

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

عنوان :

**بررسی ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی
آب دریاچه سد سلمان فارسی**

مجری:

مهرداد زمان پور

شماره ثبت

۵۵۹۷۷

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

عنوان طرح/پروژه: بررسی ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی آب دریاچه سد سلمان فارسی
کد مصوب: ۲۴-۵۰-۱۲-۰۹۲-۹۵۱۰۴۴

نام و نام خانوادگی نگارنده/نگارندگان: مهرداد زمان پور

نام و نام خانوادگی مجری مسئول (اختصاص به پروژه‌ها و طرح‌های ملی و مشترک دارد): -

نام و نام خانوادگی همکار(ان): زهره مخیر، محمدحسین ابراهیمی، ساره یاری پور، نرگس خاتون احمدی،

لادن جوکار، محمدرضا قاندهبدی بوشهری، سیدمرتضی موسوی

نام و نام خانوادگی مشاور(ان): -

نام و نام خانوادگی ناظر(ان): -

محل اجرا: استان فارس

تاریخ شروع: ۱۳۹۵/۰۶/۰۱

مدت اجرا: ۲ سال و ۰ ماه

ناشر: موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور

تاریخ انتشار: سال ۱۳۹۹

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

«سوابق طرح یا پروژه و مجری مسئول / مجری»

طرح/پروژه: بررسی ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی آب دریاچه

سد سلمان فارسی

کد مصوب: ۲۴-۵۰-۱۲-۰۹۲-۹۵۱۰۴۴

شماره ثبت (فروست): ۵۵۹۷۷ تاریخ: ۱۳۹۸/۶/۲

با مسئولیت اجرایی جناب آقای مهرداد زمانپور دارای مدرک

تحصیلی دکتری تخصصی در رشته اکولوژی جانوری می‌باشد.

طرح توسط داوران منتخب بخش اکولوژی منابع آبی در تاریخ

۱۳۹۷/۱۲/۱۴ مورد ارزیابی و با رتبه خوب تأیید گردید.

در زمان اجرای طرح، مجری در:

ستاد □ پژوهشکده □ مرکز ■ ایستگاه □

با سمت عضو هیئت علمی در مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع

طبیعی استان فارس مشغول بوده است.

عنوان	فهرست مندرجات «	صفحه
چکیده	۱
۱- مقدمه	۲
۲- مواد و روش‌ها	۶
۲-۱- محل پژوهش	۶
۲-۲- نمونه برداری	۷
۲-۲-۱- طرح نمونه برداری	۹
۲-۳- شرح بررسی‌های فیزیکی و شیمیایی	۹
۳- نتایج	۱۱
۳-۱- مواد مغذی اصلی	۲۳
۳-۲- شاخص‌های آلودگی	۲۴
۴- بحث	۳۲
۴-۱- مواد مغذی اصلی	۳۴
منابع	۳۹
چکیده انگلیسی	۴۱

- جدول ۱: مختصات نقاط جغرافیایی برش‌های عرضی از بخش‌های اصلی دریاچه..... ۷
- جدول ۲: طرح نمونه‌برداری و تعداد نمونه‌ها در بخش‌ها و ناحیه‌های مختلف دریاچه..... ۷
- جدول ۳: مقایسه میانگین سالانه عوامل مهم کیفیت آب دریاچه سد سلمان فارسی با استاندارد تعیین شده برای آبی‌پروری
گرم‌آبی..... ۳۷

