیستی و برآورد ذخایر این آبزی را انجام داد .تله گذاری از روز ۲۷ مهر ماه ۱۳۸۹ آغاز شد و هر ۲۴ ساعت تله ها مورد بازدید قرار می گرفت. برای انجام عملیات تله گذاری ۴ ایستگاه در دریاچه انتخاب گردید که این ایستگاهها همان ایستگاههای مورد بررسی در آذر ماه ۱۳۸۸ بوده است و در هر ایستگاه دو رج تله با فاصله ۳۰ متر از یکدیگر بصورت عمود بر ساحل قرار داده شد بطوریکه با استقرار رج اول ، با فاصله ۳۰ متر رج دوم برقرار می گردید .

همچنین در این سفر تحقیقاتی وضعیت پوست اندازی شاه میگوها به دریاچه نیز مورد رسیدگی قرار گرفت .

روش انتخابی برای ارزیابی گیرش ، علامت گذاری و بازگیرش (Capture – Recapture) بود. این روش برای مبنا استوار است که تعداد علامتدار در بازگیرش تابعی از دو متغیر تعداد کل علامتگذاری شده و تعداد کل درصید مجدد است .

آزمونهای علامتگذاری را می توان برای تعیین تعداد جمعیت آبزیان ، رشد ، مرگ و میر ، مهاجرت و تعیین سن مورد استفاده قرار داد ، در عمل بایستی دقت نمود به هنگامی که جمعیت آبزی بطور گسترده ای در سیستم

پراکنش داشته (آبزیان دریایی) و در بهترین وضعیت فقط می توان بخش بسیار کوچکی از جمعیت را علامتگذاری نمود ، این روش کار آیی لازم را ندارد اما در دریاچه ها و رودخانه ها و این نوع سیستمهای آبی که میتوان نسبت بیشتری را علامتگذاری نمود استفاده از این روش امکان پذیر بوده و روشهای Petesen و Schnabel کارآیی دارند(Jones , 1966) . این روش اولین بار در نیم قرن پیش توسط petersen دانمارکی ابداع گردید و در ابتدا برای ارزیابی ذخایر ماهیان مورد استفاده قرارگرفت ، اما پس از چندی کارآیی آن برای نرمتنان ،سخت پوستان و پستانداران دریایی به اثبات رسید(ICNAF,1965) . Rumyanetsev (۱۹۷۰) علامتگذاری و صید مجدد را برای ارزیابی ذخایر و تعیین رشد شاه میگو بهترین شیوه میداند. پس از Petersen محققینی چون Bailey (1951) و Chapman (1954) با مبنا قرار دادن فرمول Petersen فرمولهای دیگری پیشنهاد کردند . این روش توسط Hancook(1963) و Ricker(1958) و Simpeson(1963) برای ارزیابی ذخایر مورد استفاده قرار گرفت . مطالعات متعددی با استفاده از شیوه گیرش ، علامتگذاری و باز گیرش برای تعیین جمعیت شاه میگو در استرالیا انجام شده است (Woodland,1967) . Bottcher(1971) برای بررسی رشد شاه میگو تالاب انزلی از این روش استفاده نمود. Cukerzis(1988) بهترین شیوه ارزیابی ذخایر شاه میگو را استفاده از گیرش ، علامتگذاری و بازگیرش می داند و توصیه می نماید که هنگام استفاده از این روش در انجام ارزیابی به فرضیات زیر باید توجه داشته باشیم :

الف – صید و علامتگذاری نبایستی دشوارباشد .

ب – علامتگذاری بطور جدی نبایستی سبب جراحت شاه میگو شود.

ج – زمان علامتگذاری و صید محدد نبایستی دوره پوست اندازی را در بر گیرد و حتی المقدور فاصله زمانی بین این دو مرحله کوتاه باشد .

د – معلومات زیست شناختی شاه میگو بایستی بکار گرفته شود.

امروزه بیشتر محققین از روش Schnabel(1956) برای برآورد جمعیت سخت پوستان و بویژه شاه میگو سود می برند که آنهم بر مبنای روش Petersen استوار است . برتری روش Schnabel بر Petersen اینست که انحراف ارزیابی (بیش از حد و یا کمتر از حد) را تصحیح کرده و ارزیابی انجام شده به واقعیت نزدیکتر است (Jones,1966) . کریمپور ، حسین پور و حقیقی(۱۳۷۰) و کریمپور و حسین پور (۱۳۷۶) و کریمپور و همکاران (۱۳۸۲) نیز این روش را برای ارزیابی ذخایر شاه میگو در تالاب انزلی و دریاچه مخزنی سد ارس مورد استفاده قرار دادند . در این ارزیابی از روش Schnabel استفاده شد . با توجه به تایید اکثر محققین در جهان برای بکار گیری این روش در ارزیابی ذخایر شاه میگو ، این روش برای ارزیابی ذخایر شاه میگو در دریاچه خندقلو در نظر گرفته شد. فرم شماره یک و دو ارزیابی به روش Schnabel است . در فرم شماره یک n تعداد کل در صید مجدد، d تعداد بدون علامت در صید مجدد ، t تعداد کل علامتگذاری شده ، nt حاصلضرب تعداد کل صید در تعداد کل علامتگذاری شده ، Σnt مجموع nt در هر بار عملیات ، s تعداد علامتدار در صید مجدد ، Σs

مجموع تعداد علامتدار در هر بار عملیات ، N تعداد جمعیت در مساحت تحت پوشش تله ها که از تقسیم Σnt به Σs بدست می آید. در فرم شماره دو جدول NK , Schnabel تعداد زیر اندازه تراز پذیرفتنی (استاندارد که در این مطالعات طول کل ۱۲۰ میلی متر به عنوان طول استاندارد این آبزی مورد استفاده قرار گرفت) در مساحت تحت پوشش تله ها ، N تعداد شاه میگو در اندازه بیش از استاندارد در مساحت تحت پوشش تله ها ، N1 تعداد در هکتار ، W1 وزن زی توده قابل برداشت در یک هکتار . علامتگذاری با استفاده از چکش و سوراخ کن انجام می گرفت و در پره های تلسون (uropods) سوراخی به قطر ۴ تا ۵ میلی متر ایجاد شد (شکل ۱۲) .

ارزیابی ها با جایگزینی صورت می گرفت یعنی هر ارزیابی در هر روز مستقل از ارزیابی روز دیگر بوده و شاه میگو علامتدار و کل صید به محیط باز گردانده می شدند . ارزیابی های انجام شده برای سطح پوشش تله ها به هکتار تعمیم داده شد. پس از سفرهای عملیاتی حدود اطمینان ۹۵ درصد روی ارزیابی ها قرار گرفت و فاصله اعتمادی برای میانگین وزن وتعداد زیتوده قابل برداشت در هر هکتار بدست آمد.

با توجه به استفاده از این روش جهت انجام ارزیابی ذخایر شاه میگوی تالاب انزلی (کریمپور و همکاران ،۱۳۷۰) و دو دوره عملیات ارزیابی ذخایر شاه میگو در دریاچه مخزنی سد ارس (کریمپور و حسین پور ، ۱۳۷۶ ; کریمپور و تقوی ، ۱۳۸۲) و فرمول ارایه شده توسط Alekhnovich ([(D + 2 LR) LT] + 2 π r2 کریمپور مذاکرات شخصی) سطح پوشش دو رج موازی تله های مستقر تعیین گردید . که در این فرمول : D = فاصله ی دو رج تله در هر ایستگاه از یکدیگر (۳۰ متر) ، LR = قدرت جذب تله یا فاصله ای که شاه میگو از طرفین هر رج تله به آن جذب می شوند (۵۰ متر) ، LT = طول هر رج تله (۶۰ متر) ، π عدد ثابت (۳/۱۴) و r شعاع نفوذ هر رج تله در امتداد آنها (۲۵ متر) . محاسبات معلوم نمود که هر دو رج تله ۸۳۰۰ متر مربع را پوشش می دهند .

شکل ۱۲ : علامتگذاری شاه میگو بر روی پره های تلسون

ارتباط نمایی وزن با طول کل در شاه میگو بصورت فرمول W= a L b نمایش داده می شود . میزان صید در واحد تلاش (CPUE) یعنی تعداد شاه میگو در هر تله در هر ۲۴ ساعت تعیین گردید (White , 1987) .

همچنین زمان تکثیر ، زمان مناسب صید و زمان پوست اندازی این آبزی در دریاچه خندقلو تعیین شد.

برای محاسبه پیراسنجه های رشد از معادله وان برتلانفی بشرح ذیل استفاده می شود (Von Bertalanffy, 1938)

$$L(t) = L\infty \left[1 - e^{-k(t-t_0)}\right]$$

که در این معادله t سن میگو ، L(t) طول در سن t ، t0 پیراسنجه مجازی سن در طول صفر ، $L\infty$ طول جانبی یا میانگین طول مسن ترین آبزیان و K ضریب خمش منحنی یا ضریب رشد است . (King,2007 ; Sparre and Venema ,1992) . جهت برآورد پیراسنجه های رشد داده های فراوانی طولی برای طول کل که براساس طبقات ۱ میلی متری طبقه بندی شده بود ، در برنامه FISAT وارد شده و با استفاده از روش (Wetheral, 1986) پیراسنجه های $L\infty$ و Z/K بدست خواهد آمد .

ضریب رشد K در برنامه FISAT از روش Shepherd و Scan نمودن K استفاده می شود (Shepherd, 1987) . در این روش نیاز به سریهای زمانی فراوانی طولی می باشد. این روش یک منحنی ارزش دهی برای دامنه ای وسیع از K در مقیاس لگاریتمی ایجاد کرده و بنابراین ما را در انتخاب بهترین میزان K برای یک مقدار معین $L\infty$ قادر می سازد .

با استفاده از فراوانی طولی (طول کل شاه میگو) ، تعداد گروههای سنی شاه میگو با استفاده از روش Bhattacharya (۱۹۶۷) در برنامه FISAT (Gayanilo , Sparre and Pauly, 1996) مشخص گردید ، هر اوج در این نمودار که فراوانی هر طول در نظر گرفته می شود نشان از یک گروه سنی دارد .

ضریب مرگ و میر طبیعی از روش تجربی Pauly (1980) براساس داده های $L\infty$ و K و متوسط درجه حرارت سالانه محاسبه خواهد شد ، که معادله آن به شرح ذیل است .

$$L_nM = -۰/۰۱۵۲ \times L_nL\infty + ۰/۶۵۴۳ + L_nK + ۰/۴۶۳ \times L_nT$$

که T دراین معادله متوسط درجه حرارت سالانه آب منطقه می باشد که در این محاسبات برابر ۱۱ درجه سانتی گراد در نظر گرفته شد .

از آنجا که شاه میگو در دریاچه شورابیل صید و برداشت نمی گردد ، لذا میزان ضریب مرگ و میر طبیعی برابر ضریب مرگ و میر کل در نظر گرفته شد .

پس از تعیین مقدار Z با استفاده از فرمول تغییر یافته Gulland (King , 2007) حداکثر محصول قابل برداشت (MSY) برای این آبزی محاسبه گردید که در این فرمول ضریب برداشت مورد استفاده برابر ۰/۵ می باشد .لازم به توضیح است که میزان ضریب برداشت برای جلوگیری از صید بیش از اندازه از ذخایر شاه میگو در محاسبات برابر ۰/۴ در نظر گرفته شد .

MSY = 0.5 (Z.B)

$$MSY=0.4(Z.B)$$

که MSY حداکثر محصول قابل برداشت ، 0.4 ضریب گولاند ، Z مرگ و میر کل و B کل زی توده قابل برداشت است

بررسی وضعیت صید ماهیان دریاچه :

صید تجاری در دریاچه خندقلو توسط شرکت تعاونی جهاد تلاش با استفاده از تور کششی انجام می شود . این تور به نوعی از انواع گوشگیر می باشد ولی بصورت تور پره از آن استفاده میگردد . فصل صید در دریاچه از پاییز شروع و تا فروردین ادامه می یابد . با توجه به اینکه شرکت مذکور در شهرستان طارم استقرار دارد ، لذا بعلت دوری راه هر هفته یکبار پره کشی در دریاچه صورت می گیرد . تور مورد استفاده دارای طول ۷۰۰ متر و ارتفاع آن حدود ۸ متر و اندازه چشمه آن ۵ تا ۷ سانتی متر می باشد گلفتی نخ آن ۰۶۰ می باشد . پره کشی در چهار نقطه در اطراف دریاچه انجام می گیرد (شکل ۱۳) .

ماهیان دریاچه شامل کپور ماهیان چینی فیتوفاک (*Hypophthalmichthys molitrix*) ، سرگنده (*Hypophthalmichthys nobilis*) ، کپور(*Cyprinus carpio*) و آمور (*Ctenopharyngodon idella*) ، سیاه ماهی (*Capoeta capoeta*)، ماهی کاراس (*Carassius auratus gibelio*) و نیز تعداد اندکی ماهی سفید دریای خزر (*Rutilus frisii kutum*) که در سال ۱۳۸۲ در دریاچه رهاسازی شده است (عمدی و یا تصادفی بودن آن مشخص نیست.

نمونه برداری از ماهیان صید شده بطور تصادفی انجام گرفت و طول ماهیان با استفاده از تخته زیست سنجی با دقت ۰/۵ سانتی متر و وزن ماهیان با استفاده از ترازوی صحرایی با دقت ۱۰ گرم اندازه گیری گردید (شکل ۱۳) . فلس ماهیان صید شده نیز با اسفاده از پنس ظریف از محلهای مناسب (بالای خط جانبی و زیر باله پشتی) برداشته و جهت تعیین سن ماهیان در دفترچه های زیست سنجی با ذکر تاریخ و نوع گونه قرار داده شد و با استفاده از روشهای استاندارد (Chugunova , 1959) تعیین سن انجام گرفت . همچنین ماهیان سفید نیز از صید جدا گردیده و زیست سنجی آنها انجام گرفت .

لازم به ذکر است که در فروردین ماه اکیپ تحقیقاتی در دریاچه اقدام به دام گذاری با چشمه های مختلف ۴۰ ، ۵۰ و ۶۰ میلی متری نمود . مدت زمان استقرار دامها ۲۴ ساعت بود که حاصل آن صید ۷ عدد ماهی کپور ، ۵ عدد ماهی فیتوفاگ و ۲ عدد ماهی کاراس بود .

شکل ۱۳ : صید تجاری و زیست سنجی ماهیان دریاچه خندقلو

برآورد تولید ماهی در دریاچه خندقلو :

برآورد توان تولید ماهی در دریاچه‌های مخزنی سدها ، راههای مختلفی ارایه شده است . یکی از این روشها ، استفاده از روابط ارائه شده توسط (Li and Mathias , 1994) می باشد که می توان از طریق زیتوده ، نسبت تولید به زیتوده ، فاکتور مقدار مصرف غذای زنده بدون تغییر در میزان تولید آن ماده غذایی و ضریب تبدیل غذایی (مقدار کیلوگرم غذا برای یک کیلوگرم ماهی) ، توان تولید ماهی در دریاچه را پیش بینی نمود . برای تعیین ذیتوده جلبک ، زئوپلانکتون و تولید ماهی جهت برآورد توان تولید ماهیان پلانکتون خوار ، غلظت کلروفیل a بعنوان شاخص بیوماس جلبکی مورد استفاده قرار گرفته است . از آنجائیکه کلروفیل a ، ۱/۵ درصد مواد آلی

جلبک و مقدار ماده آلی جلبک نیز ۲۰ درصد ذیتوده جلبکی را شامل می گـردد (Creitz and Richards , 1955 ; APHA (American Public Health Association) , 1998) ، بر این مبنا میـزان ذیتـوده جلبـک در دریاچـه محاسـبه و میزان زیتوده زئو پلانکتون بر حسب انتقال انرژی به میزان ده درصد تعیین و مقدار تولید ماهیان پلانکتونخـوار از فرمول ارائه شده توسط (Li and Mathias , 1994) محاسبه گردید.

$$\text{Fish Productivity} = (B*(P/B)*U_f) / FCR$$

B = ذیتوده ارگانیسمهای غذایی

P/B = نسبت تولید به ذیتوده ارکانیسمهای غذایی

U_f = فاکتور مقدار مصرف غذای زنده بدون تغییر در میزان تولید

FCR = ضریب تبدیل غذایی (مقدار کیلوگرم غذا برای یک کیلوگرم ماهی)

همچنین یکی دیگر از روشهای ارائه شده برای برآورد تولیـد ماهیـان پلانکتـون خـوار ، اسـتفاده از میـزان تولیـد ناخالص اکسیژن در دریاچه می باشد (Li and Mathias , 1994) که معادلات آن بشرح زیر می باشد :

$$F_s = 0.0466* H_s * p_g$$
$$F_b = 0.0804* H_b * P_g$$

که در این معادلات $H_s + H_b$ برابر ۱ می باشد و داریم

F_s = تولید ماهی کپور نقره ای

F_b = تولید ماهی سرگنده

H_s = نسبت رهاسازی ماهی کپور نقره ای از کل رهاسازی کپور نقره ای و کپور سرگنده

H_b = نسبت رهاسازی ماهی کپور سرگنده از کل رهاسازی کپور نقره ای و کپور سرگنده

p_g = تولید ناخالص فیتو پلانکتون (گرم اکسیژن در متر مربع در روز

حال با توجه به جدول زیر میزان تولید ماهیان کپور نقره ای و کپور سرگنده برحسب نسبت رهاسازی ایـن گونـه ها محاسبه می گردد .

جدول ۹ : برآورد تولید ماهیان کپور نقره ای و کپور سرگنده بر اساس نسبت رهاسازی این دو گونه از کل رهاسازی آنها و تولید ناخالص اکسیژن

نسبت رهاسازی	$H_{s=0.7}$	$H_{s=0.6}$	$H_{s=0.5}$	$H_{s=0.4}$	$H_{s=0.3}$
	$H_{b=0.3}$	$H_{b=0.4}$	$H_{b=0.5}$	$H_{b=0.6}$	$H_{b=0.7}$
$= F_s$	۰/۰۲۳۶* p_g	۰/۰۲۸۰* p_g	۰/۰۲۳۳* p_g	۰/۰۱۸۶* p_g	۰/۰۱۴۰* p_g
$= F_b$	۰/۰۲۴۱* p_g	۰/۰۳۲۲* p_g	۰/۰۴۰۲* p_g	۰/۰۴۸۲* p_g	۰/۰۵۶۳* p_g

همچنین برای برآورد توان تولید ماهی از سایر روابط استفاده شد که از جمله می توان به روش استفاده از شاخص شکل دریاچه- خاکی دریاچه (Morpho Edaphic Index) اشاره نمود (Ryder , 1965) که بر اساس این رابطه داریم :

$$Y = 23.281 * MEI^{0.447}$$

که در این رابطه ، Y میزان تولید ماهی در هکتار ، و MEI شاخص شکل دریاچه- خاکی می باشد که یکی از پارامترهای مورد استفاده برای محاسبه آن میزان هدایت الکتریکی می باشد که از تقسیم کردن میزان متوسط هدایت الکتریکی بر عمق متوسط ، این شاخص اندازه گیری می شود . همچنین پارامترهای دیگری مانند کل مواد جامد معلق در آب (TDS) و قلیائیت نیز برای محاسبه شاخص MEI مورد استفاده قرار می گیرند که در این تحقیق از میزان هدایت الکتریکی برای محاسبه MEI و در نهایت برآورد تولید ماهی استفاده گردید . همچنین Janjua (۲۰۰۸) و همکاران نیز فرمول دیگری را برای محاسبه تولید ماهی بر اساس شاخص MEI و مساحت دریاچه به شرح زیر ارائه داده اند :

$$\text{Log } Y = 1.4071 + 0.3697 \log MEI - 0.00005465\ A$$

که در این معادله ، A مساحت دریاچه بر حسب کیلو متر مربع می باشد . (De silva and Funge-Smith , 2005) معادله ای برای برآورد تولید ماهی بر اساس میزان رهاکرد بچه ماهیان ارائه دادند که در این تحقیق از آن استفاده شد و این رابطه بصورت زیر می باشد :

$$Y = 15.88 + 0.184\ SD$$

که در این رابطه SD تعداد بچه ماهیان رهاسازی شده در هکتار و Y محصول ماهی در هکتار می باشد . در این رابطه میزان رهاکرد بچه ماهیان طی سالهای ۱۳۸۶ و ۱۳۸۸ دریاچه موجود بود که بر اساس آن تعداد رهاکرد در هکتار محاسبه و در رابطه فوق الذکر بکار گرفته شد .

با توجه به اطلاعات صید اخذ شده از بهره بردار دریاچه و مدیریت شیلات استان زنجان ، میزان محصول به ازاء یک هکتار طی سالهای ۱۳۷۹ لغایت ۱۳۸۹ محاسبه گردید و به عنوان یکی دیگر از منابع برآورد محصول مورد رسیدگی قرار گرفت .

حال با توجه به فرمول ذیل (Li and Mathias , 1994) ، تعداد بچه ماهیان مورد نیاز جهت رها سازی و در نظر گرفتن ضریب بازگشت بچه ماهیان و نیز وزن نهایی صید ، از رابطه زیر محاسبه گردید :

$$D = FW \times S$$

که در این فرمول :

D = تراکم رها سازی (تعداد بچه ماهیان مورد نیاز برای رهاسازی در هر هکتار)

F = تولید ماهی (کیلو گرم در هر هکتار)

W = متوسط اندازه ماهیان قابل برداشت (کیلو گرم هر ماهی)

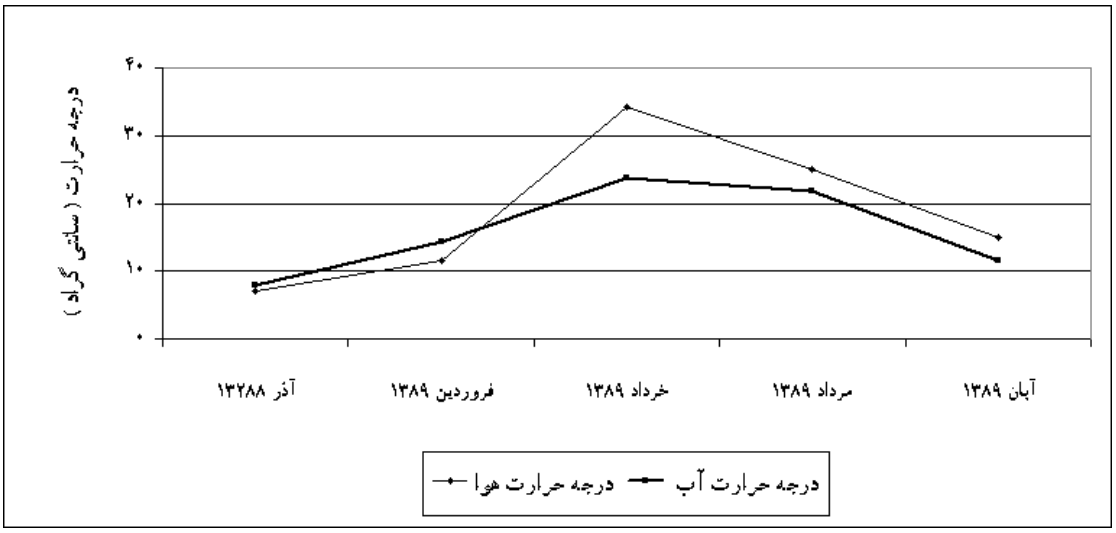
S = ضریب بازگشت شیلاتی ماهیان ذخیره‌سازی شده تا مرحله برداشت

۳- نتایج

۳-۱- نتایج خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آب سد خندقلو

درجه حرات آب در در یاچه خندقلو در طی دوره بررسی از حداقل ۸/۸ درجه سانتی گراد در آذر ماه ۱۳۸۹ تا حداکثر ۲۴/۷ درجه سانتی گراد در خرداد ماه در نوسان بود . میانگین سالانه دمای آب سد خندقلو برابر ۶/۳۵ ± ۱۵/۹ درجه سانتی گراد بوده است (X ± SD) . بوده است . لازم به ذکر است که دریاچه سد خندقلو در بهمن و تا اواخر اصفند ماه یخ زده بود . قطر یخ در این دریاچه زیاد بوده و عملا امکان نمونه برداری در بهمن ماه فراهم نگردید.

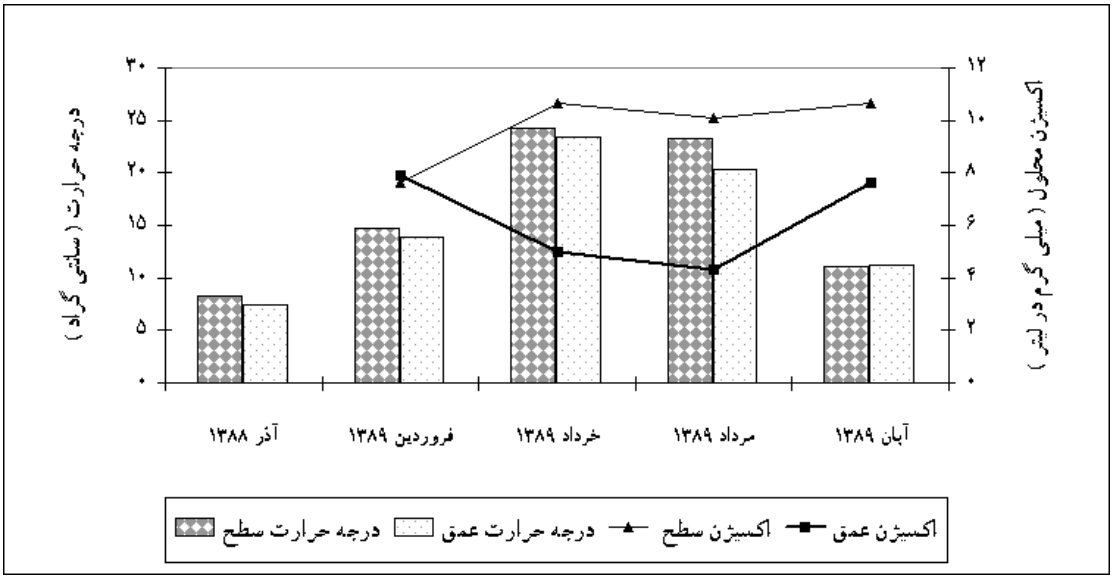
تغییرات درجه حرارت آب و هوا در زمان نمونه برداری در نمودار ۹ نشان داده شده است. بطوریکه از نمودار ملاحظه می شود میانگین درجه حرارت آب از فروردین تا آبان ماه در دامنه ای از ۱۴/۳ تا ۱۱/۶ درجه سانتی گراد قرار داشته است .



نمودار ۹ : تغییرات درجه حرارت آب و هوا در زمان نمونه برداری در دریاچه خندقلو

همچنین بالاترین میزان درجه حرارت سطح و کف در خرداد ماه با میزان بترتیب ۰/۵۱ ± ۲۴/۳ و ۰/۷۵ ± ۲۳/۵ درجه سانتی گراد بوده است (نمودار ۱۰) . میانگین درجه حرارت سطح و عمق اختلاف معنی داری نداشته است ($P > 0.05$) .

میانگین میزان اکسیژن ثبت شده در سطح دریاچه خندقلو ۰/۸۳ ± ۹/۵ با حداقل و حداکثر بترتیب ۸/۷ و ۱۱/۶ میلی گرم در لیتر و در کف آن ۲/۱۱ ± ۷/۷ با حداقل و حداکثر بترتیب ۲/۲ و ۹/۸ میلی گرم در لیتر سنجش گردید (نمودار) همچنین میانگین اکسیژن در سطح و کف اختلاف معنی داری داشته است ($P < 0.05$) .



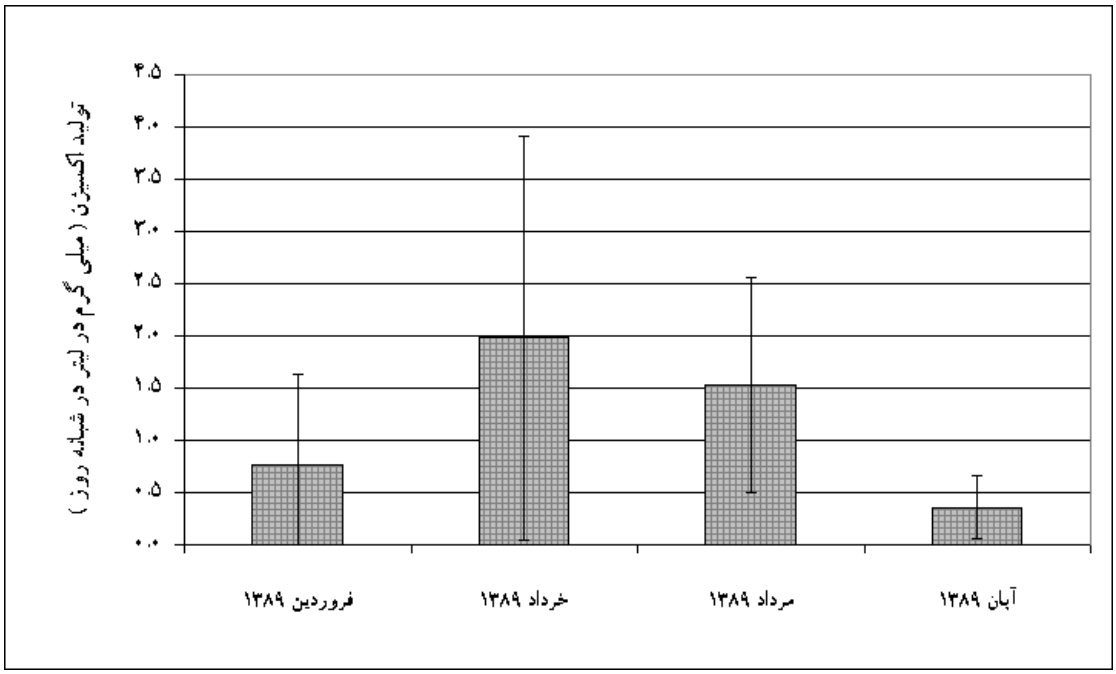
نمودار ۱۰ : تغییرات درجه حرارت و اکسیژن سطح و کف در دریاچه خندقلو

میانگین هدایت الکتریکی ۵۷/۱ ± ۱۰۳۲/۰۳ میکرو موس بر سانتی متر بوده است . دامنه تغییرات این پارامتر از حداقل ۹۶۶ تا حداکثر ۱۱۵۶ میکرو موس بر سانتی متر قرار داشته است (جدول ۱۰) و pH آب دریاچه از ۸/۲۰ تا ۸/۹۵ در نوسان بوده است.

جدول ۱۰ : مقدار میانگین فاکتورهای هیدروشیمی در ماههای مختلف مورد بررسی در دریاچه سد خندقلو

	آذر ۱۳۸۸		فروردین ۱۳۸۹		خرداد ۱۳۸۹		مرداد ۱۳۸۹		آبان ۱۳۸۹		کل	
	میانگین	SD	میانگین	SD	میانگین	SD	میانگین	SD	میانگین	SD	میانگین	SD
دمای آب (oC)	۷/۸۵۰	۰/۶۲۵	۱۴/۳۰۰	۰/۵۴۸	۲۳/۸۶۷	۰/۷۲۶	۲۱/۸۳۳	۱/۷۲۲	۱۱/۱۶۰	۰/۲۰۷	۱۵/۹۶۲	۶/۳۵۱
هدایت الکتریکی (µms/cm)	۱۰۵۰/۱۶۷	۰/۷۵۳	۱۰۳۲/۰۰۰	۴/۴۷۲	۹۷۰/۶۶۷	۵/۹۸۹	۹۹۶/۸۳۳	۵/۴۹۲	۱۱۴۹/۷۵۰	۶/۲۳۸	۱۰۳۲/۰۳۶	۵۷/۰۸۴
شفافیت (cm)	۴۰/۰۰۰		۵۳/۳۳۳	۵/۷۷۴	۵۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۱۳/۳۳۳	۲/۸۸۷	۴۰/۰۰۰	۰/۰۰۰	۳۹/۳۳۳	۱۴/۷۴۴
کدورت (FTU)	۵۳/۰۰۰	۲۶/۳۳۳	۴/۳۳۳	۱/۵۰۶	۱۵/۳۳۳	۵/۸۸۸	۷۵/۵۰۰	۱۲/۳۹۰	۳۵/۲۰۰	۱۹/۷۹۱	۳۱/۲۰۷	۲۶/۹۶۹
کلسیم (mg/l)	۲۴/۷۳۳	۰/۹۶۱	۲۹/۲۶۷	۰/۳۹۳	۲۶/۱۳۳	۴/۳۷۲	۱۴/۰۶۷	۲/۱۶۸	۲۰/۰۸۰	۱/۹۶۸	۲۲/۹۵۲	۵/۸۹۸
منیزیم (mg/l)	۴۳/۷۰۰	۱/۵۷۵	۴۲/۸۸۳	۰/۸۴۷	۴۲/۷۸۳	۲/۶۹۴	۴۰/۱۱۷	۲/۴۲۴	۴۶/۸۴۰	۲/۲۹۰	۴۳/۱۴۱	۲/۸۶۰
سختی کل(mg/l)	۲۴۴/۰۰۰	۶/۰۹۹	۲۵۱/۸۳۳	۳/۸۶۹	۲۴۳/۶۶۷	۱۰/۵۲۹	۳۰۲/۳۳۳	۸/۲۸۷	۲۴۵/۴۰۰	۶/۹۸۶	۲۳۷/۱۷۲	۱۹/۶۳۸
کلرور(mg/l)	۱۱۷/۱۸۳	۲/۲۴۵	۱۲۸/۱۶۷	۳/۲۵۲	۱۱۷/۷۵۰	۲/۴۱۶	۱۳۷/۸۸۳	۱/۴۳۷	۱۵۷/۶۶۰	۳/۱۸۱	۱۳۰/۸۳۴	۱۴/۹۳۱
اکسیژن محلول(mg/l)	۹/۸۳۵	۰/۲۲۷	۸/۴۹۸	۰/۴۵۶	۷/۸۳۵	۱/۲۷۹	۷/۸۰۰	۳/۵۵۱	۹/۴۴۰	۰/۲۲۱	۸/۶۵۳	۱/۸۱۸
کربنات(mg/l)	۳۸/۰۰۰	۷/۲۶۶	۱۵/۵۰۰	۳/۵۰۷	۱۴/۸۰۰	۲/۴۴۹	۳۴/۰۰۰	۱۱/۱۷۱	۳۷/۲۰۰	۶/۵۷۳	۲۷/۵۷۹	۱۲/۳۹۲
بیکربنات(mg/l)	۱۹۰/۳۳۳	۹۳/۸۲۹	۳۰۴/۸۶۷	۶/۹۷۶	۳۵۵/۲۱۷	۱۶/۲۸۱	۱۵۸/۶۲۶	۱۷۸/۷۱۱	۳۰۲/۴۸۰	۲۰/۱۵۷	۲۶۰/۹۱۹	۱۱۵/۴۴۳
فسفات محلول(mg/l)	۰/۰۱۹	۰/۰۰۶	۰/۰۱۲	۰/۰۰۹	۰/۰۵۵	۰/۰۲۳	۰/۰۱۸	۰/۰۰۸	۰/۰۱۶	۰/۰۰۶	۰/۰۲۴	۰/۰۲۰
فسفات کل (mg/l)	۰/۱۲۸	۰/۰۰۹	۰/۰۴۸	۰/۰۱۵	۰/۰۷۷	۰/۰۲۹	۰/۲۲۱	۰/۰۳۱	۰/۲۳۴	۰/۳۰۶	۰/۱۳۸	۰/۱۳۹
ازت نیتریت(mg/l)	۰/۰۰۸	۰/۰۰۲	۰/۰۰۷	۰/۰۰۱	۰/۰۲۲	۰/۰۰۴	۰/۰۰۹	۰/۰۰۲	۰/۰۱۱	۰/۰۰۴	۰/۰۱۲	۰/۰۰۶
ازت نیترات(mg/l)	۰/۰۲۴	۰/۰۰۵	۰/۰۴۱	۰/۰۱۶	۰/۰۵۱	۰/۰۲۷	۰/۰۲۲	۰/۰۱۹	۰/۰۲۲	۰/۰۱۹	۰/۰۳۳	۰/۰۲۱
ازت آمونیم(mg/l)	۰/۳۲۱	۰/۱۱۳	۰/۶۷۰	۰/۰۴۲	۰/۳۶۲	۰/۰۷۱	۰/۶۰۹	۰/۱۳۸	۰/۳۰۳	۰/۱۳۴	۰/۴۵۸	۰/۱۸۵
آمونیاک(mg/l)	۰/۰۱۵	۰/۰۰۵	۰/۰۱۴	۰/۰۰۱	۰/۰۴۸	۰/۰۱۰	۰/۲۱۲	۰/۰۷۵	۰/۰۱۵	۰/۰۰۵	۰/۰۶۲	۰/۰۸۵
ازت کل(mg/l)	۰/۹۱۶	۰/۱۰۶	۱/۰۳۱	۰/۱۰۵	۱/۷۸۵	۰/۲۹۸	۳/۵۷۸	۰/۶۶۱	۲/۳۷۶	۰/۴۲۴	۱/۹۲۲	۱/۰۶۷
سولفات(mg/l)	۱۱۱/۶۶۷	۵/۶۱۰	۹۷/۸۱۷	۳/۰۵۴	۸۲/۳۴۱	۹/۹۲۳	۱۰۳/۰۹۵	۱۲/۵۶۱	۹۷/۳۸۱	۷/۹۹۰	۹۸/۴۹۸	۱۲/۶۵۳
سیلیس (mg/l)	۲/۹۶۷	۰/۱۰۳	۳/۳۷۴	۰/۱۶۴	۳/۰۴۹	۰/۲۵۳	۳/۰۶۵	۰/۲۹۸	۳/۳۹۰	۰/۰۶۱	۳/۱۶۱	۰/۲۵۸
BOD5(mg/l)	۲/۱۷۸	۰/۷۳۱	۳/۹۰۷	۲/۰۴۴	۲/۳۲۷	۰/۵۷۲	۶/۶۵۷	۰/۴۱۳	۶/۲۱۴	۱/۰۶۷	۴/۱۸۹	۲/۱۸۱
COD) mg/l (	۵۲/۱۳۳	۴/۳۰۴	۳۰/۲۱۹	۸/۱۳۰	۳۹/۶۹۲	۸/۱۶۱	۸۲/۵۱۸	۱۶/۸۶۸	۶۷/۶۶۵	۴/۸۰۸	۵۳/۹۹۰	۲۱/۳۲۰
کلروفیل a (µg/l)	۵۵/۵۶۷	۲۵/۶۴۷	۸/۶۰۰	۱/۵۶۶	۱۵/۲۳۳	۳/۶۴۷	۲۶۸/۰۳۳	۶/۷۶۸	۶۳/۵۳۳	۱۶/۴۱۷	۸۲/۱۹۳	۹۹/۴۴۸
TSS (mg/l)	۳۸	۱۵/۳	۸۵/۸	۳۱/۳	۱۵	۷/۹	۵۵/۷	۳۶/۱	۱۷۹/۸	۶/۱	۷۱/۲	۵۹/۹

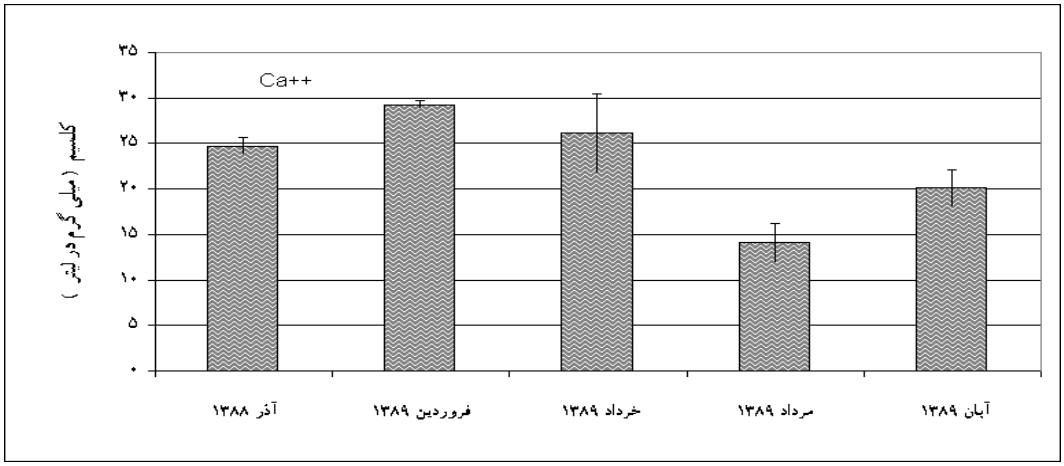
میزان تولید ناخالص اکسیژن بر اساس بطریهای تاریک و روشن از حداقل ۰/۲ میلی گرم در لیتر در شبانه روز در فروردین و آذر ماه ۱۳۸۹ تا ۳/۲ میلی گرم در لیتر در شبانه روز در مرداد ماه ۱۳۸۹ در نوسان بوده است . میانگین تولید ناخالص اکسیژن ۱/۲۹ ± ۱/۱۹ میلیگرم در لیتر در شبانه روز محاسبه گردیده است (نمودار ۱۱) .

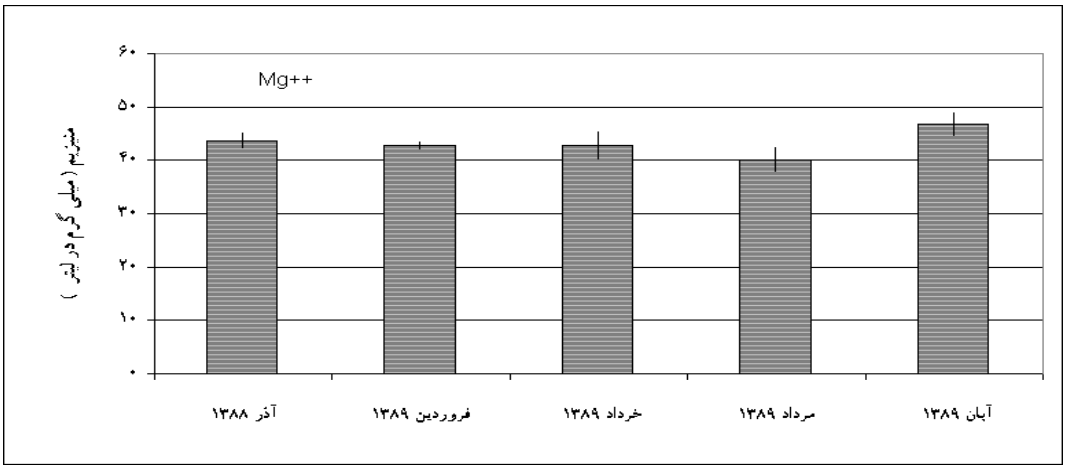


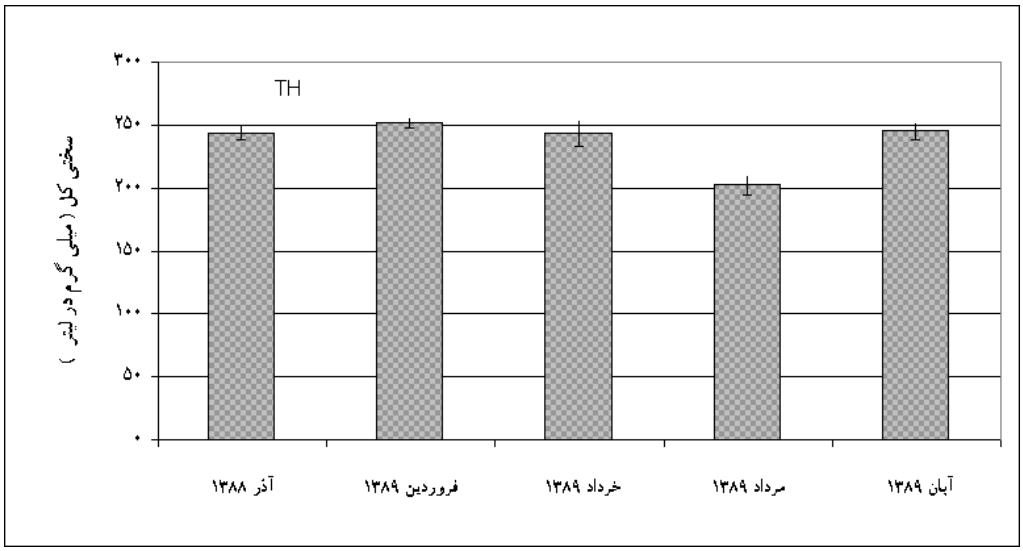
نمودار ۱۱ : میانگین تولید ناخالص اکسیژن در دریاچه سد خندقلو طی ماههای مختلف

شفافیت آب دریاچه با میانگین ۱۴/۷ ± ۳۹/۳ سانتی متر و حد اکثر و حداقل آن بترتیب ۶۰ و ۱۰ سانتی متر اندازه گیری شده است .

مقادیر یونهای کلسیم و منیزیم و سختی کل درماههای مختلف اختلاف معنی داری نداشته است ($P > 0.05$) و به ترتیب دارای میانگین ۵/۹ ± ۲۲/۹ (حداقل و حداکثر بترتیب ۱۱/۲ و ۳۴/۴ میلی گرم در لیتر) و ۲/۸۶ ± ۴۳/۱۴ (حداقل و حداکثر بترتیب ۳۶ و ۵۰ میلی گرم در لیتر) و ۱۹/۶۴ ± ۲۳۷/۱۷ میلی گرم در لیتر (حداقل و حداکثر بترتیب ۱۹۱ و ۲۵۹ میلی گرم در لیتر) بوده است . بیشترین میزان یون کلسیم در فروردین ماه اندازه گیری شد . یون منیزیم تغییرات زیادی را در ماههای مختلف نشان نداد اما کمترین میزان سختی کل در مرداد ماه مشاهده شد (نمودار ۱۲) .

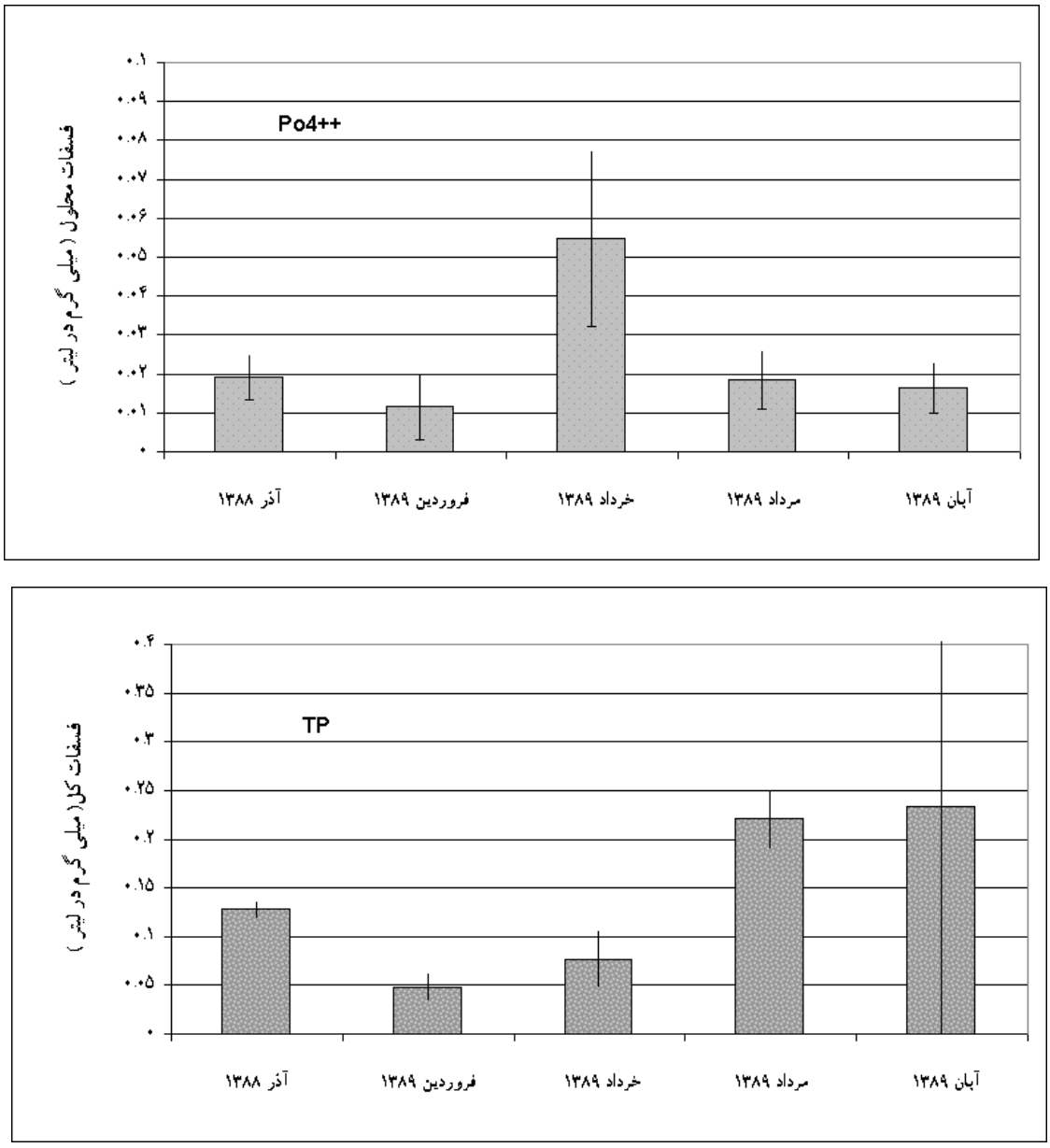






نمودار ۱۲ : مقادیر یونهای کلسیم و منیزیم و سختی کل در ماههای مورد بررسی در دریاچه سد خندقلو

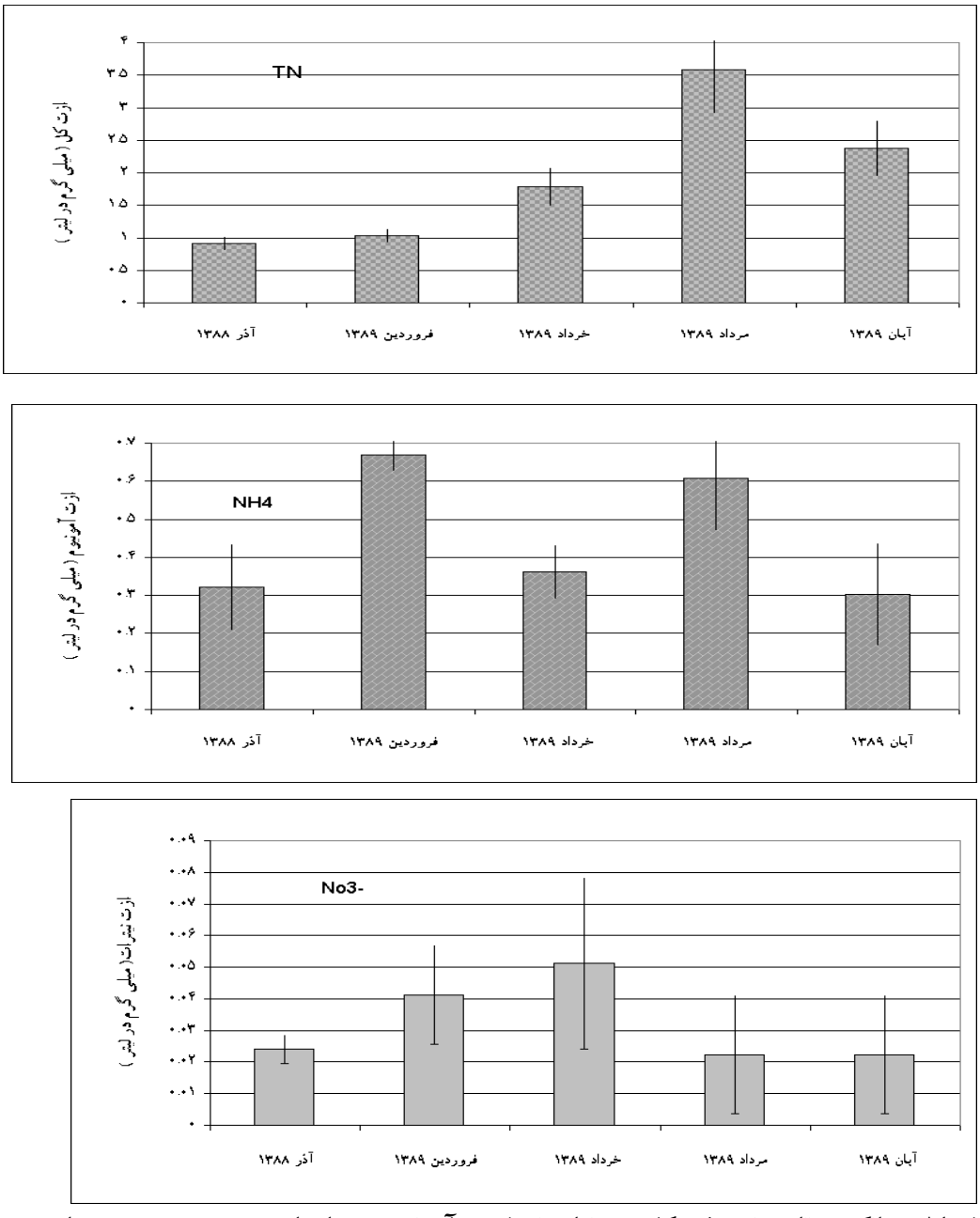
مقادیر فسفات محلول (ارتوفسفات) از ۰/۰۰۲ تا ۰/۰۹۰ میلی گرم در لیتر متغیر بوده و دارای میانگین ۰/۰۱۹ ± ۰/۰۲۴ میلی گرم در لیتر بوده است . بیشترین میزان فسفات محلول در خرداد ماه ثبت شده است . فسفات کل نیز از ۰/۰۴ تا ۰/۷۸ با میانگین ۰/۱۳۹ ± ۰/۱۳۸ میلی گرم در لیتر اندازه گیری شده است .همچنین بالاترین میزان فسفات کل در آبان ماه و مرداد ماه اندازه گیری شده است (نمودار ۱۳).



نمودار ۱۳ : میانگین فسفات محلول و فسفات کل در ماههای مورد بررسی در دریاچه سد خندقلو

مقدار نیتروژن کل از ۰/۷۶ تا ۴/۵۳ با میانگین ۱/۰۶ ± ۱/۹۲ میلی گرم درلیتر در نوسان بوده است و این درحالی است که مقدار آمونیوم طی نمونه برداریها از ۰/۱۰۶ تا ۰/۷۹ میلی گرم در لیتر با میانگین ۰/۱۸ ± ۰/۴۶

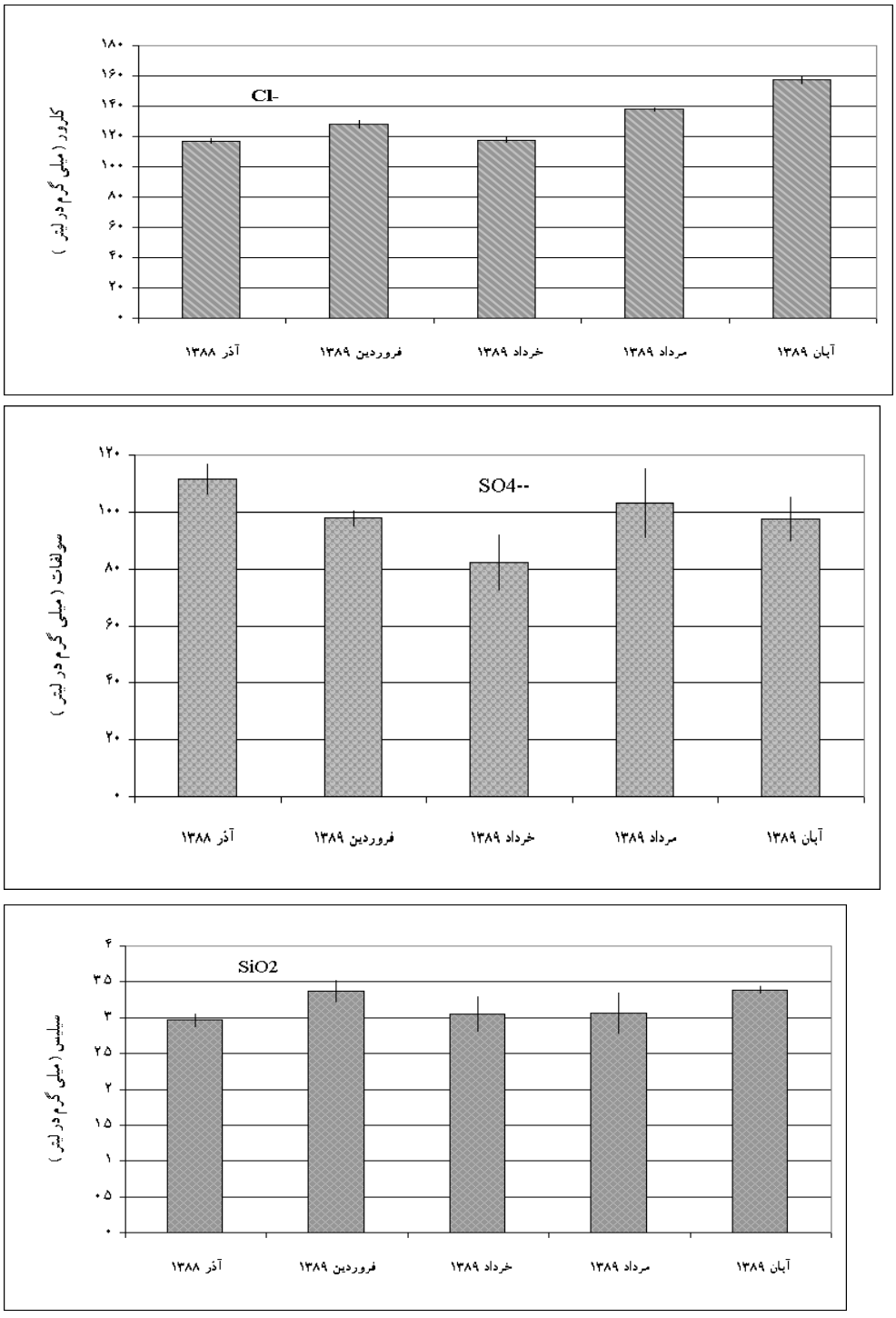
میلی گرم در لیتر ، مقدار نیترات از ۰/۰۱۳ تا ۰/۰۹۴ با میانگین ۰/۰۲ ± ۰/۰۳۳ میلی گرم ، مقدار نیتریت نیز از حداقل ۰/۰۰۴ تا حداکثر ۰/۰۳ با میانگین ۰/۰۰۶ ± ۰/۰۱۱ میلی گرم در لیتر و آمونیاک از ۰/۰۰۵ تا ۰/۳۵۲ با میانگین ۰/۰۸۵ ± ۰/۰۶۲ میلی گرم در لیتر در نوسان بوده است. (جدول ۱۰). بالاترین میزان ازت کل ، یون آمونیوم و نیترات بترتیب در مرداد ماه ، فروردین ماه و خرداد ماه اندازه گیری شد (نمودار ۱۴) .



نمودار ١٤ : میانگین مقادیر نیتروژن کل و یونهای نیترات و آمونیوم در ماههای مورد بررسی در دریاچه سد خندقلو

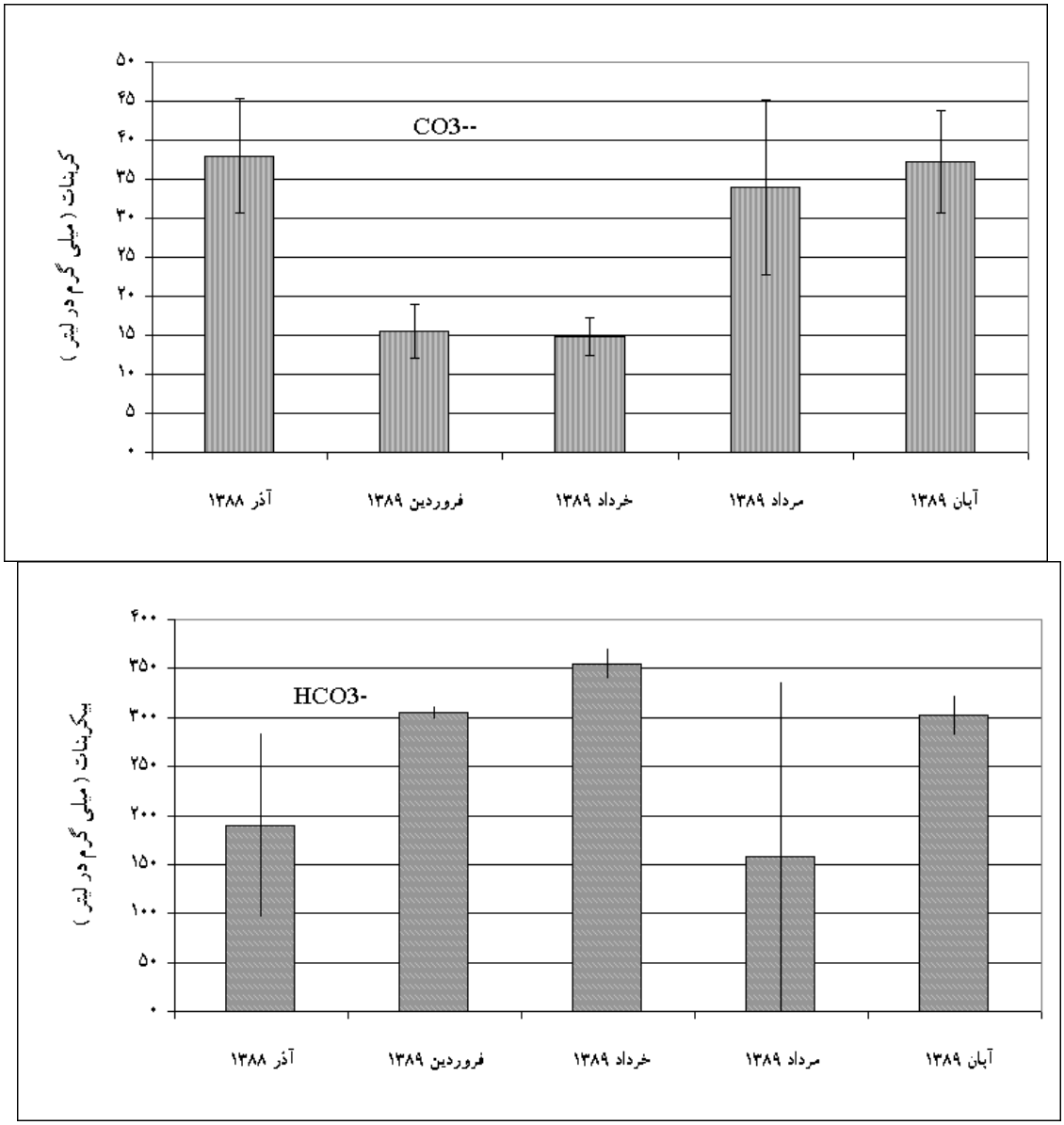
یونهای کلرور از ۱۱۳/۶ تا ۱۵۹/۸ (میانگین ۱۴/۹ ± ۱۳۰/۸۳ میلی گرم در لیتر) و یون سولفات نیز از ۷۱ تا ۱۲۵ میلی گرم در لیتر (میانگین ۱۲/۶ ± ۹۸/۵۰ میلی گرم در لیتر) در نوسان بوده است و اختلاف معنی داری

را در ماههای مختلف نشان نداده است ($P > 0.05$) . میانگین مقدار سیلیس در حد ۰/۲۶ ± ۳/۱۶ میلی گرم درلیتر قرار داشته و حداقل و حداکثر آن از ۲/۶۵ تا ۳/۶۳ میلی گرم در لیتر در نوسان بوده است و اختلاف معنی داری را در ماههای مختلف نشان نداده است ($P > 0.05$) . بیشترین مقدار میانگین یون کلرور در آبان ماه ، یون سولفات در آذر ماه و سیلیس در فروردین ماه اندازه گیری شد (نمودار ۱۵) .



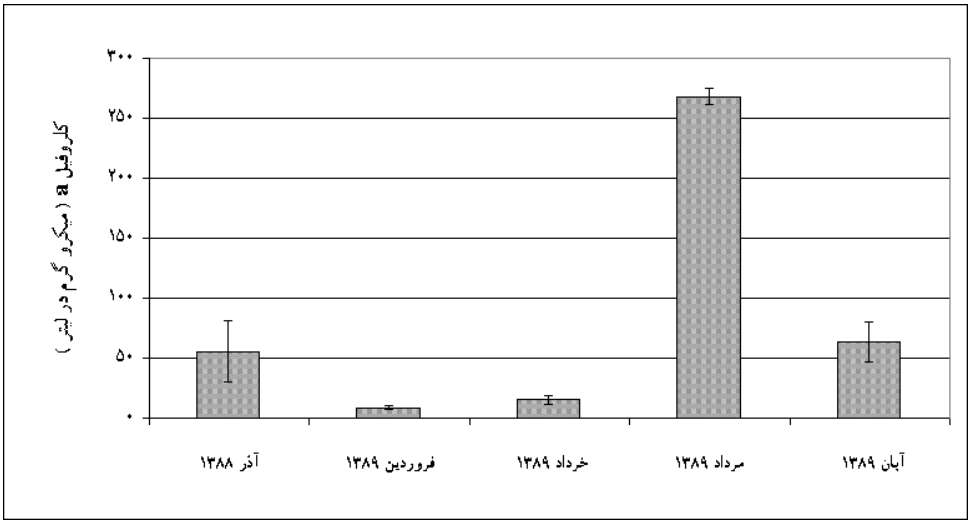
نمودار ۱۵ : میانگین مقادیر یونهای کلرور ، سولفات و سیلیس در ماههای مورد بررسی در دریاچه سد خندقلو

دامنه تغییرات کربنات در دریاچه خندقلو از ۱۲ الی ۵۴ میلی گرم در لیتر و با میانگین ۱۲/۴۹ ± ۲۷/۵۸ میلی گرم در لیتر محاسبه شده است . دامنه تغییرات بیکربنات از ۲۲۰ الی ۳۹۰ میلی گرم در لیتر بوده و میانگین بیکربنات میانگین ۱۱۵/۴۴ ± ۲۶۰/۹۲ میلی گرم در لیتر ثبت شده است . حداقل میزان یون کربنات در فروردین و خرداد ماه حداکثر مقدار آن در آذر ماه ثبت شده است . همچنین بالاترین میزان یون بی کربنات در خرداد ماه اندازه گیری شده است (نمودار ۱۶) . یونهای کربنات و بی کربنات در سطح و عمق اختلاف معنی داری را نشان نداده است ($P > 0.05$). اما در ماههای مختلف میانگین یون کربنات و بی کربنات اختلاف معنی داری را نشان داد ($P < 0.05$) .



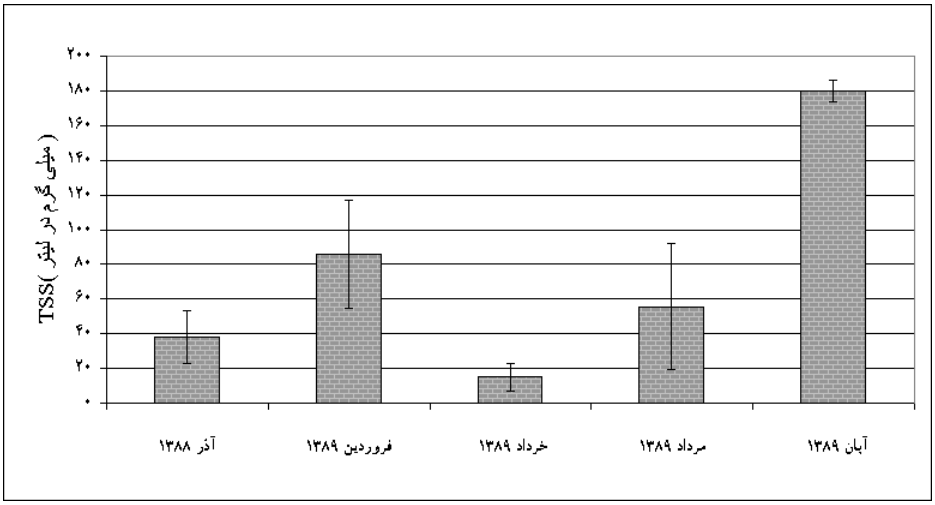
نمودار ۱۶ : میانگین مقادیر یونهای کربنات و بی کربنات در ماههای مورد بررسی در دریاچه سد خندقلو

مقدار کلروفیل a دریاچه خندقلو از ۷/۱۵ تا ۲۷۳/۳ با میانگین ۹۹/۴ ± ۸۲/۲ میکروگرم در لیتر متغیر بوده است (جدول ۱۰). بالاترین میزان کلروفیل a در مرداد ماه و حداقل مقدار آن در فروردین ماه سنجش شده است (نمودار ۱۷) . علت بالا بودن میزان کلروفیل a در مرداد ماه ، ایجاد بلوم جلبکی در دریاچه و تلفات بالای ماهی بوده است . لازم به ذکر است که میانگین کلروفیل a در ماههای مختلف اختلاف معنی داری را نشان داد ($P < 0.05$) .



