

وزارت جهاد کشاورزی  
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی  
موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور – مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان فارس

عنوان:

**بررسی تاثیر خشک سالی بر  
ویژگی های اکولوژیایی و کیفیت آب  
دریاچه سد درودزن**

مجری:

مهرداد زمان پور

شماره ثبت

۴۹۴۹۹

وزارت جهاد کشاورزی  
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی  
موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور- مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان فارس

---

عنوان پروژه : بررسی تاثیر خشک سالی برویژگی های اکولوژیایی و کیفیت آب دریاچه سد درودزن

شماره مصوب پروژه : ۴-۵۰-۱۲-۹۰۰۲۸

نام و نام خانوادگی نگارنده/ نگارندگان : مهرداد زمان پور

نام و نام خانوادگی مجری مسئول ( اختصاص به پروژه ها و طرح های ملی و مشترک دارد ) :

نام و نام خانوادگی مجری / مجریان : مهرداد زمان پور

نام و نام خانوادگی همکار(ان) : محمدرضا قائدعبدی، احمدرضا عیسایی، حمیدرضا اسماعیلی

نام و نام خانوادگی مشاور(ان) : -

نام و نام خانوادگی ناظر(ان) : -

محل اجرا : استان فارس

تاریخ شروع : ۹۰/۳/۱

مدت اجرا : ۲ سال

ناشر : موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور

تاریخ انتشار : سال ۱۳۹۵

حق چاپ برای مؤلف محفوظ است . نقل مطالب ، تصاویر ، جداول ، منحنی ها و نمودارها با ذکر مأخذ  
بلامانع است .

**«سوابق طرح یا پروژه و مجری مسؤل / مجری»**

پروژه: بررسی تاثیر خشک‌سالی برویژگی‌های اکولوژیایی و کیفیت

آب دریاچه سد درودزن

کد مصوب: ۴-۵۰-۱۲-۹۰۰۲۸

شماره ثبت (فروست): ۴۹۴۹۹ تاریخ: ۹۵/۲/۲۶

با مسئولیت اجرایی جناب آقای مهرداد زمان‌پور دارای مدرک

تحصیلی دکتری در رشته اکولوژی می‌باشد.

پروژه توسط داوران منتخب بخش اکولوژی منابع آبی در تاریخ

۹۴/۱۲/۱ مورد ارزیابی و با رتبه خوب تأیید گردید.

در زمان اجرای پروژه، مجری در:

ستاد □ پژوهشکده □ مرکز ■ ایستگاه

با سمت عضو هیئت علمی در مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع

طبیعی استان فارس مشغول بوده است.

صفحه	عنوان
۱	چکیده
۲	۱- مقدمه
۴	۱-۱- مشکلات ناشی از جلبک‌ها
۶	۲- مواد و روشها
۶	۲-۱- نمونه برداری
۸	۲-۲- بررسی‌های فیزیکی و شیمیایی
۹	۲-۳- نمونه برداری عوامل زیستی
۱۰	۲-۴- اندازه گیری تراکم پلانکتونی
۱۱	۳- نتایج
۱۱	۳-۱- ویژگی‌های عمومی و فیزیکی
۲۱	۳-۲- ترکیب شیمیایی آب دریاچه
۳۷	۳-۳- برخی عوامل در رسوبات
۳۸	۳-۴- عوامل زیستی
۳۸	۳-۴-۱- بی‌مهرگان کفزی
۴۱	۳-۴-۲- جمعیت ماهیان
۴۶	۳-۴-۳- پلانکتون‌های گیاهی
۴۹	۳-۴-۴- پلانکتون‌های جانوری
۵۱	۳-۴-۵- گیاهان آبزی
۵۲	۴- بحث
۵۲	۴-۱- عوامل فیزیکی و شیمیایی
۵۵	۴-۲- عوامل زیستی
۶۰	پیشنهادها
۶۲	منابع
۶۵	چکیده انگلیسی

## چکیده

دریاچه سد درودزن تامین کننده‌ی آب آشامیدنی شیراز و مهم‌ترین ذخیره‌گاه آب رودخانه کر است که افزون بر مواد حاصل از فرسایش خاک، مواد خروجی کشاورزی در زمین‌های بالادست نیز هر ساله به دریاچه آورده می‌شود. در این طرح عوامل فیزیوگرافی، فیزیکی و شیمیایی مهم آب، و عوامل زیستی دریاچه از آذر ۱۳۸۹ تا شهریور ۱۳۹۰ به صورت فصلی نمونه‌برداری و سنجیده شده است. میانگین سالانه دمای آب  $16/7^{\circ}\text{C}$  ( $SD=5/8$ )، pH  $8/2$  ( $SD=0/3$ )، اکسیژن محلول  $7/6$  م‌گ‌ال ( $SD=1/7$ )، یون آمونیوم  $0/05$  م‌گ‌ال ( $SD=0/08$ )، یون نیتريت  $0/004$  م‌گ‌ال ( $SD=0/003$ )، یون نترات  $0/44$  م‌گ‌ال ( $SD=0/44$ )، یون فسفات  $0/20$  م‌گ‌ال ( $SD=0/23$ )، یون سیلیکات  $7/00$  م‌گ‌ال ( $SD=2/49$ )، اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی  $2/29$  م‌گ‌ال ( $SD=1/00$ )، اکسیژن‌خواهی شیمیایی  $24/49$  م‌گ‌ال ( $SD=15/47$ )، هدایت الکتریکی  $720 \mu\text{s/cm}$  ( $SD=219$ )، کل جامدهای محلول  $457/67$  م‌گ‌ال ( $SD=138/72$ )، سختی کلسیم  $61/30$  م‌گ‌ال ( $SD=13/45$ )، و سختی منیزیم  $20/23$  م‌گ‌ال ( $SD=9/18$ ) بود. اجزای زنده‌ی اکوسیستم شامل گونه‌های ماهی‌ها، راسته‌ها و خانواده‌های بی‌مهرگان کفزی، پلانکتون‌های جانوری، و پلانکتون‌های گیاهی شناسایی شد. بی‌مهرگان کفزی از انواع نماتودها و کم‌تاران، شکم‌پایان، دوکفه‌یی‌ها، و لارو حشرات (diptera و coleptera) بودند. بیش‌ترین بی‌مهرگان لاروهای دوبالان، نرم‌تان، و نماتودها بودند. گروه غالب زوپلانکتون‌ها *Bosmina* بود. در رده‌ی بعدی سرده‌های *Daphnia* و *Cyclops* از سخت‌پوستان بودند. از روتیفرهای دریاچه سرده‌ی *Trichocerca* تراکم بیش‌تری از *Lecanae* داشت. *Bosmina* بیش‌ترین فراوانی را در تابستان و *Daphnia* بیش‌ترین فراوانی را در بهار نشان داد. *Trichocerca* نیز بیش‌ترین تراکم را در تابستان داشت و فراوانی *Lecanae* در پاییز و زمستان بود. بیش‌ترین تنوع جنس‌های فیتوپلانکتونی در تابستان و کمترین آن در زمستان بود. مجموعاً ۴۱ سرده از ۸ شاخه‌ی جلبکی در دریاچه سد درودزن یافته شد. شاخه‌ی غالب جلبک‌های سبز کلروفایتا، و جنس غالب این شاخه نیز *پدیاستروم* بود. ریزجلبک غالب در بهار *داینوبریون* (کریزوفایتا)، و در تابستان *سیلیندروسپرموم* (سیانوفایتا) و *میکروسیتیس* (سیانوفایتا) بودند. *میکروسیتیس* در پاییز و *سراتیوم* (داینوفایتا) در زمستان ریزجلبک‌های غالب بودند. *سراتیوم* در تمام فصل‌ها در بیش‌تر ایستگاه‌های نمونه‌برداری دیده شد و بیش‌ترین تراکم را در مقایسه با سرده‌های دیگر همین شاخه داشت. جنس غالب دیاتومه *فراجیلاریا* بود. ماهی‌ها شامل شاه‌کولی جنوبی *Alburnus mossulensis*، سیاه‌ماهی فلس‌درشت *Capoeta aculeate*، سیاه‌ماهی فلس‌ریز *Capoeta damascina*، *جمری* *Carasobarbus luteus*، کاراس *Carassius gibelio*، کپور معمولی *Cyprinus carpio*، و کپور نقره‌یی *Hypophthalmichthys molitrix* بود. بخش‌های اصلی دریاچه ترکیب‌های کاملاً متفاوتی از تجمع ماهی‌ها را نشان داد. فراگیر بودن سخت‌پوست انگل بیرونی *لرنه‌آ* در ماهیان دریاچه از دیگر یافته‌های این پژوهش است. این نتایج برای بررسی‌های آینده همچون مقیاس پایه‌یی ثبت شرایط خشک‌سالی خواهد بود.

واژه‌های کلیدی: لیمنولوژی، درودزن، سد، ماهی، پلانکتون

## ۱- مقدمه

دریاچه‌ی مصنوعی سد درودزن از منابع اصلی آب آشامیدنی شهر شیراز است. این سد حدود ۴۰-۳۰٪ از آب آشامیدنی شهر شیراز و نیز بخش عمده‌ی آب آشامیدنی مرودشت و کشاورزی و صنایع پایین دست را تامین می‌کند. با توجه به روند روبه‌رشد اندازه‌ی جمعیت و مصرف روز افزون جامعه‌ی شهری پیش‌بینی شده است که نیاز شیراز به آب آشامیدنی از این سد در آینده‌ی نزدیک به ۶۰٪ برسد (عیسایی ۱۳۸۵)، از این رو هر تغییری در کیفیت آب این دریاچه تأثیری حیاتی بر سلامتی بیش از یک میلیون نفر از مردم استان دارد.

این ذخیره‌گاه هم‌چونین جایی برای پرورش ماهی‌ها است. مدیریت شیلات استان هر ساله شمار بالایی بچه‌ماهی از چند گونه‌ی مختلف از کپورماهیان را در دریاچه رها می‌کند و چند تعاونی ماهی‌گیری در کنار شماری از ماهی‌گیران آزاد در فصل‌های تعیین شده ماهیان رشد یافته را برداشت می‌کنند. در کنار کپورماهیان آورده شده، چند گونه‌ی ماهی رودخانه‌ای نیز در دریاچه جا گرفته است و در آن زادآوری می‌کنند. تعیین ترکیب این ماهیان می‌تواند تأثیر مهمی بر اندازه‌ی تولید و نیز کیفیت و بازارپسندی آنان داشته باشد. افزون بر این، ترکیب شیمیایی آب و رسوبات دریاچه از دیدگاه مصرف ماهی نیز بسیار مهم است، زیرا اگر مواد خطرناکی در آن باشد می‌تواند با جذب شدن در بافت‌های ماهیان به مصرف‌کنندگان انسانی برسد.

هر ساله مواد حاصل از فرسایش خاک، مواد خروجی کشاورزی در زمین‌های بالادست، و فاضل‌آب مناطق روستایی به دریاچه آورده می‌شود، که بر کیفیت آب تأثیر شدیدی می‌گذارد. در دوره‌های خشک‌سالی کاهش اندازه‌ی بارش سالانه و حجم آب موجب افزایش غلظت مواد و افت کیفیت آب دریاچه می‌شود (خوش‌اخلاق و همکاران ۱۳۸۹)، که در نهایت تأثیر منفی شدیدی بر عوامل زیستی دریاچه می‌گذارد، توان فرآوری و حذف طبیعی آلاینده‌ها (خودپالایی) را کاهش می‌دهد، و به افزایش هرچه بیشتر غلظت مواد منجر می‌شود. تأثیر کاربری آب‌های آلوده برای مصرف نوشیدن و دارای مقادیر بالای مواد مغذی بر بهداشت و سلامتی انسان آشکار است. تاکنون بررسی‌هایی در مورد کیفیت آب در سد درودزن و رودخانه‌های بالادست انجام شده است (جداری عیوضی و دیگران ۱۳۸۹، زمان‌پور ۱۳۹۰، شیردره و منصور ۱۳۸۸، طالب بیدختی و رخشنده‌رو ۱۳۷۹، نوشادی و سکوت ۱۳۸۹)، با این حال در مورد جمعیت‌های زیندگان این دریاچه هیچ اطلاعاتی در دست نیست.

بررسی پلانکتونی بخشی از مطالعات هیدرولوژی و هیدروبیولوژی در محیط‌های آبی سدها است که در ایران و جهان سابقه‌ی طولانی دارد. شناسایی پلانکتون‌های گیاهی و بررسی اکولوژی آن‌ها نقش بسیار مهمی در قضاوت بر کیفیت آب، تصفیه‌ی فاضلاب‌ها و آلودگی‌های صنعتی، و نیز مهار و مدیریت آب‌هایی که برای آبی‌پروری و شنا به کار می‌رود دارد (Avagyan, 2011). با آن که پلانکتون‌های گیاهی نقش بسیار مهمی در سلامت اکوسیستم‌ها دارند، تکثیر زیاد و افزایش بی‌رویه‌ی جمعیت آن‌ها مشکلات زیادی را برای موجودات آبی در درون و نیز برای موجودات بیرون اکوسیستم از جمله انسان به وجود می‌آورد. به دلیل افزایش سریع

جمعیت و گسترش کشاورزی و صنعت، محدود بودن منابع آب شیرین، تخریب جنگل‌ها، فرسایش خاک، چرای بی‌رویه‌ی مراتع، تغییر اقلیم و خشک‌سالی‌های پی‌درپی، هر پیکره‌ی آبی به سوی پرخوراکی (eutrophication) شدن در طول زمان حرکت می‌کند (Avagyan, 2011).

بشر برای مدیریت کم‌بود آب به ساخت سد روی آورده است، اما به دلیل این که معمولاً سد باید در مکانی ساخته شود که حوضه‌ی آبریز گسترده‌ی داشته باشد، روان‌آب سطحی و شست‌وشوی حوضه‌ی بالادست باعث ورود مواد مغذی به دریاچه‌ی سد می‌شود. پدیده‌ی که باعث تشدید پرخوراکی شدن می‌شود، و در نتیجه شکوفایی (افزایش تراکم سلولی در واحد حجم) بیش از حد جلبک‌ها را به دنبال دارد. افزایش نور و مواد مغذی به‌ویژه ازت (N)، فسفر (P) و سیلیس عامل اصلی این پدیده است. شکوفایی جلبکی که سلامت انسان، آب‌زیان و محیط زیست را به خطر می‌اندازد اغلب در میانه‌ی بهار، پایان تابستان و آغاز پاییز اتفاق می‌افتد (Avagyan, 2011).

پلانکتون‌های گیاهی به علت قابلیت شناوری خود در آب‌ها، انتشار یک‌نواختی ندارند و معمولاً به دنبال شرایط بهتری از مواد خوراکی، نور، دما و مانند آن‌اند. از همین رو پیوسته در ستون عمودی آب مهاجرت می‌کنند، جوری که در روز به لایه‌های بالایی آب با مواد خوراکی بیش‌تر می‌روند و در شب به لایه‌های زیرین آب باز می‌گردند. تنوع گونه‌ی پلانکتون‌های گیاهی در آب شیرین بیش از پلانکتون‌های جانوری است.

پلانکتون‌های گیاهی یک عامل تاثیرگذار بر کیفیت آب به‌ویژه در آب‌های با مصرف آشامیدنی‌اند. تعیین تراکم و پراکنش پلانکتون‌های گیاهی می‌تواند زمینه‌ی تعیین توان تولید اولیه در آن محیط آبی را فراهم آورد. این یافته می‌تواند در نهایت به اندازه‌گیری میزان پلانکتون‌های جانوری و برآورد ظرفیت حمل‌زیستی آن منجر شود، که در مدیریت اکوسیستم موثر است. با آگاهی از ترکیب گونه‌ی جوامع پلانکتون‌های گیاهی، می‌توان قضاوت‌هایی در مورد ویژگی‌های دریاچه یا آبگیر مانند وضعیت غذایی، آب و هوایی، اسیدی بودن و ترکیب جوامع چرخه‌انجام داد. وضعیت خوراکی (حاصل‌خیزی) و pH آب برای تعیین جامعه‌ی غالب پلانکتون‌های گیاهی بسیار مهم است، به‌طوری‌که در دامنه‌های مختلف pH و حاصل‌خیزی، گروه‌های متفاوتی از این پلانکتون‌ها غالب می‌شوند. در قاعده‌ی کلی اگر pH در دریاچه‌های کم‌حاصل‌خیز (الیگوتروف) پایین باشد، غلبه اغلب با دسمیدها است، و اگر بالا باشد، دیاتوم‌هایی مانند گونه‌هایی از *Cyclotella* و *Tabellaria* غالب می‌شوند. در دریاچه‌های با حاصل‌خیزی میانه (مزوتروف) در pH نزدیک به خنثا، اغلب جلبک‌های طلایی و داینوفلاجلات‌ها غالب می‌شوند، در حالی‌که در pH بالا ممکن است دیاتومه‌هایی مانند گونه‌هایی از *Stephanodiscus* و *Asterionella* غلبه یابند. در دریاچه‌های پر حاصل‌خیز (یوتروف) در پی‌اچ بالا، غلبه با جلبک‌های سبز-آبی خواهد بود. رشد جلبک‌ها به‌دلیل دوره‌ی کوتاه چرخه‌ی زندگی‌شان سریع است، و به دلیل ساختار سلولی ساده‌ی که دارند، هر تغییر محیطی و تنش باعث شکسته شدن ساختمان و تلفات ناگهانی آن‌ها می‌شود (Bellinger and Sigeo, 2010). از همین روی، برخی از گونه‌های دیاتوم‌ها شاخص‌های مهمی در شناسایی

کیفیت آب اند، به طوری که در برنامه‌های کیفیت و مدیریت آب از شناساگرهای دیاتوم‌های خوراک‌وری Trophic Diatoms Index (TDI) و شناساگرهای دیاتوم‌های ژنریک Generic Diatoms Index (GDI) استفاده می‌شود (Akbulut & Yildiz, 2002).

### ۱-۱- مشکلات ناشی از جلبک‌ها

جلبک‌ها در کنار دو مشکل عمده‌ی مزه و بو، و گرفتگی صافی‌ها در آب آشامیدنی، مشکلات دیگری مانند تشکیل لایه‌ی لزج و ژلاتینی، رنگ، خوردگی، تداخل با دیگر فرآیندهای تصفیه و سمیت را نیز ایجاد می‌کنند (Avagyan, 2011؛ Bellinger and Sigeo, 2010). برخی از این مشکل‌ها آب تصفیه شده را ناخواسته و زیان‌آور می‌کند، و برخی دیگر جز کار افزوده برای کارکنان تصفیه‌خانه‌ها، با افزایش مصرف مواد شیمیایی مورد نیاز باعث افزایش هزینه‌ی تصفیه‌ی آب آشامیدنی می‌شوند. علت اصلی تولید مزه و بو توسط آن‌ها در آب رهاسازی ترکیبات آلی (محصول فرعی چرخه‌ی زندگی پلانکتون‌های گیاهی) است. جلبک‌ها سه نوع مزه‌ی تلخ، شیرین و ترش را در آب ایجاد می‌کنند (Bellinger and Sigeo, 2010).

دیاتوم‌ها علت اصلی گرفتگی صافی‌ها هستند. این جلبک‌ها روی صافی‌ها رشد می‌کنند و یک لایه‌ی ضخیم به وجود می‌آورند که صافی را می‌بندد. در این هنگام باید صافی را از سوی دیگر شست و شو داد تا دوباره توان کار صاف کردن را به دست آورد (Bellinger and Sigeo, 2010). از سوی دیگر، ماده‌ی لزج و ژلاتینی شکلی از جلبک‌ها به آب آزاد می‌شود که سطح بتون و سطوح دیگر را لغزنده می‌کند. این لایه‌ی ژلاتینی نازیب و بدبو است و برای افرادی که بر روی آن سطوح راه می‌روند نیز خطرناک است (Bellinger and Sigeo, 2010).

رنگ آب نیز تا اندازه‌ی زیادی نتیجه‌ی وجود ریزجلبک‌ها در حد زیاد است. تمامی جلبک‌ها می‌توانند تا حدودی به آب رنگ بدهند، و این نشانه‌ی از وجود مزه و بوی ناخواسته در آب نیز است. جلبک‌ها رنگ‌های سبز متمایل به زرد، آبی-سبز، قهوه‌یی و قرمز در آب ایجاد می‌کنند. تغییر رنگ آب می‌تواند دلایل دیگری نیز مانند وجود برخی مواد مانند آهن و منگنز، مواد آلی سیلاب‌های سطحی و فاضلاب‌های صنعتی داشته باشد (Bellinger and Sigeo, 2010).

جلبک‌ها ممکن است باعث ایجاد خوردگی در تاسیسات آبی شوند، چه مستقیم بر سطوحی که روی آن‌ها رشد می‌کنند، چه نامستقیم با ایجاد تغییرات فیزیکی و شیمیایی در آب (Bellinger and Sigeo, 2010). جلبک‌ها با رشد و مرگ خود pH، قلیائیت، سختی، اکسیژن محلول و مواد آلی آب را تغییر می‌دهند. برای نمونه با مرگ جلبک‌ها مقدار مواد آلی آب افزایش می‌یابد؛ در نتیجه مقدار کلر بیشتری برای گندزدایی آن آب لازم است.

برخی از ریزجلبک‌های آب شیرین سمی اند، یعنی موادی در آب آزاد می‌کنند که باعث ایجاد ناراحتی‌های پوستی، و در صورت نوشیده شدن آب باعث ناراحتی‌های گوارشی و عصبی می‌شوند. در حالت طبیعی اندازه‌ی کم این سم‌ها کشنده نیست، اما اگر شرایط برای جلبک‌های تولیدکننده‌ی این سم‌ها مناسب شود، به سرعت



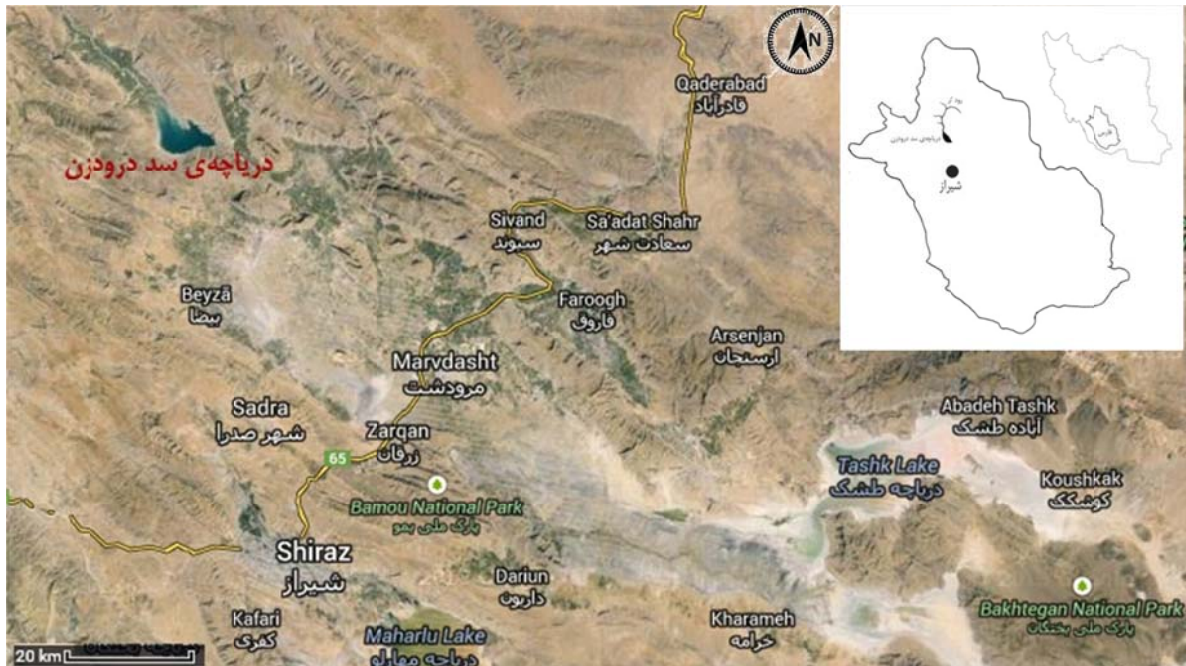
تکثیر می‌شوند و جمعیت خود را افزایش می‌دهند، که در نتیجه‌ی آن اندازه‌ی سم‌های تولیدی نیز افزایش می‌یابد و موجب مرگ‌ومیر دیگر موجودات زنده خواهند شد (Warrington, 2009). افزایش تراکم جلبک‌ها، چه آن‌ها که تولیدکننده‌ی سم اند و چه آن‌ها که سم تولید نمی‌کنند، در شب باعث کاهش اکسیژن آب می‌شود. این کار به خفگی و مرگ آب‌زیان دیگر و ایجاد شرایط بی‌هوایی شدیدتر در بستر آب منجر خواهد شد (Avagyan, 2011).

توجه به افزایش روند تغییرات کیفیت آب این دریاچه به‌ویژه از آن روی اهمیت بیش‌تری پیدا می‌کند که با احداث و راه‌اندازی سد جدید ملاصدرا (با حجم حدود ۴۰۰.۰۰۰.۰۰۰ متر مکعب) در بالادست درودزن، و محروم شدن سد درودزن از دریافت آب رودخانه‌های سفید و گاودار، این دریاچه ممکن است با افت حجم مواجه شود. چنین پدیده‌یی می‌تواند به نوبه‌ی خود موجب تغلیظ آلاینده‌های دریاچه و تشدید وضعیت آلودگی آن گردد.

همین وضعیت در شرایط پایان تابستان که ورودی آب به کم‌ترین مقدار خود می‌رسد بیش از پیش خود را نشان می‌دهد. از همین روی، برای نشان دادن مرزهای بالایی آلودگی ممکن دریاچه، انجام این پژوهش در زمانی که سطح آب به کم‌ترین مقدار خود در سال‌های اخیر رسیده ضروری بوده است. با آگاهی از تاثیر عوامل زیستی بر کیفیت آب می‌توان به سوی مدیریت درست این عوامل حرکت کرد، و در کنار کاهش خطرهای مصرف آب آشامیدنی ناسالم، هزینه‌های تصفیه و جداسازی آلاینده‌ها را نیز کاهش داد. هدف از این پژوهش به‌دست آوردن آگاهی کلی از وضعیت کنونی فیزیکی، شیمیایی و زیندگان دریاچه‌ی سد درودزن، و کیفیت آب آن است. اطلاعات به‌دست‌آمده به یافتن راه‌کارهایی برای بهره‌برداری‌های درست و کاهش آثار تخریبی در اکوسیستم دریاچه کمک خواهد کرد.

## ۲- مواد و روش‌ها

سد مخزنی درودزن (خاکی با هسته‌ی رسی) با حجم تقریبی ۱.۰۰۰.۰۰۰.۰۰۰ مترمکعب، ارتفاع از پی ۵۸ متر، طول تاج ۷۱۰ متر، عرض تاج ۸ متر، حجم مخزن ۹۶۰ میلیون مترمکعب، حجم مرده‌ی مخزن ۱۳۳ میلیون مترمکعب، حجم مفید مخزن ۸۳۰ میلیون مترمکعب، نوع سرریز بتنی آزاد، و مساحت ۵۵ کیلومتر مربع در زمان بیش‌ترین آب‌گیری (شرکت سهامی آب منطقه‌ی فارس، ۱۳۹۰)، در ۱۰۰ کیلومتری شمال غرب شیراز بر رودخانه‌ی گُرس ساخته شده است (شکل ۱).



شکل ۱. موقعیت جغرافیایی سد درودزن در شمال شیراز، استان فارس. عکس از گوگل مپز ۲۰۱۴.

### ۲-۱- نمونه‌برداری

به‌طور کلی سدها را از دیدگاه شرایط فیزیکی به سه منطقه‌ی دریاچه‌ای (lacustrine)، میانی (transitional)، و رودخانه‌ای (riverine) تقسیم می‌کنند (Wetzel, 2001). بر این اساس از محیط دریاچه سه موقعیت در مقطع‌های اصلی برگزیده شد. در هر مقطع یک ایستگاه کناره‌ی (لیتورال)، و دو ایستگاه درون آب‌های آزاد دریاچه (پروفوندال) شامل ایستگاه سطحی (لیمنتیک) و ایستگاه عمقی (بنتیک) تعیین شد، که مجموعاً ۹ ایستگاه در چهار تکرار فصلی بود. محل مقطع‌ها و ایستگاه‌ها در شکل ۲ نشان داده شده است.