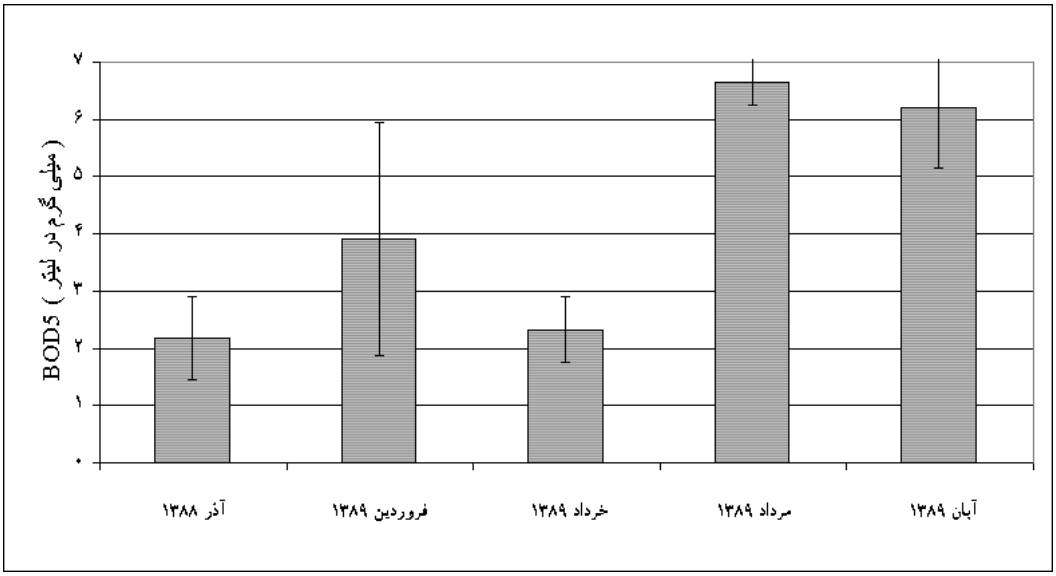
نمودار ۱۷ : میانگین مقدار کلروفیل a در ماههای مورد بررسی در دریاچه سد خندقلو

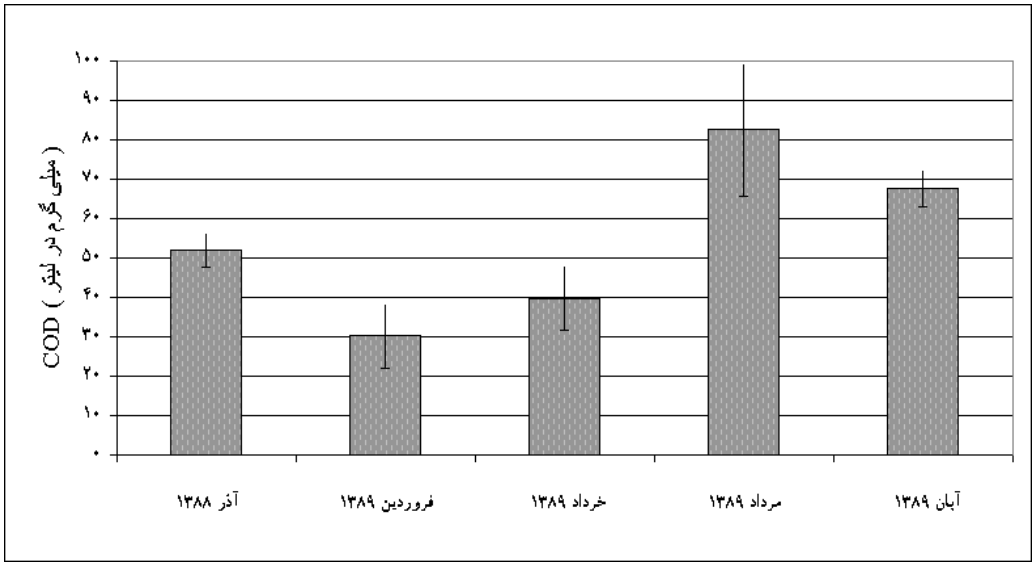
مقدار کدورت از ۳ تا ۹۲ با میانگین ۲۶/۹۶ ± ۳۱/۲ FTU در نوسان بوده است . میانگین میزان مواد معلق در دریاچه (T. S . S) برابر ۵۹/۸۶ ± ۷۱/۲۴ میلی گرم در لیتر و با دامنه تغییرات ۲ الی ۱۸۷ میلی گرم بر لیتر اندازه گیری شده است . بالاترین میزان مواد معلق در آبان ماه و حداقل آن در خرداد ماه در دریاچه خندقلو مشاهده شد (نمودار ۱۸) .



نمودار ۱۸ : میانگین مقدار مواد معلق (T.S.S) در ماههای مورد بررسی در دریاچه سد خندقلو

میانگین مقدار BOD_5 در دریاچه در طی مدت بررسی برابر ۲/۱۸ ± ۴/۲ و بیشترین و کمترین مقدار آن بترتیب ۸/۰۱ و ۰/۷۷ میلی گرم در لیتر بر آورد شده است . میانگین مقدار COD در دریاچه برابر ۲۱/۱۸ ± ۵۳/۹۹ و بیشترین و کمترین مقدار آن بترتیب ۱۰۴ و ۲۳ میلی گرم در لیتر اندازه گیری شد (نمودار ۱۹) . میزان BOD_5 در ماههای مرداد و آبان ماه در بلاترین مقدار خود قرار داشته است . در خصوص میزان COD بالاترین مقدار آن در مرداد ماه ثبت شد . لازم به ذکر است که میانگین مقادیر BOD_5 و COD در ماههای مختلف اختلاف معنی داری داشته است ($P < 0.05$) .





نمودار ۱۹ : میانگین مقادیر BOD5 و COD در ماههای مورد بررسی در دریاچه سد خندقلو

وضعیت ترفیکی دریاچه خندقلو :

براساس میانگین غلظت های اندازه گیری شده فسفر کل (TP ۰/۱۳۸ میلی گرم در لیتر) ، ازت کل (TN ۱/۹۲ میلی گرم در لیتر) ، عمق قابل مشاهده سشی دیسک (۳۹/۳ سانتی متر) ، تولید اکسیژن محلول (۱/۱۹۵ میلی گرم در متر مربع در روز در عمق یک متر) و کلروفیل a در

آب مخزن سد خندقلو میزان شاخص تروفیکی TSI (Carlson,1980) برای صفحه سشی برابر ۷۳/۵۶ ، بر اساس کلروفیل a برابر ۷۳/۸۵ ، بر اساس فسفات کل ۷۵/۲۳ ، بر اساس متوسط این سه شاخص برابر ۷۴/۲۱ ، بر اساس نیتروژن کل ۶۳/۸۸ و بر اساس شاخص تروفی فسفات به نیترات برابر ۷۱/۳۵ اندازه گیری شده است که با مراجعه به جدول ۷، در محدوده دریاچه های یوتروف تا فوق یوتروف قرار دارد . بر اساس معیارهای ارائه شده توسط توسط Li and Mathias (۱۹۹۴) نیز دریاچه خندقلو در سطح تروفی یوتروف تا فوق یوتروف قرار دارد . در طبقه بندی دریاچه‌های طبیعی و مصنوعی میزان COD بیش از ۱۵ ، فوق تروفیک و بین ۱۵-۷ میلی گرم در لیتر ، یوتروفیک تعیین شده است. در دریاچه سد خندقلو میزان COD برابر ۵۳/۹۹ میلی گرم در لیتر اندازه گیری شده است که در حدی بالاتر از دریاچه های فوق تروفیک قرار دارد .

نتایج پلانکتون دریاچه سد خندقلو :

الف – نتایج فیتوپلانکتونی

در این تحقیق فیتو پلانکتون های دریاچه سد خندقلو از دو جنبه کمی و کیفی مورد مطالعه قرار گرفتند. بطورکلی ۴۲ جنس از ۶ شاخه که شامل، شاخه جلبکهای سبز _ آبی Cyanophyta ، شاخه Bacillariophyta(Diatoms)، شاخه جلبک های سبز Chlorophyta ، شاخه اوگلنوفیتا Euglenophyta ، شاخه پیرو فیتا Pyrrophyta و شاخه زانتوفیتا Xanthophyta شناسایی شدند (از شاخه کریزو فیتا Chrysophyta نمونه ای مشاهده نگردید).

از بین شاخه های بررسی شده ، شاخه جلبک های سبز (کلروفیتا) با ۱۸ جنس بیشترین تعداد جنس های فیتو پلانکتونی را به خود اختصاص داده اند . ۱۰ جنس مربوط به شاخه باسیلاریوفیتا ، ۸ جنس از شاخه سیانو فیتا ، ۳ جنس از شاخه اوگلنوفیتا ، ۲ جنس از شاخه پیروفیتا و ۱ جنس از شاخه زانتوفیتا شناسایی شدند و بالاترین فراوانی جمعیتی مربوط به شاخه سیانوفیتا بوده است (جدول ۱۱).

در این تحقیق غالبیت با شاخه Cyanophyta بوده که۷۴/۳ درصد جمعیت فیتوپلانکتونی را در طول تحقیق دارا میباشد . پرجمعیت ترین جنسهای این گروه عبارت از Anabaenopsis , Oscillatoria , Chroococcus و Merismopedia هستند. شاخه Chlorophyta با ۱۹/۶ درصد در رده دوم قرار دارد مهمترین جنسهای این گروه Scenedesmus , Tetraedron و Ankistrodesmus میباشند. شاخه Bacillariophyta با ۵/۶ درصد در مرتبه بعدی

قرار دارد . پر جمعیت ترین جنسهای این شاخه Cocconeis , Cyclotella و Nitzschia بودند . شاخه های pyrrophytaبا ۰/۴ درصد جمعیتی و جنسهای Gymnodinium و Peridinium و شاخه Euglenophyta با ۰/۱ درصد و جنسهای Phacus , Euglena و Trachelomonas در رده های بعدی هستند. شاخهXanthophyta نیز با ۰/ ۰۱ درصد جمعیتی و جنس Centritractus بخش ناچیزی از جمعیت فیتوپلانکتونی این دریاچه را در طول سال دارد (نمودارهای۲۰ و ۲۱) .

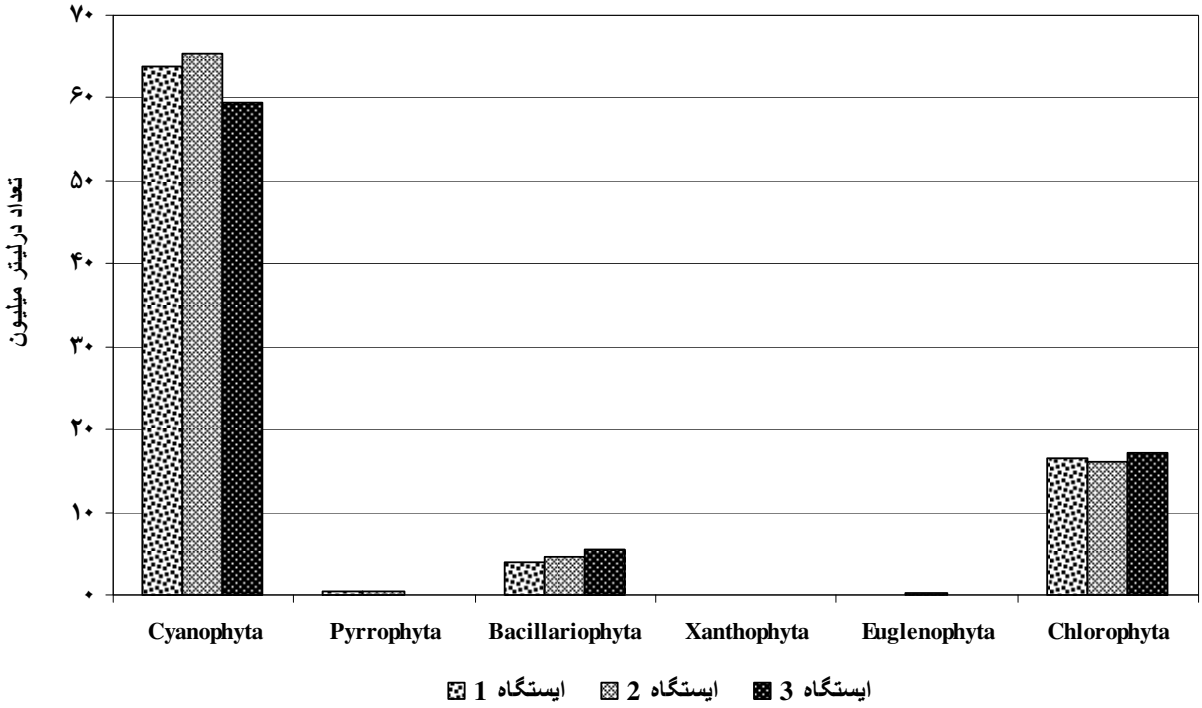
ایستگاه ۲ با میانگین فراوانی ۸۸۶۷۹۱۶۰ عدد در لیتر از بیشترین فراوانی جمعیتی برخوردارا ست(جدول ۱۲) . همانگونه که از نمودار ۲۲ ملاحظه می شود فصل تابستان بالاترین تراکم فیتوپلانکتونی را داشته است . در فصل بهار غالبیت با شاخه Bacillariophyta(Diatoms) بوده اما در فصول تابستان و پاییز با جلبکهای سبز _ آبی Cyanophyta بوده است .

جدول ۱۱ : فراوانی کیفی فیتوپلانکتونی در دریاچه سد خندقلو سال ۸۹ - ۱۳۸۸

شاخه	جنس	شاخه	جنس	شاخه	جنس
Bacillariophyta	Achnanthes	Chlorophyta	Chlamydomonas	Chlorophyta	Tetraedron
Bacillariophyta	Cocconeis	Chlorophyta	Coelastrum	Cyanophyta	Anabaena
Bacillariophyta	Cymbella	Chlorophyta	Cosmarium	Cyanophyta	Anabaenopsis
Bacillariophyta	Cyclotella	Chlorophyta	Desmatractum	Cyanophyta	Chroococcus
Bacillariophyta	Diatoma	Chlorophyta	Dictyosphaerium	Cyanophyta	Lyngbya
Bacillariophyta	Gomphonema	Chlorophyta	Franceia	Cyanophyta	Merismopedia
Bacillariophyta	Gyrosigma	Chlorophyta	Golenkinia	Cyanophyta	Microcystis
Bacillariophyta	Navicula	Chlorophyta	Kirchneriella	Cyanophyta	Oscillatoria
Bacillariophyta	Nitzschia	Chlorophyta	Micractinium	Cyanophyta	Spirulina
Bacillariophyta	Synedra	Chlorophyta	Oocystis	Pyrrophyta	Gymnodinium
Xanthophyta	Centritractus	Chlorophyta	Pediastrum	Pyrrophyta	Peridinium
Chlorophyta	Actinastrum	Chlorophyta	Scenedesmus	Euglenophyta	Euglena
Chlorophyta	Ankistrodesmus	Chlorophyta	Schroderia	Euglenophyta	Phacus
Chlorophyta	Carteria	Chlorophyta	Tetrastrum	Euglenophyta	Trachelomonas

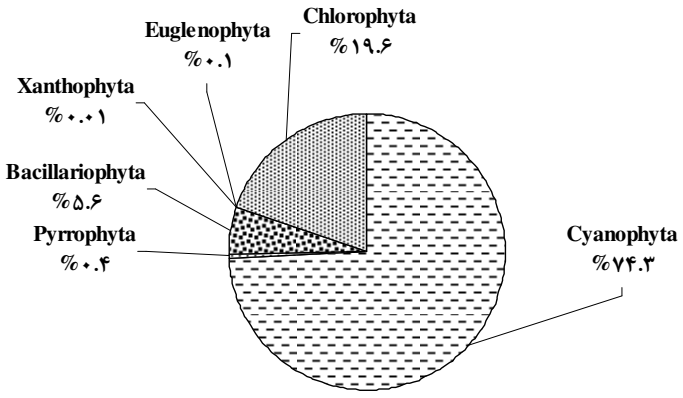
جدول ۱۲ : فراوانی فیتوپلانکتونی درایستگاههای مختلف سد خندقلو (عدد در لیتر)

ایستگاه	آذر	فروردین	خرداد	مرداد	آبان	میانگین
۱	۷۴۴۴۸۶۰۰	۷۳۰۰۰۰۰	۳۲۱۵۰۰۰۰	۱۸۸۴۰۰۰۰۰	۱۲۲۳۴۴۲۰۰	۸۴۹۲۸۵۶۰
۲	۶۹۶۳۹۰۰۰	۱۴۳۵۰۰۰۰	۳۸۶۵۰۰۰	۷۸۵۵۶۸۰۰	۷۸۵۵۶۸۰۰	۸۶۶۷۹۱۶۰
۳	۶۷۴۳۴۶۰۰	۲۷۴۵۰۰۰۰	۳۵۱۰۰۰۰	۵۶۹۱۳۶۰۰	۵۶۹۱۳۶۰۰	۸۲۲۵۹۶۴۰



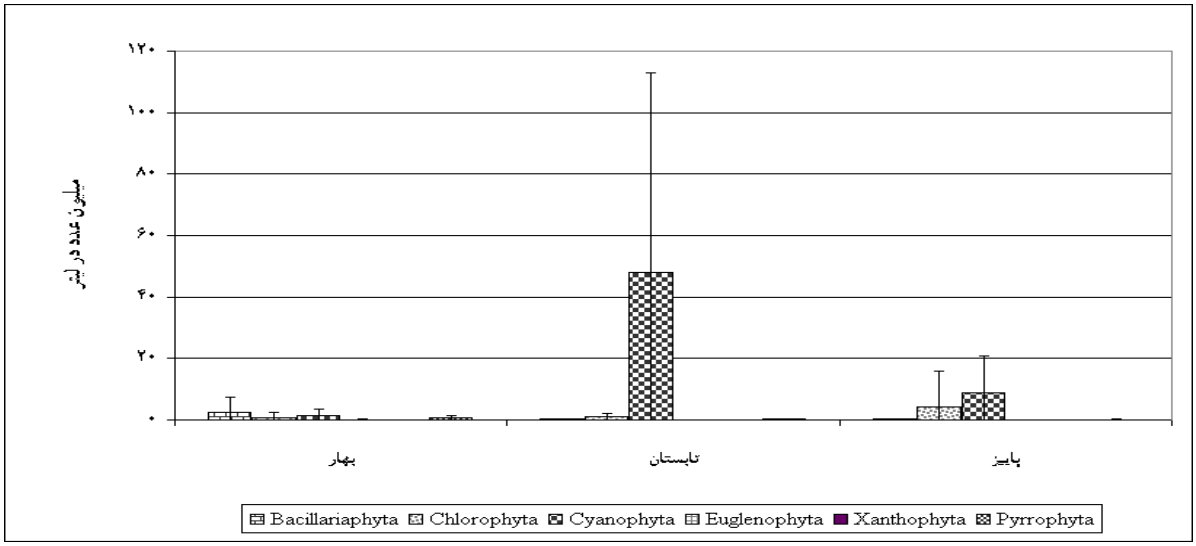
میانگین فراوانی گروه های فیتوپلانکتونی در دریاچه سد خندق لو سال ۸۹-۱۳۸۸

نمودار ۲۰ : میانگین فراوانی گروههای فیتوپلانکتونی در دریاچه سد خندقلو در سال ۸۹ - ۱۳۸۸



درصد گروه های فیتو پلانکتونی در دریاچه سد خندق لو سال ۸۹-۱۳۸۸

نمودار ۲۱ : درصد گروههای فیتوپلانکتونی در دریاچه سد خندقلو سال ۸۹ - ۱۳۸۸



نمودار ۲۲ : فراوانی فصلی شاخه های مختلف فیتوپلانکتونی در دریاچه سد خندقلو

ب - نتایج زئوپلانکتونی

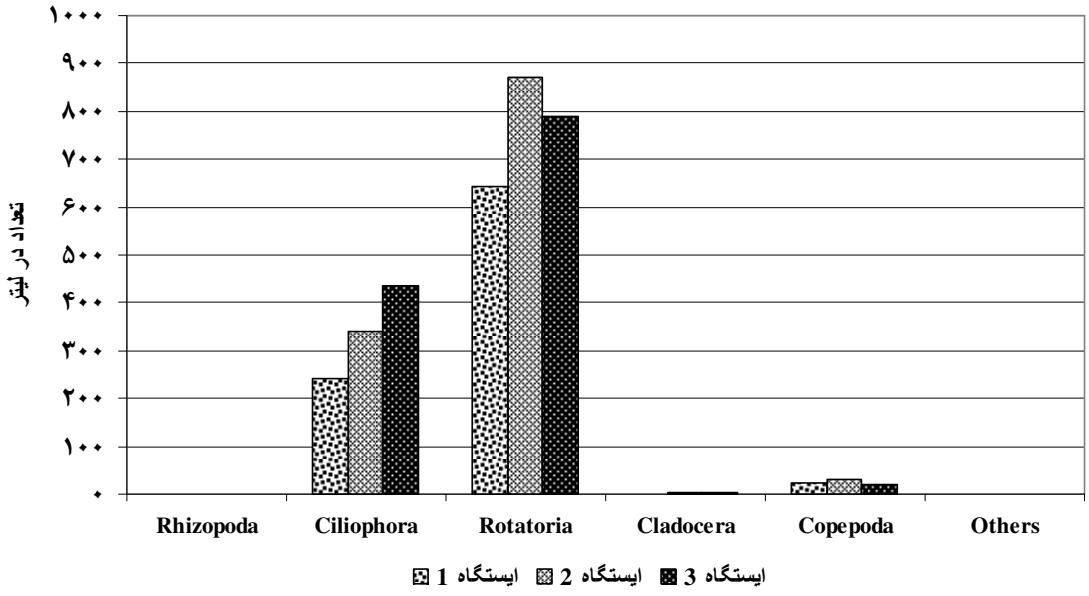
در مطالعات زئوپلانکتونی دریاچه سد خندقلو در سال ۸۹- ۱۳۸۸ در گروه زئوپلانکتون ۴ شاخه زئوپلانکتونی و ۲۰ جنس شناسایی شد . در این بین از زیر سلسله Protozoa و شاخه های Rhizopoda ۱ جنس و Ciliophora با ۲ جنس ، شاخهٔ Rotatoria با ۱۵ جنس ، از شاخهٔ Arthropoda (بندپایان) و راسته Cladocera ۲ جنس بهمراه مرحله جنینی آنها و از رده Copepoda ۱ جنس بهمراه مرحلهٔ ناپلی آنها و رده Ostracoda مشاهده گردیدند (جدول ۱۳). دراین تحقیق بیشترین درصد جمعیت زئوپلانکتونی مربوط به شاخهٔ Rotatoria بوده که ۶۷/۷ درصد آنرا شامل میگردد . مهمترین جنسهای این گروه عبارت از Filinia , Brachoinus , Polyarthera و Syncheata هستند . شاخهٔ Ciliophora با ۲۹/۸ درصد در رده دوم قرا ر دارد . پرجمعیت ترین جنس این گروه Tintinnidium میباشد . دراین شاخه بدلیل تاثیرماده تثبیت کننده فرمالین بسیاری ازجنسها شکل‌اصلی خود را ازدست داده و تحت عنوان Unkown (ناشناخته) معرفی شدند. شاخهٔ آرتروپودا با رده Copopoda و جنس Cyclops بهمراه ناپلی‌آن ۲/۳ درصدجمعیتی و راسته Cladocera با ۰/۲ درصد جمعیتی و جنسهای Bosmina و Daphnia بهمراه مرحله جنینی آنها و شاخه Rhizopoda با جنس Cyphoderia و ۰/۰۱ درصد و رده Ostracoda (مروپلانکتون ، تحت عنوان Others معرفی شده) با ۰/۰۲ درصد بخش ناچیزی از جمعیت زئوپلانکتونی دریاچه سد خندقلو را درطول بررسی دارا هستند (نمودارهای ۲۳ و ۲۴) . میانگین سالانه تراکم زئوپلانکتونهای دریاچه برابر ۱۹۶/۶± ۱۱۳۴ عدد در لیتر بوده است . ایستگاه ۳ با میانگین فراوانی ۱۲۴۹ عدد در لیتر از بیشترین فراوانی جمعیتی برخوردار بوده ضمن اینکه ایستگاه ۲ نیز جمعیتی نزدیک به آن دارد (جدول ۱۴) .

جدول ١٣ : فراوانی کیفی زئوپلانکتونی دردریاچه سد خندقلو سال ٨٩ - ١٣٨٨

شاخه	جنس	شاخه	جنس	شاخه	جنس
Rhizopoda	Cyphoderia	Rotatoria	Keratella	Rotatoria	Trichocerca
Ciliophora	Tintinnidium	Rotatoria	Lepadella	Arthropoda	Bosmina
Ciliophora	Tintinnopsis	Rotatoria	Lecana	Arthropoda	Daphnia
Ciliophora	Unknown(Ciliata)	Rotatoria	Lophocharis	Arthropoda	Cladocera emberyoni
Rotatoria	Anuraeopsis	Rotatoria	Philodina	Arthropoda	Cyclopoidae
Rotatoria	Asplanchna	Rotatoria	Polyarthera	Arthropoda	Naupli Copepoda
Rotatoria	Brachoinus	Rotatoria	Proalides	Arthropoda	Ostracoda (Others)
Rotatoria	Collotheca	Rotatoria	Schizocerca		
Rotatoria	Filinia	Rotatoria	Syncheata		

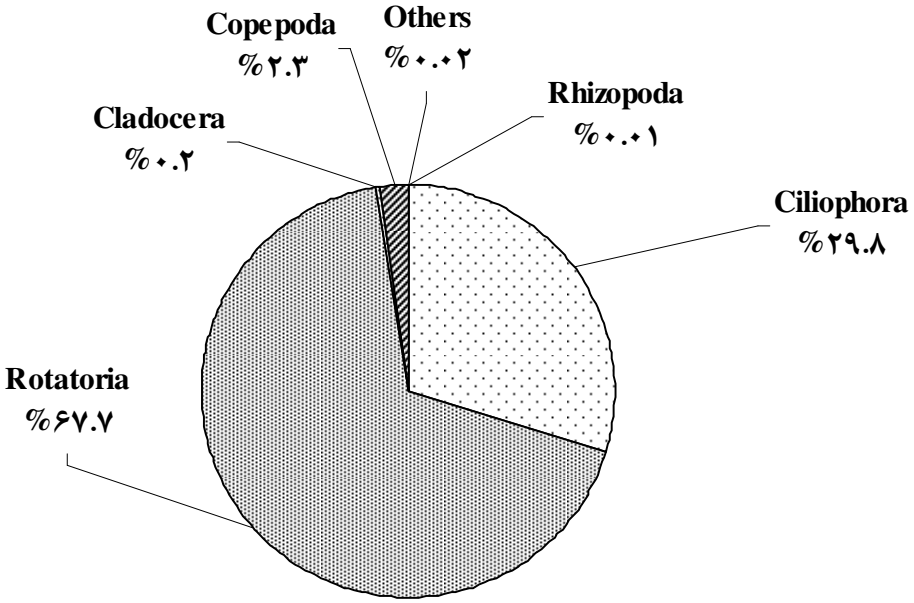
جدول ١٤ : فراوانی زئوپلانکتونی درایستگاههای مختلف سد خندقلو سال ٨٩ - ١٣٨٨

ایستگاه	آذر	فروردین	خرداد	مرداد	آبان	میانگین
١	٢٢۴	١۶۵۶	١١٧۶	۵٢۴	٩۵۴	٩٠٧
٢	٣٧٢	١۵٠٠	٢۵٠۴	۵٨٠	١٢٧٢	١٢۴۶
٣	٣٣۴	١٨٩٢	٢٣١۶	٣٠۴	١٣٩٨	١٢۴٩



میانگین فراوانی گروه های زئوپلانکتونی در دریاچه سد خندق لو سال ٨٩-١٣٨٨

نمودار ٢٣ : میانگین فراوانی گروههای زئوپلانکتونی در دریاچه سد خندقلو سال ٨٩ - ١٣٨٨



درصد گروه های زئوپلانکتونی در دریاچه سد خندق لو سال ۸۹-۱۳۸۸

نمودار ٢٤ : درصد گروههای زئوپلانکتونی در دریاچه سد خندقلو سال ۸۹ - ۱۳۸۸

ANURAEOPSIS

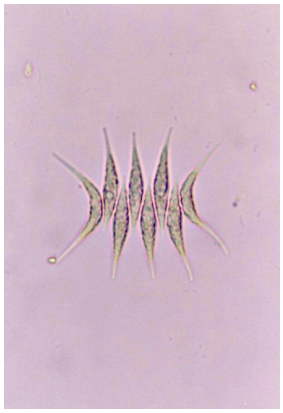
THERMOCYCLOPS

BRACHIONUS

CYCLOTELLA

EUGLENA

NITZSCHIA



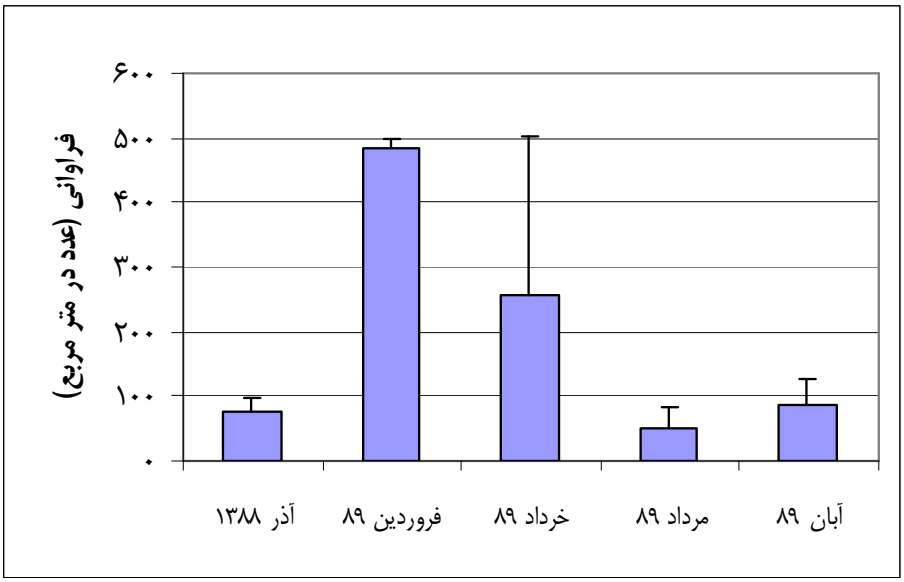
SCENEDESMUS

شکل ١٤ : تصاویر برخی از فیتوپلانکتونها و زئوپلانکتونهای دریاچه خندقلو استان زنجان

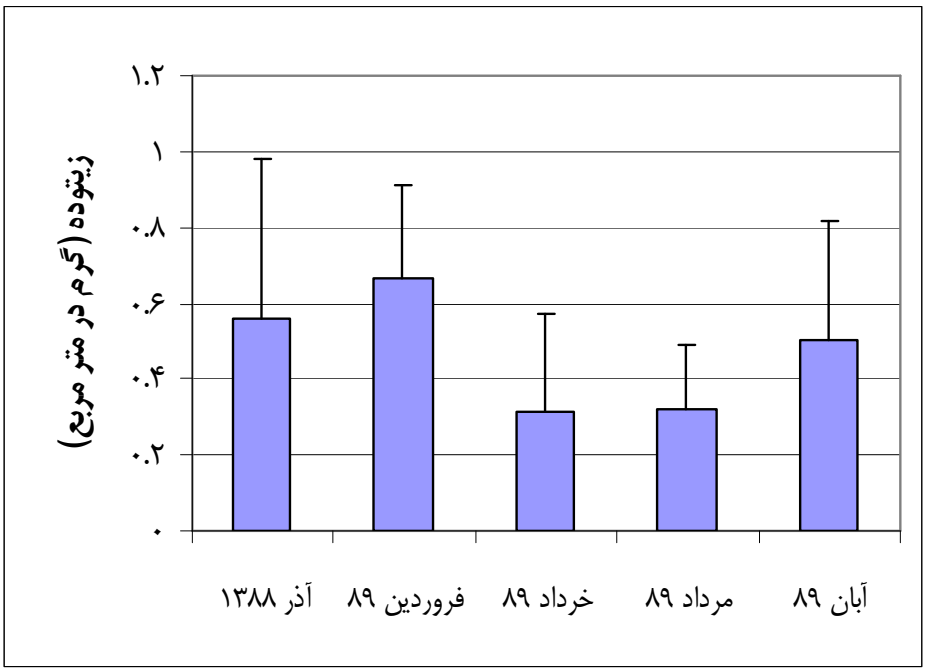
نتایج کفزیان دریاچه خندقلو :

از بررسی موجودات کفزی دریاچه خندقلو استان زنجان دو گروه جانوری Chironomidae , Tubificidae درکلیه ماههای مورد بررسی شناسایی گردید . میانگین و انحراف معیار فروانی Chironomidae ۲۶۹± ۲۱۳/۶ و خطای استاندارد آن ۹۵/۱ عدد در متر مربع بوده و بیشترین فراوانی آن به تعداد ۷۵۰ عدد در متر مربع شمارش گردید. میانگین و انحراف معیار فروانی Tubificidae ۲۱۳/۵ ± ۱۶۳ و خطای استاندارد آن ۸۰/۷ دارای بیشینه فراوانی ۴۸۳ عدد در متر مربع بوده است. میانگین و انحراف معیار زیتوده Chironomidae ۰/۵۲ گرم در متر مربع و خطای معیار آن ۰/۱۸ بوده است این مقادیر برای خانواده Tubificidae بترتیب ۰/۴۱ ، ۰/۴۰ و ۰/۱۵ گرم در متر مربع اندازه گیری شد. فراوانی و زیتوده موجودات کفزی دریاچه در نمودار های ۲۵ و ۲۶ نشان داده شده بطوریکه پیداست بیشترین میانگین فراوانی و زیتوده موجودات در فروردین ماه مشاهده شده ودر مرداد کمترین مقادیر را داشته است. زیتوده این موجودات از۰/۳ تا ۰/۶۶ گرم در متر مربع متغیربوده است. میانگین زیتوده ماههای مذکور ۰/۴۷ ، انحراف معیار ۰/۴۵ و خطای استاندارد ۰/۱۲ گرم در متر مربع بوده است.

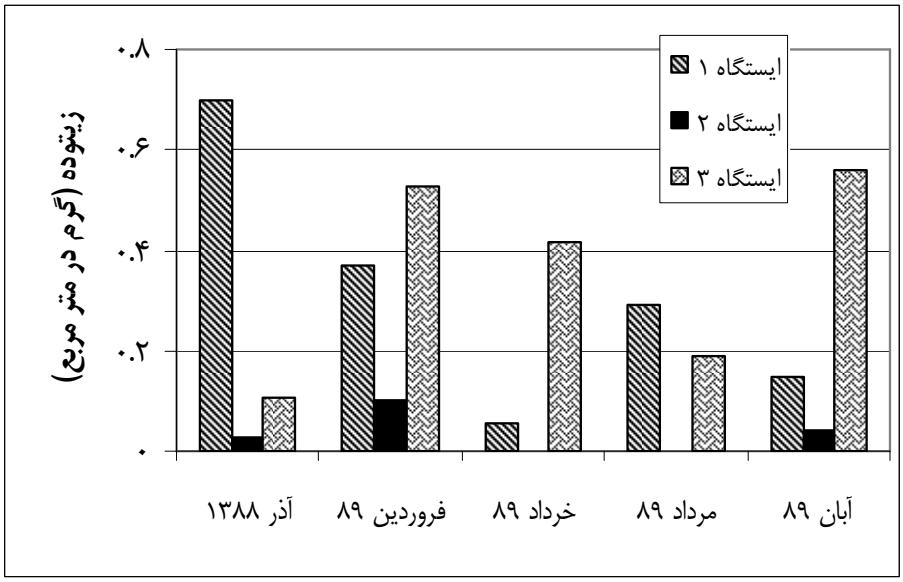
پراکنش مکانی – زمانی این موجودات در نمودار ۲۷ نشان داده شده است بطوریکه از نمودار ۲۷ پیداست ایستگاه ۳ در بیشتر زمانها (فروردین ، خرداد و آبان) از زیتوده بالاتری برخوردار بوده و ایستگاه ۲ در تمام زمانها به میزان حداقل وجود داشته است.



نمودار ۲۵: فراوانی موجودات کفزی دریاچه خندقلو استان زنجان طی ماههای مختلف



نمودار ۲۶: زی توده موجودات کفزی دریاچه خندقلو استان زنجان طی ماههای مختلف



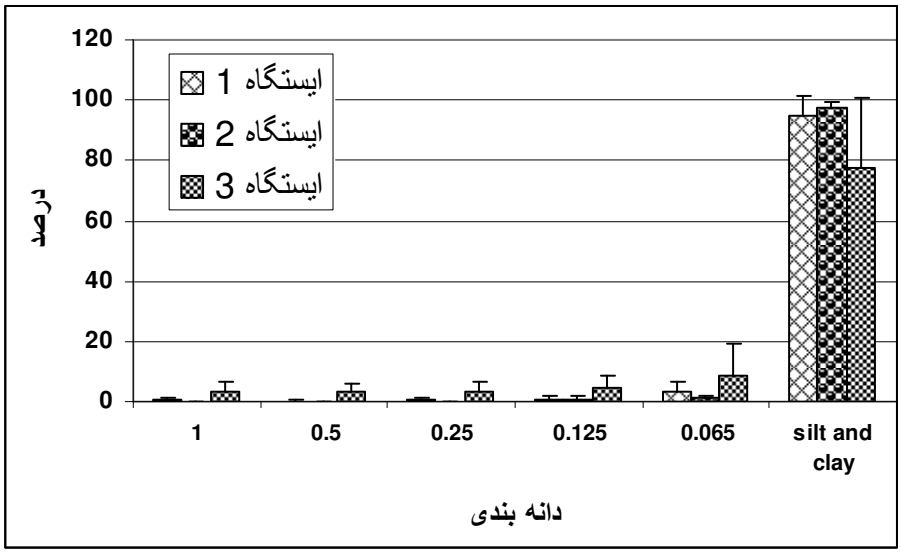
نمودار ۲۷ : زیتوده موجودات کفزی در ایستگاههای مختلف دریاچه خندقلو استان زنجان طی ماههای مختلف

نتایج بررسی دانه بندی و مواد آلی :

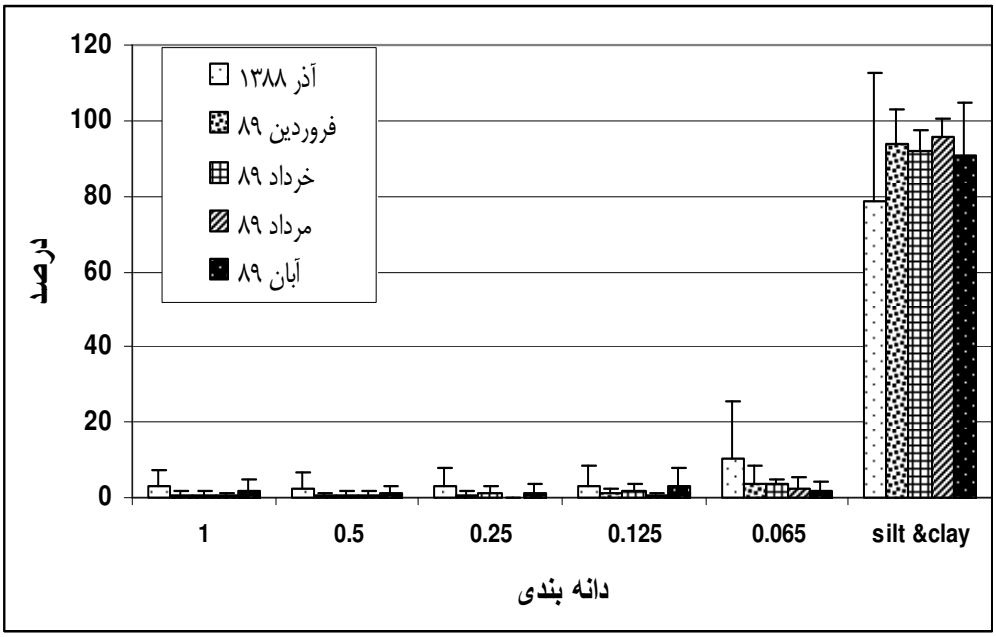
وضعیت بافت بستر خندق قلو نشان داد که ۹۰٪ دانه بندی متعلق به ذرات کمتراز ۶۵٪ میلی لیتر بود که بعنوان سیلت و رس شناخته می شوند. این ساختار در تمام ایستگاهها (نمودار ۲۸) و برای تمام ایستگاهها (نمودار ۲۹) رویت شده است. به استثناء ایستگاه ۳ (در بافت ۰/۵ میلی لیتر) که با دو ایستگاه دیگر تفاوت داشته (Sig. l.=

0.02, F=5.45) هیچگونه تفاوت معنی داری بین ایستگاهها در بافت بستر مشاهده نگردید. وضعیت دانه بندی بستر در ماههای مختلف نیز تفاوت معنی داری را نشان نداده است.

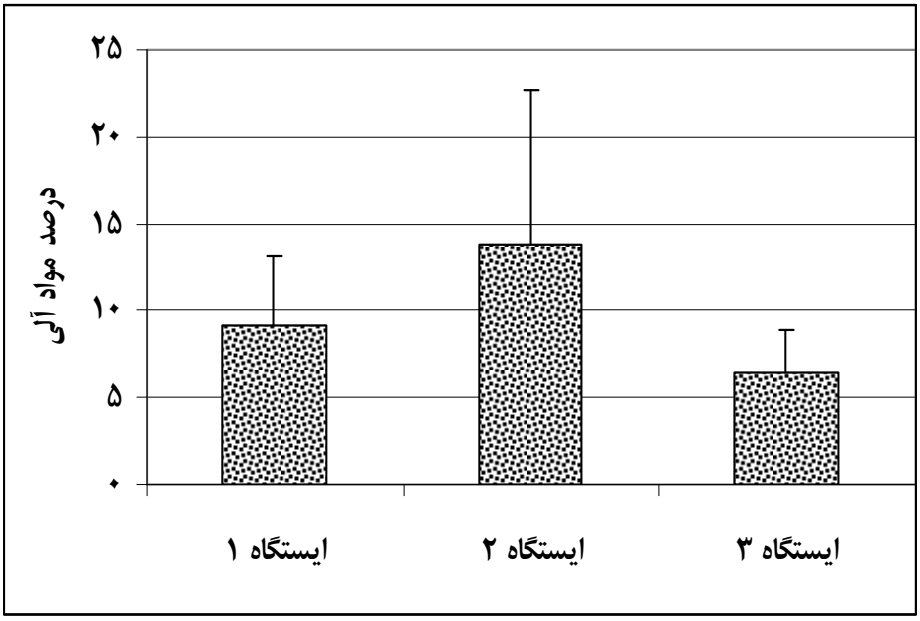
میزان مواد آلی در ایستگاههای مختلف از ۶/۴ تا ۱۳/۷ درصد متغیر بوده که ایستگاه ۲ بیشترین مقدار و ایستگاه ۳ کمترین مقدار را نشان داده است (نمودار ۳۰). میزان مواد آلی در ماههای مختلف از حداقل ۷ درصد در ماه فروردین ۱۳۸۹ تا حد اکثر ۱۴/۶درصد در آذر ۱۳۸۸متغیر بوده است (نمودار ۳۱). میانگین مقدار مواد آلی در پیکره دریاچه خندقلو به میزان ۶/۳± ۹/۷ درصد برآورد گردید.



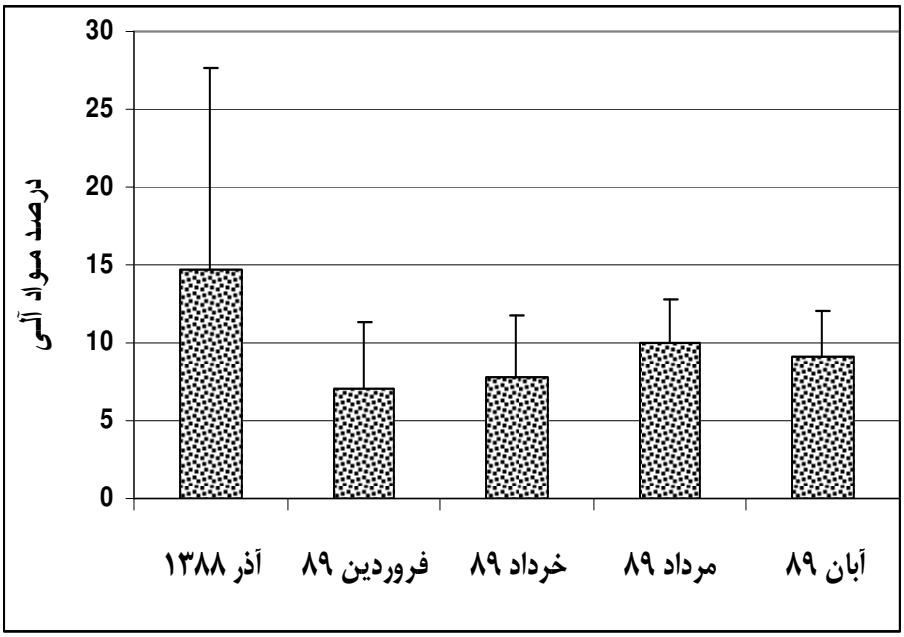
نمودار ۲۸ : خصوصیات دانه بندی بستر خندقلو در ایستگاههای مختلف



نمودار ۲۹ : خصوصیات دانه بندی بستر خندقلو در ماههای مختلف مورد بررسی



نمودار ۳۰: درصد مواد آلی بستر خندقلو در ایستگاههای مختلف



نمودار ۳۱: خصوصیات دانه بندی بستر خندقلو در ماههای مختلف مورد بررسی

محاسبه تولید کفزیان و ماهیان کفزی خوار :

براساس زیتوده کفزیان اندازه گیری شده در دریاچه میانگین زیتوده کفزیان در ماههای مورد بررسی حدود ۴/۷۱ کیلو در هکتار بوده است که بااستفاده از روابط برآورد تولید (Li and Mathias, 1994) که از معادله

(نسبت $B \times P/B \times Uf$ به FCR) تبعیت میکند، میزان تولید ماهی کفزی خوار حدود ۱ کیلو در هکتار بر آورد گردید (جدول ۱۵).

ضریب (P/B) بسیار متغیر بوده از ۱ تا ۲۵ بر اساس موجودات مختلف و نقاط جغرافیایی متفاوت در نوسان است عمدتا این مقدار در حد ۴ در نظر گرفته میشود. (Uf) ضریب مصرف غذا نیز بر ای بنتوز ها در حد ۲۵-۲۰ درصد لحاظ میشود. نرخ تبدیل غذایی (FCR) که بیانگر میزانی از وزن تر بنتوز می باشد که تبدیل به یک کیلو گرم ماهی می شود در مورد دو گروه کفزی مورد مطالعه ۵ در نظر گرفته می شود.

میزان برآورد تولید ماهی در دریاچه مازاد بر افزایش تولید ماهی خواهد بود که در دریاچه وجود داشته و پرورش داده میشود. بر این اساس دانستن اطلاعات رها سازی و بویژه آمار صید سالانه این دریاچه در مورد ماهی کپور در مدیریت شیلاتی دریاچه میتواند ره گشا باشد.

جدول ۱۵ : برآورد تولید ماهی کفزی خوار با استفاده از زیتوده کفزیان دریاچه خندقلو

ماه	زیتوده بنتوز (g/m2)	زیتوده بنتوز kg/ha	تولید ماهی کفزیخوار (kg/ha)	تولید ماهی کفزیخوار kg/lake
آذر ۱۳۸۸	0.557	5.57	1.11	111
فروردین ۸۹	0.663	6.64	1.33	133
خرداد ۸۹	0.313	3.13	0.63	63
مرداد ۸۹	0.32	3.2	0.64	64
آبان ۸۹	0.5	5.0	1	100
میانگین	0.471	4.71	0.94	94

نتایج شاه میگوی آب شیرین :

صید و صید در واحد تلاش :

در آذر ماه سال ۱۳۸۸ در دریاچه میزان تلاش صیادی مجموعا برابر ۱۹۲۰ ساعت- تله بوده است که حاصل آن صید ۴۸۹ عدد شاه میگو بوده است که از این تعداد ۲۴۲ عدد (۴۹/۵ درصد) شاه میگوی نر و ۲۴۷ عدد(۵۰/۵ درصد) شاه میگوی ماده بوده است .

در جدول زیر میزان صید شاه میگو ها در هر یک از ایستگاههای مورد بررسی در دریاچه آورده شده است .

جدول ١٦ : و ضعیت صید شاه میگو در ایستگاههای مورد بررسی در دریاچه خندقلو در آذر ماه ۱۳۸۸

ایستگاه	تعداد تله(عدد)	صید نرها (عدد)	صید ماده ها (عدد)	صید کل(عدد)	صید در واحد تلاش (عدد در هر تله در ۲۴ ساعت)
ایستگاه ۱	۲۰	۲۹	۴۱	۷۰	۳/۵
ایستگاه ۲	۲۰	۷۸	۶۰	۱۳۸	۶/۹
ایستگاه ۳	۲۰	۹۷	۱۰۱	۱۹۸	۹/۹
ایستگاه ۴	۲۰	۳۸	۴۵	۸۳	۴/۱
متوسط کل ایستگاهها	۸۰	۲۴۲	۲۴۷	۴۸۹	۶/۱

بطوریکه از جدول ملاحظه می شود بیشترین میزان صید در ایستگاه ۳ با ۱۹۸ عدد شاه میگو بوده است . بالاترین میانگین صید نرها و ماده ها نیز در ایستگاه ۳ بترتیب با مقدار ۹۷ و ۱۰۱ عدد شاه میگو مشاهده شده است . همچنین بیشترین میزان صید در واحد تلاش نیز به در ایستگاه ۳ به میزان ۹/۹ عدد شاه میگو در هر تله در ۲۴ ساعت اندازه گیری گردید .

متوسط میزان صید به ازاء یک تله در ۲۴ ساعت برای کل دریاچه برابر ۶/۱ عدد شاه میگو در هر تله بوده است . متوسط میزان صید به ازاء تلاش برای نرها برابر ۳ عدد شاه میگو و برای ماده ها برابر ۳/۱ عدد شاه میگو در هر تله بوده است.

در فروردین ماه ۱۳۸۹ ، میزان تلاش صیادی مجموعا برابر ۱۹۲۰ ساعت- تله بوده و در مجموع ۸۹ عدد شاه میگو صید گردید که از این تعداد ۴۱ عدد شاه میگوی نر (۴۶ درصد) و ۴۸ عدد شاه میگوی ماده (۵۴ درصد) بوده است . میزان صید در واحد تلاش کل برابر ۱/۱ عدد شاه میگو در هر تله در ۲۴ ساعت اندازه گیری گردید.

در عملیات تله گذاری در مرداد ماه میزان تلاش صیادی انجام شده برابر ۴۸۰۰ ساعت تله بوده که حاصل آن ۱۴۰ عدد شاه میگو بوده است . از این تعداد ، ۶۵ عدد (۴۶ درصد) شاه میگوی نر و ۷۵ عدد (۵۴ درصد) شاه میگوی ماده بوده است . میزان صید در واحد تلاش برابر ۰/۷ عدد شاه میگو در هر تله در ۲۴ ساعت اندازه گیری شد .

برای برآورد ذخایر شاه میگو طی ۵ روز عملیات کاری در دریاچه خندقلو در اواخر مهر ماه ۱۳۸۹ ، میزان تلاش صیادی مجموعا برابر ۲۰۱۶۰ ساعت- تله بوده است که حاصل آن صید ۴۷۳ عدد شاه میگو بوده است که از این تعداد ۲۰۱ عدد (۴۲ درصد) شاه میگوی نر و ۲۷۲ عدد(۵۸ درصد) شاه میگوی ماده بوده است .

متوسط روزانه تعداد شاه میگوی صید شده در هر ایستگاه در دریاچه برابر ۳/۱ ± ۲۲/۵ عدد شاه میگو($\bar{X} \pm SD$) بوده است . متوسط تعداد شاه میگو های نر و ماده صید شده در هر ایستگاه بترتیب برابر ۲۶/۴ ± ۲۸/۷ و ۲۱/۴ ± ۳۸/۸ عدد بوده است . میزان صید در واحد تلاش برای نرها برابر ۰/۲۳ عدد شاه میگو در هر تله در ۲۴ ساعت و

برای ماده ها ۰/۳۲ عدد شاه میگو در هر تله در ۲۴ ساعت اندازه گیری شد . میزان صید در واحد تلاش برای کل دریاچه در طی ۵ روز در مهر ماه برابر ۰/۳۷ ± ۰/۵۶ عدد شاه میگو در هر تله در ۲۴ ساعت اندازه گیری گردید . در مجموع میزان صید در واحد تلاش برای کل دوره بررسی در دریاچه خندقلو برابر۲/۵ ± ۲/۱ عدد شاه میگو در هر تله در ۲۴ ساعت محاسبه گردید .

ساختار طولی ، وزنی ، و سنی شاه میگو ها در دریاچه خندقلو :

در مجموع بررسیهای انجام شده طی سالهای ۸۹ – ۱۳۸۸ ، میانگین طول کل شاه میگو ها در دریاچه خندقلو برابر ۲۰/۵ ± ۱۳۰/۵ میلی متر (عدد ۶۳۶ = n) و میانگین طول کاراپاس برابر۱۴/۸ ± ۶۸/۴ میلی متر اندازه گیری شد . میانگین طول پشت چشمی (OCL) برابر ۱۲/۴ ± ۵۰/۹ میلی متر بوده است . بالاترین میزان طول کل و طول کاراپاس کل شاه میگو ها بترتیب برابر ۱۹۵/۴ و ۱۰۷/۲ میلی متر و حداقل شاخصهای فوق بترتیب برابر ۴۱ و ۲۱/۱ میلی متر اندازه گیری شد . میانگین وزن شاه میگوها برابر ۳۴/۱ ± ۶۹/۴ گرم با حداقل و حداکثر وزن بترتیب ۱/۹ و ۲۰۷/۲ گرم اندازه گیری گردید .

میانگین طول کل نرها برابر ۲۱/۶ ± ۱۳۵/۴ میلی متر با حداقل و حداکثر طول کل بترتیب ۴۱ و ۱۹۵/۴ میلی متر اندازه گیری شد. میانگین وزن میگو های نر صید شده برابر ۳۸/۸ ± ۸۴/۴ گرم با حداقل و حداکثر وزن بترتیب ۲/۲ و ۲۰۷/۲ گرم بوده است .

در خصوص ماده ها میانگین طول کل برابر ۱۸/۱ ± ۱۲۵/۵ میلی متر با حداقل و حداکثر طول کل بترتیب ۴۳/۵ و ۱۶۶/۲ میلی متر اندازه گیری شد . میانگین وزن شاه میگو های ماده نمونه برداری شده برابر ۱۸/۹ ± ۵۴/۱ گرم با حداقل و حداکثر وزن بترتیب ۱/۹ و ۱۱۰/۷ گرم اندازه گیری شده است .بین میانگین طول کل و وزن در نرها و ماده ها اختلاف معنی داری مشاهده گردید (بترتیب $P<0.05$, $df= 635$,$F=39.5$ و $P<0.05$, $df= 635$, $F = 155.2$) .

در بررسیهای انجام شده در آذر ماه ۱۳۸۸ ، میانگین طول کل شاه میگو ها در دریاچه خندقلو برابر ۱۴/۶ ± ۱۳۸/۴ میلی متر(عدد ۲۹۱ = n) و حداقل و حداکثر طول کل بترتیب برابر ۱۰۳/۹ و ۱۹۵/۴ میلی متر اندازه گیری شد . میانگین وزن شاه میگوها برابر ۳۱/۳ ± ۷۷/۸ گرم با حداقل و حداکثر وزن بترتیب ۲۸/۴ و ۲۰۰/۷ گرم اندازه گیری گردید . در خصوص ماده ها میانگین طول کل و وزن بترتیب ۱۱/۵ ± ۱۳۲/۹ میلی متر و ۱۵/۶ ± ۶۰/۱ گرم اندازه گیری شده است . نرها دارای میانگین طول ۱۵/۵ ± ۱۴۳/۸ میلی مترو میانگین وزن ۳۲/۹ ± ۹۵/۷ گرم بوده اند .

در فروردین ماه ۱۳۸۹ میانگین طول کل برابر ۲۶/۴ ± ۱۲۶/۲ میلی متر با حداقل و حداکثر طول کل بترتیب ۴۱ و ۱۶۲/۶ میلی متر اندازه گیری شد. میانگین وزن شاه میگو های صید شده برابر ۳۸/۹ ± ۶۹/۵ گرم با حداقل و حداکثر وزن بترتیب ۲/۲ و ۱۶۰/۸ گرم بوده است .ماده ها دارای میانگین طول کل

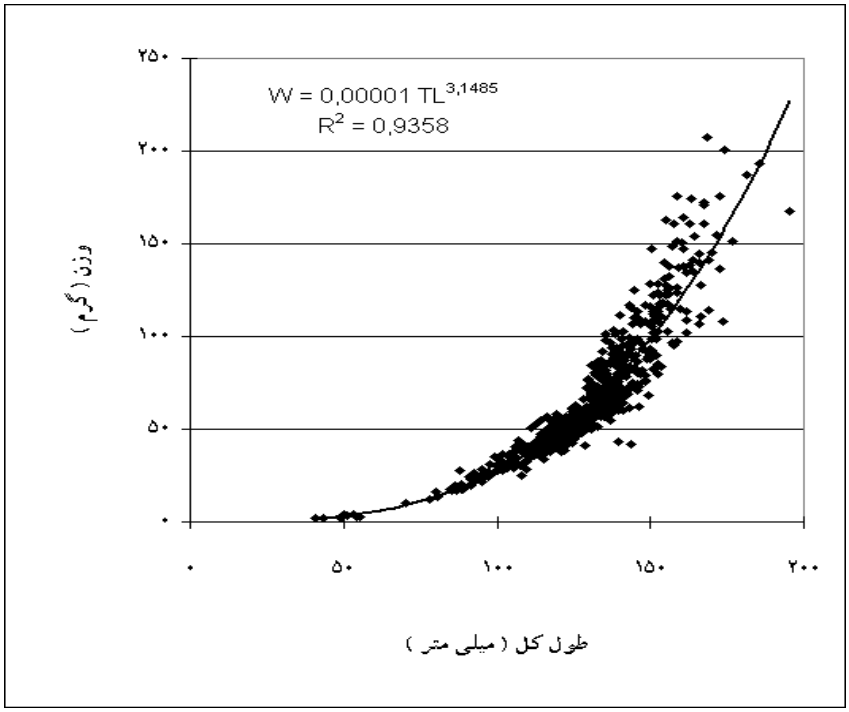
در مرداد ماه ۱۳۸۹ میانگین طول کل برابر ۲۳/۴ ± ۱۲۲/۹ میلی متر با حداقل و حداکثر طول کل بترتیب ۵۰ و ۱۸۱/۶ میلی متر اندازه گیری شد. میانگین وزن شاه میگو های صید شده برابر ۳۷/۶ ± ۶۰/۵ گرم با حداقل و حداکثر وزن بترتیب ۳/۸ و ۱۸۷/۱ گرم بوده است .

در مهر و آبان ماه ۱۳۸۹ میانگین طول کل برابر ۲۰/۳ ± ۱۲۳/۹ میلی متر با حداقل و حداکثر طول کل بترتیب ۴۳/۵ و ۱۶۸/۷ میلی متر اندازه گیری شد. میانگین وزن شاه میگو های صید شده برابر ۳۰/۷ ± ۶۱/۷ گرم با حداقل و حداکثر وزن بترتیب ۱/۹ و ۲۰۷/۲ گرم بوده است .

میانگین طول کل و وزن در ماههای مختلف اختلاف معنی داری را نشان داد (بترتیب $F=30.4, df= 635 , P<0.05$ و $F=12.5 , df = 635 , P< 0.05$) .

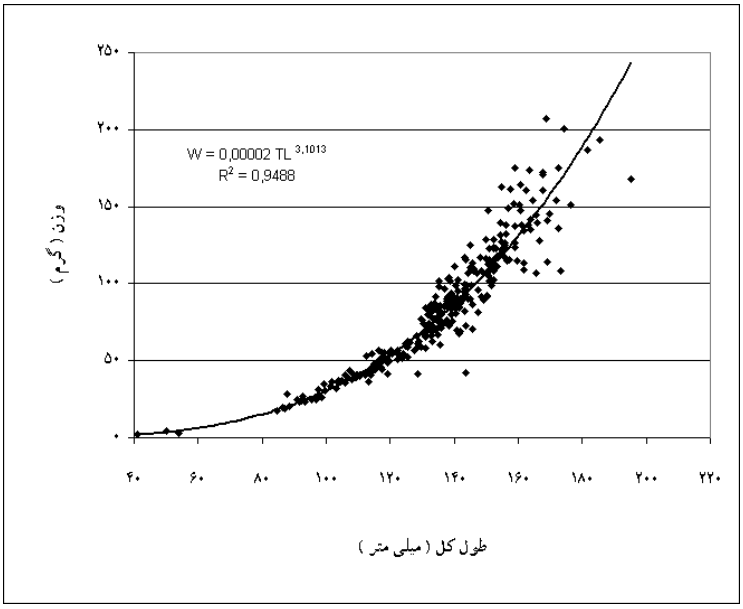
همانگونه که ذکر گردید در سفر تحقیقاتی برای بررسی ذخایر شاه میگوی آب شیرین دریاچه خندقلو یک عدد شاه میگو نر با طول کل ۱۹۵/۴ میلی متر و وزن ۱۶۷/۷ گرم صید گردید و بالاترین وزن ثبت شده ۲۰۷/۲ گرم مربوط به شاه میگویی به طول کل ۱۶۸/۷ گرم بوده است . این شاه میگو ها در آبان ماه ۱۳۸۹ صید گردیدند .

رابطه طول و وزن این آبزی (کل نر و ماده) برابر $W = ۰/۰۰۰۰۱ L^{۳/۱۴۸۵}$ (df = ۶۳۵ و R2 = ۰/۹۳۵) بوده است (نمودار ۳۲) .



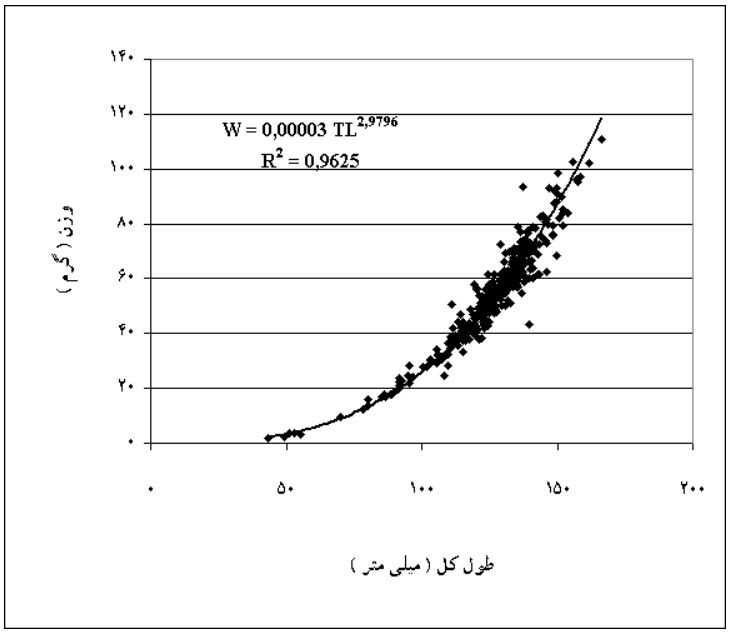
نمودار ۳۲ : رابطه طول و وزن شاه میگوی آب شیرین (کل نر و ماده) دریاچه خندقلو طی سالهای ۸۹ - ۱۳۸۸

رابطه طول و وزن شاه میگوی نر دریاچه خندقلو برابر W = ۰/۰۰۰۰۲ L ۳/۱۰۱۳ (df = ۳۱۶ و R2 = ۰/۹۴۸۸) بوده است (نمودار ۳۳)



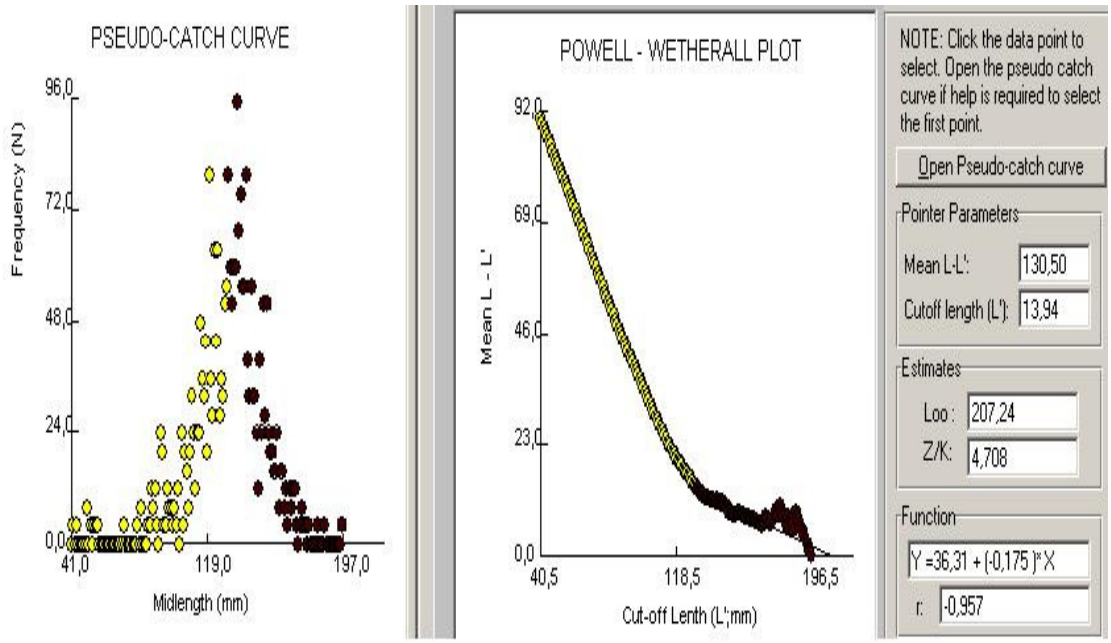
نمودار ۳۳ : رابطه طول و وزن شاه میگوی آب شیرین نر دریاچه خندقلو طی سالهای ۸۹ - ۱۳۸۸

همچنین رابطه طول و وزن شاه میگوی ماده دریاچه خندقلو برابر W = ۰/۰۰۰۰۳ L ۲/۹۷۹۶ (df = ۳۱۵ و R2 = ۰/۶۵۲۵) بوده است (نمودار ۳۴)



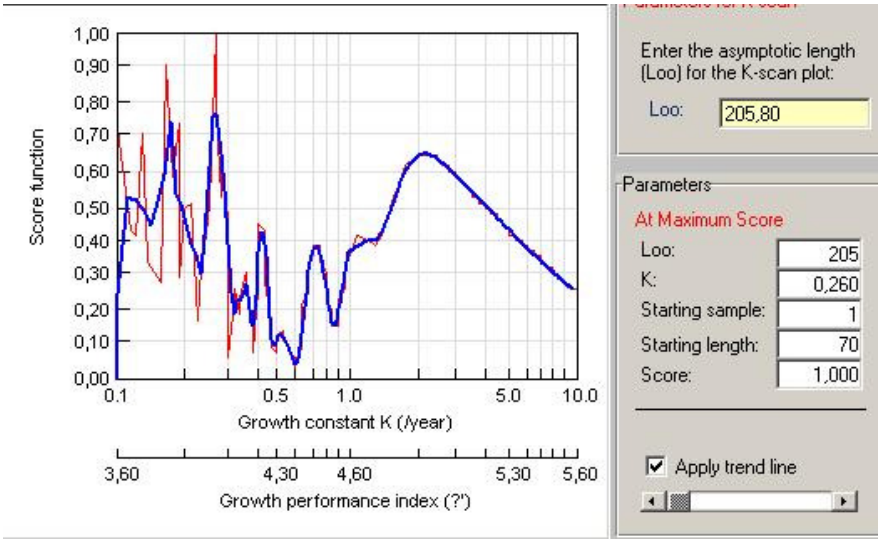
نمودار ۳٤ : رابطه طول و وزن شاه میگوی آب شیرین ماده دریاچه خندقلو طی سالهای ۸۹ - ۱۳۸۸

بر اساس روش (Wetheral, 1986) پیراسنجه های $L\infty$ و Z/K برای شاه میگوی دریاچه خندقلو بترتیب برابر ۲۰۷/۲۴ میلی متر و ۴/۷ در سال محاسبه شد (نمودار ۳۵)



نمودار ۳۵ : پیراسنجه های $L\infty$ و Z/K برای شاه میگوی دریاچه خندقلو طی سالهای ۸۹ - ۱۳۸۸

ضریب رشد K و میزان $L\infty$ در برنامه FISAT با استفاده از روش Shepherd و Scan نمودن K (Shepherd, 1987) بترتیب به میزان ۰/۳ در سال و ۲۰۵ میلی متر محاسبه گردید (نمودار ۳۶) .



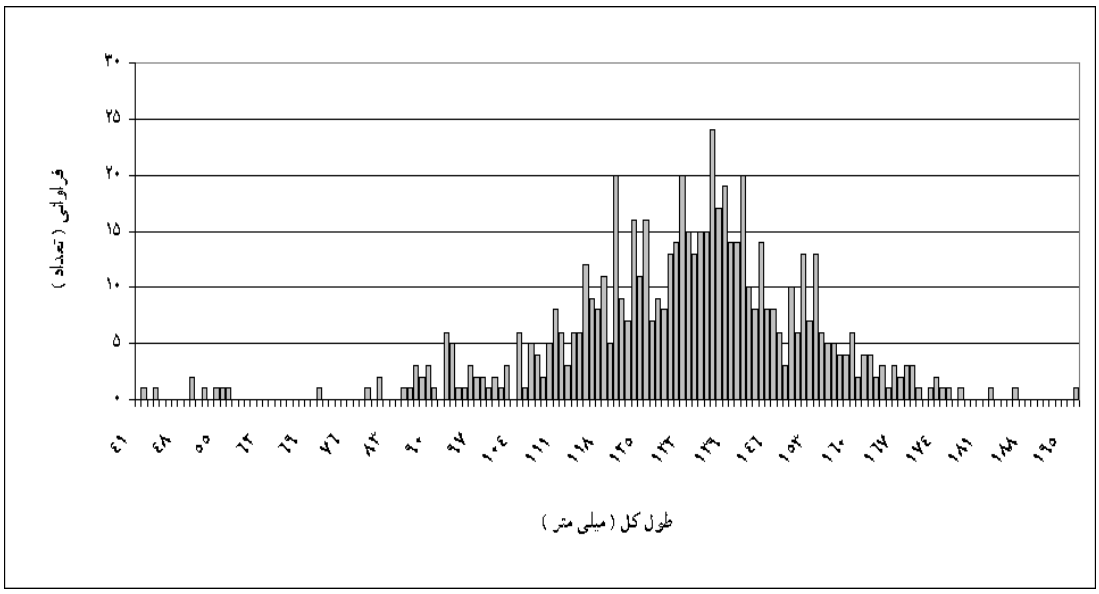
نمودار ۳۶ : میزان ضریب رشد K و $L\infty$ شاه میگوی دریاچه خندقلو طی سالهای ۸۹ - ۱۳۸۸

ضریب مرگ و میر طبیعی شاه میگوی دریاچه خندقلو با استفاده از فرمول تجربی Pauly با در نظر گرفتن K و $L\infty$ بترتیب برابر ۰/۳ درسال و ۲۰۵ میلی متر و درجه حرارت سالانه ۱۲ درجه سانتی گراد ، برابر ۱/۴۴ در سال محاسبه شد .

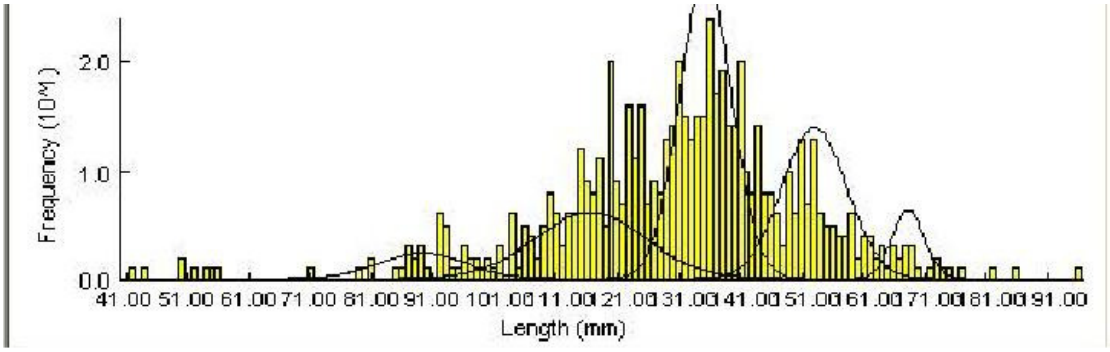
نمودار ۳۷ فراوانی طولی شاه میگوی دریاچه خندقلو را نشان می دهد (هر دو جنس نر و ماده) . بطوریکه از نمودار ملاحظه می شود چندین اوج در فراوانی طولی ملاحظه می شود که با استفاده از فراوانی طولی این شاه میگو (طول کل شاه میگو) ، تعداد گروههای سنی شاه میگو با استفاده از روش Bhattacharya (۱۹۶۷) در برنامه FISAT تعیین گردید . هر اوج در این نمودار که فراوانی هر طول در نظر گرفته می شود ، نشان از یک گروه سنی دارد (نمودار ۳۸) . بر اساس این روش ۵ گروه سنی در فراوانی طولی شاه میگوی دریاچه خندقلو محاسبه گردید . در جدول زیر میانگین و انحراف معیار طول در هر گروه سنی آورده شده است .

جدول ۱۷ : میانگین طول و انحراف معیار و شاخص تفکیک محاسبه شده بر اساس روش Bhattacharya شاه میگوی دریاچه خندقلو در سال ۸۹ – ۱۳۸۸

گروه سنی	میانگین طول کل	انحراف معیار	شاخص تفکیک
۱	۸۹/۲	۶/۹۴	n.a
۲	۱۱۱/۷۳	۷/۳۴	۲/۷۲
۳	۱۳۱/۹	۹/۷	۲/۲۹
۴	۱۴۹/۱	۶/۷	۳/۴۷
۵	۱۶۸/۱	۴/۰۷	۲/۷۰

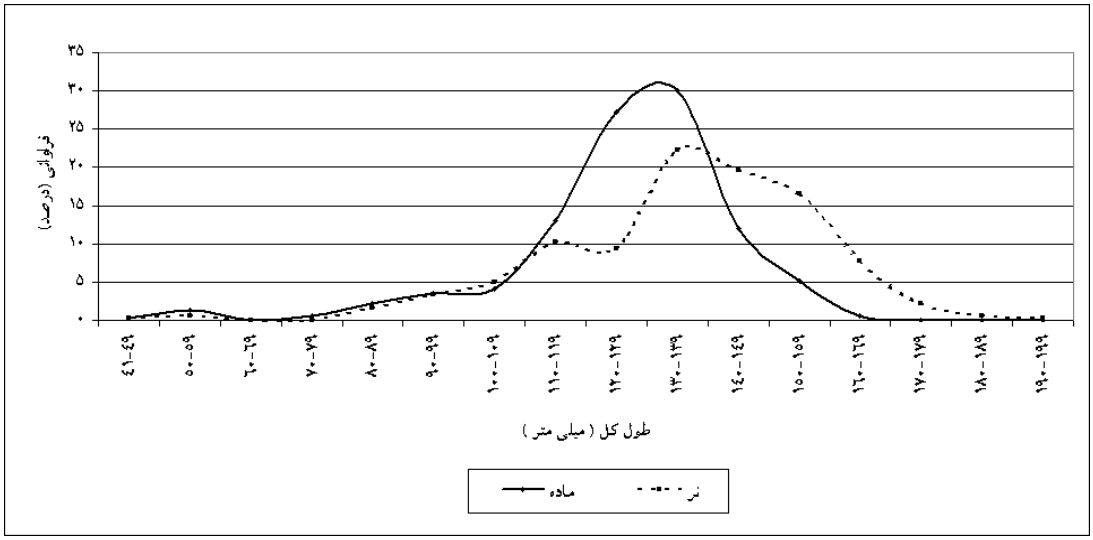


نمودار ۳۷ : فراوانی طولی (طول کل) شاه میگوی (مجموع نر و ماده) دریاچه خندقلو طی سالهای ۸۹ – ۱۳۸۸



نمودار ۳۸ : گروههای سنی شاه میگوی دریاچه خندقلو با استفاده از روش Bhattacharya

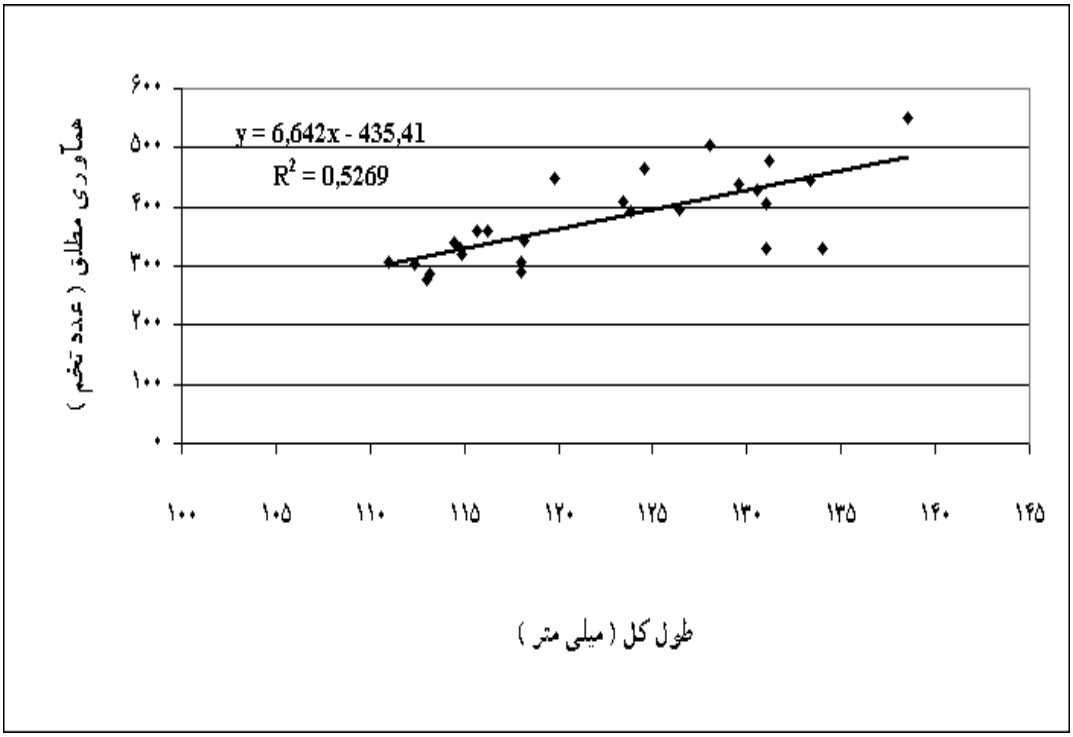
در نمودار ۳۹ فراوانی طولی (طول کل) شاه میگوی های نر و ماده در دریاچه خندقلو مقایسه شده است بطوریکه از نمودار ملاحظه می شود اوج فراوانی طولی شاه میگوی های ماده در گروههای طولی ۱۲۹ – ۱۲۰ میلی متر و اوج فراوانی طولی شاه میگوهای ماده در گروه طولی ۱۳۹ – ۱۳۰ میلی متر قرار دارد . نکته قابل توجه اینکه فراوانی طولی در سمت راست و چپ نمودار فراوانی طولی شاه میگوهای ماده دارای شیب تندی بوده در حالیکه در شاه میگوهای نر این شیب ملایم تر می باشد و گروههای طولی بالا از فراوانی بیشتری در نرها برخوردار می باشند. .



نمودار ۳۹ : مقایسه فراوانی طولی (طول کل) شاه میگوی آب شیرین نر و ماده در دریاچه خندقلو طی سالهای ۸۹ – ۱۳۸۸

همآوری مطلق (Ovarian eggs) :

میانگین همآوری مطلق برابر ۷۰/۱ ± ۳۷۸/۳ عددتخم و میانگین طول این ماده ها ۸/۱ ± ۱۲۲/۵میلیمتر (n = ۲۶) است . همچندی خط برازش بین همآوری مطلق و طول کل در نمودار ۴۰ نشان داده شده است .



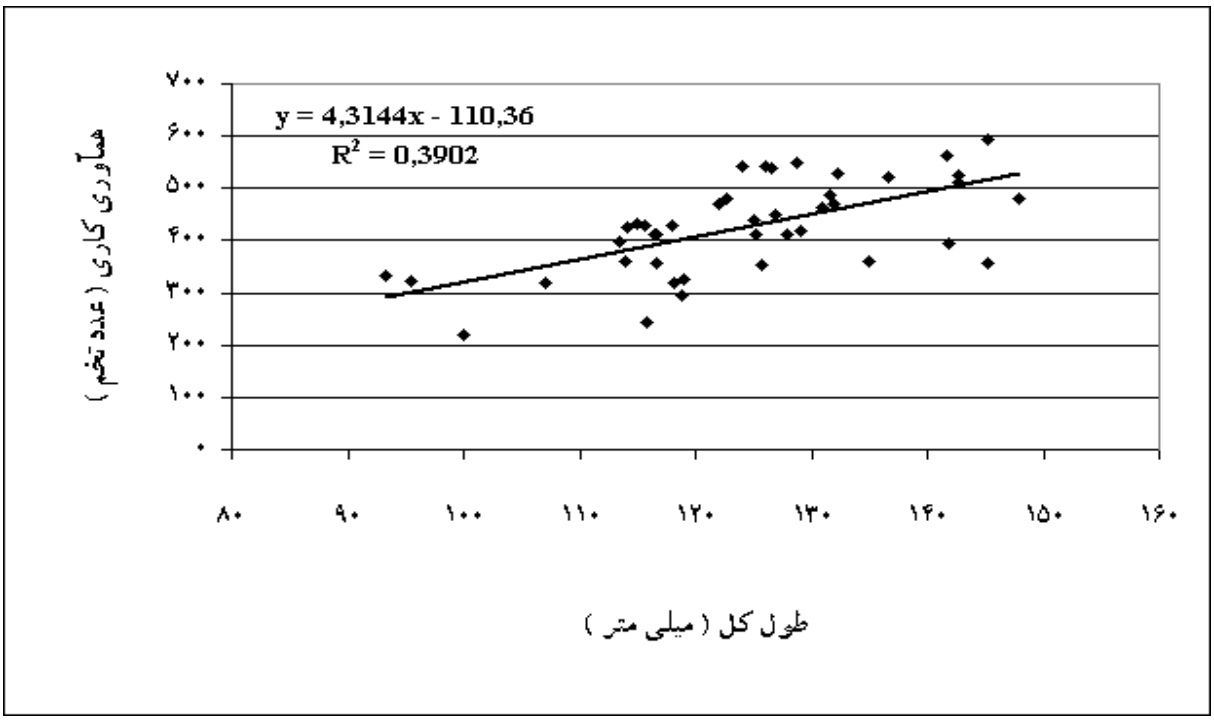
نمودار ٤٠ : رابطه خطی بین طول کل و همآوری مطلق شاه میگوی دریاچه خندقلو طی سالهای ۸۹ – ۱۳۸۸

و معادله این رابطه بصورت F = ۶/۶۴۲ TL – ۴۳۵/۴۱ (R2 = ۰/۵۲ ، df = ۲۴)

که در این فرمول F همآوری مطلق و TL طول کل شاه میگو به میلی متر است. کوچکترین شاه میگو به طول ۱۱۱ میلی متر دارای ۳۰۵ عدد تخم و بزرگترین آن ۱۳۸/۵ میلی متر با ۵۴۹ عدد تخم مشاهده شده است .

همآوری کاری (Pleopodal eggs) :

میانگین تعداد تخم لقاح یافته زیر شکم ماده ها برابر ۸۹/۲ ± ۴۲۶/۱ عدد و میانگین طول نمونه ها ۱۲/۹ ± ۱۲۴/۴ میلی متر بود (n = ۴۲) . همچندی خط برازش بین همآوری کاری و طول کل در نمودار ۴۱ نشان داده شده است .



نمودار ٤١ : رابطه خطی بین طول کل و هم آوری کاری شاه میگوی دریاچه خندقلو

و معادله این رابطه بصورت ۱۱۰/۳۶ − TL ۴/۳۱۴۴ = F (۰/۳۹۰۲ ، R2 = ۴۰ = df)

که در این فرمول F هم‌آوری کاری و TL طول کل شاه میگو به میلی متر است. کوچکترین شاه میگو به طول ۹۳/۴ میلی متر دارای ۳۳۴ عدد تخم و بزرگترین آن ۱۴۷/۸۶ میلی متر با ۴۸۲ عدد تخم مشاهده شده است . حداقل هم‌آوری کاری متعلق به شاه میگوی به طول ۱۰۰ میلی متر با ۲۲۰ عدد تخم و حداکثر آن متعلق به شاه میگوی به طول ۱۴۵/۲۶ میلی متر با ۵۹۵ عدد تخم بوده است .

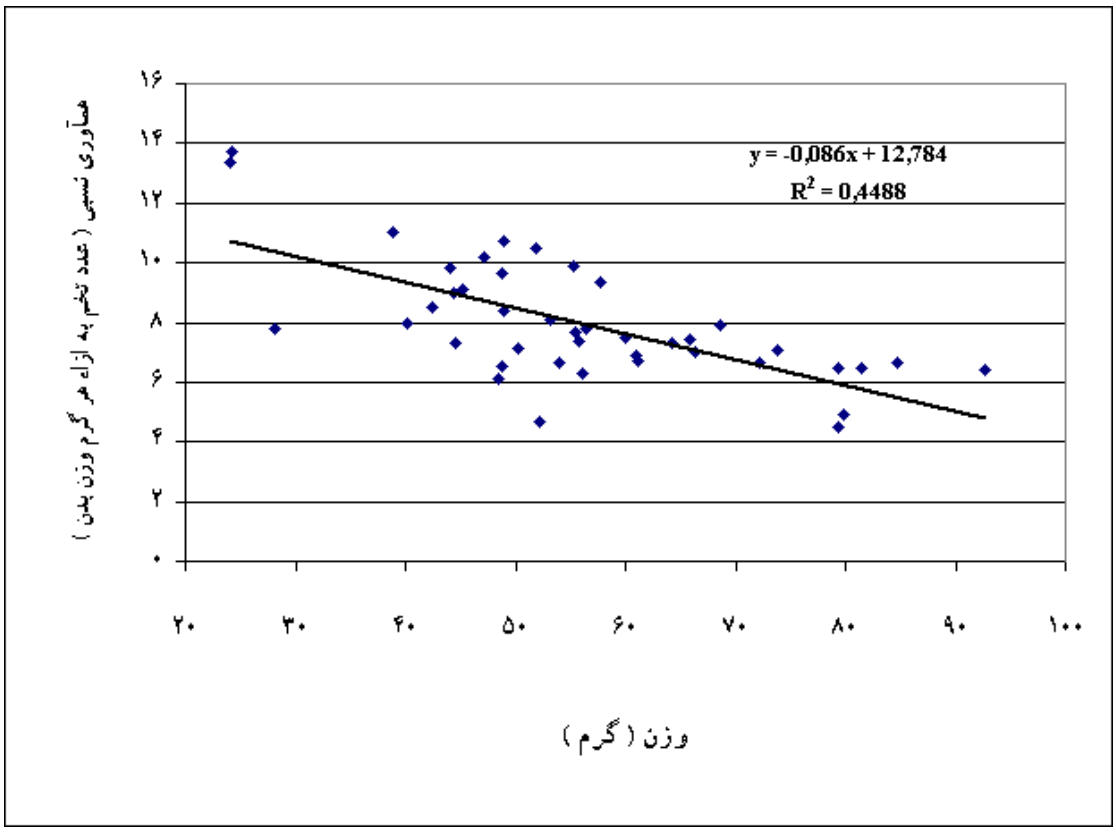
نتایج آزمون آماری نشان داد که بین میانگین تعداد تخم در شکم یعنی هم‌آوری مطلق و میانگین تعداد تخم در زیر شکم (هم‌آوری کاری) اختلاف معنی دار وجود دارد ($P<0.05$).

هم‌آوری نسبی برای تعداد تخم زیر شکم :

میانگین هم‌آوری نسبی ۲ $\pm$ ۸ عدد تخم در هر گرم از وزن بدن این آبزی است. کمترین مقدار آن ۴/۵ عدد تخم مربوط به آبزی با طول ۱۴۵/۲ میلی متر و وزن ۷۹/۴ گرم و بیشترین آن ۱۳/۷ عدد تخم مربوط به آبزی با طول ۹۳/۳ میلی متر و وزن ۲۴/۳ گرم تعلق داشت و رابطه معکوس بین افزایش هم‌آوری نسبی و وزن بدن وجود دارد، به عبارت دیگر با افزایش وزن بدن از تعداد هم‌آوری نسبی کاسته می شود. همچندی خط برازش این رابطه به قرار زیر است :

(df = ۴۱ ، R2 = ۰/۴۴۸۸) F = − ۰/۰۸۶ W − ۱۲/۷۸۴

که W وزن شاه میگو به گرم و F هماوری نسبی است. نمودار ۴۲ خط برازش بین هم آوری نسبی و وزن شاه میگو را نشان می دهد .



نمودار ٤۲ : رابطه خطی بین وزن بدن و همآوری نسبی شاه میگوی دریاچه خندقلو

نسبت جنسی :

در مجموع در طی بررسیهای انجام شده در دریاچه خندقلو ۵۴۹ عدد نر (۴۶ درصد) و ۶۴۲ عدد شاه میگوی ماده (۵۴ درصد) صید گردید و نسبت نر به ماده برابر ۱ به ۰/۸۵ محاسبه گردید که آزمون مربع کای نیز اختلاف آنرا از نسبت متعارف ۱ : ۱ نشان داد (X2 = ۷/۲۶۲ ; P<۰/۰۵) .

در بررسیهای انجام شده در آذر ماه سال ۱۳۸۸ ، نسبت جنسی نر به ماده برابر ۱ به ۰/۹۸ محاسبه شد که با نسبت متعارف ۱ : ۱ اختلاف معنی داری را نشان نداد (X2 = ۰/۰۵۱ ; P>۰/۰۵) . در فروردین ماه ۱۳۸۹ نسبت جنسی نر به ماده برابر ۱ : ۰/۸۵ بوده که با نسبت متعارف ۱ : ۱ اختلاف معنی داری را نشان نداد (X2 = ۰/۵۵۱ ; P>۰/۰۵) . همچنین در بررسیهای انجام شده در مرداد ماه ۱۳۸۹ نسبت جنسی نر به ماده برابر ۱ به ۰/۸۷ محاسبه گردید که با نسبت متعارف ۱ : ۱ اختلاف معنی داری را نشان نداد (X2 = ۰/۷۱۴ ; P>۰/۰۵) .. در اواخر مهر ماه و اوایل آبان ماه ۱۳۸۹ نسبت جنسی نر به ماده برابر ۱ به ۰/۷۴ محاسبه شد که با نسبت متعارف ۱ : ۱ اختلاف معنی داری را نشان داد (X2 = ۱۰/۶۵۸ ; P<۰/۰۵) .

پوست اندازی :

در دریاچه خندقلو در اواخر فروردین و اوایل اردیبهشت ماه هنگامی که دمای آب حدود ۱۴/۵ درجه سانتیگراد بود ، پوست اندازی نرها مشاهده نشد . در بررسیهای انجام شده در مرداد ماه پوست اندازی نرها و ماده ها به تعداد بسیار اندک مشاهده گردید و به نظر می رسد که در خرداد ماه پوست اندازی نرها به اتمام رسیده باشد . در اواخر مهر ماه زمانیکه درجه حرارت آب ۱۸ درجه سانتی گراد بود ، بررسیهای انجام شده نشان داد که ماده ها و نرها پوست اندازی نموده بودند که دومین پوست اندازی نرها و اولین پوست اندازی ماده ها بوده و می توان این زمان را انتهای دوره پوست اندازی دوم در نرها و اولین پوست اندازی ماده ها در این دریاچه در نظر گرفت . در نمونه های بررسی شده در اوایل آذر ماه ، هیچ شاه میگوی نر و ماده با پوسته نرم مشاهده نگردید .

زمان تکثیر :

در دریاچه خندقلو در اوایل آذر ماه هنگامی که دمای آب حدود ۷ درجه سانتیگراد بود ، زیر شکم تعدادی از ماده ها کاملاً سفید شده (آهکی شدن) و این نشان می داد که آماده جفت گیری هستند . بررسی تخمدانهای شاه میگوهای ماده نیز نشان داد که تخمدان آنها در مراحل رسیدگی بالا قرار داشت . در دی ماه سطح دریاچه کاملا یخ زده بود و نمونه برداری از شاه میگو ها امکان پذیر نبود . در بررسیهای انجام شده در اواخر فروردین ماه زمانیکه درجه حرارت آب ۱۴/۵ درجه سانتیگراد بود ، تنها ۷ درصد از شاه میگوهای ماده واجد تخم در زیر شکم نبودند و ۹۳ درصد شاه میگوهای ماده واجد تخم در زیر شکم بوده اند و منفذ تخم گذاری آهکی گردیده بود . بنابراین بنظر می رسد که در دریاچه خندقلو در دی ماه و بهمن ماه جفت گیری شاه میگوها انجام می گیرد که تا اواسط اسفند نیز ادامه می یابد و در اواسط فروردین ماه ، اکثر ماده ها واجد تخم در زیر شکم بوده و هیچگونه شاه میگوی ماده واجد مینیاتور در نمونه های صید شده مشاهده نگردید . در بررسیهای انجام شده در مرداد ماه سال ۱۳۸۹ در دریاچه خندقلو از ۱۴۰ عدد شاه میگوی صید شده ، ۱۰ عدد مینیاتور بوده است (۷ درصد) و درجه حرارت ثبت شده در آن تاریخ ۲۶ درجه سانتی گراد بوده است . بنظر می رسد که با افزایش دمای آب ماده ها اقدام به رهاسازی مینیاتورها طی خرداد ماه تا تیر ماه نموده اند . بطوریکه در نمونه های صید شده در اواخر مرداد ماه ، ماده های واجد مینیاتور مشاهده نگردید . بنابراین زمان تکثیر این آبزی را می توان از نیمه دوم آذرماه تا پایان خرداد ماه دانست (حدودا ۶ ماه) . البته چرخه تولید مثلی شاه میگوها در دریاچه خندقلو نیازمند بررسی بیشتر می باشد تا بتوان با اطمینان بیشتری زمان شروع و پایان تکثیر این آبزی را تعیین نمود .

زمان صید :

با توجه به زمان جفتگیری و تکثیر شاه میگوی آب شیرین دریاچه خندقلو و نیز رهاسازی مینیاتورها توسط شاه میگو های ماده ، بنابراین از نیمه دوم تیر ماه تا دهه اول آذر را می توان به عنوان فصل صید شاه میگو در دریاچه

خندقلو اعلام داشت . بدیهی است که هم جفتگیری و هم رهاسازی مینیاتورها تابعی از دمای آب هستند . بنابراین شروع و خاتمه فصل صید می تواند ۵ تا ۱۰ روز بستگی به دمای آب نوسان داشته باشد و نیاز به بررسیهای مجدد در هر سال دارد .

میزان ذخایر شاه میگوی دریاچه خندقلو :

همانگونه که قبلا ذکر گردید با استفاده از روش علامتگذاری و صید مجدد به شیوه Schnabel میزان ذخایر شاه میگو دریاچه خندقلو تعیین گردید . مزیت این روش نسبت به روش Peterson اینست که انحراف ارزیابی (بیش از حد و یا کمتر از حد) را تصحیح کرده و ارزیابی انجام شده به واقعیت نزدیکتر است .

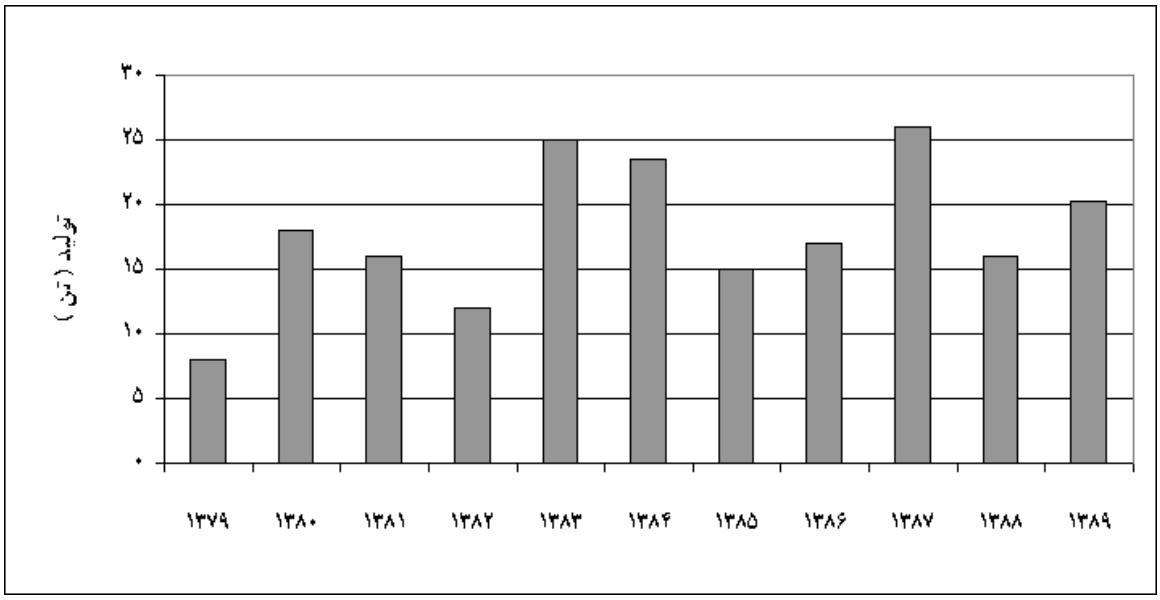
محاسبات نشان داد که تعداد شاه میگو در هر هکتار با حدود اطمینان ۰/۹۵ برابر ۳۹۰/۲ ± ۵۷۴/۷ عدد در هر هکتار (با دامنه ۱۴۷۵ – ۵۵ عدد در هکتار) محاسبه گردید . میزان زی توده شاه میگو در هر هکتار برای کل دریاچه خندقلو با حدود اطمینان ۰/۹۵ برابر۲۷/۳ ± ۴۰/۲ کیلوگرم در هر هکتار (با دامنه ۱۰۳/۲۵ – ۳/۸۵ کیلو گرم در هر هکتار) محاسبه گردید . بر این اساس و با حدود اطمینان ۰/۹۵ با در نظر گرفتن متوسط مساحت ۸۵ هکتار برای حداکثر و حداقل سطح آب دریاچه و نیز با توجه به مساحت زیستگاه شاه میگو و ذخیره گاه آن در دریاچه ، میزان کل زی توده شاه میگو دریاچه خندقلو برابر ۳/۴ تن با دامنه ۵/۷ – ۱/۱ تن برآورد گردید .

میانگین میزان زی توده قابل برداشت (MSY) شاه میگوی دریاچه خندقلو بر اساس فرمول Gulland برابر ۱/۹۵ تن محاسبه گردید . اما پیشنهاد می شود با توجه به تلفات رخ داده در دریاچه و برای تقویت ذخایر شاه میگوی دریاچه از صید آن به مدت حداقل دوسال خودداری گردد .لازم به ذکر است که میانگین سالانه تعداد شاه میگو در هر متر مربع در دریاچه خندقلو برابر ۰/۰۶ عدد بوده است .

نتایج وضعیت صید و صیادی دریاچه خندقلو :

ماهیان دریاچه خندقلو شامل کپور ماهیان چینی (فیتوفاگ ، ماهی سرگنده ، کپور معمولی و ماهی آمور) رهاسازی شده ، ماهی سفید (رهاسازی شده توسط شیلات بصورت تصادفی) و برخی از ماهیان بومی مانند سیاه ماهی می باشد . ماهی کاراس نیز از دیگر ماهیان موجود در دریاچه می باشد صید و صیادی در دریاچه خندقلو بعد از آبگیری سد آغاز گردید که ابتدا توسط اهالی روستای حاشیه سد انجام می شد که از ارقام صید ماهیان اطلاعاتی در دسترس نیست . سپس صید در دریاچه توسط شرکت تعاونی جهاد تلاش انجام گرفت . اما در سال ۱۳۸۹ صید در دریاچه توسط آقای زینلی انجام شد . متاسفانه از میزان صید ماهیان و تلاش صیادی انجام شده در دریاچه خندقلو اطلاعات دقیقی در دسترس نمی باشد . اما با توجه به مذاکرات انجام شده با آقای اردوخانی مسئول صید دریاچه شرکت جهاد تلاش اطلاعات چندین ساله بهره برداری از دریاچه که بصورت برآوردی می باشد در اختیار طرح قرار گرفت .

در نمودار زیر میزان صید ماهیان در دریاچه خندقلو طی سالهای ۱۳۷۹ لغایت ۱۳۸۹ نشان اده شده است .



نمودار ٤٣ : روند صید ماهیان در دریاچه خندقلو طی سالهای ۱۳۷۹ لغایت ۱۳۸۹

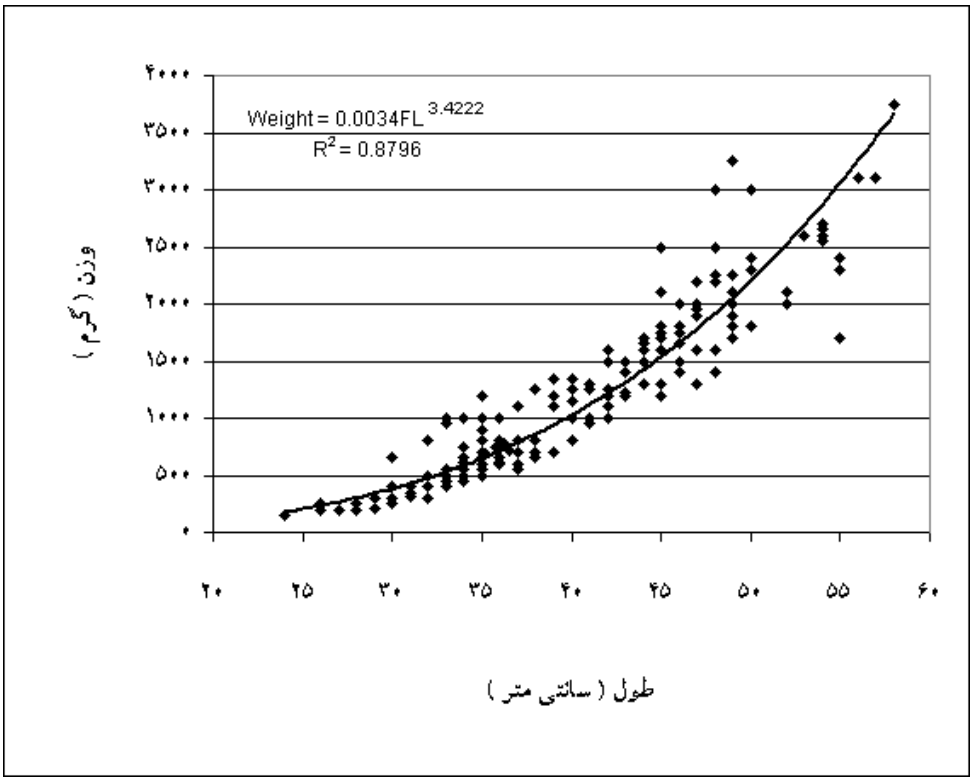
بطوریکه از نمودار ملاحظه می شود دارای نوساناتی طی ۱۱ سال اخیر بوده و از ۸ تن در سال ۱۳۷۹ تا ۲۶ تن در سال ۱۳۸۷ در نوسان بوده است . از آنجائیکه تفکیک گونه ای صید بخوبی انجام نشده است ، تنها برآوردهایی از سهم هر یک از گونه ها در صید موجود بود . بطوریکه در سال ۱۳۸۹ ماهی فیتوفاگ نزدیک به ۷۱/۴ درصد ، ماهی سرگنده ۱۷/۲ درصد ، ماهی آمور ۰/۳ درصد و ماهی کپور ۱۰/۸ درصد از صید را بخود اختصاص داده است .

میانگین طول چنگالی ماهیان فیتوفاگ صید شده برابر ۷/۴ ± ۴۰/۴ سانتی متر با حداقل و حداکثر بترتیب ۲۴ و ۵۸ سانتی متر اندازه گیری شد . میانگین وزن ماهیان فیتوفاگ برابر ۷۳۱/۱ ± ۱۲۳۳/۸ گرم با حداقل و حداکثر وزن بترتیب ۱۵۰ و ۳۷۵۰ گرم بوده است . دامنه سنی ماهیان صید شده از ۱ تا ۴ سال بوده و ماهیان ۲ و ۳ ساله بیشترین مقدار را در ترکیب سنی ماهیان دارا بوده اند (جدول ۱۸) .

جدول ۱۸ : میانگین طول ، وزن و ترکیب سنی ماهی فیتوفاگ در دریاچه سد خندقلو طی سالهای ۱۳۸۸ لغایت ۱۳۸۹

	۱	۲	۳	۴	کل
میانگین طول (سانتی متر)	۳۱/۸	۳۹/۱	۴۵/۷	۵۴/۶	۴۰/۴
میانگین وزن (گرم)	۴۵۵	۱۰۳۸	۱۷۵۹	۲۸۸۱	۱۲۳۴
تعداد	۴۶	۷۲	۶۹	۸	۱۹۵
ترکیب سنی (درصد)	۲۳/۶	۳۶/۹	۳۵/۴	۴/۱	۱۰۰

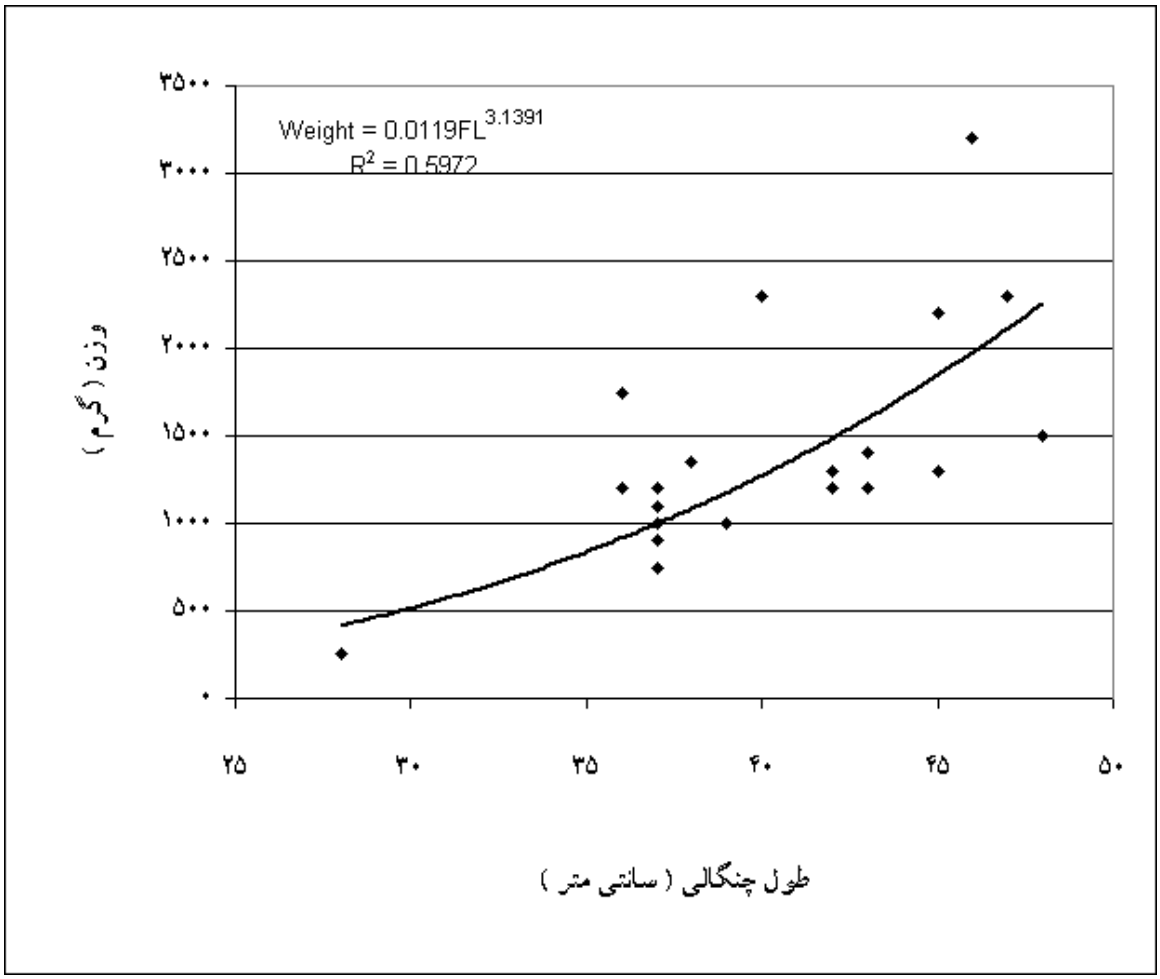
رابطه طول و وزن ماهی فیتوفاگ بصورت $W = 0.0034\ FL^{3.422}$ بوده است ($R^2 = 0.88$) که در این رابطه W ، وزن بر حسب گرم و FL طول چنگالی بر حسب سانتی متر می باشد (نمودار ۴۴) .



نمودار ٤٤ : رابطه طول - وزن ماهی فیتوفاگ در دریاچه خندقلو

میانگین طول ماهی سرگنده برابر ۴/۷ ± ۴۰/۲ سانتی متر با حداقل و حداکثر طول بترتیب ۲۸ و ۴۸ سانتی متر بوده است . میانگین وزن این ماهی ۶۴۱/۷ ± ۱۴۱۰ گرم با حداقل و حداکثر وزن بترتیب ۲۶۰ و ۳۲۰۰ گرم بوده است . دامنه سنی ماهیان صید شده از ۱ الی ۳ سال بوده و ماهیان ۱ و ۲ ساله مجموعا ۹۶ درصد صید را بخود

اختصاص داده اند (عدد ۲۱ = n) . رابطه طول وزن این ماهی بصورت $W = 0.0119\ FL^{3.14}$ بوده است($R^2 = 0.6$) (نمودار ۴۵) .



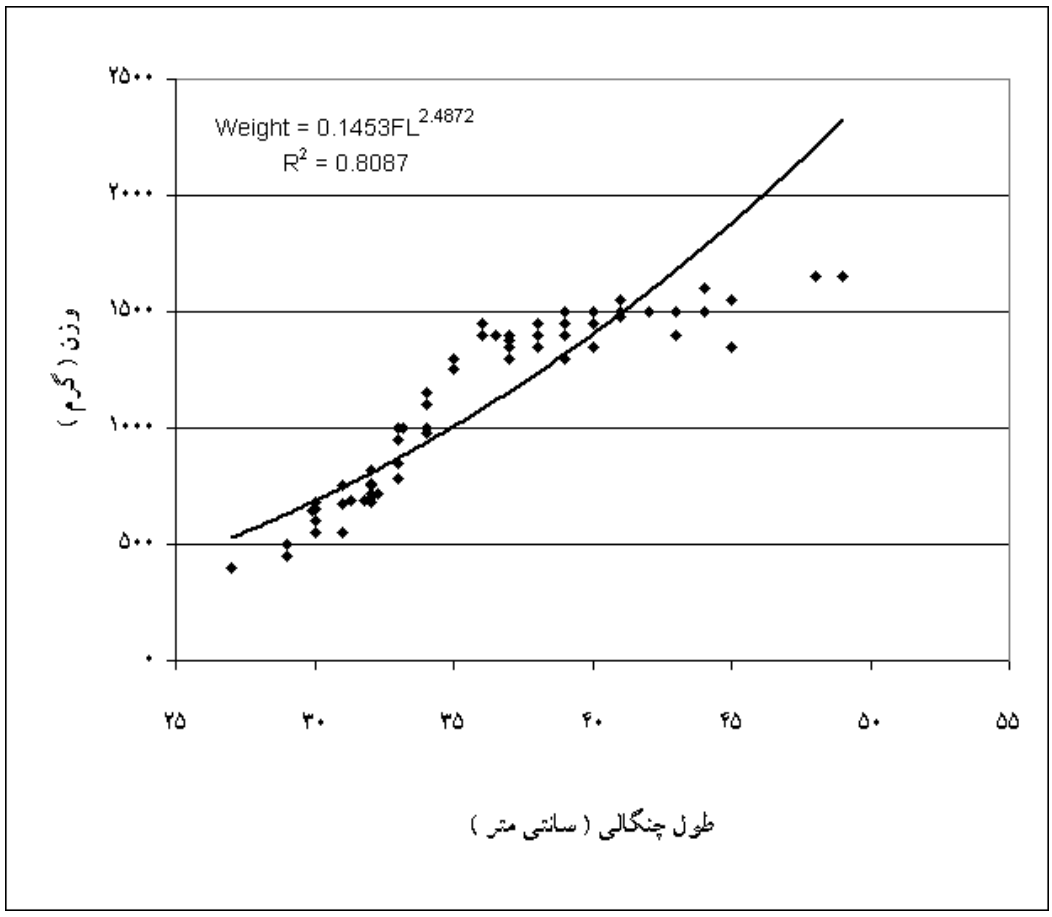
نمودار ٤٥ : رابطه طول - وزن ماهی سرگنده در دریاچه خندقلو

یکی دیگر از گونه های صید شده در دریاچه خندقلو ماهی کپور بوده است که میانگین طول ماهی کپور برابر ۴/۹ ± ۳۶/۳ سانتی متر با حداقل و حداکثر طول بترتیب ۲۷ و ۴۹ سانتی متر بوده است . میانگین وزن این ماهی ۲۷۷/۹ ± ۸۹۳ گرم با حداقل و حداکثر وزن بترتیب ۳۸۰ و ۱۵۰۰ گرم بوده است . دامنه سنی ماهیان صید شده از ۲ الی ۵ سال بوده و ماهیان ۲ ساله به تنهایی ۵۲ درصد از ترکیب صید را بخود اختصاص داده است (جدول ۱۹).

جدول ۱۹ : میانگین طول ، وزن و ترکیب سنی ماهی کپور در دریاچه سد خندقلو

	۲	۳	۴	۵	کل
میانگین طول (سانتی متر)	۳۰/۳	۳۵/۵	۴۱/۹	۴۷/۳	۳۶/۳
میانگین وزن (گرم)	۶۲۰	۱۱۸۵	۱۴۷۷	۱۶۱۶	۸۹۳
تعداد	۱۵	۳۷	۱۶	۳	۷۱
ترکیب سنی (درصد)	۲۱/۱	۵۲/۱	۲۲/۵	۴/۲	۱۰۰

رابطه طول وزن این ماهی بصورت $W = 0.1453\ FL^{2.49}$ بوده است ($R^2 = 0.81$) (نمودار ۴۶) .



نمودار ٤٦ : رابطه طول - وزن ماهی کپور در دریاچه خندقلو

میانگین طول ماهی آمور برابر ۵/۲ ± ۴۱ سانتی متر با حداقل و حداکثر طول بترتیب ۳۵ و ۴۸ سانتی متر بوده است . میانگین وزن این ماهی ۴۶۳/۷ ± ۱۲۰۰ گرم با حداقل و حداکثر وزن بترتیب ۶۰۰ و ۱۸۰۰ گرم بوده است . دامنه سنی ماهیان صید شده از ۲ و ۳ سال بوده و ماهیان ۳ ساله ۸۰ درصد صید را بخود اختصاص داده اند (عدد ۵ = n) .

میانگین طول ماهی کاراس برابر ۲/۵ ± ۲۹/۴ سانتی متر با حداقل و حداکثر طول بترتیب ۲۵ و ۳۲ سانتی متر بوده است . میانگین وزن این ماهی ۲۷۲/۷ ± ۷۲۶ گرم با حداقل و حداکثر وزن بترتیب ۳۰۰ و ۱۱۰۰ گرم بوده است . دامنه سنی ماهیان صید شده از ۳ الی۶ سال بوده و ماهیان ۳ و ۴ ساله بیش از ۵۰ درصد صید را بخود اختصاص داده اند (عدد ۱۳ = n) .

میانگین طول سیاه ماهی صید شده در دریاچه خندقلو برابر ۲/۱ ± ۳۰/۵ سانتی متر با حداقل و حداکثر طول بترتیب ۲۹ و ۳۲ سانتی متر بوده است . میانگین وزن این ماهی ۶۳/۴ ± ۳۰۵ گرم با حداقل و حداکثر وزن بترتیب ۲۶۰ و ۳۵۰ گرم بوده است . در نمونه های بدست آمده تنها ماهیان ۳ ساله مشاهده شدند (عدد ۲ = n).

نکته بسیار جالب در فون ماهیان دریاچه حضور ماهی سفید دریای خزر بود که در سال ۱۳۸۲ به دریاچه معرفی گردیده بود (عمدی و یا تصادفی بودن آن مشخص نیست) . میانگین طول ماهی سفید صید شده در دریاچه خندقلو برابر ۳/۱ ± ۴۲/۱ سانتی متر با حداقل و حداکثر طول بترتیب ۳۸ و ۴۶سانتی متر بوده است . میانگین وزن این ماهی ۲۹۷ ± ۱۱۲۰ گرم با حداقل و حداکثر وزن بترتیب ۶۶۷ و ۱۴۰۰ گرم بوده است . در نمونه های بدست آمده دامنه سنی ماهیان صید شده از ۳ و ۵ سال بوده و ماهیان ۴ ساله ۶۷ درصد صید را بخود اختصاص داده اند (عدد ۶ = n) . در بررسی محتویات معده ماهیان صید شده مقدار زیادی از میگوهای موجود در دریاچه (*Macrobrachium niponnes* که در نمونه های ارسالی برای موزه جانورشناسی لندن گونه مزبور توسط پروفسور De Greev مورد تایید قرار گرفت) حضور داشته است .

توان تولید ماهی در دریاچه خندقلو :

با استفاده از روابط موجود در (Li and Mathias , 1994) و میزان زیتوده جلبکی محاسبه شده بر مبنای میزان کلروفیل a در دریاچه خندقلو ، مقدار متوسط تولید ماهی پلانکتون خوار برابر ۲۳۸ کیلوگرم در هکتار پیش بینی می شود که از این مقدار ۲۱۴ کیلوگرم در هکتار مربوط به ماهی فیتوپلانکتون خوار و ۲۳/۸ کیلوگرم در هکتار مربوط به ماهی زئوپلانکتون خوار می باشد . همچنین بر مبنای میزان تولید ناخالص اکسیژن در دریاچه (Li and Mathias , 1994) به میزان ۱/۱۹۵ گرم در متر مربع و سطح تولید تا یک متر و با در نظر گرفتن نسبت رهاسازی بچه ماهیان ۰/۷ و ۰/۳ بترتیب برای کپور نقره ای و کپور سرگنده ، میزان تولید ماهیان کپور نقره ای و کپور سرگنده بترتیب ۷۰ و ۵۰ کیلوگرم در هکتار محاسبه گردید که با نتایج روش زیتوده جلبکی فاصله زیادی دارد . لذا مبنای محاسبه ماهیان پلانکتون خوار روش زی توده جلبکی قرار گرفت .

میزان تولید ماهیان کفزی خوار بر اساس پتانسیل طبیعی دریاچه خندقلو و بر اساس روابط موجود در (Li and Mathias , 1994) با در اختیار داشتن میانگین زیتوده کفزیان محاسبه گردید که در حد بسیار پائینی بوده است. میانگین زیتوده کفزیان در دریاچه خندقلو از ۰/۳ تا ۰/۶۶ گرم در متر مربع متغیر بوده است و میانگین سالانه زیتوده ۰/۴۵ ± ۰/۴۷ گرم در متر مربع بوده است . با توجه به حضور غالب دو گروه شیرونومیده و توبیفسیده ، میزان تولید ماهی کفزی خوار از ۰/۶ تا ۱/۱۱ کیلوگرم در هکتار متغیر خواهد بود که با توجه به مساحت ۹۰ تا ۱۳۸ هکتاری دریاچه در زمانهای مختلف ، میزان تولید ماهی کفزی خوار از ۶۳ تا حداکثر۱۸۳ کیلوگرم در سطح دریاچه بر اساس توان طبیعی دریاچه متصور می باشد که جدای از ماهیان کفزی خوار موجود در دریاچه است . با توجه به بکار بردن ضریب ۶ برای محاسبه تولید سالانه کفزیان در دریاچه خندقلو (مذاکرات شخصی با پروفسور قاسم‌اف ، ۱۳۷۵) ، میزان تولید تولید سالانه کفزیان در این دریاچه برابر ۲/۸ تن می‌شود . حال اگر ضریب تبدیل ۱۰ درصد را برای انتقال انرژی به سطوح بالاتر زنجیره غذایی در نظر گرفته شود (Shaw ,1976) ، آنگاه میزان تولید ماهیان کفزی خوار برابر ۰/۲۸ تن می‌باشد که اگر ۳۰ درصد از تولید ذخایر کفزیان مورد تغذیه سایر ماهیان کفزی خوار از جمله ماهی کاراس و سیاه ماهی دریاچه قرار گیرد (۰/۸۴ تن) ، آنگاه میزان باقیمانده (۱/۹۶ تن) با توجه به سطح دریاچه توان تولید حدود ۲ کیلوگرم ماهی کفزی خوار در هر هکتار را خواهد داشت که با توجه به مساحت ۹۰ تا ۱۳۸ هکتاری دریاچه در زمانهای مختلف ، میزان تولید ماهی کفزی خوار ۲۰۰ کیلوگرم خواهد بود که با نتایج روش (Li and Mathias , 1994) تفاوت زیادی را نشان نمی دهد . لازم به ذکر است که دریاچه خندقلو از نظر زیتوده کفزیان بسیار فقیر ارزیابی می شود .

میزان تولید ماهی در دریاچه بر مبنای شاخص شکل دریاچه- خاکی (Ryder , 1965 ; Morpho Edaphic ; Index) برابر ۳۲۴ کیلوگرم در هکتار و تولید ماهی بر اساس شاخص MEI و مساحت دریاچه (Janjua et al., 2008) به میزان ۲۲۱ کیلوگرم در هکتار برآورد گردید . تولید ماهی بر اساس میزان رهاکرد بچه ماهیان (De silva and Funge-Smith , 2005) و داده های رهاکرد بچه ماهیان مربوط به سالهای ۱۳۸۵ و ۱۳۸۸ به مقدار ۱۶۷ کیلوگرم در هکتار محاسبه شد . همچنین بر اساس داده های استحصال ماهیان از دریاچه خندقلو طی سالهای ۱۳۷۹ لغایتی ۱۳۸۹ ، میزان محصول ماهی در دریاچه برابر ۱۸۹ کیلوگرم در هکتار محاسبه گردید .

بطوریکه ملاحظه می شود میزان تولید ماهی در دریاچه خندقلو دارای دامنه ای از ۱۶۷ تا ۳۲۴ کیلوگرم در هکتار بر اساس روشهای مختلف در تغییر می باشد که با توجه به مساحت متوسط ۱۰۰ هکتاری دریاچه میزان تولید ماهی در دریاچه از ۱۶/۷ تا ۳۲/۴ تن در نوسان است .

میزان رهاسازی و تولید محصول در مخازن آبی با مساحتهای مختلف در کشور چین بشرح جدول زیر بوده است

جدول ۲۰ : میزان ذخیره سازی بچه ماهیان و تولید ماهی در مخازن آبی با مساحتهای مختلف در کشور چین (اقتباس از Welcomme and Bartley , 1998)

مساحت مخزن آبی (هکتار)	تراکم ذخیره سازی (عدد ماهی در هکتار)	تولید ماهی (کیلوگرم در هکتار)
کوچک (کمتر از ۷۰)	۳۰۰۰ – ۷۵۰۰	۷۵۰ – ۳۰۰۰
متوسط (۶۷۰ – ۷۰)	۱۵۰۰ – ۳۰۰۰	۴۵۰ – ۷۵۰
بزرگ (۶۶۷۰ – ۶۷۰)	۷۵۰ – ۱۵۰۰	۲۲۵ – ۴۵۰
فوق بزرگ (بیش از ۶۶۷۰)	۴۵۰ – ۷۵۰	۱۵۰ – ۲۲۵

همچنین Welcomme and Bartley (۱۹۹۸) تراکم رهاسازی بچه ماهیان در سیستم پرورشی نیمه متراکم در مخازن آبی کوچک و متوسط را ۲۰۰۰ – ۱۰۰۰ عدد بچه ماهی در هکتار پیشنهاد نمودند .
در جدول زیر استانداردهای ذخیره سازی کپور نقره ای و کپور سرگنده در برنامه کشت بچه ماهیان با اندازه بیش از ۱۳ سانتی متر و وزن برداشت بیش از نیم کیلوگرم آورده شده است (Chen , 1992) .

جدول ۲۱ : استانداردهای ذخیره سازی کپور نقره ای و کپور سرگنده در برنامه کشت بچه ماهیان با اندازه بیش از ۱۳ سانتی متر و وزن برداشت بیش از نیم کیلوگرم (اقتباس از Chen , 1992)

وضعیت تروفی	تراکم کشت (تعداد در هکتار)		تولید اولیه
	تعداد کم شکارچیان	تعداد اندک شکارچیان	
الیگو تروف		۷۵۰	
مزو تروف	بیش از ۲۲۵۰	بیش از ۱۵۰۰	۶۰۰ – ۱۵۷۵
یوتروف	۳۰۰۰ – ۲۲۵۰	۲۲۵۰ – ۱۵۰۰	بیش از ۱۵۷۵

در منابعی که در آنها روشهای پرورش بصورت نیمه گسترده انجام می شود و کوددهی و غذادهی دستی در آن صورت می گیرد ، میزان تراکم کشت تا تعداد ۲۳۰۰ قطعه در هکتار بر حسب شرایط و وضعیت منابع تامین آب و میزان ماندگاری آب و سطح و حجم منابع و کیفیت خاک بستر ممکن است افزایش یابد . در این منابع شیوه پرورش تقریباً شبیه به مزارع پرورشی است و مدیریت نیمه متراکم اعمال می گردد . در منابع آبی نیمه طبیعی که با توجه به محل استقرار منابع ، کمیت وکیفیت آب ورودی ، عمق کم ، خاک بستر مناسب و شرایط اقلیمی منطقه باعث می شوند که سطح تروفی آن در حد بالایی قرار داشته باشند ، میزان تراکم رهاسازی عموماً بین ۶۰۰- ۴۰۰ قطعه در هکتار بر حسب مورد پیش بینی شده است . در استان اردبیل در منابع آبهای طبیعی و نیمه

طبیعی بسته به مساحت دریاچه و سیستم پرورشی نیمه متراکم ، تراکم کشت بچه ماهیان گرم آبی دارای دامنه ای از ۴۳۵ تا ۳۱۷۵ عدد در هکتار بوده است (مهندسین مشاور جامع ایران، ۱۳۸۱) .

لذا با توجه به مباحث مطروحه در بالا و بررسی های توان تولید ارگانیسم های غذایی در دریاچه پشت سد خندقلو و نیز کاهش دادن تراکم جلبکهای سبز – آبی با افزایش ماهیان فیتوپلانکتون خوار بخصوص ماهی کپور نقره ای (Lazaro, 1987; Starling , 1993; Xie and Liu, 2001; Gulati and VON Donk,2002; Mueller *et al.*, 2004; Xiao et al., 2010 ; Heerdt and Hootsmans , 2007; Zhang *et al*., 2008) ، ترکیب گونه ای کپور ماهیان چینی جهت رهاسازی به دریاچه خندقلو با تراکم کشت ۱۵۰۰ عدد بچه ماهی گرم آبی در هکتار بصورت جدول ۲۲ با درصد های زیر پیشنهاد می گردد .

جدول ۲۲ : ترکیب گونه ای و تراکم کشت بچه ماهیان در دریاچه خندقلو استان زنجان

گروههای آبزیان	در صد پیشنهادی	تعداد
ماهی فیتوپلانکتون خوار (کپور نقره ای)	٪۶۸	۱۰۲۰۰۰
ماهی زئوپلانکتون خوار (کپور سرگنده)	٪۱۲	۱۸۰۰۰
علف خوار (ماهی آمور)	٪۶/۶	۱۰۰۰۰
ماهی کفزی خوار (کپور معمولی)	٪۱۰	۱۵۰۰۰

شایان ذکر است که میزان ضریب بازگشت شیلاتی ماهیان پلانکتون خوار دریاچه سد مهاباد براساس اطلاعات چند ساله رهاکرد بچه ماهیان و صید ماهیان برابر ۹ درصد برآورد شده است (عبدالملکی و غنی نژاد ، ۱۳۷۸) . ضریب بازگشت شیلاتی ماهیان پلانکتون خوار سد خندقلو ۱۵ درصد در نظر گرفته شده است چرا که این دریاچه فاقد ماهیان شکاری می باشد . در صورتیکه در دریاچه سد مهاباد گونه های ماهیان شکاری مانند اسبله (*Silurous glanis*) و عروس ماهی (*Leuciscus ulanus*) حضور فعالی داشته است . برای ماهی کپور با توجه به مقاومت آن نسبت به تغییرات زیست محیطی ، ضریب بازگشت ۲۰ درصد در نظر گرفته شده است . با توجه به فقر شدید گیاهان آبزی ماکروفیت در دریاچه مخزنی سد مهاباد و عدم رشد ماهی کپور علفخوار (آمور) در این سیستم آبی ، رهاکرد این ماهی در دریاچه مخزنی سد فایده چندانی ندارد . اگرچه تغذیه دستی ممکن است به عنوان جایگزین در این سیستم مد نظر قرار گیرد که بازمانده های گیاهی مصرف نشده نیز میتواند مشکلاتی را از نظر بارور شدن کف ایجاد نماید .

٤- بحث و نتیجه گیری

٤-١- مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی آب سد خندقلو :

آب ، محیطی است که آبزیان کلیه فعالیتهای زیستی خود را در آن انجام داده و در تمامی شرایط نیازهای حیاتی خود را از آن و ناخالصی های موجود در آن به دست می آورند . بنابراین شناخت دقیق اختصاصات فیزیکی و شیمیایی آب ، یکی از عوامل اساسی و تعیین کننده قابلیت تولید می باشد .

شناختن تمامی عوامل محیطی و کنترل میزان بهینه این فاکتورها در تولید ماهیان با رشد و سلامتی خوب کمک می کند . میزان تاثیر کیفیت آب بر ماهی در حال پرورش در منبع آبی ، بستگی به عواملی نظیر گونه ماهی ، سن و اندازه و سابقه قبلی قرار گرفتن ماهی در معرض تغییرات کیفیت آب دارد . نکته دیگر اینکه ویژگیهای کیفی آب مانند pH ، میزان اکسیژن محلول و درجه حرارت آب می تواند مواد محلول در آب را به نحو قابل ملاحظه ای تغییر دهد به عنوان مثال فلز روی و مس در آبهای نرم و اسیدی قادرند با یک غلظت معین آسیبهای کشنده ای به آبششها وارد کنند در حالیکه با همان غلظت در آبهای سخت و قلیایی (با pH بالاتر از ۷ و سختی بالاتر از ۲۰۰ میلی گرم کربنات کلسیم در هر لیتر) تقریبا غیر سمی هستند (مشائی و پیغان ، ۱۳۷۷) .

فاکتورهایی که خصوصیات شیمیایی آب را تعیین می‌کنند شامل ترکیب خاک حوزه آبخیز ، ترکیب خاک حوزه سد ، ترکیب خاک بستر سد ، نرخ تبخیر و زمان آبگیری است . غلظت گازهای محلول بستگی به دما ، pH ، فشار ، عمل باد ، الگوی امتزاج آب و مقدار فتوسنتز ، شرایط فیزیکی مانند وضعیت و شکل کف ، عمق و شدت نور در ستون آب دارد . دریاچه‌های مخزنی کوچک نسبت به دریاچه‌های مخزنی بزرگ تغییرات زیادی در رژیم هیدروشیمیایی داشته و نیازمند مدیریت بیشتری بوده و نسبت به دریاچه‌های طبیعی تغییرات زیادی را نشان میدهند (Aypa . (Isaev & Karpova , 1980 و همکاران (۱۹۸۳) گزارش می‌نمایند که پارامترهای فیزیکی و شیمیایی عامل مؤثر در رشد تراکم تولیدات هستند .

در دریاچه سد خندقلو حداقل دما به میزان ۸/۸ درجه سانتی گراد مربوطه به ماه آذر سال ۱۳۸۹ و بیشترین دما به میزان ۲۴/۷ مربوطه اواخر خرداد می باشد.

نمودار ۴۷ میانگین ، حداکثر و حداقل درجه حرارت هوا طی سالهای ۱۳۷۶ لغایت ۱۳۸۸ منطقه مورد مطالعه (منطقه ماهنشان) دریاچه خندقلو (نمودار درجه حرارت هواماهنشان هوا) نشان می دهد که حداقل ۶ ماه سال درجه حرارت بالای ۱۵ درجه سانتی گراد بوده است . همچنین میانگین درجه حرارت فروردین تا آبان ماه طی یک دوره ۱۳ ساله (۱۳۷۶ لغایت ۱۳۸۸) برابر ۶/۴ ± ۲۰ درجه سانتی گراد بوده است که مناسب برای پرورش ماهیان گرم آبی خواهد بود.

نمودار ٤٧ : میانگین ، حداکثر و حداقل درجه حرارت هوا طی ماههای فروردین تا آبان ماه طی یک دوره ۱۳ ساله (۱۳۷٦ لغایت ۱۳۸۸) در دریاچه سد خندقلو

از محدودیتهای پرورش ماهیان گرم آبی در دریاچه سد خندقلو یخ زدن دریاچه در برخی از ماههای زمستان میباشد احتمال یخ بستن از اواخر آذر ماه وجود داشته و دارای میانگین حدود ۷/۵± ۱۵ روز برای ماههای آذر تا اسفند طی یک دوره ۱۳ ساله (۱۳۷۶ لغایت ۱۳۸۸) ثبت گردیده است (داده های اخذ شده از اداره کل هواشناسی استان زنجان ، ۱۳۸۹) . اوج یخبندان در ماههای دی و بهمن با میانگین ۲۰ روز اتفاق می افتد و در مجموع بر اساس آمار ذکر شده یخبندان ۱۵ روزه در سال از عوامل محدود کننده پرورش ماهی اعم از گرم آبی و سرد آبی در این دریاچه محسوب می گردد .

متوسط روزهای آفتابی منطقه ماهنشان طی سالهای ۱۳۷۶ لغایت ۱۳۸۸ ، که در تولیدات پلانکتونی موثر است ، در هر ماه از فروردین تا آبان ۱۲ روز بوده و با درنظر گرفتن درجه بالای ۱۵ درجه ۱۳۰ روز میباشد. بعبارت دیگر ساعات آفتابی منطقه ماهنشان برای دوره پرورش حدود ۲۲۴۸ ساعت خواهد بود که برای پرورش ماهیان گرم آبی بهینه است . طی سالهای اخیر حداکثر درجه حرارت بالای ۳۵ درجه سانتی گراد در ماههای تیر و مرداد در منطقه ماهنشان ثبت شده که در صورت وقوع ، سبب شکوفایی جلبکی و مرگ و میر ماهیان خواهد شد که در دریاچه سد خندقلو در سال ۱۳۸۹ اتفاق افتاده است . همچنین درجه حرارت بالا می تواند در کاهش رشد ماهیان تاثیر داشته و از جمله شرایط محدود کننده پرورش می تواند محسوب گردد . بطور کلی محدوده دمای قابل تحمل برای کپور ماهیان پرورشی ، بین ۰/۵ تا ۳۵ درجه سانتی گراد بوده ولی دمای مناسب رشد این ماهیان بین ۳۰– ۱۵ درجه سانتی گراد می باشد . مطلوب ترین درجه حرارت برای رشد کپور ماهیان ۲۸ ـ ۲۴ درجه سانتیگراد است. با سرد شدن آب در فصل زمستان (کمتر از ۸ درجه سانتیگراد) فعالیت‌های زیستی ماهی به کندی صورت پذیرفته و با گرم شدن آب (بالاتر از ۱۶ درجه) تغذیه و رشد فعال آن به تدریج آغاز می‌شود

. ماهیان گرم‌آبی در درجه حرارت کمتر از ۱۳ درجه سانتی گراد ، استعداد بیشتری به بیماری ها و آلودگی را از خود نشان می‌دهند همچنین در درجه حرارت بالاتراز ۳۳ درجه سانتیگراد به خاطر کاهش اکسیژن محلول در آب با خطر کمبود اکسیژن و خفگی مواجه خواهد شد (مشائی و پیغان ، ۱۳۷۷) . دما ار جمله فاکتورهایی است که بر تغذیه و رشد ماهیان ، بیماری ماهیان و بر تولیدات ماهیان و همچنین بر سایر عوامل شیمیایی تا ثیر بسزایی داشته و از آن به منظور تعیین گونه پرورشی نیز استفاده می شود . شاید به جرات بتوان گفت که هیچ فاکتوری به اندازه دما در آبزی پروری دارای اهمیت نباشد . برای مثال افزایش دما می تواند منجر به کاهش اکسیژن و در نهایت موجب مرگ آبزی گردد . بطور کلی هر آبزی در محدوده خاصی از دما دارای بهترین رشد می باشد (Wootton ,1998) . دما بطور مستقیم و غیر مستقیم در مقدار اکسیژن محلول در آب نیز تأثیر می گذارد . بطوری که افزایش آن باعث خروج گاز اکسیژن از آب می گردد . بطور کلی آبهای گرم ظرفیت نگهداری اکسیژن کمتری نسبت به آبهای سرد دارد . درجه حرارت آب نقش مهمی در انتشار موجودات آبزی از جهت امکان بهره مندی از شرایط محیط دارد . ماهی به عنوان یک جانور خونسرد ، بسته به گونه های مختلف ، درجات حرارتی متفاوتی را ترجیح می‌دهد . سرعت واکنشهای حیاتی در ماهی تابعی از محدودهٔ حرارتی است که در آن قرار می گیرد . طبق قانون وانت هوف (the $Q10$ rule and the Van't Hoff-Arrhenius law) در محدوده حرارتی مشخص با افزایش هر ۱۰ درجه سانتی گراد به دمای آب ، سرعت واکنش پروسه های حیاتی و فعالیت‌های ماهی دو برابرخواهد شد و بالعکس (Behradek , 1930) .

میانگین میزان اکسیژن ثبت شده در سطح دریاچه خندقلو ۹/۵ میلی گرم در لیتر و در کف آن ۷/۷ میلی گرم در لیتر سنجش گردید که در حد مطلوب و استاندارد آبزی پروری قرار داشته است . مقادیر کم BOD_5 با حداکثر ۸ میلی گرم در لیتر نیز موید این موضوع است که شرایط اکسیژنی در حد مطلوب می باشد . میزان حداقل ثبت شده ۲/۲ میلی گرم در لیتر که در مرداد ماه اندازه گیری شده است ، بعنوان عامل محدود کنند محسوب میشود (جدول ۲۳) . در صورت کمبود مقادیر اکسیژن ، شرایط غیرهوازی ، بویژه در کف منبع آبی توسعه یافته و در چنین شرایطی وضعیت نامطلوب در منبع آبی گسترش می‌یابد .