۱	مقطع دریاچه‌ای	ایستگاه کناره‌ای	ایستگاه سطحی	ایستگاه عمقی
۲	مقطع میانی	ایستگاه کناره‌ای	ایستگاه سطحی	ایستگاه عمقی
۳	مقطع رودخانه‌ای	ایستگاه کناره‌ای	ایستگاه سطحی	ایستگاه عمقی



شکل ۲. بالا: مقطع‌ها و زیستگاه‌های برگزیده در دریاچه سد درودزن، پایین: نمایش جاهای نمونه‌برداری در مقطع‌های دریاچه‌ای (lacustrine)، میانی (transitional)، و رودخانه‌ای (riverine) روی نقشه دریاچه.

دوره برداشت نمونه‌ها از زمستان ۱۳۸۹ تا پاییز ۱۳۹۰ بود. نمونه‌برداری همه‌ی عوامل به‌جز ماهیان هر سه‌ماه یک‌بار انجام شد، و برداشت نمونه‌های ماهیان در همین دوره‌ی زمانی اما با دو تکرار (با فاصله‌ی شش ماه) بود.

## ۲-۲- بررسی‌های فیزیکی و شیمیایی

برخی عوامل مانند دمای هوا، دمای آب، اکسیژن محلول، pH، عمق، و مشخصات جغرافیایی (طول و عرض و ارتفاع) در محل سنجیده شد. اکسیژن محلول و دمای آب توسط دستگاه اکسیژن‌متر صحرایی دیجیتال (WTW-Oxy 320)، pH به وسیله دستگاه pH متر صحرایی (HANA-HI 1281)، و دمای هوا به وسیله دماسنج جیوه‌ی اندازه‌گیری شد.

برای اندازه‌گیری شفافیت روش صفحه‌ی سگی (Secchi disc) به کار رفت.

برای برداشتن آب عمق از نمونه‌بردار روتتر استفاده شد. نمونه‌هایی از آب نیز در شیشه‌های تیره‌رنگ برای اندازه‌گیری اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی (بی.او.دی) و اکسیژن‌خواهی شیمیایی (سی.او.دی) برداشته شد. برای اندازه‌گیری مواد جامد معلق (TSS) یک حجم ۵۰۰ میلی‌لیتری از آب با کاغذهای صافی از پیش وزن‌شده‌ی ۴۰ میکرونی (Wattmann 40) صاف کرده، و پس‌تر در آزمایشگاه پس از خشک کردن در کوره با دمای ۱۰۰°C ۲۰۰ دوباره وزن شد. از اختلاف وزن آن‌ها، اندازه‌ی مواد جامد معلق در ۵۰۰ cc به دست آمد و به ۱۰۰۰ cc تبدیل شد.

آب صاف‌شده‌ی این مرحله نگهداری شد تا در اندازه‌گیری بعدی یون‌های آمونیوم ( $\text{NH}_4^+$ )، نیتريت ( $\text{NO}_2^-$ )، و نترات ( $\text{NO}_3^-$ ) به کار رود.

برای اندازه‌گیری یون‌های فسفات، کلسیم، منیزیم و سختی کل آب از نمونه‌ی آب صاف‌نشده استفاده شد.

برای اندازه‌گیری اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی و اکسیژن‌خواهی شیمیایی نیز آب صاف نشده به کار رفت. در هر روز از ۲ تا ۳ ایستگاه نمونه‌برداری می‌شد. نمونه‌ها درون مخلوطی از یخ خرد شده در یخدان در دمای ۱۰°C ۴ نگهداری می‌شد، و در کم‌تر از ۲ ساعت پس از آخرین نمونه‌برداری به آزمایشگاه آورده می‌شد، تا اندازه‌گیری‌ها در کم‌ترین زمان ممکن به انجام برسد.

برای اندازه‌گیری یون‌های نیتريت، نترات، سولفات و فسفات از روش طیف‌سنجی با استفاده از دستگاه طیف‌سنج (HACH) استفاده شد.

اندازه‌گیری آمونیوم با روش Phenate (Standard Methods, section 4500-NH3 D) انجام شد.

برای اندازه‌گیری هدایت الکتریکی (EC) و کل مواد معلق (Total Dissolved Solids, TDS) دستگاه ای‌سی متر دیجیتال (WTW-LF340) با الکتروود Tetracon 345 به کار گرفته شد.

سختی کلسیم با استفاده از روش EDTA Titrimetric method (Standard Methods, section 3500-Ca D)، سختی کل آب به روش EDTA Titrimetric method (Standard Methods, section 2340 C) اندازه‌گیری شد، و سختی منیزیم با کاهش سختی کلسیم از سختی کل به دست آمد (Standard Methods, section 2340 B).

$$\text{Hardness, mg equivalent/L CaCO}_3 = ([\text{Ca, mg/l}] * 2.497) + ([\text{Mg, mg/l}] * 4.116)$$

$$[\text{Mg, mg/l}] * 4.116 = \text{Hardness, mg equivalent/L CaCO}_3 - ([\text{Ca, mg/l}] * 2.497)$$

$$[\text{Mg, mg/l}] = [\text{Hardness, mg equivalent/L CaCO}_3 - ([\text{Ca, mg/l}] * 2.497)] / 4.118$$

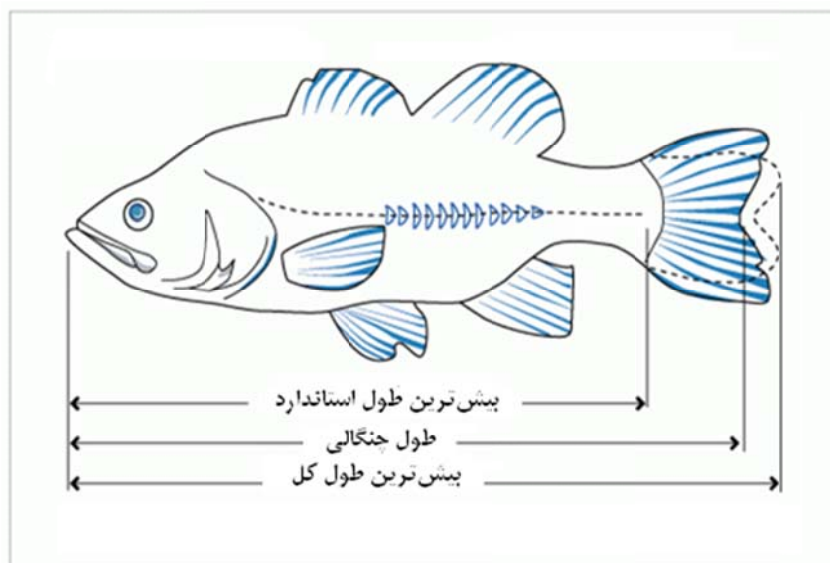
### ۳-۲- نمونه‌برداری عوامل زیستی

نمونه‌برداری پلانکتون‌های جانوری با تور پلانکتون ۱۰۰ میکرونی انجام شد. حجم معینی از آب از توری رد کرده و محتوای برجا مانده به شیشه‌های نمونه‌برداری دارای اتانول ۹۵٪ منتقل می‌شد. برای پلانکتون‌های گیاهی نمونه‌ی آب جداگانه برداشته می‌شد و در جعبه‌ی خنک نگهداری می‌شد تا به صورت تازه برای شناسایی نگهداری شود. نمونه‌ها پس از شناسایی با لوگل تثبیت می‌شد (Zohary et al., 1998).

برای نمونه‌برداری از جانوران کفزی از نمونه‌بردار اکمن (Eckman grab) استفاده شد. نمونه‌بردار متصل به طناب بلند در رسوب‌ها فرو برده، و با ضربی رها کننده از درون قایق دهانه‌ی آن بسته و نمونه‌ها به بالا کشیده می‌شد. برداشته‌ها درون یک تشت پلاستیکی ریخته می‌شد، و گل ولای آن با شست‌وشوی چندباره جدا می‌شد. همه‌ی سنگ‌های درون تشت با یک برس نرم شست‌وشو داده می‌شد و محتویات باقی‌مانده به ظرف‌های نگهداری خالی کرده می‌شد. برای تثبیت نمونه‌ها اتانول ۹۵٪ و برای رنگ گرفتن نمونه‌ها چند قطره محلول رنگ‌دهنده (لوگل) افزوده می‌شد.

از گیاهان عالی آبزی برای شناسایی نمونه‌برداری شد. با پیمایش میدانی با قایق و ثبت ۱۲ نقطه یک نقشه ساده‌از پراکنش گیاهان پیرامون دریاچه تهیه شد.

نمونه‌برداری از ماهیان دریاچه با هماهنگی با اداره‌ی کل حفاظت محیط زیست استان و به کمک صیادان محلی در زمستان ۱۳۸۹ و تابستان ۱۳۹۰ صورت گرفت. تورهای به کاررفته برای گرفتن انواع ماهیان شامل تور با دهانه‌ی ۳۷ م.م، دهانه‌ی ۵۷ م.م و دهانه‌ی ۱۲۰ م.م بود. شناسایی گونه، شمارش نمونه‌های هر گونه در هر ایستگاه، و زیست‌سنجی ماهی‌ها در آزمایشگاه انجام شد. بیش‌ترین طول استاندارد، طول چنگالی، و بیش‌ترین طول کل (شکل ۳)، و وزن هر ماهی اندازه‌گیری شد. از آن‌جا که روی بدن ماهیان دریاچه زخم‌های سطحی و چسبیدن انگل‌های خارجی دیده شد، شمار انگل‌ها و محل زخم روی بدن نیز شمارش و ثبت شد.



شکل ۳. ویژگی‌های اندازه‌گیری شده در ماهیان.

#### ۴-۲- اندازه‌گیری تراکم پلانکتونی

برای تعیین تراکم پلانکتون‌ها مواد ته‌نشین شده‌ی درون ظرف‌های نگه‌داری به هم زده می‌شد تا مخلوط یک‌نواخت شود. با پیت از آن یک زیرنمونه تهیه می‌شد. در مورد زوپلانکتون‌ها زیرنمونه‌ها درون لام بوگاروف قرار داده و نمونه‌ها در زیر میکروسکوپ استریو شناسایی و شمارش شد. برای فیتوپلانکتون‌ها به جای لام بوگاروف از اسلاید هیموسایتومتری استفاده شد. پس از شمارش، ضریب‌های تبدیل حجمی برای زیرنمونه‌ها اعمال شد. از نمونه‌ها عکس برداری شد.

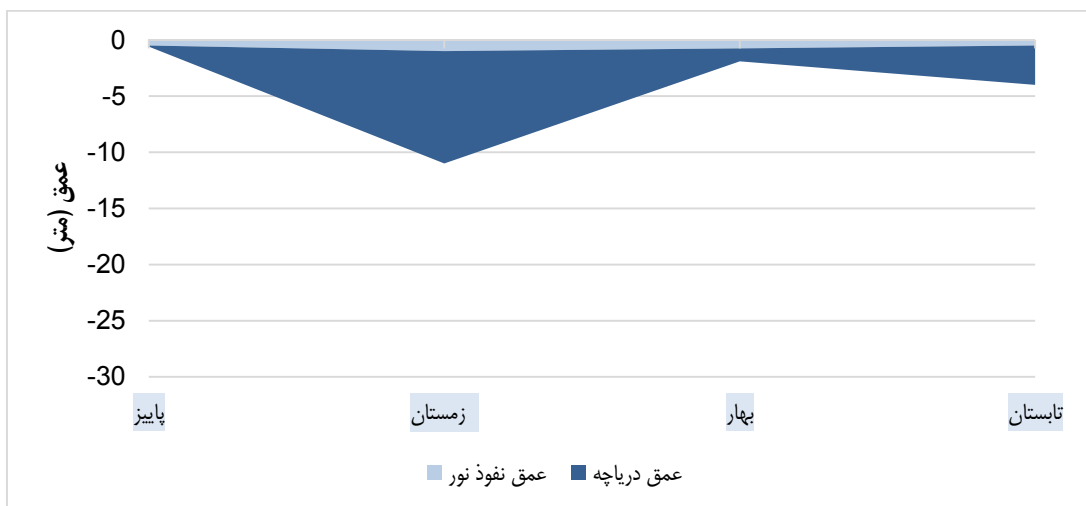
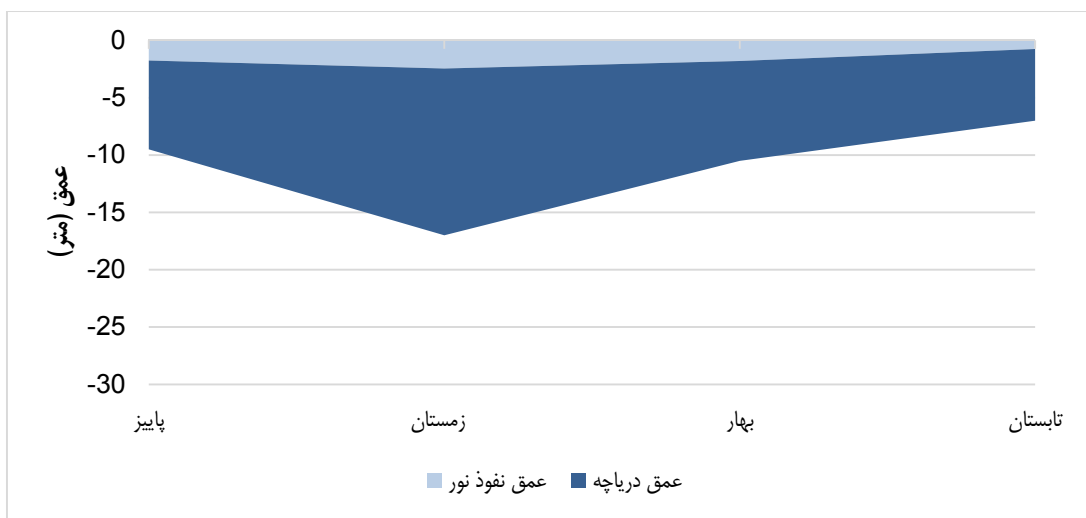
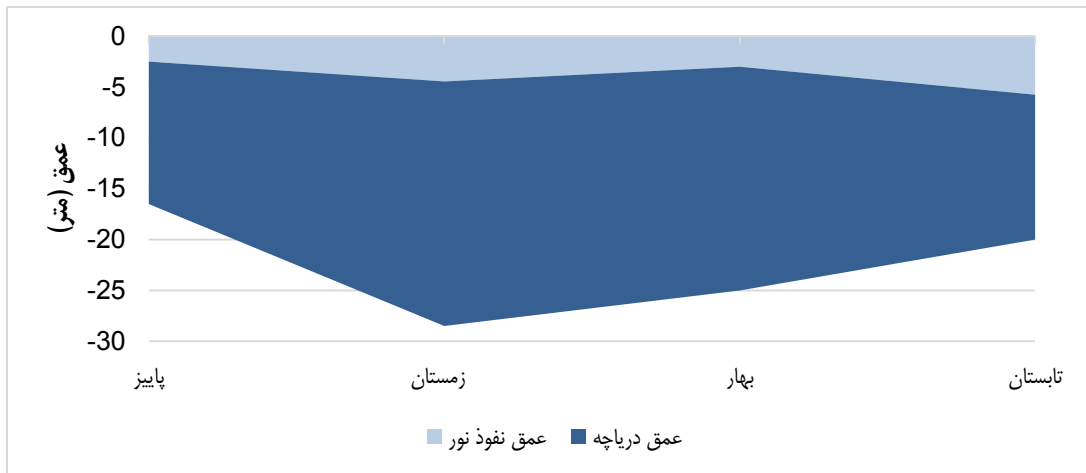
داده‌های برداشته‌شده میان فصل‌های مختلف سال و ایستگاه‌ها (رودخانه ای، میانه، دریاچه ای) و زیستگاه‌ها (سطحی، عمقی، ساحلی) مقایسه شد. برای تحلیل آماری افزون بر آمار توصیفی از آزمون‌های کروسکال-والیس و مان-ویتنی در نرم‌افزار SPSS استفاده شد. از آن‌جا که pH یک ماهیت لگاریتمی دارد، پیش از تحلیل آن نرمال‌بودن داده‌ها با آزمون شاپیرو-ویلک بررسی شد، تا در صورت نرمال بودن پراکندگی داده‌های pH، برای این عامل نیز بتوان از میانگین حسابی استفاده کرد و آن را در تحلیل آماری به کار برد.

### ۳- نتایج

#### ۳-۱- ویژگی‌های عمومی و فیزیکی

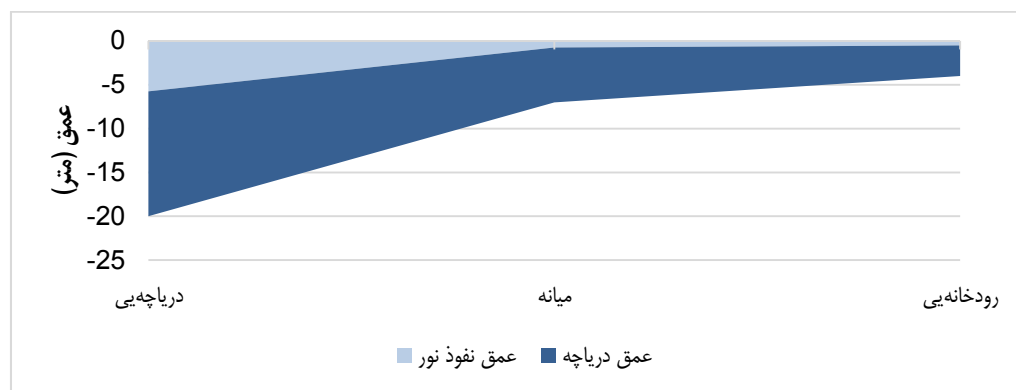
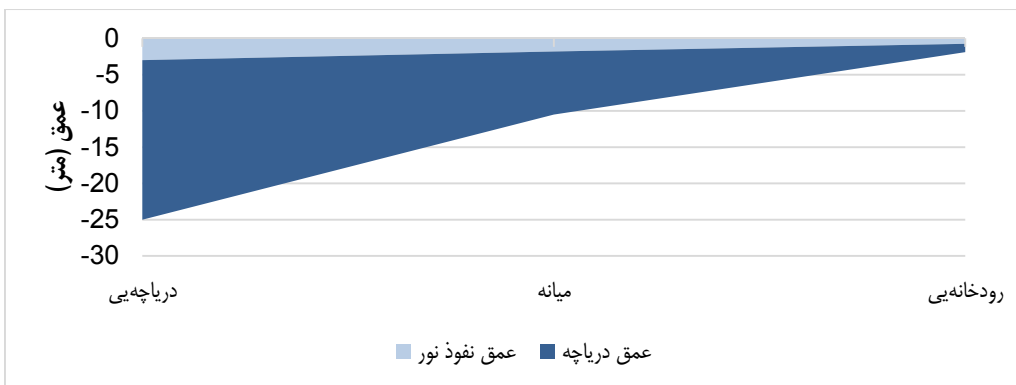
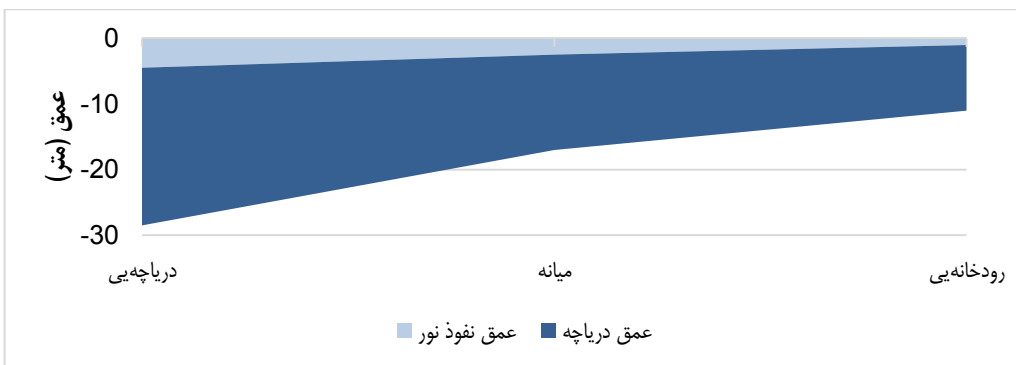
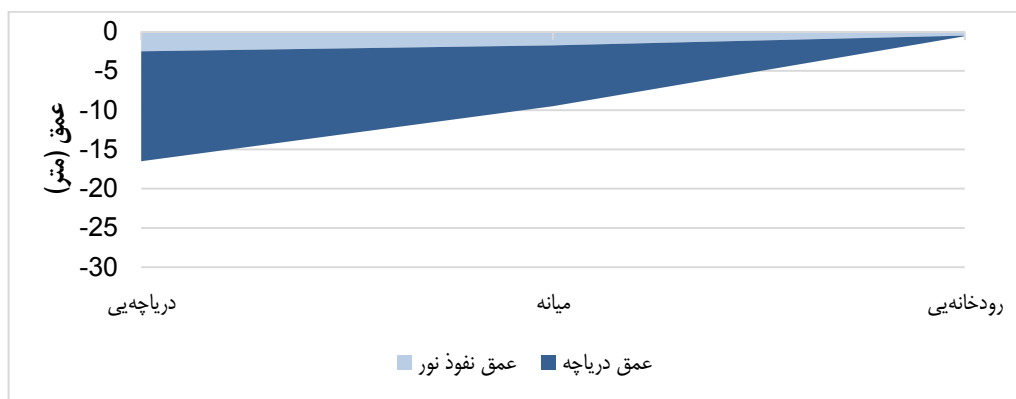
بیشترین عمق آب در فصل زمستان در ایستگاه دریاچه ای نزدیک به دیواره‌ی سد با ثبت ۲۸/۵ متر و کمترین آن در فصل پاییز در ایستگاه رودخانه ای با ثبت ۰/۶ متر اندازه‌گیری شد.

شفافیت آب (عمق صفحه‌ی سگی) در طول سال تغییر داشت، و در مجموع در بهار و پاییز کم‌تر بود (شفافیت بیش‌تر). مقطع دریاچه ای در تابستان بیش‌ترین شفافیت سالانه را نشان داد، در حالی که مقطع‌های رودخانه ای و میانه در این زمان کم‌ترین اندازه‌های خود را داشتند. مقطع‌های میانه و رودخانه ای در زمستان بیش‌ترین شفافیت را نسبت به زمان‌های دیگر سال داشت شکل ۴ داده‌های عمق و شفافیت را در چهار فصل سال، و شکل ۵ این دو عامل را میان مقطع‌های مختلف مقایسه می‌کند.



شکل ۴. مقایسه عمق و شفافیت آب در طول سال در ایستگاه سطحی در آب آزاد. از بالا به پایین: مقطع دریاچه‌ای، مقطع میانه، مقطع رودخانه‌ای.

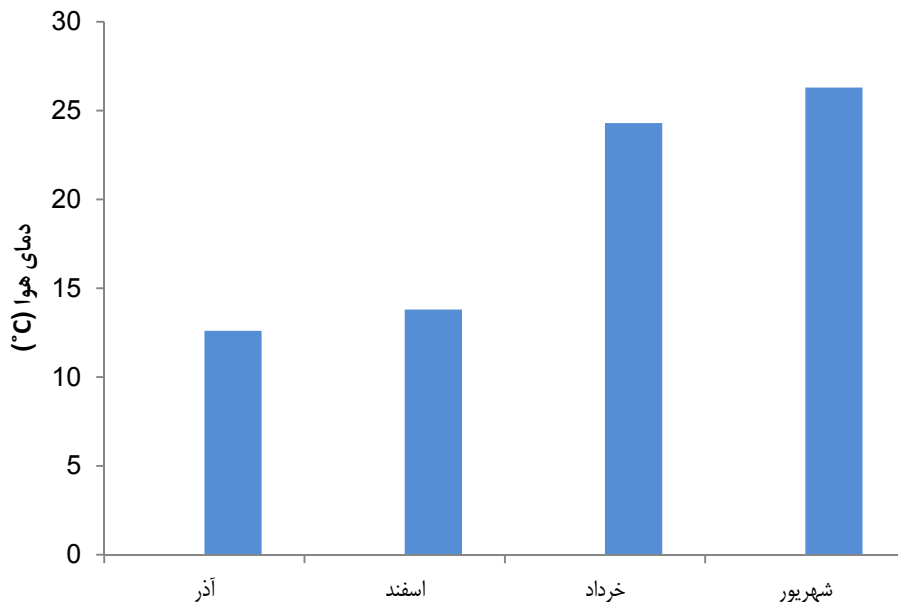




شکل ۵. مقایسه عمق و شفافیت آب در ایستگاه سطحی در آب آزاد میان مقاطع مختلف. از بالا به پایین: پاییز، زمستان، بهار، تابستان.

## دمای هوا

کمترین دمای هوا در مدت این پژوهش  $8^{\circ}\text{C}$  در پایان آذر، بیشترین آن  $37^{\circ}\text{C}$  در پایان شهریور، و میانگین آن  $(SD = 7)$   $19^{\circ}\text{C}$  بود. تحلیل واریانس اختلاف میان فصل‌ها را با  $P < 0.0001$  معنادار نشان داد. دو فصل پاییز و زمستان اختلاف معناداری با هم نداشت، اما اختلاف آن دو با فصل‌های بهار و پاییز معنادار بود (شکل ۶).



شکل ۶. نمودار روند میانگین تغییرات سالانه دمای هوا روی دریاچه در سه مقطع

برای ویژگی‌های آب دریاچه میانگین غلظت عوامل مختلف در ۹ نمونه (زیستگاه‌های سطحی، عمقی و ساحلی در هر یک از مقطع‌های دریاچه ای، میانه ای، و رودخانه ای) میان فصل‌های سال مقایسه شد. در این مقایسه از میانگین‌های هر مقطع استفاده شد. پس از یک توصیف کلی داده‌ها، نخست در هر مقطع تغییرات سه زیستگاه با هم مقایسه می‌شود. سپس در هر زیستگاه، ویژگی‌های سه مقطع با هم مقایسه می‌شود.

۱. میانگین ۹ ایستگاه در هر فصل ( $n=9$ ) ----- < مقایسه‌ی ۴ فصل با هم
۲. میانگین ۳ زیستگاه هر مقطع در چهار تکرار سال ( $n=12$ ) ----- < مقایسه‌ی ۳ مقطع با هم

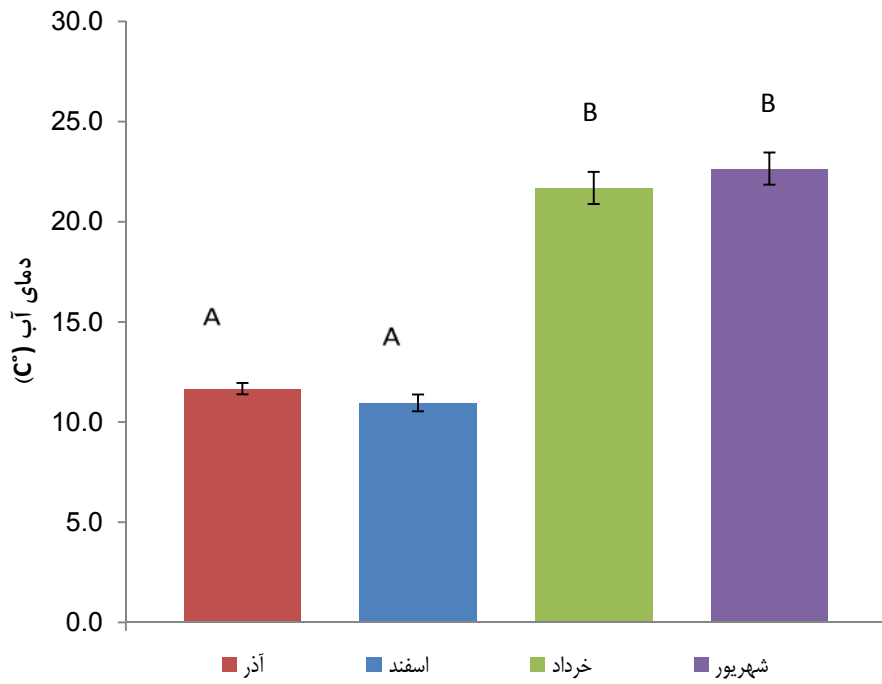
## دمای آب

کمترین دمای آب در این سال  $11/0^{\circ}\text{C}$  در بخش در اسفند و بیشترین آن  $22/7^{\circ}\text{C}$  در شهریور بود (شکل ۷). میانگین سالانه دمای آب در زیستگاه سطحی  $16/9^{\circ}\text{C}$  ( $SD = 6/2$ )، عمقی  $15/7^{\circ}\text{C}$  ( $SD = 5/1$ ) و ساحلی  $17/6^{\circ}\text{C}$  ( $SD = 6/3$ ) بود، اگرچه تفاوت آماری معناداری در تحلیل آماری میانگین سالانه دیده نشد.