جدول۲۳ : مقادیر استاندارد فاکتورهای فیزیکی شیمیایی آب در پرورش آبزیان (اخذ شده از اسماعیلی ساری ۱۳۷۹و لازلو و تاماش (۱۹٤۰))

فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آب	حد استاندارد آبزیان
سختی کل (میلی گرم درلیتر)	۱۰-۴۰۰
سختی کل شاه میگو (میلی گرم درلیتر)	۱۸۰-۲۷۴
هدایت الکتریکی گرم آبی (میکروموس برسانتیمتر)	<۶۰۰۰
هدایت الکتریکی سرد آبی و شاه میگو	۲۰۰۰
قلیائیت (میلی گرم درلیتر)	۱۰ -۴۰۰
TDS ماهیان سرد آبی (میلی گرم درلیتر)	۲۴۰۰
TDS ماهیان گرم آبی (میلی گرم درلیتر)	۲۰۰۰
اکسیژن محلول ماهیان سردآبی (میلی گرم درلیتر)	۵
اکسیژن محلول ماهیان گرمابی (میلی گرم درلیتر)	۴
اکسیژن محلول شاه میگو (میلی گرم درلیتر)	۳/۹۷
اکسیژن محلول ماهیان خاویاری (میلی گرم درلیتر)	۴
pH ماهیان گرمابی (میلی گرم درلیتر)	۹ – ۶/۵
pH شاه میگو (میلی گرم درلیتر)	۳-۱۲
pH ماهیان سردآبی (میلی گرم درلیتر)	۸/۵ – ۶/۵
pH ماهیان خاویاری (میلی گرم درلیتر)	۸ – ۶/۵
شوری ماهیان گرمابی (میلی گرم درلیتر)	۰-۷۰۰۰
شوری ماهیان سرد آبی (میلی گرم درلیتر)	۲۰۰۰
شوری شاه میگو (میلی گرم در لیتر)	۰-۱۴۰۰۰
شوری ماهیان خاویاری	دامنه وسیع شوری
کلراید شاه میگو (میلی گرم درلیتر)	۱۶۳- ۱۳۸
کلراید ماهیان خاویاری (میلی گرم درلیتر)	۵۰-۱۰۰
شفافیت ماهیان گرمابی (سانتیمتر)	۵۰ - ۳۰
شفافیت ماهیان سردآبی (سانتیمتر)	۵۰ -۱۵۰
درجه حرارت آب ماهیان گرمابی (سانتی گراد)	۳۰ - ۱۸
درجه حرارت آب ماهیان سرد آبی (سانتی گراد)	۲۰ - ۴
درجه حرارت آب شاه میگو (سانتی گراد)	۳۲- ۴
H2S (میلی گرم در لیتر)	۰/۱
NO2 (میلی گرم در لیتر)	۰/۵
NO3 (میلی گرم در لیتر)	۱۵
+NH4 (میلی گرم در لیتر)	۳
NH3 آزاد (میلی گرم در لیتر)	۰/۱
Mn-Fe (میلی گرم در لیتر)	۰/۰۲

بالا بودن میزان اکسیژن سنجش شده در سطح حکایت از توان بالای فیتوپلانکتونهای آب را داشته که ممکن است کمبود اکسیژن در شب را سبب شود و به تبع آن مرگ و میر ماهیان و شاه میگو ها را در بر داشته باشد که این اتفاق در سال ۱۳۸۹ در دریاچه خندقلو افتاد . کمبود اکسیژن لایه تحتانی از نکات قابل توجه بعنوان عامل محدودیت شدید برای پرورش آبزیان قلمداد می گردد (اسماعیلی ساری ، ۱۳۷۹؛ لازلو و تاماش، ۱۹۴۰ ؛ جدول ۲۳) .

موجودات آبزی از اکسیژن مولکولی حل شده در آب برای تنفس و سایر اعمال حیاتی استفاده می کنند . مقدار اکسیژن در هوا به مراتب بیشتر از اکسیژن محلول در آب است . لایه‌ای به ضخامت ۳ ـ ۲ میلیمتر از سطح آب با اکسیژن هوا اشباع می‌شود . لایه اکسیژن محلول در آب از ۳ منبع اصلی زیر تامین می‌شود : ۱ - آب جاری از طریق مکانیکی (آب جاری ، هوادهی) که با آب مخلوط می‌شوند و نفوذ اکسیژن هوا از طریق انتشار به لایه‌های سطحی آب می‌رسد . ۲ - همچنین امواج لایه‌های آب را جابجا می کنند ۳ - اکسیژنی که از فتوسنتز گیاهان سبز آبزی تولید می‌شود .

گیاهان آبزی بزرگترین منبع تولید کننده اکسیژن محلول در آب هستند . عوامل کاهش اکسیژن محلول در آب عبارتند از:

الف) تنفس موجودات زنده آبزی و گیاهی

ب) تخمیر هوازی توسط باکتریهای تجزیه کننده

اکسیژن محلول در آب در دریاچه‌های مخزنی سدها بطور عمده توسط فتوسنتز و تلاطم تدارک می‌شود، فتوسنتز در این مورد نقش عمده‌ای دارد . در زمان وجود باد و هوای طوفانی بویژه در زمانی که کدورت آب افزایش می‌یابد فتوسنتز کم می‌شود ، سبب تهی سازی اکسیژن ، تجزیه مواد ارگانیک در آب و رسوب است (Petr , 1985) .

میزان غلظت اکسیژن محلول در آب در مرحله اول بستگی به درجه حرارت و شوری آن دارد و هر چه درجه حرارت و تراکم غلظت نمک بیشتر باشد ، اکسیژن محلول در آب کمتر است. علاوه بر عوامل فوق فشار اتمسفر هم بر روی میزان اکسیژن محلول در آب مؤثر است . هر چه فشار هوا بیشتر باشد میزان اکسیژن قابل حل در آب بیشتر خواهد بود . آب در فشار اتمسفر پایین هوا ، اکسیژن کمتری را در خود نگه می دارد (مثل مناطق ساحلی دریا و هوای شرجی) . حد مناسب میزان اکسیژن محلول در آب برای کپور ماهیان حدود ۶ میلی‌گرم در لیتر است . این میزان نباید به ۳ ـ ۲ میلی‌گرم در لیتر کاهش یابد . پدیده کاهش اکسیژن محلول در آب ممکن است در طول شب به دلیل مصرف اکسیژن محلول توسط جلبک‌ها و گیاهان به حد کشنده‌ای برسد که منجر به خفگی و بروز مرگ و میر شدید در ماهیان پرورشی شود . از طرف دیگر مواد معلق آلی منجر به مصرف اکسیژن محلول در آب شده و باعث کم شدن اکسیژن محلول در آب می‌گردند . در نتیجه این تجزیه ، مقداری انرژی آزاد و همچنین تبدیل آنها به مواد معدنی صورت می گیرد . همانگونه که ذکر شد مواد آلی در روند

معدنی شدن ، اکسایش می‌یابند . این عمل سبب کاهش اکسیژن عمق شده ، مقدار COD را افزایش می‌دهد . با کاهش شدید اکسیژن مقدار SH_2 فزونی می‌گیرد و کاهش اکسیژن همراه با افزایش CO_2 روی می‌دهد . از اینرو یک دریاچه به مثابه یک گیاه عمل می‌کند که در روشنایی اکسیژن متصاعد می‌نماید و در شب و در هوای ابری به سبب فرآیند تجزیه و آزادسازی دی اکسید کربن ناشی از متابولیسم ، مقدار اکسیژن کاهش می‌یابد . این موضوع بخوبی در وضعیت اکسیژنی طبقات سطحی تا عمق دریاچه سد مخزنی مهاباد در مرداد ماه کاملاً نمایان است (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۷۹) . گاز کربنیک همچنین ، توان جذب اکسیژن و نقل و انتقال آن بوسیله خون را کم کرده و باعث ناراحتی ماهی ها می گردد . با این توصیف تراکم ۱۲ میلی گرم در لیتر از این گاز در آب ، رشد و نمو ماهی را کاهش می دهد و اگر تراکم به ۲۰ میلی گرم در لیتر برسد ممکن است برای ماهی کشنده باشد .

از طرفی معدنی شدن مواد ارگانیک (TOM) در روند اکسایش ، اکسیژن خواه است و در نتیجه COD افزایش می‌یابد و از طرف دیگر وجود گل آلودگی سبب می‌شود که اعمال فتوسنتز بخوبی انجام نگیرد و در نتیجه مقدار دی اکسید کربن در محیط فزونی گرفته و از مقدار اکسیژن کاسته شود . اکسیژن به حدی نزول می‌کند که قادر نیست فرآیند تبدیل SH_2 را در محیط به انجام رساند و در نتیجه این گاز در محیط مانده و آب و طبقات آب مربوطه را برای آبزیان مضر می‌سازد . اکسیژن محلول در دریاچه‌های مخزنی سدها که دارای ترموکلاین هستند از سطح تا عمق متفاوت است . بتدریج که عمق افزایش می‌یابد ، مقدار اکسیژن محلول کاسته می شود و کاهش اکسیژن در کف روند بازگشت آهن ، منگنز و سایر مواد کف را دچار مشکل می‌سازد . در این حالت سیستم کف در حال تخلیه اکسیژنی است و بتدریج اکسیژن بطور کامل مصرف می‌شود . چنین شرایط کاهش اکسیژن در کف در نتیجه اکسایش فسفر و سایر مواد آلی در رسوبات و آب دریاچه است (Burns and Ross , 1971 ؛ Varikul , 1980) . از دیگر عوامل موثر در مصرف اکسیژن را می توان دی اکسید کربن محلول ، pH آب ، متابولیسم و وزن انفرادی ماهی می باشد . آب مقدار محدودی اکسیژن را در خود نگه می دارد و این حالت آب وابسته به فشار اتمسفر، درجه حرارت و شوری است . در حالت طبیعی اکسیژن از طریق انتشار از هوا و فتوسنتز (اکسیژن تولیدی بوسیله فیتوپلانکتون ها یا جلبک ها) در آب بوجود می آید . فتوسنتز بیشترین میزان اکسیژن را در آب بوجود می آورد . میزان و زاویه تابش نور در فصول مختلف سال بر روی میزان فتوسنتز فیتوپلانکتون ها و تولید اکسیژن اثر می گذارد . اگر دو منبع آبی مشابه را در نظر بگیریم اکسیژن موجود در آنها متفاوت می باشد و تابع تراکم ماهیان ، میزان باروری منبع آبی ، ساعت روز ، دمای آب ، املاح موجود در آب و .... می باشد . غلظت اکسیژن در اوایل صبح به کمترین میزان خود و در بعد از ظهر به بالاترین حد خود می رسد . اکسیژن بر ضریب تبدیل غذایی ، قابلیت هضم غذا ، رشد و افزایش تولید موثر است .

با توجه به مصرف اکسیژین توسط موجودات زنده دریاچه و کاهش فاحش آن در طول شب و به منظور جلوگیری از مرگ و میر و تلفات ماهی باید هوادهی از نیمه های شب تا صبح بعد از شروع فعالیت های

فتوسنتزی در منبع آبی انجام گیرد . در عصر روزهای آفتابی به دلیل تولید فیتوپلانکتونها و افزایش دما در سطوح بالای آب و به منظور بر هم زدن لایه های حرارتی و غذایی ، استفاده از هواده ضروری می باشد و عوامل دیگری همچون کود دهی با حجم زیاد (معدنی – آلی) ، تراکم بالای ماهی و غذادهی روزانه با تراکم بالا در انتهای فصل پرورشی در طول زمان پرورش شرایطی را در دریاچه فراهم می آورد که هوادهی می تواند در بهبود اوضاع بسیار مؤثر باشد.

Boyd (۱۹۷۸) بیان داشت که حداقل غلظت اکسیژن قابل تحمل برای ماهی در استخرها بستگی به مدت زمانی دارد که ماهی در آن شرایط قرارمی‌گیرد یک ماهی ممکن است در اکسیژن ۰/۵ میلی گرم در لیتر به مدت چند ساعت ، اما نه چندروز زنده بماند . دیگر اینکه حداقل غلظت اکسیژن ارتباط نزدیکی با نوع و اندازه ماهی و شرایط فیزیولوژیکی و غلظت مواد حل شده و دیگر فاکتورها دارد . Ellis (۱۹۳۷) تعیین کرد که شرایط اکسیژنی ۳ میلی گرم در لیتر و یا کمتر برای ماهیان ، می بایستی به عنوان شرایط مخاطره‌آمیز در نظر گرفته شود .

اکسیژن مورد نیاز ماهی ها بسته به گونه و درجه حرارت آب فرق می کند . ماهیان کپور به ۵ میلی گرم در لیتر و قزل آلا به ۸ میلی گرم در لیتر اکسیژن نیاز دارند (اسماعیلی ساری ، ۱۳۷۹) . گونه های مختلف ماهیان حتی در مراحل مختلف زندگی نیازهای اکسیژنی متفاوتی دارند . بطوریکه در بین ماهیان پرورشی ، بترتیب ماهی کپور، بیگ هد ، علفخوار ، فیتوفاگ نسبت به کمبود اکسیژن محلول تحمل بیشتری دارند . بگونه ای که ماهی کپور ۰/۵ میلی گرم در لیتر و سایر گونه ها یک میلی گرم در لیتر بوده است ، هنگام تغذیه نیاز به اکسیژن به میزان ۵۰٪ افزایش می یابد.

میانگین مقدار BOD_5 در دریاچه خندقلو ۴/۲ و بیشترین و کمترین مقدار آن بترتیب ۸/۰۱ و ۰/۷۷ میلی گرم در لیتر بر آورد شده است . میانگین مقدار COD در دریاچه برابر ۵۳/۹۹ و بیشترین و کمترین مقدار آن بترتیب ۱۰۴ و ۲۳ میلی گرم در لیتر اندازه گیری شد . میزان استاندارد BOD_5 و COD برای ماهیان گرم آبی بترتیب ۴-۳ و ۲۰ میلی گرم در لیتر می باشد . مقادیر اندازه گیری شده COD در دریاچه خندقلو بسیار فراتر از مقادیر استاندارد آن می باشد . مقادیر حداقل میانگین COD به میزان ۲۳ میلی گرم در لیتر نیز بر این نکته تاکید دارد که بار آلی به میزان کافی موجود و احتمالاً به علت دمای پایین ، قابلیت معدنی شدن آنها به حد کافی نمی باشد . مقدار COD در آبهای غیر آلوده در حد کمتر از ۲۰ میلی گرم بر لیتر و در فاضلابها و آبهای آلوده تا بیشتر از ۲۰۰ میلی گرم در لیتر است (Chapman , 1992) . مقدار COD بیش از ۱۵ میلی گرم در لیتر فوق یوتروف و بین ۷ الی ۱۵ میلی گرم در لیتر یوتروف است اکسیژن مورد نیاز شیمیائی (COD) بیانگر فعالیتهای اکسایش در محیط است که با افزایش سطح آب دریاچه کاهش فعالیتهای اکسایش در محیط ایجاد می گردد. با توجه به ارقام فوق آب دریاچه مخزنی حسنلو دارای آب با آلودگی کم و در سطح یوتروف قرار دارد . محدوده مناسب COD برای آبزیان ۶/۵ الی ۹ میلیگرم در لیتر گزارش شده است (Boyd , 1998) .

داده های آماری مربوطه به مقادیر pH آب دریاچه سد خندقلو نشان میدهد که حداکثر این فاکتور به میزان ۸/۹۵ در مرداد ماه و حداقل آن ۸/۲۰ درماه فروردین بوده است. مشاهده این نتایج نشان میدهد که به جهت pH شاخص کیفیت آب در شرایط خوبی قرار دارد . البته لازم به یاد آوری است که میزان حداکثر مشاهده شده (۸/۹۵) بایستی مورد گوشزد قرار گیرد چرا که در صورت وجود مقادیر بالای ازت آمونیاکی و تبدیل آن به گاز آمونیاک ، خطر مرگ و میر آبزیان را مورد تهدید قرار می دهد .

که محدوده pH ۸/۵ – ۶/۵ مناسب برای ماهیان می باشد . اما محدوده pH ۹ – ۸/۵ هنوز برای ماهیان غیر مضر بوده بشرطی که مواد سمی متاثر از pH موجود نباشد . با توجه به جدول ۲۳ میزان pH اندازه گیری شده در دریاچه خندقلو در حد استاندارد برای ماهیان گرم آبی و شاه میگو می باشد . محدوده مناسب pH برای سلامت و رشد اکثر آبزیان آب شیرین بین ۶/۵ تا ۹ گزارش شده است (Boyd and Tuker , 1998) .

pH آب دریاچه های مخزنی سدها با pH خاکی که آب ورودی از آن می گذرد و همچنین pH خاک مخزن سد ارتباط دارد (Sarnita , 1976) و پائین آمدن pH ، به حضور دی اکسید کربن در آب بستگی دارد (Wetzel , 1983) ولی در فصل زمستان با از بین رفتن طبقه بندی حرارتی مقدار CO_2 کاهش یافته و pH روندی افزایشی را نشان می‌دهد . مطالعات در دریاچه مخزنی سد مهاباد نشان داد که مقدار pH شدیدا تحت تأثیر بی کربنات موجود در آب است . دامنه pH دریاچه در حد بهینه برای آبزیان است . ماهیان می‌توانند pH از ۶ تا ۹ را تحمل کنند، در pH = ۵/۵ ماهیان حساسیت بیشتری نسبت به باکتریها و انگلها نشان می‌دهند و چنانچه کاهش pH ادامه یابد و به ۴/۵ برسد، ماهیان خواهند مرد (Neess , 1949) . در pH کمتر از ۶/۵ علائم خونریزی بر روی پوست و آبشش ماهیان دیده می‌شود و موجب مرگ و میر می‌شود . در pH بالاتر علاوه بر مسمومیت آمونیاکی تلفات شدید در ماهیان قزل‌آلا دیده می‌شود . از pH ۹ ماهیان به سرعت به نزدیک سطح آب آمده و سعی می کنند از آب بیرون بجهند . pH پایین بیشتر در بهار هنگام ذوب شدن برف‌ها بویژه در مناطق باتلاقی و لجن‌زار دیده می‌شود . pH بالا در اثر نشت مواد قلیایی به آب ایجاد می‌شود . شکوفایی جلبکها و نیز آلودگیهای صنعتی باعث قلیایت آب می‌شود . pH قلیایی باعث صدمه زدن به آبشش و نیز عدسی چشم ماهیان می‌شود . افزایش pH باعث تشدید اثرات سمی برخی فلزات موجود درآب همچون روی (zn) و دیگر ترکیبات همچون آمونیاک می‌شود . در جریان سیلابها و یا بارش باران متعاقب خشکسالی آب حالت اسیدی دارد . آلودگی حاصل از معادن و صنایع مختلف موجب اسیدی شدن آبها می گردد . آبهای اسیدی حلالیت فلزات را افزایش داده و اثرات سمی آنها را افزایش می‌دهد . افزایش غلظت یون هیدروژن (H^+) سبب صدمه به بافت آبشش و نیز لایه اپیدرم ماهی شده و سرانجام موجب اختلال در پدیده اسمزی گردیده و مرگ ماهی را بدنبال خواهد داشت .

اصولا pH یا قدرت اسیدی شاخص بسیار مطلوبی جهت درک شرایط فیزیکو شیمیایی آب است و اهمیت و نقش pH در تولیدات اولیه توسط محققین زیادی مورد تاکید قرار گرفته است (Hickling,1971 ؛ Jhingian,1975) .

این فاکتور توسط اندازه گیری غلظت یون H مورد سنجش قرار می گیرد. در شرایط pH=7 میزان غلظت یون

هیدروژن ۷- ۱۰ مول بر لیتر بوده و نشان دهند وضیت خنثی محیط آبی و تساوی علظت یونهای H و OH می باشد . مقادیر pH بالاتر از ۷ نشان بازی بودن شرایط و غلظت بالاتر یون OH نسبت به یون H می باشد . pH پایین تر از ۷ نیز نشان از غلظت پایین تر یون OH نسبت به یون H می باشد . تمامی فعالیتهای بیولوژیکی در محدوده خاصی از pH انجام گرفته ، بنابراین تنظیم این فاکتور برای حیات بسیار ضروری است . همچنین در صورت وجود مقادیر زیادی از یونهای آمونیم و گاز کربنیک و هیدروژن سولفید و.... ، تغییرات pH می توان هر کدام این ترکیبات را به عامل مرگ میر ماهیان تبدیل نماید . به این خاطر اولین هدف مدیریت استخر تنظیم این فاکتور بوده و غذا دهی و کود دهی که می تواند بر آن اثر گذار باشد بایستی با ملاحظات خاص و بصورت عالمانه انجام گیرد تا pH در محدوده خاصی تنظیم گردد. اصولا خاکهای خنثی و کمی قلیایی بهترین نوع خاک برای استخرهای پرورش ماهی می باشند (Boyd and Tuker , 1998) .

دامنه تغییرات هدایت الکتریکی در دریاچه سد خندقلو از حداقل ۹۶۶ تا حداکثر ۱۱۵۶ میکرو موس بر سانتی متر قرار داشته است و به تبع آن میزان شوری دریاچه در محدوده حداکثر به میزان ۰/۹۷ در هزار در آذر ماه و حداقل به میزان ۰/۶۲ در هزار در ماه مرداد سال ۱۳۸۹ قرار داشته است که نشان از شرایط مناسب شوری در این محیط برای ماهیان گرم آبی و شاه میگو دارد (اسماعیلی ساری ، ۱۳۷۹؛ لازلو و تاماش، ۱۹۴۰ ؛ جدول ۲۳) . هدایت الکتریک ، شوری ، TDS فاکتورهایی هستند که دارای معانی مشترک بوده و شاخص کل یونهای موجود در آب می باشند. بر خلاف آنچه که عوام می پندارند ، شوری فقط شاخص نمک کلرور سدیم نبوده و شامل همه آنیونها و کاتیونها از جمله مهمترین آنها کربنات ، کلسیم ، منیزیم ، سدیم و سولفات و.... می باشد . شوری میتواند بر دیگر عوامل شیمیایی نیز اثر گذار باشد . برای مثال افزایش شوری می تواند منجر به کاهش اکسیژن و یا کاهش مقادیرگاز آمونیاک در محیط آبی گردد.

دامنه تغییرات کربنات در دریاچه خندقلو از ۱۲ الی ۵۴ میلی گرم در لیتر و با میانگین ۲۷/۵۸ میلی گرم در لیتر و دامنه تغییرات بیکربنات از ۲۲۰ الی ۳۹۰ میلی گرم در لیتر با میانگین ۲۶۰/۹۲ میلی گرم در لیتر ثبت شده است . با توجه به میزان کربناتها و بی کربناتهای اندازه گیری شده ، میزان قلیائیت دریاچه سد خندقلو ۴۷۳/۶ میلی گرم در لیتر اندازه گیری می شود . با توجه به این نتایج ، این عناصر در محیط آبی مورد مطالعه به جهت تولید کربن مورد نیاز و توانایی در ایجاد شرایط بافری (تامپونیک) دارای مقادیر مناسب می باشد . اما با توجه به مقدار pH به عنوان شاخص قلیائیت و بالا بودن آن ، کود دهی و غذا دهی بایستی با ملاحظات خاصی انجام پذیرد تا منجر به تولید ترکیبات سمی نظیر گاز آمونیاک و ایجاد بیماری نگردد .

کربناتها و بیکربناتها تحت تاثیر مستقیم و غیر مستقیم فتوسنتز و تنفس می باشند (اسماعیلی ساری ، ۱۳۸۳) . میزان بی کربنات نشان دهنده حالت دیگر خصوصیات بافری آب است که با pH آب ارتباط معکوس دارد (Wetzel , 1983) . کربناتها و بیکربناتها می توانند با اسیدها و بازها واکنش نشان داده و منجر به تغییر pH گردند . زی شناوران گیاهی با تثبیت pH در قلیائیت ۶/۵ یا بیشتر توان تولید خود را بدلیل افزایش دسترسی به مواد

معدنی (مقدار فسفات محلول) بهبود می دهند . قلیائیت به مقدار ۲۰ میلیگرم در لیتر یا بیشتر، دی اکسید کربن را به دام می اندازد و به این ترتیب مقادیر آن را برای فتوسنتز افزایش می دهد (Lucas & Southgate , 2003) . بدلیل استفاده زی شناوران گیاهی از CO_2 در فتوسنتز ، pH آب استخر افزایش می یابد . زیرا اسید کربنیک از بین می رود . هم چنین ، زی شناوران گیاهی و سایر گیاهان می توانند جهت تشکیل CO_2 برای فتوسنتز ، بیکربناتها را جذب کنند که در نتیجه کربناتها آزاد می شود . این افزایش pH می تواند در آبی با قلیائیت کم (۲۰ تا ۵۰ میلی گرم درلیتر) و یا قلیائیت متوسط به بالا (۷۵ تا ۲۰۰ میلی گرم در لیتر) که سختی آن از ۲۵ میلی گرم در لیتر کمتر است روی دهد (طلا ، ۱۳۸۰) . بنا براین با توجه به میزان بی کربنات ۲۶۰/۹ میلی گرم در لیتر و کربنات ۲۷/۵۸ میلی گرم در لیتر و مقدار pH بالا، آب این در یاچه کلیه خصوصیات بافری برای تولید آبزیان سازگار در آب شیرین را دارا می باشد . کربناتها و بیکربناتها می توانند با اسید ها و نیز بازها واکنش نشان داده و منجر به تغییر pH گردند . مقادیر بی کربنات تحت تاثیر دو عامل تنفس و تولید ، تغییراتی را در طول سال در دریاچه سد ماکو داشته است (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۷۹) . با گرم شدن آب و افزایش دما بویژه در سطوح مختلف گسترههای آبی مقادیر بی کربنات تقریبا" در هر ایستگاه به حداقل مقدار خود تنزل یافته و بالعکس در اعماق این ایستگاهها که عمدتا" تنفس غالب بوده و تولید تقریبا متوقف گردیده ، افزایش مقادیر بیکربنات کاملاً مشهود می‌باشد . در رودخانه‌ها الگوی تغییرات بیکربنات ، در زمان پر آبی به دبی آبهای ورودی و تابستان در زمان کم آبی به فعالیت فتوسنتزی تولیدکنندگان اولیه و فعالیت متابولیکی جامعه بستگی دارد .

حد خاصی از کربنات و بی کربنات بمثابه یک بافر تغییرات pH را تحت تأثیر قرار می دهد (Petr , 1985) . با کاهش میزان اکسیژن ، روند تبدیل دی اکسید کربن به کربنات و بی کربنات کاهش یافته و CO2 در محیط فزونی می گیرد . با شروع گردش پائیزه و تبادل اکسیژن بین طبقات مختلف آب از مقدار CO2 کاسته شده و کربنات‌ها و بی کربنات‌ها افزایش می یابند و به تبع آن pH نیز روندی صعودی بخود می‌گیرد . کربن معدنی که از حوزه آبخیز از طریق رودخانه‌ها وارد دریاچه مخزنی سد می‌شود بصورت بی کربنات در دریاچه ذخیره می‌گردد (Wetzel , 2001) .

عامل قلیائیت ترکیباتی با خواص قلیایی است که از مهمترین آنها در آبهای طبیعی کربنات ها و بی کربنات ها می باشندکه از کمتراز ۵ تا بیشتر از ۵۰۰ میلی گرم در لیتر در نوسان می باشند . کربناتها و بی کربناتها هم به عنوان منبع تولید گاز کربنیک و هم به عنوان ایجاد کننده یک سیتم بافری و متعادل کننده pH بسیار با اهمیت می باشند . حضور کربناتها و بی کربناتها و گاز کربنیک در چرخه تبدیل به یکدیگر و در تعامل با خاک کف بستر به منظور تامین عنصر مغذی کربن در پدیده فتوسنتز و متعادل نگه داشتن pH در محدوده خاصی که برای فعالیتهای بیولوژیکی و ایجاد چرخه بازگشت ترکیبات و تولید فیتو پلاکتونها بسیارحیاتی است ، اهمیت فوق العاده ای دارد (اسماعیلی ساری ، ۱۳۸۳) .

یکی از عوامل عمده و مهم تغییر pH در سیستم های آبی ، وجود یا عدم وجود ترکیبات کلسیم در آب آنها می باشد . کربنات کلسیم یکی از فراوانترین مواد معدنی طبیعی است که بصورت نسبتاً خالص و یا بصورت ذراتی در سنگها و خاک وجود دارد (عمادی ، ۱۳۷۱) .

به عنوان یک دستوالعمل کلی ، آب مناسب برای پرورش متراکم ماهیان گرم آبی و سرد آبی ، آبی است که سختی آن ۲۰۰ – ۵۰ میلی گرم در لیتر ، pH آن ۹ – ۶/۵ و قلیائیت آن ۲۰۰ – ۱۰۰ میلی گرم در لیتر (بر اساس میزان کربنات کلسیم) باشد (مشائی و پیغان ، ۱۳۷۷) . لازم به ذکر است که در قلیائیت کل کمتر از ۲۰ میلیگرم در لیتر (Caco3) سیستم بافری دریاچه ضعیف بوده و در زمان فتوسنتز شدید ممکن است pH آب دارای نوسان زیاد در محدوده‌ای بین ۷ تا ۱۰ تغییر نماید (Boyd and Tuker , 1998) . بنابراین با وجود میزان بالای بی‌کربنات ، قلیائیت کل دریاچه بالا بوده و شرایط برای پرورش آبزیان مناسب می‌باشد . با توجه به استانداردهای ارائه شده توسط اسماعیلی ساری (۱۳۷۹) و لازلو و تاماش (۱۹۴۰) (جدول ۲۳) میزان قلیائیت در محدوده ۴۰۰ – ۱۰ میلی گرم در لیتر برای پرورش آبزیان مناسب است که از این نظر میزان قلیائیت دریاچه خندقلو اندکی خارج از دامنه فوق قرار دارد .

مقادیر یونهای کلسیم ، منیزیم و سختی کل در دریاچه سد خندقلو به ترتیب دارای میانگین ۲۲/۹ (حداقل و حداکثر۳۴/۴ – ۱۱/۲ میلی گرم در لیتر) ۴۳/۱۴ (حداقل و حداکثر ۵۰- ۳۶ میلی گرم در لیتر) و ۲۳۷/۱۷ میلی گرم در لیتر (حداقل و حداکثر ۲۵۹ – ۱۹۱ و ۲۵۹ میلی گرم در لیتر) بوده است و کمترین میزان سختی کل در مرداد ماه مشاهده شد . سختی آب ناشی از یونهای کلسیم ، منیزیم ، باریم ، هیدرو کربنات ، کلر ، سولفات و نیتراتها و آهن و منگنز می‌باشد ولی چون غیر از ترکیبات کلسیم و منیزیم سایر ترکیبات قابل صرفنظر کردن هستند (بدلیل غلظت بسیار کم آنها) بنابراین اصطلاحاً به مجموع کاتیونهای کلسیم و منیزیم سختی آب می‌گویند (Wetzel , 2001) . سختی ممکن است در نتیجه مخلوطی از یونهای دو ظرفیتی ایجاد گردد اما معمولی ترین منابع ایجاد سختی آب کلسیم و منیزیم می باشند . مکانیزم ایجاد سختی آب بدین صورت است که بخار آب در جو چگالیده شده ، دی اکسید کربن هوا را در خود حل می‌کند و تشکیل اسید ضعیفی بنام اسید کربنیک می‌دهد . این اسید همراه با قطرات باران به زمین می‌بارد. از خاکهای سطحی عبور کرده و به بسترهای سنگی زیر زمین که معمولاً سنگ آهک می‌باشند ، می رسد . سنگ آهک مخلوطی از کربنات کلسیم و منیزیم می‌باشد . اسید ضعیف ، آهک را در خود حل می‌کند و موجبات سختی آب را فراهم می‌آورد . منیزیم و کلسیم به عنوان عناصر دو قلوی سختی زا شهرت دارند و از آنجایی که از لحاظ خواص به هم نزدیک هستند ، هرچه درباره آنها طرح گردد ، درباره دیگری نیز صادق است . سختی آب ناشی از یونهای کلسیم ، منیزیم ، باریم ، هیدرو کربنات ، کلر ، سولفات و نیتراتها و آهن و منگنز می‌باشد ولی چون غیر از ترکیبات کلسیم و منیزیم سایر ترکیبات قابل صرفنظر کردن هستند (بدلیل غلظت بسیار کم آنها) بنابراین اصطلاحاً به مجموع کاتیونهای کلسیم و منیزیم سختی آب می‌گویند . در پرورش انواع ماهی ها ، سختی به تنهایی اثر چندانی بر

روی حیات ماهی ندارد و اثر آن بستگی به غلظت یونهایی دارد که باعث ایجاد سختی می گردند . ارتباط بین سختی آب و کیفیت رشد و نمو ماهی و سایر آبزیان بستگی کامل به ترکیبات شیمیایی آب و وجود املاح یونهای دیگر موجود در آب دارد .

بر اساس استانداردهای ارائه شده توسط اسماعیلی ساری (۱۳۷۹) و لازلو و تاماش (۱۹۴۰) (جدول ۲۳) میزان سختی کل در محدوده ۴۰۰ – ۱۰ میلی گرم در لیتر برای پرورش آبزیان و ۲۷۴-۱۸۰ میلی گرم در لیتر برای شاه میگو مناسب است که از این نظر میزان سختی دریاچه خندقلو در حد استاندارد فوق قرار می گیرد . بیشتر آبهای داخلی دارای سختی آب بین ۵ تا ۲۰۰ میلی گرم در لیتر می‌باشند و اعداد بیشتر از ۲۰۰ میلی گرم در لیتر نیز معمول می‌باشد (Boyd and Tuker , 1998) .

میانگین یونهای کلرور ، سولفات و سیلیس در دریاچه سد خندقلو بترتیب به میزان ۱۳۰/۸۳ میلی گرم در لیتر ، ۹۸/۵۰ میلی گرم در لیتر و ۳/۱۶ میلی گرم درلیتر اندازه گیری شد . آنیونهای کلرور و سولفات به مقدار بسیار زیادی در آبهای سطحی و زیر زمینی دیده می‌شوند . کلرور بصورت کلرور سدیم تقریباً در تمام آبها وجود دارد و پتاسیم نیز در آبها گاهی بمقدار بسیار کم با سدیم همراه می باشد (جنیدی ، ۱۳۷۴) . سیلیس معمولاً به شکل کمپلکس با آلومین و آهن و فلزات قلیائی وجود دارند و در رشد موجودات و پراکنش آنها دخالت داشته و محیط مناسبی را برای تکثیر دیاتومه ها فراهم می آورد . مقدار مطلوب کلر ، سولفات و سیلیس برای استخرهای پرورش ماهیان بترتیب ۱۰۰ – ۱ ، ۱۰۰ – ۵ و ۲۰ – ۲ میلی گرم در لیتر می باشد (Boyd , 1998) .

با توجه به مقادیر اندازه گیری شده در دریاچه سد خندقلو ملاحظه می شود که میزان کلر کمی بیش از حد متعارف ، میزان سولفات در حد مرزی و سیلیس در حد مناسبی قرار دارد . لازم به ذکر است که سیلیکاتها اغلب به شکل کمپلکس با آلومین – آهن و فلزات قلیایی وجود دارند که بصورت محلول می باشند . آبهای سطحی ممکن است مقدار کمی سیلیکاتهای قلیایی داشته باشند و معمولا آبهای سنگین بیش از آبهای سبک سیلیس دارند (جنیدی ، ۱۳۴۷) . این یونها (کلرور ، سولفات و سیلیس) علاوه بر اثر بر روی pH ، مقدار هدایت الکتریکی را در سطح ۱۰۳۲ میکرو موس در دریاچه سد خندقلو نگه داشته که در حد مجاز برای آبزی پروری یعنی حداکثر ۲۰۰۰ میکرو موس بر سانتیمتر مربع قرار دارد (اسماعیلی ساری ، ۱۳۷۹؛ لازلو و تاماش، ۱۹۴۰ ؛ جدول ۲۳) .

این ماده در اثر تجزیه ی بی هوازی مواد آلی در آب ایجاد می شود . ترکیب سولفید محلول با یون هیدروژن تشکیل سولفید هیدروژن را می دهد و مقدار آن بستگی به pH دارد و برای آبزیان ایجاد خطر می نماید.

میانگین مقادیر نیتروژن کل ، نیترات ، نیتریت ، آمونیاک و یون آمونیوم در دریاچه سد خندقلو طی دوره بررسی بترتیب برابر ۱/۹۲ ، ۰/۰۳۳ ، ۰/۰۱۱ ، و ۰/۰۶۲ و ۰/۴۶ میلی گرم در لیتر بوده است . مقدار ازت آمونیومی و نیتراتی در دریاچه سد خندقلو به ترتیب با حداقلی به میزان ، ۰/۱۰۶ و ۰/۰۱۳ میلی گرم در لیتر بوده است . با اشاره به اینکه شکل معدنی ازت (NO3– ، NH4++) به مقدار پایین تر از ۰/۱ میلی گرم در لیتر ، شاخص

استخرهای فقیر از نظر تولیدات و مقادیر بیشتر از ۰/۲ میلی گرم در لیتر شاخص تولیدات خوب می باشد (Banerjea , 1967) ، نشان دهنده آن است که از جنبه ی این عناصر این اکوسیستم دارای فقر عناصر ازتی بوده و اضافه نمودن کودهای ازتی بصورت کنترل شده می تواند این مشکل را حل نماید . میزان استاندارد نیترات ، نیتریت ، آمونیاک و یون آمونیوم برای پرورش آبزیان بترتیب ۱۵ ، ۰/۵ ، ۰/۱ و ۳ میلی گرم در لیتر می باشد (اسماعیلی ساری ، ۱۳۷۹؛ لازلو و تاماش، ۱۹۴۰ ؛ جدول ۲۳) که با توجه به مقادیر اندازه گیری شده تنها یون آمونیوم بالاتر از حد استاندارد قرار دارد . اما بر اساس معیاری دیگر حد مطلوب نیترات ، نیتریت ، آمونیاک و آمونیوم برای استخر های پرورش آبزیان بترتیب ۱۰ - ۲ ، کمتر از ۰/۳ ، کمتر از ۰/۱ و ۲ - ۰/۲ میلی گرم در لیتر می باشد . از مقایسه مقادیر اندازه گیری شده نیترات ، نیتریت و آمونیاک و یون آمونیوم با مقادیر مطلوب ، مشخص می شود که میزان پارامترهای فوق در دریاچه سد خندقلو بسیار پایین تر از حدود ذکر شده می باشد (Boyd , 1998) . این مقادیر ضمن بیان خصوصیات یوتروفی ، بالاتر از حد آبهای طبیعی بودند . معمولا در آبهای شیرین غلظت نیتریت خیلی پایین می باشد (۰/۰۰۱ میلی گرم در لیتر) و بندرت بیشتر از یک میلی گرم در لیتر مشاهده میگردد ، در اغلب مواقع نیترات کمتر از یک میلی گرم در لیتر بوده و غلظتهای بالاتر از ۵ میلی گرم درلیتر ناشی از آلودگی توسط انسانها یا فضولات حیوانات و یا جریانهای حاصل از کودهی مزارع می باشد . دراکوسیستمهای آبی غلظتهای مطلوب از یونهائی فسفات ، نیترات ،آمونیوم، فلزات و غیره بعنوان مواد مغذی آب (Rand , 1995) در رشد موجودات آبزی از قبیل باکتریها، فیتو پلانکتونها، زئو پلانکتونها ،ماهیها و سایر آبزیان و همچنین سلامت اکوسیستمهای آبی فوق العاده مهم و ضروری می باشند (استکی، ۱۳۷۵) .

عنصر ازت شکلهای آلی و معدنی وجود داشته که اشکال معدنی آنها بطور عمده شامل یونهای نیترات و نیتریت و آمونیم می باشد . نیتروژن (N) جزء اولین عناصر اصلی در تغذیه استخرهای ماهی است که دو شکل معدنی آن آمونیوم (+NH4) و نیترات (−NO3) می باشد که در تولید اولین زنجیره غذایی ماهی نقش دارند (Boyd , 1978) . اشکال NH4 و NO3 در اولین زنجیره غذایی مورد استفاده قرار می‌گیرند . نیتروژن در کف استخر ، اغلب به شکل آلی باقی می‌ماند و از آنجا به تدریج به شکلهای معدنی (+NH4) و (−NO3) تبدیل می‌شود و در طی فرآیندهای تولیدات اولیه در استخرهای پرورش ماهی مصرف می‌شوند (Mandal and Chattopadhyay , 1992) . این نوع از عناصر مغذی برای تولیدات بسیار با اهمیت بوده و بایستی مقادیر مناسبی آز آن در استخرهای پرورشی موجود باشد . این عناصر بطور دائم به یکدیگر تبدیل شده که شکل نیتریت آن سمی و شکل آنیونی آمونیاک آن در صورت بالا رفتن pH به شکل گازی تبدیل که بسیار سمی می باشد . بنابر این یکی از اهداف مدیریت استخرها استفاده از مقادیر مناسب این ترکیبات می باشد تا با کنترل مقادیر آن در استخرها ، از ظهور مقادیر زیاد اشکال سمی این عناصر جلوگیری به عمل آید .

یون نیتریت (−NO2) هم واسطه‌ای است که در حین تبدیلات نیتروژن بوجود می‌آید و معمولا" مقادیر کمی از آن موجود می‌باشد . با این حال در شرایط محدود شده اکسیژن در بستر استخر ممکن است غلظت این شکل از

نیتروژن افزایش یافته که برای حیات آبزیان سمی می‌باشد . یون نیتریت (NO2–) در طبیعت بسیار ناپایدار است و مقادیر بالایی از No2– سمی می‌باشد . در عین حال غلظتهای پایین‌تر از ۰/۲ میلی گرم در لیتر ، معمولا" نشانه‌ای از سلامت مزارع می‌باشد . شکل معدنی نیتروژن (NH4+ NO3 +–) به مقدار پایین‌تر از ۰/۱ میلی گرم در لیتر شاخص استخرهای فقیر از نظر تولیدات می‌باشد و مقادیر بیشتر از ۰/۲ میلی گرم در لیتر شاخص تولیدات خوب می‌باشد . مقادیر نیترات (N- NO3) بیشتر از ۰/۲ میلی گرم در لیتر منجر به تحریک و برانگیختن رشد جلبک شده و شرایط را برای یوتروف شدن محیط مهیا می‌سازد (OECD , 1982) .

بخش عمده نیتروژن در بدن موجودات زنده در ترکیب اسیدهای آمینه و پروتئنها وجود دارد . نیتروژن به یکی از راههای زیر وارد اکوسیستمهای آبی می شود : بارندگی ، تثبیت نیتروژن هوا (N2) بوسیله بعضی از موجودات زنده و زهکشی آبهای سطحی و زیر زمینی . غلظت نیتروژن دریاچه ها به میزان زیادی متغییر است (از حدود ۱۰۰ تا بیش از ۶۰۰۰ میکروگرم در لیتر) . از آنجائیکه نیتروژن معمولا به عنوان یک عنصر محدود کننده برای موجودات زنده ساکن آب شیرین مطرح نمی باشد ، غلظت آن نسبت به فسفر ، کمتر بیان کننده وضعیت تروفی یک دریاچه می باشد . به این معنی که میزان نیتروژن در یک دریاچه الیگوتروف ضروتا پایین نیست . از طرف دیگر همانطور که قبلا کفته شد غلظت فسفر در بسیاری از دریاچه های آلوده ممکن است بسیار بالا باشد که باعث می شود تا نیتروژن به یک محدود کننده برای رشد جلبکها بدل شود . بخش عمده نیتروژن دریاچه ها در ترکیبات بدن موجوات زنده وجود داشته (نیتروژن آلی) و بقیه بصورت ترکیباتی مانند مولکول نیتروژن (N_2) نیترات ، نیتریت و آمونیوم در آبها یافت می شوند . نیترات و نیتریت قبل از جذب توسط سلولها ، باید احیاء شده و تبدیل به آمونیوم شوند . بنابراین از نظر صرف انرژی ، مطلوب ترین منبع نیتروژن برای جذب در سلول ، آمونیوم می باشد . نحوه توزیع نیترات (شکل اکسید شده نیتروژن) و آمونیوم (شکل احیاء شده نیتروژن) در دریاچه های الیگوتروف و یوتروف به میزان قابل توجهی متفاوت است . آمونیوم در دریاچه های الیگوتروف به میزان کمی وجود داشته و به علت وجود اکسیژن در تمام ستون آب ، اختلاف چندانی بین میزان آمونیوم در سطح و عمق آب وجود ندارد . اما وضعیت در دریاچه های یوتروف کمی پیچیده تر است . به این ترتیب که به علت پایین بودن میزان اکسیژن در روی رسوبات ، مقادیر بالایی از آمونیوم در اثر تجزیه مواد آلی توسط باکتریها وارد ستون آب می شوند . تغییرات غلظت نیترات در ستون آب معمولا از منحنی میزان اکسیژن تبعیت می کند . در بخشهای عمیق تر دریاچه های یوتروف که میزان اکسیژن پایین است ، بخش اعظم نیترات به گاز N_2 احیاء می شود (برونمارک و اندرس هنسون ، ۲۰۰۵) .

ترکیبات مختلف نیتروژن در آب دارای اهمیت فوق العاده ای در پرورش آبزیان هستند . منبع ابتدائی ترکیبات نیتروژن در محیط‌های آبزی‌پروری از مواد آلی نظیر پلانکتون‌ها ، دترتیوس ، غذا و غیره می‌باشد . این ترکیبات گاهی بسیار مفید و گاهی خیلی مضر هستند . نیتریت در شرایط طبیعی تحت اثر باکتریهائی که اغلب در آب وجود دارند ، به نیترات غیر سمی تبدیل می شود . غلظت نیتریت به مقدار کم در حدود ۰/۵ میلی گرم در لیتر

در ماهیان سردآبی ایجاد سمیت می کند . کلسیم و کلر سبب کاهش سمیت نیتریت در ماهیان می شود . .هنگامیکه غلظت نیتریت آب بالا باشد ، ماهی به بیماری خون قهوه ای مبتلا می شود . نیتریت ها هم در پرورش میگو و ماهی ترکیبات خطرناکی محسوب می شوند . نیتریت ها معمولاً در استخرهایی که کمبود اکسیژن مزمن وجود دارد و اکسیداسیون آمونیاک بخوبی انجام نمی شود ، وجود دارند . نیتریت ها شاخص آب های آلوده هستند و بهترین راه مبارزه با نیتریت ها در استخرها ، هوادهی مصنوعی است . در مقابل نیتریت ها که برای آبزیان مضر هستند ، وجود نیترات ها در آب استخر مفید است . نیترات ها برای رشد و توسعه جلبک ها در آب به سرعت در مقابل نور خورشید مصرف شده و باعث افزایش تولید می گردند .

با استفاده از غلظت یون آمونیوم در آب می توان غلظت آمونیاک را که برای آبزیان مضر است ، برآورد نمود . افزایش pH و درجه حرارت آب ، غلظت یون آمونیاک را نسبت به یون آمونیوم افزایش داده و آمونیاک در pH کمتر از ۷ مشکل چندانی برای مزارع پرورشی ایجاد نمی‌کند در حالی‌که حتی مقادیر کمی از این ماده در pH بالاتر خطرناک خواهد بود . همچنین کاهش اکسیژن اثر سمی آنرا تشدید می کند . از طرف دیگر افزایش نمکهای محلول از قبیل کلرورها ، نیتراتها و سولفاتها غلظت آمونیاک را نسبت به یون آمونیوم کاهش می دهد . آمونیوم، محصول تجزیه میکروبی پروتئینهاست و در ادامه روند تجزیه به نیتریت و نیترات تبدیل می گردد . یکی از مهمترین راه های تشکیل آمونیم یا آمونیاک در آب تجزیه مواد آلی توسط میکروارگانیزم هاست . ماهیها پس از خوردن غذای حاوی پروتئین مقداری از ازت آنرا بصورت آمونیاک از طریق آبشش های خود دفع می کنند . هر چه غذای ماهی حاوی پروتئین بیشتری باشد ، آمونیاک بیشتری دفع می کند . آمونیاک باعث بالا رفتن pH خون و همچنین افزایش مصرف اکسیژن توسط بافت ها ، تخریب آبشش ها و کاهش توانایی خون برای حمل اکسیژن می شود . یون آمونیاک غیریونیزه سمیت بالائی برای ماهی دارد اما آمونیوم یونی نسبتاً غیر سمی است (مشائی ، ۱۳۷۹) . راههای کنترل آمونیاک توقف و یا کاهش تغذیه ، جریان دادن آب تازه به داخل استخر ، کاهش تراکم ذخیره سازی ، هوادهی و استفاده از ترکیبات جاذب نظیر زئولیت و در حالت اضطراری ، کاهش pH می باشد . آمونیاک در اثر مجاورت با اکسیژن به هیدروکسید آمونیوم که یک ترکیب بی ضرر است ، تبدیل می شود .

برای حذف آمونیاک می‌توان از طریق هوادهی و تبدیل آمونیوم به گاز آمونیاک با دستگاه‌های هواده اقدام کرد . این عمل در pH و دمای بالای کاربرد بیشتری دارد. البته هنوز عمل هوادهی در حذف آمونیوم از محیط‌های پرورشی اثبات نشده است؛ لیکن هوادهی با در اختیار قرار دادن اکسیژن برای اکسیده کردن آمونیاک به نیتریت و نیترات می‌تواند مفید واقع شود. بر طبق آزمایشات Boyd (۱۹۹۲) سطح هوادهی ۲ kw در مدت ۲۴ ساعت و در حجم ۵۰ متر مکعب آب در pH ۵/۸ باعث حذف آمونیاک شده است . همچنین به ازاء تبدیل هر گرم آمونیاک کل به نیترات، ۴/۵۷ گرم DO مصرف می‌شود .

تنظیم تراکم آبزیان مورد پرورش، با توجه به سیستم و امکانات موجود از مواردی است که در کیفی‌سازی آب می‌تواند بسیار مؤثر و مثمرثمر باشد . تراکم بالای ذخیره‌سازی علاوه بر مصرف زیاد مواد غذائی، سبب افزایش تولید مواد دفعی و در نتیجه تولید آمونیوم می‌گردد. همچنین جلوگیری از ورود موجودات ناخواسته از بروز چنین مشکلاتی جلوگیری خواهد کرد.

فیتوپلانکتون‌ها با دریافت یون آمونیوم ، در تعدیل غلظت آمونیاک آب مؤثر می‌باشد . ولی افزایش تراکم آنها خصوصاً جلبک‌های سبز – آبی (مانند دریاچه سد خندقلو) و تجزیه آنها پس از مرگ ، سبب افزایش غلظت آمونیاک در آب خواهد شد . بنابراین همیشه باید تراکم پلانکتونی را در حد مطلوب بسته به شیوه پرورشی در نظر گرفت که این کار با استفاده از مدیریت صحیح کوددهی ، امکان‌پذیر خواهد شد .

علاوه بر ارتباط میزان آمونیاک تولید شده به طول ماهی و دمای آب ، این میزان به مقدار غذای مصرفی نیز بستگی کامل دارد . غذای مناسب و مقدار کافی آن می‌تواند در رشد آبزیان و بهبود کیفی محیط پرورشی کاملاً مؤثر باشد . توزیع غذای بیش از اندازه به آبزیان با توجه به عدم مصرف آن، می‌تواند یکی از منابع تولید آمونیوم در آب شود . بنابراین در محاسبه میزان غذای مصرفی و دقت در نیازسنجی صحیح درصد پروتئین در جیره غذائی می‌تواند از بروز مشکل تولید آمونیاک در استخرها جلوگیری نماید .

لازم به ذکر است که در مرداد ماه سال ۱۳۸۹ بلوم جلبکی در دریاچه اتفاق افتاد و متعاقب آن تلفات بالای ماهیان در دریاچه مشاهده شد . یکی از عوامل ایجاد تلفات بنظر می رسد که مقادیر بالای آمونیاک در دریاچه بوده است . غلظت قابل قبول آمونیاک مولکولی برای پرورش ماهی باید کمتر از ۰/۰۲ میلی گرم در لیتر و برای آمونیاک کل باید کمتر از ۱ میلی گرم در لیتر باشد . میزان آمونیاک بسیار بالاتر از حد مطلوب ارائه شده در بالا بوده است و با توجه به بالا بودن میزان pH (۸/۹۴) و دمای بالای آب دریاچه و عدم تعویض آب و بسته بودن ورودی آب ، درصد فرم غیر یونیزه آمونیاک (NH3) افزایش نموده و به مقدار ۰/۳۵ میلی گرم در لیتر رسیده است . این وضعیت ناشی از کوددهی مفرط و بیش از اندازه به دریاچه بوده که باعث ایجاد وضعیت بسیار نامطلوب برای زیست ماهیان در دریاچه گردیده و مرگ و میر آنها را بدنبال داشته است .

Molver و همکاران در سال ۱۹۸۸ دریافتند که به ازای هر تن ماهی تولید شده ۴۰ کیلوگرم نیتروژن به صورت محلول مستقیما به داخل آب دفع و رهاسازی می شود . ورود مستقیم نیتروژن محلول به ستون آب منبع مناسبی را برای تولیدات اولیه فراهم می آورد . به هر حال نیترات و نیتریت به استثنا ی مواقعی که شکوفایی جلبکی رخ می دهد ، احتمالا به عنوان یک عامل تهدید کننده یا مشکل زا مطرح نیست (Wu , 1995) . Axel (۱۹۹۶) و همکاران بیان کردند که بیشتر آمونیاک دفع شده توسط ماهیان به صورت غیر یونیزه است و برای ماهی و دیگر موجودات آبزی بسیار سمی می باشد (اسماعیلی ساری ، ۱۳۸۳) .

مقادیر میانگین فسفات محلول (ارتوفسفات) و فسفات کل در دریاچه سد خندقلو بترتیب برابر ۰/۰۲۴ و ۰/۱۳۸ میلی گرم در لیتر اندازه گیری شده است که خصوصیات دریاچه های یوتروف بودن دریاچه را نشان می دهد .

مقدار میانگین ۰/۱۳۸ میلی گرم در لیتر فسفر کل دریاچه خندقلو فاصله زیادی را با مقادیر آبهای طبیعی (۰/۰۲– ۰/۰۰۵ میلی گرم در لیتر) داشته است . مقدار فسفر در دریاچه سد مخزنی ارس ۸۵ درصد بیش از مقدار فسفر دریاچه سد مهاباد است (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۷۹) .

مقدار فسفر دریاچه شویر قابل مقایسه با دریاچه سد ارس به میزان میانگین ۰/۲۶ میلی گرم در لیتر (ملکی شمالی ، ۱۳۷۷) بوده و فاصله زیادی با مقدار فسفر دریاچه الیگو –مزوترف دریاچه تهم زنجان به میزان ۰/۰۳ میلیگرم در لیتر (میرزاجانی ، ۱۳۸۶) دارد. مقدار فسفر دریاچه میرزاخانلو (میرزاجانی ، ۱۳۸۷) با میزان آن در دریاچه تهم برابری می کند.

شکل معدنی فسفر در آبهای طبیعی بصورت ترکیب یونی اسید ارتوفسفریک (Ortophosphoric Acid) میباشد که بصورت H2PO4- , HPO4-2 در آبهای طبیعی وجود دارد . گرچه فسفر نسبت بسیار کمی از ترکیبات را در آب تشکیل میدهد اما مهمترین ماده مغذی برای تولیدات اولیه در اکوسیستمهای آبی است . بنابراین غلظت فسفات در آب استخرها و دریاچه ها اهمیت قابل ملاحظه ای دارد و به عنوان یک عامل محدود کننده شناخته شده است (Boyd and Tucker , 1992). فسفر قابل جذب که اغلب به عنوان ارتوفسفات محلول نام برده می شود ، شکلی از ترکیب فسفات است که در آبها اندازه گیری می شود و یکی از عوامل مغذی است که در باروری آب دریاچه ها نقش بسزائی دارد . فسفر در آبهای شیرین و سالم بطور طبیعی بمقدار بسیار کمی یافت می شود یعنی مقدار آن در حد کمتر از ۰/۰۰۱ میلی گرم در لیتر است . استخرهای پرورش عموماً دارای فسفر کمی هستند . چون در سطوح آب ارتوفسفات توسط فیتوپلانکتونها و در عمق توسط خاک بستر استخر جذب می‌شود (Wetzel , 1983) . تفاوت بین غلظت های فسفر کل و ارتو فسفات را می توان به عنوان یک شاخص فسفر در پلانکتونها و دیتریت ها در نظر گرفت (Boyd , 1992) . فسفر (کل فسفات) بندرت با غلظتهای بالا در آب شیرین وجود دارد . در سطح اکثر آبهای طبیعی مقدار آن ۰/۰۲ ـ ۰/۰۰۵ میلی گرم در لیتر می باشد (Chapman ,1992) .

Meybeck (۱۹۸۹) و همکاران بیان می‌دارند که چنانچه نسبت ازت به فسفر (N/P) بزرگتر از ۱۰ – ۷ باشد ، میزان فسفر دچار محدودیت است و چنانچه مقدار کمتر از ۷ باشد، ازت محدودیت دارد . تولیدات اولیه رابطه عکس با فسفر غیر فعال محلول و N03 - N دارد . با توجه به اینکه این نسبت در دریاچه خندقلو بطور متوسط ۶/۹۲ ± ۱۵/۶۱ می باشد ، فسفر در دریاچه عامل محدود کننده می باشد . بنابراین تلاشهای جامعی می بایستی برای کنترل ورودی فسفر اضافی و نیز ارزیابی فسفر آزاد شده از بستر اتخاذ شود (Elmaci, et al., 2009) . بر اساس مطالعات Downing (۲۰۰۱) و همکاران در صورتیکه میزان فسفر کل کمتر از ۳۰ میکروگرم باشد ، خطر شکوفایی سیانوفیتا ۱۰ درصد ، در صورتیکه میزان فسفر کل در محدوده ۷۰ – ۳۰ میکروگرم باشد ، خطر شکوفایی سیانوفیتا ۴۰ درصد و در صورتیکه میزان فسفر کل در حدود ۱۰۰ میکروگرم باشد ، خطر شکوفایی سیانوفیتا ۸۰ درصد می باشد . میانگین فسفات کل در دریاچه سد خندقلو ۰/۱۳۸ میلی گرم در لیتر یا ۱۳۸

میکروگرم در لیتر اندازه گیری شده است . بطوریکه ملاحظه می شود این مقدار بالاتر از حدود اعلام شده توسط این محققین برای خطر شکوفایی سیانوفیتا در این دریاچه می باشد و مشاهده می شود که این گروه پلانکتونی بیش از ۷۰ درصد جمعیت پلانکتونی دریاچه را به خود اختصاص داده است . بنابراین دریاچه دارای مقادیر زیادی از فسفر می باشد که سبب شده جمعیت بالایی از جلبکهای سیانوفیتا (سبز – آبی) تشکیل شود و اگر از گونه های تثبیت کننده نیتروژن تشکیل شده باشد سبب می شود که دریاچه دچار محدویت از نظر نیتروژن گردد (مکاتبات با پروفسور Lind از دانشگاه Baylor در آمریکا) .

شفافیت آب دریاچه سد خندقلو با میانگین ۱۴/۷ ± ۳۹/۳ سانتی متر و حد اکثر و حداقل آن بترتیب ۶۰ و ۱۰ سانتی متر اندازه گیری شده است . همچنین مقدار کدورت از ۳ تا ۹۲ با میانگین ۲۶/۹۶ ± ۳۱/۲ FTU در نوسان بوده است . میانگین میزان مواد معلق در دریاچه (T. S . S) برابر ۵۹/۸۶ ± ۷۱/۲۴ میلی گرم در لیتر و با دامنه تغییرات ۲ الی ۱۸۷ میلی گرم بر لیتر اندازه گیری شده است . حد مطلوب شفافیت برای ماهیان گرمابی ۵۰ – ۳۰ سانتی متر است (اسماعیلی ساری ، ۱۳۷۹؛ لازلو و تاماش، ۱۹۴۰ ؛ جدول ۲۳) . میانگین شفافیت در دریاچه سد خندقلو در حد مطلوب قرار دارد اما مسئله حد پایین شفافیت (۱۰ سانتی متر) در مرداد ماه بود که ناشی از شکوفایی جلبکی سیانوفیتا در دریاچه بود . این حد شفافیت برای ماهیان نامناسب می باشد . از آنجا که فیتوپلانکتون ها غذای با ارزشی بوده و به صورت مستقیم و غیرمستقیم مورد استفاده تقریبا ۷۰ درصد ماهیان استخر (کپور نقره ای ۶۰ درصد ، کپور سرگنده ۱۰ – ۵ درصد می باشند ، بنابراین فاکتور رنگ آب یکی از معیارهای مهم تشخیص کیفیت غذایی استخر به شمار رفته و باید زرد مایل به سبز (زیتونی- قهوه ای) باشد که نشانه وجود فیتوپلانکتون های مفید در استخر است . اگر رنگ آب استخر سبز روشن باشد ، نشانه وجود پلانکتون هایی است که رنگ سبز - آبی را منعکس می کنند و از آنجایی که فیتوپلانکتون های سمی در ردیف سبز - آبی ها قرار دارند ، لذا برای جلوگیری از احتمال خطر تشکیل آنها بررسی بیشتری موردنیاز است . معمولا در اواخر مرداد و شهریورماه بعضی از استخرها با افزایش تعداد فیتوپلانکتون های سمی که موجب مسمومیت ماهی فیتوفاگ (کپور نقره ای) می شوند ، مواجه هستند .

سبب تغییرات شفافیت در دریاچه‌های سدها افزایش کدورت ، افزایش مواد معدنی محلول و یا افزایش بیوماس پلانکتونهاست . افزایش مواد معدنی به سبب‌های زیر روی میدهد (Chapman , 1992) :

- افزایش نرخ فرسایش خاک حوزه آبخیز .
- بهم خوردن رسوبات کف در دریاچه‌های کم عمق یا مناطق کم عمق دریاچه زمانی که موجهای قوی وجود دارد و کف را بهم می‌زند .
- فرسایش خطوط ساحلی در اثر امواج .

استخرهایی که در مناطق جلگه ای بصورت ردیفی قرار دارند کدورت آنها ناشی از فرسایش ذرات کلوئیدی خاک است . استخرهایی که در مناطق بیشه زار یا جنگلی هستند ، معمولاً کدورت آنها ناشی از مواد هومیکی

است که از فساد مواد گیاهی صورت می گیرد . استخرهایی که معمولاً کشت متراکم ماهی را دارند ، بطور معمول کدورت آنها ناشی از کود دهی یا غذای اضافی است که این باعث رشد بیش از حد فیتوپلانکتونها می شود . کدورت آب معمولاً نشانه ای از شکوفایی فیتوپلانکتونی در استخر است و پمپاژ آب و فرآیندهای کودهی موجب تداوم این حالت می شود . البته به کار بردن بیش از حد و کنترل نشده کودها ، علاوه بر اتلاف آن و زیان اقتصادی با ایجاد تراکم بیش از حد در جمعیت فیتوپلانکتونها و سایر گیاهان ، محدودیتهایی در استخر به وجود می آورند که افزایش غیرعادی اکسیژن در روز و کاهش بیش از حد آن در شب از آن جمله اند . چنانچه کدورت ایجاد شده ناشی از شکوفایی پلانکتونی باشد ، مناسب بوده و در حالیکه ناشی از ذرات معلق باشد ، نا مناسب است (Jones , 1999) . میزان گل آلودگی کمتر از ۱۰۰ میلی گرم در لیتر برای بیشتر گونه ها قابل تحمل است و کدورت ایجاد شده بوسیله ذرات معلق خاک بندرت اثر فوری و مستقیمی روی ماهی می گذارد. البته مدت در معرض قرار گرفتن نیز مهم است اما در دراز مدت ممکن است به جمعیتهای ماهیان آسیب برساند .

کدورت در استخر ها در نتیجه ی ذرات رس، مواد آلی کلوئیدی، فراوانی پلانکتون ها، مواد زائد ماهی، غذای خورده شده توسط ماهی و یا کم اشتهایی و غذا دهی بیش از حد می باشد . در دریاچه های کم عمق تشکیل موجهای بلند ناشی از وزش باد که معمولاً در مقارن ظهر برقرار می گردد ، باعث بهم خوردن توده های آب سطحی با بستر شده و مواد معلق بوجود آمده در آب دریاچه رنگ آب را بصورت شیری یا شیری متمایل به سبز نمایان می نماید که افزایش کدورت و مواد معلق آب را در بر می گیرد . این پدیده بیشتر در مقارن ظهر تا ساعت ۱۶ رخ می دهد که پس از کاهش وزش باد مجدداً املاح ته نشینی شده و آب به رنگ سبز و حد شفافیت افزایش می یابد .

۲-٤- طبقه بندی تروفیک (Trophic) دریاچه های طبیعی و نیمه طبیعی

طبقه بندی تروفیک منابع آبهای طبیعی و نیمه طبیعی اساس ارزیابی بازدهی شیلاتی و اتخاذ استراتژی مناسب برای توسعه شیلاتی (تولید آبزیان) در هر منطقه می باشد . شاخص میزان تروفیک (غذایی) دریاچه های طبیعی و انسان ساخت بر پایه اطلاعات منتشر شده توسط (Winberg , 1972) بشرح زیر ارائه شده است :

جدول ٢٤ : طبقه بندی تروفیک (Trophic) دریاچه های طبیعی و نیمه طبیعی بر مبنای تولید اکسیژن (اقتباس از Winberg , 1972)

سطح تروفیک (غذایی)	تولید اولیه ($mg\ o_2/m^2/d$)
الف – اولیگوتروف	کمتر از ۱
ب – مزوتروف	۱–۳
پ – یوتروف	۳–۷
ت – سوپریوتروف	بیشتر از ۷

مقادیر نیترات و فسفات نشانگر اولیگوتروف (کم غنی) ، مزوتروف (میان غنی) و یوتروف (فراغنی) بودن دریاچه است (Baluyut , 1983) . مهمترین روش دسته بندی توسط (Hakanson , 1980) برای تشخیص سطح غنای دریاچه براساس کربن آلی کل و کلروفیل a ارایه شده است که ساده‌ترین راه تشخیص یوتروف بودن دریاچه است (جدول ۲۵) .

جدول ۲۵ : دسته بندی غنای دریاچه ها بر مبنای شاخصهای مختلف (اقتباس از Hakanson , 1980)

کمینه درصد اشباع اکسیژن	حداقل شفافیت	میانگین شفافیت	حداکثر کلروفیل a	میانگین کلروفیل a	فسفر کل	دسته بندی غنای دریاچه
٪ ۹۰ >	۶	۱۲	۲/۵	۱	۴	بسیار کم
٪ ۸۰ >	۳	۶	۸	۲/۵	۱۰	کم غنی
٪ ۸۰–۴۰	۱/۵ – ۳	۳ – ۶	۸ – ۲۵	۲/۵ – ۸	۱۰ – ۳۵	میان غنی
٪ ۰–۴۰	۰/۷ – ۱/۵	۱/۵ – ۳	۲۵ – ۷۵	۸ – ۲۵	۳۵ – ۱۰۰	فرا غنی
٪ ۰–۱۰	۰/۰۷	۱/۵	۷۵	۲۵	۱۰۰	بسیار فرا غنی

الف) دریاچه های اولیگوتروفیک :

این نوع منابع آبی عمیق بوده و سطح نسبتا گسترده ای دارند اغلب در مناطق کوهستانی و میان بند واقع شده و خاک حاصلخیز در حوزه آبریز آنها وجود ندارد. بطور کلی آب آنها تمیز بوده و شفافیت بالایی دارند. تغییرات pH و اکسیژن محلول در آنها کم بوده و شکوفایی جلبکی در سطح آب مشاهده نمی شود . تولید اولیه در آنها محدود بوده و بالغ بر ۱ گرم اکسیژن در هر مترمربع در طول روز می باشد. بیوماس فیتوپلانکتونها کمتر از ۱ الی ۱/۵ میلی گرم در لیتر بوده و اغلب گونه های گروه باسیلاریافیتا چیره گی دارند .

دریاچه های یوتروف :

معمولا این دریاچه ها در دشتها و نواحی اطراف شهرها که خاک غنی بوده و مواد آلی قابل تجزیه و مواد مغذی فراوانی از حوزه آبریز به آنها وارد می شود واقع شده اند سطح این منابع آبی متغیر بوده و عمق آب کم می باشد.

آب بطور کلی در آنها حاصلخیز بوده و شکوفایی جلبکی هر از گاهی بروز می نماید . شفافیت آب ناچیز و تغییرات زیادی در pH و محتوای اکسیژنی آب مشاهده می شود .

تولید اولیه بین ۱۰- ۳ گرم اکسیژن در متر مربع در روز متغیر می باشد . بیوماس فیتوپلانکتونی اغلب بین ۱۰- ۵ میلی گرم در لیتر بوده و گروه سیانوفیتا و باسیلاریافیتا در بین جوامع پلانکتونی چیره گی دارد . بیوماس زئوپلانکتونها بین ۵ - ۱ میلی گرم در لیتر می باشد.

دریاچه های مزوتروف :

میزان تروفیک آب در این دسته از منابع آبی مابین دسته های آبهای اولیگوتروف و یوتروف می باشد و بر همین اساس گاهی خصوصیات این دو دسته را تواما نشان می دهند.

تولید اولیه بین ۱ الی ۴ گرم اکسیژن در هر متر مربع در روز بوده و بیوماس فیتوپلانکتونها بین ۱ الی ۵ میلی گرم می باشد. گروههای پیروفیتا و با سیلاریافیتا در جوامع پلانکتونی غلبه داشته و بیوماس زئوپلانکتونها در آنها متغیر می باشد .

میزان بازدهی شیلاتی (Fish productivity) منابع آبهای طبیعی و نیمه طبیعی از طریق محاسبه تولید اولیه (Primary productivity) به اضافه انرژی ناشی از مواد موجود در آنها بدست می آید. بر این اساس در آبهای یوتروف بازدهی شیلاتی بالاتر از آبهای اولیگوتروف و مزوتروف می باشند و این بازدهی در آبهای یوتروف حتی بیشتر از آبهای فوق العاده یوتروف (Super Eutrophic) می باشد. تفاوت مذکور به لحاظ شرایط نامطلوب کیفیت آب در دسته های اخیر است.

آبهای یوتروف ضریب تبدیل انرژی پائین تری نسبت به آبهای اولیگوتروف و مزوتروف دارند. از این رو بازدهی شیلاتی در برخی از مواقع ممکن است در آبهای مزوتروف بالاتر از آبهای یوتروف باشد.

فاکتورهای تاثیرگذار اکولوژیکی بر بازدهی دریاچه های طبیعی و نیمه طبیعی شامل مجموعه ای از عوامل مورفولوژیک (ریخت شناسی) و اقلیمی و فیزیکوشیمیایی آب و خاک می باشند.

مهمترین عوامل مرفولوژیک عبارتند از: عمق آب، خط ساحلی و تغییرات هیدروگرافی دریاچه و مهمترین عوامل اقلیمی عبارتند از : عرض جغرافیایی ، دمای هوا، باد و بارندگی و مهمترین عوامل فیزیکوشیمیایی عبارتند از دما ، شفافیت ، کدورت ، اکسیژن محلول ، pH و قلیائیت را می توان برشمرد . بر این اساس اعمال هر گونه

مدیریت در بهره برداری و اجرای هر گونه روشهای پرورش و معرفی گونه و تراکم و ترکیب کشت به منابع آبی به درجه حاصلخیزی آنها ارتباط دارد.