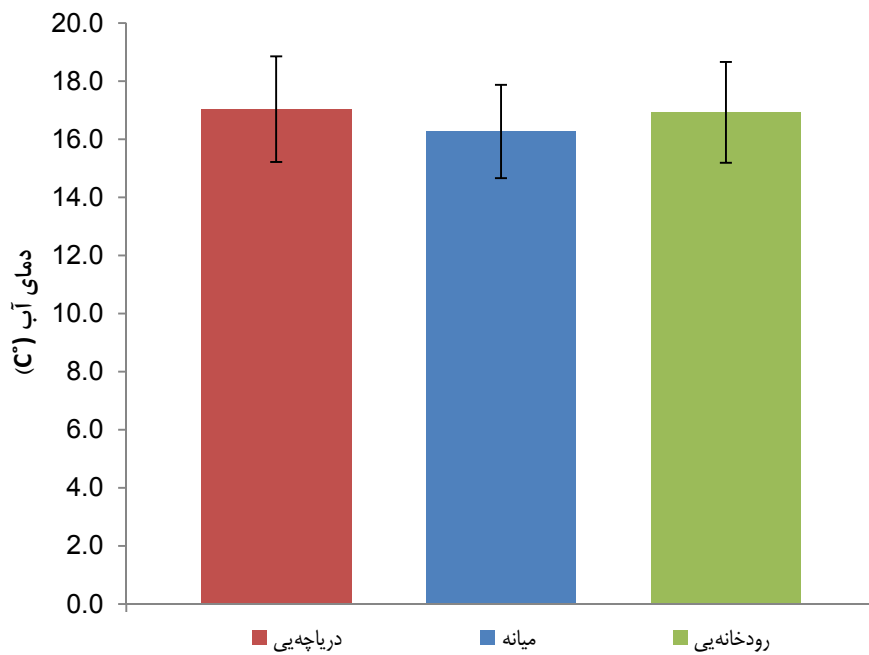
میانگین سالانه دمای آب در بخش دریاچه ای  $17/0^{\circ}C$  ( $SD = 6/3$ )، میانه ای  $16/3^{\circ}C$  ( $SD = 5/6$ ) و رودخانه ای  $16/9^{\circ}C$  ( $SD = 6/0$ ) بود. در تحلیل آماری میانگین سالانه بخش‌ها نیز تفاوت آماری معناداری وجود نداشت.

**مقایسه سه زیستگاه.** دمای آب ساحلی در مقطع دریاچه ای در پاییز کم‌تر اما در سه فصل دیگر بیش‌تر از دو زیستگاه سطحی و عمقی بود. آب‌های عمقی در زمستان، بهار و تابستان کم‌ترین دما را داشت (شکل ۵). دمای سه زیستگاه در مقطع میانه ای در پاییز یکسان بود. در اسفند زیستگاه ساحلی بیش‌ترین دما را داشت، اما در خرداد و شهریور بیش‌ترین دما در زیستگاه سطحی دیده شد. آب‌های عمقی در زمستان، بهار و تابستان کم‌ترین دما را داشت. در مقطع دریاچه ای نیز در آذر دمای سه زیستگاه کم‌و بیش یکسان بود. در اسفند زیستگاه عمقی بیش‌ترین دما و زیستگاه سطحی کم‌ترین آن را داشت. زیستگاه عمقی در خرداد و شهریور کم‌ترین دما را داشت، در حالی که بیش‌ترین دما در این دو ماه در زیستگاه ساحلی دیده شد.

**مقایسه سه مقطع.** در مقایسه سه زیستگاه سطحی در هر یک از مقطع‌ها دیده شد که به‌طور کلی دمای ایستگاه‌های اندازه‌گیری در محدوده‌ی نزدیکی به هم بود (شکل ۸)، اگرچه بخش دریاچه ای در آذر و شهریور دمای بالاتری داشت. در اسفند همه‌ی زیستگاه‌های سطحی دمای یکسانی داشت، و در خرداد بخش میانه ای دمای بالاتری نشان داد. سه زیستگاه عمقی تفاوت‌های بزرگ‌تری را نشان داد. بیش‌ترین تفاوت در بخش رودخانه ای بود؛ این بخش در آذر کم‌ترین دما، اما در ماه‌های دیگر بیش‌ترین دما را داشت. بخش‌های میانه ای و دریاچه ای در اسفند به کم‌ترین اندازه رسید، و در خرداد دمای بخش دریاچه ای از میانه ای بیش‌تر شد. این وضعیت در شهریور برعکس شد و بخش عمقی کاهش نشان داد. زیستگاه ساحلی در دو فصل پاییز و زمستان در هر سه بخش دمای یکسانی داشت، اما در خرداد و شهریور دمای بخش دریاچه ای بیش‌ترین و بخش میانه کم‌ترین بود.



شکل ۷. نمودار روند تغییرات سالانه دمای آب در ۹ زیستگاه سد درودزن طی سال های ۹۰-۱۳۸۹



شکل ۸. نمودار مقایسه تغییرات سالانه دمای آب سه مقطع سد درودزن طی سال های ۹۰-۱۳۸۹

## اکسیژن محلول

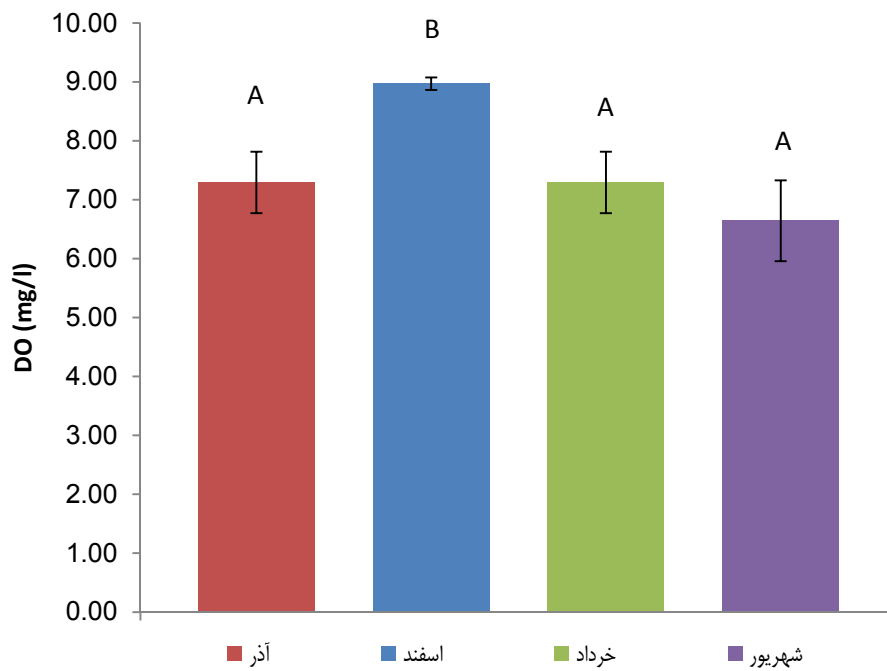
کم‌ترین غلظت اکسیژن محلول در این سال ۱/۴ م‌گ‌آل در بخش عمقی دریاچه ای در خرداد، و بیش‌ترین آن ۱۰/۴۱ م‌گ‌آل در بخش ساحلی میانه ای در خرداد بود. میانگین سالانه غلظت اکسیژن محلول در زیستگاه سطحی ۷/۷ م‌گ‌آل ( $SD = ۰/۹$ )، عمقی ۶/۵ م‌گ‌آل ( $SD = ۲/۲$ ) و ساحلی ۸/۴ م‌گ‌آل ( $SD = ۱/۲$ ) بود. تحلیل آماری میانگین سالانه زیستگاه‌ها تفاوت آماری معناداری را در تراز  $P < ۰/۰۲$  نشان داد. زیستگاه سطحی با زیستگاه عمقی ( $P < ۰/۰۶$ ) و زیستگاه عمقی با زیستگاه‌های سطحی و ساحلی ( $P < ۰/۰۰۴$ ) تفاوت آماری معنادار داشت.

بیش‌ترین میانگین فصلی در اسفند دیده شد و ماه‌های دیگر تفاوت معناداری با هم نداشت (شکل ۹). در مقایسه مقطع‌های سه گانه، میانگین سالانه غلظت اکسیژن محلول در مقطع دریاچه ای ۷/۱ م‌گ‌آل ( $SD = ۲/۰$ )، میانه ای ۷/۹ م‌گ‌آل ( $SD = ۲/۰$ )، و رودخانه ای ۷/۷ م‌گ‌آل ( $SD = ۰/۷$ ) بود (شکل ۱۰). تحلیل آماری میانگین سالانه بخش‌ها تفاوت آماری معناداری نشان نداد.

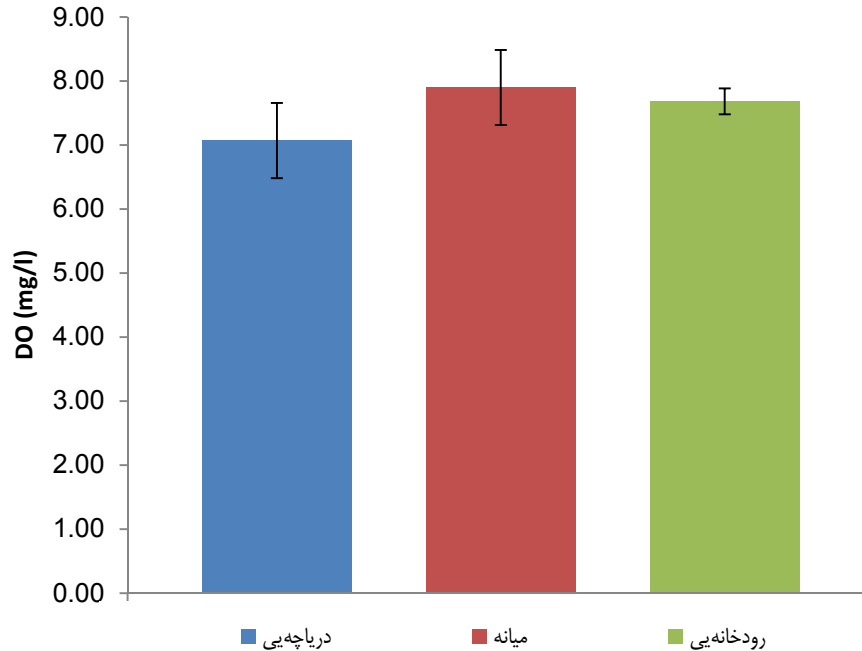
**مقایسه سه زیستگاه.** هر سه زیستگاه بخش دریاچه ای در اسفند بالاترین غلظت اکسیژن را داشتند و زیستگاه عمقی در همه‌ی فصل‌ها کم‌ترین اندازه را نشان داد. اگرچه، مقدار آن در این ایستگاه در خرداد و شهریور کاهش شدیدی یافت و اختلاف میان آن و دو زیستگاه سطحی و ساحلی بسیار زیاد شد. دو زیستگاه دیگر اندازه و روند تغییرات یکسانی در غلظت اکسیژن داشت. در بخش میانه ای غلظت اکسیژن در سه زیستگاه در پاییز کاملاً یکسان بود، اما در خرداد تفاوت شدیدی نشان داد، به طوری که در این زمان زیستگاه عمقی کم‌ترین، و زیستگاه ساحلی بیش‌ترین اندازه‌ی اکسیژن محلول را داشت. غلظت اکسیژن زیستگاه ساحلی در این بخش در همه‌ی سال بیشینه بود. در بخش رودخانه ای هر سه زیستگاه اندازه و روند تغییرات یکسانی از بیش‌ترین در آذر تا کم‌ترین در شهریور را نشان داد.

**مقایسه سه مقطع.** غلظت اکسیژن محلول در زیستگاه سطحی نظم مشخصی را در آذر نشان داد: بیشینه در مقطع رودخانه ای، کمینه در مقطع دریاچه ای و اندازه‌ی میانه در مقطع میانه ای. در سه فصل دیگر اندازه‌ی اکسیژن محلول سه زیستگاه کم‌و بیش یکسان بود، و کم‌ترین اندازه‌ها در بهار و تابستان دیده شد. زیستگاه عمقی در پاییز طرحی یکسان با زیستگاه سطحی داشت و در اسفند اندازه‌ی سه مقطع با هم برابر شد، اما در خرداد و شهریور تغییرات شدیدی دیده شد. زیستگاه عمقی دریاچه ای کاهش شدیدی را آغاز کرد و در شهریور به کم‌ترین مقدار رسید. زیستگاه عمقی بخش میانه در خرداد از بخش دریاچه ای نیز کم‌تر بود، اما در شهریور افزایش یافت و با بخش رودخانه ای برابر شد.

در میان سه ایستگاه ساحلی مقطع رودخانه ای بیش‌ترین غلظت اکسیژن محلول را در آذر داشت، اما تا پایان تابستان رو به کاهش گذاشت. در مقطع دریاچه ای این مقدار در آذر کم‌ترین بود، و پس از افزایش در اسفند به اندازه‌های نزدیک به مقطع رودخانه ای رسید. مقطع میانه در ماه‌های بهار و تابستان به بیش‌ترین اندازه‌ها رسید.



شکل ۹. نمودار روند تغییرات سالانه غلظت اکسیژن محلول آب در ۹ زیستگاه سد درودزن طی سال های ۱۳۸۹-۹۰



شکل ۱۰. مقایسه تغییرات سالانه غلظت اکسیژن محلول سه مقطع سد درودزن طی سال های ۱۳۸۹-۹۰

pH

آزمون شاپیرو-ویلک برای نرمال بودن برای داده‌های pH نشان داد که همه‌ی این داده‌ها پراکنش نرمال دارد (جدول ۱).

جدول ۱. آزمون نرمال بودن شاپیرو-ویلک برای داده‌های pH

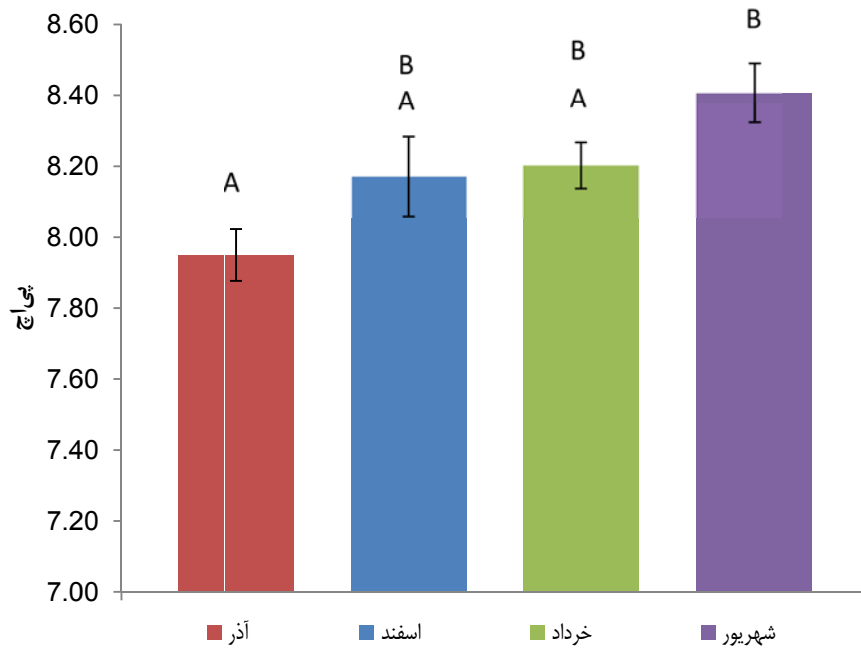
Sig.	df	Statistic	ایستگاه‌ها
۰/۶۴۱	۴	۰/۹۳۸	۱
۰/۲۳۹	۴	۰/۸۵۴	۲
۰/۳۱۴	۴	۰/۸۷۴	۳
۰/۴۹۲	۴	۰/۹۱۲	۴
۰/۲۹۲	۴	۰/۸۶۸	۵
۰/۳۷۵	۴	۰/۸۸۸	۶
۰/۵۱۲	۴	۰/۹۱۵	۷
۰/۶۴۰	۴	۰/۹۳۸	۸
۰/۱۰۰	۴	۰/۷۹۹	۹

کم‌ترین pH در این سال ۷/۶ در بخش سطحی و کناره‌یی رودخانه ای در اسفند و عمقی رودخانه ای در آذر، و بیش‌ترین آن ۸/۷ در بخش ساحلی دریاچه ای در شهریور بود.

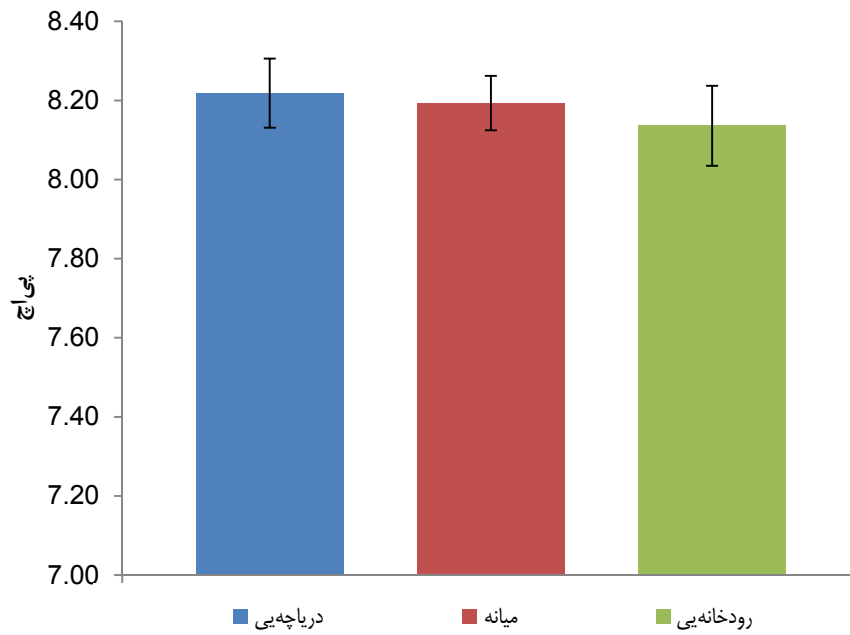
**مقایسه مجموع زیستگاه‌ها و مقطع‌ها در فصل‌های مختلف.** در مجموع، پی‌اچ در شهریور بالاتر از آذر بود، و ماه‌های دیگر تفاوتی با هم نداشت (شکل ۱۱). میانگین سالانه pH در پاییز ۷/۹ ( $SD = ۰/۲$ )، زمستان ۸/۲ ( $SD = ۰/۳$ )، بهار ۸/۲ ( $SD = ۰/۲$ )، و تابستان ۸/۴ ( $SD = ۰/۳$ ) بود. تحلیل آماری میانگین‌های سالانه تفاوت معناداری را میان پاییز با بهار و تابستان نشان داد ( $P < ۰/۰۰۷$ ).

**مقایسه سه زیستگاه.** میانگین سالانه pH در زیستگاه سطحی ۸/۲ ( $SD = ۰/۳$ )، عمقی ۸/۱ ( $SD = ۰/۳$ ) و ساحلی ۸/۲ ( $SD = ۰/۳$ ) بود. تحلیل آماری میانگین‌های سالانه زیستگاه‌ها تفاوت معناداری را میان آن‌ها نشان نداد.

**مقایسه سه مقطع.** میانگین سالانه pH در مقطع دریاچه ای ۸/۲ ( $SD = ۰/۳$ )، میانه ۸/۲ ( $SD = ۰/۲$ ) و رودخانه ای ۸/۱ ( $SD = ۰/۴$ ) بود. تحلیل آماری میانگین‌های سالانه مقطع‌ها تفاوت معناداری را میان آن‌ها نشان نداد (شکل ۱۲).



شکل ۱۱. نمودار روند تغییرات سالانه pH آب در ۹ زیستگاه سد درودزن طی سال های ۱۳۸۹-۹۰



شکل ۱۲. نمودار مقایسه تغییرات سالانه pH آب سه مقطع سد درودزن طی سال های ۱۳۸۹-۹۰



## ۲-۳- ترکیب شیمیایی آب دریاچه

### نیتريت.

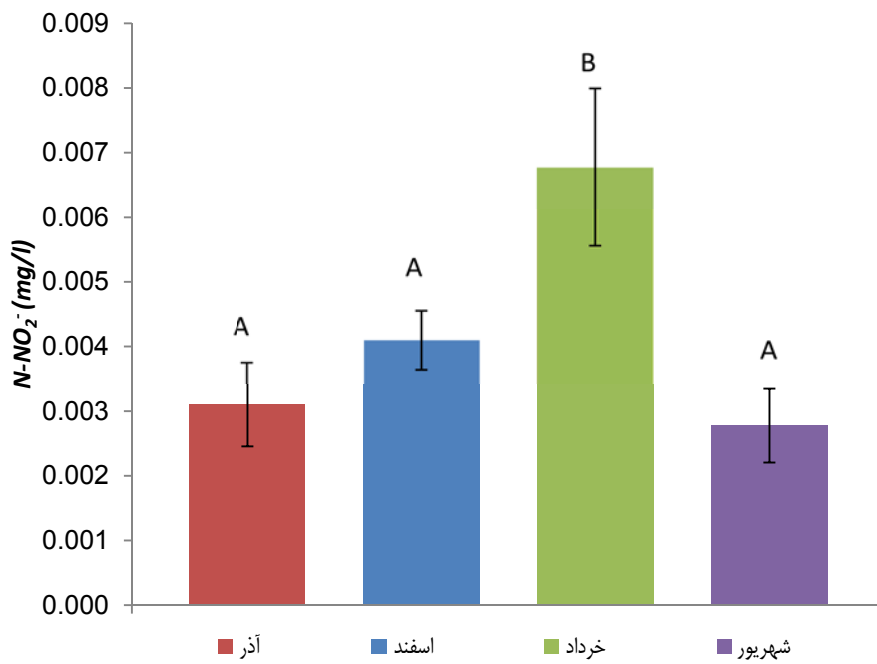
کم‌ترین غلظت یون‌های نیتريت در این سال ۰/۰۰۱ م‌گ‌ال در بخش عمقی دریاچه ای و عمقی میانه در شهر یور و عمقی رودخانه ای در خرداد، و سطحی میانه در آذر، و بیش‌ترین آن ۰/۰۱ م‌گ‌ال در بخش عمقی دریاچه ای در خرداد بود.

**مقایسه سه زیستگاه.** میانگین سالانه نیتريت در زیستگاه سطحی ۰/۰۰۴ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۰۰۲$ )، عمقی ۰/۰۰۴ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۰۰۴$ ) و ساحلی ۰/۰۰۵ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۰۰۲$ ) بود. تحلیل آماری میانگین‌های سالانه زیستگاه‌ها تفاوت معناداری را میان آن‌ها نشان نداد.

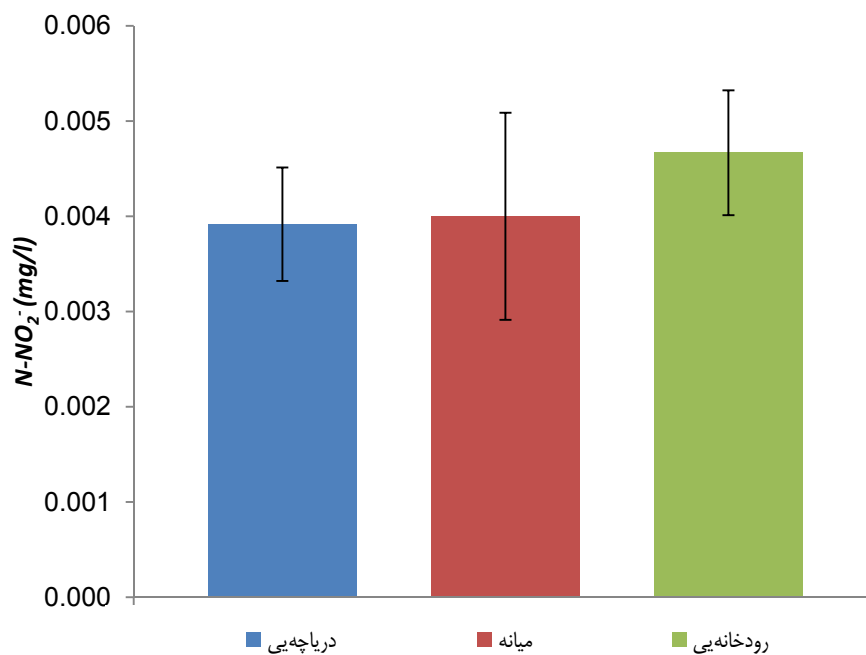
**مقایسه مجموع زیستگاه‌ها در فصل‌های مختلف.** میانگین سالانه کل نیتريت در پاییز ۰/۰۰۳ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۰۰۲$ )، زمستان ۰/۰۰۴ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۰۰۱$ )، بهار ۰/۰۰۸ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۰۰۴$ )، و تابستان ۰/۰۰۳ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۰۰۲$ ) بود (شکل ۱۳). تحلیل آماری میانگین‌های سالانه تفاوت معناداری را میان پاییز با زمستان، بهار و تابستان نشان داد ( $P < ۰/۰۰۲$ ).

**مقایسه سه مقطع.** میانگین سالانه نیتريت در مقطع دریاچه ای ۰/۰۰۵ ( $SD = ۰/۰۰۳$ )، میانه ۰/۰۰۴ ( $SD = ۰/۰۰۴$ ) و رودخانه ای ۰/۰۰۴ ( $SD = ۰/۰۰۲$ ) بود. تحلیل آماری میانگین‌های سالانه مقطع‌ها تفاوت معناداری را میان آن‌ها نشان نداد (شکل ۱۴).

**مقایسه تغییرات سالانه هر ایستگاه.** تحلیل آماری میانگین‌های سالانه ایستگاه‌ها تفاوت معناداری را میان آن‌ها نشان نداد.



شکل ۱۳. نمودار روند تغییرات سالانه غلظت یون‌های نیتريت آب در ۹ زیستگاه سد درودزن طی سال‌های ۱۳۸۹-۹۰



شکل ۱۴. نمودار مقایسه تغییرات سالانه غلظت یون‌های نیتريت آب سه مقطع سد درودزن طی سال‌های ۱۳۸۹-۹۰

### نیترات.

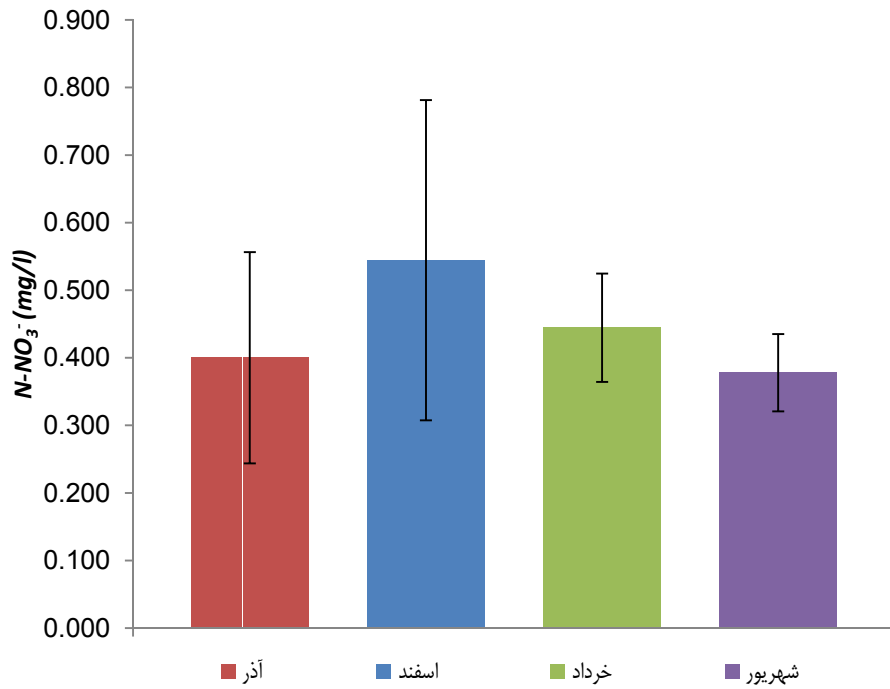
کم‌ترین غلظت یون‌های نیترات در این سال ۰/۱ م‌گ‌ال و بیش‌ترین آن ۲/۴ م‌گ‌ال در بخش رودخانه ای ساحلی در زمستان بود. جز این بخش که به‌طور ویژه اندازه‌ی بیش‌تری داشت، بیش‌ترین اندازه میان ایستگاه‌های دیگر ۰/۸ م‌گ‌ال در ایستگاه سطحی دریاچه ای در بهار، و عمقی رودخانه ای در پاییز بود.

**مقایسه سه زیستگاه.** میانگین سالانه نیترات در زیستگاه سطحی ۰/۳۱۷ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۲۲$ )، عمقی ۰/۳۸۳ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۲۴$ ) و ساحلی ۰/۶۲۵ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۶۷$ ) بود. تحلیل آماری میانگین‌های سالانه زیستگاه‌ها تفاوت معناداری را میان آن‌ها نشان نداد.

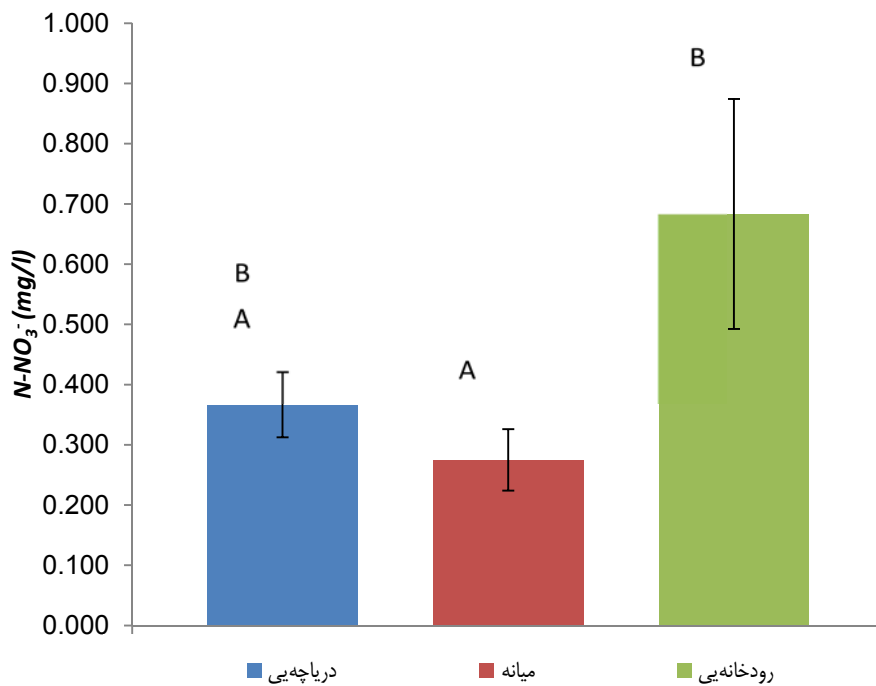
**مقایسه مجموع زیستگاه‌ها در فصل‌های مختلف.** میانگین سالانه نیترات در پاییز ۰/۴۰۰ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۴۷$ )، زمستان ۰/۵۴۴ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۷۱$ )، بهار ۰/۴۴۴ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۲۴$ )، و تابستان ۰/۰۰۳ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۱۷$ ) بود (شکل ۱۵). تحلیل آماری میانگین‌های سالانه تفاوت معناداری را میان پاییز با زمستان، بهار و تابستان نشان نداد.

**مقایسه سه مقطع.** میانگین سالانه نیترات در مقطع دریاچه ای ۰/۳۶۷ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۱۹$ )، میانه ۰/۲۷۵ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۱۷$ ) و رودخانه ای ۰/۶۸۳ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۶۶$ ) بود (شکل ۱۶). تحلیل آماری میانگین‌های سالانه مقطع‌ها تفاوت معناداری را میان آن‌ها نشان داد ( $P < ۰/۰۵$ ).

**مقایسه تغییرات سالانه هر ایستگاه.** تحلیل آماری میانگین‌های سالانه ایستگاه‌ها تفاوت معناداری را میان ایستگاه ۹ با همه‌ی ایستگاه‌های دیگر نشان داد ( $P < ۰/۰۰۶$ ).



شکل ۱۵. نمودار روند تغییرات سالانه غلظت یون‌های نیتрат آب در ۹ زیستگاه سد درودزن طی سال‌های ۹۰-۱۳۸۹



شکل ۱۶. نمودار مقایسه تغییرات سالانه غلظت یون‌های نیترات آب سه مقطع سد درودزن طی سال‌های ۹۰-۱۳۸۹

## آمونیم.

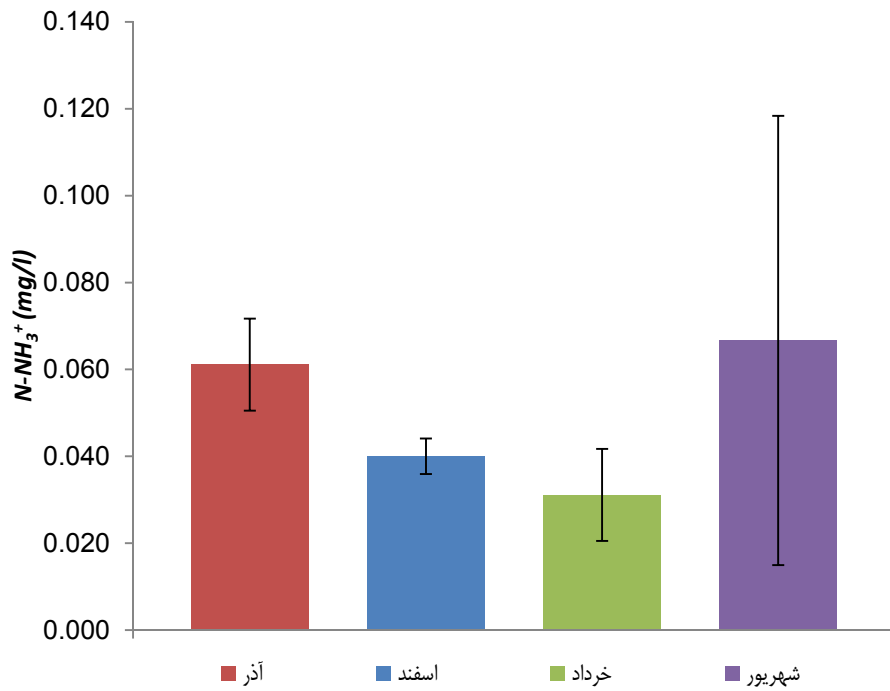
کمترین غلظت یون‌های آمونیم در این سال ۰/۰۱ م‌گ‌ال و بیشترین آن ۰/۴۸ م‌گ‌ال در بخش عمقی دریاچه ای در تابستان بود.

**مقایسه سه زیستگاه.** میانگین سالانه آمونیم در زیستگاه سطحی ۰/۰۳۱ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۰۳$ )، عمقی ۰/۰۸۶ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۱۳$ ) و ساحلی ۰/۰۳۳ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۰۲$ ) بود. تحلیل آماری میانگین‌های سالانه زیستگاه‌ها تفاوت معناداری را میان آن‌ها نشان نداد.

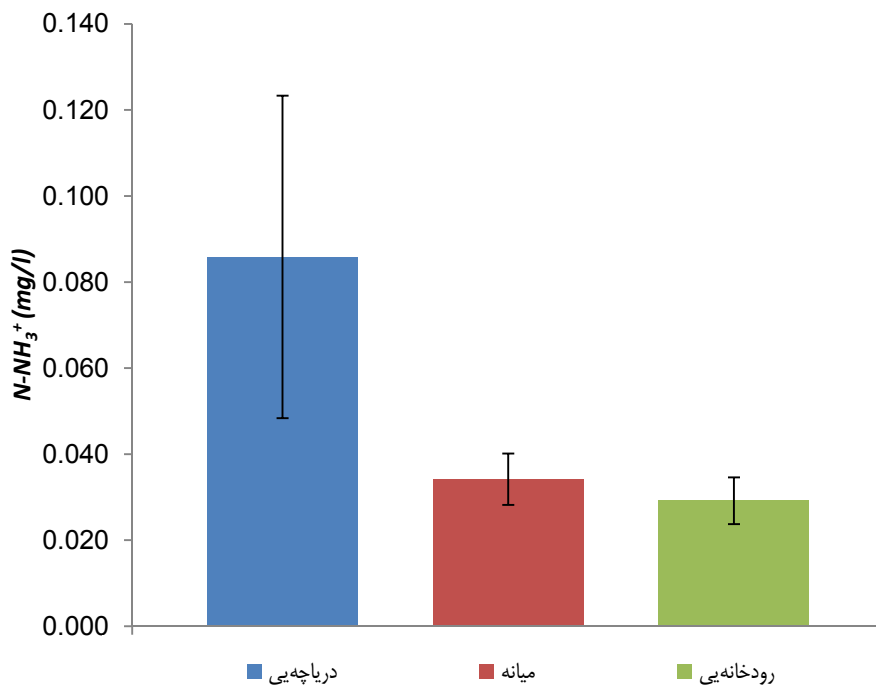
**مقایسه مجموع زیستگاه‌ها در فصل‌های مختلف.** میانگین سالانه آمونیم در پاییز ۰/۰۶۱ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۰۳$ )، زمستان ۰/۰۴۰ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۰۱$ )، بهار ۰/۰۳۱ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۰۳$ )، و تابستان ۰/۰۶۷ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۱۶$ ) بود (شکل ۱۷). تحلیل آماری میانگین‌های سالانه تفاوت معناداری را میان پاییز با زمستان، بهار و تابستان نشان نداد.

**مقایسه سه مقطع.** میانگین سالانه آمونیم در مقطع دریاچه ای ۰/۰۸۶ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۱۳$ )، میانه ۰/۰۳۴ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۰۲$ ) و رودخانه ای ۰/۰۲۹ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۰۲$ ) بود (شکل ۱۸). تحلیل آماری میانگین‌های سالانه مقطع‌ها تفاوت معناداری را میان آن‌ها نشان نداد.

**مقایسه تغییرات سالانه هر ایستگاه.** تحلیل آماری میانگین‌های سالانه ایستگاه‌ها تفاوت معناداری را میان ایستگاه ۲ با همه‌ی ایستگاه‌های دیگر نشان داد ( $P < ۰/۰۷$ ).



شکل ۱۷. نمودار روند تغییرات سالانه غلظت یون‌های آمونیوم آب در ۹ زیستگاه سد درودزن طی سال‌های ۱۳۸۹-۹۰



شکل ۱۸. نمودار مقایسه تغییرات سالانه غلظت یون‌های آمونیوم آب سه مقطع سد درودزن طی سال‌های ۱۳۸۹-۹۰

## یون‌های فسفات.

کم‌ترین غلظت یون‌های فسفات در این سال ۰/۰۱ م‌گ‌ال در بخش‌های عمقی میانه و ساحلی رودخانه ای و بیش‌ترین آن ۰/۹۴ م‌گ‌ال در بخش عمقی رودخانه ای در تابستان بود.

**مقایسه سه زیستگاه.** در مقطع دریاچه ای زیستگاه ساحلی یک بیشینه در خرداد داشت، بیشینه‌ی زیستگاه عمقی در خرداد و شهریور بود، و زیستگاه سطحی بی‌بروز بیشینه روند کم‌وبیش ثابتی را در طول سال نشان داد. به‌عکس، در مقطع میانه بیشینه‌ها به‌ویژه در زیستگاه سطحی در اسفند و خرداد دیده شد. در مقطع رودخانه ای بیشینه‌ی زیستگاه ساحلی در خرداد بود؛ زیستگاه عمقی بیشینه را در آذر نشان داد، اگرچه یک افزایش در خرداد نیز داشت.

میانگین سالانه فسفات در همه‌ی زیستگاه‌های سطحی ۰/۱۲۸ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۱۰$ )، عمقی ۰/۲۸۳ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۲۹$ ) و ساحلی ۰/۱۸۰ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۲۳$ ) بود. تحلیل آماری میانگین‌های سالانه زیستگاه‌ها تفاوت معناداری را میان آن‌ها نشان نداد.

**مقایسه مجموع زیستگاه‌ها در فصل‌های مختلف.** به‌طور کلی، میانگین کل سالانه یون فسفات در پاییز ۰/۱۷۷ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۲۹$ )، زمستان ۰/۱۴۴ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۱۰$ )، بهار ۰/۳۵۹ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۲۴$ )، و تابستان ۰/۱۰۸ م‌گ‌ال ( $SD = ۰/۱۸$ ) بود (شکل ۱۹). تحلیل آماری میانگین‌های سالانه تفاوت معناداری را در سطح  $P < ۰/۰۸$  میان پاییز با زمستان، بهار و تابستان نشان نداد، اما مقدار آن در تابستان با فصل‌های دیگر در سطح  $P < ۰/۰۸$  تفاوت معناداری داشت.

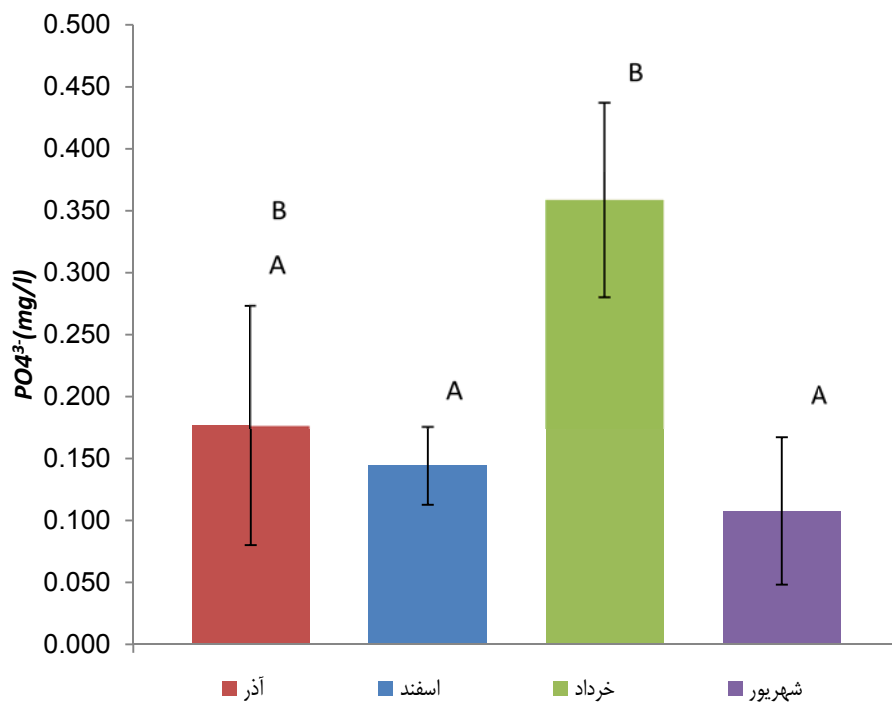
**مقایسه سه مقطع.** میانگین سالانه غلظت فسفات در مقطع دریاچه ای ۰/۲۰۸ ( $SD = ۰/۲۲$ )، میانه ۰/۱۳۶ ( $SD = ۰/۱۲$ ) و رودخانه ای ۰/۲۴۷ ( $SD = ۰/۳۱$ ) بود (شکل ۲۰). تحلیل آماری میانگین‌های سالانه مقطع‌ها تفاوت معناداری را میان آن‌ها نشان نداد.

در مجموع زیستگاه‌های سطحی، بیش‌ترین اندازه‌های یون فسفات در مقطع میانه در اسفند و خرداد، و کم‌ترین آن در مقطع رودخانه ای در خرداد دیده شد.

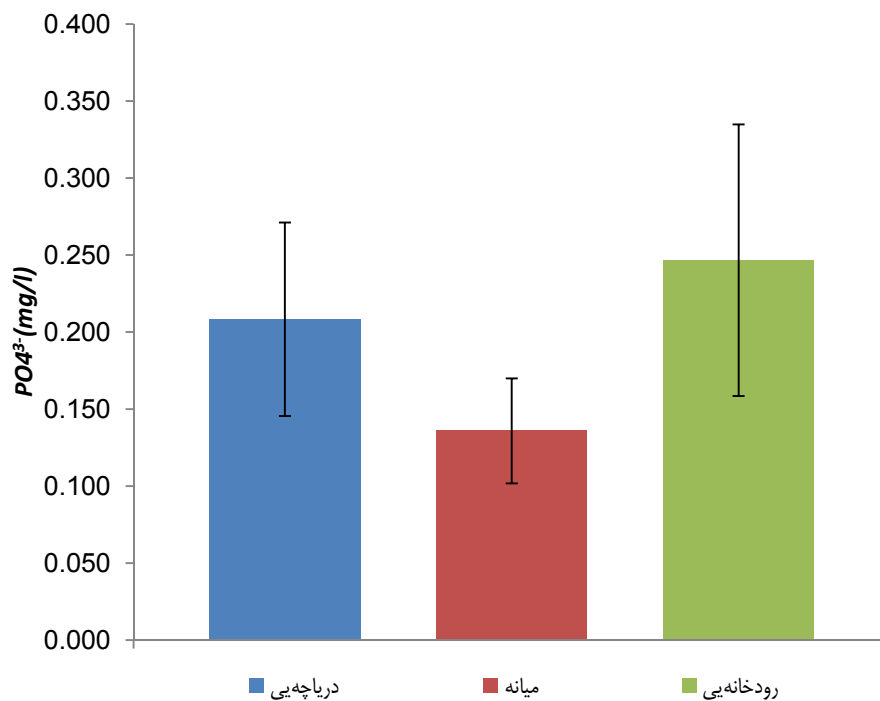
از میان زیستگاه‌های عمقی مقطع رودخانه ای بیش‌ترین اندازه را (در آذر) نشان داد؛ هر سه مقطع در اسفند اندازه‌های کمی داشت، که در خرداد افزایش نشان داد. این اندازه در مقطع رودخانه ای و میانه در شهریور دوباره کاهش یافت، اما در مقطع دریاچه ای اندکی افزایش داشت.

زیستگاه ساحلی طرح منظم‌تری را نشان داد، جوری که هر سه مقطع اندازه‌های بالایی را در تابستان نشان داد؛ مقطع رودخانه ای و دریاچه ای اندازه‌های بیش‌تری داشت، و کم‌ترین اندازه‌ها در هر سه ایستگاه در شهریور اندازه‌گیری شد.

**مقایسه تغییرات سالانه هر ایستگاه.** تحلیل آماری میانگین‌های سالانه ایستگاه‌ها تفاوت معناداری را میان ایستگاه‌ها نشان داد.



شکل ۱۹. نمودار روند تغییرات سالانه غلظت یونهای فسفات آب در ۹ زیستگاه سد درودزن طی سال های ۹۰-۱۳۸۹



شکل ۲۰. نمودار مقایسه تغییرات سالانه غلظت یونهای فسفات آب سه مقطع سد درودزن طی سال های ۹۰-۱۳۸۹



## یون‌های سیلیکات

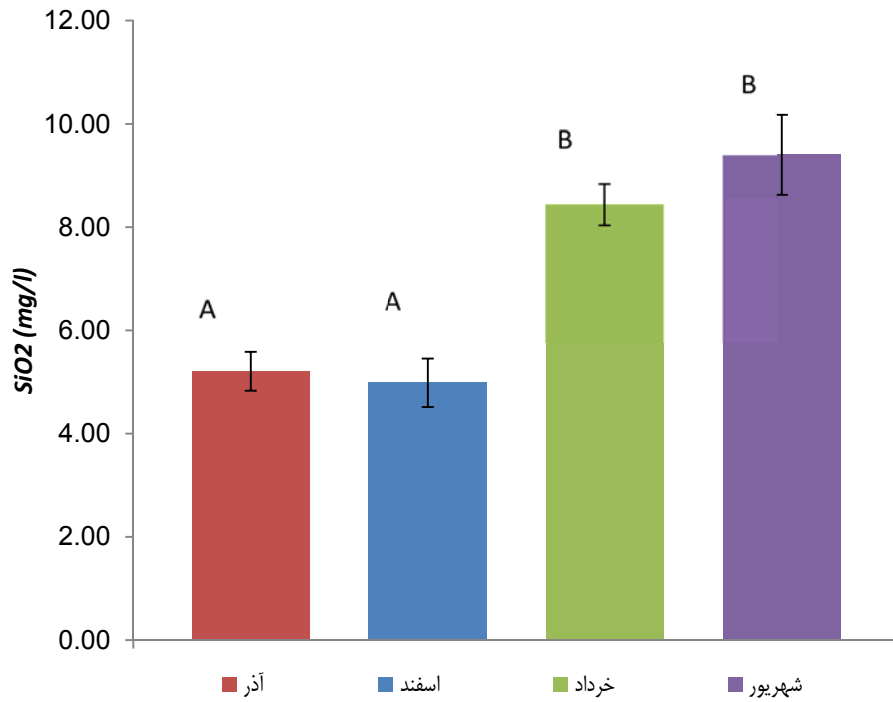
کم‌ترین غلظت یون‌های سیلیکات در این سال ۳/۰۵ م‌گ‌آل در بخش سطحی میانه در زمستان، بیش‌ترین آن ۰/۹۴ م‌گ‌آل در بخش سطحی دریاچه ای در تابستان، و میانگین کل دریاچه ۷/۰۱ م‌گ‌آل ( $SD = ۲/۵$ ) بود. **مقایسه سه زیستگاه.** در مقطع دریاچه ای یک روند افزایشی از پاییز تا تابستان بعدی دیده شد. زیستگاه ساحلی از پاییز تا بهار اندازه‌های کم‌تری داشت، اما در تابستان بیش‌تر از دیگر زیستگاه‌ها بود. زیستگاه عمقی در زمستان اندازه‌ی بیش‌تری داشت، اما در فصل‌های دیگر سه زیستگاه اندازه‌های نزدیکی داشتند. در مقطع میانه هر سه زیستگاه در اسفند کاهش نشان دادند. بیشینه‌ی زیستگاه‌های ساحلی و عمقی در خرداد و بیشینه‌ی زیستگاه سطحی در تابستان دیده شد؛ بیش‌ترین اندازه در زیستگاه ساحلی بود. در مقطع رودخانه ای سه زیستگاه اندازه‌ها و نیز طرح تغییرات فصلی کم‌و بیش همسانی داشتند. هر سه زیستگاه در خرداد و شهریور اندازه‌های بیش‌تری داشت، اما اندازه‌ی زیستگاه ساحلی کم‌تر از دو زیستگاه دیگر بود. میانگین سالانه سیلیکات در همه‌ی زیستگاه‌های سطحی ۶/۷۳ م‌گ‌آل ( $SD = ۲/۸$ )، عمقی ۷/۱۷ م‌گ‌آل ( $SD = ۲/۳$ ) و ساحلی ۷/۱۳ م‌گ‌آل ( $SD = ۲/۶$ ) بود. تحلیل آماری میانگین‌های سالانه زیستگاه‌ها تفاوت معناداری را میان آن‌ها نشان نداد.

**مقایسه فصل‌ها.** به‌طور کلی، میانگین کل سالانه یون سیلیکات در پاییز ۵/۲۱ م‌گ‌آل ( $SD = ۱/۱$ )، زمستان ۴/۹۸ م‌گ‌آل ( $SD = ۱/۴$ )، بهار ۸/۴۴ م‌گ‌آل ( $SD = ۱/۲$ )، و تابستان ۹/۴۰ م‌گ‌آل ( $SD = ۲/۳$ ) بود (شکل ۲۱). تحلیل آماری میانگین‌های سالانه تفاوت معناداری را در سطح ۰/۰۵ نشان داد؛ اندازه‌های پاییز و زمستان با اندازه‌های بهار و تابستان تفاوت داشت، اما هر دو گروه در میان خود تفاوت معناداری نداشت.

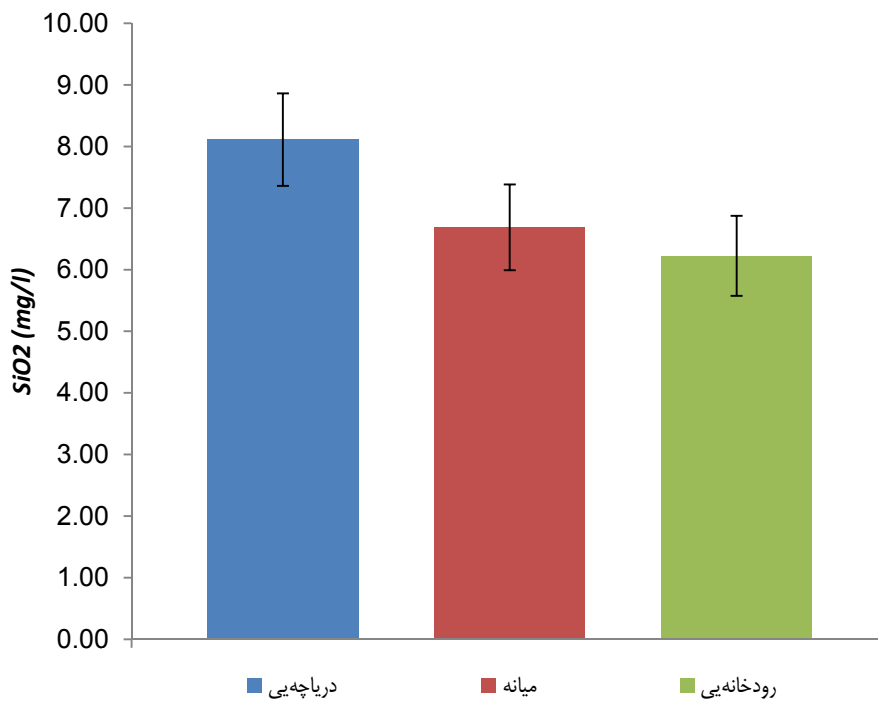
**مقایسه سه مقطع.** میانگین سالانه غلظت سیلیکات در مقطع دریاچه ای ۸/۱۱ م‌گ‌آل ( $SD = ۲/۶$ )، میانه ۶/۶۹ م‌گ‌آل ( $SD = ۲/۴$ ) و رودخانه ای ۶/۲۳ م‌گ‌آل ( $SD = ۲/۳$ ) بود (شکل ۲۲). تحلیل آماری میانگین‌های سالانه مقطع‌ها تفاوت معناداری را میان آن‌ها نشان نداد.

در مجموع زیستگاه‌های سطحی، بیش‌ترین اندازه‌های یون سیلیکات در مقطع دریاچه ای در شهریور، و کم‌ترین آن در مقطع میانه در اسفند دیده شد از اسفند به بعد همه‌ی مقطع‌ها افزایش نشان دادند. در زیستگاه‌های عمقی نیز مقطع‌های میانه و رودخانه ای در اسفند اندازه‌های کم‌ترین خود را داشتند، و مقطع دریاچه ای در این فصل اندازه‌ی بیش‌تری را از دو مقطع دیگر نشان داد. بیش‌ترین اندازه‌ی سیلیکات در مقطع عمقی دریاچه ای در شهریور دیده شد، درحالی‌که دو مقطع میانه و رودخانه ای در این فصل کاهش یافتند. زیستگاه ساحلی طرح تغییرات از کم در پاییز و زمستان به بیش در بهار و تابستان را نشان داد؛ مقطع میانه بیش‌ترین اندازه‌ی تابستانی و کم‌ترین اندازه‌ی بهاری را داشت.

**مقایسه تغییرات سالانه هر ایستگاه.** تحلیل آماری میانگین‌های سالانه ایستگاه‌ها تفاوت معناداری را میان ایستگاه‌ها نشان نداد.