براساس مطالعات انجام شده از نظر اکسیژنی دریاچه مهاباد را می‌توان جزء دریاچه‌های فراغنی قلمداد کرد . اما از نظر شفافیت (میانگین و حداقل) در سطح دریاچه‌های میان غنی (مزوتروف) قرار می‌گیرد . مقادیر فسفر کل و مقدار کلروفیل a (میانگین و حداکثر) این دریاچه نشانگر مزوتروف بودن آنست . بنابراین بطور کلی می‌توان دریاچه مخزنی سد مهاباد را دریاچه‌ای با سطح تروفی مزوتروف قرار داد (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۷۹) .

بر اساس مطالعات انجام شده در دریاچه های شویر و میرزاخانلو در استان زنجان (میرزاجانی ، ۱۳۸۷) و بکارگیری معیارهای (OECD , 1982) و مجموع شاخصهای تروفی (Robert, 1996 ; OECD, 1982 و Keratzer, 1980) ، این دریاچه ها در زمره آبهای مزو - یوترف و یوتروف قرار گرفت . همچنین نتایج بررسیهای هیدروشیمی دریاچه سد تهم در استان زنجان حاکی از الیگو – مزوتروف بودن این دریاچه بوده و سطح تروفی این دریاچه با استفاده از مدل تروفی فسفات به ازت حکایت از مراحل اولیه مزوترفی داشته است (میرزاجانی ، ۱۳۸۶) . در دریاچه مخزنی توده بین غالبیت شاخه Bacillariophyta بر اساس (Li and Mathias , 1994) شاخص الیگوتروف بودن محیط دریاچه است اما بر اساس شاخص کلروفیل a با مقادیر ۴/۳ و ۱۴/۵ میکروگرم در لیتر و نیز بر اساس شاخص فسفر کل با دامنه ۰/۰۴ تا ۰/۱۵ میلی گرم در لیتر ویژگیهای محیط های مزو – یوتروف و بر اساس میزان نیتروژن کل ۲/۶ – ۰/۸۳ میلی گرم در لیتر جزء محیط های یوتروف (OECD , 1982) طبقه بندی گردید (میرزاجانی ، ۱۳۹۰)

مطالعات دقیق روحی (۱۳۸۹) در دریاچه سد الخلج استان آذربایجان شرقی نشان داد که از نظر فسفر کل با توجه به حد آستانه وضعیت تروفی جزء دریاچه های یوتروف می باشد . متوسط میزان ازت کل نیز در این دریاچه ۶۱۷ میکروگرم تعیین شد که براساس معیار (OECD, 1982) در محدوده دریاچه های مزوتروف قرار می گیرد. اگرچه مقدار فسفر از دامنه مزوتروف گذشته و در سطح یوتروف بوده اما نمایه های دیگر محیط های یوتروف همچون میزان ازت کل ، حداکثر میزان کلروفیل و جوامع فیتوپلانکتونی در این دریاچه مشاهده نمی شود و لذا این دریاچه را جزو محیط های مزوتروف دسته بندی نمودند (دقیق روحی ، ۱۳۸۹) .

بطور معمول گستره های آبی ساکن به سمت فراغنی شدن در طول زمان حرکت می کند . این روند معمولا" در مخازن پشت سد ها سریعتر است . علایم توصیفی و اثرات پدیده فراغنی شدن شامل خصوصیات فیزیکی (کاهش شفافیت و صفحه سشی) خصوصیات شیمیایی (افزایش غلظت مواد مغذی ، افزایش کلروفیل a ، افزایش هدایت الکتریکی ، افزایش جامدات محلول ، افزایش افت اکسیژن در لایه زیرین هیپولیمنیون و افزایش اشباع اکسیژن در لایه بالا اپی لیمنیون) و خصوصیات زیست شناختی (افزایش تناوب زمانی شکوفایی جلبکی ، کاهش تنوع گونه ای جلبکها ، افزایش پوشش گیاهی ماکروفیت ها در نواحی کم عمق ساحلی ، افزایش

زئوپلانکتون ها ، افزایش جانوران کفزی ، کاهش تنوع جانوران کفزی ، افزایش تولید اولیه و افزایش زیتوده فیتوپلانکتون ها) می باشد (اخذ شده از دقیق روحی ، ۱۳۸۹ ؛ Wetzel, 1983) .

منابع غذایی ماهیان توسط مواد آلی تدارک می‌شوند ، در دریاچه‌های مخزنی سدها این مواد ممکن است برون زا (Allochthonous) باشند که توسط جریان رودخانه‌ها وارد گستره آبی سد می‌شوند و یا درون زا (Autochthonous) هستند که در خود دریاچه تولید می‌شوند (Berka , 1990) . مقادیر زیادی از مواد مغذی توسط جریان آب رودخانه‌ها از حوزه آبخیز به مخزن سد منتقل می‌شود . بیوماس نهایی هر دریاچه مخزنی بستگی به رسیدن مواد مغذی برای رشد در ابتدای فصل رشد دارد . Meybeck و همکاران (۱۹۸۹) بیان می‌دارند که چنانچه نسبت ازت به فسفر (N/P) بزرگتر از ۱۰ – ۷ باشد ، میزان فسفر دچار محدودیت است و چنانچه مقدار کمتر از ۷ باشد ازت محدودیت دارد . تولیدات اولیه رابطه عکس با فسفر غیر فعال محلول و N03 - N دارد .

پلانکتونها :

تولیدات پلانکتونی تابعی از مواد مغذی آلی و غیر آلی است که منابع تأمین کننده آنها برون زا یا درون زا هستند . افزایش در تولید ماهی به مقدار زیاد به تولیدات پلانکتونی وابسته است (Bennett , 1967) .

در محیطهای آبی فعالیتهای زیستی با فتوسنتز آغاز که خود منجربه تشکیل اولین حلقه زجیره حیاتی یعنی فیتوپلانکتونها گردیده که اساس تغذیه را در هرم غذایی آبزیان تشکیل میدهد . شدت رشد و توسعه آنها نیز متاثر از عناصری نظیر فسفر ، ازت ، اکسیژن ، هیدروژن و کربن در آب است . با افزایش فیتوپلانکتونها جمعیت زئوپلانکتونها نیز افزون شده و تراکم آنها بطور نسبی کنترل می گردد . زئوپلانکتونها دومین حلقه زنجیره غذایی در محیط های آبی را تشکیل داده که فیتوپلانکتونها را به مصرف رسانده و خود مورد تغذیه نکتونها قرارمی گیرند . مواد دفعی و بقایای موجودات زنده در اکوسیستمهای آبی توسط تجزیه کنندگان به مواد غذایی ساده تر تبدیل و در زنجیره غذایی مورد مصرف مجدد قرارمی گیرند . از میان عناصر نامبرده شده ازت و فسفر از مهمترین عناصر توسعه پلانکتونی بشمار رفته که کمبود آنها درمحیط های آبی منجر به کاهش شدید تولیدات اولیه می گردد .

افزایش تولیدات ماهی درسالهای اولیه احداث سد در نتیجه ورود بار مواد مغذی به محیط دریاچه سد بوده که موجب رشد میکروفیتها و ماکروفیتها شده همچنین باکتریها ، پلانکتونها و کفزیان نیز بطور همزمان بخوبی رشد می کنند . اینها بطور مستقیم مورد تغذیه ماهیان قرار گرفته و ماهیان شکارچی نیز در این بین غذای خود را از ماهیان کوچکتر تامین می کنند . به این خاطر درسالهای اولیه آبگیری تولید ماهی در دریاچه های مخزنی مطلوب است . بررسیها نشان داده که زمینه کم شدن تولیدات در سدهای مخزنی بستگی به ورود مواد مغذی برون زا دارد.

در دریاچه خندقلو شاخه جلبک های سبز (کلروفیتا) با ۱۸ جنس بیشترین تعداد جنس های فیتو پلانکتونی را به خود اختصاص داده اند اما غالبیت با شاخه Cyanophyta بوده که۷۴/۳ درصد جمعیت فیتوپلانکتونی را در طول تحقیق دارا بوده است . پرجمعیت ترین جنسهای این شاخه عبارت از *Anabaenopsis* , *Oscillatoria* , *Chroococcus* و *Merismopedia* بودند . شاخه Chlorophyta با ۱۹/۶ درصد در رده دوم قرار دارد . فصل تابستان بالاترین تراکم فیتوپلانکتونی را داشته است . در فصل بهار غالبیت با شاخه Bacillariophyta(Diatoms) بوده اما در فصول تابستان و پاییز با جلبکهای سبز _ آبی Cyanophyta بوده است .

کیمبالها (۱۳۵۳) در مطالعات فیتوپلانکتونی بر روی تالاب انزلی و خداپرست (۱۳۷۸) در مطالعات جامع تالاب انزلی و دریاچه های سد ماکو (سبک آرا و مکارمی ، ۱۳۷۸) و مهاباد (محمدجانی و حیدری ، ۱۳۷۸) ، ارس (سبک آرا و مکارمی ،۱۳۸۰) و حسنلو (سبک آرا و مکارمی ، ۱۳۸۱) نشان داده که بیشترین تراکم فیتوپلانکتونی در دو زمان اتفاق می افتد : یکی در تابستان که درجه حرارت مناسب است و دومین قله مطابق روند طبیعی تالابها و دریاچه ها با افزایش درجه حرارت دراوایل مهر و آبان مشاهده می شود . در این بررسی مشخص شده که بالاترین جمعیت فیتوپلانکتونی در تابستان در دریاچه مشاهده شده است و در آبان ماه نیز قله دوم مشاهده می شود که با نتایج مشاهده شده در سایر دریاچه ها مطابقت دارد .

در دریاچه سد مخزنی مهاباد آلگهای سبز (Chlorophyta) پس از Chrysophyta و Pyrrophyta قرار داشته و در تیر ماه بیشترین تراکم را دارند . شاخه Chrysophyta در کل حوزه سد مهاباد بیشترین فراوانی را دارند . این شاخه سرمادوست شاخص کیفیت بیولوژیک خوب آب است (مهندسین مشاور یکم، ۱۳۶۷) . شاخه Pyrrophyta در فصل پائیز و زمستان حداکثر فراوانی را دارند . این شاخه برعکس شاخه Chrysophyta که نوردوست هستند ، در نور کم نیز تراکم مناسبی داشته و رشد و نمو می‌کنند (Boney , 1989) . از اینرو در دو فصل پائیز و زمستان که میزان ابرناکی در دریاچه سد مهاباد در حداکثر قرار دارد ، این شاخه نیز فراوان‌تر است (محمدجانی و حیدری ، ۱۳۷۸) . در دریاچه توده بین شاخه Bacillariophyta به استثناء فروردین در سایر ماهها شاخه غالب فیتوپلانکتونی در این دریاچه مخزنی بوده است همچنین فراوانی کلی فیتوپلانکتونها در این دریاچه دامنه ای از ۲ تا ۱۲/۵ میلیون عدد در لیتر بوده است (میرزاجانی ، ۱۳۹۰) .

فراوانی فیتوپلانکتونها در دریاچه های شویر از ۱/۳۵۰ میلیون عدد در لیتر تا ۳۴/۲ میلیون عدد در لیتر متغیر بوده است (میرزاجانی ، ۱۳۸۷) . میانگین فراوانی فیتوپلانکتونها در تالاب انزلی و دریاچه های سد ارس و مهاباد به ترتیب برابر ۵۵ ، ۴۶ و ۱۶ میلیون عدد در لیتر بوده است (خداپرست ، ۱۳۷۸ ؛ صفائی، ۱۳۷۷ ؛ عبدالملکی و همکاران، ۱۳۷۹) . میانگین فراوانی فیتو پلانکتونها در چهار استخر مورد بررسی صمد زاده (۱۳۷۳) حدود ۱۹۰ میلیون در لیتر بوده که از حد اقل ۱۲ میلیون در اردیبهشت تا ۴۷۰ میلیون در مهر ماه متغیر بوده است . فراوانی کلی فیتوپلانکتونها در دریاچه سد تهم نیز بسیار اندک بوده و از ۰/۹ تا ۳/۵ میلیون در مدت بررسی متغیر بوده

است که نسبت به بسیاری از محیط های آبی در حد بسیار اندکی قرار داشته و بیانگر تولید اندک در این دریاچه بوده است (میرزاجانی ، ۱۳۸۶).

فیتوپلانکتونها در دریاچه مخزنی سد Ubolratana در فیلیپین در ماه مه (اواسط بهار) به حداکثر زی توده خود رسیده و مناطق تراکم آنها بیشتر بخشهای میانی گستره آبی است (Jaiyen et al , 1980) . این موضوع در گستره آبی سد مهاباد نیز صادق بود (محمدجانی و حیدری ، ۱۳۷۸) . Hutchinson (۱۹۷۰) بر این عقیده هستند که توالی فصلی فیتوپلانکتونی در دریاچه ها و تالابها تابع یک قانون کلی‌است . در این حالت در اوایل بهار با شروع باد های 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 موجب تولید گونه های بهاری فیتوپلانکتونها مثل دیاتومه ها که معمولاً کوچکتر و با سرعت رشد زیاد می شود ، این‌گونه جلبکها براحتی توسط گروههای زئوپلانکتونی بخصوص روتیفرها بمصرف می‌رسد ، درنتیجه افزایش تولیدات اولیه ، مقدار مواد بیوژن کاهش یافته و در نتیجه مصرف آنها توسط زئوپلانکتونها ، جمعیت فیتوپلانکتونی نیز نقصان می‌یابد . با شروع مجدد چرخهٔ دریاچه ها در اواخر پاییز دومین مرحله رویش دیاتومه ها و سایرگروههای فیتوپلانکتونی شروع می گردد (کریوچکوا ، ۱۹۸۹) .

فیتوپلانکتونها بعنوان اولین تولیدکنندگان کربن آلی ، نقش مهمی در زنجیره غذایی در داخل اکوسیستمهای آبی ایفا نموده ، و همواره تحت تاثیر عوامل غیر حیاتی محیط زندگی بوده و ظرفیت تولیدات بیولوژیکی را در محیط های آبی نشان می دهد . اوج شکوفایی فیتوپلانکتونها در تابستان به سبب وجود نور کافی و دمای مطلوب رخ می‌دهد . در فصول بارانی زمانیکه نور کم و دما پائین و کدورت زیاد است ، فراوانی فیتوپلانکتونها محدود می‌شود (Baluyut , 1983) .

با گرم شدن هوا در فصل تابستان و تغییر درجه حرارت آب ، توان تولیدات اولیه در سطح دریاچه افزوده شده و در نهایت در اثر کثرت مواد بیوژن از حداکثر تولیدات برخوردار شده ، و در نتیجه آن یک شکوفایی جلبکی (Water bloom) از گروه جلبکهای سبز – آبی (سیانوفیتا ، Cyanophyta) ایجاد می گردد . Sze (۱۹۸۶) بیان می دارد که اعضای جلبکهای سبز – آبی در دمای بالا رشد میکنند . در این حالت میزان نیتروژن موجود در آب کاهش می یابد چرا که شاخه جلبکهای سبز – آبی یا Cyanophyta تثبیت کننده ازت هستند (Suthers and Rissik , 2009) .

با توجه به اینکه سیانوباکترها از گاز کربنیک و بی کربنات هر دو ، در فتو سنتز استفاده می کنند ، بنا براین این موجودات قادرند در شرایط pH زیاد قلیایی در دریاچه های یوتروف به سادگی فتوسنتز را انجام دهند . بدین ترتیب در چنین شرایطی ، سیانو باکترها می توانند گروه غالب در دریاچه باشند (Wetzel , 2001 ؛ قاسم زاده ، ۱۳۸۳) .

نتایج بررسی فیتوپلانکتونی دریاچه خندقلو نشان داد که در مرداد ماه ۱۳۸۹ پدیده شکوفایی یا بلوم جلبکی در دریاچه مشاهده شده است و در هر سه ایستگاه مورد بررسی غالبیت با شاخه جلبکهای سبز – آبی یا سیانوفیتا (سیانوباکتریا) بوده است و جنس *Anabaenopsis* بیشترین جمعیت فیتوپلانکتونی را بخود اختصاص داده است . همچنین تلفات بالایی از ماهی و شاه میگو در دریاچه به وقوع پیوست . پدیده بلوم جلبکی رخدادی است که معمولا دراثر عوامل متعددی بروز می نماید که مهمترین آنها عبارت از وجود عوامل نامساعد همچون آلودگی و مواد مغذی بهمراه شرایط مناسب برای رشد برخی از گونه های جلبکی می باشد . آنچه مسلم است این پدیده به حلقه های پایین زنجیره غذایی و عوامل شیمیایی آب بستگی دارد . بطوریکه افزایش مواد مغذی مانند فسفر و کلسیم در منابع آبی در شرایط مطلوب مثل دمای مناسب و نور کافی منجر به بروز شکوفایی جلبکی می گردد . این شکوفایی ممکن است شامل گونه های متعددی از موجودات تک سلولی گیاهی (فیتوپلانکتون) بوده و خطرات جدی برای آبزیان بوجود آورد . شرایط مطلوب برای شکوفایی جلبک ها شامل وضعیت مطلوب آب و هوایی و فراوانی مواد مغذی در آب است . از نظر طبقه بندی این جلبکها را در سه گروه باسیلاریوفیتا (دیاتومها) ، پیروفیتا و سیانوفیتا تقسیم بندی می کنند . جلبکهای گروه سیانوفیتا (سیانوباکتریا) عامل عمده شکوفایی و تلفات بسیاری از گونه های ماهیان در منابع آبی بخصوص در فصل تابستان بشمار می روند . برخی ازجلبکهای بوجود آورنده این شکوفایی عبارتند از گونه های مختلف از جنسهای *Anabaena , Aphanizominon, Microcystis* و *Nodularia* می باشند . شکوفایی متراکم این فیتوپلانکتونها موجب تشکیل لایه سنگین و قطور در سطح آب شده که مانع نفوذ نور خورشید به لایه های عمیق تر و مانع انجام عمل فتوسنتز و در نتیجه کاهش اکسیژن محلول در این لایه ها میشود. جلبکهای مرده یا درحال مرگ نیز محل مناسبی برای رشد باکتری ها بوده که بنوبه خود اکسیژن محلول را کاهش وتولید گاز کربنیک را افزایش می دهند. با پیشرفت این پدیده که درشرایط بیهوازی بعد از افزایش زیاد مواد معلق موجود درآب بوجود می آید ، اکسیژن مورد نیاز ماهیان درشت تامین نشده و سرانجام سبب تلفات ماهیان می گردد. تحت این شرایط ماهیان وجلبکهای مرده موجب غفونت وآلودگی آب میشوند. چنین وضعیتی در تلفات ماهیان دریاچه زریوار درسال۱۳۸۲ مشاهده وثبت گردید (جلالی و برزگر ، ۱۳۸۲ ، ۱۳۸۳ ؛ جلالی ، ۱۳۷۳) .

فاکتورهایی که به شکوفایی سیانوفیتا (جلبکهای سبز _ آبی) منجر می شوند بطور عمده مربوط به غنی شدن بیش از حد آب در اثر افزایش بار مواد آلی می باشد . همچنین یکی از شرایط اصلی برای بروز این شکوفایی افزایش pH و دمای ۲۰ الی ۳۰ درجه سانتیگراد است . این فرآیند که ناشی از کاهش گاز کربنیک بعلت مصرف آن درجریان عمل فتوسنتز بوده ، مطلوبترین شرایط را برای این شکوفایی جلبکی فراهم می سازد . سیانوفیتا درجات حرارتی بالای۲۰ درجه سانتیگراد را جهت رشدخود ترجیح میدهند.لذا درفصل بهار وتابستان که متوسط درجه حرارت نسبت به فصول دیگر بالاتر است ، محدودیتی از نظر درجه حرارت مناسب جهت رشد ندارند .

جلبکهای سبز- آبی (سیانوفیتا) نه تنها پذیرش به بیماریها در ماهی را افزایش می دهد ، بلکه سبب از دست دادن بچه ماهیان نورس نیز می شود . علاوه بر آن شکوفایی جلبکهای سبز- آبی باعث کاهش محصول ماهی و تنوع زیستی اکوسیستم کل تالاب می گردد . همچنین سموم حاصل از جلبکهای سبز- آبی می تواند در بدن ماهی انباشته گردد (Sejnohova , et al., 2005) .

بعلت کوددهی بیش از حد در دریاچه خندقلو ، میزان بار مواد مغذی در دریاچه افزایش داشته و با توجه به بالا بودن درجه حرارت ، پدیده بلوم جلبکی سیانوفیتا در دریاچه رخ داده که منجر به کاهش اکسیژن محلول آب و در نتیجه تلفات ماهیان گردیده است .

در مطالعات انجام گرفته بر روی سد مخزنی ارس توسط جمهوری نخجوان از سال ۱۹۷۷ همه ساله شکوفایی آب بوسیله توسط سیانوفیتا در یک دوره کوتاه بهاره – تابستانه مشاهده می گردد (کریوچکوا ، ۱۹۸۹) . در بررسی طرح پایش سد ارس (سبک آرا و مکارمی ، ۱۳۸۰) شکوفایی سیانوفیتا در نمونه های تابستانه دیده شده که در این حالت سطح آب بوسیله لایه ای از جنس Microcystis پوشیده گردید که در اثر جریان باد مقدار زیادی از این جلبکها بشکلهای توده های عظیم به قطر چندین سانتی متر در کناره سواحل مشاهده شده و مقداری نیز بشکل دیتریت در بستر رودخانه مورد مصرف تغذیه ماهیان و کفزیان رسیده و بخشی از آن توسط مکانیزم موادارگانیک موجودات آبزی و فعل وانفعالات حیاتی ، مواد بیوژن موجود در آنها مجددا" وارد آب شده و سبب استمرار چرخه زنجیره غذایی در محیط آبی دریاچه می شود .

طبق اطلاعات موجود در بررسی جامع سال ۱۳۷۴ (سبک آرا ، ۱۳۷۴) ، شکوفایی سیانوفیتا از اوایل تیر ماه شروع و در طی این ماه به اوج خود رسید . بیشترین تراکم Microcystis در مناطق پمپ آب رسانی (مهمانسرا) و پاسگاه قزل قشلاق در محل پره تعاونی دیده شد (سبک آرا ، ۱۳۷۴) . آزمایشات شیمیایی آب در این وضعیت کاهش ترکیبات ازت به ویژه نیترات را نشان داد (ملکی شمالی ، ۱۳۷۴ ، ۱۳۸۰) که این حالت با اوج شکوفایی سیانوفیتا که تثبیت کننده ازت هستند ، مقارن بوده است . این وضعیت با وضعیت فیتوپلانکتونی دریاچه سد ارس نیز مطابقت دارد . بطوریکه رویش جلبکها از فصل پاییز شروع و به مرور در فصل زمستان افزایش یافته و در بهار به حداکثر مقدار خود رسیده و سرانجام به شکوفایی تابستانه ختم می گردد . محمد جانی و حیدری (۱۳۷۸) در بررسی سد مهاباد نیز به نتایج مشابهی دست یافته اند . آلگهای سبز - آبی یک الگوی توفق فصلی را که اوج آن معمولاً در تابستان است ، نشان می‌دهند و سبب می‌شوند که هرچند سال یکبار مرگ و میز ماهیان رخ دهد و این رویداد با شکوفایی Microcystis در ارتباط است (Barica , 1976) .

همانگونه که ذکر گردید دریاچه خندقلو با توجه به شاخصهای تروفی در ردیف دریاچه های یوتروف و فوق یوتروف قرار می گیرد . مخازن آبی سامانه های اکولوژیکی پیچیده و پویایی هستند که با فعالیتهای بشری در تعامل هستند (Ccopa et al., 2007) . اگر چه مواد مغذی برای گیاهان و جانوران حیاتی هستند ، اما غلظت زیاد آنها می تواند کیفیت آب و خاک را کاهش دهد . دو ماده مغذی فسفر و نیتروژن می توانند موجب

یوتریفیکاسیون یا فرا غنی شدن در برکه ها و دریاچه ها شوند (Faycal and Grizzetti , 2008) . یوتریفیکاسیون پدیده ای است که در پیکره های آبی دریافت کننده ی میزان زیادی مواد مغذی مشاهده می شود . این پدیده و به دنبال آن افزایش غلظت فیتوپلانکتونها می تواند کیفیت آب را تحت تاثیر قرار دهد (Quiblier et al., 2008) . مشخصه این پدیده شکوفایی جلبکهای سبز یا سبز- آبی و تغییرات شدید اکسیژن محلول می باشد و معمولا محیط آب را برای زندگی ماهی ها و زئوپلانکتون ها تحمل ناپذیر می نماید . دانشمندان بر این باورند که یوتریفیکاسیون می تواند ترکیب گونه های یک زیستگاه را دگرگون کرده و شکوفایی جلبکی مضر که یکی از پیامدهای یوتریفیکاسیون است در آبهای سطحی سراسر جهان به کرات مشاهده می شود (Milan , 2007) .

در ایران پژوهشهای زیادی در مورد یوتروفیکاسیون انجام شده است که از جمله آن انجام پژوهش در مخزن سد درودزن در استان فارس می باشد (Geenen , 1996) . در پژوهشی دیگر یوتروفیکاسیون مخزن کرخه توسط دانشکده مهندسی عمران دانشگاه علم و صنعت و شرکت توسعه منابع آب و نیروی ایران بررسی و مدلسازی شده است (سمایی ، ۱۳۸۳) . در سالهای اخیر غلظت بالای جلبک در چند دریاچه ی ایران گزارش شده است (Geenen , 1996) . این زی توده جلبکی زیاد یک تهدید جدی زیست محیطی در مورد مخازن ایران مطرح می کند (سمایی و همکاران ، ۱۳۸۸) . این مطلب و کمبود آب در ایران نشان می دهد که موضوع یوتروفیکاسیون و مدلسازی آن اهمیت زیادی دارد و باید بیشتر مورد توجه قرار گیرد.

ماده مغذی محدودکننده رشد جلبکی در دریاچه خندقلو فسفر می باشد . بنابراین کنترل ورود فسفر به مخزن می تواند موجب بهبود کیفی مخزن و کاهش خطر یوتریفیکاسیون شود . نور نیز یکی از عوامل مهم محدودکننده رشد جلبکی است . به نظر می رسد با توجه به اینکه در بیشتر مخازن، عامل اصلی یوتریفیکاسیون فسفر می باشد ، باید به شکلی آن را حذف کرد. جهت مدیریت یوتریفیکاسیون پیشنهاد می شود تا حد ممکن از ورود فسفر از طریق رودخانه به مخزن جلوگیری به عمل آید . با این وجود ممکن است ناچار به حذف فسفر از مخزن شویم که هزینه زیادتری را به ما تحمیل می کند . تحقیقاتی در مورد حذف فسفر واکنشگر محلول و فسفر کل انجام شده که در یک مورد آن از نمکهای آلمونیوم جهت حذف انواع فسفر استفاده شده است و دوز مناسب آلمونیوم برای حذف SRP (با آزمایش جار) را بین ۲ تا ۴ میلی گرم در لیتر تعیین کرده است (Franck et al., 2006) .

Winberg (۱۹۷۱) بیان داشته که تعادل کلی مواد آلی در هر اکوسیستم آبی با دگرگونی این مواد در روند فعالیتهای حیاتی آبزیان ارتباط مستقیم دارد . تحقیقات بوضوح نشان می دهد که اساس این همه دگرگونیهای موادآلی در آبگیرها به روابط غذایی متقابل موجودات در این اکوسیستمها یا به اصطلاح به زنجیره غذایی متکی است (کریوچکووا ، ۱۹۸۹) . بانی (۱۳۷۵) در بررسی ترکیب فیتوپلانکتونی حاصل از کودهی در استخرهای پرورشی به این نتیجه رسید که تنوع و تراکم جوامع فیتوپلانکتونی با رژیم هیدروشیمیایی آب مستقیما بر روی این جوامع تاثیر گذاشته ، بطوریکه در زمان اوج فراوانی فیتوپلانکتونها مقادیر مواد بیوژن کاهش می یابد . این ارتباط میتواند بیانگر مصرف شدن این مواد توسط فیتوپلانکتونها باشد . Boyd and Tucker (۱۹۹۲) بیان میدارد

اگر چه فسفر نسبت بسیار کمی از ترکیبات را در آب تشکیل می دهد ، اما مهمترین ماده مغذی برای تولیدات اولیه در اکوسیستمهای آبی است ، بنابر این غلظت فسفات در آب استخرها و دریا چه ها اهمیت قابل ملاحظه ای دارد .

بعبارتی روشهای علمی بازدهی طبیعی آکوسیستمهای آبی بر مبنای بررسی عوامل فیزیکی و شیمیایی و ریتم کیفیت تولید موجودات آبزی و بررسی جمعیت ماهی قرار دارد . بررسی این عوامل استعداد توان تولید مواد بیوژن در دریاچه سد ارس (نیتروژن و فسفر همراه با قلیاییت آب) را در ترکیب پلانکتونها ، که در تولید طبیعی محصول این دریاچه ارزش حیاتی دارد ، را مشخص می کند . در سد مخزنی ارس با شروع فصل بهار ذخایر مواد بیوژن موجود در دریاچه در ساختار اندام ارگانیسمهای حیاتی موجودات آبزی جذب شده که در نتیجه آن کاهش نسبی در ترکیبات ازت و فسفات مشاهده می شود ، بطوری که حداکثر جذب عناصر توسط این موجودات در فصل تابستان انجام می گردد .

کود دهی آنگونه که در شویر اعمال شده ، نیز می تواند در رشد جنسها و گونه های جلبکی موثر باشد ، بطوریکه مصرف کود آلی در ابتدا افزایش فیتو پلانکتونهای *Ochromonas* , *Cryptomonas* را در برداشته و استفاده از کودهای معدنی ، افزایش دیاتومه ها را در بر داشت (میرزاجانی ، ۱۳۸۷) . مصرف زیاد کود باعث پیدایش و حضور جلبکهای سبز کلرفیتا و جلبکهای سبز–آبی (سیانوفیتا) می گردد و مقدار کم مصرف کود باعث حضور (*Cyclotella* و *Navicula*) خواهد شد (مقصودی و همکاران ، ۱۳۷۷) . Aypa (۱۹۸۳) و همکاران نیز بیان کردند که پارامتر های فیزیکی و شیمیایی آب از عوامل موثر در رشد و تراکم پلانکتونها محسوب می شود .

جلبکهای سبز – آبی در دریاها و آبهای شیرین به طور گسترده حضور دارند . بسیاری از گونه‌ها در مناطق گرم ، دریاچه‌های شور ، یخچالها و مناطق برفی و دیگر اکوسیستم‌ها حضور دارند . جلبکهای سبز – آبی در ماههای تابستان به طور گسترده رشد کرده و مهمترین عامل تولید شکوفایی در آبهای شیرین هستند . علل اهمیت اکولوژیک سیانوفیتا سرعت بالای فتوسنتز و تولید کنندگی در آنها ، تولید مواد سمی و در نتیجه کنترل سایر گیاهان و جانوران اکوسیستم ، تثبیت نیتروژن و نقش موثر آنها در تولید گلسنگها می‌باشد . اهمیت گونه‌های نانوپلانکتونی جلبکهای سبز– آبی در اقیانوسها تایید شده است . شکوفایی ، گسترش و در نهایت تجزیه گونه‌هایی از آنابنا ، میکروسیس‌تیس و آفانیزومنون در آبهای گرم که در شرایط بدون اکسیژن به راحتی رشد می نمایند ، موجب کاهش اکسیژن به ویژه در شب هنگام شده و به همراه تولید سموم موجب مرگ و میر آبزیان می‌شوند . این سموم از گروه هپاتوتوکسین‌ها (موثر بر کبد) ، نوروتوکسین‌ها (موثر بر اعصاب) و سیتوتوکسین‌ها (موثر بر سلولهایی مانند پوست) هستند . نگرانی‌های بیشتری در مورد هپاتوتوکسین‌ها در بین دانشمندان وجود دارد . گونه میکروسیس‌تیس توکسیکا دارای مواد سمی بسیار مهلک موثر بر کبد می‌باشد . بسیاری از اشکال پلانکتونی سمی از طریق آب آشامیدنی وارد بدن انسان شده و موجب بیماری می‌شوند . آنابنا و میکروسیس‌تیس سبب ناراحتیهای معدی شده و گونه لینگبیا ماجوسکولا در استخرها و آبگیرهای طبیعی باعث

بروز بیماریهای پوستی می‌شود . تجزیه جلبکهایی نظیر آنابنا و میکروسیس‌تیس در مخازن آب موجب ایجاد مزه و بوی بد در آب می گردد . تحقیقات اخیر نشان می دهد آلودگی دریاچه‌ها به وسیله شوینده‌های فسفردار موجب افزایش رشد سیانوفیتا شده و در نتیجه تولید نیتروژن نیز افزایش می‌یابد .

در اکوسیستمهای آبی فیتو پلانکتون ها نقش اصلی و کلیدی را در زنجیره غذایی و شبکه غذایی ایفاء کرده و با رشد خود غذای لازم برای دومین حلقه این زنجیره یعنی زئو پلانکتونها را فراهم می کنند . در نهایت زئوپلانکتونها اولین تراز غذایی و انتقال دهنده انرژی از فیتوپلانکتون به مصرف کنندگان ثانویه خواهند بود . در پرورش ماهیان گرم آبی پلانکتونها در تولید فیتوفاگ ۱۰۰ درصد ، ماهی سرگنده ۷۰ تا ۱۰۰ درصد و کپور ۵ درصد نقش ایفا می نمایند (واینار آویچ ، ۱۳۷۲) . لازم به ذکر است که جلبکهای سبز و دیاتومه‌ها اهمیت بیشتری در تغذیه ماهی دارند ، که در این میان جلبکهای سبز از اهمیت ویژه‌ای برخوردارند . جلبکهای سبز ـ آبی دارای اسیدهای آمینه کاملی هستند اما به سبب حلالیت کم به آسانی قابل جذب برای ماهیان نمی‌باشند (فرید پاک ، ۱۳۶۶) . این جلبکها در طعم و مزه ماهیان دریاچه خندقلو اثر سوء داشته و سبب طعم نامطبوع ماهیان کپور نقره ای دریاچه گردیده است (مذاکرات شفایی با آقای اردوخانی ، بهره بردار شیلاتی دریاچه خندقلو) اما بنا به اظهار ایشان پس از معرفی شاه میگوی آب شیرین به دریاچه ، طعم ماهیان بهتر شده است .

در دریاچه سد خندقلو در گروه زئوپلانکتون ۴ شاخه زئوپلانکتونی و ۲۰ جنس شناسایی شد . بیشترین درصد جمعیت زئوپلانکتونی مربوط به شاخهٔ Rotatoria بوده که ۶۷/۷ درصد آنرا شامل می گردد . مهمترین جنسهای این گروه عبارت از *Polyarthera* , *Brachoinus* , *Filinia* و *Syncheata* هستند . شاخهٔ Ciliophora با ۲۹/۸ درصد در رده دوم قرا ر دارد . شاخهٔ آرتروپودا با رده Copopoda و جنس *Cyclops* بهمراه ناپلی‌آن تنها ۲/۳ درصد جمعیتی زئوپلانکتونها را به خور اختصاص داده است . میانگین سالانه تراکم زئوپلانکتونهای دریاچه برابر ۱۱۳۴ عدد در لیتر بوده است .

میزان زئوپلانکتون ها در تالاب انزلی در سالهای ۱۳۸۱-۱۳۸۰ در حد ۲۲۰۰ عدد در لیتر بوده است (خداپرست ، ۱۳۷۸) . میانگین تعداد زئوپلانکتونها در دریاچه های سد ارس و مهاباد به ترتیب ۱۵۰۰ و ۱۴۰۰ عدد در لیتر بوده است (سبک آرا و مکارمی ، ۱۳۸۰ ؛ محمدجانی و حیدری ، ۱۳۷۸) . فراوانی کلی زئوپلانکتون ها در دریاچه سد تهم در حد ۷۲ تا ۶۰۲ عدد در لیتر شمارش گردیده است (میرزاجانی ، ۱۳۸۶) . میانگین سالانه زئوپلانکتونها در دریاچه شویر و میرزاخانلو بترتیب ۲۰۹ و ۳۰۰ عدد درلیتر بوده است (میرزاجانی ، ۱۳۸۷) . در دریاچه توده بین نیز فراوانی زئوپلانکتونها دارای دامنه ای از ۳۵ تا ۵۹۷ عدد در لیتر شمارش گردیده است (میزاجانی ، ۱۳۹۰) . بطوریکه ملاحظه می شود تراکم زئوپلانکتونها در دریاچه خندقلو بالاتر از دریاچه های شویر ، میرزاخانلو و دریاچه توده بین بوده و در حد دریاچه های سدهای ارس و مهاباد بوده است .

در دریاچه شویر ۷ جنس زئو پلانکتونی در بیش از ۵۰ درصد نمونه برداریهای حضور داشته که از بین آنها فراوانی و حضور جنسهای *Tintinnopsis*، *Keratella* ، *Polyarthera* و ناپلی Copepoda قابل توجه بوده است (

میرزاجانی ، ۱۳۸۷) و تفاوت مشخص با زئوپلانکتونهای دریاچه سد تهم (میرزاجانی، ۱۳۸۶) داشته است . جمعیت غالب پلانکتونی دریاچه شویر را Protozoa تشکیل داده و بعد از آن (Arthropoda) بوده اند. وجود بادهای محلی و مواج بودن دریاچه شویر یکی از عوامل افزایش کدورت آب شده و به تبع آن جمعیت غالب را پروتوزوا تشکیل داده است (میرزاجانی ، ۱۳۸۷) . عمدتا Ciliatea از پروتوزوآ در منابع آبی غالب می شوند اما در بسیاری از موارد همچون دریاچه شویر جمعیت فراوان را *Tintinnopsis* تشکیل می دهد . آنها دارای پوسته سخت شبیه به صدف بوده و از نانو پلانکتونها و پیکو پلانکتونها تغذیه می کنند و متعلق به آبهای هتروتروف و آتوتروف می باشند . Copepods از مصرف کنندگان Tintinnopsis بوده و شاید یکی از دلایل بالا بودن (Protoza) در دریاچه شویر کم بودن جمعیت (Copepoda) باشد (میرزاجانی ، ۱۳۸۷) .

در دریاچه میرزاخانلو Polyarthera نیز از تعدد مشاهده و فراوانی بالایی برخوردار بوده است و قسمت اصلی فراوانی زئوپلانکتونهای دریاچه ، مربوط به شاخه Rotatoria بوده است (میرزاجانی ، ۱۳۸۷) . از آنجایی که این نوع زئوپلانکتونها گرمادوست هستند ، لذا در منطقه دارای جمعیت بیشتری بوده اند . ویژگی مذکور در دی ماه در دریاچه میرزاخانلو کاملا مشهود شد . حضور جنسهای Polyarthera و Keratella در دریاچه میرزاخانلو می توانند شاخص یوتروفیک بودن دریاچه (Williama , 1966 ; Beach , 1960) باشند . این آبگیر بواسطه حضور ناپلی Copepoda با دریاچه نئور شباهتهایی را داراست . بنظر میرسد نبود ماهیان تغذیه کننده از موجود اخیر از دلایل بالا بودن جمعیت آن بشمار رود . همچنین حداکثر بودن جمعیت Arthropoda در ماههای سرد احتمالا به همین دلیل مرتبط می باشد (میرزاجانی ، ۱۳۸۷) . غلبه (Rotatoria) Rotiferia در جامعه زئوپلانکتونی سد مهاباد منبع غذایی خوبی را برای ماهیان زئوپلانکتونخوار و نیز دوران گذر از نوزادی کلیه ماهیان فراهم نموده است . Rotatoria بطور وسیعی بوسیله لارو ماهیان و بچه ماهیان نورس مورد مصرف قرار گرفته و بخصوص غذای اصلی جانوران آبزی می‌باشند (فرید پاک ، ۱۳۶۶) . معمولا زئو پلانکتونها خصوصا روتیفرها از اواسط اردیبهشت و خرداد تا نیمه اول تیر ماه دارای بیشترین اهمیت شیلاتی هستند (اسماعیلی ساری ، ۱۳۸۰) .

فراوانی و تنوع زئوپلانکتونها با توجه به ویژگی های لیمنولوژیکی و وضعیت تروفی دریاچه های آب شیرین تغییر می نماید (Jeppesen et al., 2002) . بطوریکه فراوانی زئوپلانکتونها ممکن است با افزایش وضعیت تروفی دریاچه افزایش یابد . در دریاچه Gelingüllü در کشور ترکیه نیز بیشترین درصد جمعیت زئوپلانکتونی مربوط به شاخهٔ Rotatoria بوده است (Kaya and Altindag, 2007) . Rotatoria نسبت به تغییرات زیست محیطی در مقایسه با Cladocera و Copepoda حساسیت بیشتری داشته و به عنوان شاخصهای کیفیت آب شناخته شده اند (Gannon and Stremberger, 1978) . بر اساس مطالعات Blancher (۱۹۸۴) cladocerans و cyclopoids در دریاچه های یوتروف فراوانتر می باشند . به طور کلی Calanoids برای شرایط دریاچه های الیگوتروف مناسب بوده اما cladocerans و cyclopoids به خوبی با شرایط دریاچه های یوتروف سازگار شده اند (Gannon and Stremberger, 1978) .

در اکوسیستمهای آب شیرین ، روتیفر ها فراوان تر از دیگر گروه های زئوپلانکتونی بوده و بنابراین ، آنها بخش بزرگی از زنجیره غذایی را تشکیل می دهند . افزایش در جمعیت Rotifera ، Cladocera و Copepoda ، ممکن است جمعیت ماهیان را تحت تاثیر قرار دهد (Emir and Demirsoy, 1996) . در دریاچه سد Gelingüllü ، یکی از علل احتمالی کاهش تعداد Copepoda و Cladocera ، ممکن است این باشد که ماهیان دریاچه بیشتر این دو گروه زئوپلانکتونی را مصرف کرده باشند تا Rotifera (Kaya and Altindag, 2007) . در دریاچه های یوتروف ، جنسهای غالب دائمی روتیفرها *Brachionus* و *Keratella* گزارش شده اند (Tanyolaç , 1993) . در دریاچه سد Gelingüllü ، Rotifera گروه غالب (۹۲ درصد) نسبت به ۲ گروه دیگر بود . علاوه بر این ، ۴ گونه از جنس Brachionus و ۳ گونه از جنس Keratella در دریاچه یافت شد ، که نشان می دهد که دریاچه سد Gelingüllü یوتروف می باشد . گونه *Bosmina longirostris* ، دافنی *Daphnia longispina* و کلادوسر *Chydorus sphaericus* ، گونه های غالب در دریاچه Gelingüllü بودند (Kaya and Altindag, 2007) . با این حال ، این گونه ها به طور کلی در دریاچه های یوتروف یافت می شوند (Berzins and Bertilson, 1989) . همانگونه که ذکر شد روتیفر ها به عنوان شاخص زیستی کیفیت آب در نظر گرفته می شوند (Sladecek, 1983; Saksena, 1987) و تراکم بالا روتیفرها از ویژگی های دریاچه های یوتروف گزارش شده است (Sendacz , 1984) . شرایط یاد شده در فوق با نتایج بدست آمده در دریاچه سد خندقلو همخوانی داشته و این دریاچه در زمره دریاچه های یوتروف و فوق یوتروف قرار دارد .

در مجموع مهمترین عامل در تولیدات پلانکتونی در دریاچه ها ، کیفیت آب است . طول سواحل و حوزه دریاچه نیز بسیار مهم هستند . دریاچه‌های با عمق کم تولیدات زیادتری نسبت به دریاچه‌های عمیق دارند زیرا که بیشتر منطقه تولیدات ، تحت تأثیر نور آفتاب است . در دریاچه های کم عمق این لایه‌ها به سبب کم عمق بودن دریاچه در تماس با لایه‌های عمقی هستند . بنابراین تولیدات پلانکتونی در تمامی لایه‌های آب صورت می‌گیرد (Suthers and Rissik , 2009) . فاکتورهای دیگری چون طول فصل رشد نیز در تولیدات پلانکتونی مؤثرند (Thompson , 1941) . مقدار زیاد تولیدات اولیه مرگ آنها را در پی داشته و در رسوبات انباشت می‌شوند (Chapman , 1992) .

فرضیه پایین به بالا و بالا به پایین توسط McQeen (۱۹۸۶) و همکاران ارائه گردید . بر اساس این فرضیه هم ماهیان شکارچی و حلقه های پایین تر زنجیره غذایی (بالا به پایین) و هم میزان مواد مغذی و حلقه های بالاتر زنجیره غذایی (پایین به بالا) در زی توده فیتوپلانکتونها دخیل هستند . بر اساس این فرضیه ، بر خلاف فرضیه ارتباطات غذایی در طول زنجیره های غذایی ، سطوح غذایی که در کف زنجیره های غذایی قرار می گیرند ، در ابتدا تحت تاثیر فرآیندهای پایین به بالا (مانند میزان مواد مغذی) قرار گرفته و هر چه به سمت سطوح بالاتر در زنجیره غذایی حرکت کنیم ، تاثیر این فرآیندها ضعیف تر می شود در حالیکه سطوح بالای زنجیره های غذایی ، بر عکس ، تحت تاثیر فرآیندهای بالا به پایین (مانند شکار) قرار گرفته و این فرآیندها برای سطوح پایین

زنجیره های غذایی از اهمیت ناچیزی برخوردارند . از طرف دیگر بر اساس فرضیه پایین به بالا و بالا به پایین ، پیش بینی می شود که در تراکم های بالای مواد مغذی ، ماهیها هیچ تاثیری روی تراکم جلبکها نداشته باشند زیرا عمدتا فرآیند پایین به بالا در اکوسیستم حاکم می باشد . در حالیکه در اکوسیستمهایی که میزان حاصلخیزی پایین است (دریاچه های الیگوتروف) تاثیر ماهیها روی رشد جامعه جلبکی حائز اهمیت خواهد بود (برونمارک و اندرس هنسون ، ۲۰۰۵) .

کفزیان :

دریاچه های پشت سد از زمان تاسیس تا برقراری شرایط پایدار تغییراتی را طی می‌نمایند (Zhadin and Gerd, 1963) . این تغییرات تا زمانی که توازن اکولوژیکی برقرار شود می‌بایستی دنبال شود و کیفیت آب و سایر پارامترهای موجود می‌بایستی مورد ارزیابی قرارگیرد (Chapman , 1992) . از آنجائیکه بر خلاف دریاچه های طبیعی زمان ماندگاری آب در دریاچه های پشت سد کوتاه است و از طرفی آبهای عمقی این دریاچه از دریچه های خروجی ، جریان یافته که در واقع آب منطقه هیپولیمنیون دریاچه را خارج می‌نماید ، لذا شرایط کیفی آب این دریاچه ها با دریاچه های طبیعی فرق کرده و سطح آب در معرض نوسانات زیادی قرار دارد که خود این نوسانات سطح دریاچه در حاصل دهی دریاچه های پشت سد می‌تواند دخیل باشد (Chapman , 1992) .

دو گروه کفزی جانوری Chironomidae و Tubificidae درکلیه ماههای مورد بررسی در دریاچه خندقلو استان زنجان شناسایی گردید که میانگین فراوانی Chironomidae ۲۱۳/۶ عدد در متر مربع بوده و بیشترین فراوانی آن به تعداد ۷۵۰ عدد در متر مربع شمارش گردید. میانگین زی توده این خانواده در دریاچه خندقلو به مقدار ۰/۵۲ گرم در متر مربع بوده است . میانگین فراوانی Tubificidae برابر ۱۶۳ عدد در متر مربع بوده و بیشینه فراوانی آن ۴۸۳ عدد در متر مربع بوده است . میزان زی توده این کفزی برابر ۰/۴۱ گرم در متر مربع اندازه گیری شد . بیشترین میانگین فراوانی و زی توده موجودات کفزی در فروردین ماه مشاهده شد و در مرداد ماه فراوانی و زی توده کفزیان کمترین مقادیر را داشته است . در مجموع فون کفزیان دریاچه خندقلو بسیار ضعیف می باشد . در دریاچه الخلج بستان آباد در استان آذربایجان شرقی گروههای زیستی Chironomidae ، Tubificidae و Lumbriculidae شناسایی گردید . میانگین زیتوده کفزیان طی ماههای بررسی ۰/۵۷ گرم در متر مربع بوده که از نظر تولید کفزیان بسیار فقیر بوده است (دقیق روحی ، ۱۳۸۹) .

میانگین زیتوده کفزیان در دریاچه های شویر و میرزاخانلو بترتیب برابر ۲۱/۳۸ و ۰/۳۴ گرم در متر مربع بوده و دو گروه Chironomidae و Tubificidae گروههای کفزی قالب را تشکیل داده اند (میرزاجانی ، ۱۳۸۷) . میانگین کل زی توده در دریاچه سد تهم طی دوره های بررسی ۱۰/۸ گرم در متر مربع بوده است با دامنه از حداقل ۱/۱ تا حداکثر ۳۳/۷ گرم در متر مربع متغیر بوده است . گروههای کفزی Chironomidae ، Gammaridae

، Gastropoda، Tubificidae، Hirudina طی بررسی در دریاچه تهم مشاهده شدند که گروههای Tubificidae، Hirudina در بین ۵ گروه زیستی کفزیان دریاچه بیشترین فراوانی را نشان دادند .(میرزاجانی ، ۱۳۸۶). فراوانی کفزیان در دریاچه سد توده بین استان زنجان از ۷۶۰ تا ۲۹۱۴ عدد در متر مربع و زی توده کفزیان از ۵/۵ تا ۲۹/۵ گرم در متر مربع در نوسان بوده است . در این دریاچه نیز دو گروه Chironomidae و Tubificidae گروههای کفزی قالب را تشکیل داده اند (میرزاجانی ، ۱۳۹۰) .

در دریاچه سد خاکی قارختلو بیشترین تعداد موجودات ماکروبنتیک در بهار و در منطقه تاج سد متعلق به خانواده Chironomidae با فراوانی ۳۳۷۵ عدد در متر مربع و با میانگین زی توده (وزن تر) ۶ گرم در متر مربع بدست آمد و در نمونه های بدست آمده در شهریور از تاج سد بیشترین تعداد موجودات متعلق به خانواده Tubificidae با فراوانی ۳۵۸ عدد در متر مربع و با میانگین زی توده (وزن تر) ۰/۷۵۲ گرم در متر مربع محاسبه گردید (صادقی نژاد ماسوله ، ۱۳۸۸) .

در دریاچه سد ماکو بیشترین میانگین فراوانی و زی توده سالانه کفزیان مربوط به خانواده Chironomidae به میزان بترتیب ۷۰۹ عدد در متر مربع و ۵/۲ گرم در متر مربع بوده و رده کرمهای کم تار Tubificidae در مرتبه دوم قرار داشته است . میانگین زی توده سالانه کفزیان دریاچه ماکو در سال ۱۳۷۷ ، برابر ۵/۷۷ گرم در متر مربع بوده است . در دریاچه سد مهاباد حداکثر فراوانی زی توده کفزیان در دی ماه با مقدار ۲۰/۹۹۶ گرم در متر مربع ثبت شده است و از کل زی توده در فصول مختلف ، حداکثر زی توده کرمهای کم تار در بهار (۹۵/۹۴ درصد) و بیشینه زی توده شیرونومید در زمستان (۲۷/۲ درصد) مشاهده شد . تنوع کفزیان در گستره آبی دریاچه سد مهاباد نیز بسیار اندک بوده و فقط این دو گروه کفزی مشاهده شدند ، هر چند در برخی از ایستگاهها به مقدار اندک زالوها (Hirudina) و دوبالان (Diptera) وجود داشت (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۷۹) .

در دریاچه سد ارس گروههای کفزی شامل کم تاران ، لاروهای شیرونومیده ، سخت پوستان خانواده های گاماریده و میزیده مشاهده شدند و کرمهای کم تار گروه قالب کفزی دریاچه بودند که در اکثر ماههای سال در دریاچه مشاهده شدند . حداکثر میزان زی توده کفزیان کم تار در دریاچه سد ارس ۱۹ گرم در فصل هار و حداقل زی توده این کفزی ۵/۸ گرم در متر مربع در زمستان گزارش گردید . همچنین حداکثر میزان زی توده کفزی شیرونومیده در دریاچه در تابستان با میزان ۱/۵۲ گرم در متر مربع و حداقل آن در فصل بهار با میزان ۰/۰۶ گرم در متر مربع اندازه گیری گردید . میانگین میزان مواد آلی در دریاچه سد ارس از حداقل ۴/۸ درصد در تابستان تا ۶/۷ درصد در فصل بهار در نوسان بوده است (باقری و عبدالملکی ، ۱۳۸۱) .

بطوریکه ملاحظه می شود میزان زی تو.ده کفزیان دریاچه خندقلو بسیار پایینتر از دریاچه های سد خاکی شویر ، سد مخزنی تهم ، سد مخزنی توده بین ، سد مخزنی ارس ، سد مخزنی ماکو و سد مخزنی مهاباد می باشد و میزان

زی توده آن در حد دریاچه های میرزاخانلو و دریاچه الخلج بستان آباد بوده است هر چند گروههای کفزی قالب در این گستره های آبی بسیار شبیه به هم می باشد .

در دریاچه خندقلو بیشترین میانگین فراوانی و زی توده موجودات کفزی در فروردین ماه مشاهده شد و در مرداد ماه فراوانی و زی توده کفزیان کمترین مقادیر را داشته است که به نظر می رسد با تغذیه ماهیان کفزی خوار دریاچه از جمله ماهی کپور ، سیاه ماهی و ماهی سفید در ارتباط باشد .

اصولا موجودات کفزی قالب در دریاچه های مخزنی را موجودات لیمنوفیل (موجودات دوستدار آبهای شیرین) نظیر لارو شیرونومیده و کم تاران تشکیل می دهند که در دریاچه سد خندقلو و سایر دریاچه های پشت سد شرایط فوق حاکم می باشد (Zhadin and Gerd ,1963) . تفاوت توده زنده کفزیان در نقاط مختلف می تواند با عوامل متعددی مانند مقدار غذا (Row , 1971) ، نوع بستر (Jegadeesan and Ayyakkannu , 1992) ، شرایط فیزیکی و شیمیایی حاکم بر محیط زیست (قاسم اف ، ۱۹۸۷ ؛ Ansari et al., 1994) و مقدار مواد آلی بستر (Jonasson , 1972) ارتباط داشته باشد .در فصل بهار توده زنده بی مهرگان در نتیجه تولید مثل اکثر گونه ها افزایش می یابد . اما علت کاهش سریع زی توده کفزیان فقط مصرف آنها توسط ماهیان نبوده بلکه با از بین رفتن کفزیان نیز می تواند ارتباط داشته باشد (مائی سیو و فیلاتووآ ، ۱۹۸۵) .

شاه میگو :

بر اساس اطلاعات کسب شده شاه میگوی آب شیرین به منابع آبی بیش از ۱۳ استان کشور رهاسازی گردیده است (مذاکرات شفاهی با آقای مهندس کریمپور) ، این امر درحالی صورت گرفت که کمترین اطلاعاتی در خصوص بیولوژی ، اکولوژی ، نیازهای زیستگاهی و میزان ذخایر این گونه در دسترسی نمی‌باشد .

شاه میگوی آب شیرین دریاچه مخزنی سد ارس در استان آذربایجان غربی طی سالهای ۱۳۸۰ تا ۱۳۸۳ به تعداد ۱۲۰۰۰ عدد با وزن متوسط ۴۰ گرم و نسبت نر به ماده ۱ به ۲ (ماده) به دریاچه خندقلو در استان زنجان رهاسازی گردید و در سال ۱۳۸۵ میزان تولید آن ۳۵۰۰ کیلوگرم با وزن متوسط ۹۵ گرم بوده است (اطلاعات اخذ شده از آقای مهندس بورانی مدیریت محترم شیلات استان زنجان) . شاه میگوی های معرفی شده به خوبی در این دریاچه سازگاری یافته و جمعیت خود را گسترش داده اند و در سالهای قبل شاه میگو های تخمدار نیز در این دریاچه صید گردیده است. شاه‌میگوها از بزرگترین سخت‌پوستان آبهای شیرین هستند (Scholtz and Richter , 1995) که سازگاری رفتاری و فیزیولوژیک بسیار زیادی داشته و این ویژگیها سبب شده که دامنه زیستی آنها محدود نگردد (Holdich , 2000) . گونه *Astacus leptodactylus* نیز به آسانی خود را با شرایط محیطی وفق می‌دهد و رشد آن نیز سریع است .

شاه میگوی *Astacus leptodactylus* نسبت به گونه *Astacus astacus* دارای پراکنش گسترده‌تری بوده و بهتر می‌تواند خود را با شرایط مختلف سازگار نماید و حتی در برابر بیماری طاعون شاه میگو مقاومت بیشتری نسبت

به گونـه *Astacus astacus* دارد (Taugbol , 2002 Skurdal and) . مزیـت بیولوژیـک گونـه *Astacus leptodactylus* مانند نرخ رشد بالاتر ، همـآوری بیشـتر و اسـتفاده بهتـر از منـابع غـذایی (ایـن گونـه Euryphotic،Euryexybiontis ،Eurythermic می‌باشد) به آنها درتوسعه ووسیع نمودن منطقه گسترش خود کمک کرده است(Cukerzis , 1988) . بر اساس نظر Alekhnovich و همکاران (۱۹۹۷) اصلی ترین بخش ارزیابی این است کـه بـدانیم در یـک سیسـتم آبـی هـر تلـه چـه مسـاحتی از زیسـتگاه شـاه میگـو را پوشـش مـی دهـد . از نظـر رفتـاری حرکـت شـاه میگـو *A.leptoductylus* را مرتبط با جستجوی غذا دانسته اند . زمانیکه غذا فراوان است اکثـر شـاه میگـو هـا در نزدیکـی محل پناهگاه و محیط زندگیشان و حداکثر تا فاصله ۲۵ متری حول و حوش آن حرکت مـی نماینـد (Cukerzis , 1983) و استفاده از طعمه در تله ها سبب جذب آبزیان مثل سخت پوستان از مسافتهای دورتر می شود . با در نظر گرفتن این اصل می توان نتیجه گرفت که شاه میگو ها از مسافتهایی دورتر از حد جابجایی طبیعـی خـود بسـوی طعمه های قرار گرفته در تله ها آمده و صید می شوند. بایستی توجه نمود که فعالیت و تحرک شاه میگـو هـا در اطراف تله ها در مکانهای مختلف یک سیستم آبی نیز ممکن است متفاوت باشد . علاوه بر ایـن جابجـایی ، شـاه میگو ها مهاجرتهایی نیز انجام می دهند که تحت تأثیر شرایط بیولوژیـک و محیطـی اسـت . شـاه میگـو هـای نـر جوان برای اولین تولید مثل مسافتهای زیادی را که شبیه مهاجرت است انجام داده اما ماده ها و نرهای مسن تر در نزدیکی محیط زیستشان باقی می مانند (Cukerzis , 1983) . در حرکت برای جستجوی غذا رفتار غالب و مغلوب یا نظم قوی ترها اول (Pecking order) اعمال می شود (Culerzis and Doroshenko , 1976) . مهاجرت شاه میگو هـا فقط زمانی روی می دهد که ظرفیت حیاتی زیستگاه کمتر از حد مجاز باشد و در این حالت شاه میگو ها مجبـور به ترک زیستگاه می شوند تا در مکان دیگری جوامع خود را برقرار نمایند که ایـن پاسـخی بـه شـرایط محیطـی است (Hogger , 1988) .

در دریاچه خندقلو بر خلاف دریاچه مخزنی سد ارس که منبع تهیه شاه میگو های این دریاچه بوده اسـت ، صـید تجاری این آبزی در حد محدودی انجام گرفته است و به همین دلیل شاه میگوهای موجـود در ایـن زیسـتگاه از اندازه های درشتری نسبت به دریاچه سـد ارس برخـوردار هسـتند . Furst (1977) بیـان مـی نمایـد زمانیکـه بهـره برداری در زیستگاهی اندک باشد و یا صورت نگیرد حاصل کار شاه میگو هایی درشت اندازه است که به سبب نیاز به قلمرو وسیع ناچار به مهاجرت به مناطق مجاور می شوند.

مسایل دیگری نیز سبب مهاجرت شاه میگو ها می شوند . برای مثـال آلـودگی سـبب کـاهش اکسـیژن در مکـان زیست آنها شده و در این حالت ، شاه میگو ها به جوانب رودخانه و یا ماندابهای متصل به آن مهاجرت می کنند (Huner and Barr , 1980) عدم وجود نظم دایم آب نیز از عوامل مهاجرت شاه میگو ها می باشد (Hogger , 1988) . بطوریکه این شرایط در دریاچه سد ارس در زمان خشک شدن مناطق غربی دریاچه سـبب شـد کـه تعـدادی از شاه میگو ها به مسیر اصلی رودخانه مهاجرت نموده و پـس از برقـراری نظـم آبـی دوبـاره از رودخانـه اقـدام بـه

مهاجرت کرده و در دریاچه پراکنده شده اند (کریمپور و همکاران ، ۱۳۷۶) که بخوبی در برآوردهای انجام شده از شاه میگو در مناطق بالادست دریاچه سد ارس این مسئله مشاهده گردید .

اگر تقسیم بندی رومیانتسف (۱۹۸۹) را در مورد شاه میگوی *A.leptoductylus* سواحل شمالی دریای خزر که آنها را در چهار گروه کوچک (تا ۱۰۰ میلی متر طول کل) ، متوسط (تا ۱۲۰ میلی متر طول کل) ، بزرگ (تا ۱۴۰ میلی متر طول کل) و فوق العاده (بیش از ۱۴۰ میلی متر طول کل) بپذیریم معلوم می شود که در دریاچه خندقلو ۶/۹ درصد از شاه میگو ها کوچک ، ۲۳/۱ درصد متوسط ، ۶۷/۵ درصد بزرگ و ۳۲/۵ درصد فوق العاده بوده اند . در حالیکه در دریاچه شورابیل ۳/۲ درصد از شاه میگو ها کوچک ، ۱۳/۸ درصد متوسط ، ۵۲ درصد بزرگ و ۳۱ درصد فوق العاده بوده اند (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۸۸). در سال ۱۳۷۵ در دریاچه مخزنی سد ارس ۱۶/۸ درصد از شاه میگو ها دارای اندازه کوچک ، ۳۴/۲ درصد متوسط ، ۳۲ درصد بزرگ و ۱۷ درصد فوق العاده بوده اند (کریمپور و همکاران ، ۱۳۷۶) . رومیانتسف (۱۹۸۹) این نسبت ها را برای شاه میگوی دلتای ولگا به ترتیب ۲/۸ ، ۲۸/۹ ، ۵۷ و ۱۱/۳ درصد گزارش کرده است . در تالاب انزلی ۹۹/۹ درصد از شاه میگو ها در اندازه کوچک و متوسط بوده اند (کریمپور و همکاران ، ۱۳۷۰) .

در دریاچه خندقلو طول کل بزرگترین شاه میگوی اندازه گیری شده ۱۹۶ میلی متر بوده است و در دریاچه شورابیل طول کل بزرگترین شاه میگوی صید شده ۱۹۵ میلی متر ثبت شده است (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۸۸) . بزرگترین شاه میگوی خزری صید شده در سواحل شوروی ۱۹۵ میلی متر طول و ۱۵۰ گرم وزن داشته است (رومیانتسف ، ۱۹۸۹) . حداکثر طول کل شاه میگو در ترکیه ۱۴۵ میلی متر گزارش شده (Koksal , 1988) . همچنین در دریاچه Egirdir در ترکیه دامنه شاه میگوهای صید شده از ۴۰ تا ۱۵۰ میلی متر گزارش شده است (Balik et al., 2005) . حداکثر طول گزارش شده شاه میگو توسط عباسی (۱۳۴۸) در تالاب انزلی ۱۵۵ میلی متر است و در سال ۷۰ – ۱۳۶۹ در تالاب انزلی این مقدار ۱۳۵ میلی متر ثبت گردید (کریمپور و همکاران ، ۱۳۷۰) . در دریاچه سد مخزنی ارس بزرگترین شاه میگوی صید شده ۱۸۶ میلی متر طول و ۲۳۹/۴ گرم وزن داشته است (کریمپور و حسین پور ، ۱۳۷۶) . بطوریکه ملاحظه می شود شاه میگوی دریاچه خندقلو از حداکثر اندازه بالاتری نسبت به سایر آبگیرهای گزارش شده بوده است . بنظر می رسد وفور مواد غذایی و نیز عدم برداشت از ذخایر این آبزی از دریاچه خندقلو از جمله عوامل موثر در رسیدن به چنین طولی برای شاه میگو باشد .

ساختار طولی و وزنی شاه میگو در سیستم‌های آبی مختلف بسیار متفاوت است . مهمترین عواملی که بر پویایی این ساختار اثر می‌گذارد عبارتند از : تراکم شاه میگو در محیط ، تغذیه و شرایط محیطی و اثر فعالیتهای انسانی از جمله برداشت (Kolmykov , 1999) . در رشد شاه میگو ها عوامل غیرزیستی نظیر درجه حرارت ، اکسیژن محلول ، pH ، مواد مغذی ، کیفیت آب و ترکیب زیستگاه نقش دارند و از جمله عوامل زیستی می‌توان به عوامل مربوط به اجتماع (غذا و شکارگری) و داخل جمعیتی (نظیر تراکم، رفتار، سن و وضعیت بلوغ) اشاره‌نمود (Reynolds , 2002) . بطورکلی رشد موجودات بی‌مهره خونسرد بشدت تحت کنترل عوامل زیست محیطی قرار

دارد و در این میان بخصوص عوامل غیرزیستی مانند درجه حرارت و اکسیژن محلول بسیار مهم بوده ، اگرچه صنایع غذایی و دوره‌های نوری نیز ممکن است اثرات انتخابی خود را بر هر دو اجزای رشد : افزایش اندازه در پوست اندازی و فراوانی پوست‌اندازیها ، داشته باشد (Jussila and Evans , 1996) .

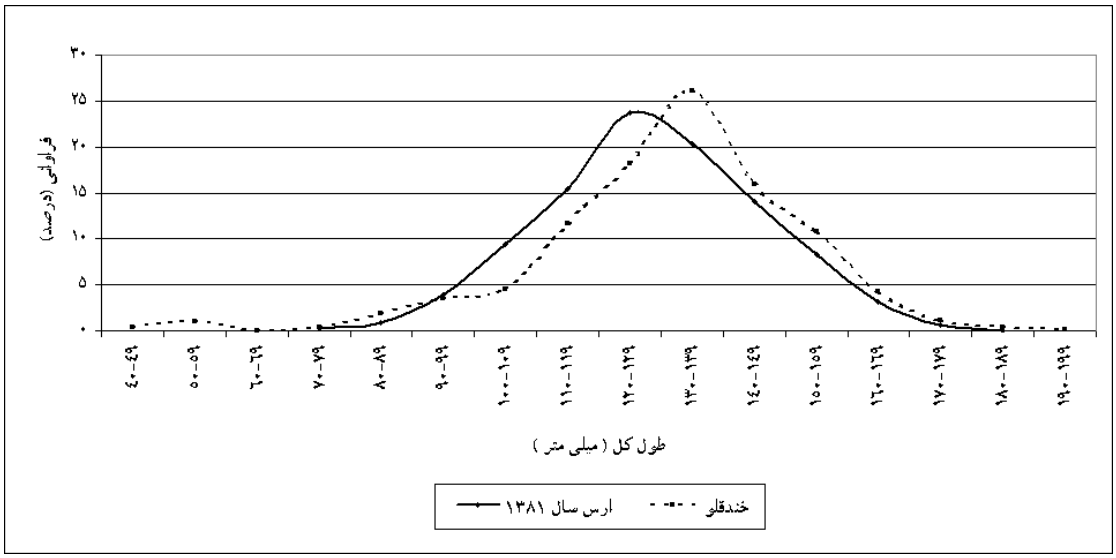
میانگین طول شاه میگوی دریاچه خندقلو ۱۳۰/۵ میلی متر اندازه گیری شد . این مقدار برای میانگین طول شاه میگوی دریاچه شورابیل ۱۳۲/۲ میلی متر اندازه گیری شد (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۸۸) . در دریاچه سد ارس در سال ۱۳۷۵ و در سال ۱۳۸۱ میانگین طول شاه میگو بترتیب ۱۲۰/۵ و ۱۲۸/۴ میلی متر گزارش گردید (کریمپور و حسین پور ، ۱۳۷۶ ; کریمپور و همکاران ، ۱۳۸۲) . میانگین طول شاه میگو در تالاب انزلی ۱۰۲ میلی متر (کریمپور و همکاران، ۱۳۷۰) گزارش شده است. با در نظر گرفتن این میانگین ها مشخص می شود که شاه میگوی دریاچه خندقلو از نظر میانگین اندازه در حد بالاتری نسبت به دریاچه سدارس قرار داشته و در حد اندازه شاه میگوهای دریاچه شورابیل بوده است .

میانگین وزن شاه میگوی دریاچه شورابیل برابر ۶۹/۴ گرم اندازه گیری گردید . میانگین وزن شاه میگوی دریاچه شورابیل برابر ۷۸/۶ گرم اندازه گیری شد (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۸۸) . شاه میگوی دریاچه سد ارس در سال ۱۳۷۵ و ۱۳۸۱ بترتیب دارای میانگین وزن ۵۴/۶۸ و ۶۸/۷۵ گرم بوده اند (کریمپور و همکاران ، ۱۳۷۶ ; کریمپور و همکاران ، ۱۳۸۲) . بطوریکه ملاحظه می شود میانگین وزن شاه میگوها در دریاچه خندقلو در حد دریاچه سد ارس بوده ولی از دریاچه شورابیل کمتر بوده است . بنظر می رسد که استرسهای زیست محیطی موجود در دریاچه خندقلو باعث پایین بودن میانگین وزن این شاه میگو ها دخیل باشد بطوریکه در سال ۱۳۸۸ تلفات بالایی از شاه میگو را در دریاچه شاهد بودیم .