شکل ۲۱. نمودار روند تغییرات سالانه غلظت یون‌های سیلیکات آب در ۹ زیستگاه سد درودزن طی سال‌های ۱۳۸۹-۹۰



شکل ۲۲. نمودار مقایسه تغییرات سالانه غلظت یون‌های سیلیکات آب سه مقطع سد درودزن طی سال‌های ۱۳۸۹-۹۰

## اکسیژن خواهی زیستی

کمترین اکسیژن خواهی بیوشیمیایی در این سال ۱/۰۲ مگال در بخش سطحی میانه در زمستان، بیشترین آن ۴/۷۰ مگال در بخش سطحی دریاچه ای در تابستان، و میانگین کل دریاچه ۲/۲۹ مگال ( $SD = 1/0$ ) بود.

**مقایسه سه زیستگاه.** در مقطع دریاچه ای زیستگاه سطحی در اسفند اندازه‌ی بیش‌تری داشت، اما در شهریور بیش‌ترین اندازه در زیستگاه عمقی بود. در مقطع میانه هر سه زیستگاه روند یکسانی داشت، بیشینه‌ها در خرداد دیده شد. مقطع رودخانه ای نیز مانند مقطع میانه بود.

میانگین سالانه اکسیژن خواهی بیوشیمیایی در همه‌ی زیستگاه‌های سطحی ۲/۱۹ مگال ( $SD = 1/0$ )، عمقی ۲/۵۲ مگال ( $SD = 1/1$ ) و ساحلی ۲/۱۶ مگال ( $SD = 1/0$ ) بود. تحلیل آماری میانگین‌های سالانه زیستگاه‌ها تفاوت معناداری را میان آن‌ها نشان نداد.

**مقایسه فصل‌ها.** به‌طور کلی، میانگین کل سالانه اکسیژن خواهی بیوشیمیایی در پاییز ۱/۴۹ مگال ( $SD = 0/39$ )، زمستان ۱/۶۴ مگال ( $SD = 0/53$ )، بهار ۳/۵۴ مگال ( $SD = 0/29$ )، و تابستان ۲/۴۷ مگال ( $SD = 0/95$ ) بود. تحلیل آماری میانگین‌های سالانه تفاوت معناداری را در سطح ۰/۰۵ نشان داد؛ اندازه‌های پاییز و زمستان با یک‌دیگر تفاوتی نداشت، اما هر دوی آن‌ها با اندازه‌های بهار و تابستان تفاوت داشت، اندازه‌های بهار و تابستان در میان خود نیز تفاوت معناداری داشت (شکل ۲۳).

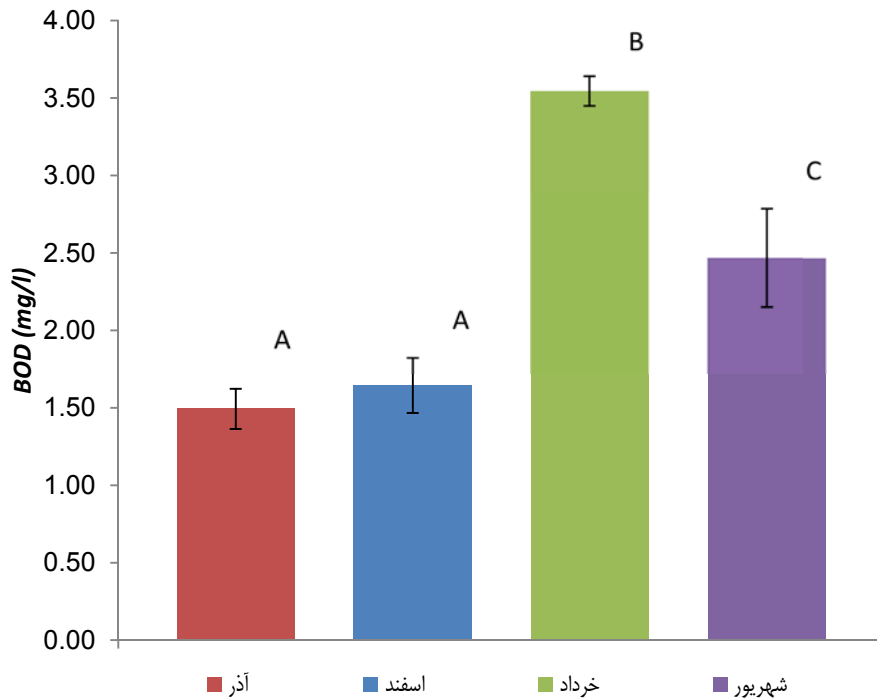
**مقایسه سه مقطع.** میانگین سالانه اکسیژن خواهی بیوشیمیایی در مقطع دریاچه ای ۲/۴۴ ( $SD = 1/2$ )، میانه ۲/۱۴ ( $SD = 1/0$ ) و رودخانه ای ۲/۲۹ ( $SD = 0/9$ ) بود (شکل ۲۴). تحلیل آماری میانگین‌های سالانه مقطع‌ها تفاوت معناداری را میان آن‌ها نشان نداد.

در زیستگاه سطحی هر سه مقطع در خرداد بیش‌ترین اندازه را نشان داد، و اندازه‌های کم‌تر در آذر و اسفند بود. مقطع دریاچه ای در اسفند بیش از دو مقطع دیگر بود.

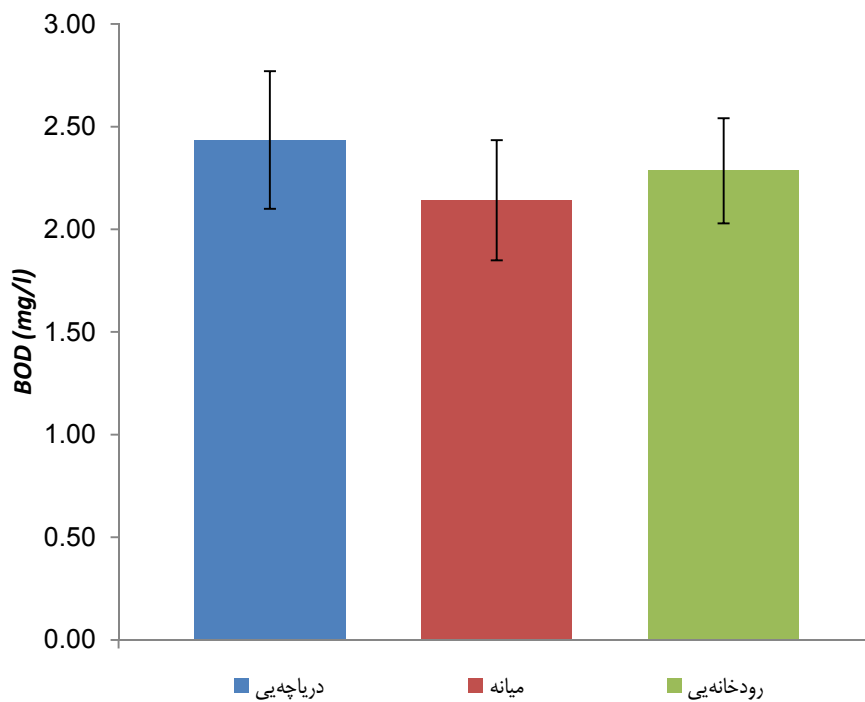
در زیستگاه‌های عمقی نیز روند همسانی دیده شد، اما مقطع دریاچه ای در این زیستگاه در اسفند هماهنگ با دو مقطع دیگر و در شهریور بیش‌تر از آن دو بود.

زیستگاه ساحلی طرح کاملاً یکسانی را در تغییرات مقاطع نشان داد؛ هر سه مقطع اندازه‌های بالایی در تابستان داشت؛ و در سه فصل دیگر کم‌تر بود.

**مقایسه تغییرات سالانه هر ایستگاه.** تحلیل آماری میانگین‌های سالانه ایستگاه‌ها تفاوت معناداری را میان ایستگاه‌ها نشان نداد.



شکل ۲۳. نمودار روند تغییرات سالانه اکسیژن خواهی بیوشیمیایی آب در ۹ زیستگاه سد درودزن طی سال های ۱۳۸۹-۹۰



شکل ۲۴. نمودار مقایسه تغییرات سالانه اکسیژن خواهی بیوشیمیایی آب سه مقطع سد درودزن طی سال های ۱۳۸۹-۹۰

### اکسیژن خواهی شیمیایی.

کمترین اکسیژن خواهی شیمیایی در این سال ۳/۰ مگال در بخش عمقی میانه در زمستان، بیشترین آن ۵۶/۷ مگال در بخش عمقی دریاچه ای در تابستان، و میانگین کل دریاچه ۲۴/۴۹ مگال ( $SD = ۱۵/۵$ ) بود.

**مقایسه سه زیستگاه.** در مقطع دریاچه ای زیستگاه عمقی در شهریور بیشترین اندازه را داشت، اما در ماه‌های دیگر همه‌ی زیستگاه‌ها کم‌ویش همسان بود.

در مقطع میانه هر سه زیستگاه روند یکسانی داشت، بیشینه‌ها در خرداد و کمینه‌ها در آذر و اسفند دیده شد (شکل ۶۰). مقطع رودخانه ای نیز کم‌ویش مانند مقطع میانه بود.

میانگین سالانه اکسیژن خواهی شیمیایی در همه‌ی زیستگاه‌های سطحی ۲۴/۶۴ مگال ( $SD = ۱۳/۹$ )، عمقی ۲۶/۹۸ مگال ( $SD = ۱۷/۱$ ) و ساحلی ۲۱/۸۷ مگال ( $SD = ۱۶/۲$ ) بود. تحلیل آماری میانگین‌های سالانه زیستگاه‌ها تفاوت معناداری را میان آن‌ها نشان نداد.

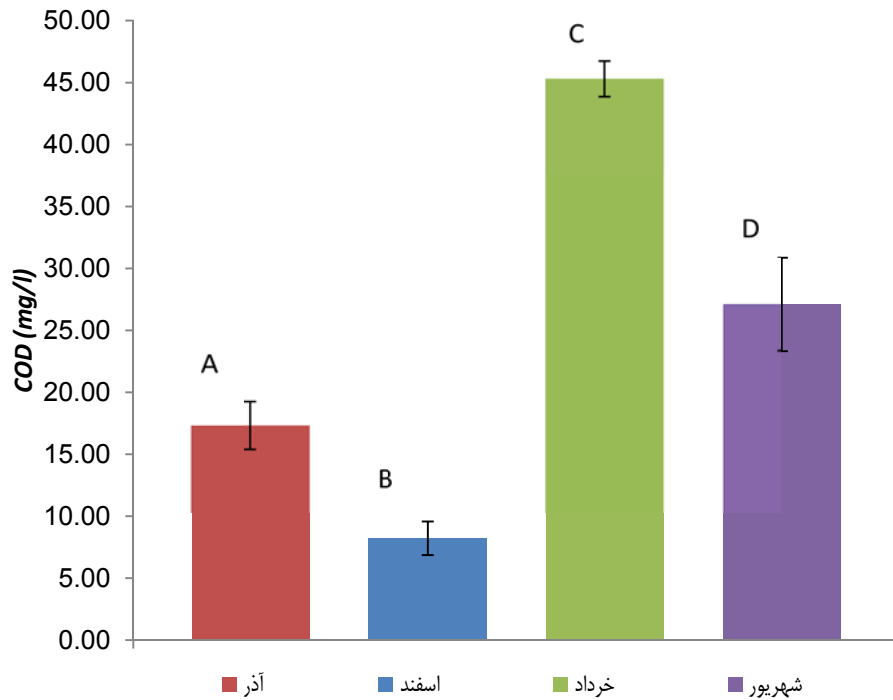
**مقایسه فصل‌ها.** به‌طور کلی، میانگین کل سالانه اکسیژن خواهی شیمیایی در پاییز ۱۷/۳۳ مگال ( $SD = ۵/۷$ )، زمستان ۸/۲۲ مگال ( $SD = ۴/۱$ )، بهار ۴۵/۳۳ مگال ( $SD = ۴/۲$ )، و تابستان ۲۷/۰۹ مگال ( $SD = ۱۱/۳$ ) بود (شکل ۲۵). تحلیل آماری میانگین‌های سالانه تفاوت معناداری را در سطح ۰/۰۰۰۱ نشان داد؛ اندازه‌های هر چهار فصل با هم تفاوت داشت.

**مقایسه سه مقطع.** میانگین سالانه اکسیژن خواهی شیمیایی در مقطع دریاچه ای ۲۶/۵۰ مگال ( $SD = ۱۵/۸$ )، میانه ۲۴/۰۹ مگال ( $SD = ۱۷/۲$ ) و رودخانه ای ۲۲/۸۹ مگال ( $SD = ۱۴/۵$ ) بود (شکل ۲۶). تحلیل آماری میانگین‌های سالانه مقطع‌ها تفاوت معناداری را میان آن‌ها نشان نداد.

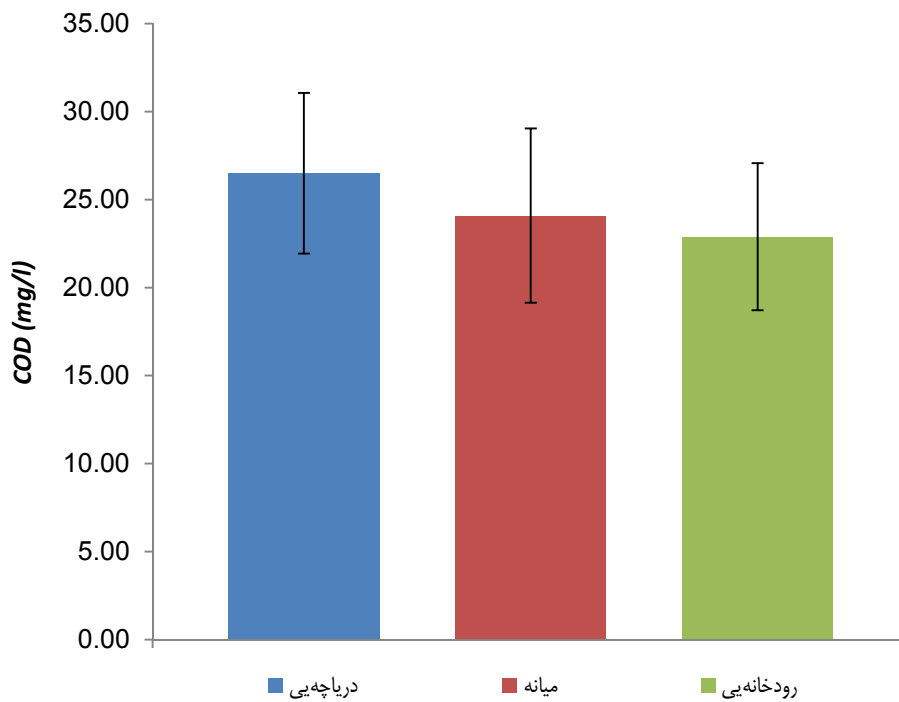
در زیستگاه سطحی بیشترین اندازه‌ی سه مقطع در خرداد دیده شد، و اندازه‌های کم‌تر در آذر اسفند بود. در زیستگاه‌های عمقی نیز روند همسانی دیده شد، اما مقطع دریاچه ای در این زیستگاه در اسفند بیش‌تر از دو مقطع دیگر بود.

زیستگاه ساحلی طرح کاملاً یکسانی را در تغییرات مقاطع نشان داد: هر سه مقطع اندازه‌های بالایی در تابستان داشت؛ و در سه فصل دیگر کم‌تر بود. کم‌ترین اندازه در اسفند دیده شد.

**مقایسه تغییرات سالانه هر ایستگاه.** تحلیل آماری میانگین‌های سالانه ایستگاه‌ها تفاوت معناداری را میان ایستگاه‌ها نشان نداد.



شکل ۲۵. نمودار روند تغییرات سالانه اکسیژن خواهی شیمیایی آب در ۹ زیستگاه سد درودزن طی سال های ۱۳۸۹-۹۰



شکل ۲۶. نمودار مقایسه تغییرات سالانه اکسیژن خواهی شیمیایی آب سه مقطع سد درودزن طی سال های ۱۳۸۹-۹۰

### هدایت الکتریکی.

کم‌ترین هدایت الکتریکی در این سال ۴۴۲  $\mu\text{s/cm}$  در بخش ساحلی رودخانه ای در زمستان، بیش‌ترین آن ۱۶۴۰  $\mu\text{s/cm}$  در بخش سطحی رودخانه ای در پاییز، و میانگین کل دریاچه ۷۲۰  $\mu\text{s/cm}$  (SD= ۲۱۸) بود.

**مقایسه سه زیستگاه.** در مقطع دریاچه ای هدایت الکتریکی زیستگاه‌ها کاملاً هماهنگ با هم بود و تغییر چندانی نیز در طول سال نداشت. تنها تغییر اندک در زمستان دیده شد.

در مقطع میانه هر سه زیستگاه روند تقریباً ثابت و یکسانی داشت. تنها زیستگاه ساحلی در آذر افزایشی به بیش از دوبرابر را نشان داد.

در مقطع رودخانه ای نیز زیستگاه سطحی در آذر اندازه‌ی بیش از دوبرابر فصل‌های دیگر داشت. زیستگاه ساحلی نیز در اسفند کاهش نشان داد.

میانگین سالانه هدایت الکتریکی در همه‌ی زیستگاه‌های سطحی ۷۶۰  $\mu\text{s/cm}$  (SD = ۲۸۰)، عمقی ۶۸۱  $\mu\text{s/cm}$  (SD = ۳۸) و ساحلی ۷۱۹  $\mu\text{s/cm}$  (SD = ۲۶۳) بود. تحلیل آماری میانگین‌های سالانه زیستگاه‌ها تفاوت معناداری را میان آن‌ها نشان نداد.

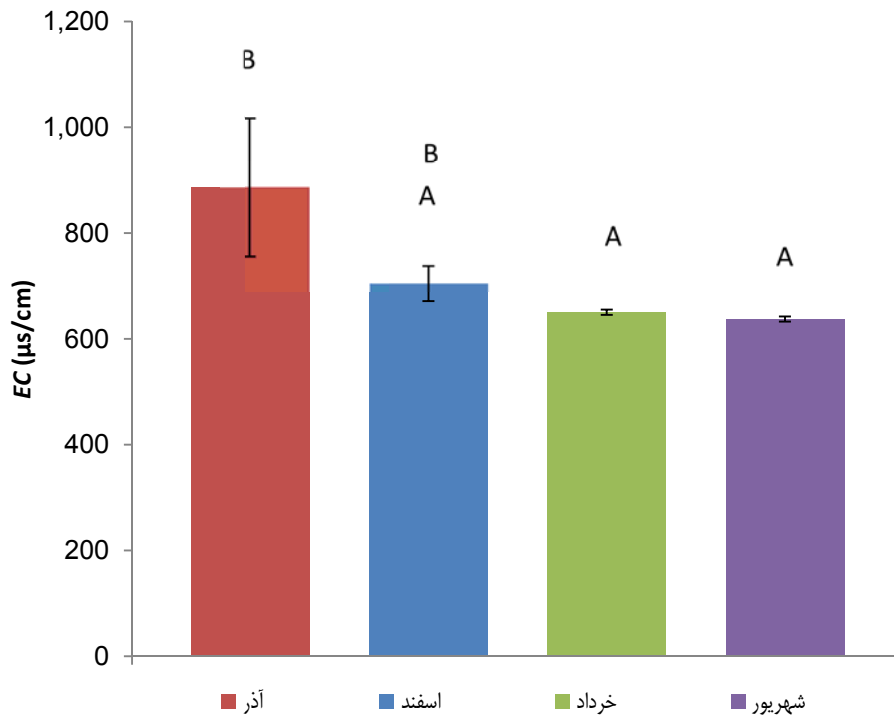
**مقایسه فصل‌ها.** به‌طور کلی، میانگین کل سالانه هدایت الکتریکی در پاییز ۸۸۷  $\mu\text{s/cm}$  (SD = ۳۹۳)، زمستان ۷۰۴  $\mu\text{s/cm}$  (SD = ۹۹)، بهار ۶۵۰  $\mu\text{s/cm}$  (SD = ۱۵)، و تابستان ۶۳۷  $\mu\text{s/cm}$  (SD = ۱۵) بود (شکل ۲۷). تحلیل آماری میانگین‌های سالانه تفاوت معناداری را میان فصل پاییز با بهار و تابستان به ترتیب در سطح ۰.۰۲ و ۰.۰۱، نشان داد.

**مقایسه سه مقطع.** میانگین سالانه هدایت الکتریکی در مقطع دریاچه ای ۶۸۴  $\mu\text{s/cm}$  (SD = ۴۳)، میانه ۷۴۶  $\mu\text{s/cm}$  (SD = ۲۴۷) و رودخانه ای ۷۲۸  $\mu\text{s/cm}$  (SD = ۲۹۶) بود (شکل ۲۸). تحلیل آماری میانگین‌های سالانه مقطع‌ها تفاوت معناداری را میان آن‌ها نشان نداد.

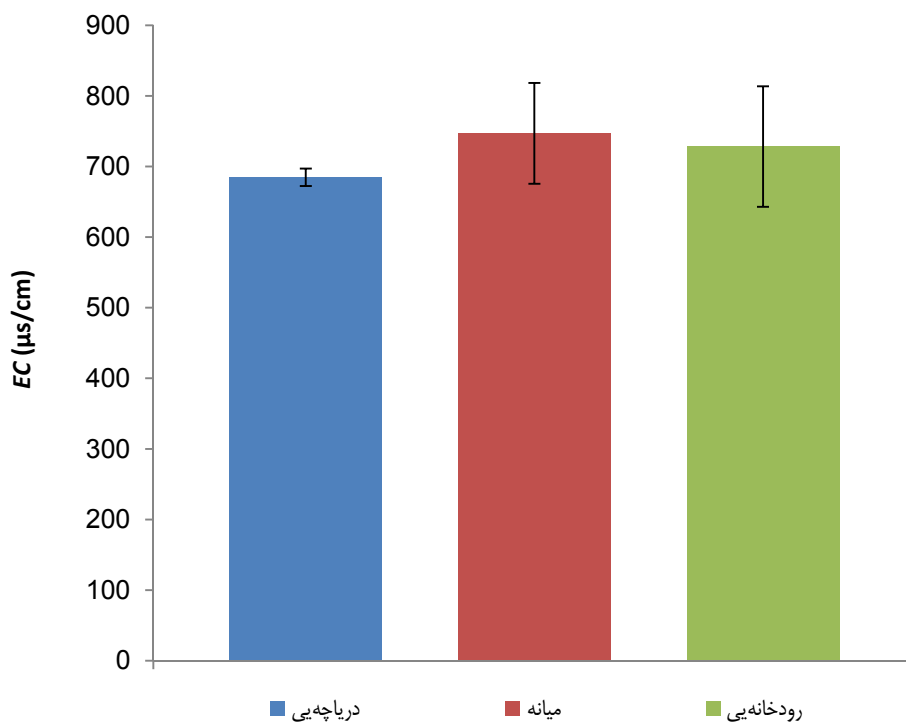
در زیستگاه سطحی همه‌ی مقطع‌ها روند کم‌ویش یکسانی داشت، تنها زیستگاه رودخانه ای در پاییز اندازه‌هایی حدود دوبرابر داشت.

در زیستگاه‌های عمقی هر سه مقطع روند تقریباً ثابت و یکسانی در طول سال داشت. زیستگاه ساحلی طرح یکسانی را در تغییرات مقاطع نشان داد. مقطع میانه در آذر بیش از دوبرابر فصل‌های دیگر بود، و مقطع رودخانه ای در اسفند کاهش نشان داد.

**مقایسه تغییرات سالانه هر ایستگاه.** تحلیل آماری میانگین‌های سالانه ایستگاه‌ها تفاوت معناداری را میان ایستگاه‌ها نشان نداد.



شکل ۲۷. نمودار مقایسه‌ی تغییرات هدایت الکتریکی آب میان ۹ زیستگاه سد درودزن طی سال های ۹۰-۱۳۸۹



شکل ۲۸. نمودار مقایسه میانگین سالانه تغییرات هدایت الکتریکی آب سه مقطع سد درودزن طی سال های ۹۰-۱۳۸۹



مجموع جامدهای محلول و یون‌های کلسیم و منیزیم. نتایج اندازه‌گیری مجموع جامدهای محلول، یون کلسیم و یون منیزیم در جدول ۲ و ۳ آورده شده است.

جدول ۲. مقایسه‌ی تغییرات غلظت جامدهای محلول (TDS) و یون‌های کلسیم و منیزیم آب در ۹ زیستگاه سد درودزن طی سال‌های ۹۰-۱۳۸۹

ایستگاه‌ها	شمار نمونه N	TDS (mg/l)		[Ca <sup>2+</sup> ] (mg/l)		[Mg <sup>2+</sup> ] (mg/l)	
		میانگین	انحراف معیاری	میانگین	انحراف معیاری	میانگین	انحراف معیاری
آذر	۹	<sup>a</sup> ۵۶۲/۰۱	۲۴۹/۷۶	۶۰/۴۵	۲۶/۸۷	<sup>a</sup> ۲۹/۰۳	۱۴/۸۳
اسفند	۹	<sup>a,b</sup> ۴۵۱/۲۹	۶۲/۴۳	۶۴/۴۱	۵/۱۱	<sup>b</sup> ۱۶/۲۶	۴/۵۴
خرداد	۹	<sup>b</sup> ۴۱۱/۸۱	۹/۲۰	۶۲/۷۰	۲/۳۹	<sup>b</sup> ۱۹/۵۵	۱/۱۵
شهریور	۹	<sup>b</sup> ۴۰۵/۵۷	۱۰/۶۸	۵۷/۶۲	۲/۸۹	<sup>b</sup> ۱۶/۰۹	۱/۶۰
مجموع		۴۵۷/۶۷	۱۳۸/۷۲	۶۱/۳۰	۱۳/۴۵	۲۰/۲۳	۹/۱۸

\* حروف بالانویس متفاوت نشانه‌ی تفاوت آماری معنادار است ( $P < 0.05$ ).

جدول ۳. مقایسه میانگین سالانه تغییرات غلظت جامدهای محلول (TDS) و یون‌های کلسیم و منیزیم آب سه مقطع سد درودزن طی سال‌های ۹۰-۱۳۸۹

ایستگاه‌ها	شمار نمونه N	TDS (mg/l)		[Ca <sup>2+</sup> ] (mg/l)		[Mg <sup>2+</sup> ] (mg/l)	
		میانگین	انحراف معیاری	میانگین	انحراف معیاری	میانگین	انحراف معیاری
دریاچه ای	۱۲	۴۳۳/۵۲	۲۸/۰۰	۵۸/۵۴	۷/۳۰	۱۹/۱۵	۲/۷۸
میانه	۱۲	۴۷۵/۸۶	۱۵۷/۲۳	۶۰/۸۵	۵/۵۸	۲۱/۵۵	۱۲/۶۰
رودخانه ای	۱۲	۴۶۳/۶۳	۱۸۶/۲۵	۶۴/۵۱	۲۱/۷۰	۱۹/۹۹	۹/۹۲
مجموع	۳۶	۴۵۷/۶۷	۱۳۸/۷۲	۶۱/۳۰	۱۳/۴۵	۲۰/۲۳	۹/۱۸

\* تفاوت آماری معنادار دیده نشد.

### ۳-۳- برخی عوامل در رسوبات

نتایج اندازه‌گیری کل ماده‌ی آلی (TOM)، رس (clay)، شن (sand)، و گِل (silt) در رسوب دریاچه در جدول ۴ آورده شده است. در بخش دریاچه ای کف آب را مخلوطی از سنگ‌ریزه و سنگ‌های درشت می‌پوشاند، و بنابراین کار تجزیه بر آن انجام نگرفت.

جدول ۴. نتایج اندازه‌گیری کل ماده‌ی آلی (TOM)، رُس (clay)، شن (sand)، و گِل (silt) در رسوب ایستگاه‌های سد درودزن در چهار فصل نمونه‌برداری طی سال‌های ۹۰-۱۳۸۹

فصل	ایستگاه‌ها		شمار نمونه (N)	TOM (%)	Clay(%)	Sand(%)	Silt(%)
	دریاچه ای عمقی	۲	۴	۵/۰۲	۲۱	۴۶	۳۳
	میانه عمقی	۵	۴	۴/۴۹	۲۴	۳۲	۴۴
پاییز	میانه ساحلی	۶	۴	۲/۱۴	۱۹	۲۸	۵۳
	رودخانه ای عمقی	۸	۴	۳/۷۵	۲۳	۴۴	۳۳
	رودخانه ای ساحلی	۹	۴	۲/۴۶	۱۳	۲۳	۶۷
زمستان	دریاچه ای عمقی	۲	۴	۵/۷۸	۴۱	۱۸	۴۱
	میانه عمقی	۵	۴	۳/۲۰	۲۳	۱۶	۶۱
	میانه ساحلی	۶	۴	۲/۸۵	۳۴	۲۸	۳۸
	رودخانه ای عمقی	۸	۴	۵/۱۱	۶۹	۲	۲۹
	رودخانه ای ساحلی	۹	۴	۳/۴۸	۵۹	۱۴	۲۷
	دریاچه ای عمقی	۲	۴	۶/۹۲	۵۹	۲	۳۹
	میانه عمقی	۵	۴	۵/۰۴	۳۷	۳۴	۲۹
بهار	میانه ساحلی	۶	۴	۴/۱۹	۳۶	۲۰	۴۴
	رودخانه ای عمقی	۸	۴	۵/۲۷	۵۵	۲	۴۳
	رودخانه ای ساحلی	۹	۴	۴/۵۴	۵۹	۱۰	۳۱
	دریاچه ای عمقی	۲	۴	۴/۱۵	۵۱	۱۸	۳۱
	میانه عمقی	۵	۴	۳/۲۳	۵۳	۶	۴۱
تابستان	میانه ساحلی	۶	۴	۳/۰۱	۲۳	۲۵	۵۲
	رودخانه ای عمقی	۸	۴	۵/۱۶	۵۲	۵	۴۳
	رودخانه ای ساحلی	۹	۴	۲/۹۶	۶۱	۸	۳۱

#### ۴-۳- عوامل زیستی

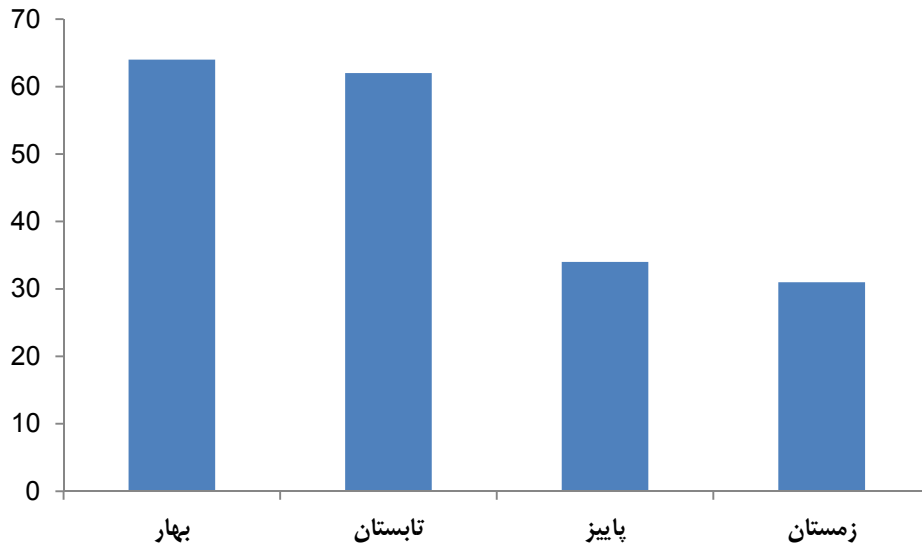
##### ۴-۳-۱- بی‌مهرگان کفزی

در مجموع بیش‌ترین فراوانی موجودات بی‌مهره‌ی کفزی در بهار و تابستان، و کم‌ترین آن در پاییز و زمستان بود (شکل ۲۹).

نمونه‌های برداشته شده بیش‌تر شامل کرم‌ها، شکم‌پایان، دوکفه‌یی‌ها، و لاروها بود. بیش‌تر کرم‌ها از نماتودها و کم‌تاران بود. لاروها هم شامل coleptera و diptera بود. جزئیات در جدول ۵ آمده است. بیش‌ترین فراوانی بنتوز در دیپترا در بهار بود. این گروه تقریباً در تمامی فصل‌ها دیده شد. فراوانی نماتودها در تابستان از بهار بیش‌تر بود. کرم‌تار در فصل پاییز، بهار و تابستان دیده شد؛ در پاییز و تابستان تعداد بیش‌تری داشت.

حلزون در همه‌ی فصل‌ها به‌جز بهار دیده شد، و فراوانی آن به‌ترتیب در زمستان و پاییز بیش‌تر بود. دوکف‌ی‌ها در تمامی فصل‌ها دیده شد. فراوانی آن در پاییز و زمستان به نسبت برابر بیش‌تر از بهار و تابستان بود. لاروهای Odonata فقط در پاییز به اندازه‌ی کم دیده شد. Ostracoda، لارو و بالغ Ephemeroptera فقط در پاییز و به تعداد محدود دیده شد.

لارو coleoptera فقط در بهار به تعداد کم دیده شد. فراوانی بالغ coleoptera در بهار از زمستان و پاییز بیش‌تر بود، و در تابستان دیده نشد.



شکل ۲۹. شمار کل بی‌مهرگان کفزی در هر نمونه (سطح برداشت نمونه ۳۰×۳۰ cm) در سد درودزن طی سال‌های ۹۰-۱۳۸۹

جدول ۵. نتایج بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه‌های سد درودزن در چهار فصل نمونه‌برداری طی سال‌های ۹۰-۱۳۸۹

ایستگاه‌ها	آذر		اسفند		خرداد		شهریور	
	تاکسون (شمار)	شمار کل نمونه	تاکسون (شمار)	شمار کل نمونه	تاکسون (شمار)	شمار کل نمونه	تاکسون (شمار)	شمار کل نمونه
دریاچه ای عمقی	Diptera (3) Mollusca (1)	۴	-	-	-	-	Diptera (16)	۱۶
دریاچه ای ساحلی	Diptera (3) Oligochata (2) Nematoda (1)	۶	Diptera (17)	۱۷	-	-	-	-
میانه عمقی	Mollusca snail (2) mussle (2) Odonata larva (1) Coloptera (1)	۶	Diptera (2) Mollusca snail (2) mussle (1) Coloptera (1)	۶	Mollusca snail (1) Diptera (4)	۵	Diptera (18) Oligochaeta (2) Nematoda (17)	۴۷
میانه ساحلی	Ostracoda (1)	۱	Diptera (3) Mollusca snail (3)	۶	Coloptera adult (2) Coloptera larva (1) Diptera (12) Mollusca mussle (1)	۱۶	Diptera (2) Mollusca Snail (16) mussle (1)	۱۹
رودخانه ای عمقی	-	-	Diptera (4)	۴	Diptera (28)	۲۸	Diptera (1)	۱
رودخانه ای ساحلی	Diptera (13) Nematoda (1) Ephemeroptera larva (1) Ephemeroptera adult (1)	۴	Mollusca snail (1)	۱	Diptera (12) Nematoda (11) Oligochaeta (1)	۲۴	Mollusca Snail (1)	۱

۲-۴-۳- جمعیت ماهیان

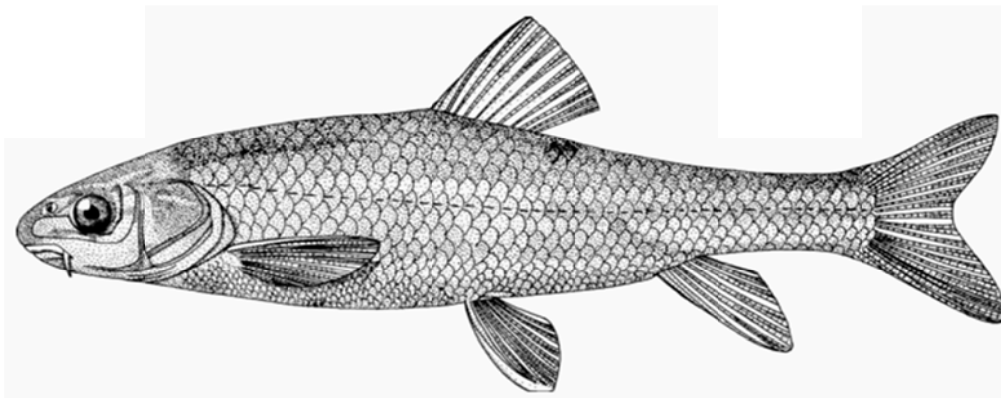
شناسایی ماهیان دریاچه

در مجموع ۶ گونه ماهی از دریاچه گرفته شد (جدول ۶). تصویرهایی از گونه‌های ماهیان و بیومتری آن‌ها در شکل‌های ۳۰-۳۶ آورده شده است.

جدول ۶. ماهی‌های گرفته شده از دریاچه سد درودزن طی سال‌های ۹۰-۱۳۸۹

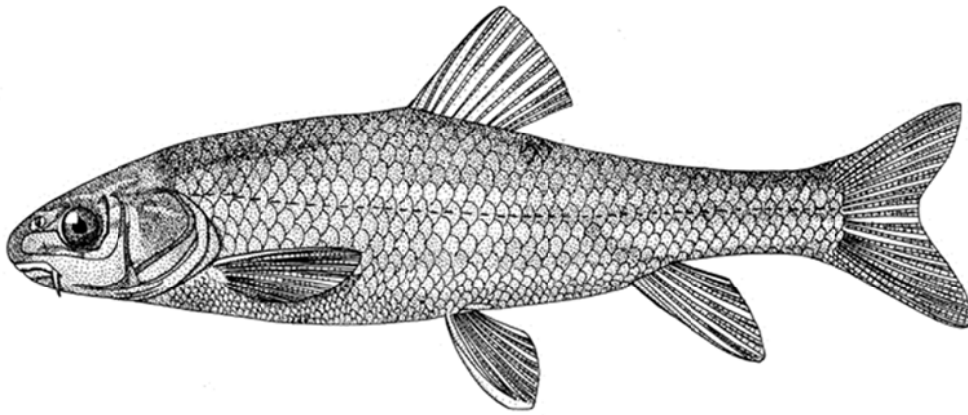
ایستگاه‌ها	خانواده	گونه	نام فارسی	پراکنش
۳، ۱	Cyprinidae	<i>Alburnus mossulensis</i> Heckel, 1843	شاه کولی جنوبی	بومی ایران
۳، ۲، ۱	Cyprinidae	<i>Capoeta aculeate</i> (Valenciennes, 1844)	سیاه‌ماهی فلس‌درشت	بومی ایران
۲، ۱	Cyprinidae	<i>Capoeta damascina</i> (Valenciennes, 1842)	سیاه‌ماهی فلس‌ریز	بومی ایران
۱	Cyprinidae	<i>Carasobarbus luteus</i> (Heckel, 1843)	حمری	بومی ایران
۱	Cyprinidae	<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	کاراس	مهاجم - وارد شده
۳، ۲، ۱	Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	کپور معمولی	مهاجم - وارد شده
۱	Cyprinidae	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)	کپور نقره‌یی	مهاجم - وارد شده

۱: بخش دریاچه‌ای زیر سد؛ ۲: بخش میانی؛ ۳: بخش رودخانه‌ای ورودی سد



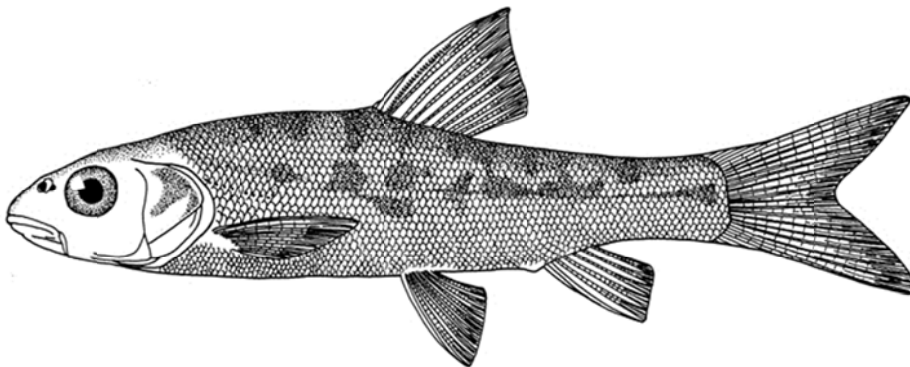
طول استاندارد (مم)	طول چنگالی (مم)	طول کل (مم)	وزن (گرم)	
۱۰۵	۱۱۲	۱۲۲	۶۴	میانگین
۷۷	۸۲	۸۹	۱۸	انحراف معیاری

شکل ۳۰. شاه کولی جنوبی *Alburnus mossulensis*



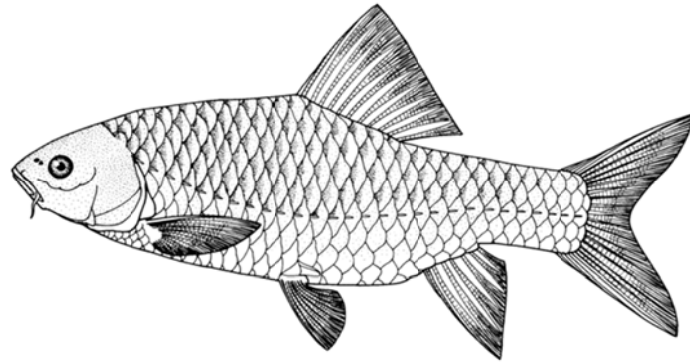
وزن (گرم)	طول کل (مم)	طول چنگالی (مم)	طول استاندارد (مم)	
۳۳۴	۲۹۹	۲۷۳	۲۵۳	میانگین
۱۳۷	۴۳	۴۰	۳۸	انحراف معیاری

شکل ۳۱. سیاه‌ماهی فلس‌درشت *Capoeta aculeate*



وزن (گرم)	طول کل (مم)	طول چنگالی (مم)	طول استاندارد (مم)	
۵۴۶	۳۵۸	۳۲۵	۳۰۴	میانگین
۲۵۱	۴۲	۴۳	۴۱	انحراف معیاری

شکل ۳۲. سیاه‌ماهی فلس‌ریز *Capoeta damascina*



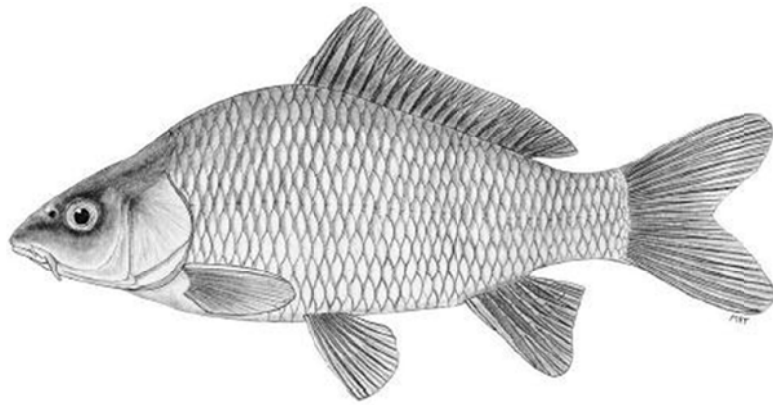
وزن (گرم)	طول کل (م)	طول چنگالی (م)	طول استاندارد (م)	
۱۹۹	۲۳۰	۲۱۴	۱۹۹	میانگین
۴۶	۱۶	۱۵	۱۵	انحراف معیاری

شکل ۳۳. جمری *Carasobarbus luteus*



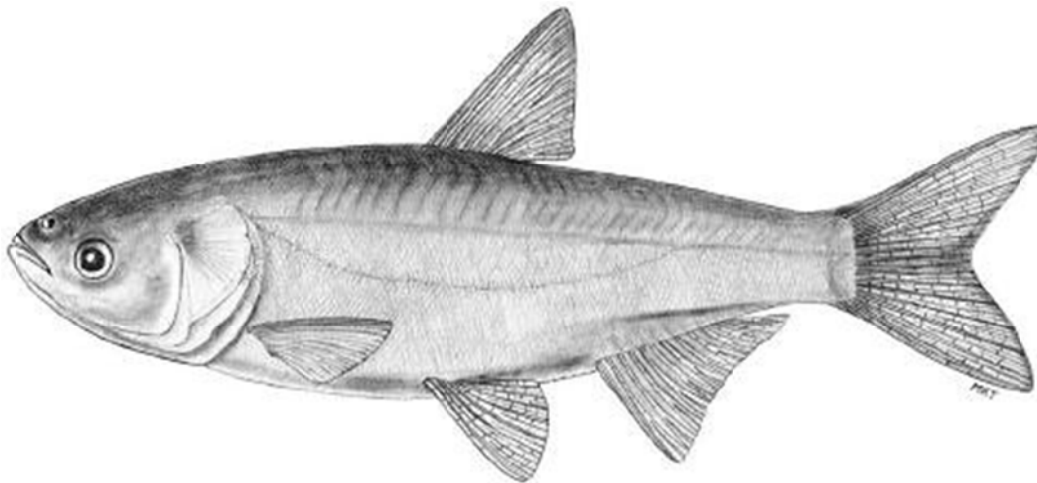
وزن (گرم)	طول کل (م)	طول چنگالی (م)	طول استاندارد (م)	
۱۳۲	۱۹۵	۱۷۸	۱۶۰	میانگین
۲۱	۹	۹	۸	انحراف معیاری

شکل ۳۴. کاراس *Carassius gibelio*



وزن (گرم)	طول کل (مم)	طول چنگالی (مم)	طول استاندارد (مم)	
۲۷۹	۲۳۷	۲۱۶	۱۹۶	میانگین
۲۲۸	۶۲	۵۳	۵۲	انحراف معیاری

شکل ۳۵. کپور معمولی *Cyprinus carpio*



وزن (کیلوگرم)	طول کل (م)	طول چنگالی (م)	طول استاندارد (م)	
۲۷/۱	۱۰۶/۰	۱۰۲/۴	۹۷/۴	میانگین
۲/۳	۸/۵	۸/۱	۷/۸	انحراف معیاری

شکل ۳۶. کپور نقره‌یی *Hypophthalmichthys molitrix*

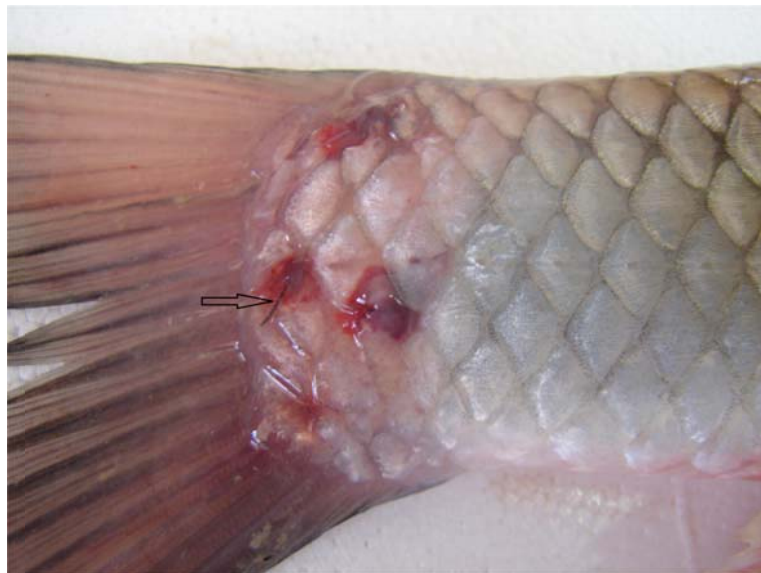


### گزارش فراگیری انگل لرنه آ در ماهیان دریاچه

یکی از مهم‌ترین یافته‌های این بررسی فراوانی بودن شمار سخت‌پوست انگل بیرونی ماهیان با نام کرم لنگرانداز (انتوموستراکا، کوبه‌پودا، لرنه آ) (*Lernaea cyprinacea*, anchor worm) (Entomostraca: Copepoda) بود (شکل ۳۷ و ۳۸). از مجموع ۳۳۱ نمونه‌ی برداشته شده، ۱۲۶ ماهی به انگل آلوده بود. شمار این انگل‌ها بر بدن هر یک از ماهی‌های آلوده از ۰ تا بیشینه‌ی ۶۱ (در *Capoeta aculeate*) متغیر بود (شکل ۳۹). پس از *Capoeta aculeate* سیاه ماهی سعدی (*Capoeta saadi*) بیشترین آلودگی را داشت (جدول ۷).



شکل ۳۷. شکل ظاهری کرم لنگرانداز (*Lernaea cyprinacea*)



شکل ۳۸. انگل لرنه آ روی بخش دمی ماهی



شکل ۳۹. نمونه‌هایی از ماهیان آلوده به انگل بیرونی لرنه آ در سد درودزن طی سالهای ۹۰-۱۳۸۹

جدول ۷. آلودگی ماهیان دریاچه سد درودزن به انگل بیرونی لرنه آ

کمینه	بیشینه	فراوانی انگل				شمار کل نمونه‌ی برداشته شده	گونه‌های ماهیان
		انحراف معیاری	میانگین شمار انگل بر بدن هر نمونه	درصد ماهیان آلوده	شمار نمونه‌های آلوده		
۰	۳	۰/۵	۰/۱	۴/۴	۳	۶۸	<i>Alburnus mossulensis</i>
۰	۶۱	۱۱/۱	۷/۵	۶۰/۰	۸۶	۱۴۳	<i>Capoeta aculeate</i>
۰	۳۰	۸/۱	۵	۶۲/۰	۸	۱۳	<i>Capoeta damascina</i>
۰	۰	۰	۰	۰	۰	۷	<i>Carasobarbus luteus</i>
۰	۹	۲/۵	۷	۱۰۰	۴	۴	<i>Carassius gibelio</i>
۰	۱۸	۳/۲	۱/۴	۳۰/۰	۲۵	۸۳	<i>Cyprinus carpio</i>
۰	۰	۰	۰	۰	۰	۳	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>
۰	۶۱	-	-	۳۹/۲۵	۱۲۶	۳۲۱	شمار مجموع گونه‌ها

### ۳-۴-۳- پلانکتون‌های گیاهی

در دریاچه سد درودزن مجموعاً ۸ شاخه‌ی جلبکی در ۴۱ جنس شناسایی شد. از این میان ۹ جنس از شاخه‌ی جلبک‌های دیاتومه (Bacillariophyta)، ۱۹ جنس از شاخه‌ی جلبک‌های سبز (Chlorophyta)، ۴ جنس از شاخه‌ی جلبک‌های سبز-زرد (Xanthophyta)، ۲ جنس از شاخه‌ی جلبک‌های اوگنوفایت (Euglenophyta)، ۱ جنس از شاخه‌ی جلبک‌های قهوه‌یی-طلایی (Chrysophyta)، ۲ جنس از داینوفلاژلاها (Dinophyta)، ۱ جنس از کریپتوموناس‌ها (Cryptophyta) و ۱۰ جنس از شاخه‌ی جلبک‌های سبز-آبی (Cyanophyta) بود. بیشترین جنس‌های دیده شده از شاخه‌ی جلبک‌های سبز بود و غالب‌ترین جنس از این شاخه که در تمام فصل‌های سال به تعداد زیاد دیده شد جنس *Pediastrum* بود. دیگر جنس‌های مهم این شاخه در جدول ۸ آورده شده است.

در بهار *Dinobryon* (از شاخه‌ی Crysophyta) با حداکثر تراکم ۱۲۴۰ عدد در لیتر نمونه‌ی غالب ریزجلبک بود. نمونه‌ی غالب تابستان *Cylindrospermum* (از شاخه‌ی Cyanophyta) با حداکثر تراکم ۱۱۳۹/۲۵ عدد در لیتر بود، اگرچه در این فصل در ایستگاه‌های ۷، ۸ و ۹ *Microcystis* که یک ریزجلبک با قابلیت تولید سم از شاخه‌ی *Cyanophyta* است جنس غالب بود. در پاییز *Microcystis* با حداکثر تراکم ۶۰۰/۶۰ عدد در لیتر نمونه‌ی غالب ریزجلبک بود. نمونه‌ی غالب ریزجلبک در زمستان *Ceratium* با حداکثر تراکم ۱۶۹۰/۰۷ بود.

جنس *Ceratium* از شاخه‌ی *Dinophyta* در تمام فصل‌ها در بیش‌تر ایستگاه‌های نمونه‌برداری دیده شد و بیشترین تراکم را در مقایسه با جنس‌های دیگر همین شاخه داشت. در تمامی فصل‌ها تراکم آن از ایستگاه ۱ به ایستگاه ۹ روند کاهشی داشت، به طوری که کمترین تراکم آن در ایستگاه ۹ در پاییز دیده شد. بیشترین تنوع جنس‌های ریزجلبک در تابستان و کمترین آن در زمستان بود. بیشترین تنوع جنس‌ها نیز در ایستگاه‌های انتهایی دریاچه به ویژه ایستگاه ۹ دیده شد. از ریزجلبک‌های زیان‌بخش به ویژه جنس‌های تولیدکننده‌ی سم در آب که از ریزجلبک‌های سبز-آبی اند بیشترین مشاهده در پاییز و زمستان بود. بیشترین مشاهده‌ی دیاتومه‌ها نیز در پاییز بود. جنس غالب دیاتومه *Fragillaria* بود.

جدول ۸. جنس‌های مختلف راسته‌های فیتوپلاتکتونی در دریاچه سد مخزنی درودزن.

جنس‌های ریز جلبکی دیده شده	راسته‌های فیتوپلاتکتونی
<i>Coelosphaerium</i> <i>Aphanizomenon</i> <i>Oscillatoria</i> <i>Gomphosphaeria</i> <i>Merismopedia</i> <i>Microcystis</i> <i>Aphanocapsa</i> <i>Cylindrospermum</i> <i>Microcystis</i> <i>Rivularia</i>	Cyanophyta
<i>Fragilaria</i> <i>Diatoma</i> <i>Caloneis</i> <i>Asterionella</i> <i>Meridion</i> <i>Gyrosigma</i> <i>Tabellaria</i> <i>Centronella</i> <i>Stephanodiscus</i>	Bacillariophyta
<i>Pediastrum</i> <i>Sphaerocystis</i> <i>Kirchneriella</i> <i>Scenedesmus</i> <i>Treubaria</i> <i>Desmidium</i> <i>Spirogyra</i> <i>Staurastrum</i> <i>Zygnema</i> <i>Closterium</i> <i>Spondylosium</i> <i>Zygonium</i> <i>Mougeotia</i> <i>Chlorella</i> <i>Botryococcus</i> <i>Nephrocytium</i> <i>Oocystis</i> <i>Selenastrum</i> <i>Trochiscia</i>	Chlorophyta
<i>Dinobryon</i>	Chrysophyta
<i>Cryptomonas</i>	Cryptophyta
<i>Peridinium</i> <i>Ceratium</i>	Dinophyta
<i>Tribonema</i> <i>Tetraedron</i> <i>Botrydiopsis</i> <i>Chlorosaccus</i>	Xanthophyta
<i>Euglena</i> <i>Phacus</i>	Euglenophyta

میانگین تراکم ریزجلبک در آب دریاچه در بهار  $2165 \pm 1404/29$ ، در تابستان  $4573/97 \pm 2027/15$ ، در

پاییز  $3899/73 \pm 2539/90$  و در زمستان  $1662/60 \pm 2621/76$  عدد در لیتر بود.

بیشترین تراکم فصلی اندازه‌گیری شده در آب سطحی در تابستان  $1625/81 \pm 4479/41$  و کمترین آن در پاییز  $201/18 \pm 271/19$  عدد در لیتر بود. در نمونه‌ی آب گرفته شده از عمق دریاچه بیشترین تراکم  $2382/17$   $\pm 3678/50$  عدد در لیتر در تابستان و کمترین آن  $477/73 \pm 1042/76$  عدد در لیتر در پاییز بود (جدول ۹).