اندازه استاندارد تجاری شاه میگو در برخی از کشورها ۸۰ میلی متر و در برخی دیگر ۹۰ میلی متر است . اما در اکثر کشورها اندازه های ۱۰۰ میلی متر طول کل به بالا بعنوان طول قابل عرضه به بازار شناخته می شود (Westman et al., 1990 ; Veladykov , 1964) .

در دریاچه خندقلو بیش از ۹۳ درصد شاه میگو ها دارای طول کل بالاتر از ۱۰۰ میلی متر بوده اند . این مقدار برای دریاچه شورابیل بیش از ۹۶ درصد بوده است (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۸۸) . در تالاب انزلی فقط ۴۸/۸ درصد از شاه میگو ها بیش از ۱۰۰ میلی متر طول داشته اند (کریمپور و همکارن ، ۱۳۷۰) . این نسبت در دریاچه مخزنی سد ارس ۸۳/۲ درصد بوده است که نشانگر شرایط بهتر این دریاچه نسبت به تالاب انزلی از نظر بهره برداری است و از این نظر وضعیت شاه میگو های دریاچه خندقلو مناسب تر از دریاچه سد ارس می باشد که این مسئله با عدم بهره برداری از ذخایر این آبزی در این دریاچه در ارتباط می باشد .

در نمودار ۴۸ فراوانی طولی شاه میگوهای دریاچه سد ارس با دریاچه خندقلو مقایسه شده است .



نمودار ٤٨ : مقایسه فراوانی طولی شاه میگوی آب شیرین در دریاچه خندقلو (سال ۸۹ - ۱۳۸۸) و دریاچه سد ارس (۱۳۸۱)

بطوریکه از نمودار ملاحظه می شود دامنه فراوانی اوج فراوانی طولی شاه میگوهای دریاچه خندقلو بالاتر از دریاچه سد ارس می باشد . همچنین دامنه طولی شاه میگوهای دریاچه خندقلو وسیعتر از دریاچه سد ارس می باشد که می تواند بدلیل عدم برداشت از شاه میگوهای دریاچه خندقلو باشد . همانگونه که مشخص است این دو منبع آبی به لحاظ شرایط زیست محیطی دارای تفاوتهای بارزی با یکدیگر می باشند و این دو زیستگاه از نظر نوع منبع آبی ، وسعت ، ارتفاع از سطح دریا ، ورودی ، عمق ، حداقل ، حداکثر و میانگین درجه حرارت سالانه ، نوع بستر ، تراکم تنوع و میزان تولید فیتوپلانکتونها ، زئوپلانکتونها و کفزیان ، تنوع و تراکم فون ماهیان و وجود ماهیان شکارچی شاه میگو و نیز انجام صید از شاه میگو در دریاچه سد ارس و عدم صید آن در دریاچه خندقلو با یکدیگر تفاوتهای عمده ای دارند .

میزان صید در واحد تلاش (Catch Per Unit of Effort ; CPUE) می تواند در صورتیکه میزان تلاش تغییرات زیادی نداشته باشد بعنوان نمایه ای از فراوانی جمعیت و سطح بهره برداری از یک ذخیره آبزی مورد استفاده قرار گیرد که مقدار زیاد آن نشانگر فراوانی جمعیت آبزی در آن منبع آبی و سطح کم آن دلیل پایین بودن ذخایر آن است (White , 1987) . معمولا اطلاعات صید در واحد تلاش برای مدیریت شیلاتی جمع آوری شده و مدیر شیلاتی با استفاده از این نمایه تا حدودی می تواند راجع به چگونگی ذخایر قضاوت و یا تغییرات آن را مورد توجه قرار دهد . اگر دو وسیله صید مشابه با مشخصات یکسان در دو مکان یک سیستم آبی مورد استفاده قرار گیرند ، میزان صید در واحد تلاش می تواند نشان دهد که در کدام مکان ذخایر غنی تر و در کدام مکان

فقر ذخایر وجود دارد (King , 2007) . در خصوص شاه میگو میزان صید در واحد تلاش بصورت تعداد شاه میگوهای صید شده در هر ۲۴ ساعت در هر تله اندازه کیری می شود .

در مجموع بررسیها در دریاچه خندقلو میزان صید در واحد تلاش برابر ۲/۱ عدد شاه میگوهای در هر تله در ۲۴ ساعت اندازه گیری شد . میزان این نمایه در دریاچه شورابیل برابر۱/۲ ± ۱۴/۸ عدد شاه میگو در هر تله در ۲۴ ساعت بوده است . Westman (1990) ذخایر *Astacus astacus* را از نظر مقدار صید در واحد تلاش به صورت زیر تقسیم بندی کرده است :

۲۵-۱۵ عدد دریاچه با ذخایر خیلی خوب

۱۰-۵ عدد دریاچه با ذخایر خوب

۵-۲ عدد دریاچه با ذخایر متوسط

بطوریکه ملاحظه می شود با توجه با این تقسیم بندی میزان ذخایر شاه میگو در دریاچه خندقلو در حد متوسط طبقه بندی می گردد . در حالیکه این نمایه در دریاچه شورابیل در حد خیلی خوب طبقه بندی گردید (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۸۸) . در دریاچه سد ارس در سال ۱۳۸۱ میزان ذخایر این آبزی از منطقه تاج سد تا منطقه قزل قشلاق در حد خوب طبقه بندی گردید (کریمپور و همکاران ، ۱۳۸۲) . در صورتیکه در سال ۱۳۷۵ مناطق خوب از نظر نمایه صید در واحد تلاش تنها محدود به مناطق نزدیک به تاج سد بوده است (کریمپور و حسین پور ، ۱۳۷۶) . در برسیهای انجام شده طی سالهای ۱۳۷۵ و ۱۳۸۱ ، مناطق بالادست سد ارس که نزدیک دهانه رودخانه ورودی ، از نظر این شاخص صید در واحد تلاش جزء مناطق غیر قابل بهره برداری دسته بندی شده است که علت اصلی عدم وجود ذخایر مناسب بهره برداری در این مناطق تحت تاثیر بودن این مناطق از ترقی و تنزل مداوم آب است که این آبزی نمی تواند جمعیت خود را در این مناطق پایدار نماید (کریمپور و همکاران ، ۱۳۸۲) . Alekhnovich and Kulesh and Ablov (۱۹۹۹) مقدار صید در واحد تلاش شاه میگوی *A.leptoductylus* را در رودخانه های Berezina و Sozh در حد ۰/۵ و به ندرت ۱۰ – ۱ عدد گزارش کرده اند .

در کشور روسیه سفید ذخایری را مناسب برداشت می دانند که تعداد شاه میگوهای صید شده در هر تله در ۲۴ ساعت پنج عدد یا بیشتر باشد (Alekhnovich et al., 1999) با توجه به این اصل می توان گفت که دریاچه خندقلو دارای ذخایر قابل برداشت نمی باشد و شایسته است که از بهره برداری آن بمدت حداقل ۲ سال اجتناب شود تا بتوان فرصت احیاء و تجدید ذخایر شاه میگو به دریاچه داده شود تا بتواند از پتانسیل خوبی برای برداشت برخوردار گردد .

در دریاچه خندقلو ۵۴۹ عدد نر (۴۶ درصد) و ۶۴۲ عدد شاه میگوی ماده (۵۴ درصد) صید گردید و نسبت نر به ماده برابر ۱ به ۰/۸۵ محاسبه گردید .

در بررسیهای انجام شده در دریاچه شورابیل در آذر ماه سال ۱۳۸۵ ، نسبت جنسی به نفع نر ها بوده است . نمونه برداریهای اسفند ۱۳۸۵ نیز نشان داد که نرها در جمعیت برتری داشته اند . در تیر ماه سال ۱۳۸۶ نسبت جنسی نر

به ماده برابر ۳/۸ به ۱ محاسبه گردید . در اوایل شهریور ماه نسبت جنسی نر به ماده بشدت به نفع نرها بود (۲۱/۸ : ۱) . در مهر ماه نسبت جنسی با نسبت متعارف اختلاف معنی داری را نشان نداد (۱/۲ : ۱) . در مجموع در طی بررسی نسبت نر به ماده برابر ۲/۴۵ به ۱ محاسبه گردید که غالبیت نرها را نشان می دهد(عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۸۸) .

در دریاچه Mogan در ترکیه از ماه نوامبر (دهه دوم آبان) تا پایان ژوئن (دهه اول تیر) ماده ها ۳۴-۲۹ درصد و نرها ۶۰-۵۳ درصد کل صید را به خود اختصاص می دهند، پس از تفریخ تخمها و رها شدن مینیاتورها نسبت جنسی تقریباً ۱ : ۱ شد (Baayrak , 1985). نسبت جنسی این گونه در آبهای ترکنستان تقریباً ۱ : ۱ است (رومیانتسف، ۹۸۹۱) . در تالاب انزلی از آذر ماه تا اسفند ماه نرها غلبه داشته و نسبت جنسی از ۲/۲ : ۱ (در اسفند) تا ۳/۴ : ۱ (در دی) متغیر بوده است . در سایر ماههای سال این نسبت تقریباً ۱ : ۱ بوده و بطورکلی نسبت جنسی در طول سال به نفع نرها و ۱/۲ : ۱ گزارش شده ست (کریمپور و همکاران ، ۱۳۷۰) . الگوی موجود در نسبت جنسی سایر جمعیت های *A.leptoductylus* در ماههای مختلف سال در ارس نیز مشاهده می شود . پس از پایان تکثیر و رهاسازی مینیاتورها در تیرماه ماده ها شدیداً در جستجوی غذا فعال شده و نسبت جنسی تا آخر آبانماه به نفع آنهاست (۰/۸۷ : ۱) ، اما با شروع عملیات تکثیر و غیر فعال شدن ماده ها نسبت جنسی شدیداً به نفع نرها تغییر می یابد بطوریکه از ۱/۳۳ : ۱ در آبانماه تا ۹/۲۸ : ۱ در دیماه متغیر است . بطورکلی در دریاچه سد ارس نیز در صید تله ها در مجموع سال غلبه با نرها بوده ا ست (کریمپور و همکاران ، ۱۳۸۲) .

نسبت جنسی در شاه میگوها تغییرات فصلی متفاوتی را نشان می دهد که با وضعیت بیولوژیک شاه میگو ارتباط دارد . رفتارهای اقتدار آمیز نرها و غیرفعال بودن ماده های حامل تخم و تفاوت در دوره پوست اندازی نرها و ماده ها در نسبت جنسی صید تله ها تأثیر می گذارد . مشاهدات در یکی از دریاچه های ترکیه حاکی است که در فصل تکثیر نسبت صید ماده ها در تله ها بطور مشخص کاهش می یابد ، دلیل این عمل احتمالا این است که ماده های تخمدار تمایل به پنهان شدن دارند و یا قبل از تفریخ کامل تخمها از تله ها اجتناب می ورزند . به هنگام دوره غیر تولید مثل تعداد ماده ها در صید افزایش می یابد و نسبت جنسی تقریباً ۱ : ۱ است اما بطور کلی در صید با تله نرها غلبه دارند (Koksal , 1988) .

تعداد تخم در تخمدان (همآوری مطلق) برآوردی از پتانسیل تولید تخم را در شاه میگوها نشان می دهد . اما تخمهای زیر شکم (همآوری کاری) تخمینی در ست تر از میزان تولیدات بالقوه را ارائه می دهد . همآوری مطلق و کاری شدیداً به اندازه شاه میگو بستگی دارد (Lindqvist and Lahti, 1983 ; Abrahamsson , 1972) و به گزارش این محققین ارتباط مثبت و شدیدی بین اندازه بدن و همآوری مطلق و کاری وجود دارد . علی رغم تفاوتهای قابل ملاحظه در تخمها ، ماده های بزرگتر آشکارا تخمهای بیشتری تولید می نمایند . اما تفاوتهای فردی از نقطه نظر تعداد تخمها بین شاه میگوهای یک گونه دیده می شود (Koksal , 1979) .

همبستگی مثبتی بین طول کل و همآوری مطلق و کاری در شاه میگوی دریاچه شورابیل وجود داشته است (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۸۸). بین طول کل و همآوری مطلق و کاری در شاه میگوی دریاچه سد ارس نیز همبستگی شدید و مثبت مشاهده شد (کریمپور و حسین پور ، ۱۳۷۶) .

حداقل همآوری کاری متعلق به شاه میگوی به طول ۱۰۰ میلی متر با ۲۲۰ عدد تخم و حداکثر آن متعلق به شاه میگوی به طول ۱۴۵/۲۶ میلی متر با ۵۹۵ عدد تخم بوده است .

در دریاچه شورابیل ، حداقل طول کل شاه میگوی بالغ واجد تخم در زیر شکم برابر ۱۰۳ میلی متر و حداکثر آن متعلق به شاه میگوی به طول ۱۳۴/۴ میلی متر بوده است (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۸۸). در دریاچه سد ارس کوچکترین ماده تخمدار دارای طول کل ۸۱ میلی متر و بزرگترین آن ۱۵۳ میلی متر طول کل داشته اند (کریمپور و حسین پور ، ۱۳۷۶) . به گزارش کریمپور و همکاران (۱۳۸۲) میزان همآوری مطلق در سال ۱۳۸۱ نسبت به سال ۱۳۷۵ حدود ۱۵ درصد و همآوری کاری ۲۳ درصد کاهش یافته است در حالیکه طول کل شاه میگوهای مورد بررسی در این سالها تفاوت معنی داری نداشته است . علت این کاهش را محققین مذکور تغییر شرایط محیطی بخصوص خشکسالی و ترقی و تنزل مداوم آب به عنوان عامل استرس زا برای این آبزی عنوان نموده اند . در آبهای سواحل ترکمنستان در دریای خزر ، شاه میگوهای خزری در طول کل حداقل ۷۵ میلی متر به بلوغ می رسند (Cherkashina , 1975) . در دریاچه Mazurian در لهستان فقط ماده های با طول کل بزرگتر از ۸۳ میلی متر دارای تخم در زیر شکم بودند (Stypinskaya , 1978) . در ترکیه همه ماده های بالاتر از ۸۵ میلی متر طول کل به بلوغ می رسند و کوچکترین و بزرگترین ماده دارای تخم در زیر شکم دارای طول کل به ترتیب ۸۲ و ۱۳۲ میلی متر طول کل داشته اند (Koksal , 1977) . در دریاچه Egirdir طول بلوغ شاه میگوی *A.leptoductylus* برابر ۹۸ میلی متر گزارش شده است (Balik et al., 2005) . مقایسه این ارقام نشان می دهد که شاه میگوی ارس نسبت به همین گونه در لهستان و ترکیه در اندازه های کوچکتری دارای تخم در زیر شکم می باشند و حد بیشینه آن نیز بسیار بزرگتر از جمعیت ترکیه است.

در شاه میگوهای آب شیرین طول بلوغ بطور معنی داری در داخل و در بین جمعیتهای مختلف متفاوت است . عواملی چون غذا ، درجه حرارت ، کیفیت آب و تراکم شاه میگوها در این تغییرات دخیل می باشند (1972 , Abrahamsson) .

شاه میگو *A.leptoductylus* همآوری زیادی داشته و همآوری کاری آن بطور معمول از ۲۰۰ تا ۴۰۰ عدد تخم در نوسان است (Koksal , 1988) . در دریاچه خندقلو میانگین همآوری مطلق برابر ۷۰/۱ ± ۳۷۸/۳ عدد تخم و میانگین تعداد تخم لقاح یافته زیر شکم ماده ها (هم آوری کاری) برابر ۸۹/۲ ± ۴۲۶/۱ عدد بوده است . در دریاچه شورابیل میانگین همآوری مطلق برابر ۳۶/۴ ± ۳۹۶/۶ عدد تخم و میانگین همآوری کاری برابر ۲۲/۹۲ ± ۳۱۱/۱۱ عدد تخم بوده است (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۸۸) . کریمپور و حسین پور (۱۳۷۶) میانگین همآوری مطلق شاه میگوی دریاچه سد ارس برابر ۴۲/۵۱ ± ۴۲۰/۴۱ عدد تخم و میانگین همآوری کاری آن

برابر ۲۹/۶۱ ± ۳۲۲/۰۴ عدد تخم گزارش نمودند . تفاوت موجود در میزان همآوری شاه میگوی دریاچه سد خندقلو با دریاچه شورابیل بنظر می رسد مربوط به تراکم بالای شاه میگوها در دریاچه شورابیل نسبت به دریاچه سد خندقلو می باشد و این مسئله توسط سایر محققین نیز اشاره شده است (Momot and Growing , 1972) . Stypinskaya (۱۹۷۲) در دریاچه Diuzak در لهستان تعداد تخم در تخمدان در شاه میگوی با طول کل ۹۵ تا ۱۳۵ میلی متر را شمارش کرده و دامنه آن را از ۲۱۰ تا ۴۱۰ عدد ذکر می نماید . وی متوسط تعداد تخم در تخمدان را در دریاچه Mazurian ، ۳۷۴ عدد گزارش نموده است . در دریاچه Egridir ترکیه متوسط تعداد تخم در تخمدان و تعداد تخم در زیر شکم به ترتیب ۸/۷۳ ± ۲۱۰/۰۸ و ۹/۰۵ ± ۱۸۳/۰۶ بوده و کوچکترین ماده با طول کل ۸۹ میلی متر ، ۱۴۸ عدد تخم و بزرگترین ماده با طول کل ۱۳۲ میلی متر ، ۴۷۴ عدد تخم داشته در صورتیکه کوچکترین ماده با طول کل ۹۰ میلی متر دارای ۱۰۱ عدد تخم و بزرگترین ماده با طول کل ۱۵۰ میلی متر ، ۳۶۹ عدد تخم در زیر شکم داشته اند (Koksal , 1979) . میانگین همآوری مطلق شاه میگوی خزری در آبهای ترکمنستان ۲۷۶ عدد تخم گزارش شده است (رومیانتف ، ۱۹۸۹) . میانگین همآوری کاری شاه میگوی تالاب انزلی ۲۲ ± ۲۱۱ بوده و حداقل آن ۹۲ عدد تخم متعلق به شاه میگوی با طول ۸۴ میلی متر و حداکثر آن ۴۱۳ عدد تخم از آن شاه میگوی با طول کل ۱۲۱ میلی متر بوده است (کریمپور و همکاران ، ۱۳۷۰) . با توجه به ارقام ارائه شده از میانگین همآوری مطلق و کاری شاه میگوی دریاچه مخزنی سد ارس در سال ۱۳۷۵ ، مشخص است که این مقادیر در شاه میگوهای دریاچه سد ارس نسبت به سایر جمعیتهای این گونه در دیگر مناطق جهان و ایران دارای همآوری کاری و مطلق بالاتری است .

تفاوتهای بین همآوری مطلق و کاری قبل از طی دوره تفریخ به ناکامی در اتصال تخمهای لقاح یافته به پاهای شنا (pleopods) و نیز لقاح نیافتن تخمها در هنگام عبور از محفظه اسپرم در حیوان ماده نسبت داده می شود (Abrahamsson , 1971). بعنوان مثال همآوری کاری شاه میگوی *Astacus astacus* دریاچه Steinsfjorden در نروژ ، ۵۵ تا ۶۰ درصد همآوری مطلق این گونه بوده است (Skurdal and Qvenild , 1986) . همچنین Taugbol and Skurdal (۱۹۸۹) تعیین کردند که برخی از شاه میگوهای ماده بالغ *Astacus astacus* تخمهای خود را بازجذب و برخی دیگر از ماده های بالغ تقریبا تمامی تخمهای خود را هنگام خارج کردن تخمها از دست می دهند . اگر میانگین تعداد تخم در تخمدان و تعداد تخم چسبیده به پاهای شناور را مورد داوری قرار دهیم معلوم می گردد که بطور میانگین تلفات بین این دو دوره در ترکیه ۱۳ درصد و در دریاچه شورابیل ۲۱/۵ درصد و در دریاچه سد ارس ۲۱ درصد بوده است . روند رشد شاه میگوها نیز مانند سایر سخت پوستان از طریق یکسری پوست اندازی انجام می شود . شاه میگوهایی که در نخستین سال زندگی قرار داشتند در رودخانه دن ۷ یا ۸ بار پوست اندازی می نمایند . تعداد دفعات پوست اندازی با افزایش رشد کاهش می یابد (Cherkashina , 1975) . نرهای بالغ در سال دو بار و ماده ها یکبار پوست اندازی می نمایند . اولین پوست اندازی نرها در اواسط بهار است و در این زمان ماده ها حامل تخم در زیر شکم هستند و پوست اندازی نمی نمایند . دومین پوست اندازی نرها در

اوائل پاییز رخ می دهد که در این زمان ماده ها نیز پوست اندازی می کنند و از این روست که در سن برابر نرها بزرگتر از ماده ها هستند . همچنین میزان افزایش طول در هر پوست اندازی در ماده ها کمتر از نرها می باشد (مذاکرات با پروفسور Hartnoll از دانشگاه Liverpool) . نقش دما در پوست اندازی بسیار موثر است (Koksal , 1988 ; Hogger , 1984 ; Brown , 1979) .

در دریاچه خندقلو در اواخر فروردین و اوایل اردیبهشت ماه هنگامی که دمای آب حدود ۱۴/۵ درجه سانتیگراد بود ، پوست اندازی نرها مشاهده نشد . در بررسیهای انجام شده در مرداد ماه پوست اندازی نرها و ماده ها به تعداد بسیار اندک مشاهده گردید و به نظر می رسد که در خرداد ماه پوست اندازی نرها به اتمام رسیده باشد . در اواخر مهر ماه زمانیکه درجه حرارت آب ۱۸ درجه سانتی گراد بود ، بررسیهای انجام شده نشان داد که ماده ها و نرها پوست اندازی نموده بودند که دومین پوست اندازی نرها و اولین پوست اندازی ماده ها بوده است .

در دریاچه شورابیل در اواسط اردیبهشت ماه هنگامی که دمای آب حدود ۱۴ درجه سانتیگراد بود ، پوست اندازی نرها مشاهده شد و هیچگونه ماده در حال پوست اندازی مشاهده نگردید . در بررسیهای انجام شده در تیر ماه پوست اندازی نرها مشاهده نگردید و به نظر می رسد که در خرداد ماه پوست اندازی نرها به اتمام رسیده باشد . در اواسط مهر ماه زمانیکه درجه حرارت آب ۱۷ درجه سانتیگراد بود ، بررسیهای انجام شده نشان داد که ۱۲/۴ درصد از ماده ها و ۲۴ درصد نرها پوست اندازی نموده بودند که دومین پوست اندازی نرها و اولین پوست اندازی ماده ها بوده و می توان این زمان را ابتدای شروع پوست اندازی دوم در نرها و اولین پوست اندازی ماده ها در این دریاچه در نظر گرفت . در نمونه های بررسی شده در اوایل آذر ماه ، تنها چند عدد شاه میگوی نر با پوسته نرم مشاهده شد و هیچ شاه میگوی ماده در حال پوست اندازی در نمونه ها مشاهده نگردید . بنابراین می توان انتظار داشت که اوایل آبان ماه اوج پوست اندازی شاه میگوهای ماده در این دریاچه باشد (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۸۸) .

در آبهای ترکمنستان در دریای خزر شاه میگوهای خزری نر بالغ در یکسال دو بار پوست اندازی کرده و نخستین آن در دمای آب ۱۹ درجه سانتیگراد در بهار و دومین آن همراه با اولین پوست اندازی ماده ها در دمای آب ۲۴-۲۱ درجه سانتیگراد واقع می شود (Cherkashina , 1975) . مشاهدات در دریاچه Aksehin در ترکیه نشان داده است که نخستین پوست اندازی نرهای بالغ در اوایل ماه آوریل (دهه دوم فروردین ماه) تا اواسط ماه مه (اواخر اردیبهشت) در دمای ۲۳-۱۸ درجه سانتیگراد و دومین پوست اندازی نرها و نخستین پوست اندازی ماده ها در ۲۱-۱۸ درجه سانتیگراد از اواخر آگوست (دهه اول شهریور) تا اواسط سپتامبر (اواخر شهریور) انجام می گردد (koksal , 1988) . در تالاب انزلی اولین پوست اندازی نرها از نیمه دوم فروردین آغاز و در اوایل اردیبهشت ماه خاتمه می یابد در این زمان دمای اب ۱۷/۱۸ درجه سانتیگراد است . دومین پوست اندازی نرها و اولین پوست اندازی ماده ها در شهریور و همزمان روی می دهد (کریمپور و همکاران ، ۱۳۷۰) .

مطالعات انجام گرفته در سال ۱۳۷۵ در دریاچه سد ارس (کریمپور و حسین پور ، ۱۳۷۶) نشان داد که با شروع اردیبهشت ماه هنگامی که دمای آب حدود ۱۶ درجه سانتیگراد است ، پوست اندازی نرها آغاز می شود و در ابتدا نرهای جوان پوست اندازی می نمایند . پوست اندازی نرها در دمای ۱۸ درجه سانتیگراد و در اوایل خرداد به اتمام می رسد . نیمه دوم اردیبهشت ماه و در دمای حدود ۱۷ درجه سانتی گراد اوج پوست اندازی نرها است . همچنین مشاهده شد که معدودی از ماده ها در نیمه دوم خرداد ماه اقدام به پوست اندازی می نمایند . دومین پوست اندازی نرها در اواخر شهریور و اوایل مهر زمانی که دمای آب از ۲۲ به ۱۸ درجه سانتیگراد کاهش می یابد ، انجام می گیرد و پوست اندازی ماده ها نیز در همین زمان انجام می گیرد . دمای اولین پوست اندازی نرها در ارس تقریباً برابر دمای آب در ترکیه و ترکمنستان است ، اما دمای دومین پوست اندازی (نرها و ماده ها) از دمای آب ذکر شده در ترکمنستان کمتر است . از نظر زمانی بعلت شرایط ویژه آب و هوایی هر دو دوره پوست اندازی در دریاچه شورابیل و دریاچه سد ارس نسبت به سایر جمعیتهای شاه میگو در ترکیه ، ترکمنستان و تالاب انزلی دیرتر آغاز و دیرتر نیز خاتمه می یابد .

زمان صید کلیه آبزیان بایستی به گونه ای تنظیم شود که به آبزی فرصت تکثیر را داده و فصل تولید مثل را در برنگیرد . این حکم کلی برای شاه میگوها نیز مصداق دارد . در بیشتر کشورهای جهان زمان صید این آبزی با دیده شدن اولین ماده های حامل تخم در زیر شکم صید آن قطع و با رها رهاسازی مینیاتورها صید آغاز می گردد . زمان صید در ترکیه شرایط فصلی دارد و دوره صید بوسیله دولت تنظیم می گردد . صید از ۱۷ – ۱۴ ژوئن (۲۷ خرداد) آغاز و تا ۲۵ دسامبر تا نخستین روز ژانویه (۱۱ دی) ادامه می یابد . بنابراین شاه میگو به مدت پنج ماه صید نمی شود (TKB , 2002 ; Koksal , 1988) . در کشور آلمان مقررات صید منطقه ای اجرا می شود . برای زمستان در منطقه Rheinland-Phalz فقط شاه میگوی نر صید شده و زمان صید از اول ژوئن (۱۱ خرداد) و در پایان ماه اکتبر (۹ آبان) خاتمه می یابد (Laurent , 2005). زمان برداشت در لهستان از اول ماه مه (۱۱ اردیبهشت) تا اگوست و سپتامبر (از نیمه دوم مرداد تا نیمه دوم مهر) است (Westman et al, 1990). در تالاب انزلی زمان صید از نیمه دوم اردیبهشت شروع و تا آخر آذر ادامه می یابد (کریمپور و همکاران ، ۱۳۷۰) . بر اساس یافته های حاصله از نمونه برداریهای دریاچه شورابیل با توجه به زمان جفتگیری و تکثیر شاه میگوی آب شیرین (از اویل آذر ماه تا حداکثر اواسط اسفند ماه) و نیز رهاسازی مینیاتورها توسط شاه میگو های ماده در اواسط خرداد تا اوایل تیر ماه) ، بنابراین از نیمه دوم تیر ماه تا دهه اول آذر را می توان به عنوان فصل صید شاه میگو در دریاچه شورابیل اعلام داشت . زمان صید شاه میگو در دریاچه سد ارس برابر نتایج بدست آمده از نیمه دوم خرداد تا ۱۵ آذر است . بنابراین ۶ ماه از سال را می توان مبادرت به صید نمود .

میزان زی توده شاه میگو در هر هکتار برای کل دریاچه خندقلو با حدود اطمینان ۰/۹۵ برابر۲۷/۳ $\pm$ ۴۰/۲ کیلوگرم در هر هکتار (با دامنه ۱۰۳/۲۵ – ۳/۸۵ کیلوگرم در هر هکتار) محاسبه گردید . بر این اساس و با حدود اطمینان ۰/۹۵ با در نظر گرفتن متوسط مساحت ۸۵ هکتار برای حداکثر و حداقل سطح آب دریاچه و نیز

با توجه به مساحت زیستگاه شاه میگو و ذخیره گاه آن در دریاچه ، میزان کل زی توده شاه میگو دریاچه خندقلو برابر ۳/۴ تن با دامنه ۵/۷ – ۱/۱ تن برآورد گردید .

میزان زی توده قابل برداشت در زیستگاههای سیاه درویشان و شیجان به ترتیب ۲۷۰ و ۱۱۳ کیلوگرم در هکتار در تالاب انزلی گزاشر شده است (کریمپور و همکاران ، ۱۳۶۹) . در دریاچه شورابیل با توجه به میانگین و حد بالا و پایین زی توده قابل برداشت برای شاه میگوهای با طول کل بالاتر از ۱۲۰ میلی متر ، میانگین میزان زی توده قابل برداشت در هر هکتار برابر ۳۵۴ کیلوگرم با دامنه ۴۱۶ – ۲۸۳ کیلوگرم محاسبه می شود (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۸۸) . در مناطق تعیین شده صید در دریاچه سد ارس در سال ۱۳۷۵ ، میانیگن زی توده قابل برداشت برای شاه میگوهای با طول بالاتر از ۱۰۰ میلیمتر در مناطق دو تا شش (مناطق میان دست دریاچه سد ارس) برابر ۴۷۰ کیلوگرم در هکتار برآورد شده است (کریمپور و حسین پور ، ۱۳۷۶) . به گزارش کریمپور و همکاران برای شاه میگوهای با طول بالاتر از ۱۲۰ میلی متر ، میانگین زی توده قابل برداشت در سال ۱۳۷۵ برابر ۳۷۶ کیلوگرم در هکتار محاسبه گردید که این رقم برای سال ۱۳۸۱ در این دریاچه ۲۵۷ کیلوگرم برآورد شد که این محققین کاهش ایجاد شده را ناشی از خشکسالی اعلام داشته اند .Momot و همکاران (۱۹۷۸) مقدار زی توده قابل برداشت را در برخی از زیست بومهای آبی اروپا ۱۳۴۵– ۱۰۰۰ کیلوگرم در هکتار گزارش نموده اند . در دریاچه Tahoe در ایالات متحده آمریکا میزان زی توده قابل برداشت شاه میگو Pacifastacus leniusculus حدود ۴۰۰ کیلوگرم در هکتار (Abrahamsson & Goldman, 1970) و در رودخانه Sacramento ۴۵۰ کیلوگرم گزارش شده است (McGriff, 1983). در مطالعاتی که با استفاده از تکنیک علامتگذاری و صید مجدد در استرالیا انجام گرفته است زی توده قابل برداشت در مخزن آبی New South Wales ، ۳۴۰ کیلوگرم در هکتار (Woodland, 1967) و در دو سد دیگر ۳۳۰ و ۲۷۵ کیلوگرم در هکتار و در منطقه Dookie مقدار زی توده قابل برداشت ۱۸۰ تا ۲۷۰ کیلوگرم در هکتار برآورد شده است . در ایالت لوئیزیانای آمریکا نیز Huner (۱۹۹۹) کاهش صید شاه میگو را ناشی از خشکسالی اعلام نمود بطوریکه پس از ایجاد شرایط بارندگی مناسب و از بین رفتن خشکسالی ، وضعیت صید به حالت قبلی خود بازگشت که فرضیه این محقق را تایید نمود (Huner , 2001 , 2002) .

در دریاچه سد ارس به گزارش کریمپور و حسین پور (۱۳۷۶) تعداد در هر متر مربع شاه میگوها از منطقه ای به منطقه دیگر و از عمقی به عمقی متفاوت است و آزمونهای آماری نشان داده است که حتی در دو عمق مشابه در مکانهای متفاوت یک منطقه نیز زی توده قابل برداشت با یکدیگر اختلاف معنی دار داشته اند و بالعکس در دو عمق متفاوت در یک منطقه اختلاف معین دار نشان نداده اند . این محققین همچنین گزارش می نمایند که حتی بین میزان صید دو رج تله در یک منطقه و یک عمق نیز تفاوت وجود داشته و این تفاوت در صید یک رج تله (از تله ای به تله دیگر) نیز بخوبی قابل تشخیص بود و از منطقه تاج سد تا پاسگاه سپاه (مناطق یک تا شش مورد بررسی در سال ۱۳۷۵) که تنش محیطی کمتری را تحمل می نمایند تعداد در هر متر مربع از ۰/۴۲ تا ۱/۳۷ عدد شاه میگو با طول کل بالاتر از ۱۰۰ میلی متر زیست می نمایند . این نوسان بخوبی در اعماق مختلف نیز قابل

رویت است که دلیل آنرا به احتمال زیاد می توان چگونگی پراکنش شاه میگو با توجه به نوع بستر، فراوانی غذا و شیب بستر نسبت داد . در دریاچه شورابیل نیز تفاوت بین صید تله های مستقر شده در یک رج و نیز تفاوت بین میزان صید دو رج در یک ایستگاه نیز مشاهده شد (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۸۸) . میانگین سالانه تعداد شاه میگو در هر مترمربع در دریاچه خندقلو برابر ۰/۰۶ عدد بوده است . در حالیکه تراکم شاه میگو در دریاچه شورابیل ۳/۳ عدد در هر متر مربع برآورد گردید (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۸۸) که نسبت به دریاچه سد ارس و دریاچه خندقلو در حد بالاتری بوده است

در مجموع می توان اذعان نمود که دریاچه خندقلو از ذخایر خوب شاه میگو برخوردار نبوده و حفظ و حراست از ذخایر آن بسیار ضروری می باشد . با توجه به تلفات رخ داده در دریاچه و برای تقویت ذخایر شاه میگوی دریاچه از صید آن به مدت حداقل دوسال خودداری گردد . از دیدگاه مدیریت ذخایر می‌طلبد که حداقل هر دو سال یکبار اقدام به ارزیابی ذخایر شاه میگو در این دریاچه گردد و میزان حداکثر زی توده قابل برداشت (MSY) برای این آبزی تعیین گردد . همچنین برای آگاهی بیشتر از زیست شناسی این آبزی بررسیهای تکمیلی لازم است که در دریاچه انجام شود .

صید و صیادی و بهره برداری از ماهیان

از کپور ماهیان حدود ۱۰۰ گونه دارای ارزش اقتصادی هستند. چهارگونه ماهی اهلی شامل ماهی کپور نقره ای ، کپور سرگنده ، کپور علفخوار و کپور سیاه بومی آبهای کشور چین هستند . کپور نقره ای و کپور سر گنده نقش بسیار مهمی را در صید و صیادی مخازن آبی در چین بازی می کنند . آنها بیش از ۶۰ درصد کل محصولات ماهی را تشکیل می دهند . کپور معمولی و ماهی حوض بیشترین گستردگی را داشته و در حدود ۲۰ درصد محصول را در مخازن آبی که ماهی دار نشده اند را در کشور چین تشکیل می دهند .

در آبهای داخلی ایران نیز کپور ماهیان بیش از ۵۰ درصد گونه ها را دارا بوده و در حوزه ایرانی دریای خزر که اغلب آبهای استان زنجان را نیز در بر می گیرد ، این ماهیان رتبه نخست تنوع را دارند (عبدلی، ۱۳۷۸، نادری و عبدلی، ۱۳۸۳ ، Coad, 1995, 2007 و Froese and Pauly , 2008) علاوه بر تنوع گونه ای ، از نظر میزان جمعیت نیز این خانواده در آبهای شیرین ایران غالب هستند.

دریاچه سد خندقلو به لحاظ وسعت جزء دریاچه های پشت سد کوچک طبقه بندی می‌شود (Bernacsek , 1984). همانگونه که ملاحظه میشود در ترکیب صید ماهیان این دریاچه ، عده‌ای از گونه ها ، کاملاً وابسته به رهاسازی بچه ماهیان هستند که از آن جمله میتوان ماهیانی چون فیتوفاگ و سرگنده ، ماهی کپور و ماهی آمور را نام برد . عده‌ای دیگر اگر چه بنظر می‌رسد که قادر به تکثیر طبیعی در دریاچه هستند که از آن جمله میتوان به ماهی کاراس ، سیاه ماهی اشاره نمود . همچنین ماهی سفید نیز بصورت به این دریاچه معرفی شده است . کسب

اطلاعات در خصوص وضعیت صید و رهاکرد در این دریاچه به ما کمک می‌نماید تا ذخایر ماهیان دریاچه را بهتر بشناسیم .

میانگین طول چنگالی ماهیان فیتوفاگ صید شده در دریاچه خندقلو برابر ۴۰/۴ سانتی متر (با حداقل و حداکثر بترتیب ۲۴ و ۵۸ سانتی متر) اندازه گیری شد . میانگین وزن ماهیان فیتوفاگ برابر ۱۲۳۳/۸ گرم (با حداقل و حداکثر وزن بترتیب ۱۵۰ و ۳۷۵۰ گرم) بوده است . دامنه سنی ماهیان صید شده از ۱ تا ۴ سال بوده و ماهیان ۲ و ۳ ساله بیشترین مقدار را در ترکیب سنی ماهیان دارا بوده اند .

میانگین طول و وزن ماهی فیتوفاگ در دریاچه میرزاخانلو بترتیب برابر ۴۵/۴ سانتی متر و ۹۶۲/۵ گرم بوده است (میرزاجانی ، ۱۳۸۷) . در دریاچه شویر نیز میانگین طول و وزن این ماهی بترتیب برابر ۴۰/۴ سانتی متر و ۱۰۹۳/۶ گرم اندازه گیری شد (میرزاجانی ، ۱۳۸۷) . در دریاچه سد مهاباد میانگین طول این ماهی ۵۱/۱ با دامنه طول ۲۷ سانتی متر تا حداکثر ۱۰۷ سانتی متر بوده است . میانگین وزن ماهیان صید شده در این دریاچه برابر ۲۴۲۹ گرم با دامنه حداقل وزن ۲۲۰ گرم و حداکثر ۲۳۰۰۰ گرم (۲۳ کیلوگرم) اندازه گیری شده است . همچنین دامنه سنی ماهیان صید شده در دریاچه مهاباد از ۱ الی ۷ سال تعیین شده است (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۷۹) . در دریاچه سد ارس متوسط طول چنگالی ماهی فیتوفاگ برابر ۹۰/۴۱ سانتی متر با حداقل و حداکثر طول بترتیب ۵۸ و ۱۳۳ سانتی متر بوده است . میانگین وزن این ماهی ۱۳۷۰۹/۳ گرم با حداقل وزن ۲۵۰۰ گرم و حداکثر وزن ۴۰۰۰۰ گرم (۴۰ کیلوگرم) بوده است . ترکیب سنی ماهیان فیتوفاگ شامل ماهیان ۲ تا ۷ ساله است و ماهیان ۲ تا ۴ ساله ، ۵۷/۲ درصد از ترکیب سنی را بخود اختصاص داده‌اند (عبدالملکی ، ۱۳۸۰) . در دریاچه پشت سد الخلج بستان آباد استان آذربایجان غربی میانگین طول و وزن ماهی کپور نقره ای بترتیب ۱۹/۱ گرم ، ۱۲/۴ سانتی متر اندازه گیری شد (دقیق روحی ، ۱۳۸۹) . میانگین طول و وزن ماهی فیتوفاگ در تالاب انزلی بترتیب ۴۹ سانتی متر و ۱۱۶۸/۶ گرم اندازه گیری گردید (Abdollahpour Biria and Pourgholami , 2011) .

میانگین طول ماهی سرگنده در دریاچه خندقلو برابر ۴۰/۲ سانتی متر (با حداقل و حداکثر طول بترتیب ۲۸ و ۴۸ سانتی متر) ، میانگین وزن این ماهی ۱۴۱۰ گرم (با حداقل و حداکثر وزن بترتیب ۲۶۰ و ۳۲۰۰ گرم) و دامنه سنی ماهیان صید شده از ۱ الی ۳ سال بوده است و ماهیان ۱ و ۲ ساله مجموعا ۹۶ درصد صید را بخود اختصاص داده اند . در دریاچه میرزاخانلو طول این ماهی ۵۹/۸ سانتی متر و وزن آن ۲۱۱۶/۷ گرم بوده است (میرزاجانی ، ۱۳۸۷) . در دریاچه سد مهاباد متوسط طول چنگالی ماهی سرگنده برابر ۶۶/۳۹ سانتی متر با حداقل و حداکثر طول بترتیب ۳۰ و ۱۱۱ سانتی متر بوده است . میانگین وزن این ماهی ۶۱۱۸/۶ گرم با حداقل وزن ۶۲۰ گرم و حداکثر وزن ۲۱۰۰۰ گرم (۲۱ کیلوگرم) بوده است . ترکیب سنی ماهیان سرگنده شامل ماهیان ۱ تا ۷ ساله است و ماهیان ۱ تا ۵ ساله ، ۸۷/۱ درصد از ترکیب سنی را بخود اختصاص داده‌اند (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۷۹) . در تالاب انزلی میانگین طول و وزن ماهی سرگنده بترتیب ۴۷/۵ سانتی متر و ۱۱۸۵/۴ گرم گزارش شده است (Abdollahpour Biria and Pourgholami , 2011) .

میانگین طول ماهی کپور در دریاچه خندقلو برابر ۳۶/۳ سانتی متر با حداقل و حداکثر طول بترتیب ۲۷ و ۴۹ سانتی متر و میانگین وزن این ماهی ۸۹۳ گرم با حداقل و حداکثر وزن بترتیب ۳۸۰ و ۱۵۰۰ گرم بوده است . دامنه سنی ماهیان صید شده از ۲ الی ۵ سال بوده و ماهیان ۲ ساله به تنهایی ۵۲ درصد از ترکیب صید را بخود اختصاص داده است . میانگین طول و وزن این ماهی در دریاچه مهاباد بترتیب ۳۶/۹ سانتی متر (با حداقل طول ۱۶ و حدالکثر طول ۶۷ سانتی متر) و ۱۴۸۹/۹ گرم (با دامنه از ۱۰۰ تا ۶۳۵۰ گرم) اندازه گیری شده است دامنه سنی ماهیان صید شده از ۱ الی ۷ سال بوده است (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۷۹) . در دریاچه سد ارس میانگین طول و وزن ماهی کپور بترتیب ۳۹/۶ سانتی متر (با دامنه از ۲۳ تا ۱۰۰ سانتی متر) و ۲۰۴۶/۵ گرم (با دامنه ۲۰۰ تا ۱۸۰۰۰ گرم ، ۱۸ کیلوگرم) اندازه گیری گردید (عبدالملکی ، ۱۳۸۰) . در تالاب انزلی میانگین طول و وزن ماهی کپور بترتیب ۳۸/۷ سانتی متر و ۱۲۰۸ گرم بوده است (Abdollahpour Biria and Pourgholami , 2011) . میانگین طول و وزن ماهی کپور در دریاچه پشت سد الخلج بستان آباد بترتیب ۳۵۰ گرم ، ۲۱/۲ سانتی متر اندازه گیری شد (دقیق روحی ، ۱۳۸۹)،

میانگین طول ماهی آمور در دریاچه خندقلو برابر ۴۱ سانتی متر (با حداقل و حداکثر طول بترتیب ۳۵ و ۴۸ سانتی متر) و میانگین وزن این ماهی ۱۲۰۰ گرم (با حداقل و حداکثر وزن بترتیب ۶۰۰ و ۱۸۰۰ گرم اندازه گیری گردید . دامنه سنی ماهیان صید شده از ۲ و ۳ سال بوده و ماهیان ۳ ساله ۸۰ درصد صید را بخود اختصاص داده اند . میانگین طول و وزن ماهی آمور در دریاچه سد مهاباد بترتیب ۱۸/۹ سانتی متر و ۷۷/۸ گرم گزارش گردید (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۷۹) . میانگین طول و وزن ماهی آمور در تالاب انزلی بترتیب برابر ۴۲ سانتی متر و ۱۱۲۱/۷ گرم اندازه گیری گردید (Abdollahpour Biria and Pourgholami , 2011) .

در بررسی حاضر میانگین طول ماهی کاراس در دریاچه خندقلو برابر ۲۹/۴ سانتی متر (با حداقل و حداکثر طول بترتیب ۲۵ و ۳۲ سانتی متر) و میانگین وزن ۷۲۶ گرم (با دامنه از حداقل ۳۰۰ تا حداکثر ۱۱۰۰ گرم) اندازه گیری شد . میانگین طول و وزن این ماهی در دریاچه سد ارس بترتیب ۳۳/۸ سانتی متر (با حداقل و حداکثر طول ۲۲ و ۴۰ سانتی متر) و ۱۱۰۵/۸ گرم (با حداقل و حداکثر وزن ۲۰۰ و ۲۱۰۰ گرم) گزارش گردید (عبدالملکی ، ۱۳۸۰) . میانگین طول و وزن این ماهی در تالاب انزلی بترتیب ۱۹/۵ سانتی متر و ۱۹۶/۸ گرم اندازه گیری گردید و حداکثر طول اندازه گیری شده این ماهی در این تالاب ۳۱/۵ سانتی متر بوده است (صیاد بورانی ، نظامی و کیابی ، ۱۳۸۰) . میانگین طول و وزن ماهی کاراس در دریاچه سد ماکو بترتیب ۱۴/۲ سانتی متر (با دامنه از ۳ تا ۲۶ سانتی متر) و ۱۰۰/۸ گرم (با دامنه ۵ تا ۴۱۰ گرم) اندازه گیری گردید (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۷۹) .

میانگین طول سیاه ماهی در دریاچه خندقلو ۳۰/۲۵ سانتی متر با حداقل و حداکثر طول بترتیب ۲۹ و ۳۲ سانتی متر بوده است . میانگین وزن این ماهی ۳۰۵ گرم با حداقل و حداکثر وزن بترتیب ۲۶۰ و ۳۵۰ گرم بوده است . بررسی ساختار طولی ، وزنی و سنی سیاه ماهی صید شده در دریاچه پشت سد ماکو نشان داد که میانگین طول و

وزن این ماهی در این دریاچه بترتیب برابر ۲۳/۹ سانتی متر (با دامنه طولی ۳/۵ تا ۳۹ سانتی متر) و ۱۶۲ گرم بوده و دامنه سنی ماهیان از ۰ تا ۵ سال تعیین گردیده است (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۷۹) . میانگین طول و وزن سیاه ماهی در دریاچه سد مهاباد بترتیب ۲۶ سانتی متر و ۲۳۱/۸ گرم گزارش گردید (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۷۹) .

میانگین طول ماهی سفید صید شده در دریاچه خندقلو برابر ۴۲/۱ سانتی متر با حداقل و حداکثر طول بترتیب ۳۸ و ۴۶سانتی متر بوده است . میانگین وزن این ماهی ۱۱۲۰ گرم با حداقل و حداکثر وزن بترتیب ۶۶۷ و ۱۴۰۰ گرم بوده است . همانگونه که ذکر گردید این ماهی در سال ۱۳۸۲ به دریاچه معرفی گردید و در بررسی محتویات معده ماهیان صید شده مقدار زیادی از میگوهای موجود در دریاچه (*Macrobrachium niponnes* مشاهده گردید .

ماهی سفید یکی از ماهیان با ارزش اقتصادی بسیار بالا در صید و صیادی سواحل ایرانی دریای خزر می باشد و به لحاظ میزان صید و قیمت فروش ، مهمترین ماهی برای صیادان ماهیان استخوانی محسوب می گردد . بیش از ۵۰ ٪ صید کل ماهیان استخوانی را ماهی سفید تشکیل می دهد و نقش این ماهی در درآمد صیادان بیش از مقدار فوق بوده و از اهمیت اساسی برخوردار می باشد . مقادیر تقریبی برآورد شده ضریب بازگشت بچه ماهیان سفید رهاسازی شده برای نسل های ۷۳ – ۱۳۶۵ ، بدون در نظر گرفتن سهم تکثیر طبیعی در صید ماهی سفید دارای دامنه ۱۶/۶ – ۷/۶۴ درصد می باشد (غنی نژاد و همکاران ، ۱۳۸۱) . در سواحل ایرانی دریای خزر دامنه طول چنگالی از ۲۰ الی ۵۶ سانتی متر قرارداشته است (عبدالملکی و همکاران ۱۳۸۴) . در سواحل غربی خزر میانی در سال ۱۹۷۰ دامنه طولی ماهیان سفید صید شده از ۲۳ تا ۶۸ سانتی متر بوده است (Rzayev and Zarbaliyeva , 1970) . کازانچف (۱۹۸۱) دامنه طول این ماهی را ۵۸ – ۲۸ سانتی متر و متوسط طول آن را ۴۲.۸ سانتی متر و طول عمر آن را ۹– ۸ سال گزارش می نماید . در دریای خزر عمده غذای ماهی سفید را دوکفه ای های *Cerastoderma lamarki* و *Mytilaster lineatus* و گاماروس و خرچنگ گرد(*Rhithropanopeus harrisii*) و کرمها تشکیل می دهد. بچه ماهیان سفید در رودخانه ها از فیتوپلانکتونها و زئوپلانکتونها و فیتوبنتیک ها و لارو حشرات تغذیه می نمایند (رضوی صیاد ، ۱۳۷۴; کازانچف ، ۱۹۸۱) . بر اساس گزارش Rezayev and Zarbaliyeva (۱۹۷۰) در سواحل غربی دریای خزر لاروهای ماهی سفید از میکرو ارگانیزمها و در مرحله انگشت قد اساسا از زئوپلانکتونها تغذیه می نماید. ماهی سفید در سنین اولیه از زی شناوران جانوری (روتیفرها، دافنی) تغذیه کرده و به تدریج قادر به تغذیه از لار و پشه ، لار و حشرات، کفزی ها و حتی نرم تنان و سخت پوستان و بعضی از بی مهرگان می شود. همانطور که ماهی سفید رشد می کند تغذیه آن منحصرا از بنتوزها می باشد و در طول بیش از ۲۰ سانتی متر، اساسا از خرچنگ گرد و دوکفه‌ای *Mytilaster lineatus* تغذیه مینماید و با رشد این ماهی دامنه اقلام غذایی مصرف شده توسط این ماهی گسترش می یابد. بین طبیعت غذایی ماهیان نر و ماده تفاوتی مشاهده نشده است. نرمتنان از عناصر اصلی طیف غذایی این ماهی در کلیه گروههای سنی می باشد. بر

اساس گزارش Abdulrakhmanov در سال ۱۹۶۲ غذای اصلی ماهی سفید بالغ را بطور عمده نرمتنان، آمفی پودها و میگوها تشکیل می دهند. کازانچف در سال ۱۹۸۱ بیان می دارد که ماهی سفید در سواحل غربی خزر میانی از خرچنگهای گرد(Crab) نیز تغذیه می کند. ماهی سفید در صورت دسترسی به غذاهای اصلی مانند صیدف دوکفه ای *Cerastoderma*، سخت پوست *Balanus* و خرچنگ گرد Crab از آنها تغذیه می نماید و در غیر اینصورت به مواد غذایی فرعی یا تصادفی روی آورده و تا پر شدن حجم روده از آنان استفاده می نماید (زرین کمر، ۱۳۷۵ – ۱۳۷۴) . بنظر می رسد که در دریاچه خندقلو ، میگوها غذای اصلی این ماهی را تشکیل می دهند و ماهی سفید در دریاچه خندقلو با وجود مشکلات عدیده ای که این دریاچه با آن روبرو می باشد ، از رشد قابل توجهی برخوردار بوده است . این مسئله نشان می دهد که ماهی سفید نسبت به شرایط نامساعد زیست محیطی از مقاومت بسیار بالایی برخوردار بوده و شایسته است توجه بیشتری به ماهی سفید بعنوان یک ماهی قابل پرورش در منابع آبی صورت گیرد .

توان تولید ماهیان در دریاچه خندقلو

تداوم ورود مواد آلی از حوزه آبخیز ، ورود و خروج آب (تعویض آب) ، مواد مغذی ، ارگانیزمهای غذایی در مجموع بر توان تولید ماهی در یک دریاچه مخزنی سد اثر می‌گذارند . تولید ماهی در یک مخزن سد با آبی که سیستم آبی دریافت می کند و نیز اکوسیستم خشکی (حوزه آبخیز) در ارتباط است . این تولید فقط از بارهای برون زا متأثر نیست بلکه از سطح ، عمق ، حجم آب ذخیره شده ، شکل ، شاخص توسعه خطوط ساحلی و شرایط فیزیکی و شیمیایی سد تبعیت می‌کند . چراکه این فاکتورها رشد و باز تولید ارگانیزمهای غذایی را کنترل می‌نمایند (Holcik , 1998) . برای بدست آوردن توان تولید ماهی اندازه‌گیری شاخص‌های مختلفی چون مواد مغذی ، مشخصه‌های شکل مخزن ، زی توده پلانکتونی و مجموع تولیدات بیولوژیک ضروریست . از اینرو توانایی تولید ماهی بازتابی از سایر تولیدات است که نهایتا به ماهی قابل بهره‌برداری بدل می‌شود (Li and Xu , 1995) . افزایش ورود مواد مغذی سبب افزایش تولیدات ماهی می‌شود (پس از یک دوره مناسب) در دریاچه Volta در غنا این مسأله بوضوح مشخص شده و سبب افزایش ذخایر دو گونه ریز اندام و کوتاه سن از خانواده شگ ماهیان پس از یکسال شد (Henderson et al , 1973) . تولید ماهی در سازگانهای آبی تحت تأثیر منابع غذایی است و اساس منابع غذایی را تولیدات اولیه تشکیل می‌دهند و تولیدات اولیه بسیار زیاد وابسته به رژیم هیدروشیمیایی مخزن آبی سدهاست (Berka , 1990) . توانایی تولید ماهی بستگی به تولید موفقیت‌آمیز تمامی ارگانیزمهای غذایی و نیز مواد آلی دریاچه مخزنی سد دارد . این تولید بسیار زیاد وابسته به مواد غیر زنده ، ارگانیزمها و فعالیتهای انسانی است . نتایج بدست آمده از ۸ دریاچه مخزنی سدهای بزرگ ، ۱۰ دریاچه متوسط و ۱۶ دریاچه کوچک در منطقه خود مختار Guangxi در چین نشان داد که تولید ماهی با سطح دریاچه همبستگی معکوس دارد (r = - 0.0001) (Li and Xu , 1995) . مواد آلی برون زا مهمترین منبع انرژی در دریاچه‌های

مخزنی سدها هستند . در هر حال کیفیت مواد آلی بستگی به کیفیت خاک و پوشش گیاهی حوزه آبخیز دارد (Fernando & Holcik , 1982) .

میزان تولید ماهی در دریاچه خندقلو دارای دامنه ای از ۱۶۷ تا ۳۲۴ کیلوگرم در هکتار بر اساس روشهای مختلف در تغییر می باشد که با توجه به مساحت متوسط ۱۰۰ هکتاری دریاچه میزان تولید ماهی در دریاچه از ۱۶/۷ تا ۳۲/۴ تن در نوسان است .

در دریاچه سد مهاباد براساس فرمولهای مربوطه توان تولید ماهیان فیتوپلانکتونخواران حدود ۴۱ کیلوگرم در هکتار برآورد شده است . بنابراین کل توان تولید ماهی برای پلانکتونخواران در هر هکتار ۱۷۷ کیلوگرم است . متوسط سطح دریاچه در سال ۱۳۷۷ برابر ۷۰۰ هکتار است . پس دریاچه توان تولید ۱۲۴ تن ماهی پلانکتونخوار را دارد . با توجه به زی توده کفزیان و محاسبات انجام گرفته مشخص شده است که دریاچه توان تولید ۳۸/۵ تن ماهیان کفزی خوار را دارد . از اینرو کل توان تولید دریاچه مخزنی سد مهاباد ۱۶۲/۵ تن برآورد شد (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۷۹) .

در دریاچه سد ماکو بر پایه این اطلاعات ذیتوده جلبکی برای دریاچه ۱۷۹/۲ کیلوگرم در هکتار و زی توده زئوپلانکتون ۱۷/۹۲ کیلوگرم در هکتار برآورد شده است (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۷۹) و با استفاده از معادله پیشنهادی (Li & Mathias ,1994) ، توان تولید ماهی در دریاچه در مجموع ۷۷/۲ کیلوگرم در هکتار برآورد می گردد که از این مقدار ۵۹/۳ کیلوگرم در هکتار برای فیتوفاگ و ۱۷/۹۲ کیلوگرم در هکتار برای ماهیان زئوپلانکتون خوار پیش بینی می‌شود . با توجه به مساحت دریاچه در سال مطالعاتی ۰/۷۲± ۳۳۶ هکتار (X ± SD) توان تولید کل دریاچه برای ماهیان پلانکتون خوار ۲۶ تن محاسبه گردیده است که از این مقدار میزان تولید ماهی فیتوفاگ ۲۰ تن و میزان تولید ماهی بیگ هد ۶ تن می‌باشد . با توجه به طبقه بندی استحصال ماهی در دریاچه‌ها بر اساس بیوماس کفزیان (Albrecht,1953) و با در نظر گرفتن متوسط بیوماس کفزیان در دریاچه سد ماکو که به میزان ۵/۷۷ گرم در متر مربع بوده است ، میزان استحصال ماهی در این دریاچه بین ۲۰ تا ۳۰ کیلوگرم در هکتار برآورد شد . با توجه به متوسط سطح دریاچه ، میزان استحصال ماهی کفزی خوار از این دریاچه بین ۱۰۰۸۰ - ۶۷۲۰ کیلوگرم یا به عبارتی بین ۶ تا ۱۰ تن می‌باشد . میزان میانگین سالانه زیتوده کفزیان در کل دریاچه برابر۱۸/۷۲ تن بوده است و با توجه به بکار بردن ضریب ۶ برای محاسبه تولید سالانه کفزیان در دریاچه (مذاکرات شفاهی با قاسم‌اف ، ۱۳۷۵) ، میزان تولید تولید سالانه کفزیان در این دریاچه برابر ۱۱۲/۳ تن برآورد شد . حال با بکارگیری ضریب تبدیل ۱۰ درصد را برای انتقال انرژی به سطوح بالاتر زنجیره غذایی (Shaw ,1976) ، آنگاه میزان تولید ماهیان کفزی خوار برابر ۱۱/۲ تن محاسبه گردید که با در نظر گرفتن ۳۰ درصد از تولید ذخایر کفزیان در تغذیه سیاه ماهیان دریاچه (۳۷/۴ تن) ، آنگاه میزان باقیمانده (۷۴/۹ تن) با توجه به سطح دریاچه توان تولید ۲۲/۳ کیلوگرم ماهی کفزی خوار در هر هکتار را خواهد داشت (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۷۹) .

در دریاچه سد تهم محاسبه مقدار زیتوده فیتوپلانکتون با استفاده از کلروفیل a نشان داد که این مقدار در مرز ۱ میلی گرم در لیتر قرار داشته و با توجه به ترکیب شاخه های دیده شده که عمدتاً از باسیلاریوفیتا و کلروفیتا بوده اند حکایت از الیگو تروف بودن دریاچه سدتهم داشته که با استفاده از روابط موجود در (Li & Mathias , 1994) مقدار تولید ماهی فیتوپلانکتوخوار به میزان ۳۰/۲ تن در دریاچه معادل تقریبی ۹۵ کیلوگرم درهکتار پیش بینی گردید (میرزاجانی ، ۱۳۸۶).

مقدار تولید ماهی فیتوپلانکتوخوار نیز بر اساس مقدار زیتوده خشک فیتوپلانکتون برای دریاچه شویر و میرزاخانلو بترتیب ۳۲۱ و ۱۵۱ کیلوگرم در هکتار پیش بینی گردید .میزان تولید ماهیان کفزی خوار بر اساس پتانسیل طبیعی دریاچه شویر معادل ۴۳ کیلو در هکتار بوده که ناشی از زیتوده کفزیان بوده است اما تولید ماهیان کفزی خوار دریاچه میرزاخانلو بر اساس گروههای شیرونومیده و توبیفسیده در حد بسیار ناچیز بوده است (میرزاجانی ، ۱۳۸۷) .

توان تولید ماهی در واحد سطح سد قارختلو استان زنجان بین ۴۷/۵ کیلو گرم تا ۸۰ کیلو گرم در هکتار برآورد گردید (صادقی نژاد ماسوله ، ۱۳۸۷) .

محاسبه مقدار زیتوده خشک فیتوپلانکتون با استفاده از کلروفیل a نشان داد که مقدار متوسط آن در دریاچه الخلج حدود ۰/۵۴ میلی گرم درلیتر بوده است ، با استفاده از روابط موجود در (Mathias , 1994 Li &) مقدار تولید ماهی فیتوپلانکتون خوار برای دریاچه الخلج ۹۹/۷۴ کیلوگرم در هکتار پیش بینی شد. اما عملا" در فصل زمستان بدلیل شرایط حرارتی دریاچه امکان پرورش ماهی وجود ندارد و دریاچه فاقد ماهی است یا در صورت موجود بودن نیز بدلیل شرایط دمائی قادر به تغذیه نیست. لذا تنها زیتوده جلبکی در فصول بهار و تابستان در نظر گرفته شد که بر این اساس متوسط زیتوده جلبکی ۰/۴ میلی گرم در لیتر و متوسط تولید ماهی فیتوپلانکتون خوار در فصول بهار و تابستان ۷۴/۱۲ کیلو گرم در هر هکتار از دریاچه الخلج برآورد گردید . با توجه به امکان تغییر سطح دریاچه از ۴ تا ۳۳ هکتار افزایش تولید از ۲۹۶/۵ تا ۲۴۴۶/۱ کیلوگرم پیش بینی گردید . این مقدار تا حدود زیادی با برآورد تولید اکسیژنی همخوانی نشان داد . میانگین زیتوده کفزیان در دریاچه الخلج در ماههای مورد بررسی ۰/۳۶ ± ۰/۵۷ گرم در متر مربع بوده و با توجه به حضور غالب دو گروه شیرونومیده و توبیفسیده میزان تولید ماهی کفزی خوار از ۰/۶ تا ۲ کیلوگرم در هکتار متغیر بود که با توجه به مساحت متغیر ۴ تا ۳۳ هکتاری دریاچه در زمانهای مختلف ، میزان تولید ۲/۳ تا حداکثر ۶۶ کیلوگرم در سطح دریاچه بر اساس توان طبیعی دریاچه برآورد گردید ، میانگین این تولید برحسب زمانهای مورد بررسی ۱۳/۵±۲۲ کیلوگرم بوده است که جدای از ماهیان کفزی خوار موجود در دریاچه ارزیابی گردید و اصولا" دریاچه الخلج از نظر زیتوده کفزیان بسیار فقیر ارزیابی شد (دقیق روحی ، ۱۳۸۹) .

پتانسیل تولید ماهی پلانکتونخوار در تالاب انزلی ۱۲۶/۵ کیلوگرم در هکتار برآورد شده بود (خداپرست ۱۳۸۲) .

در دریاچه چغاخور (با مساحت ۱۴۰۰ هکتار) ، که تولید فیتوپلانکتون کسر کوچکی از کل تولید اولیه را در بر داشت ، تولید ماهی از طریق تولید جلبکی پایین و حدود ۳۴/۴ کیلوگرم در هکتار برآورد گردیده است . اما ماهی غالب این دریاچه کپور و تولید کفزیان دریاچه چغاخور ، بالاست . در برآورد تولید کفزیان دریاچه ، میانگین توده زنده این گروه ۴/۷ گرم وزن خشک در متر مربع محاسبه گردید . این مقدار در مقایسه با طیف مقادیر مربوط به تولید کفزیان در دریاچه های مختلف دنیا به میزان ۱۰ – ۱ گرم وزن خشک در متر مربع در سال ۲۰۰۱ ، تولیدی متوسط به شمار می رود . بنابراین سهم تولید کفزیان دریاچه چغاخور در تولید ماهی قابل توجه بوده است . بر اساس تولید ۴/۷ گرم توده زنده خشک کفزیان واحد سطح و ضریب تبدیل بنتوز به ماهی در دریاچه ها (Korner , 2002 ;Moss et al., 1994 ; OECD , 1982) میزان تولید ماهی از طریق کفزیان در دریاچه چغاخور به میزان به ۲۸۲ تا ۳۶۷ کیلوگرم در هکتار برآورد گردید (موسوی ندوشن و همکاران ، ۱۳۸۷) .

پتانسیل تولید ماهی در دریاچه سد مخزنی شهید کاظمی شهرستان سقز استان کردستان با مساحت ۵۱۰۴ هکتار (متوسط عمق ۱۲/۷ متر و حداکثر عمق ۳۱/۸ متر) ۱۴۹۰ تن برآورد گردید که معادل ۲۹۰ کیلوگرم در هکتار می باشد (شرکت مهندسین مشاور آسراب ، ۱۳۹۰) .

در استان اردبیل میزان راندمان تولید در واحد سطح منابع آبی نیمه طبیعی در سال ۱۳۷۵ به میزان ۳۳۴/۹ کیلوگرم در هکتار گزارش گردید . این عملکرد درسالهای ۷۶ و۷۷ قدری کاهش یافت و سرانجام به ۴۲۷/۲ کیلوگرم در سال ۱۳۸۰ رسید (مهندسین مشاور جامع ایران ، ۱۳۸۱) .

مقدار محصول ماهی در آبهای طبیعی بسته به باروری منبع آبی متغیر بوده معمولا" بین ۲۵ تا ۱۰۰ کیلوگرم در هکتار است که این میزان در ایران بر اساس گزارش واینار آویچ (۱۳۷۲) تا ۲۰۰ کیلوگرم نیز افزایش داشته و در آبگیرهائی که بخوبی مدیریت شوند که نمونه آن در مجارستان وجود دارد ۱ تا ۲ تن ماهی می توان برداشت نمود (واینار آویچ ، ۱۳۷۲).

بطوریکه ملاحظه می شود میزان تولید ماهی در دریاچه خندقلو (۱۰۰ هکتار ، یوتروف) بیشتر از دریاچه سد تهم (۳۱۷ هکتار ، الیگو – مزوتروف) ، قارختلو (۶ هکتار ، تعیین نشده) ، ماکو (۳۳۶ هکتار ، یوتروف) ، الخلج بستان آباد (۴ تا ۳۳ هکتار ، مزوتروف) و تالاب انزلی (حدود ۷۰ کیلومتر مربع ، یوتروف) و تقریبا در حد دریاچه های مهاباد (۷۰۰ هکتار ، مزوتروف) ، شویر (۱۷/۸ هکتار ، مزو - یوتروف) و میرزاخانلو (۱۲/۷ هکتار ، یوتروف) بوده است .

بررسی رابطه بین مساحت دریاچه و تولید آن در چین نشان می‌دهد که با افزایش مساحت دریاچه ، تولید دریاچه بدلیل کاهش طول خطوط ساحلی نسبت به مساحت دریاچه ، کاهش می‌یابد که در این خصوص تولید چندین دریاچه بزرگ ، متوسط و کوچک مورد بررسی قرارگرفته و مخازن آبی طبیعی بدون مدیریت مانند کوانیگ‌پینگ با مساحت ۴۴۰ هکتار ، زونگ‌دانگ با مساحت ۴۷۳ هکتار ، بامنگ با مساحت ۶۶۷ و لینگ‌دون با مساحت ۶۶۷ هکتار بترتیب دارای تولید ماهی ۱۱۴ ، ۲۱ ، ۲۴ و ۸۷ کیلوگرم در هکتار بوده است و در مخازن

آبی دیگر که مدیریت مناسب اعمال گردید (مانند مخزن آبی کوانیگ شان با مساحت ۵۶۷ هکتار) تولید ماهی به میزان ۶۰۰ کیلوگرم در هکتار حاصل گردیده است (Li & Xu , 1995) .

تحقیقات نشان داده است که بیشترین تولیدات را دریاچه‌های با سطح ۴۰۰ – ۲۰۰ هکتار دارند . این دریاچه‌ها تولیدات پلانکتونی بیشتری نسبت به دریاچه‌های بزرگتر و کوچکتر دارند (Moyle , 1954) . او بیان می‌دارد که اندازه دریاچه یکی از پارامترهای تولیدات پلانکتونی است .

اشاره شده است که مخازن آبی در مناطق گرمسیری از تولیدی بیشتری نسبت به مناطق معتدله برخوردارند (Jackson and Marmulla , 2001) . بر اساس مطالعات انجام شده توسط Marshal and Maes (۱۹۹۴) دامنه محصول ماهی در مخازن آبی عمیق در مناطق گرمسیری از ۵۰ – ۱۰ کیلوگرم در هکتار در سال می باشد .در حالیکه در مخازن آبی کم عمق در مناطق گرمسیری این دامنه از ۱۵۰ – ۳۰ کیلوگرم در هکتار در سال است . در مخزن آبی Dawhenya در کشور غنا در مناطق جنوبی آن میزان محصول ماهی ۳۸/۴۴ کیلوگرم در هکتار محاسبه گردید (Alhassan, 2011) . این مقدار برای دریاچه های در مناطق شمالی غنا مانند Achubunyi و Mahama بترتیب ۷۵ و ۹۰/۱۹ کیلوگرم در هکتار (Abban et al., 1994) ، در مخازن آبی Botanga و Libga بترتیب ۸۶/۹۸ و ۹۷/۱۹ کیلوگرم در هکتار (Quarcoopome et al., 2008) و در مخزن آبی Jebba به میزان ۴۰ کیلوگرم در هکتار محاسبه شد . Mustapha (۲۰۰۹) محصول ماهی را برای دریاچه های Bakolori و Oyun در کشور نیجریه بترتیب ۵۰ و ۱۲۵/۷۲ کیلوگرم در هکتار برآورد نمود .

بازگشت شیلاتی در دریاچه های پشت سد تغییرات زیادی را در کشور چین نشان می دهد . در برخی از مخازن آبی و در برخی از سالها تقریبا ۶۰ درصد از بچه ماهیان ذخیره سازی شده ممکن است برگشت نمایند . در موارد دیگر این ضریب ممکن است کمتر از ۱۰ درصد باشد (برگشت شیلاتی ۵۰ درصد بصورت عالی ، ۳۰ – ۱۰ درصد ، بصورت خوب و کمتر از ۱۰ درصد بصورت ضعیف طبقه بندی می شود) (Li , 1986) . میزان تولید در واحد سطح در چین در سال ۱۹۸۳ برابر ۱۱۳ کیلوگرم در هکتار بوده است . همانگونه که می توان انتظار داشت میزان محصول هم بین مخازن آبی مختلف و هم در بین سالهای مختلف (کمتر از ۵۰ کیلوگرم در هکتار تا بیش از ۱۵۰۰ کیلوگرم در هکتار) تغییرات زیادی را نشان می دهد و این اختلافات نه تنها بدلیل مناطق جغرافیایی ، آب و هوا و اختلافات بدلیل حاصلخیزی آبها می باشد ، بلکه بعلت اختلاف در نرخ ذخیره سازی بچه ماهیان ، اندازه مخزن ، نوع مدیریت مخزن آبی (غذادهی ، استفاده از کوددهی ، فشار صید) و حضور ماهیان شکارچی می باشد (Li , 1986) .

شایان ذکر است که میزان ضریب بازگشت شیلاتی ماهیان پلانکتون خوار دریاچه سد مهاباد براساس اطلاعات چند ساله رهاکرد بچه ماهیان و صید ماهیان برابر ۹ درصد برآورد شده است (عبدالملکی و غنی نژاد ، ۱۳۷۹) . ضریب بازگشت شیلاتی ماهیان پلانکتون خوار سد ماکو ۱۵ درصد در نظر گرفته شده است چرا که این دریاچه فاقد ماهیان شکاری بوده و صید و صیادی در آن برقرار نمی‌باشددر صورتیکه در دریاچه سد مهاباد

گونه های ماهیان شکاری مانند اسبله و عروس ماهی حضور فعالی داشته و صید و صیادی چندین سال است که در آنجا انجام می‌شود . برای ماهی کپور با توجه به مقاومت آن نسبت به تغییرات زیست محیطی ، ضریب بازگشت ۲۰ درصد در نظر گرفته شده است (عبدالملکی و همکاران ، ۱۳۷۹) .

همانگونه که اشاره گردید روش پرورش ماهی در دریاچه خندقلو بصورت نیمه تراکم همراه با تغذیه دستی است . بنابراین بسیاری از اصول پرورشی همانند مزارع می باشد . بر این اساس تقویم زمانی صید بعد از اتمام دوره پرورش طی ماههای مهر و آبان خواهد بود و نکته قابل توجه اینکه آبگیری مجدد دریاچه برای دوره زراعی بعدی بتدریج از ماههای آبان به بعد آغاز می گردد . از این رو به اجبار باید صید در طی ماه آبان به اتمام برسد ضمن اینکه با شروع فصل سرما و یخ زدگی اغلب دریاچه ها امکان صید در ماههای سردسال میسر نخواهد بود .

تجربیات پیشرفت های اخیر در توسعه شیلاتی منابع آبهای طبیعی ونیمه طبیعی در جهان

طی چند دهه گذشته ، پیشرفت های زیادی در ارتباط با توسعه شیلاتی منابع آبهای طبیعی و نیمه طبیعی در بسیاری از نقاط دنیا حاصل شده است که به ویژه استفاده از برخی راهکارها و تکنیک های کاربردی می تواند بعنوان الگوی فن آوری توسعه شیلاتی این گونه منابع آبهای داخلی در کشور قرار گیرد. از جمله کشورهای پیشرفته شیلاتی می توان از شوروی ، آمریکا ، هندوستان و چین نامبرد که بخوبی از منابع آبهای طبیعی و نیمه طبیعی در جهت فعالیت شیلاتی بهره برداری می کنند .

بمنظور دستیابی به راهبردهای توسعه آبزی پروری درمنابع آبی پیشرفت های اخیر در تعدادی از کشورهای جهان در عرصه منابع آبهای نیمه طبیعی و طبیعی داخلی بشرح زیر مورد توجه قرار می گیرد.

تجربیات کشور شوروی (برکا ، ۱۹۹۰) :

در این کشور صدها دریاچه و مخزن سد در وسعتی زیاد پراکنده می باشند که تولید شیلاتی آنها سهم قابل توجهی در تولید آبزیان آبهای داخلی دارند . اقداماتی که برای توسعه شیلاتی منابع آبهای طبیعی و نیمه طبیعی بوسیله منابع علمی روسها انجام می شود عبارتند از:

الف – در زمینه افزایش بازدهی منابع آبی :

– انتقال و معرفی مولدین ماهیان با ارزش خوراکی نظیر سیم، کپور معمولی و سوف برای تقویت منابع ماهی در دریاچه ها

– ساخت تفریحگاه ماهیها در مجاورت دریاچه برای تامین بچه ماهیان پیشرفته و رهاسازی آن به منابع آبی

– سازگار سازی و پیوند ارگانیزمهای غذایی منتخب برای ماهیها به منظور افزایش ذخایر غذایی ماهیها به ویژه جلوگیری از آسیب پذیری ذخایر در فصول کاهش منابع غذایی

- حفاظت از منابع ماهی و تنظیم تلاش صیادی به منظور تقویت ذخایر ماهی ها در دریاچه
- از بین بردن ماهیان هرز در منابع آبی از طریق صید و انهدام آنها به هر طریق ممکن، مثل صید اختصاصی گونه ها، کنترل سطح آب با انهدام مناطق تخمگذاری و یا استفاده از گونه های صیاد طبیعی و اختصاصی ماهیان هرز.
- ساخت آسانسور ماهی و توریهای مخصوص ماهی در مخازن سدها جهت حفاظت و بازسازی ذخایر ماهیان مهاجر و نیمه مهاجر با ارزش

ب - برای ایجاد تسهیلات تکثیر ماهی ها و بهره برداری متراکم و موثر، اقدامات زیر توسط دانشمندان علوم شیلاتی روسیه طراحی واجرا شده است:

- آماده سازی و تسطیح کف دریاچه ها برای فراهم شدن زمینه صید ترال در مقیاس تجارتی، که در این مورد برخی دریاچه ها از وجود سنگ ها و درختان و سایر موانع تا حدود ۵۰ درصد پاکسازی شده اند.
- آماده سازی قسمتهایی از دریاچه ها برای تورکشی با استفاده از روشهای صیادی (Purse siene)
- ایجاد مناطق تخمگذاری مصنوعی در برخی نقاط دریاچه ها
- تنظیم سطح آب که اغلب موفقیت در تکثیر و بقا و تقویت ذخایر منابع ماهی سالیانه منابع آبی را باعث می شود.
- محدودیت در صید سالیانه ماهیان خوراکی مطلوب که از طریق حداکثر صید قابل تحمل منبع آبی تعیین می شود. صید ماهیان هرز بدون محدودیت بوده و تنظیم محدودیت در صید ماهیان خوراکی براساس مطالعه پویایی جمعیت و منحنی ها صید قابل تحمل آنها و منظور داشتن سایر شرایط موثر طبیعی و غیرطبیعی حاصل می گردد.
- یکی از مهمترین ملاحظات در منابع آبی روسیه ، ایجاد ذخایر غذایی زنده برای ماهی ها می باشد و براین اساس رژیم های هیدروبیولوژیکی منابع آبی بطور مطلوب تغییر داده می شوند تا ذخایر بزرگ و پایداری از ماهی ها بوجود آید. از این نظر تاکید زیادی بر محاسبه تولید اولیه ، مکانیسم و توالی تولید بنتوزها و پلانکتونها و تخمین کمی و کیفی محصول سرپائی منابع آبی می شود.
- تولید توده ای (متراکم) فیتوپلانکتونها که در بسیاری از منابع آبی شوروی و بویژه منابع آبی واقع در حوزه ولگا - دنی پر یک عامل مهم تولید زیستی منابع آبی می باشد. نقش مهم فیتوپلانکتونها در چرخه غذایی منابع آبی تولید دتریتوس ها می باشد که در واقع میکروفلور غنی ایجاد کرده و منبع غذایی زئوپلانکتونها و موجوداتی نظیر کلادوسراها (Cladocetans) و پاروپایان (Copepods) را تشکیل می دهند که در نهایت مورد استفاده ماهی ها واقع می شوند. مطالعات باکتریولوژیکی برای درک نقش باکتریها در تبدیل غذایی از یک شکل به شکل دیگر در زنجیره غذایی منابع آبی در سطح گسترده ای انجام می شود.
- کاهش در منابع غذایی طبیعی ماهیان با ارزش در دریاچه ها باعث شده تا دانشمندان علوم شیلاتی شوروی معرفی و سازگارسازی گونه های آبزی با ارزش در منابع آبی را از چند دهه گذشته آغاز نمایند. در این راستا حدود ۱۱۰ مورد پیوند گونه های آبزی به ۳۷ دریاچه صورت گرفته است .

بی مهرگان با ارزش در ۲۷ دریاچه معرفی شده اند که ۱۱ مورد آنها با موفقیت تثبیت شده و شروع به تولید مثل کرده اند. این گونه ها شامل (mysids) و Gamarids و Cumacea و چندین نرم تن و کرمهای پرتار بوده ا ند.

- به مظور استحصال حداکثر توان تولید ماهی در دریاچه ها ، روسها برخی ماهیان غیربومی که منشاء آنها از چین می باشد نظیر کپور علفخوار، کپور نقره ای و کپور سرگنده را برای استفاده کامل از آشیانه های اکولوژیک خالی منابع آبی به آنها معرفی نموده اند.

- در ساخت سدها ، استفاده از ماهی روها به منظور فراهم نمودن روز مهاجرت ماهیان با ارزش مورد استفاده قرار گرفته اند.

- در هنگام بازگشت ماهی ها به طرف دریا استفاده از توریها در جلوی تاسیسات هیدروالکتریک و یا کانالهای آبیاری اراضی زراعی باعث شده تا اختلال در مهاجرت ماهی ها به حداقل ممکن برسد.

تجربیات آمریکا :

در آمریکا اقدامات زیر در ارتباط با توسعه شیلاتی دریاچه های طبیعی وانسان ساخت صورت گرفته است :

- تنظیم سطح آب برای بوجود آمدن محیط مناسب زاد و ولد گونه های منتخب و از بین رفتن گونه های نامناسب .
- معرفی ارگانیزمهای مناسب برای استفاده از آشیانه های اکولوژیکی اشغال نشده در منابع آبی.
- کنترل جمعیت ماهیان هرز و مزاحم جهت کاهش رقابت با ماهیان با ارزش تجارتی.
- افزایش صید در منابع آبی از طریق روشهای جلب و نگاهداری ماهی ها
- تبلیغات گسترده برای استفاده منابع آبی جهت صید تفریحی

تجربیات هندوستان (Jhingran , 1975) :

منابع آبهای طبیعی و نیمه طبیعی در هندوستان از منابع مهم توسط شیلاتی محسوب می شوند . تولید ماهی در منابع آبی هند به توسعه شیلاتی آنها وابسته بوده و در برخی نقاط تا ۲۵۰ کیلوگرم در هکتار و در سطح کشور بطور کلی ۶ الی ۷ کیلوگرم در هکتار تخمین زده شده است .

گامهای اساسی در توسعه شیلاتی منابع آبی هندوستان بشرح زیر برداشته شده است :

- بررسی فون ماهیان منابع آبی در سراسر هندوستان
- پاکسازی موانع فیزیکی موجود درآب مانند تخته سنگها، تنه درختان وعلفها برای تسهیل فعالیت صید
- ایجاد تفریحگاه ماهی ها در مجاورت منابع آبی
- رهاسازی بچه ماهیان بصورت علمی مستمر در منابع آبی
- اصلاح ساختار جوامع صیادی پیرامون منابع آبی
- سازماندهی جوامع تعاونی برای بازاریابی صحیح محصول در منابع آبی

- بررسی وضعیت توپوگرافی دریاچه های انسان ساخت و طبیعی در سطح گسترده
- انجام روشهای صید آزمایشی به منظور تنظیم استحصال تجارتی و صحیح ماهی های منابع آبی
- حمل و نقل و بازاریابی محصول ماهی بدست آمده در منابع آبی
- حفاظت ومدیریت صحیح در منابع آبی

تجربیات کشور چین (Li and Xu 1995) :

در چین کلیه منابع آبی اعم از طبیعی و نیمه طبیعی جهت پرورش ماهی با اعمال مدیریت دقیق مورد استفاده قرار گرفته اند.

رهاسازی گونه های ماهی بویژه کپور نقره ای، کپور سرگنده،کپور سیاه و کپور علفخوار بصورت وسیعی مرسوم می باشد. در این کشور تاکید همواره بر استفاده انگشت قدهای بزرگتر می باشد که همواره درصد بازماندگی بیشتری داشته اند. به همین منظور ماهی های ۱۵ الی ۲۰ سانتیمتری با وزنی معادل ۵۰ گرم برای رهاسازی ترجیح داده می شوند. علاوه بر رهاسازی برای تقویت منابع صید ، یکی از اشکال آبزی پروری در کلیه منابع آبهای طبیعی و نیمه طبیعی چین قابل مشاهده می باشد . اقدامات زیر برای توسعه شیلاتی منابع آبهای طبیعی و نیمه طبیعی چین انجام می شود:

- صید ماهی ها توسط مزارع دولتی یا اعضای مردمی (کمونها) در دریاچه ها انجام و کنترل می گردد
- محدودیت درصید عمدتا در فصولی خاص برای حمایت از مولدین در فصل تخمگذاری و بازسازی جمعیت ماهی ها و ایجاد مناطق مناسب برای تخمگذاری گونه های با ارزش در منابع آبی
- اصلاح ادوات صید واجرای مقررات صید با استفاده از توری مناسب برای اینکه منابع ماهی قابل احیاء باشد.
- در هریک از دریاچه ها یک کمیته مدیریت شیلاتی فعال بوده که شامل نمایندگان صیادان عضو کمون و پرسنل فنی دانشگاهی یا موسسات شیلاتی می باشد . این کمیته اطلاعات مربوط به دریاچه و نتایج صید و یا پرورش ماهی را ثبت کرده و آن را در توسعه مدیریت شیلاتی دریاچه بکار می برد.
- مطالعات لیمنولوژیکی دریاچه ها(مطالعه پایه ای) توسط موسسات دولتی برای تولید ماهی ها و سایر نتایج تولید اولیه، ظرفیت حاصل دریاچه و فون طبیعی انجام می شود.
- کنترل صید ماهیان هرز و صید از طریق تخریب مناطق تخمگذاری و صید اختصاصی آنها
- اعمال روشهای پرورش ماهی براساس سیستم های متراکم و گسترده و نیمه متراکم با استفاده از کوددهی، غذادهی و با کاربرد روش پن و قفس

معرفی مستمر بچه ماهی به منابع آبی یکی از راهبردهای بسیار مهم افزایش تولید ماهی و استفاده از حداکثر ظرفیتهای تولید مخازن آبی بشمار می رود که در آن از انواع گونه های سریع الرشد با ارزش تجاری و خوراکی بالا استفاده می شود این گونه ها عموماً غیربومی می باشند.

در معرفی بچه ماهی وزن اولیه ، تراکم رهاسازی ، ترکیب گونه ای رهاسازی ، زمان رهاسازی ، ارگان اجرایی منابع تامین بچه ماهی بسیار مهم و تعیین کننده می باشد که بصورت خلاصه مورد بحث قرار می گیرند :

- وزن اولیه بچه ماهی :

وزن اولیه بچه ماهی یکی دیگر از راهبردهای افزایش بازدهی منابع آبی محسوب می شود از این رو استفاده از بچه ماهیان انگشت قد پیشرفته با اوزان ۵۰ گرم برای انواع ماهیان گرمابی و ۲۰ گرم برای ماهی قزل آلای رنگین کمان می تواند در افزایش تولید موثر باشد . بنابراین بهتر است تا از کشت بچه ماهیان در حد پائین تر از ۱۰ گرم اجتناب شود تا به نرخ بازماندگی و تولیدی بالاتر دستیابی نمود .

بهترین وزن ماهیانی که در آبگیرهای طبیعی ذخیره می شوند بین ۵۰ تا ۲۰۰ گرم می باشد . چون به اندازه کافی بزرگ بوده و قدرت فرار از دست دشمنان را دارند (واینار آویچ ، ۱۳۷۲) . در استان زنجان وزن رهاسازی در منابع آبهای طبیعی پشت سدها از ۶۰ تا ۱۰۰ گرم متغیر بوده است (ویژه نامه شیلات استان زنجان، ۱۳۸۷) .

- تراکم رهاسازی :

همانگونه که ذکر گردید تراکم رهاسازی بر حسب شرایط و قابلیت های تولیدی و روشهای بکار گرفته شده از دیگر راهبردهای بسیار مهم در افزایش بازدهی منابع آبی محسوب می شود از این رو از منبعی به منبع دیگر و از روشی به روشی دیگر متفاوت خواهد بود که گاهاً این تفاوت بسیار معنی دار است .

باتوجه به اینکه شرایط آب و وسعت سدهای خاکی مانند مزارع پرورش ماهیان گرمابی نیست ، برنامه ماهیدارکردن متفاوت بوده و رشد و بازماندگی ماهیان نیز مانند مزارع نخواهد بود . بچه ماهیان معمولا در اوزان ۳۰ تا ۵۰ گرم به سدها معرفی و در پایان سال دوم پرورش حدود ۵۰ درصد آنها به وزن بازاری می رسند . بنابراین در اینگونه منابع برای تولید مستمرسالانه لازم است برنامه مناسبی جهت برداشت سالانه و ماهیدارکردن هرساله تدوین نمود . براساس میزان غذادهی وکودهی بهترین حالت ۱۵۰۰ عدد بچه ماهی به ازاء هر هکتارسطح مفید دریاچه سد می باشد و مناسبترین سایز بچه ماهی با در نظرگرفتن قیمت بچه ماهی و هزینه حمل و نقل ۳۰ تا ۵۰ گرم است .

- ترکیب رهاسازی :

از دیگر موارد راهبردی افزایش تولید ماهی در منابع آبی که نقش بسیار مهم و مؤثری را دارا می باشد و ترکیب گونه های رهاسازی شده می باشد . این ترکیب براساس رفتار زیستی و نوع تغذیه استوار است . هر دسته از گونه های رهاسازی شده باید از رژیم غذایی متفاوتی برخوردار باشد بنوعی که رقابت غذایی و قابلیت های هم جنس خواری در حداقل ممکن قرار گیرد .

در یک ارزیابی کلی ، تولیدات اولیه (فیتوپلانکتونها) در مخازن آبی در مقیاس گسترده ای برحسب قابلیت تولیدی آن مخازن شکل می گیرد و سپس تولیدات ثانوی (زئوپلانکتونها) و در نهایت ماهی تولید می شود . در یک رابطه کلی هر ۱۰۰ کیلوگرم فیتوپلانکتون مقدار ۱۰ کیلوگرم زئوپلانکتون ، یک کیلوگرم ماهی تولید می

نماید . بر این اساس اگر یک گونه زئوپلانکتونخوار را صرفاً به دریاچه معرفی کنیم هر ۱۰۰ کیلوگرم فیتوپلانکتون تبدیل به یک کیلوگرم ماهی شده است . در حالیکه هر ۱۰ کیلوگرم فیتوپلانکتون می تواند یک کیلوگرم ماهی فیتوپلانکتونخوار تولید نماید . از این رو ترکیب کشت در مخازن آبی باید بنوعی طراحی شود که حداکثر استفاده از تولیدات اولیه بدست آید بنابراین در یک ترکیب معقول باید بیش از ۶۰ تا ۷۰ درصد ترکیب کشت را به گونه های فیتوپلانکتونخوار اختصاص داد تا بتوان حداکثر بازدهی شیلاتی از مخازن آبی صورت گیرد و مابقی به گونه های کپور معمولی و کپور سرگنده و تا حدودی کپور علفخوار و در برخی از مخازن آبی سهم ۲۰- ۱۵ درصد نیز بر گونه های بومی موجود اختصاص داده شده است .

نکته قابل توجه اینکه در مخازنی که پوشش گیاهی آن بصورت گسترده می باشد ، معرفی گونه های کپور علفخوار و کپور معمولی ترکیب غالب را به خود اختصاص می دهد .

- زمان رهاسازی بچه ماهی :

زمان رهاسازی به منظور دستیابی به حداکثر بازماندگی و در نتیجه افزایش بازدهی مخازن آبی بسیار مهم و تعیین کننده است . هر چند زمان رهاسازی بچه ماهی در منابع مختلف می تواند متفاوت باشد ولی بچه ماهی پس از طی دوره زمستان گذرانی و در طی ماههای بهمن لغایت فروردین ماه قبل از آغاز دوره پرورش به مخازن آبی می توانند معرفی میشوند در منابعی که طول دوره پرورش بصورت یک تابستانه است رعایت دقیق زمان رهاسازی از حساسیت بیشتری برخوردار می باشد .

- ارگان اجرایی :

آنچه در وضعیت موجود فعالیت آبزی پروری آبهای طبیعی و نیمه طبیعی وجود دارد رهاسازی بچه ماهی توسط شیلات استانها (دولت) انجام می شود محدودیت های ناشی از کمبود اعتبارات – عدم تخصیص بموقع اعتبارات ، مشکلات و محدودیت های تامین بچه ماهی از نظر وزن ، زمان ، تعداد و ترکیب ، عدم امکان رعایت دقیق زمان رهاسازی ، عدم رعایت دقیق وزن و تراکم و ترکیب رهاسازی ، مشکلات و محدودیت های بخش دولتی در تولید بچه ماهی در مجاورت منابع آبی اهم مسائلی هستند که موجب کاستیهای بنیادی در تامین و تدارک مستمر بچه ماهی به منابع آبی می باشند از این رو در برنامه ریزی توسعه آبزی پروری آبهای طبیعی و نیمه طبیعی هر مخزن آبی بعنوان یک واحد اقتصادی مورد توجه قرار گیرد که توسط بخشهای خصوصی یا تعاونی بهره برداری می گردند و تامین بچه ماهی توسط این بخش انجام پذیرد . اتخاذ چنین سیاستی در پایداری تولید وافزایش بازدهی شیلاتی مخازن آبی نقش بسیار مهم و تعیین کننده خواهد داشت و راهبردی بسیار مهم تلقی می شود.

- ویژگیهای رشد و وزن انفرادی گونه های معرفی شده :

وزن نهایی صید برحسب شرایط منابع ، تراکم کشت ، وزن اولیه رهاسازی ، طول دوره پرورش و برای گونه های مختلف در منابع آبی مختلف متفاوت می باشد . وزن نهایی صید از نظر فنی و اقتصادی بسیار مهم و تعیین

کننده است . از این رو وزن اولیه و تراکم کشت و ترکیب کشت در مخازن مختلف به گونه ای باید انتخاب شوند که در انتهای دوره پرورش وزن نهایی صید در حد مطلوب بازار باشند . در غیر اینصورت باید یک تابستان دیگر دوره پرورش ادامه یابد . وزن مطلوب صید برای انواع گونه های کپور ماهیان پرورشی در مخازن آبی بالاتر از ۸۰۰ گرم و مطلوب آن ۱/۵- ۱/۲ کیلوگرم و برای ماهی قزل آلا ۴۰۰ گرم و برای گونه های بومی ۶۰۰- ۵۰۰ گرم می باشد .

راندمان تولید در واحد سطح مخازن آبی :

برآورد میزان تولید قابل استحصال از مخازن آبی فرآیند پیچیده ای است که برحسب سطح تروفی دریاچه ها ، روش های پرورش ، مدیریت پرورش و بهره برداری روشهای صید ، تراکم و ترکیب و وزن اولیه بچه ماهی ، وضعیت ذخایر دریاچه ، شکل و وضعیت فیزیوگرافی کف دریاچه ، تغییرات سطح و حجم آبی با هم متفاوت می باشد .

در مخازن آبی که در مناطق پست و جلگه ای و در دامنه های کم ارتفاع با عمق کم و شیب مناسب خاک همچنین بستر و منابع تامین آب مناسب قرار گرفته اند و نیز سطح تروفی این دریاچه ها در حد بالایی قرار دارد ، عملکرد تولید عمدتاً بر پایه گونه پلانکتون خوار شکل گرفته و در این مخازن تولید قابل استحصال به میزان ۳۰۰- ۲۰۰ کیلوگرم در هکتار پیش بینی می شود . عملکرد استحصال ماهیان در بسیاری از منابع آبی نقاط مختلف کشور علی رغم ضعف بنیادی در بکار گیری راهبردی افزایش بازدهی تولید ماهی این نظر را تائید می کند هرچند تدقیق عملکرد صرفاً بر پایه مطالعاتی تفصیلی از مخازن استوار می گردد .

دسته دیگری از مخازن آبی که در مناطق مرتفع و کوهستانی و سنگلاخی با عمق زیاد احداث شده یا واقع گردیده اند به جهت پایین بودن سطح تروفی دریاچه میزان عملکرد تولید در آنها به مراتب از دسته فوق پائین تر میباشد. در این مخازن بر حسب شرایط و نوع منابع آبی عملکرد تولید ۲۰۰ – ۱۰۰ کیلوگرم در هکتار می باشد .

مشکلات ماهیان بومی و هرز درسدها :

با آبگیری سدها از رودخانه های فصلی و دائمی معمولا ماهیان بومی رودخانه ها نظیر سیاه ماهی(*Capoeta capoeta* (Güldenstädt, 1773) و برخی گونه ها واداتی به همراه ماهیان پرورشی مانند تیز کولی (*Hemiculter leucisculus*) ، پزودوزابورا پاروا (*Pseudorasbora parva*) ، کاراس (*Carassius auratus gibelio*) وارد دریاچه سد شده و به دلیل ایجاد شرایط مناسب به شدت شروع به تکثیر می کنند . برخی گونه ها نیز مانند ماهی قرمز توسط مردم به دریاچه منتقل می شوند . ماهیان هرز به دلیل خصوصیات زیر درکار پرورش ماهی موجب ایجاد مشکلات و کاهش تولید می شوند :

۱- تکثیر بیش از حد و استفاده از غذای ماهیان پرورشی.

۲- غیرقابل استفاده بوده و ارزش اقتصادی ندارند.

۳- باعث افت شدید راندمان تولید می شوند.

۴- بیماریها را منتقل می کنند.

۵- در غذادهی به ماهی کپور مشکلات زیادی ایجاد می کنند.

راهکارهای مبارزه با ماهیان هرز :

۱- افزایش آگاهی مردم و جلوگیری از رهاسازی ماهیان قرمز به سدها.

۲- معرفی بچه ماهی سوف : ماهی سوف جزء ماهیان درنده بوده و در دریاچه سدها به خوبی تکثیرمی کند . معرفی سوف به دریاچه سدهای بزرگ که امکان کنترل آن وجودندارد ، بدلیل خوی درندگی و تغذیه از ماهیان پرورشی و امکان تکثیر طبیعی خطرناک بوده و مشکلات زیادی ایجاد می کند . با معرفی این ماهی به سد بایستی انتقال بچه ماهی پرورشی در وزن بالای ۵۰ گرم صورت گیرد .

۳ - معرفی فیل ماهی : این گونه از ماهیان با ارزش اقتصادی بالا بوده و از ماهیان باریک و ریز (ماهیان هرز) به خوبی تغذیه می کند و ماهی مناسبی برای این هدف می باشد . ولی تهیه بچه ماهی آن مشکل بوده و قیمت بالایی دارد .

۴- معرفی ماهی ماش(*Aspius aspius*) : این گونه جزء ماهیان مناسب برای کنترل ماهیان هرز بوده و ارزش اقتصادی خوبی دارد . این ماهی فقط از ماهیان کوچک و باریک (ماهیان هرز) تغذیه می کند ولی درشرایط فعلی بدلیل عدم تکثیر مصنوعی و وجود نداشتن شرایط تکثیر طبیعی در اغلب سدها امکان تهیه بچه ماهی آن مشکل است .

۵- ماهی قزل آلا رنگین کمان (*oncorhynchus mykiss*) : بیشتر سدها شرایط مناسبی جهت پرورش قزل آلا دارند . در تابستان با گرم شدن لایه های سطحی آب دمای لایه های پایین کمتر از ۲۰ درجه بوده و در زمستان با یخ زدن سطح دریاچه و آغاز آبگیری سدها اکسیژن محلول در آب در حد مناسبی بوده و قزل آلا به خوبی شرایط را تحمل کرده وحتی رشد خوبی بدون غذادهی و با تغذیه از ماهیان هرز از خود نشان می دهند .

در نمونه برداریهای متعددی که انجام گرفت ، قزل آلا فقط از ماهیان هرز بخصوص کلیکای رودخانه ای و همی کالتر تغذیه نموده بودند و بچه ماهیان ۷۰ گرمی رهاسازی شده درآذر ماه در آخر اردیبهشت به وزن ۳۰۰ تا ۴۰۰ گرم رسیدند .

جهت رهاسازی ماهی قزل آلا در سدها بهترین وزن ۵۰ تا ۷۰ گرم بوده و بهتر است از بچه ماهی قزل آلای ایرانی که مقاومت بیشتری به شرایط نامناسب دارند، استفاده شود . تراکم رهاسازی ۲۰۰ تا ۵۰۰ عدد به ازاء هر هکتار سطح مفید دریاچه و بسته به تراکم ماهیان هرز پیشنهاد می گردد .

رها سازی ماهی قزل آلا در سدها علاوه براینکه سود بیشتری از بابت تولید گوشت آن عاید پرورش دهنده می نماید ، این ماهی با کنترل ماهیان هرز باعث افزایش چشمگیر رشد و تولید ماهیان گرم آبی می شود . مدفوع قزل آلا نیز باعث باروری آب شده و به عنوان غذای ماهی کپور نیز مورد استفاده قرار می گیرد . لازم بذکراست در

صورت رهاسازی قزل آلا در سد بایستی مقدار کوددهی کمتر و در فصل پاییز از کود دامی استفاده نکرد (حسین شاه محمدی ، تابستان ۱۳۹۰ : سایت شیلات میانه) .

با توجه به وجود ماهیان هرز در دریاچه خندقلو پشنهاد می گردد که به تعداد ۱۰ عدد در هکتار (مجموعا ۱۰۰۰ عدد) بچه ماهی قزل آلا با وزن ۵۰ گرم بصورت آزمایشی جهت کنترل ماهیان هرز به دریاچه معرفی و نتیجه آن مورد رسیدگی و بررسی قرار گیرد .

اصول غنی سازی آببندانها :

استفاده از کودهای دامی و شیمیائی بمنظور بارورسازی آببندانها از دیرباز معمول بوده و بویژه کاربرد کودهای دامی دارای قدمت بیشتری می باشد . در حاشیه آببندانها بویژه آببندانهای بزرگ چرای دام و یا استفاده از پرورش اردک بمنظور بارورسازی آببندان معمول می باشد . حتی در بعضی از کشورها از شبکه های فاضلابهای انسانی نیز استفاده می گردد. در هر صورت می توان گفت که کوددهی یکی از ارزانترین و ساده ترین روشهای تولید و یا افزایش تولیدات طبیعی و در نهایت تولید گوشت ماهی است .

تولیدات طبیعی آببندانها شامل باکتریها ، فیتوپلانکتونها ، زئوپلانکتونها ، کفزیان حشرات و گیاهان آبزی دیگر می باشد که با کودهای حیوانی و شیمیائی عناصر حیاتی در آب تامین گشته و با انجام عمل فتوسنتز به کمک نور خورشید تولید و افزایش پیدا کرده و مورد تغذیه ماهی قرار می گیرد که از نظر اقتصادی در هزینه های تولید بسیار مؤثر می باشد.

انواع کودهای مورد استفاده :

کودهای مورد استفاده در آببندانها و بطور کلی در پرورش ماهیان گرم آبی به دو گروه کودهای آلی و معدنی تقسیم می شوند که مختصراً توضیحاتی داده می شود.

الف – کودهای معدنی (شیمیائی) : کودهای معدنی یا شیمیائی که در پرورش ماهی بیشتر کاربرد دارد شامل کودهای فسفاته ، کودهای ازته و کودهای پتاسیم دار و کودهای آهکی می باشد.

۱ – کودهای فسفاته : این کودها بصورت فسفات آمونیوم و سوپرفسفات و سوپرفسفات تریپل مورد استفاده قرار می گیرد . کود فسفات دارای ۲۰ – ۱۴ درصد ماده فعال سوپرفسفات ۴۰ – ۳۸ درصد ماده فعال و کود سوپر فسفات تریپل دارای ۴۸ درصد ماده فعال می باشد . کودهای فسفاته موجب رشد و رویش سریع گیاهان آبزی نرم و موجودات غذایی می گردد و بکار بردن کودهای فسفاته در بازده طبیعی آببندان بسیار مؤثر می باشد.

از کود سوپر فسفات جهت غنی سازی خاکهای سنگین و آبهائی که دارای مقدار زیادی آهک هستند استفاده می شود زیرا در این محیط فسفر سریعتر جذب شده موجب رشد سریع گیاهان آبزی و پلانکتون ها و سایر موجودات مورد مصرف ماهیها می شود.

به این نکته مهّم باید توجه داشته باشیم که کودهای فسفاته را هرگز نباید همراه با کلسیم یا کودهای کلسیم دار و حیوانی به آبندان ها داد زیرا این دو ماده با هم ترکیب شده و بصورت رسوب از دسترس گیاهان خارج می شود.

۲ - کودهای ازته : کودهای ازته بیشتر بصورت نیترات آمونیوم و اوره مورد استفاده قرار می گیرد. استفاده از کود های اوره که ترکیب ازت و کربن را بصورت توام دارد سبب تسریع عمل فتوسنتز می گردد و اگر از نیترات آمونیوم و سوپرفسفات بصورت توام استفاده گردد باعث تکثیر و رشد و نمو فیتوپلانکتونها شده و رنگ آب نیز بصورت سبز خوشرنگ در می آید. بکار بردن نیترات آمونیوم موجب ایجاد شرایط نامساعد برای آلگهای ریشه ای شده و رشد و نمو آنها قطع می گردد.

۳ - کودهای آهکی : مواد آهکی بمنظور ضدعفونی کردن کف آبندانها پس از تخلیه و تجزیه رسوبات لجن و خنثی کردن pH اسیدی خاک و آب درصورت نیاز در تمام طول دوره پرورش استفاده می گردد. مقدار آن باید در حدی باشد که زمان ماهیدار کردن اثر مواد آهکی بر طرف شده و pH خاک و آب نزدیک به خنثی باشد. از این کود میتوان در آبندانهایی که دارای pH اسیدی می باشند استفاده کرد زیرا آن را به سمت قلیائی تغییر می دهد برای جلوگیری از رشد انبوه جلبکهای سبز آبی مقدار ۲۰۰ تا ۳۰۰ کیلوگرم آهک زنده در هکتار مصرف می گردد.

۴ - کودهای پتاسیم دار : معمولاً مناطقی که دارای زمینهای فقیر از پتاس باشد و در زمینهایی که با تلاقی و شوره زار و فقیر هستند بکار می رود. مقدار آن ۱۰۰ - ۲۰ کیلوگرم در هکتار می باشد بدین نحو که در سال اوّل ۲۰ کیلوگرم بکار برده شده و درصورت حصول نتیجه مثبت میزان آن را در سنوات بعد تا ۱۰۰ کیلوگرم افزایش می دهند.

ب - کودهای آلی (حیوانی) : این کودها دارای مواد آلی و معدنی فراوانی می باشند که موجب حاصلخیزی و باروری سریع آب می شوند. مصرف این کودها در آبندانها بسیار مفید می باشد و درصورتیکه از کود تازه حیوانی استفاده گردد ، باکتریهای تجزیه کننده بلافاصله آن را تجزیه کرده و جهت انجام عمل فتوسنتز در دسترس گیاهان آبزی و فیتوپلانکتونها قرار می گیرد . برای حفظ و کنترل کیفیت آب باید از انبار کردن کود در گوشه های آبندان خودداری کرد زیرا هم کیفیت آب را از بین برده و هم بیشتر مواد موجود در آن تجزیه شده و بدون اینکه مورد استفاده قرار گیرد از بین می روند.

از انواع کودهای حیوانی کود مرغی و کود گاوی - پهن اسب - کود اردک می باشد که کود گاوی و کود مرغی در ایران بیشتر مورد استفاده قرار می گیرد. در جدول ۲۶ ، ترکیبات چند نوع کود آورده شده است.

جدول ۲۶ : مقدار تقریبی مواد موجود د ر ۱۰۰ کیلوگرم کودهای حیوانی

مواد تشکیل دهنده برحسب کیلوگرم / نوع کود	گاوی	مرغی	اردک	غاز	خرگوش	گوسفندی	ملاحظات
آب	۷۷	۵۶	۵۷	۷۷	۷۴	۷۵	
مواد آلی	۲۰	۲۶	۲۶	۱۴	۲۰	۱۸	
مواد غیرآلی	۳	۱۸	۱۷	۹	۶	۷	
ترکیبات کربن (C)	۸/۵	۱۱/۵	۱۲	۶/۵	۹	۷/۵	
ترکیبات ازت (N)	۰/۱	۱/۶	۱	۱/۶	۰/۸	۰/۴	
فسفات (P2O5)	۰/۳	۱/۵	۱/۴	۰/۴	۰/۲	۰/۲۵	
پتاسیم (K)	۰/۵	۰/۹	۰/۶	۱	۰/۷	۰/۵	
کلسیم (Ca)	۰/۳	۲/۴	۱/۸	۰/۴	۰/۳	۰/۳	
سایر موارد	۰/۸	۳/۵	۲/۸	۱/۴	–	–	

میزان کوددهی :

در آبندانها میزان مصرف کود به عوامل متعددی بستگی دارد ، نوع خاک ، وسعت آبندان ، غنی بودن آب ، تراکم کشت ماهی ، درصد ماهیان مورد پرورش ، وضعیت گیاهی آبندان ، حجم آب آبندان ، سرعت تخلیه همه از عواملی هستند که بر میزان مصرف کودهای شیمیائی و دامی در آبنداتها تاثیر دارد به همین دلیل برای همه آبندانها نمی توان میزان مشخصی را تعیین کرد بلکه در برخورد با هر یک از آبندانها و ویژگیهای خاص آنها باید میزان کوددهی مشخص گردد بعنوان مثال آبندانی که آب ورودی آن از یک مسیر حاصلخیز عبور می کند با آبندانی که از یک مسیر شنی غیر حاصلخیز عبور می کند بسیار متفاوت است و کود مورد نیاز برای بارورسازی آنها اختلاف زیادی دارد . آبندانهائی که از زه آبهای کشاورزی آبگیری می شود آب آن بسیار غنی بوده و کود کمی نیاز دارد. با این وجود با آزمایش آب می توان به میزان کود مورد نیاز آبندان پی برد.

مقدار کودهای حیوانی : این کودها را بیشتر در هنگام آماده سازی آبندان پس از یک دوره برداشت و درصورت امکان خشک کردن آن قبل از آبگیری در کف آبندان پخش می نمایند. در طول دوره پرورش نیز بسته به نیاز بصورت هفتگی یا روزانه کوددهی انجام می گیرد.

در آبندانهای بازسازی شده و با مساحت کم گاهی انتظار تولید در حد استخرهای پرورشی معمول است که در اینصورت کلیه شرایط نیز برای این انتظار فراهم است و در نتیجه میزان کوددهی نیز مشابه استخرهای پرورشی باید انجام گیرد ، ولی اغلب آبندان ها چنین وضعیت را ندارند و در آنها باید براساس شرایط خاص آبندان و انتظار برداشت از آن ، نسبت به کوددهی اقدام گردد . از کودهای حیوانی مقدار کود گاوی باید در آبندانهای حاصلخیز ۲ – ۱ تن و در آبندانهای ضعیف یا غیر حاصلخیز ۴ – ۳ تُن و اگر از کود مرغی استفاده شود ، نصف

این مقدار کافی است. در آبندانهائی که آب آنها به اندازه کافی غنی می گردد نیاز به کود پایه نمی باشد و در دوره پرورش نیز در حد نیاز کوددهی می گردد.

در طول دوره پرورش نیز با توجه به وضعیت آب و درصورت امکان آزمایش آب ، بصورت روزانه یا هفتگی باید کوددهی انجام گیرد . بطوریکه در طول دوره پرورش مجموعاً با کود پایه ۱۰ الی ۱۵ تُن کود گاوی و یا نصف این مقدار کود مرغی داده شود . اگر بجای کوددهی تعداد ۳۰۰ تا ۵۰۰ قطعه اردک در هکتار نگهداری شود نیازی به کوددهی نمی باشد.

در هر صورت باید در مورد کوددهی آبندانها احتیاط لازم را بعمل آورده و از نظرات کارشناسی و آزمایشگاهی بهره گیری نموده و همیشه شروع کار با کمترین مقدار باشد تا خطری برای ماهیان پیش نیاید.

مقدار کودهای شیمیایی : استفاده از انواع این کودها مانند اوره ، سولفات آمونیوم ، سوپرفسفات ، فسفات آمونیون ، نیترات آمونیوم و کودهای پتاسیم در جهت بارورسازی آبندانها معمولاً کمتر کاربرد دارد و علت آن هم یکی گرانی این کودها و دیگری وفور کودهای حیوانی در نزدیکی اغلب آبندانها می باشد که با هزینه کمی کود مورد نیاز تامین می گردد ، در هر صورت اگر برای کوددهی آبندان تنها از کودهای شیمیائی استفاده گردد ، برای تامین کود مورد نیاز آن باید ابتداء آب را مورد آزمایش قرار دهیم و از آنجا که در آب آبندان برای پرورش ماهی ، میزان ماده فعال ازت N2 باید ۲ گرم در متر مکعب آب و ماده فعال P2O5 باید ۰/۲ گرم در متر مکعب باشد ، لذا به میزانی که کمبود دارد ، باید محاسبه و به آبندان اضافه نمود. برای این امر باید ابتداء حجم آب آبندان را محاسبه نمود و سپس با توجه به درصد ماده مؤثر کودها مقدار آنرا مشخص و اقدام نمود .

بعنوان مثال اگر آبندانی دارای ۱۰ هکتار وسعت باشد و عمق متوسط آب آن نیز ۲ متر باشد کود اوره مورد نیاز آن بشرح زیر محاسبه می گردد.

مترمکعب حجم آب ۱۰۰.۰۰۰ × ۲ = ۲۰۰.۰۰۰

کیلوگرم ازت مورد نیاز ۲۰۰.۰۰۰ × ۲ = ۴۰۰.۰۰۰ گرم = ۴۰۰

حال اگر اوره دارای ۴۶ درصد ماده فعال ازت باشد

	کیلوگرم ازت	کیلوگرم اوره
	۴۶	۱۰۰
کیلوگرم اور ه مورد نیاز x = ۸۷۰	۴۰۰	x

برای محاسبه سایر کودهای شیمیائی نیز به همین ترتیب عمل می شود.

در آبندانهائی که pH آب بالا می باشد بجای فسفات آمونیوم میتوان از سولفات آمونیون به میزان ۰/۱ گرم در متر مکعب آب استفاده نمود.

در کشورهایی مانند چین ، تایلند از کود سبز نیز استفاده می کنند که کاهو ، کلم و سایر گیاهان مشابه آن را جمع آوری و در کنار آب بندان تخلیه می نمایند . قسمتی به مصرف ماهیان علفخوار رسیده و قسمتی از آن پوسیده شده بعنوان کود سبز استفاده می گردد.

روشهای کود دهی

کودهای دامی و کودهای شیمیائی را با اثرات شدیدی که در آب دارند و تغییرات و نوساناتی که در اثر کاربرد این کودها در آب حاصل می گردد ، میتوان بعنوان یک عامل خطرناک برای حیات ماهیان نیز مطرح نمود . زیرا بسیار مشاهده گردیده که تجمع کودهای دامی در گوشه هایی از آب بندان و یا کف آن و همچنین کوددهی شیمیائی با مقدار بیش از حد نیاز باعث بهم خوردن تعادل و ایجاد تغییرات شیمیائی بویژه pH و O2 شده و باعث تلفات ماهیان موجود می گردد ، لذا دقّت بسیار زیادی باید در نحوهٔ کوددهی و مقدار آن بعمل آورد.

کودهای شیمیائی : این کودها را باید ابتدا بصورت محلول در آورده و سپس بصورت یکنواخت به آب اضافه نمود. کودهایی مانند اوره خیلی زود در آب حل می شوند ولی کودهایی مثل فسفات آمونیوم خیلی دیر در آب حل می شود به همین دلیل بهتر است یک روز قبل از مصرف آن را در آب حل نمود تا رسوبات آن کاملاً حل شده و بصورت شیرابه یکنواختی در آید برای این کار جهت استفاده از کودهای شیمیائی به نسبت ۱ به ۱۰ تا ۱ به ۲۰ با آب بصورت محلول در آورده و یک روز بعد به آببندان اضافه می کنیم . بعنوان مثال برای مقدار ۱۰ کیلوگرم کود فسفات آمونیوم ۱۰۰ تا ۲۰۰ لیتر آب اضافه می کنیم.

برای پخش کودهای شیمیایی به آب بهتر است جهت یکنواختی در سطح آب از کود پاشهای موتوری استفاده نمود و آنرا بصورت یکنواخت در سطح آب پمپاژ کرد.

اگر امکان کود پاشی با موتور نباشد میتوان از قایق پس از آماده نمودن کود آن را با حرکت کردن قایق در سطح آب پخش نمود.

یکی دیگر از روشهای کوددهی حیوانی ، استفاده از کود مایع می باشد که از دامداریها و مرغداریها بصورت مایع توسط مخزنی جمع آوری سپس با تانکر و از طریق پمپاژ به آببندان اضافه می گردد.

کودهای حیوانی : کودهای حیوانی را به دو صورت به آببندان اضافه می نمائیم ، اگر آببندان قابل خشک کردن باشد پس از تخلیه کامل و خشک کردن کف آن ، از کود دامی بعنوان کود پایه قبل از آبگیری استفاده می کنیم که برای این کار کود را با تراکتور تریلی بصورت یکنواخت در کف آب بندان پخش می نمائیم ولی اگر امکان خشک کردن وجود ندارد کود را با تراکتور در روی دیواره های اطراف آببندان تخلیه نموده و به مرور با استفاده از قایق در سطح آببندان پخش می نمائیم. از تخلیه کود بصورت انبوه و انباشته شده روی هم باید بشّدت خودداری نمود زیرا باعث ایجاد گازهای سمی شده و تلفات ماهی را بدنبال دارد.

شرایط و زمان کوددهی :

توجه نمودن به شرایط و زمان کوددهی در بازدۀ طبیعی و همچنین سلامتی ماهیان نقش بسیار زیادی دارد.

۱ – کوددهی رابطه مستقیمی با طول دوره گرما ، تابش نور خورشید و تعداد روزهای آفتابی دارد.

۲ – از کوددهی در مواقع ابری و نیم ابری ، بارندگی و هوای شرجی بعلت کاهش یا کمبود نور و تولید اکسیژن باید خودداری کرد.

۳ – در زمان کوددهی به عواملی چون درجه حرارت آب و pH آب حتماً باید توجه نمود ، درصورت بالا بودن pH و دمای آب کوددهی خطر آفرین می باشد.

۴ – شفافیت و رنگ آب وضعیت نیاز کودی را تا حدودی مشخص می کند به این دو مورد در هنگام کوددهی باید توجه نمود و درصورت شدید بودن میزان فیتوپلانکتونها از کوددهی خودداری نمود.

۵ – تناوب در استفاده از کودهای مرغی و کود گاوی و همچنین کودهای شیمیائی در طول دوره پرورش در بازدهی تولید طبیعی آب بندان مؤثر می باشد.

۶ – کوددهی بهتر است در ساعات اولیه صبح در روزهای آفتابی صورت گیرد.

۷ – خارج کردن لجن کف آب بندان و یا خشک کردن آن قبل از کوددهی در بارورسازی استخر مؤثر است.

۸ – کوددهی باعث رشد شدید گیاهان هرز داخل آببندان می گردد بنابراین بریدن و خارج کردن علفهای هرز قبل از کوددهی ضروری است.

۹ – از دادن کودهای فسفاته و کودهای کلسیم دار بطور همزمان باید خودداری کرد زیرا با هم ترکیب شده و بصورت رسوب از دسترس گیاه خارج می شوند.

منبع : جزوه آموزشی ،۱۳۷۴. مدیریت تولید در آببندانها . معاونت تکثیر و پرورش آبزیان شیلات ایران ، تهران

اصول کوددهی درسدها :

نحوه کوددهی و بارورسازی آب در سدها به علت عمق و حجم زیاد آب و تغییرات زیاد آن در طول سال با مزارع پرورش ماهیان گرم آبی تفاوت اساسی دارد و نرم خاصی برای آن نمی توان تعریف کرد و پرورش دهنده بایستی با تجربه شخصی و ثبت اطلاعات درسالهای اول پرورش به نحوه کوددهی برسد.

کودهای مورد استفاده به دو نوع شمیایی و آلی تقسیم می شود :

کودهای آلی شامل کود گاوی و مرغی می باشد . اثر این نوع کودها در باروری آب دیرتر از کودهای شیمیایی ظاهر شده ولی تداوم بیشتری دارند و بدلیل افزایش تولید زئوپلانکتون و فیتوپلانکتون و باکتریهای مفید در افزایش تولید ماهی تاثیر زیادی دارند.

میزان مصرف کودهای آلی (کود گاوی) به ازاء هر هکتارسطح مفید دریاچه سد حدودا ۱ تا ۲ تن در آبهای غنی و ۳ تا ۴ تن در آبهایی با غنای کمتر می باشد و در صورت استفاده از کود مرغی نصف این میزان مورد استفاده قرار می گیرد.

نحوه مصرف کودهای آلی:

قسمتی از کود آلی را بصورت کود پایه در اواخر پاییز و قبل از شروع آبگیری در بخشهایی از سد که آب آن مصرف و خشک شده است (۱ تن به ازاء هر هکتار زمین) پاشیده و توسط پنجه گاز شخم سطحی زده می شود . بعد از آبگیری کامل سد و با گرم شدن آب در اواخر فروردین ماه کودآلی را در بشکه های آب حل کرده و بصورت هر چند روز یک بار به آب سد اضافه می نمایند . میزان کوددهی بایستی توسط اندازی گیری شفافیت آب با صفحه سشی تنظیم نمود و عمق قابل روئیت آن را با کودهی حدودا ۴۰ سانتیمتر تنظیم کرد . توصیه می شود در سدهای بزرگ به علت عدم امکان کنترل مشکلات احتمالی از کوددهی بیش از حد خودداری نمائید . بیشترین کود حیوانی معمولا به علت وسعت و حجم زیاد آب در ماه های اردیبهشت و خرداد ماه مورد استفاده قرار می گیرد .

کودهای شیمیایی:

الف-کودهای ازته

شامل نیترات آمونیوم و اوره می باشد . این نوع کودها باعث رشد سریع فیتوپلانکتونها می شود . میزان مصرف آن در سدها حدود ۲۵۰ تا ۳۰۰ کیلوگرم به ازاء هر هکتار سطح مفید دریاچه در طول سال است .

ب- کودهای فسفاته

شامل فسفات آمونیوم ، سوپرفسفات و سوپرفسفات تریپل بوده و میزان مصرف آن حدود ۱۲۵ تا ۱۵۰ کیلوگرم به ازاء هر هکتار سطح مفید دریاچه در طول سال است .

کودهای شیمیایی پس از انحلال در یک مخزن به سطح آب در جهت باد پاشیده می شود . در ماههای گرم سال در هر هفته بایستی ۲ تا ۳ بار عملیات کودپاشی انجام گیرد و شفافیت آب کنترل شود . لازم بذکر است اعداد فوق حدودی بوده و جهت اطلاعات اولیه از حدود میزان مصرف کود شیمیایی ذکر شده است و پرورش دهنده بایستی با کنترل شفافیت آب نسبت به تعیین میزان کوددهی اقدام نماید . بهترین زمان شروع کوددهی شیمایی زمانی است که سطح آب به اندازه کافی گرم شده و لایه بندی حرارتی تشکیل شده باشد . در این صورت کود داده شده در لایه های سطحی آب گردش نموده و شکوفائی پلانکتونی بهتر و در مصرف کود صرفه جوئی خواهد شد .

مثالی از نرم کوددهی در یکی از سدهای شهرستان میانه :

سطح دریاچه سد در بیشترین اندازه = ۴۰ هکتار

سطح دریاچه در کمترین اندازه = ۱۰ هکتار

عمق متوسط = ۴/۵ متر

سطح مفید سد = ۲۵ هکتار

تولید = ۲۰ تن در سال

کود گاوی مورد استفاده در سال = ۴۰ تن

کود مرغی مورد استفاده در سال = ۵ تن

کود اوره مورد استفاده در سال = ۶ تن

کود فسفاته مورد استفاده در سال = ۲/۵ تن

غذا دهی به ماهیان پرورشی در سد ها :

غذادهی درسدها به علت وجود ماهیان هرز و تکثیر سریع آنها در مواردی ممکن است مقرون به صرفه نباشد . ماهیان هرز به شدت از غذای ماهیان پرورشی تغذیه و بسرعت تکثیر می یابند . بنابراین غذادهی بایستی با کنترل ماهیان هرز صورت گیرد و ترکیب و نوع غذای کپور بایستی طوری باشد که علاوه بر ارزان قیمت بودن به صورت پلت باپایداری زیاد تولید شود تا ماهی کپور فرصت استفاده از آن را داشته باشد . بهتراست غذادهی همیشه از محل خاص و زمان معین صورت گیرد تا ماهیان به آن قسمت عادت کرده و قبل از مصرف غذا توسط ماهیان هرز ، مورد استفاده ماهی کپور قرار گیرد .

الف : غذادهی به ماهی کپور :

مقدار غذایی که درطی روز برای تامین نیاز غذایی به کپورداده می شود وابستگی زیادی به دو عامل بیومس کپور موجود و میزان تولیدات طبیعی دریاچه دارد . به علت اینکه معمولا در سدها حدود ۵۰ درصد غذای کپور از منابع و تولیدات طبیعی آب تامین می شود ، کیفیت و بالانس نمودن جیره غذایی به اندازه استخرهای پرورش ماهی اهمیت ندارد و تولید غذای ارزان قیمت نتیجه مطلوبی دارد .

فرمول پیشنهادی غذای کپور:

۱- پودر ضایعات کشتارگاهی مرغ یا گوشت یا مخلوطی از آنها ۳۵٪ تا ۴۰٪

۲- سبوس گندم و برنج ۳۵٪ تا ۴۰٪

۳- آرد گندم نامرغوب یا ضایعات کارخانه آردسازی ۱۵٪

۴- پودر خون ۵٪

۵- پرمیکس ویتامین و مواد معدنی ۲٪

۶- خاک رس خالص برای ایجاد چسبندگی ۵٪

بهتراست جهت غذادهی از ظروف پلاستیکی و به تعداد حداقل ۱۵ عدد در فواصل ۲۰ متری برای یک سد حدود ۳۰ هکتاری مورد استفاده قرار گیرد .

محاسبه میزان غذادهی به کپور:

محاسبه میزان غذادهی به علت نامشخص نبودن بیومس ماهی ممکن نیست ولی با کنترل ظروف غذادهی می توان تا حدودی میزان آن را محاسبه کرد . اگر غذای داده شده بلافاصله خورده می شود ، مقدار غذا را افزایش داده و در صورتی که باقیمانده غذا خورده نشود مقدار آن را کاهش می دهند .

معمولا در سدها برای تولید هر کیلوگرم ماهی کپور با فرض تامین ۵۰٪ غذا از تولیدات طبیعی، ۱ کیلوگرم از غذای فوق که ضریب تبدل حدود ۲ دارد مورد استفاده قرار می گیرد .

تغذیه ماهی آمور:

در دریاچه هایی با تولید کم گیاهان آبزی بهتر است از علوفه دستی شامل یونجه ، شبدر ، ساقه سرگوم و ذرت علوفه ایی ، ضایعات میوه و صیفیجات برای تغذیه ماهی آمور استفاده کرد . برای جلوگیری از پخش شدن علوفه لازم است چند عدد چهارچوب به ابعاد ۱ در ۱/۵ متر درست نموده و در داخل آب مهار و علوفه را داخل آن ریخت.

پیشنهادها

بر اساس تجربیات حاصل از عملکرد بیش از دو دهه فعالیت آبزی پروری در منابع آبهای طبیعی و نیمه طبیعی و مطالعات انجام شده در دریاچه سد خندقلو و سایر منابع آبی استان زنجان و در سطح ملی و نیز بر اساس پیشرفتهای بدست آمده در توسعه بهره برداری از منابع آبهای طبیعی و نیمه طبیعی در بسیاری از کشورهای دنیا ، مهمترین راهبردهای توسعه بهره برداری از منبع آبی سد خندقلو را می توان بشرح زیر دسته بندی نمود :

۱ – وجود آمارهای دقیق در تجزیه و تحلیل پتانسیل شیلاتی دریاچه ها از اهمیت زیادی برخوردار است لذا ایجاد سیستم اطلاعات و آمار در ثبت و عملکرد صید و استحصال ماهی (میزان صید به تفکیک گونه ، ترکیب گونه ای صید ، میزان تلاش صیادی ، مشخصات وسیله صید ، ...) و نیز آمار دقیق رهاکرد (ترکیب گونه ای ، وزن بچه ماهیان رهاسازی شده ، زمان رهاسازی و ...) در منابع آبی می تواند چشم انداز دقیقی از وضعیت دریاچه و روند تغییرات زمانی آن نشان دهد .

۲ – مقایسه کیفیت آب دریاچه خندقلو برای فعالیتهای آبزی پروری با الگوی استاندارد ، مطلوبیت نسبی این دریاچه را بویژه برای آبزی پروری ماهیان گرم آبی و شاه میگو نشان داده است اما محدودیتهای اقلیمی شدیدی وجود دارد که برودت هوا و یخ بستن سطح دریاچه در زمستان از آنجمله است. شرایط دمائی مناسب برای ماهیان گرمابی تنها در پنج ماه از سال یعنی از خرداد لغایت مهر ماه وجود دارد. لذا به این دلیل دوره پرورش و رشد ماهیان گرم آبی طولانی شده و در صورت معرفی بچه ماهیان در اوزان پائین احتمالا" طی ۳ تابستان به وزن بازاری می رسند . از محدودیت های دیگر موجود در این دریاچه تغییر سطح آن بدلیل استفاده آب در امور کشاورزی است . بطوریکه در مواقع خشکسالی کاهش شدید سطح دریاچه در فصل تابستان مشاهده شد . این در حالیست که بهترین زمان برای رشد ماهیان گرمابی در استان فصل تابستان می باشد، لذا مدیریت منبع آب دریاچه با توجه به نیاز کشاورزان منطقه از یکسو و زمان پرواربندی ماهیان در تابستان از اهمیت بسزائی برخوردار است . همچنین رهاسازی مستمر بچه ماهی به منابع آبی از جمله راهکارهای پایداری صید و صیادی و اشتغال در دریاچه می باشد

۳ – مدیریت اصولی و علمی در طول دوران پرورش در افزایش راندمان تولید از منبع آبی بسیار مهم است . در این راستا ایجاد دوره های آموزشی و تهیه نشریات ترویجی بعنوان ابزار اولیه انتقال دانش و موثرترین کانالهای ارتباطی هستند که می تواند در بالا بردن آگاهی و دانش تکنیکی بهره برداران نقش داشته باشند چرا که پائین بودن میزان سطح سواد بهره برداران موجب ایجاد نارسائیهایی در حفاظت و بهره برداری بهینه از منابع آبی می گردد .

۴ – میانگین مقادیر نیتروژن کل ، نیترات ، نیتریت ، آمونیاک و یون آمونیوم در دریاچه سد خندقلو طی دوره بررسی نشان داد که این دریاچه از نظر این عناصر این اکوسیستم دارای فقر عناصر ازتی بوده و اضافه نمودن کودهای ازتی بصورت کنترل شده می تواند این مشکل را حل نماید .

۵ – اگر نسبت ازت به فسفر (N/P) بزرگتر از ۱۰ – ۷ باشد ، میزان فسفر دچار محدودیت است و چنانچه مقدار کمتر از ۷ باشد، ازت محدودیت دارد . با توجه به اینکه این نسبت در دریاچه خندقلو بطور متوسط ۱۵/۶۱ می باشد ، فسفر در دریاچه عامل محدود کننده می باشد . بنابراین تلاشهای جامعی می بایستی برای کنترل ورودی فسفر اضافی و نیز ارزیابی فسفر آزاد شده از بستر اتخاذ شود . در این راستا استفاده کمتر از کودهای فسفاته می تواند مفید باشد .

۶ – در مرداد ماه سال ۱۳۸۹ با توجه به کوددهی مفرط و دمای بالای آب در اواسط تابستان در دریاچه خندقلو ، کاهش اکسیژن و بدنبال آن تلفات وسیع ماهیان در دریاچه اتفاق افتاد . یکی از عوامل ایجاد تلفات بنظر می رسد که مقادیر بالای آمونیاک در دریاچه بوده است . غلظت قابل قبول آمونیاک مولکولی برای پرورش ماهی باید کمتر از ۰/۰۲ میلی گرم در لیتر و برای آمونیاک کل باید کمتر از ۱ میلی گرم در لیتر باشد . میزان آمونیاک بسیار بالاتر از حد مطلوب ارائه شده در بالا بوده است و با توجه به بالا بودن میزان pH (۸/۹۴) و دمای بالای آب دریاچه و عدم تعویض آب و بسته بودن ورودی آب ، درصد فرم غیر یونیزه آمونیاک (NH3) افزایش نموده و به مقدار ۰/۳۵ میلی گرم در لیتر رسید . لذا شایسته است که با نصب هواده های مناسب در دریاچه از تلفات ماهیان بخصوص در اواخر شب و هنگام طلوع آفتاب جلوگیری نمود (بخصوص طی ماههای تیر و مرداد) . همچنین با توجه به نیاز کشاورزان به منبع آبی دریاچه سد خندقلو ، مدیریت مصرف و استفاده بهینه از آب جهت زمینهای کشاورزی بالا دست سد می بایستی مد نظر مسئولین دریاچه و سایر بهره برداران (کشاورزان) قرار گیرد .

۷ – با توجه به تلفات شاه میگو در دریاچه خندقلو و همچنین برای تقویت ذخایر شاه میگوی ، لازم است که از صید آن به مدت حداقل دو سال خودداری گردد . از دیدگاه مدیریت ذخایر می‌طلبد که حداقل هر دو سال یکبار اقدام به ارزیابی ذخایر شاه میگو در این دریاچه گردد و میزان حداکثر زی توده قابل برداشت (MSY) برای این آبزی تعیین گردد .

۸ – با توجه به فقیر بودن فون کفزیان در دریاچه خندقلو افزایش تولید ماهی کپور یا هر نوع ماهی کفزی خوار دیگری مستلزم غذادهی دستی می باشد.

۹ – در دریاچه خندقلو ، میگوها غذای اصلی ماهی سفید را تشکیل می دادند و ماهی سفید در دریاچه خندقلو با وجود مشکلات عدیده ای که این دریاچه با آن روبرو می باشد ، از رشد قابل توجهی برخوردار بوده است . این مسئله نشان می دهد که ماهی سفید نسبت به شرایط نامساعد زیست محیطی از مقاومت بسیار بالایی برخوردار بوده و شایسته است توجه بیشتری به ماهی سفید بعنوان یک ماهی قابل پرورش در منابع آبی صورت گیرد و در ترکیب رهاسازی بچه ماهیان دریاچه مد نظر قرار گیرد .

۱۰ – یکی از روشهای افزایش بازدهی دریاچه های مخزنی ، معرفی و پیوند موجودات غذایی ماهیان به منظور افزایش ذخایر غذایی به این بوم سازگان می باشد که از جمله می توان به میزیدهای آب شیرین به عنوان

نمونه اشاره نمود . یکی از منابع خوب جهت تهیه میزیدهای آب شیرین ، دریاچه مخزنی سد ارس می باشد که جمع آوری و معرفی آن به دریاچه خندقلو می تواند در این راستا مورد بررسی قرار گیرد .

۱۱ - بحث واگذاری سدها از طریق مزایده مشکلاتی و تبعاتی به شرح ذیل خواهد داشت :

الف – حذف بهره برداران با سابقه و مجرب.

ب – توقف تولید در سدهای خاکی برای مدت یک تا دو سال به دلیل عوض شدن بهره بردار.

ج – افزایش هزینه های اجاره سد و کاهش توجیه اقتصادی.

د – به هدررفتن برنامه های آموزشی.

ه – از بین رفتن امنیت شغلی پرورش دهنده.

و _ وقوع تنشهای اجتماعی با بهره برداران غیر بومی

۱۲ - حمایت از احداث مزرعه تکثیر و یا حد واسط ماهیان گرم آبی جهت تامین نیاز روز افزون بچه ماهی که هم اکنون با مشکلات و هزینه های زیاد از رشت تامین می شود ، می تواند منابع تامین بچه ماهی در استان را فراهم و این مکانیزم را آسان تر نماید و باعث کاهش هزینه ها گردد . همچنین بچه ماهیان تولید شده در این مراکز از سازگاری بهتری با شرایط زیست محیطی منطقه برخوردار خواهند بود

۱۳ – ایجاد سیستم بیمه مخصوص در فعالیتهای صید و بهره برداری از منابع آبی با توجه به مسائلی مانند خشکسالی یا مسائل دیگری که موجب لطمات و صدمات جبران ناپذیر می گردد ، می تواند موجب دلگرمی بهره برداران از این منبع آبی و یا سایر گستره های آبی استان گردد .

۱۴ - با توجه به وجود ماهیان هرز در دریاچه خندقلو پشنهاد می گردد که به تعداد ۱۰ عدد در هکتار (مجموعا ۱۰۰۰ عدد) بچه ماهی قزل آلا با وزن ۵۰ گرم بصورت آزمایشی جهت کنترل ماهیان هرز به دریاچه معرفی و نتیجه آن مورد رسیدگی و بررسی قرار گیرد . لازم بذکر است در صورت رهاسازی قزل آلا در سد بایستی مقدار کوددهی کمتر و در فصل پاییز از کود دامی استفاده نکرد .

۱۵ – بدلیل بلوم جلبکی سیانوفیتا در دریاچه خندقلو و مشکلات ناشی از آن (تلفات ماهیان) افزایش ماهیان فیتوپلانکتون خوار بخصوص ماهی کپور نقره ای (Lazaro, 1987; Starling , 1993; Xie and Liu, 2001; Gulati Xiao et al., ; and VON Donk,2002; Mueller *et al.*, 2004; Heerdt and Hootsmans , 2007; Zhang *et al*., 2008 2010) در ترکیب گونه ای کپور ماهیان چینی جهت رهاسازی به دریاچه خندقلو پیشنهاد می گردد . لذا ترکیب گونه ای کپور ماهیان چینی جهت رهاسازی به دریاچه خندقلو با تراکم کشت ۱۵۰۰ عدد بچه ماهی گرم آبی در هکتار بصورت ۶۸ درصد ماهی فیتوپلانکتون خوار (کپور نقره ای) ، ۱۲ درصد ماهی زئوپلانکتون خوار (کپور سرگنده) ، ۶/۶ درصد ماهی علف خوار (ماهی آمور) و ۱۰ درصد ماهی کفزی خوار (کپور معمولی) پیشنهاد می شود .

۱۶ - با توجه به لجنی بودن کف دریاچه خندقلو و تصاعد گازهای سمی بخصوص گاز آمونیاک و گاز سولفید هیدروژن از کف ، استفاده از روشهای پرورش ماهی بصورت پرورش در محیط محصور (Pen culture) و یا پرورش در قفس (Cage culture) پیشنهاد نمی گردد .

۱۷ – فرهنگ سازی در خصوص عدم رهاسازی ماهی کاراس طلایی (ماهی شب عید) به دریاچه ها و منابع آبی و مشکلات ناشی از این معرفی ها از طریق رسانه ملی و آموزش و پرورش در سطح استان می تواند باعث کاهش جمعیت ماهیان هرز در گستره های آبی مانند دریاچه خندقلو گردد .

۱۸ - مطالعات لیمنولوژیکی (مطالعات پایه ای) و پایش مستمر دریاچه ها توسط شیلات ایران می تواند در افزایش تولید این منابع آبی اثرات قابل توجهی داشته باشد و به عنوان چراغ راه توسعه آبزی پروری از منابع آبهای طبیعی و نیمه طبیعی مد نظر قرار گیرد .

تشکر و قدر دانی :

ازمدیریت محترم شیلات استان زنجان آقای مهندس صیاد بورانی و همکاران محترمشان که در تصویب و پشتیبانی پروژه زحمات زیادی را متحمل شدند بی نهایت سپاسگزاریم . همچنین ایشان در کلیه مراحل اجرای پژوهش یا و یاور ما بودند که مایه مباهات و دلگرمی مجری و همکاران پروژه گردید که جای قدر دانی فراوان دارد .

از رئیس محترم ادراه تولید و پرورش استان زنجان آقای مهندس سجادی و کارشناسان محترم شان آقایان مهندس منصور حقی راد و رامین استواری که در پشتیبانی و همراهی و نظارت بر اجرای پروژه زحمت زیادی را متقبل شدند ، صمیمانه تشکر و قدردانی میگردد.

از شرکت تعاونی جهاد نصر که بهره برداری از ماهیان دریاچه را انجام داده و صمیمانه اجازه نمونه برداری و زیست سنجی ماهیان را به گروه تحقیقاتی ما دادند ، قدردانی نموده و توفیق ایشان را از خداوند متعال خواهانیم . همچنین از آقای زینلی و همکارانشان که در سال دوم بهره برداری از ماهیان را به عهده داشتند بخاطر زحمات و در اختیاز قرار دادن قایق جهت نمونه برداری کمال تشکر و سپاس را داریم .