جدول ۹. وضعیت تراکم فصلی ریز جلبک در آب دریاچه

زمان نمونه‌برداری	تراکم در آب سطح دریاچه (شمار در ۱ لیتر) (انحراف معیاری $\pm$ میانگین)	میانگین تراکم در آب عمق دریاچه (شمار در ۱ لیتر) (انحراف معیاری $\pm$ میانگین)	میانگین کل
آذر	$2539/90 \pm 3899/73$	$1042/76 \pm 477/73$	۱۷۹۰
اسفند	$2621/76 \pm 1662/60$	$2405/90 \pm 1103/94$	۲۵۱۳
خرداد	$2737/68 \pm 1780/33$	$1873/28 \pm 7140/91$	۲۳۰۵
شهریور	$4479/41 \pm 1625/81$	$3678/50 \pm 2382/17$	۴۰۷۸

#### ۴-۳-۴- پلانکتون‌های جانوری

در این بررسی پلانکتون‌های جانوری با ۲ شاخه و ۵ خانواده و ۵ جنس به شرح زیر شناسایی شد.

Phylum Arthropoda	Subphylum Crustacea	Class Branchiopoda	Suborder Cladocera	Family Bosminidae	<i>Bosmina</i> sp.
				Family Daphnidae	<i>Daphnia</i> sp.
			Suborder Copepoda Order Cyclopoida	Family Cyclopidae	<i>Cyclops</i> sp.
Phylum Rotifera		Class Monogononta	Order Ploima	Family Lecanidae	<i>Lecana</i> sp.
				Family Trichocercidae	<i>Trichocerca</i> sp.

زیرشاخه‌ی سخت‌پوستان تراکم بالاتری از روتیفرها داشت. از این زیرشاخه خانواده‌ی Bosminidae و سرده‌ی *Bosmina* در تمام فصل‌ها بیشترین فراوانی را داشت. بیشترین فراوانی سرده‌ی *Bosmina* در تابستان و کمترین فراوانی آن در زمستان دیده شد. بعد از *Bosmina*، خانواده‌ی Daphnidae و سرده‌ی *Daphnia* با بیشترین تراکم در تمام فصل‌ها دیده شد؛ بیشترین فراوانی آن در بهار و کمترین فراوانی آن در پاییز بود. خانواده‌ی Cyclopidae و جنس *Cyclops* در تمام فصل‌ها تراکم کمتری از سخت‌پوستان دیگر داشت. از روتیفرهای شناسایی شده در این پروژه می‌توان به خانواده‌ی Lecanidae و جنس *Lecana* و خانواده‌ی Trichocercidae و جنس *Trichocerca* اشاره

نمود که بیشترین تراکم این شاخه در خانواده‌ی Trichocercidae و جنس *Trichocerca* در تابستان بود (جدول ۱۰، شکل ۴۰).

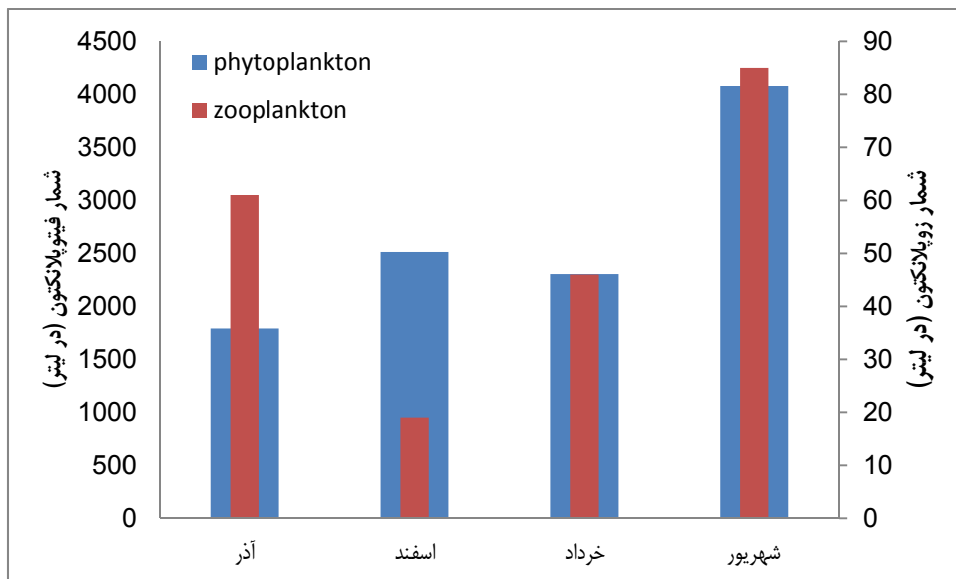
شمار فیتوپلانکتون‌ها و زوپلانکتون‌ها در بهار و تابستان متناسب با هم افزایش یافت، اما روند آن در پاییز و زمستان در جهت عکس‌دیگر بود (شکل ۴۰)

جدول ۱۰. فهرست و فراوانی پلانکتون‌های جانوری دریاچه سد درودزن (شمار در ۱ لیتر)

وضعیت تراکم در فصل‌ها				جنس
تابستان	بهار	زمستان	پاییز	
۶۲	۲۹	۱۴	۵۰	<i>Bosmina</i>
۶	۱۶	۱	۰	<i>Daphnia</i>
۰	۱	۲	۳	<i>Cyclops</i>
۰	۰	۲	۲	<i>Lecane</i>
۱۷	۰	۰	۶	<i>Trichocerca</i>
۸۵	۴۶	۱۹	۶۱	مجموع



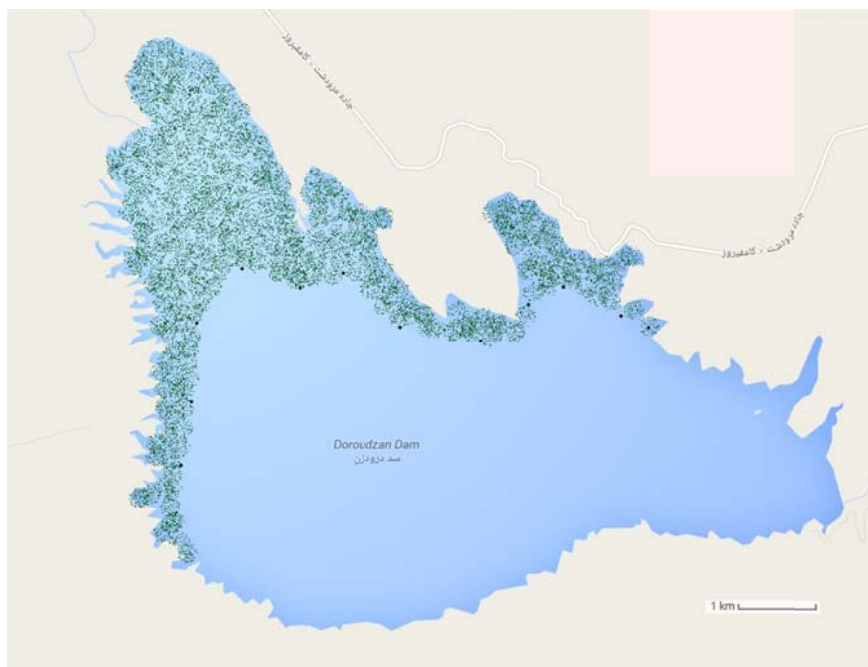
شکل ۴۰. خانواده‌ها و جنس‌های پلانکتونی سد درودزن



شکل ۴۱. مقایسه‌ی تغییرات شمار فیتوپلانکتون‌ها و زوپلانکتون‌های دریاچه سد درودزن طی سال‌های ۱۳۸۹-۹۰

### ۵-۴-۳- گیاهان آبزی

تمامی حاشیه‌ی شمال و غرب دریاچه را جمعیت‌های انبوهی از گیاهان عالی آبزی پر کرده بود. دو گونه‌ی ماکروفیت شناسایی شده‌ی بُن‌درآب *Potamogeton* و *Ceratophyllum demersum* بود. یک نقشه ساده براساس پیمایش میدانی با قایق و ثبت ۱۲ نقطه از پراکنش گیاهان پیرامون دریاچه در شکل ۴۲ آورده شده است.



شکل ۴۲. نقشه پراکنش گیاهان آبزی پیرامون دریاچه سد درودزن در سال ۱۳۹۰

## ۴- بحث

## ۴-۱- عوامل فیزیکی و شیمیایی

به طور کلی شفافیت آب در بهار و پاییز بیش تر بود. در تابستان مقطع دریاچه ای بیش ترین و مقطع های رودخانه ای و میانه کم ترین شفافیت سالانه را نشان داد. کم ترین دمای آب در آذر و اسفند و بیش ترین آن در خرداد و شهریور بود، که با طرح تغییرات دمای هوا مطابقت داشت. میانگین سالانه دمای آب در بخش دریاچه ای  $17/0^{\circ}C$ ، میانه ای  $16/3^{\circ}C$  و رودخانه ای  $16/9^{\circ}C$  بود.

بیش ترین میانگین غلظت اکسیژن محلول در اسفند بود ( $8/9$  مگ/ال)، که تا حد زیادی با کاهش دمای آب در این زمان همراه است. بخش های دریاچه ای، میانه، و رودخانه ایاز این نظر تفاوت چندانی نداشتند. این مساله نشان دهنده وجود جریان های سطحی و اختلاط مناسب در دریاچه است (Wetzel, 2001). پرهام و همکاران (۱۳۸۶) میانگین اکسیژن محلول را در دریاچه سد کرخه  $9/6$  مگ/ال گزارش کردند.

یون آمونیوم از آذر تا خرداد روند کاهشی داشت و در شهریور به اندازه ی پیشین بازگشت. غلظت یون های نترات نیز در اسفند و نیتريت در خرداد بیش ترین اندازه بود. آمونیوم از فرآیندهای متابولیکی، کشاورزی و صنعتی و نیز از فعالیت ضد عفونی کننده ی کلر آمین در محیط منشا می گیرد. نترات عمدتاً به شکل کودهای غیر آلی به کار می رود. این ماده بر اثر به کار بردن بیش از اندازه ی کود یا نشت فاضل آب به آب های سطحی و زیرزمینی در آب پدیدار می شود. غلظت نترات در آب های سطحی و زیرزمینی معمولاً پایین است اما می تواند در نتیجه ی پدیده ی نشت یا عبور پس آب از زمین های کشاورزی، یا پس از اکسید شدن آمونیاک حاصل از آلودگی با فاضل آب انسانی یا حیوانی به ترازهای بالایی برسد. شرایط بی هوازی می تواند منجر به تشکیل و پایداری نترات شود. تشکیل شدن نترات نتیجه ی فعالیت میکروبی است و می تواند دوره یی باشد. فرآیند نیتریفیکاسیون می تواند تراز نیتريت را معمولاً تا  $1/5-0/2$  مگ/ال افزایش دهد.

با آغاز آبیاری کشاورزی در ماه های بهار و تابستان عملاً ورودی آب رود کر به دریاچه به صفر می رسد، بنابر این کاهش اندازه ی یون آمونیوم در این زمان نتیجه ی قطع ورود مواد به دریاچه است. با برقراری جریان در شهریور غلظت این یون افزایش می یابد و در طول زمستان در حد کم و بیش ثابتی می ماند. پدیده ی نیتریفیکاسیون می تواند استه است در فاصله ی میان اسفند تا خرداد موجب تبدیل بخشی از آمونیوم به نیتريت و افزایش نیتريت در خرداد شده باشد. افزایش مقدار نترات در اسفند را نیز می توان به ورود سیلاب های رودخانه ی کر به دریاچه نسبت داد. گسترده ترین مرکز کشاورزی در استان فارس در بالادست سد درودزن است، و به همراه آوردن مواد شسته شده به ویژه کودهای کشاورزی که به مقدار بسیار زیاد مصرف می شود این ماده را با خود به دریاچه می آورد.

یون آمونیوم در مقطع دریاچه یی اندازه ی بیش تری داشت، در حالی که یون های نترات در مقطع رودخانه یی افزایش معناداری داشت. بالاتر بودن یون نترات در بخش رودخانه یی را نیز می توان به ورود کودهای کشاورزی



از این بخش دریاچه ارتباط داد، که به تدریج در بخش های دیگر دریاچه تغییر شکل می‌دهد یا به مصرف جلبک‌ها و گیاهان آبی می‌رسد. اما بیش‌تر بودن غلظت آمونیوم در مقطع دریاچه‌ی را که بخش عمیق دریاچه است، شاید بتوان با تراکم احتمالی ماهیان، به‌ویژه کپورهای نقره‌یی بزرگ در این قسمت دریاچه مرتبط کرد.

ترازهای طبیعی آمونیوم در آب‌های سطحی و زیرزمینی معمولاً زیر ۰/۲ م‌گ‌ال است (WHO, 2006). آب‌های زیرزمینی در شرایط بی‌هوازی ممکن است تا ۳ م‌گ‌ال از این ماده در خود داشته باشد. نگهداری جمعیت‌های متراکم حیوانات مختلف می‌تواند به افزایش آن تا ترازهای بسیار بالاتر در آب‌های سطحی منجر شود. از این نظر، میانگین آمونیوم کل دریاچه (م‌گ‌ال  $M=0/05$ ،  $SD=0/08$ ) بسیار پایین‌تر از حد مجاز بود.

در سال ۱۹۸۶ سازمان حفاظت محیط زیست امریکا (EPA) استاندارد ۱۰ م‌گ‌ال را برای غلظت نترات در آب آشامیدنی برقرار کرد (GEPD 2006). بر اساس استانداردهای تعیین شده برای ایران، بیش‌ترین اندازه‌ی مجاز نترات‌های موجود در آب آشامیدنی نباید از ۴۵ م‌گ‌ال بر حسب یون نترات ( $NO_3$ ) تجاوز کند، و مقدار ترکیبات نیتريت بر حسب یون نیتريت ( $NO_2$ ) نباید از ۰/۰۴ م‌گ‌ال بالاتر رود (موسسه‌ی استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران). براین اساس میانگین کل نیتريت دریاچه (م‌گ‌ال،  $SD=0/02$ ) در تراز استاندارد است و میانگین کل نترات دریاچه (م‌گ‌ال،  $SD=0/44$ ) بسیار پایین‌تر از آن قرار دارد. جداری عیوضی و همکاران (۱۳۸۹) مقدار نیتريت و نترات را در خروجی آب دریاچه‌ی سد درودزن به ترتیب ۰/۰۲۴ م‌گ‌ال و ۲ م‌گ‌ال در سال ۱۳۸۵، و ۰/۰۱۶ م‌گ‌ال و ۴ م‌گ‌ال در سال ۱۳۸۶ گزارش کردند. پرهام و همکاران (۱۳۸۶) میانگین یون‌های آمونیوم، نیتريت، و نترات را در دریاچه سد کرخه به ترتیب ۱/۲۵ م‌گ‌ال، ۷/۴ م‌گ‌ال، و ۰/۱ م‌گ‌ال گزارش کردند. در مقایسه، دریاچه سد درودزن غلظت آمونیوم و نیتريت بسیار کم‌تر، اما نترات بیش‌تری در خود دارد. ویسی و همکاران (۱۳۹۳) مقدار یون نترات را در دریاچه سد مخزنی اکباتان میان ۳/۵ م‌گ‌ال تا ۶/۱۵ م‌گ‌ال گزارش کردند.

غلظت یون فسفات در شهریور و اسفند کم‌تر از خرداد بود. از آن‌جا که بیش‌ترین رشد پلانکتون‌های گیاهی در شهریور دیده شد، مصرف شدن بخش زیادی از فسفات محلول در آب توسط آن‌ها کاهش زیاد فسفات در شهریور را توجیه می‌کند. از سوی دیگر، با بالا رفتن غلظت فسفر در آب ذرات باردار رُس و ذرات آلی باردار آن را به خود جذب می‌کنند (جذب سطحی) و موجب رسوب دادن آن می‌شوند. این پدیده می‌توانسته است در ماه‌های پاییز روی دهد، به‌ویژه آن‌که با ورود سیلاب‌ها در این زمان مقدار زیادی ذرات رس وارد دریاچه می‌شود. ورود مقدار زیادی آب شیرین از رود کر در آذر و اسفند نیز می‌تواند دلیل دیگری بر پایین آمدن غلظت کلی این یون در آب دریاچه باشد.

در مقایسه‌ی مقطع‌ها، مقطع‌های رودخانه‌یی و دریاچه‌ی اندازه‌ی بیش‌تر از مقطع میانه داشت، اگرچه تفاوت آن معنادار نبود. میانگین سالانه‌ی یون فسفات دریاچه ۰/۱۹ م‌گ‌ال ( $SD=0/22$ ) بود. جداری عیوضی و همکاران

(۱۳۸۹) غلظت یون فسفات را در خروجی آب دریاچه‌ی سد رودزن ۰/۳ مگ‌ال در سال ۱۳۸۵، و ۰/۲ مگ‌ال در سال ۱۳۸۶ گزارش کردند، که به یافته‌های این پژوهش نزدیک است. پرهام و همکاران (۱۳۸۶) میانگین غلظت یون فسفات را در دریاچه سد کرخه ۰/۳ مگ‌ال گزارش کردند. اندازه‌ی فسفات در آب‌های طبیعی بسیار کم و در محدوده‌های پایین (در حدود ۰/۰۲ مگ‌ال) متغیر است (Mitchell & Stapp 1996). از منابع اصلی فسفر در آب پس‌آب‌های حیوانی و صنعتی و خروجی‌های کشاورزی است، بنابراین غلظت بالای آن نشانه‌ی آلودگی است. موسسه‌ی استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران اندازه‌ی مطلوب و مجاز فسفات در آب آشامیدنی را به ترتیب ۰/۱ مگ‌ال و ۰/۲ مگ‌ال تعیین کرده است، بنابراین آب دریاچه سد رودزن از این نظر از استاندارد چندان به دور نیست.

میانگین هدایت الکتریکی آب در آذر از ماه‌های بهار و تابستان بیشتر بود. افزایش هدایت الکتریکی در این ماه با افزایش کل جامدهای محلول هم‌آهنگی دارد. غلظت یون منیزیم نیز در همین زمان اندازه‌ی بیش‌تری از ماه‌های دیگر دارد. اتصال دوباره‌ی رودخانه به دریاچه که هر سال در پاییز انجام می‌شود با آوردن مواد شسته‌شده در طول گذر رود به همراه روان‌آب‌های سطحی می‌تواند غلظت نمک‌ها را در آب دریاچه بالا ببرد. علی‌زاده‌اوصالو و همکاران (۱۳۹۴) روند کاملاً یکسانی را در دریاچه سد ارس یافتند. پرهام و همکاران (۱۳۸۶) مقدار هدایت الکتریکی و کل جامدهای محلول را در دریاچه سد کرخه به ترتیب  $599 \mu\text{s/cm}$  و  $317 \text{ مگ‌ال}$  گزارش کردند. جداری‌عیوضی و همکاران (۱۳۸۹) هدایت الکتریکی را در سال ۱۳۸۵ و ۱۳۸۶ در خروجی آب دریاچه‌ی سد رودزن  $550 \mu\text{s/cm}$  و کل جامدهای محلول را  $460 \text{ مگ‌ال}$  گزارش کردند. در مقایسه، هدایت الکتریکی در آن سال‌های میانگین یافته‌های این پژوهش ( $720 \mu\text{s/cm}$ ) پایین‌تر بوده است، اما مواد جامد محلول تقریباً اندازه‌ی همسانی با این پژوهش (۴۵۸ مگ‌ال) داشته‌است.

اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی (بی‌اودی) در ماه‌های آذر و اسفند بسیار کم‌تر از خرداد و شهریور بود. این کاهش نشان می‌دهد که مقدار فعالیت اکسید کردن مواد آلی (اکسیژن‌خواهی کربنی) و شکل‌های احیاشده‌ی نیتروژن (اکسیژن‌خواهی نیتروژنی) توسط میکروارگانیسم‌ها در پاییز و زمستان کم شده است. این طرح تغییرات کاملاً با طرح تغییر اندازه‌ی دمای آب سازگار است. با کاهش دمای آب فعالیت میکروارگانیسم‌ها و به‌دنبال آن کارکرد اکسیدکنندگی آنان کاهش می‌یابد. پایین بودن غلظت نیتريت در این دو فصل با وجود آمونیوم کافی در محیط گواه دیگری است براین که کارکرد اکسیدکنندگی میکروارگانیسم‌ها و تبدیل آمونیوم به نیتريت و نترات به اندازه‌ی کافی انجام نمی‌شود.

اتحادیه‌ی اروپا مقدار مناسب اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی را برای حفاظت از آزادماهیان  $3 \text{ مگ‌ال}$  و برای کپورماهیان  $6 \text{ مگ‌ال}$  توصیه کرده است. در نیجریه این مقدار برای حفاظت از حیات آب‌زیان  $4 \text{ مگ‌ال}$  (در دمای  $20-33^\circ\text{C}$ ) و برای آب‌های در حال بازسازی  $2 \text{ مگ‌ال}$  تعیین شده است. در هند آب‌های سالم قابل بهره‌برداری را به دوردهی آ و ب تقسیم کرده‌اند. بی‌اودی آب‌های رده‌ی آ نباید بیش از  $2 \text{ مگ‌ال}$  و آب‌های

رده‌ی ب نباید بیش از ۳م‌گ‌آل باشد (Enderlein et al 1992). براین اساس، میانگین کل بی‌اودی دریاچه سد درودزن (۲/۳ م‌گ‌آل) در محدوده‌ی آب‌های سالم جای دارد.

کمترین اندازه‌ی اکسیژن‌خواهی شیمیایی (سی‌اودی) در اسفند و بیش‌ترین آن در خرداد دیده شد. کاربرد سی‌اودی در واقع اشاره‌ی نامستقیم به مقدار مواد آلی در آب به‌صورت معادل اکسیژنی است، و می‌توان آن را به‌جز بی‌اودی به کربن آلی، یا کل مواد آلی ربط داد (Xia et al 2004). بنابراین افزایش شدید آن در خرداد نشانه‌ی زیاد شدن مواد آلی در این فصل است. از آن‌جاکه در این زمان ورودی آب دریاچه از رودخانه‌ی کر تقریباً بسته می‌شود، دلیل این افزایش مواد آلی را باید در سازوکارهای درونی دریاچه جست‌وجو کرد. با توجه به افزایش سریع رشد گیاهان عالی آبزی در حاشیه‌های دریاچه، این احتمال وجود دارد که با گرم‌تر شدن هوا بخش‌های مرده‌ی گیاهان به‌سرعت تجزیه شود و مواد آلی فراوانی را در آب رها سازد.

اتحادیه‌ی اروپا از این نظر آب‌ها را به ترتیب کاهش کیفیت به پنج رده‌ی کم‌تر از ۳، ۱۰-۳، ۲۰-۱۰، ۳۰-۲۰، و بیش‌تر از ۳۰ تقسیم کرده است (Enderlein et al 1992). میانگین سی‌اودی در این پژوهش در آذر، اسفند، خرداد، و شهریور به ترتیب ۱۷، ۸، ۴۵ و ۲۷ بود، که براساس تقسیم‌بندی بالا به ترتیب در رده‌های متوسط، خوب، بسیاربد و بد جای گرفت.

## ۲-۴- عوامل زیستی

### ۱-۲-۴- درشت‌بی‌مهرگان کفزی

بی‌مهرگان کفزی دریاچه سد درودزن عمدتاً از انواع کرم‌ها (نماتودها و کم‌تاران)، شکم‌پایان، دوکفه‌یی‌ها، و لارو حشرات (coleptera و diptera) بودند. بیش‌ترین فراوانی بی‌مهرگان در بهار و کم‌ترین آن در زمستان بود. از میان بی‌مهرگان کفزی بیش‌ترین فراوانی در دیپترا بود که تقریباً در تمامی فصل‌ها دیده شد. کم‌ترین بی‌مهرگان لاروهای Odonata، Ostracoda، لارو و بالغ Ephemeroptera (فقط در پاییز)، لارو coleoptera (فقط در بهار) بودند.

بررسی ماهانه‌ی پراکنش و توده‌ی زنده‌ی بی‌مهرگان کفزی دریاچه‌ی مخزنی ارس نشان داد که گروه‌هایی از کفزیان شامل کم‌تاران، لارو شیرونومیده، گاماریده و مایسیده در این دریاچه دیده می‌شوند (باقری و عبدالملکی، ۱۳۸۱). گروه غالب در تمامی سال کم‌تاران و سپس شیرونومیده بودند که بیش‌ترین زی‌توده را نیز داشتند. بیش‌ترین زی‌توده‌ی کم‌تاران در بهار (میانگین  $5/68 \pm 19/03$  گرم در مترمربع) و کم‌ترین آن در زمستان (میانگین  $3/11 \pm 5/87$  گرم در مترمربع) بود. ایستگاه ۴ با مجموع  $26/06$  گرم در مترمربع بیش‌ترین و ایستگاه ۵ با مجموع  $3/14$  گرم در مترمربع کم‌ترین توده‌ی زنده‌ی کل را داشت. در این پژوهش چونین فرض شد که تغذیه‌ی ماهیان، نوع بستر، مقدار مواد آلی و دمای آب از عوامل مهم موثر بر جمعیت و زی‌توده‌ی بی‌مهرگان آبزی است.

اجتماع کف‌زیان دریاچه‌ی تهم (زنجان) از گروه‌های Tubificidae، Hirudinea، Chironomidae، Gammaridae، و Gastropoda درست شده است. فراوانی گروه‌های Hirudinea و Tubificidae در بیش‌تر ماه‌ها غالب بود، و زالوها بیش‌ترین زی‌توده را داشتند. زی‌توده‌ی کف‌زیان دریاچه‌ی تهم از ۱/۱ تا ۷/۳۳ گرم بر مترمربع (میانگین  $\pm ۸/۱۰$  گرم بر مترمربع) متغیر بود (میرزاجانی و همکاران، ۱۳۹۱).

### ۲-۲-۴- پلانکتون‌های جانوری

سخت‌پوستان در دوره‌ی این بررسی گروه غالب دریاچه بود و *Bosmina* بیشترین فراوانی را در همه‌ی سال نشان داد. در رده‌ی بعدی سرده‌ی *Daphnia* با بیشترین تراکم در تمام فصل‌ها دیده شد؛ سرده‌ی *Cyclops* در تمام فصل‌ها تراکم کمتری از سخت‌پوستان دیگر داشت. از روتیفرهای دریاچه سرده‌ی *Trichocerca* تراکم بیش‌تری از *Lecanae* داشت. *Bosmina* بیش‌ترین فراوانی را در تابستان و *Daphnia* بیش‌ترین فراوانی را در بهار نشان داد. *Trichocerca* نیز بیشترین تراکم را در تابستان داشت و فراوانی *Lecanae* در پاییز و زمستان بود.

در بررسی زوپلانکتون‌های دریاچه‌ی تهم در استان زنجان، ۲۳ سرده از ۴ شاخه شناسایی شد (میرزاجانی و همکاران، ۱۳۹۱). سرده‌ی *Ascomorpha* بیش‌ترین میانگین فراوانی را داشت و سرده‌های *Synchaeta*، *Daphnia* و *Pedalia* در برخی ماه‌ها در رتبه‌های بعدی جای داشتند. تراکم بیش‌تر سرده‌های دیده شده کم‌تر از ۲۰ عدد در لیتر بود. در میان شاخه‌های زوپلانکتونی Rotatoria بیش‌ترین فراوانی را با بیش‌ترین میانگین ۲۰۹ فرد در لیتر داشت.

صلواتیان و همکاران (۱۳۹۰) پراکنش زوپلانکتون‌های دریاچه‌ی سد لار را بررسی کردند. در مجموع ۴ راسته از ۱۳ جنس شناسایی شد. پلانکتون غالب راسته‌ی کلادوسرا (۴۸/۷٪ جمعیت سالانه)، و مهم‌ترین سرده‌های آن *Bosmina* و *Daphnia*، و گروه دوم روتاتوریا (۴۱/۸٪ جمعیت سالانه) با سرده‌های *Asplanchna*، *Polyarthra*، *Philodina*، *Notholca*، *Collotheca* و *Syncheata* بود. آزمون‌های ناپارامتریک کروسکال-والیس و مان-ویتنی نشان داد که بخش‌های مختلف دریاچه از نظر پراکنش زوپلانکتون‌ها اختلاف معناداری دارند، اما میان عمق‌های مختلف تفاوتی وجود ندارد.