از ریاست اسبق پژوهشکده آبزی پروری جناب آقای دکتر مهدی نژاد که در زمان اجرای پروژه همکاری لازم را داشتند و مدیریت کنونی پژوهشکده آبزی پروری سرکار خانم دکتر فلاحی تقدیر و تشکر میگردد. از معاونان محترم پژوهشکده آقایان مهندس خداپرست ، مهندس عاشورزاده (معاونت محترم اسبق پشتیبانی ، مالی و اداری) ، مهندس دانش معاونت محترم مالی ، اداری و پشتیبانی پژوهشکده ، جناب آقای مهندس صفایی مدیریت محترم اطلاعات علمی و برنامه ریزی ، آقای مهندس افشارچی مسئول محترم طرح و برنامه ، آقای مهندس شعبان پور رئیس محترم امورمالی ، آقای مهندس احمدی رئیس محترم امور اداری و پشتیبانی ، ترابری زمینی و دریائی که هریک سهمی دراجرا، تدارکات و پشتیبانی این پروژه داشته اند تقدیر بعمل می آید . همچنین از آقای مهندس سامک صفایی که در ترسیم نقشه توپوگرافی دریاچه خندقلو زحمات زیادی کشیدند بی نهایت سپاسگزارم و مدیون زحمات ایشان می باشم . از همکاران سخت کوش پژوهشکده آبزی پروری که به نحوء مطلوب علی رغم همه کاستی ها و مخاطرات موجود در اجرای پروژه همکاری نمودند و باعث فراهم نمودن اطلاعات پایه ای ارزشمندی برای توسعه فعالیتهای شیلات شدند نهایت سپاس را دارم. این همکاران عبارتند از: علیرضا میرزاجانی ، سید حجت خداپرست ، حسین صابری ، هادی بابایی ، ، جلیل سبک آرا ، مرضیه مکارمی ، سپیده خطیب حقیقی، داود غنی نژاد ، اسماعیل یوسف زاد ، هبت ا... نوروزی ، محمد رضا نهرور، کامبیز خدمتی ، مرتضی نیک پور، ، رجب راستین ، حجت محسن پور ، محرم ایرانپور و شعبان روحبانی

منابع

۱ – اسماعیلی ساری ، ع. ، ۱۳۷۹ . مبانی مدیریت کیفی آب در آبزی پروری . موسسه تحقیقات شیلات ایران ، تهران . ۲۶۳ ص.

۲ – اسماعیلی ساری ، ع.، ۱۳۸۳. هیدروشیمی بنیان آبزی پروری . انتشارات اصلانی . تهران . ۲۴۹ ص.

۳ – امید مقدم ، ح. ؛ عزیز خانی ، م.ه. ؛ زات توت آغاج، ا. ؛ باقری ، ا. ؛ ریاحی ، ر. ؛ صفری ، س. ؛ کرمی ، پ . ؛ سپهری ، ع. ؛ رحمتیان ، د. و اسماعیلی فردی ، ح. ، ۱۳۸۹ . سالنامه آماری استان زنجان سال ۱۳۸۸. معاونت برنامه ریزی استان زنجان ، زنجان .۷۶۱ ص.

۴ – بابایی ، ا . ۱۳۷۲ . آبهای داخلی ، منبعی عظیم در پرورش آبزیان و تامین پروتئین . مجله آبزیان ، تهران . ص ۴۵ – ۴۲ : (۱۱) ۴ .

۵ – باقری ، س. و عبدالملکی ، ش. ۱۳۸۱ . بررسی پراکنش و تعیین توده زنده بی مهرگان کفزی دریاچه ارس . مجله علمی شیلات ایران ، شماره ۴ : صفحات ۱۰ – ۱ .

۶ – بانی ، ع .، ۱۳۷۵. بررسی ترکیب فتیوپلانکتونی حاصل از انواع کودها در استخرهای پرورش ماهیان گرم‌آبی . پایان نامه کارشناسی ارشد ، دانشگاه تهران، کرج . صفحات ۲۱– ۲.

۷ – برادران نویری ، ش . ۱۳۷۲ . بیولوژی و پراکنش خرچنگ دراز دریای خزر (شاه میگو) در منطقه بندرانزلی . مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان ، بندرانزلی . ۷۱ ص .

۸ – برکا ، آر.، ۱۹۹۰ . بازسازی ماهیدارکردن افزایش ذخایر و ماهیگیری در آبهای داخلی شوروی (سابق) . ترجمه سید محمد یزدان پرست اباتری ، ۱۳۷۵ . واحد انتشارات متون طرح برنامه شیلات ایران ، تهران . ۲۲۲ ص .

۹ – برونمارک ، ک. و اندرس هنسون ، ل. ، ۲۰۰۵ . زیست شناسی دریاچه ها و آبگیرها . ترجمه سید نصرا... حسینی ، ۱۳۸۴ . انتشارات نقش مهر ، تهران . ۳۶۷ ص.

۱۰ – بنی هاشمی ، م ع و سعیدی ، م. و همکاران. ۱۳۸۹. دستورالعمل اجرایی پایش کیفیت آب مخازن پشت سدها. وزارت نیزو ، معاونت امور آب و آبفا ، دفتر مهندسی و معیارهای فنی آب و آبفا. نشریه شماره ۳۳۰– الف. ۱۵۵ ص.

۱۱ – جلالی ، ب. ۱۳۷۳ . نمودار تلفات ماهیان بعنوان یکی از شاخصهای ارزنده در تشخیص بیماری . مجله آبزی پرور ، شماره ، صفحات ۴۵ – ۴۴

۱۲ – جلالی ، ب. و برزگر ، م. ۱۳۸۲ . بررسی علل تلفات ماهیان دریاچه زریوار و نقش جلبک میکروسیستیس در ایجاد تلفات .

۱۳ – جلالی ، ب. و برزگر ، م. ۱۳۸۳ . اثرات جلبک ها و شکوفایی جلبکی بر آبزیان . مجله آبزی پرور ، شماره ۹ و ۱۰ . صفحات ۲۵ – ۲۰.

۱۴ – جنیدی ، م. ، ۱۳۷۴ . آبشناسی (هیدروشیمی) . انتشارات دانشگاه تهران ، تهران . ۳۵۵ ص .
۱۵ – حسین زاده، ح .، ۱۳۴۹. بررسیهای لیمنولوژیک جهت پرورش و بهره‌برداری ماهی از سد شاه عباس کبیر. انستیتو بررسیهای علمی و صنعتی ماهی ایران، بندرانزلی. ۱۵ ص.
۱۶ – خداپرست ح.، ۱۳۸۲ .مطالعات جامع شیلاتی تالاب انزلی . اداره کل شیلات استان گیلان ، معاونت تکثیر و پرورش آبزیان مجری: مرکز تحقیقات شیلات استان گیلان. ۲۰۴ صفحه.
۱۷ – خداپرست ، س. ح. و وطن دوست ، م. ۱۳۷۹ . مطالعات طرح جامع شیلاتی سد مخزنی ارس (آذربایجان غربی) ، گزارش نهایی بررسی شرایط فیزیکی و شیمیایی آب . مرکز تحقیقات ماهیان استخوانی دریای خزر ، بندرانزلی . ۴۴ ص .
۱۸ – خداپرست س. ح. و همکاران (در دست انتشار) . گزارش نهایی طرح جامع شیلاتی دریاچه شورابیل (گزارش نهایی بررسی شرایط فیزیکی و شیمیایی آب) . پژوهشکده آبزی پروری آبهای داخلی ، بندر انزلی .
۱۹ – خداپرست س.ح.، ۱۳۷۸. گزارش نهایی پروژه هیدرولوژی و هیدروبیولوژی تالاب‌انزلی سالهای ۱۳۷۱ تا ۱۳۷۵. مرکز تحقیقات شیلاتی‌استان گیلان .۱۴۹صفحه .
۲۰ – خسرو شاهی م. ۱۳۸۵ . احداث سدهای خاکی راهکاری برای جلوگیری ازاتلاف و بهینه سازی و ارتقای بهروری از منابع آب سطحی برای گسترش فعالیتهای کشاورزی . موسسه تحقیقات جنگل ها و مراتع کشور .
۲۱ – خطیب ، ص. ۱۳۶۶ . گزارش صید و صادرات خرچنگ آب شیرین ، فصل بهار ۱۳۶۶ . مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان ، بندر انزلی . ۲۸ ص.
۲۲ – خطیب ، ص. ۱۳۷۱ . استعداد هم آوری خرچنگ دراز آب شیرین . پایان نامه کارشناسی . مرکز آموزش عالی علوم و صنایع شیلاتی میزاکوچک خان ، رشت . ۵۲ ص .
۲۳ – دانش ، ع . کریمپور ، م . و یوسف زاد، ا. و صیادرحیم، م. و زحمتکش . ی.ع. ۱۳۸۴ . برخی بررسیهای زیستی شاه میگوی خزری*Astacus leptodactylus* eichwaldi در سواحل بندر انزلی . پژوهشکده آبزی پروری آبهای داخلی ، بندر انزلی . ۷۶ ص .
۲۴ – دقیق روحی ، ج.، ۱۳۸۹ .بررسی امکان افزایش تولید دردریاچه سدخاکی الخلج استان آذربایجان شرقی . پژوهشکده آبزی پروری آبهای داخلی ، بندر انزلی . ۱۰۵ صفحه.
۲۵ – رضوی، ب .، ۱۳۷۴. ماهی سفید . موسسه تحقیقات شیلات ایران ، تهران . ۱۶۵ ص .
۲۶ – رومیانتسف ، و. د. ۱۹۸۹ . خرچنگهای رودخانه ایدریای خزر . ترجمه از روسی به انگلیسی : هولچیک ، ژ. ترجمه به فارسی : سید نورالدین حسین پور . ۱۳۶۹ . مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان ، بندر انزلی .

۲۷ – زرین کمر ، ح . ۱۳۷۵– ۱۳۷۴ . بررسی فیزیولوژیکی تغذیه و عادات غذایی ماهی سفید (*Rtilus frisii kutum*) در محدوده بندر انزلی . پایان نامه کارشناسی ارشد . دانشگاه آزاد اسلامی واحد شمال تهران ، تهران .۱۶۴ ص .

۲۸ – سالنامه آماری سازمان شیلات ایران ، ۱۳۸۹. سالنامه آمار شیلات ایران ۱۳۸۸ – ۱۳۷۹ .سازمان شیلات ایران . معاونت برنامه ریزی و توسعه مدیریت ، دفتر برنامه و بودجه . تهران . ۶۰ ص.

۲۹ – سالنامه آماری شیلات ایران ، ۱۳۸۵. سالنامه ی آماری شیلات ایران ۱۳۸۴ – ۱۳۷۵ . معاونت برنامه ریزی و توسعه مدیریت ، دفتر برنامه و بودجه . تهران . ۶۳ ص.

۳۰ – سازمان مدیریت و برنامه ریزی استان زنجان، ۱۳۸۱. علل عدم استفاده مطلوب از آب در بخش کشاورزی، نشریه شماره ۲۵۱، ۱۳۵ صفحه.

۳۱ – سبک‌آرا، ج .، ۱۳۷۴. گزارش پلانکتونی دریاچه سد ارس و حوزه‌آبریز آن . مرکزتحقیقات شیلاتی استان گیلان ، بندر انزلی . ۸۱ صفحه .

۳۲ – سبک آرا، ج. و مکارمی ، م .، ۱۳۷۸. گزارش نهایی بررسی پلانکتون‌های سد ماکو. معاونت تکثیر و پرورش آبزیان شیلات ایران ، تهران .۴۲ صفحه .

۳۳ – سبک آرا، ج. و مکارمی ، م .، ۱۳۸۰ . گزارش نهایی مطالعات پلانکتونی طرح پایش دریاچه سد ارس . معاونت تکثیر و پرورش آبزیان شیلات ایران . ۶۷ صفحه .

۳۴ – سبک آرا ، ج. و مکارمی، م .، ۱۳۸۱. گزارش‌نهایی‌مطالعات پلانکتونی دریاچه سد حسنلو(فازاول). معاونت تکثیر و پرورش آبزیان شیلات ایران . ۲۵صفحه .

۳۵ – سمائی، م. ر .، ۱۳۸۳ . مدلسازی یوتروفیکاسیون با رویکرد پویایی سیستم . پایان نامه کارشناسی ارشد مهندسی عمران-محیط زیست. دانشگاه علم و صنعت ایران ، تهران .

۳۶ – سمایی ، م.ر.، افشار ، ع.، احمدی برگانی ، م. ا. و اسدی ، ر.، ۱۳۸۸ . مدلسازی یوتریفیکاسیون در مخازن با رویکرد پویایی سیستم. دواردهمین همایش ملی بهداشت محیط ایران . دانشکده بهداشت . دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی ، تهران آبان ماه ۱۳۸۸ .

۳۷ – شایگان ، حسین و همکاران. ۱۳۶۳. بررسیهای بیولوژیک و لیمنولوژیک دریاچه پشت سد میناب. سازمان تحقیقاتی شیلات ایران، ۳۷ ص.

۳۸ – شایگان، حسین و همکاران. ۱۳۶۶. بررسیهای بیولوژیک و لیمنولوژیک دریاچه پشت سد میناب. سازمان تحقیقاتی شیلات ایران، بندرانزلی. ۴۹ ص.

۳۹ – شرکت مهندسین مشاور آساراب ، ۱۳۹۰ . مطالعات لیمنولوژیکی و ارزیابی ذخایر سد شهید کاظمی شهرستان سقز استان کردستان . سازمان جهاد کشاورزی کردستان ، معاونت بهبود تولیدات دامی . مجری : حسن فضلی .

۴۰ – صابری ، ح. و همکاران . ۱۳۸۷ . شناخت استعدادهای آبزی پروری استان زنجان. جلد دوم . مطالعات شناسایی و تحلیل فضای جغرافیایی ومحیط طبیعی. قسمت سوم : بررسی محیط بیولوژیکی و محیط اجتماعی . ژوهشکده آبزی ژروری آبهای داخلی ، بندر انزلی . ۹۲ ص.

۴۱ – صادقی نژاد ماسوله ، ا.، ۱۳۸۷ . مطالعه توان تولید سد خاکی قارختلو استان زنجان . پژوهشکده آبزی پروری آبهای داخلی ، بندر انزلی . ۱۶۴ صفحه .

۴۲ – صفایی، س.، ۱۳۷۷ . جمع بندی مطالعات جامع دریاچه مخزنی سد ارس. معاونت تکثیر. پرورش آبزیان شیلات ایران، تهران. ۱۴۰ ص.

۴۳ – صمد زاده م.، ۱۳۷۳. افزایش تولید انواع کپور ماهیان در واحد سطح به روش چینی. م. تحقیقات شیلات گیلان. ۲۸ صفحه .

۴۴ – صیاد بورانی ، م.، نظامی ، ش. ع.، و کیابی ، ب. ۱۳۸۰ . بررسی زیست شناسی و پویایی جمعیت ماهی کاراس در تالاب انزلی . مجله علمی شیلات ایران . شماره ۳. صفحات ۷۰ – ۵۷ .

۴۵ – طلا ، م . ۱۳۸۰. اثرات متقابل pH ، دی اکسید کربن ، قلیائیت و سختی در استخرهای پرورش ماهی . فصلنامه آبزی پرور ، تهران سال نهم ، شماره ۳۳ ، صفحات ۳۴ تا ۴۰ .

۴۶ – عباسی ، ه. ۱۳۴۸ . فراوانی طولی خرچنگ دراز تالاب انزلی . سازمان تحقیقات شیلات ایران ، بندر انزلی .

۴۷ – عبدالملکی ، ش. ۱۳۸۰. گزارش نهایی پروژه مطالعات ارزیابی ذخایر ماهیان در دریاچه مخزنی سد ارس . شرکت سهامی شیلات ایران ، معاونت تکثیر و پرورش آبزیان ، تهران .۵۶ ص .

۴۸ – عبدالملکی ، ش. ۱۳۸۱ . ارزیابی ذخایر شاه میگوی تالاب انزلی . مرکز تحقیقات ماهیان استخوانی دریای خزر ، بندرانزلی . ۵۱ ص .

۴۹ – عبدالملکی ، ش . و غنی نژاد ، د. و م. بورانی و پورغلامی ا. و فضلی ح. و بندانی غ. ، ۱۳۸۴ . ارزیابی ذخایر ماهیان استخوانی دریای خزر درسال ۸۴-۸۳ . پژوهشکده آبزی پروری آبهای داخلی ، بندرانزلی . ۱۴۶ ص

۵۰ – عبدالملکی ، ش.، سبک آرا، ج.، شمالی، م.، عباسی، ک.، قانع، ا. و میرهاشمی نسب، ف.، ۱۳۷۹. گزارش نهایی مطالعات شیلاتی دریاچه سد مهاباد. انتشارات معاونت آبزیان شیلات ایران . ۱۵۷ صفحه .

۵۱ – عبدالملکی، ش.، غنی نژاد ، ر.، نهرور ، ر.، صیاد رحیم ، م.، خدمتی ، ک.، نوروزی ، ه. و راستین ، ر. ، ۱۳۸۸ . پویایی جمعیت و همآوری تولید مثل شاه میگوی آب شیرین (*Astacus leptodactylus*) در دریاچه شورابیل (استان اردبیل) .مجله علمی شیلات ایران ، سال ۱۸ . شماره ۳ ، صفحات ۱۰۹ ۱۱۸

۵۲ – عبدلی ، ا.، ۱۳۷۸ . ماهیان آبهای داخلی ایران .انتشارات موزه حیات وحش شهرداری تهران .۳۷۷ صفحه .

۵۳ – عبدی، پ. ۱۳۸۳. احداث سدهای خاکی راهکاری برای جلوگیری از اتلاف و بهینه سازی و ارتقای بهره وری از منابع آب سطحی برای گسترش فعالیتهای کشاورزی (مطالعه موردی استان زنجان) . اولین همایش روشهای پیشگیری از اتلاف منابع ملی ، فرهنگستان علوم جمهوری اسلامی ایران، تهران .

۵۴ – علیزاده، م .، نفیسی،م و هدایت ، م .، ۱۳۸۰. پرورش کپور ماهیان در استخرهای ذخیره آب کشاورزی (دستورالعمل اجرایی) . معاونت تکثیر و پرورش آبزیان. اداره کل آموزش و ترویج. ۵۵ ص.

۵۵ – عمادی ، ح .، ۱۳۵۴. بررسیهای لیمنولوژیک دریاچه سد ارس. سازمان تحقیقاتی شیلات ایران، بندر انزلی. ۵۹ ص.

۵۶ – عمادی ، ح .، ۱۳۵۵ الف . بررسیهای بیولوژیک و لیمنولوژیک دریاچه سد داریوش کبیر و امکان پرورش ماهی در دریاچه و کانالهای آبرسانی. سازمان تحقیقاتی شیلات ایران، بندرانزلی.۷۳ ص.

۵۷ – عمادی ، ح .، ۱۳۵۵ ب . بررسیهای بیولوژیک و لیمنولوژیک دریاچه سد لتیان . سازمان تحقیقاتی شیلات ایران، بندرانزلی.۵۷ ص.

۵۸ – غنی نژاد ، د. و م. مقیم و ش. عبدالملکی . ۱۳۸۱ . ارزیابی ذخایر ماهیان استخوانی دریای خزر درسال ۸۱-۸۰ . مرکز تحقیقات شیلات گیلان . بندرانزلی . ۱۱۸ ص .

۵۹ – فائو ،۱۹۹۷ . راهنمای فنی ماهیگیری مسولانه : توسعه آبزی پروری . ترجمه ، عباسیان . شرکت سهامی شیلات ایران ، تهران .(۵) ۴۷ ص .

۶۰ – فرید پاک ف.، ۱۳۶۶. تغذیه ماهیان پرورشی گرم آبی و سرد آبی . جزوه درسی،دانشگاه تهران . ۴۲-۳۲ صفحه .

۶۱ – قاسم اف ، ع.ح. ۱۹۸۷ . دنیای جانوران دریای خزر . ترجمه ن. دارایی ، ۱۳۷۱ . مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان ، بندر انزلی ، ۴۸ ص.

۶۲ – قاسم زاده ، ف.، ۱۳۸۳. لیمنولوژی (اکولوژی آبهای شیرین) موسسه چاپ دانشگاه فردوسی ، مشهد . ۲۴۹ ص.

۶۳ – کازانچف ، ای ، ان . ۱۹۸۱ . ماهیان دریای خزر و حوزهٔ آبریز آن . ترجمه ابوالقاسم شریعتی .۱۳۷۱ . سازمان چاپ و انتشارات وزارت فرهنگ ارشاد اسلامی . تهران . ۱۷۱ ص .

۶۴ – کریمپور ، م . و حسین پور ، س . ن . و حقیقی ، د. ۱۳۶۹ . ارزیابی ذخایر خرچنگ دراز (شاه میگو) تالاب انزلی . مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان ، بندرانزلی . ۲۵ ص .

۶۵ – کریمپور ، م . و حسین پور ، س . ن . و حقیقی ، د. ۱۳۷۰ . برخی بررسیها پیرامون خرچنگ دراز تالاب انزلی . انتشارات طرح و برنامه شرکت سهامی شیلات ایران ، تهران .

۶۶ - کریمپور ، م . و حسین پور ، س . ن . ۱۳۷۶ . ارزیابی زی توده قابل برداشت پنجپایک (شاه میگو) و پویایی جمعیت آن در دریاچه سد مخزنی سد ارس . مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان ، بندرانزلی . ۱۵۶ ص .

۶۷ - کریمپور ، م . و سرپناه، ع.ن. و یوسف زاد، ا. و صیادرحیم، م. و زحمتکش . ی.ع. ۱۳۸۱ . مشخصه های زیستی ، تراکم و بهترین ابزار صید شاه میگوی خزری *Astacus leptodactylus eichwaldi* . مرکز تحقیقات ماهیان استخوانی دریای خزر ، بندر انزلی . ۸۵ ص .

۶۸ - کریمپور ، م . و تقوی ، س. ا. و یوسف زاد، ا. و صیادرحیم، م. و زحمتکش . ی.ع. ۱۳۸۲ . پایش ذخایر شاه میگوی دریاچه مخزنی سد ارس . ۹۷ ص .

۶۹ - کریوچکووا ن.، م.، ۱۹۸۹. رابطه متقابل غذایی زئوپلانکتونها و فیتوپلانکتونها. زیر نظر آکادمی علوم روسیه، انجمن هیدرولوژی روسیه - مترجم‌فرحنازحیدرپور. موسسه تحقیقات‌وآموزش‌شیلات‌ایران. ۱۴۹صفحه .

۷۰ - کیمبال ، کنت د. و کیمبال ، سارا . ف.، ۱۳۵۳. مطالعات لیمنولوژی تالاب‌انزلی . ترجمه مهندس حسین‌پور. انتشارات جهاد سازندگی استان‌گیلان (۱۳۶۶). ۱۱۴صفحه .

۷۱ - گرانپایه ، ب . ۱۳۷۲ . موقعیت شیلات جهان . شرکت سهامی شیلات ایران ، دفتر صید ، ۴ (۲): ۳۱-۲۲.

۷۲ - لازلو هوروات، گیزلا تاماش ۱۹۴۰. پرورش ماهی کپور و سایر ماهیان پرورشی (ماهیهای علفخوارچینی، لای ماهی ، ماهی طلایی ، اردک ماهی سوف و اسبله) . ترجمه ک. مهدی نژاد و ح. خارا ۱۳۸۱. موسسه تحقیقات شیلات ایران . ۱۷۱ ص .

۷۳ - مائی سیو ، پ.آ. و فیلاتووآ، ز.آ. ۱۹۸۵ . جانوران و تولیدات زیستی دریای خزر . ترجمه ا.شریعتی ، ۱۳۷۳ . موسسه تحقیقات شیلات ایران ، تهران . صفحات ۱۹۴ تا ۱۹۸ و ۲۳۵ تا ۲۴۴ .

۷۴ - محمدجانی، ط. و حیدری ، ع.، ۱۳۷۸. گزارش نهایی پروژه مطالعات زئوپلانکتونی در دریاچه سد مخزنی مهاباد . معاونت تکثیر و پرورش آبزیان شیلات ایران. ۲۴ صفحه .

۷۵ - مجتبوی ، ح . ر . ۱۳۷۲ . پرورش آبزیان : ضرورتهای استراتژیک . مجله آبزیان ، تهران . ص ۴۷ - ۴۴ : (۴(۱

۷۶ - مشائی ، م . ع .، ۱۳۷۹ . تاثیر نیتریت در استخرهای پرورش ماهی . فصلنامه آبزی پرور ، تهران سال هشتم ، شماره ۳۱ ، صفحات ۶ تا ۹ .

۷۷ - مشائی م. و پیغان ر. ۱۳۷۷. بهداشت و پرورش ماهیان گرمابی .انتشارات نوربخش . ۱۱۸ صفحه .

۷۸ - معینی م، ۱۳۸۶. استان زنجان مقالات و تحقیقات در مورد استان زنجان و شهر صائین قلعه .http://mehdimoeini.blogfa.com/post-2.aspx و http://www.tcz.ir/index.php?action=15_1

۷۹ – مقصودی ب.، حق پناه ، و. و اسکاش، م. ر.، ۱۳۷۷ . پرورش توام ماهی . انتشارات معاونت تکثیر پرورش آبزیان شیلات ایران ، تهران . ۳۵۹ صفحه .

۸۰ – ملکی شمالی ، م. م.، ۱۳۷۴. گزارش نهایی بررسی شرایط فیزیکی و شیمیایی آب دریاچه سد مخزنی ارس . معاونت تکثیر و پرورش آبزیان ایران ، تهران .

۸۱ – ملکی شمالی ، م. م.، ۱۳۸۰ . گزارش نهایی مطالعات شرایط فیزیکی و شیمیایی آب در طرح پایش دریاچه مخزنی سد ارس . معاونت تکثیر و پرورش آبزیان شیلات ایران ، تهران . ۶۷ صفحه .

۸۲ – ملکی شمالی ، م. م.، ۱۳۷۸. گزارش نهایی بررسی شرایط فیزیکی و شیمیایی آب دریاچه سد مخزنی مهاباد . معاونت تکثیر و پرورش آبزیان ایران ، تهران .

۸۳ – موسوی ندوشن ، ر.، فاطمی ف م.ر.، اسماعیلی ساری ، ع. و وثوقی ، غ.ح.، ۱۳۸۷ . تعیین وضعیت تروفی و پتانسیل تولید ماهی در دریاچه چغاخور. مجله شیلات ، شماره دوم . صفحات

۸۴ – مهندسین مشاو ریکم . ۱۳۶۷ . مطالعات گام اول طرح جامع احیا تالاب انزلی . جلد هفتم ، لیمنولوژی . وزارت جهاد سازندگی ، کمیته امور آب .

۸۵ – مهندسین مشاور سولار یاغان . ۱۳۸۷. مطالعات مرحله اول ایستگاه پمپاژ شماره ۲ روستای خندقلو استان زنجان (شهرستان ماهنشان) . جلد سوم گزارش هیدرولوژی . سازمان جهاد کشاورزی استان زنجان ، زنجان . ۵۸ ص .

۸۶ – مهندسین مشاور سولار یاغان . ۱۳۸۷ . مطالعات مرحله اول ایستگاه پمپاژ شماره ۲ روستای خندقلو استان زنجان (شهرستان ماهنشان) . جلد اول گزارش هواشناسی . سازمان جهاد کشاورزی استان زنجان ، زنجان. ۱۳۱ ص .

۸۷ – مهندسین مشاور جامع ایران، ۱۳۸۱ . مطالعات توسعه منطقه ای شیلات در حوزه های آبریز استان های آذربایجان غربی ، آذربایجان شرقی و اردبیل : گزارش شماره ۳-۱۶ . شناخت وضع موجود و محیط فن آوری (استان اردبیل) . سازمان شیلات ایران ، معاونت اداری و برنامه ریزی ، تهران .

۸۸ – میرزاجانی ع. ۱۳۸۶. بررسی لیمنولوژی دریاچه سد تهم استان زنجان. سازمان جهاد کشاورزی استان زنجان. مدیریت شیلات استان زنجان. ۹۰ صفحه

۸۹ – میرزاجانی ع. ۱۳۸۷. گزارش نهایی بررسی منابع غذایی دریاچه سد خاکی شویر و میرزاخانلو استان زنجان. سازمان جهاد کشاورزی استان زنجان، مدیریت شیلات استان زنجان. ۸۰ صفحه

۹۰ – میرزاجانی ، ع. ، ۱۳۹۰ . گزارش نهایی بررسی لیمنولوژی دریاچه سد خاکی توده بین شهرستان ابهر استان زنجان . سازمان جهاد کشاورزی استان زنجان، مدیریت شیلات استان زنجان. ۱۰۵ ص.

۹۱ – نادری، م. و عبدلی، ا. ۱۳۸۳. اطلس ماهیان حوزه جنوبی دریای خزر)آبهای ایران . انتشارات موسسه تحقیقات شیلات ایران . تهران. ۸۰ ص.

۹۲ – واینار آویچ ، ۱۳۷۲ . پرورش ماهیان گرم آبی کپور ماهیان . دوره اموزشی فائو – کارگاه شهید انصاری – انتشارات جهاد سازندگی استان گیلان ، رشت .۱۰۳ صفحه .

۹۳ - وثوقی ، غ و مستجیر ، ب . ۱۳۷۱ . ماهیان آب شیرین . انتشارات دانشگاه تهران . ۳۱۷ صفحه .

94 - Abban, E.K., Ofori-Danson, P.K. and Amenvenku, F.K.Y., 1994. Fish and fisheries of a reservoir as index of fishery and aquaculture potential of reservoirs. In : Fisheries and aquaculture development assessment of impoundments in West Gonja District, Northern Ghana, (Eds.,) E.K. Abban, P.K. Offori-Danson and C.A. Biney. Institute of Aquatic and Biology, Technical Report No. 136.

95 - Abdollahpour Biria , H and Pourgholami , A . 2011. Determine the returned rate of cultured Cyprinidae released in west part of Anzali lagoon in 2007 . Asian Pacific Aquaculture Conference Abstract Book. January 17-20, 2011 , Kochi, India .

96 - Abdurakhmanov,Yu.A.1962. Ryby presnykh vod Azerbaidzhana. IZD.Akad.Nauk Azerbaidzhanskoi SSR , Baku. 405 p (in Russian)

97 - Abrahamsson , S.A.A. 1966. Dynamics of an Isolated population of the crayfish *Astacus astacus* .OIKOS, 17.

98 - Abrahamsson , S.A.A. 1971. Density , growth and reproduction of the crayfish *pacifastacus leniusculus* (Dana) in lake Tahoe.OIKOS, 22.

99 - Abrahamsson , S.A.A. 1972. Fecundity and growth of some population of *Astacus astacus* in Sweden . Rep. Ins. Freshw. Res. Sweden.

100 - Abrahamsson , S.A.A. and Goldman, C.R. 1970. Distribution , density and production of the crayfish *pacifastacus leniusculus* (Dana) in lake Tahoe . ,California _Nevada .OIKOS, 21.

101 - Agerberg , A. 1993 . Genetic ans phenotipic variation in the freshwater crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana) .Dr fil thesis , University of Uppsal, Ssweden

102 - Albrecht,M.L. 1953 . Die plane and andere flaming sbache. Ceitschr. F.Fisheriei ,1 , N. F . 389 - 479.

103 - Alekhnovich , A. and Kulesh ,V. and Ablov , S. 1999 . Growth and Size Structure of narrow – clawed crayfish *Astacus leptodactylus* Esch .in its eastern area . Freshwater Crayfish , 12 , 550 – 554 .

104 - Alhassan, E.H., 2011. Limnological Evaluation of the Fisheries Potentials of a Ghanaian Reservoir. Journal of Applied Sciences Research,Vol. 7 .No 2 : PP. 91-97.

105 - American poblic helth Association.,2005.Standard Method for the Examination of Water and Wastewater.USA.1193 P.

106 - Ansari,Z.A., Sreepada , R.A. and Kanti , A., 1994. Macrobenthic assemblage in the soft sediment of Marmugao Harbour ,Goa (Central west coast of India) .Indian Journal of Marine Sciences , Vol. 23 : pp 231 – 235 .

107 - APHA (American Public Health Association) 1998. Standard Methods for The Examination of water and wastewater, 16th ed. American Public Health Association, Washington,DC.

108 - Appelberg, M. 1979. The effect of low ph on Astacus astacus during moult.Scandinavian Symposium Freshwater Crayfish.Finland.

109 - Aypa,S.M , Golicia ,A. M. and Marsubol ,B.S. 1983. Hydrobiological investigation and study on suitable sites for Fish cage in Ambulca and Binga dams , Benguct province Quazan city Bureau of Fisheries and Aquatic Resources . India .82 P.

110 - Bailey, W.T.J. 1951. On estimation of the size of mobile population from recapture data. Biometrike,38.

111 - Baayrak , M. 1985 . Research on fecundity and growth of freshwater crayfish *Astacus leptodactylus* in Mogan lake . Ph.D thesis . Ankara University .

112 - Balik,I, and Cubuk, H. and Ozok, R. and Uysal, R. 2005. Some biological charactristics of crayfish (*Astacus leptodactylus* Eschscholtz,1823) in lake Egirdir. Turk. J. Zool. 29: 295-300 pp.

113 - Balon , E. K and A.G .coche . (eds). 1974 . lake karib , a man - made ecosystem in central Africa . monogr . biol . , 24. 767 p .

114 - Baluyut, E.A.,1983. Stocking and introduction of fish in lakes and reservoirs. in the ASEAN countries. FAO technical paper No .236.FAO, Rome. 82 P.

115 - Banerjea, S. M., 1967. Water quality and soil condition of fish ponds insome states of India in relation to fish production. Indian J. Fish. Vol. 14 : PP. 115-144.

116 - Barica, J. 1976. Nutrient - dynamics in eutrophic inland waters and for aquaculture in some countries bordering the south China sea with particular reference to mass fish mortality. Manila, South China sea fisheries Development and Coordinating Programe. SCS / 76 / WP / 24 : 43 P.

117 - Bartram, J., and Balance, R., 1996, Water Quality Monitoring- A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programs, UNEP/WHO.

118 - Behradek ,J., 1930 . Temperature coefficient in biology.Biological Reviews. Vol. 5. Issue 1: PP. 30 – 58 .

119 - Bennett, G. W., 1967. Management of artifical lakes and ponds. Reinhold publishing Corporation, New York. 283 P.

120 - Berber, S. ; Yildiz, H. ; Ates , A.S. ; Bulut, M. and Mendes , M., 2010. A Study on the Relationships between Some Morphological and Reproductive Traits of the Turkish Crayfish, *Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823 (Crustacea:Decapoda). Reviews in Fisheries Science, Vol. 18 (1): PP. 131–137.
121 - Berzins, B. and Bertilson, J., 1989. On limnic micro-crustacean and trophic degree. Hydrobiologia, Vol. 185 : PP. 95-100.
122 - Bhattacharya, C.G. 1967. A simple method of resolution of a distribution into Gaussian componentes. Biometrics, 23 : pp 115-35.
123 - Bhnkaswan, T. 1980 . Management of Asian reservoir F. A. O. Rome. 69 pp.
124 - Blancher, E.C., 1984. Zooplankton-trophic state relationships in some north and central Florida lakes. Hydrobiologia, Vol.109: PP. 251-263.
125 - Boney, A. D., 1989. Phytoplankton. Edwards Anuoid. British library cataloguing publication data. 396 P.
126 - Bottcher , J. 1971 . Anzali lagoon crayfish Project , Preliminary report . Fisheries Research In stitute of IRAN . Bandar Anzali .
127 - Boyd, C.E. and Tuker, C.S. 1998. Pond aquaculture water quality management. Kluwer Academic Publisher , London,700 p.
128 - Boyd, C. E.,1978.*Water quality in warm water fish ponds* .Agril.Expt.Stn.Auburn Univ.pp 359.
129 - Boyd, C.E., 1998 . Water Quality for Pond Aquaculture. Research and Development Series No. 43. International Center for Aquaculture and Aquatic Environments, Alabama Agricultural Experiment Station, Auburn University, Alabama.
130 - BrÖnmark , C. and Hansson, L-A .2002. Environmental issues in lakes and ponds: current state and perspectives. Environmental Conservation 29 (3): 290–306 . DOI:10.1017/S0376892902000218
131 - Brown, D.j. 1979. A study of population biology of the British freshwater crayfish *Austropotamobius pallipes* .Ph.D. Thesis . University of Durham.
132 - Carter , J . P. 1969 . Pre - and Post - impoundment survey on Barren River . KY. Fish . Bull ., (50) : 33 P .
133 - Carlson, R.E., 1977. A trophic state index for lakes. Limnology and Oceanography. Vol. 22 : PP.361-369.
134 - Carlson, R.E., 1980. More complications in the chlorophyll-Secchi disk relationship. Limnology and Oceanography.Vol. 25 : PP. 378-382.
135 - Carlson, R.E., 1992. Expanding the trophic state concept to identify non-nutrient limited lakes and reservoirs. pp. 59-71 [In] Proceedings of a National Conference on Enhancing the States' Lake Management Programs. Monitoring and Lake Impact Assessment. Chicago.
136 - Carlson, R.E. and Simpson, J., 1996. A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods. North American Lake Management Society. 96 pp.
137 - Ccopa,R.E. , Queiroz, J. F., Jose Maria Ferraz, J. M., Ortega, E.,2007. Systems models to evaluate eutrophication in the Broa Reservoir, Sao Carlos, Brazil. Ecological modelling , Vol. 202 : PP. 518–526.
138 - Chapman, D.G. 1954. The estimation biological population. Ann Math.Statistic.25
139 - Chapman , D ., 1992 . water Quality Assessment , A Guid to the use of biota , sediments and water in environmental monitoring. Chapman and Hall , London . 582 P.
140 - Chen J.G., 1992. Fishery Stocking and Culturing in Large Water Body. Beijing: China Advanced Education Publication House, 68 pp.
141 - Cherkashina , N.Ya. 1975. Distribution and biology of Crayfish of genus *Astacus* in Turkman waters of the Caspian Sea . Freshwater Crayfish , 2 , 553 –5.
142 - Coad, B.W.1995. The freshwater fishes of Iran. The academy of science of the Czech Republic Brno, 64 PP.
143 - Coad, B.W.2007. The freshwater fishes of Iran. Received from internet search (www.briancoad.com) .
144 - Crandall , K.A. 1997. Genetic variation within and among crayfish species . Freshwater Crayfish ,11, 135 – 45 .
145 - Creitz ,G. I. and Richards , F. A., 1955. The estimation and characterization of plankton populations by pigment analysis. III. A note on the use of Millipore membrane filters in the estimation of plankton pigments. Journal of Marine Research, Vol. 14: PP. 211-216.
146 - Cukerzis,J.M. 1988. *Astacus astacus* in Europe .Freshwater crayfish. (eds:Holdich & Lowery). Croom Helm,London.pp 309-40.
147 - Cukerzis,J.M. and Doroshenkov, J.V. 1976. Domination and subordination in Astacus astacus .Inst.Zool. and Para Acad.Sci. Lithuanian, 73 P.
148 - Dekrester, D.E. 1979. Aspects of the population ecology of the Yabby (*Cherax destructor*) in two Victorian farm dams. BSc (Hons) thesis . Zoology Department .Monash university ,Victoria .Australia .
149 - De Silva, Sena S. ed. 2001. Reservoir and culture-based fisheries: biology and management. Proceedings of an International Workshop held in Bangkok, Thailand from 15–18 February 2000.Australian Centre for International Agricultural Research(ACIAR) Proceedings No. 98. 384pp. ISBN 0 642 45695 X (electronic)

150 - De Silva, S. S. and Funge-Smith , S., 2005. A review of stock nhancement practices in the inland water fisheries of Asia . Asia-Pacific Fishery Commission, Bangkok, Thailand. RAP Publication No. 2005/12, 93 p.
151 - De Silva ,S., 2010. Enhancement and conservation of inland fishery resources in Asia. In : Inland fisheries resources enhancement and conservation in Asia.(Eds.) Weimin. M., De Silva, S. and Davy, B. Food and Agriculture Organization of the United Nations regional office for Asia and Pacific,Bangkok. 202 P.
152 - Downing, J.A., Watson, S.B. and McCauley, E., 2001. Predicting cyanobacteria dominance in lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 58 : PP. 1905–1908.
153 - Edmondson,W.T.1959.,Fresh Water Biology.New Yourk,London.John Wiley and Sons Inc .1248P.
154 - Ellis, M. M., 1937.Detection and Measurement of Stream Pollution. Bull 22, US Bureau of Fisheries.
155 - Elmaci,A., ozengin , N., Teksoy, A., Topac , F.O. amd Baskaya, H.S. , 2009 . Evaluation of trophic state of lake Ulubat ,Turkey. Journal of Environmental Biology , Vol. 30. No. 5 :PP. 757 – 760 .
156 - Emir, N. and Demirsoy, A. 1996. Karamuk Golu zooplanktonik organizmalarinin mevsimsel degisimleri. Turk. J. Zool. , Vol. 20 : PP. 137-144. (In Turkish)
157 - FAO, 2002. The state of world fisheries and aquaculture in the millennium. FAO Report No.661.FAO, Rome. 197 P.
158 - FAO, 2007. The State of world fisheries and aquaculture 2006. FAO
Fisheries and Aquaculture Department. Rome, 180 pages
159 - FAO. 2010. FISHSTAT plus. Food and Agricluture Organization of United Nations, Rome, Italy.
160 - Faycal, B. and Grizzetti, B., 2008 . An integrated modeling framework to estimate the fate of nutrients: Application to the Loire (France). Ecological modelling ,Vol. 212 : PP. 450–459.
161 - Flint, R.W. and Goldman, C.R. 1976. Crayfish growth in lake Tahoe.J.Fish.Res.Bd.Can. 34.
162 - Flint, R.W. 1975. Natural history ,ecology and production of the crayfish *Pacifastacus leniusculus* in subalpian lacustrine environment.Ph.D. thesis .University of California ,Davis ,USA.
163 - Franck, A., van Hullebusch, E. D., Deluchat, V. and Baudu, M., 2006. Laboratory investigation of the phosphorus removal (SRP and TP) from eutrophic lake water treated with aluminium. Water Research, Vol. 40 : PP. 2713 – 2719
164 - Froese, R. and D. Pauly. Editors. 2008. Fish base. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org , version (08/2007).
165 - Furst,M. 1977. Introduction of *Pacifastacus leniusculus* in Sweden: Methods, Results and Management.Freshwater Crayfish,3.
166 - Gannon, J.E. and Stemberger, R.S., 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. Trans. Amer. Micros. Soc., Vol. 97 : PP. 16-35.
167 - Gayanilo.F.C. and Sparre, P. and Pauly, D. 1996. FAO-ICLARM stock assessment tools , user manual . FAO-ICLARM , Rome .126 p .
168 - Geenen, B., 1996. *Eutrophication of the Doroodzan reservoir in Iran*. Dissertation for the degree of Doctor of Science (Technology) , Wageningen University .
169 - Greenaway , P. 1985 . Calcium balance and molting in the Crustacea . Biological Reviews , 60 , 425 – 54 .
170 - Groves, R.E. 1985. The crayfish its nature and nurture. Fishing News Books LTD .Farnham ,Surrey. England.
171 - Gulati, R. D. and VON Donk, E., 2002. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration : state-of-the-art review. Hydrobiologia , Vol.478 : PP. 73–106.
172 - Hancook, D.A. 1963. Marking experiment with common whelk.Spe.Publ.Int.Atlanta.Fish,4.
173 - Harlıoglu ,M.M ; Barım, Z.; Turkgulu, I. and Harlıoglu, A. G., 2004. Potential fecundity of an introduced population, Keban Dam Lake, Elazıgˇ , Turkey, of freshwater crayfish, *Astacus leptodactylus leptodactylus* (Esch., 1852). Aquaculture ,Vol. 230. PP. 189–195.
174 - Heerdt, G. and Hootsmans, M., 2007. Why biomanipulation can be effective in peaty lakes? Hydrobiologia, Vol. 584 : PP. 305–316.
175 - Henssen, D.O. and Taugbol, T. and Fjeld, E. and Skurdal, J. 1987. Egg development and life cycle timing in the noble crayfish *Astacus astacus* L.Aquaculture . 64.
176 - Hogger,J.B. 1984. A study of aspects of biology and distribution of freshwater crayfish in the Thames catchment.Ph.D thesis . CNAA ,UK.
177 - Hogger,J.B. 1986. A report of some of the first introduction of *Pacifastacus leniusculus* (dana) into the southern UK. 1 : Growth and survival aquaculture .58.
178 - Hogger,J.B. 1988. Ecology ,Population biology and behaviour. In: Freshwater Crayfish .Holdich and Lowery (ed) . Croom Helm , London.
Holdich , D.M. and Lowery,R.S. 1988. Freshwater Crayfish . Croom Helm , London.

179 - Holdich ,D.M. 2002. Background and functional morphology in : Biology of freshwater crayfish.(eds:Holdich). Blackwell science. London,UK.pp 3-29.
180 - Holdich D.M. and Ackefors,H. and Gherardi,D.R.and Skurdal,J. 1999. Native and alien crayfish in Europe : Some conclutions. In : Crayfish as alien species how to make the best of bad situation. (eds:Gherardi & Holdich).. Balkma,Rotterdam,Nederland / Brook Field.pp 281-332.
181 - Huner , J.V. and Barr, J.E. 1980. Red Swamp Crayfish : Biology and Exploitation . Louisiana Sea Grant College Program , Center for wetland Resources Publication , Lsu-t-80-001.
182 - Huner,J.V. 2001. Louisiana crayfish season improves. Crayfish News 24(1):15-16.
183 - Huner,J.V. 2002. *Procambarus* . In : Biology of freshwater crayfish .(eds: Holdich). Blackwell science. London,UK.Pp 548-50.
184 - Hutchinson , E . A . 1970 . A Study of planktonic Rotifer of river Ganard, Estex. Ontario, M.S.C.thesis University of Winsdor Ontario .Canada.
185 - ICNAF(International Commision for Northwest Atlantic Fisheries) 1965. Manual of methods for fish stock assessment .Report on Marking. FAO Fisheries thecnical paper . Rome .No. 51 .
186 - Jackson, D.C. and Marmulla, G., 2001. The influence of dams on river fisheries, pp: 1-44. In : Dams, fish and fisheries, opportunities, challenges and conflict resolution. Ed, G. Marmula. FAO Fish Tech. Pap No. 419, FAO Rome, Italy.
187 - Jaiyen, K. et al., 1980. Plankton. In Nam pong environmental managemen project working Document. Number, 13. Bangkok, Mekong, Secretariat.
188 - Janjua, M. Y., Ahmad, T. and Gerdeaux, D., 2008. Comparison of different predictive models for estimating fish yields in Shahpur Dam, Pakistan. Lakes & Reservoirs: Research and Management , Vol. 13 : PP. 319–324
189 - Jegadeesan , P. and Ayyakkannu , K., 1992 . Seasonal variation of benthic fauna in marine zone of Coleroon estuary and inshore waters, Southeast coast of India. Indian Journal of marine Sciences , Vol. 21 : pp 67 – 69.
190 - Jeppesen, E., Jensen, J.P. and Sondergaard, M., 2002. Response of phytoplankton, zooplankton and fish to re-oligotrophication: an 11-year study of 23 Danish lakes. Aquatic Ecosystems Health and Management, Vol. 5 : PP. 31-43.
191 - Jhingran, V. G. 1975. Fish and fisheries of India . Hindustan publication corporation. New Delhi , (India). 954 P.
192 - Jonasson , P.M., 1972 . Ecology and production of the profundal benthos in relation to phytoplankton in lake Esrom .Oikes (Supp 1) , Vol. 14 : pp 1 - 148.
193 - Jones, R. 1966. Manual of methods for fish stock assessment. Part IV Marking. FAO Fisheries thecnical paper . Rome .No. 52 .
194 - Jones, A., B., 1999. Envoirnment of aquacualture effluent :Development of biological filters. The university of Queen sland,Australha. 238 p.
195 - Jussila , J and Evans , L.H. 1996 . On the factors affecting marron , *Cherax tenuimanus* , growth in intensive cultuure .Freshwater Crayfish , 11 , 428 – 40 .
196 - Karimpour M., Harlioglu M. M., Khanipour A.A., Abdolmalaki S. and Aksu O., In Press. Present status of fisheries in Iran. Turkish Jurnal of Fisheries and Aquaculture Sciences.
197 - Kassakowski, J. and Orezechowski, B. 1975. Crayfish in Poland. Freshwater Crayfish, 4.
198 - Kaya, M. and Altindag , A., 2007. Zooplankton Fauna and Seasonal Changes of Gelingüllü Dam Lake (Yozgat, Turkey) . Turk. J. Zool. , Vol. 31 : PP. 347-351 .
199 - Kimsey , J . B. 1985. fisheries problms in impounded waters of california and the lower Colorado river . Trans. Am. fish. soc. 87, 319 - 32 PP .
200- King , M. 2007. Fisheries biology,Assesment and management.Blackwell Publishing, Oxford . 382 p.
201 - Koksal,G. 1977. Biometric studies on the fecundity of crayfish (*Astacus leptodactylus*) . Ph.D Thesis .Ankara University ,Ankara
202 - Koksal,G. 1979. Biometric analysis on freshwater crayfish (*Astacus leptodactylus*) which is produced in Turkey. Relationship between the major body component and meat yield. Journal of the Faculty of Veterinary Medicine, University of Ankara,26:94-114.
203 - Koksal,G. 1984 . The studies on embryonic and post embryonic development *Astacus leptodactylus* . Jurnal of water products , University of Ege,
204 - Koksal , G. 1988 . *Astacus leptodactylus* in Europe . In : Freshwater Crayfish : Biology , Management and Exploitation , (Eds D.M.Holdich and R.S. Lowery) ,pp. 365 – 400 . Croom Helm , London .
205 - Kolmykov , E. V. 1999. Description of the long – clawed crayfish population in the lower Volga river . Caspian Fisheries Research Institute (CaspNIRKH) . Russia , Astrakhan .

206 - Korner, S., 2002. Loss of submerged macrophytes in shallow lakes in North-Eastern Germany. Hydrobiologia, 87: 375-384.
207 - Kotykova,L.A.1970 .,Eurotatoria .CCCP.Leningrad.743 P.
208 - Kratzer, C.R. and Brezonik. P. L., 1981. A Carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. Water. Res. Bull. Vol. 17: PP. 713-715.
209 - Krovchinsky,N and Smirnov .N., 1994 . Introduction of Cladocera.Universitietgent.129 P.
210 - Li, S. 1986. Reservoir fish culture in China. In Billard, R., Marcel, J., ed. Aquaculture of Cyprinids. Institut national de la recherche agronomique, Paris, France. pp. 347-355.
211 - Li S. and Xu S., 1995. Capture and Culture of Fish in Chinese Reservoirs . Ottawa: International Development Centre, Canada, pp.125.
212 - Li, S. , J. Mathias, 1994. Freshwater fishes culture in china: principles and practice. Elsevier science B. V.. 445 pages.
213 - Lindqvist, O.V. and Lahti, E. 1983. On the sexual dimorphism and condition index in the crayfish Astacus astacus in Finland.Freshwater Crayfish ,5.
214 - Laurent,P.j. 2005. Astacus leptodactylus : Reason to hope . Astacus Aquaculture in France 77 (2):17-19.
215 - Laurent P.J. and Vey,A. 1986. The aclimation of *Pacifastacus leniusculus* in lake Divonne.Freshwater Crayfish,6.
216 - Lazzaro , X., Bouvy , M., Ribeiro-Filho, R. A., Oliviera, V. S., Sales, L. T., Vasconcelos, A. R. M. and Mata, M. R., 2003. Do fish regulate phytoplankton in shallow euthrophic Northeast Brazilian reservoirs? – Freshw. Biol.,Vol. 48 : PP. 649–668.
217 - Mabaye , A . B . E . 1972 . The role of ecological studies in the rational management of fish stocks . Afr. J . Trop . Hydrobiol. fish . special issue.2 : 143 - 60 PP .
218 - Malley,D.F.1980. Decreased survival and calcium uptake by crayfish inn low pH.Can.J.Fish.Aquat.Sci. 37.
219 - Mandal, L. N.and Chattopadhyay, G. N., 1992.Nutrient management in aquaculture. In: H.L.S.Tandon(Ed.) Non-Traditional sectors for fertilizer Use. FDCO. New Delhi, India. Pp: 1-17.
220 - Maosen.H.1983 ., Fresh Water Plankton Illustration.Agriculture publishing house.85 P.
221 - Marshall, B. and Maes, M., 1994. Small water bodies and their fisheries in Southern Africa. CIFA Technical Paper No 29. FAO Rome, Italy.
222 - Mason,J.C. 1975. Crayfish production in small woodland stream .Freshwater Crayfish, 2.
223 - McGriff, D. 1983 . The commercial fishery for *Pacifastacus leniusculus* in the Sacramento River – Sanjoaquin Delta . Freshwater Crayfish , 5 ,403 –17 .
224 - McQeen, D.J., Post, J.R. and Mills, E.L. 1986. Trophic relationship in freshwater pelagic ecosystems. Canadian Journal of Fisheries and aquatic Sciences . 43, 1571 -1581 PP.
225 - Milan , O., 2007 . Correlations between several environmental factors affecting the bloom events of cyanobacteria in Liptovska Mara reservoir (Slovakia)—A simple regression model. Ecological Modelling .Vol. 209 : PP. 412–416.
226- Momot , W. T. and Gowing, G.H. 1972. Differental seasonal migration of the crayfish Orconectes virilis in Marl lake .Ecology,53.
227 - Momot, W.T. and Gowing, G.H. and Jones, P.D. 1978. The dynamics of crayfish and their role in the ecosystem .Am.Midl.Nat.99.
228 - Moss, B., McGowman, S. and Carvalho, I., 1994. Determination of phytoplankton crops by topdown and bottom up mechanisms in a group of English lakes, The West Midland meres. Limnol. Oceanogr. 39: 1020-1029.
229 - Moyle, J.B. 1954. Some aspects of the chemistry of Minnesota surface waters as related to game and fish management. Journal of Wildlife Management, Vol. 20. No 3. : PP. 303-320.
230 - Mueller , C. R., Eversole, A., Turker , H. and Brune, D. E., 2004. Effect of silver carp *Hypophthalmichthys molitrix* and freshwater *mussel Elliptio complanata* filtration on the phytoplankton community of partitioned aquaculture system units. World Aquaculture Society ,Vol. 35: PP. 372–383.
231 - Mustapha, M.K., 2009. Limnological evaluation of the fisheries potentials and productivity of a small shallow tropical African reservoir. Rev. Biol. Trop., Vol. 57. No. 4 : PP. 1093-1106.
232 - NACA and FAO., 2004. Emerging trend and experience in Asia – Pacific aquaculture 2003. NACA and FAO, Thailand. 150 P.
233 - Niem , A. 1977. Population studies on crayfish *Astacus astacus* in the river Pyhakoki, Finland .Freshwater Crayfish , 3.
234 - OECD .1982. Eutrophication of Water, Monitoring Assessment and Control. Organization of Economic Co-operation and Development (OECD) , Paris.
235 - Pauly,D. 1980. On the interrelationships between natural mortality,growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stock .j.cons.CIEM,Vol. 1 , 39(2): pp.175-292.

236 - Petr, T. 1987 . Observation of prospects for the inland fisheries development in IRAN . 1 : TCP/IRA/6675.FAO , Rome .
237 - Pontin , R . M . 1978 ., A Key to the Fresh Water Planktonic and Semiplanktonic Rotifera of the British Isles . Titus wilson and son . Ltd .178 P.
238 - Presscot,G.W.1970.,The Fresh Water Algae.WM.C.Brown Company Publishing,Iowa.USA.348 P.
239 - Presscot , G . W .1962., Algae of the western great lakes area . vol 1,2,3. WM . C .Brown Company Publishing , IowaUSA.933 P.
240 - Pulatsu,S., Rad,F.,Koksal,G., Aidin,F.,Benti,A.C.K.& Tupcu,A., 2004. The impact of Rainbow Trout farms effluents on water quality of Karasu stream ,Turkey. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences , 4 : 9- 15 .
241 - Quarcoopome, T., Amevenku, F.Y.K and Ansa-Asare, O.D. , 2008. Fisheries and limnology of two Reservoirs in Northern Ghana. W. Afr. J. Appl. Ecol., Vol. 12: PP. 75-92.
242 - Quiblier C., Leboulangerb, C. and Philippe Dufourc, S.S., 2008. Phytoplankton growth control and risk of cyanobacterial blooms in the lower Senegal River delta region.Water Research, Vol. 42 : PP. 1023 – 1034.
243 - Regnerud , S. and Appelberg , M and Eggereide , A. and Pursiainen , M . 1989 . Water quality and effluents . In : Crayfish Culture in Europe . (eds , J. Skurdal and P.I. Bergan) , pp . 18 – 28 . The Norwegian Directorate for Nature Management , Trondheim
244 - Reynolds , J. D. 2002 . Growth and Reproduction . In : Biology of Freshwater Crayfish . (ed , D.M.Holdich) , pp. 152 - 191 . Blackwell Science . London
245 - Ricker, W.E. 1958. Handbook of computation for biological statistics of population.Bull.Fish.Res.Canada.NO. 11.
246 - Ricker,W.E. 1973. Linear regression in fishery research. J.Fish. Res.Board.Canada.30.
247 - Row , G.T., 1971 . fertility of the sea (ed. J.D. Costlow) Gordon 7 breach . Sci. Publ., New York , U.S.A. 12 P.
248 - Rumyanetsev, V. 1970. Tagging the crayfish (*Astacus leptodactylus*) .Hydrobiol. Jour. 6(6) .
249 - Ruttner-Kolisko,A .1974., Plankton Rotifers , Biology and Taxonomy , Austrian Academy of Science.146 P.
250 - Ryder, R.A. 1965. A method of estimating the potential fish production of north temperate lakes. Transactions of the American Fisheries Society, Vol. 94 .No 3 : PP. 214-218.
251 - Rzayev , Z. A. and Zarbaliyeva, T.S. 1970 . Feeding of Caspian Kutum (*Rutilus frissi kutum*) in Southwestern part of the middle Caspian Sea coastal waters . Ichthyology . 10 : (6) 858 – 860 pp .
252 - Saksena, N.D. 1987. Rotifera as indicators of water quality. Acta Hydrochim. Hydrobiol., Vol. 15: PP. 481-485
253 - Sendacz, S., 1984. A study of the zooplankton community of Billing Reservoir-Sao Paulo. Hydrobiologia, Vol. 113 : PP. 121-127.
254 - Schnabel, Z.E. 1956. The estimation of the total fish population of a lake .Amer.Math.Mon.45.
255 - Scholtz , G. and Richter , S. 1995 . Phylogenetic systematics of the reptantian Decapoda (Crustacea , Malacostraca) . Zoological Journal of the Linnean Society .113 289 – 328 .
256 - Sendacz, S., 1984. A study of the zooplankton community of Billing Reservoir-Sao Paulo. Hydrobiologia, Vol. 113 : PP. 121-127.
257 - Sharonov , I . V . 1966 . Formation of reservoir fish fauna . Nauka Moscow , biol .Abstr . 48 (9) : 94414 : 103 - 110 PP .
258 - Shaw , J . H . 1976 . Introduction to wildlife managment . macgraw - Hill book company ,pages 32 and 144 - 147 .
259 - Shepherd, J.G. 1987. A weakly parametric method for estimating growth parameters from length composition data. In Length-based methods in fisheries research ,edited by D.Pauly and G. Morgan,ICLARM Conf. Proc. 13: pp 113-119 .
260 - Shimizu, S.J. and Goldman, C.R. 1983. Pacifastacus leniusculus (Dana) production in the Sacramento river . Freshwater Crayfish,5.
261 - Simpson,A.C. 1963. Marking crabs and lobster for mortality and growth studies.Spec.Publ.Atlanta.Fish. 4.
262 - Skurdal , J. and Qvenild, T. 1986. Growth , mortality and fecundity of *Astacus astacus* in lake Steinsfjorden, In: Freshwater Crayfish (Eds., J.Skurdal and T.Tougbol) ,Norway.pp. 182-186.
263 - Skurdal,J.and Taugbol,T. 2002 . Crayfish of commercial importance. In :Biology of freshwater crayfish (eds:Holdich). Blackwell Science Ltd,London , UK.Pp 467-503.
264 - Sladecek, V., 1983. Rotifers as indicators of water quality.Hydrobiologia. 100: PP. 169-201.
265 - Sourina . A . 1978 ., Phytoplankton manual , United Nations Educational , Scientific and Culture Organization.337 P.
266 - Sparre,D. and S.C.Venema.1992.Introduction to tropical fish stock assessment. Part1-manual.F.A.D.Rom,346p.

267 - Spitzy,R. 1973. Crayfish in Austria , history and actual situation. Freshwater Crayfish 1:9-14.
268 - Starling, F. L. R. M., 1993. Control of eutrophication by silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in the tropical Paranoá Reservoir (Brasília, Brazil): a mesocosm experiment. Hydrobiologia , Vol. 257: PP.143–152.
269 - Stypinskaya , M . 1972 .Variabilities of the fecundity crayfish (*Astacus leptodactylus*) in lake Dlnzek depending on the body length and weight .ROOZ.Nauk.Roln. H-1.
270 - Stypinskaya , M . 1978 . Individual variabilities in absolute fertility of Crayfish (*Astacus leptodactylus*) occurring in the water of the Majuran lake district . Rocz . Nauk .Rdn.H .
271 - Suthers, L.M. and Rissik , D., (Ed). 2009. PLANKTON ,A Guide to their ecology and monitoring for water quality . CSIRO Publishing , Australia , Collingwood . 273 P.
272 - Sze, P., 1986. A biology of the algae. Wm. C. Brown. Publ., Boston.
273 - Tanyolaç , J., 1993 . Limnoloji Ders Kitabı . Hatiboglu Yayınları. 249 P. (In Turkish) .
274 - Tanyolaç , J., 1993 . Limnoloji Ders Kitabı . Hatiboglu Yayınları. 249 P. (In Turkish) .
275 - Taugbol, T. and Skurdal, J. 1989. Effect of indoor culture condition on maturation and fecundity of wild caught female noble crayfish *Astacus astacus* L. Aquaculture .81:1-12.
276 - Thompson, D. H. 1941. A symposium of Hydrobioligy. University of Wisconsin Press, Madison. PP. 446-450
277 - Tiffany , L.H and Britton .M.e.,1971.The Algae of Illinois.Hanfer publishing Company ,Newyork.407 P.
278 - TKB. 2002. Denizlerde ve Icsularda Ticari Amacli SU Urunleri Avciligini Duzenleyen 2000-2002 Av Donemine Ait 34/1 Numarali Sirkuler.TKB Koruma ve Kontrol Cenel Mudurlugu.Ankara.
279 - U . S . Department of Commerce . 1996 . Scientific Review of definintions of overfishing in U . S . fishery management . Plants . NOAA
Technical Memorandum NMFS - F / SPO - 17 . 205 P .
280 - Vladykov, V. D. 1964 . Report to the government of Iran on the inland fisheries resources of Iran. Report FAO/EPTA 1818. FAO, Rome. 29 P.
281 - Von Bertlanffy,L. 1938. A quatitative theory of orgainc growth .HUM.Biol . 10 , 181-213
282 - Walczak, P. 1972. A brief review of Salmonidae in Iran. Fisheries Research Institute, Bandar Anzali. 5 P.
283 - Welcomme, R.L. 1997. Stocking as a technique for enhancement of fisheries. FAO Aquacult. Newsl.,14:8-12.
284 - Welcomme, R.L. and Bartley, D.M., 1998. An evaluation of present techniques for the enhancement of fisheries. Journal of Fisheries Ecology and Management (5): 351-82.
285 - Welcomme,R.L., Cowx , I. G., Coates3,D., Be´ne´,C., Funge-Smith, S., Halls, A. and Lorenzen1,K., 2010. Review Inland capture fisheries. Phil. Trans. R. Soc. B .365, 2881–2896 DOI :10.1098/rstb.2010.0168
286 - Westman,K. and Pursianen, M. and Westman ,P. 1990. Status of crayfish stock, fisheries and culture in Europe. Report of the FAO European Inland Fisheries Commission (FEIFC).Working part on crayfish . Helsinky,Finland 206 P.
287 - Westman , K. 1991 . The crayfish fishery in Finland - its past , present and future .Finish Fisheries Research , 12 , 187 – 216 .
288 - Wetherall , J.A. 1986 . A new method for estimating growth and mortality parameters from length – frequency data . ICLARM Fishbyte , 4 (1) : 12 – 14 .
289 - Wetzel, R.G., 2001. Limnology: Lake and River Ecosystems, 3rd Edition. Academic Press, San Diego.
290 - Winberg,G.G., (Ed) 1971. Methods for the estimation of production of aquatic animals. Academic Press, New York. 175 P.
291 - White , T. 1987.A Fisheries statistical monitoring system for the Islamic Rep. Of Iran. Bandar Abas.27 P.
292 - Woodland , D. J. 1967 . Poulation study of freshwater crayfish Cherax albidus , Clark . Ph.D thesis , University of New England , Armidale , New South Wales .
293 - Wootton ,R.J., 1998 . *Ecology of teleost fishes* .Kluwer Academic Publishers .Dordrecht . 386 P.
294 - Wu , R.S.S., 1995. The environmental impact of Marine Fish culture. Mar.Poll.Bull. Vol. 31. pp. 159-166.
295 - Xiao, L., Ouyang, H., Li, H., Chen, M., Lin, Q. and HAN , B-P.,2010. Enclosure Study on Phytoplankton Response to Stocking of Silver Carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in a Eutrophic Tropical Reservoir in South China. Internat. Rev. Hydrobiol. Vol. 95, No. 4-5 : PP. 428–439 .
296 - Xie, P. and Liu, J., 2001. Practical success of biomanipulation using filter-feeding fish to control cyanobacteria blooms. The Scientific World Journal, Vol. 1: PP. 337–356.
297 - Zhadin , V.I. and Gerd , S.V., 1963 . Fauna and flora of the rivers , lakes and reservoirs of the USSR. Isreal program for scientific translantion. 626 P.
298 - Zhang, X., Xie, P. and Huang, X., 2008 . A review of nontraditional biomanipulation. The Scientific World Journal , Vol.8 : PP. 1184–1196.

Abstract:

Reservoirs are one of the most constructions for control and water supply for different usage that could have various social an economical effects .

The Khandaghloo dam reservoir with area of 100 ha located in Mahneshan city of Zanjan province and related to Parichay river watershed.Khandaghloo reservoir is valuable water body that the aim of its establishment was supply of water for agriculture farms. The reservoir has been studied for responsible and sustainable fisheries exploitation proposes. Results showed that the reservoir categorizes as eutroph to super eutroph based on different indices.Also phosphorous is limiting factor of the water body.Totally 42 genera from 6 phyla including green-blue algae cyanophyta , diatoms (Bacillariophyta) , green algae ,chlorophyta , euglenophyta ,pyrrophyta and xanthophyta has been identified and cyanophyta was the dominant group that comprise 74.3 % of phytoplankton population . The zooplankton of the reservoir comprised 4 phyla and 20 genera .1 genera of the protozoa and rhizopoda , 1 genra of the ciliophora ,15 genera of rotatoria , 2 genera of cladocera has been identified in zooplankton communities . Tubificidae and chironomidae has been identified in all months of the survey . The mean total length of crayfish was 130.5 ± 20.5 mm (636) and mean weight was measured as 69.4 ± 34.1 g with maximum and minimum weight of 1.9 and 207.2 g respectively .Total biomass of crayfish in Khandaghloo reservoir estimated as 3.4 tones with a range of 1.1 – 5.7 tones . But it is recommended not to harvest for at least two year due to high mortality of the populations.The fishes of the reservoir comprised common carp Chinese carp (silver carp, big head and grass carp) (released) ,Caspian kutum (accidentally released by fishery sector) and some endemic species as Siamahii.The catch of the reservoir fluctuated between 8 to 26 tones during 2000-2010.The fish production of Khandaghloo reservoir ranged from 167 to 324 kg/ha based on different methods that by consideration of 100 ha area of the reservoir , the total production of fish fluctuated between 16.7 to 32.4 tones . The fingerling restocking of Chinese carp in Khandaghloo reservoir with density of 1500 fingerling/ha recommended as 68% of phytoplanktonivorous fish (silver carp) ,12% zooplanktonivorous fish (big head) , 6.6% of Crass carp and 10% of benthophagous fish (common carp).

Keywords : Phytoplankton – Zooplakton – Benthose –Crayfish-Fish communities –Trophy-Fish production potential –Khandaghloo-Zanjan province .

Ministry of Jihad – e – Agriculture
AGRICULTURAL RESEARCH, EDUCATION & EXTENSION ORGANIZATION
IRANIAN FISHERIES RESEARCH ORGANIZATION – Inland Waters Aquaculture Research Center

---

Project Title : The survey of Khandaghloo dam reservoir of Mahneshan city of Zanjan province
Approved Number: 4-73-12-90013
Author: Shahram Abdolmalaki
Project Researcher : Shahram Abdolmalaki
Collaborator(s) *:* Mirzajani,A.R., Khodaparast,S.H., Saberi, H., Babaei,H., SabkAra,J., Makaremi,M., ., Norouzi,H., Nahrvar,R., Khedmati,K., Nikpour,M., Rastin, Sh.Behmanesh,A.Ghane,Gh.Mehdizadeh,F.Mahisefat,H.Mohsenpor,M.Sayadrahim,J.Shondasht,F.Madadi,A.Sedaghatkish,J.Khoshhal,M.Iranpor,Sh.Rohbani
Advisor(s): –
Supervisor: D.Ghaninezhad
Location of execution : Guilan province
Date of Beginning : 2011
Period of execution : 2 Years
Publisher : ***Iranian Fisheries Research Organization***
Date of publishing : ***2015***
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 RESEARCH ORGANIZATION - Inland Waters Aquaculture Research Center

Project Title :

The survey of Khandaghloo dam reservoir of Mahneshan city of Zanjan province

Project Researcher :

Shahram Abdolmalaki

Register NO.

44923