### ۲-۲-۳- پلانکتون‌های گیاهی

بیش‌ترین تنوع جنس‌های ریزجلبک در تابستان و کمترین آن در زمستان بود. بیش‌ترین تنوع سرده‌ها نیز در ایستگاه‌های نزدیک به ورودی دریاچه به‌ویژه ایستگاه ۹ بود. این محل که عمق کمی دارد و پوشیده از گیاهان عالی آبزی است، احتمالاً کم‌تر در معرض زوپلانکتون‌ها و ماهیانی که از فیتوپلانکتون‌ها چرا می‌کنند قرار دارد. بیشترین تعداد ریزجلبک‌های تولیدکننده‌ی سم (ریزجلبک‌های سبز-آبی) در پاییز و زمستان دیده شدند. بیشترین تراکم دیاتومه‌ها نیز در پاییز بود.

در کل، بیشترین تعداد فیتوپلانکتونها در شهریور دیده شد. مهم‌ترین عامل اثرگذار بر رشد فیتوپلانکتونها (در شرایطی که مواد محدودکننده نباشد) دمای آب است. از آنجا که بالاترین دمای آب در پایان تابستان دیده شد، بیشترین رشد فیتوپلانکتونی در این زمان پیش‌بینی می‌شد. این طرح کلی رشد سالانه با یافته‌های پژوهش‌های دیگر نیز مطابقت دارد. از جمله استاکنر و همکاران (۲۰۰۱) که نشان دادند در دریاچه سد ویلیستون بیشترین فراوانی و بیومس فیتوپلانکتون‌ها و زوپلانکتون‌ها در پایان تابستان و آغاز زمستان و کم‌ترین آن در بهار بود. در مطالعه‌ی منوری و همکاران (۱۳۹۲) نشان داده شد که بیشترین تعداد فیتوپلانکتون‌ها در سد کرج در مرداد و در سطح دریاچه بود. در دریاچه‌ی سد ماکو نیز بیشترین تراکم پلانکتون‌های گیاهی در تابستان دیده شد (سبک‌آرا و مکارمی ۱۳۸۲).

مقایسه‌ی تغییرات جمعیت فیتوپلانکتون‌ها با زوپلانکتون‌های دریاچه درک بهتری از وابستگی این دو گروه به دست می‌دهد. در آذر با افت دمای آب از رشد جمعیت فیتوپلانکتون‌ها کاسته شده است، درحالی‌که جمعیت زوپلانکتون‌ها هنوز در حال فعالیت و تغذیه از فیتوپلانکتون‌ها و کاهش دادن بیش‌تر آن است. در زمستان با سردتر شدن آب، از رشد جمعیت زوپلانکتون‌ها نیز به شدت کاسته شده است. این مساله موجب برداشته شدن فشار چرخه از روی جمعیت فیتوپلانکتونی شده، و به آن اجازه‌ی رشد اندک داده است. در بهار با افزایش دما رشد زوپلانکتون‌ها دوباره آغاز شده و متناسب با رشد فیتوپلانکتون‌ها پیش‌رفته است. در تابستان نیز جمعیت فیتوپلانکتون‌ها با گرم شدن آب افزایش یافته است، و با این افزایش، بر شمار زوپلانکتون‌های تغذیه‌کننده از آن‌ها نیز افزوده شده است.

در دوره‌ی این پژوهش مجموعاً ۴۱ سرده از ۸ شاخه‌ی جلبکی در دریاچه سد درودزن یافته شد. بیشترین جلبک‌های سبز شاخه‌ی غالب بود، و سرده‌ی غالب این شاخه نیز پدیاستروم در تمام سال به تعداد زیاد دیده می‌شد. ریزجلبک غالب در بهار داینوبیریون (کریزوفایتا)، و در تابستان سیلیندروسپروم (سیانوفایتا) و میکروسیستیس (سیانوفایتا) بودند. میکروسیستیس در پاییز و سراتیوم در زمستان ریزجلبک‌های غالب بودند. جنس سراتیوم از شاخه‌ی داینوفایتا در تمام فصل‌ها در بیش‌تر ایستگاه‌های نمونه‌برداری دیده شد و بیشترین تراکم را در مقایسه با جنس‌های دیگر همین شاخه داشت. جنس غالب دیاتومه *فراجیلاریا* بود.

دیاتوم‌ها بیش‌ترین تعداد جمعیت فیتوپلانکتون را در سد کرج داشتند و از میان دیاتوم‌ها، جنس‌های *سیکلوتلا*، *آسترونلا*، *فراجیلاریا*، *سیندرا*، و *آنکیسترودموس* بیش‌ترین جمعیت را داشتند، که از میان آنان نیز *سیکلوتلا* جمعیت غالب در همه‌ی فصل‌ها و عمق‌ها بود (منوری و همکاران ۱۳۹۲).

در دریاچه‌ی سد ماکو شاخه‌ی کریزوفایتا با ۷۶٪ پلانکتون غالب دریاچه بود و گونه‌های غالب آن *سیندرا اولنا*، دیاتوما و ولگاره، و *سیکلوتلا مینگینا* بود. مرتبه‌ی دوم را شاخه‌ی کلروفایتا با گونه‌های *سیندسموس بیجوگا* و *س. بیجوگاتوس* داشت. گونه‌هایی نیز از سیانوفایتا (*اوسیلاتوریا لیموزا*)، یوگلینوفایتا (*یوگلینا گ.*)، و پایروفایتا

(سراتیوم هیردینلا) دیده شد. نویسندگان نتیجه گرفته اند که این سد به دلیل داشتن این جامعه‌ی فیتوپلانکتونی و وضعیت شیمیایی و فیزیکی آن توان خوراک‌دهی به لارو ماهیان را دارد (سبک‌آرا و مکارمی ۱۳۸۲). در دریاچه‌ی سد ارس ۴۶ گونه جلبک از ۵ شاخه‌ی دیاتومه‌ها، جلبک‌های سبز، جلبک‌های سبزآبی، داینوفلاجلات‌ها و یوگلینوفایتا شناسایی شدند (مجبی و همکاران، ۱۳۹۱). باسیلاریوفایتا (دیاتوم‌ها) در زمستان بیش‌ترین تراکم و پایروفایتا (داینوفلاجلاتا) در تابستان بیش‌ترین فراوانی را داشت. منطقه‌ی تاج سد کم‌ترین تراکم و میانه‌ی دریاچه بیش‌ترین تراکم فیتوپلانکتونی را داشت. در دریاچه‌ی تهم در استان زنجان ۴۵ سرده از ۷ شاخه‌ی فیتوپلانکتونی گزارش شده است (میرزاجانی و همکاران ۱۳۹۱). جنس‌های *سایکلوتلا* و *آستریونلا* (باسیلاریوفایتا)، و *آنکیسترودموس* و *کلروگونومیوم* (کلروفایتا) بیش‌ترین فراوانی را دارند.

#### ۴-۲-۴- ماهی‌ها

ترکیب این ماهیان پراکندگی متفاوتی را در بخش‌های مختلف دریاچه سد درودزن نشان داد، به‌طوری‌که در بخش دریاچه‌ی (نزدیک به دیواره‌ی سد) همه‌ی این ۷ گونه دیده شدند، اما در بخش میانی تنها ۳ گونه‌ی سیاه ماهی فلس‌درشت، سیاه‌ماهی فلس‌ریز و کپور معمولی پراکندگی داشتند، و در بخش رودخانه‌ی تنها ۳ گونه‌ی شاه‌کولی جنوبی، سیاه‌ماهی فلس‌درشت و کپور معمولی دیده شدند. بر اساس این نتایج برخی از ماهیان توان پراکنش در همه‌ی بخش‌های دریاچه را دارند، در حالی که برخی دیگر از ماهیان بخش‌های عمیق‌تر را ترجیح می‌دهند. عباسی و سرپناه (۱۳۸۰) نیز طرح پراکندگی خانواده‌های ماهیان را در حوزه‌ی آبریز سد ارس بررسی کرده اند، اما تمرکز آنان بیش‌تر بر پراکندگی عمقی بوده است. بررسی دلایل انتشار ناهمگون ماهی‌ها نیازمند داده‌های دقیق‌تری از شرایط زیستگاهی و تغذیه‌ی است، و میتواند نقش مهمی در مدیریت آبریز و ماهی‌گیری در دریاچه سدها داشته باشد.

ترکیب نمونه‌های برداشته‌شده در دریاچه ۷ گونه از خانواده‌ی کپورماهیان (Cyprinidae) شامل شاه‌کولی جنوبی (*Alburnus mossulensis*)، سیاه‌ماهی فلس‌درشت (*Capoeta aculeate*)، سیاه‌ماهی فلس‌ریز (*Capoeta damascina*)، جمری (*Carasobarbus luteus*)، کاراس (*Carassius gibelio*)، کپور معمولی (*Cyprinus carpio*)، و کپور نقره‌ی (*Hypophthalmichthys molitrix*) بود.

بیش‌تر کارهای انجام شده بر ماهیان سدهای ایران بر ارزیابی ذخایر ماهیان خاص تمرکز داشته و کم‌تر به تنوع گونه‌ی آن‌ها پرداخته شده است. یکی از پژوهش‌های دقیق در این زمینه مربوط به عباسی و سرپناه (۱۳۸۰) است. در این پژوهش که بر ماهیان سد ارس انجام شد ۲۷ گونه و زیر گونه‌ی ماهی از ۶ خانواده و ۴ راسته از ماهیان استخوانی شناسایی شدند که شامل خانواده‌های کپورماهیان، گاوماهیان (Gobiidae) و رفتگرماهیان (Balitoridae)، اسبله‌ماهیان (Siluridae)، گامبوزیماهیان (Poeciliidae) و سوف‌ماهیان (Percidae) می‌شدند. بیشترین

پراکنندگی ماهیان در مناطق مطالعاتی در خانواده‌ی کپورماهیان (سیاه‌ماهی، *Capoeta capoeta*) بود و گاوماهی *Gobio persus*، کپور علف‌خوار، کپور نقره‌یی، کپور سرگنده، سس‌ماهی لب‌کلفت و کمترین پراکنندگی را داشتند.

در بررسی ساختار جمعیتی ماهیان در سد دز ۱۲ گونه از ۳ خانواده‌ی شناسایی شد، که ۱۰ گونه‌ی آن از کپورماهیان بود و از میان آنان گونه‌های کاراس، حمری، کپور نقره‌یی، و شاه‌کولی با سد درودزن مشترک بود. دو گونه‌ی دیگر از کفال ماهیان (۱ گونه) و آزادماهیان (۱ گونه) بود (اسکندری و همکاران، ۱۳۸۶).

در سد گلابر ایچرد (زنجان) و رودخانه‌های ورودی و خروجی آن ۲۶ گونه‌ی ماهی از خانواده‌های کپورماهیان و تاس‌ماهیان یافت شد (عباسی و همکاران، ۱۳۹۲ الف). بیشترین انتشار در خیاطه ماهی، مرواریدماهی کورا، سیاه‌ماهی و ماهی سفید رودخانه‌یی دیده شد. نتیجه این بررسی آن بود که فون ماهیان این دریاچه با خزر همسان است، و چگونگی ماهیان غالب آن از طرح دریاچه‌های تازه ساخته‌شده در این حوضه پی‌روی می‌کند.

ماهیان حوضه‌ی دریاچه سد قلعه‌چای را ۹ گونه از کپورماهیان و رفتگرماهیان (Nemacheilidae) تشکیل می‌دادند. ماهیان بومی این دریاچه *Oxyoemacheilus*، *Capoeta capoeta*، *Barbus cf. lacerta*، *Alburnus atropatenae*، *brandti* بودند، و *Cyprinus carpio*، *C. gibelio*، *Carassius auratus*، *H. nobilis*، *Hypophthalmichthys molitrix* غیر بومی بودند (عباسی و همکاران، ۱۳۹۲ ب).

با تکمیل داده‌ها در مورد ترجیح زیستگاهی ماهیان مدیریت بهتر آب‌بزی‌پروری در این محیط‌های نیمه طبیعی با دقت بیش‌تری انجام خواهد شد.

## پیشنهادها

این یک پژوهش مقدماتی برای شناخت عوامل اصلی تشکیل دهنده ی اکوسیستم دریاچه سد درودزن و تراکم فصلی هر یک از آنان بود. برای شناخت کامل اکولوژی دریاچه باید مطالعات بسیاری انجام گیرد.

۱. شناخت درست سازوکارهای اکوسیستم دریاچه سد نیازمند داده های مفصل تر از نظر تعداد نمونه و زمان های نمونه برداری است. پیشنهاد می شود نمونه برداری های دست کم ماهانه از عوامل شیمیایی دریاچه با شمار نمونه برداری بیش تر انجام گیرد.

۲. در درک درست تغییرات فیتوپلانکتون ها، آگاهی از شرایط دمایی عمق های مختلف دریاچه بسیار ضروری است.

۳. در بررسی برهم کنش عوامل زنده، روابط تغذیه یی بسیار مهم است. پیشنهاد می شود روابط تغذیه یی ماهیان- کف زیان، ماهیان- گیاهان عالی، ماهیان- فیتوپلانکتون ها، ماهیان- زوپلانکتون ها، و زوپلانکتون ها- فیتوپلانکتون ها بررسی شود.



## تشکر و قدردانی

از سازمان آب منطقه‌یی و اداره‌ی کل حفاظت محیط زیست فارس، به‌ویژه آقای مهندس دهقانی مدیرعامل محترم و آقای مهندس ابراهیمی کارنامی مدیرکل محترم پیشین، آقای مهندس اسلامی رییس محترم وقت و کارکنان محترم سد درودزن، آقای مهندس حیدری رییس محترم وقت اداره‌ی محیط‌زیست مرودشت، و کارمندان زحمت‌کش پاسگاه محیط‌زیست درودزن برای همکاری بی‌دریغ‌شان در اجرای این پژوهش صمیمانه سپاس‌گزاری می‌شود.

از آقای اشکان اژدهاکش‌پور و خانم زهرا امینی برای شرکت در نمونه‌برداری‌ها و شناسایی نمونه‌های پلانکتون گیاهی و جانوری، و سرکار خانم نرگس احمدی برای انجام آزمایش‌های سنجش‌های شیمیایی سپاس‌گزاری می‌شود.

از بخش اکولوژی موسسه‌ی محترم تحقیقات علوم شیلاتی کشور برای بررسی پیشنهاد طرح و انجام امور مربوط به ثبت آن، و از داوران محترم گزارش‌نهایی برای یادآوری نکته‌های ارزشمند در تصحیح نسخه‌ی اول گزارش صمیمانه تشکر و قدردانی می‌شود.

## منابع

- اسکندری، غ.، سبزی‌علی‌زاده، س.، دهقان‌مدیسه، س.، میاحی، ی. ۱۳۸۶. ساختار جمعیتی ماهیان در دریاچه سد دز. پژوهش و سازندگی در امور دام و آب‌زیان. ۷۴: ۱۲۳-۱۲۹.
- باقری، س.، و عبدالملکی ش. ۱۳۸۱. بررسی پراکنش و تعیین توده‌ی زنده‌ی بی‌مهرگان کف‌زی دریاچه‌ی ارس. مجله علمی پژوهشی شیلات، ۴(۱۱): ۱-۱۰.
- پرهام، ه.، جعفرزاده، ن.، دهقان، س.، و کیان‌ارثی، ف. ۱۳۸۶. بررسی تغییرات غلظت ازت و فسفر و برخی پارامترهای فیزیکی و شیمیایی در دریاچه‌ی پشت سد کرخه و تعیین بیلان آن. مجله‌ی علوم دانشگاه شهید چمران. ۱۷(ب): ۱۱۷-۱۲۵.
- جداری‌عیوضی، ج.، مقیمی، ا.، یمانی، م.، محمدی، ح.، عیسایی، ا. ۱۳۸۹. تأثیر عوامل اکوژئومورفولوژیک بر کیفیت شیمیایی آب. مطالعه‌ی موردی: رودخانه‌ی کر و دریاچه‌ی سد درودزن. مجله‌ی جغرافیا و برنامه‌ریزی محیطی. ۳۷، ۲۱(۱): ۱۷-۳۲.
- خوش‌اخلاق، ف.، رنجبر، ف.، طولابی، س.، مقبل، م.، و معصوم‌پورسماکوش، ج. ۱۳۸۹. بررسی خشک‌سالی در سال آبی ۸۷-۱۳۸۶ و اثرات آن بر منابع آب و کشاورزی (مطالعه‌ی موردی: شهرستان مرودشت). جغرافیا. ۸(۲۴): ۱۳۶-۱۱۹.
- زمان‌پور، م. ۱۳۹۰. بررسی تغییرات پس‌آب حوضچه‌های پرورش ماهی در حوضه‌ی آب‌خیز سد درودزن. گزارش نهایی طرح تحقیقاتی. سازمان تحقیقات و آموزش کشاورزی. ۸۷ ص.
- سبک‌آرا، ج. و مکارمی، م. ۱۳۸۲. بررسی تراکم و پراکندگی پلانکتونی در دریاچه‌ی سد ماکو. مجله‌ی علمی شیلات ایران. ۱۲(۲): ۲۹-۴۶.
- شرکت سهامی آب منطقه‌ی فارس. ۱۳۹۰. سد درودزن. <<http://doroodzan.frrw.ir>>.
- شیردره، م. و منصوری، م. ۱۳۸۸. بررسی آلودگی رودخانه‌ی کر در استان فارس در سال ۸۷ و مقایسه‌ی آن با تحقیقات انجام شده در سال ۸۳. مجموعه مقالات دوازدهمین همایش بهداشت محیط ایران، دانشگاه علوم پزشکی شهیدبهشتی، دانشکده بهداشت، ۱۳۸۸. ۹۸۷-۹۸۰.
- صلواتیان س.م.، سبک‌آرا، ج.، آذری‌تاکامی، ق.، رجیبی‌نژاد، ر.، علمی، ا.م.، و رستم‌علی‌اف، ع. ۱۳۹۰. شناسایی و بررسی تراکم و پراکنش زئوپلانکتونی در دریاچه سد لار استان تهران. شیلات، ۵(۴): ۲۹-۳۸.
- طالب بیدختی، ن.، رخشنده‌رو، غ.، ۱۳۷۹. آلودگی رودخانه‌ی کر. گزارش طرح مطالعاتی. سازمان حفاظت محیط زیست.
- عباسی، ک.، سرپناه، ع. ۱۳۸۰. شناسایی، بررسی فراوانی و پراکنش ماهیان دریاچه سد ارس و شاخه‌های ایرانی آن. مجله‌ی علمی شیلات. ۱۰(۲): ۴۱-۶۲.

- عباسی، ک.، بابایی، ه.، نوروزی، ه.ا.، صداقت کیش، ا.، ۱۳۹۲. بررسی ترکیب گونه‌ی ماهیان حوضه دریاچه سد گلابر ایجرود (استان زنجان). اولین کنفرانس ماهی شناسی ایران. صص ۱۷۷-۱۷۳.
- عباسی، ک.، یوسف‌زاده، ا.، نوروزی، ه.ا.، صداقت کیش، ا.، ۱۳۹۲. شناسایی و بررسی فراوانی و ساختار جمعیتی ماهیان حوضه دریاچه سد قلعه چای (استان آذربایجان شرقی). اولین کنفرانس ماهی شناسی ایران. صص ۱۸۲-۱۷۸.
- عزیززاده‌اوصالو، ژ. و همکاران. ۱۳۹۴. بررسی مقطعی روند تغییرات کیفی آب دریاچه پشت سد ارس. اکویولوژی تالاب. ۶(۲۳): ۱۴-۵.
- عیسانی، ا. ۱۳۸۵. بررسی و پایش کیفی آب رودخانه‌ی کر و مقایسه آن با مطالعات ۱۳۶۴. گزارش طرح مطالعاتی، اداره‌ی آب منطقه‌ی فارس.
- محبی، ف.، محسن‌پورآذری، ع.، و عاصم، ع. ۱۳۹۱. بررسی جمعیت فیتوپلانکتونی و شاخص‌های جمعیتی در دریاچه‌ی سد ارس. مجله‌ی زیست شناسی ایران. ۲۵(۲): ۳۱۶-۳۲۸.
- منوری، م.، نوری، ج.، و سهراب‌نیا، ن. ۱۳۹۲. اثر تجمع فیتوپلانکتون‌ها بر کیفیت آب سد کرج. آب و فاضلاب. ۲: ۳۰-۱۹.
- موسسه‌ی استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران (مات صا). سال انتشار؟. نشریه‌ی ۱۰۵۳. ویژگی‌های آب آشامیدنی (تجدید نظر). چاپ چهارم. دست‌یابی: <http://www.isiri.org>.
- میرزاجانی، ع.، عباسی، ک.، سبک‌آرا، ج.، مکارمی، م.، عابدینی، ع. و صیادبورانی، م. ۱۳۹۱. لیمنولوژی دریاچه‌ی الیگومزوتروف تهم در استان زنجان. مجله‌ی زیست‌شناسی ایران. ۲۵(۱): ۷۴-۸۹.
- نوشادی، م. و سکوت، م. ۱۳۸۹. اندازه‌گیری و شبیه‌سازی کلر در مخزن سد درودزن با استفاده از مدل-HEC 5Q. مهندسی آبیاری و آب. ۱۱(۱): ۳۰-۲۱.
- ویسی، ک.، سمرقندی، م.، نورمرادی، ح. ۱۳۹۳. پایش پدیده‌ی تغذیه‌گرایی در دریاچه سد مخزنی اکباتان با بهره‌گیری از شاخص غنی‌شدگی کارلسون. مجله‌ی علمی پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی ایلام. ۲۲: ۴۲-۵۰.
- Akbulut, A. and A. Yildiz. 2002. The planktonic diatoms of Lake Cildir (Ardahan Turkey). Turk. J. Bot. 26: 55-75.
- Avagyan, A.B. 2011. Water global recourse management through the use of microalgae addressed to sustainable development. Clean Techn Environ Policy (2011) 13:431-445.
- Bellinger, E.G. and D.C. Sige, 2010. Freshwater Algae: Identification and Use as Bioindicators first published 2010, by John Wiley & Sons, at [www.wiley.com/wiley-blackwell](http://www.wiley.com/wiley-blackwell).
- GEPA (Georgia Environment Protection Division). 2006. Description of commonly considered water quality constituents. (Watershed Protection Plan Development Guidebook). [www.gaepd.org/Files\\_PDF/techguide/wpb/devwtrplan\\_b.pdf](http://www.gaepd.org/Files_PDF/techguide/wpb/devwtrplan_b.pdf). Accessed: 05/02/2007.
- Greenberg, A.E., Clesceri, L.S. and Eaton, A.D. (ed). 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 8th edition. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, USA.

- Enderlein, U.S., Enderlein, R.E., and W. P. Williams. 1996. Water Quality Requirements. In: Chapman D. (Ed.) 1996. Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring -Second Ed., UNESCO/ WHO/ UNEP.
- Mitchell M.K., and W.B. Stapp. 1996. Field Manual for Water Quality Monitoring. 10th ed. Kendall/Hunt Publishing Co., Dubuque, IA.
- Stockner, J.G., Langston, A.R. and G.A. Wilson. 2001. The Limnology of Williston Reservoir. Peace/Williston Fish and Wildlife Compensation Program, Report No. 242. 51pp plus appendices.
- Warrington, P. 2009. Aquatic pathogens cyanophytes. The blue-green algae. Available via DIALOG. <http://www.env.gov.bc.ca/wat/wq/reference/cyanophytes.html>
- Wetzel, R.G. 2001. Limnology. Lake and River Ecosystems. Third Ed. Academic Press, SanDiego. 1006 p.
- WHO (World Health Organization). 2006. Guidelines for drinking-water quality [electronic resource]: incorporating first addendum. Vol. 1, Recommendations. – 3rd ed. ISBN 92 4 154696 4.
- Zohary, T, Fishbein, T, Kaplan, B and U. Pollinger. 1998. Phytoplankton-metaphyton seasonal dynamics in a newly-created subtropical wetland lake. *Wetlands Ecology and Management*6: 133–142.
- Xia, X., Yang, Z., and L. Meng. 2004. Influence of Humic Substance in Solids on the Monitoring of Oxygen-Consuming Organics of the Yellow River. *Environmental Informatics Archives*, 2:993–9.

## Abstract

Dorudzan reservoir is the main provider of drinking water for the capital Shiraz, as well as the most significant storage of water in the Kor river course. In addition of eroded material, a load of agricultural outputs from upstream are moved to the lake every year. Main physiographic, physical and chemical, and biological components of the lake were monthly sampled and analysed from November 2010 to October 2011. Mean annual measures were water temperature 16.7 °C (SD=5.8), pH 8.2 (SD=0.3), dissolved oxygen 7.6 mg/l (SD=1.7), ammonium 0.05 mg/l (SD=0.08), nitrite 0.004 mg/l (SD=0.003), nitrate 0.44 mg/l (SD=0.44), phosphate 0.20 mg/l (SD=0.23), silicate 7.00 mg/l (SD=2.49), BOD 2.29 mg/l (SD=1.00), COD 24.49 mg/l (SD=15.47), electrical conductivity 720  $\mu$ s/cm (SD=219), total dissolved solids 457.67 mg/l (SD=138.72), calcium hardness 61.30 mg/l (SD=13.45), and magnesium hardness 20.23 mg/l (SD=9.18). Living parts of the ecosystem including species of fish, orders and families of benthic invertebrates, zooplanktons, and phytoplanktons were investigated. Benthic macroinvertebrates included various nematodes, oligochates, gastropods, bivalves, and insect larvae (dipteral and coleptera), most abundant of which were dipteran larvae, mollusks, and nematodes. Dominant zooplankton was *Bosmina*, with *Daphnia* and *Cyclops* in next ranks. Among rotifer, *Trichocera* was more abundant than *Lecanae*. *Bosmina* showed the most abundance in summer and *Daphnia* in spring. *Trichocera* had its most abundance in summer as well, while *Lecanae* was more abundant in Autumn and winter. A total of 41 algal genera from 8 divisions were found. Dominant phytoplankton division was Chlorophyta, with genus *Pediastrum*. Dominant microalga was *Dynobryon* (Chrysophyta) in Spring, *Cylindrospermum* and (both Cyanophyta) in Summer, *Microsystis* in Autumn, and *Ceratium* (Dynophyta) in Winter. *Ceratium* were found in all seasons in most of the sampling sites, and showed highest abundance compared to other genera of its division. Dominant genus of diatoms was *Fragilaria*. Fish populations include *Alburnus mossulensis*, *Capoeta aculeate*, *Capoeta damascina*, *Carasobarbus luteus*, *Carassius gibelio*, *Cyprinus carpio*, and *Hypophthalmichthys molitrix*. Main different parts of the lake showed quite different composition of fish species. An epidemic occurrence of the crustacean ectoparasite *Lerneacyprinacea* among most fishes was another important finding. These findings will serve as a base for future studies as a set point of drought situations.

**Key words:** Limnology, Dorudzan, Reservoir, Fish, Planktons.



**Ministry of Jihad – e – Agriculture**  
**AGRICULTURAL RESEARCH, EDUCATION & EXTENSION ORGANIZATION**  
**Iranian Fisheries Science Research Institute –Natural Resource & Agriculture Research**  
**Center of Fars province**

---

**Project Title : Effects of drought on ecological properties and water quality of Dorudzan Reservoir**

**Approved Number: 4-50-12-90028**

**Author: Mehrdad Zamanpoore**

**Project Researcher : Mehrdad Zamanpoore**

**Collaborator(s) : M.R. Ghaedabdi, A.R. Essaei, H.R. Esmaeili**

**Advisor(s):-**

**Supervisor:-**

**Location of execution : Fars Province**

**Date of Beginning : 2011**

**Period of execution : 2 Years**

***Publisher : Iranian Fisheries Science Research Institute***

***Date of publishing : 2016***

**All Right Reserved . No Part of this Publication May be Reproduced or Transmitted without indicating the Original Reference**

**MINISTRY OF JIHAD - E - AGRICULTURE  
AGRICULTURAL RESEARCH, EDUCATION & EXTENSION ORGANIZATION  
Iranian Fisheries Science Research Institute –Natural Resource & Agriculture  
Research Center of Fars province**

**Project Title :  
Effects of drought on ecological properties and water  
quality of Dorudzan Reservoir**

**Project Researcher :  
*Mehrdad Zamanpoore***

**Register NO.  
*49499***