- شکل ۱: محل جغرافیایی سد سلمان فارسی و نقاط نمونه برداری از آن ۶
- شکل ۲: برش انتخابی از بخش دریاچه‌ای در دریاچه سد سلمان فارسی ۸
- شکل ۳: برش انتخابی از بخش گذرنده در دریاچه سد سلمان فارسی ۸
- شکل ۴: برش انتخابی از بخش رودخانه‌ای در دریاچه سد سلمان فارسی ۹
- شکل ۵: تغییرات میانگین دمای آب دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه برداری (۹۷-۱۳۹۶) ($P < 0.05$) ۱۲
- شکل ۶: تغییرات میانگین دمای آب دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه برداری شده (۹۷-۱۳۹۶) ۱۲
- شکل ۷: تغییرات میانگین دمای آب دریاچه سد سلمان فارسی در سه ناحیه نمونه برداری شده (۹۷-۱۳۹۶) ۱۳
- شکل ۸: تغییرات میانگین اکسیژن محلول دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه برداری (۹۷-۱۳۹۶) ($P < 0.05$) ۱۳
- شکل ۹: تغییرات میانگین اکسیژن محلول دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه برداری شده ۱۴
- (۹۷-۱۳۹۶) ۱۴
- شکل ۱۰: تغییرات میانگین اکسیژن محلول دریاچه سد سلمان فارسی در سه ناحیه نمونه برداری شده ۱۴
- (۹۷-۱۳۹۶) ($P < 0.05$) ۱۴
- شکل ۱۱: تغییرات میانگین دی‌اکسید کربن دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه برداری (۹۷-۱۳۹۶) ($P < 0.05$) ۱۵
- شکل ۱۲: تغییرات میانگین دی‌اکسید کربن دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه برداری شده (۹۷-۱۳۹۶) ۱۵
- شکل ۱۳: تغییرات میانگین دی‌اکسید کربن دریاچه سد سلمان فارسی در سه ناحیه نمونه برداری شده (۹۷-۱۳۹۶) ($P < 0.05$) ۱۶
- شکل ۱۴: تغییرات میانگین pH دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه برداری (۹۷-۱۳۹۶) ($P < 0.05$) ۱۶
- شکل ۱۵: تغییرات میانگین pH دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه برداری شده (۹۷-۱۳۹۶) ۱۷
- شکل ۱۶: تغییرات میانگین pH دریاچه سد سلمان فارسی در سه ناحیه نمونه برداری شده (۹۷-۱۳۹۶) ($P < 0.05$) ۱۷
- شکل ۱۷: تغییرات میانگین شفافیت دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه برداری (۹۷-۱۳۹۶) ($P < 0.05$) ۱۸
- شکل ۱۸: تغییرات میانگین شفافیت دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه برداری شده (۹۷-۱۳۹۶) ۱۸
- شکل ۱۹: تغییرات میانگین هدایت الکتریکی دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه برداری ۱۹
- (۹۷-۱۳۹۶) ($P < 0.05$) ۱۹
- شکل ۲۰: تغییرات میانگین هدایت الکتریکی دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه برداری شده (۹۷-۱۳۹۶) ۱۹
- شکل ۲۱: تغییرات میانگین هدایت الکتریکی دریاچه سد سلمان فارسی در سه ناحیه نمونه برداری شده (۹۷-۱۳۹۶) ($P < 0.05$) ۲۰
- شکل ۲۲: تغییرات میانگین کل جامدهای محلول دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه برداری (۹۷-۱۳۹۶) ($P < 0.05$) ۲۰
- شکل ۲۳: تغییرات میانگین کل جامدهای محلول دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه برداری شده (۹۷-۱۳۹۶) ۲۱
- شکل ۲۴: تغییرات میانگین کل جامدهای محلول دریاچه سد سلمان فارسی در سه ناحیه نمونه برداری شده (۹۷-۱۳۹۶) ۲۱
- (۹۷-۱۳۹۶) ($P < 0.05$) ۲۱
- شکل ۲۵: تغییرات میانگین سختی کل دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه برداری (۹۷-۱۳۹۶) ($P < 0.05$) ۲۲
- شکل ۲۶: تغییرات میانگین سختی کل دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه برداری شده (۹۷-۱۳۹۶) ($P < 0.05$) ۲۲
- شکل ۲۷: تغییرات میانگین سختی کل دریاچه سد سلمان فارسی در سه ناحیه نمونه برداری شده (۹۷-۱۳۹۶) ۲۳
- شکل ۲۸: تغییرات میانگین غلظت آمونیاک دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه برداری (۹۷-۱۳۹۶) ($P < 0.05$) ۲۴

- شکل ۲۹: تغییرات میانگین غلظت آمونیاک دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه برداری شده. (۱۳۹۶-۹۷) ($P < 0.05$) ۲۵
- شکل ۳۰: تغییرات میانگین غلظت آمونیاک دریاچه سد سلمان فارسی در سه ناحیه نمونه برداری شده. (۱۳۹۶-۹۷) ۲۵
- شکل ۳۱: تغییرات میانگین غلظت یون نیتريت دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه برداری. (۱۳۹۶-۹۷) ۲۶
- شکل ۳۲: تغییرات میانگین غلظت یون نیتريت دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه برداری شده. (۱۳۹۶-۹۷) ۲۶
- شکل ۳۳: تغییرات میانگین غلظت یون نیتريت دریاچه سد سلمان فارسی در سه ناحیه نمونه برداری شده. (۱۳۹۶-۹۷) ($P < 0.05$) ۲۷
- شکل ۳۴: تغییرات میانگین غلظت یون نیتريت دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه برداری. (۱۳۹۶-۹۷) ($P < 0.05$) ۲۷
- شکل ۳۵: تغییرات میانگین غلظت یون نیتريت دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه برداری شده. (۱۳۹۶-۹۷) ($P < 0.05$) ۲۸
- شکل ۳۶: تغییرات میانگین غلظت یون نیتريت دریاچه سد سلمان فارسی در سه ناحیه نمونه برداری شده. (۱۳۹۶-۹۷) ۲۸
- شکل ۳۷: تغییرات میانگین غلظت یون فسفات دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه برداری. (۱۳۹۶-۹۷) ($P < 0.05$) ۲۹
- شکل ۳۸: تغییرات میانگین غلظت یون فسفات دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه برداری شده. (۱۳۹۶-۹۷) ($P < 0.05$) ۲۹
- شکل ۳۹: تغییرات میانگین غلظت یون فسفات دریاچه سد سلمان فارسی در سه ناحیه نمونه برداری شده. (۱۳۹۶-۹۷) ۳۰
- شکل ۴۰: تغییرات میانگین اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (BOD) و شیمیایی (COD) دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه برداری. (۱۳۹۶-۹۷) ($P < 0.05$) ۳۰
- شکل ۴۱: تغییرات میانگین اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (BOD) و شیمیایی (COD) دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه برداری شده. (۱۳۹۶ تا ۱۳۹۷) ($P < 0.05$) ۳۱
- شکل ۴۲: تغییرات میانگین اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (BOD) و شیمیایی (COD) دریاچه سد سلمان فارسی در سه ناحیه نمونه برداری شده. (۱۳۹۶-۹۷) ۳۱

چکیده

کیفیت آب دریاچه‌ها علاوه بر ورود مواد و انرژی از منابع مختلف، با سازوکارهای زیستی درون آن تعیین می‌شود. برای مدیریت درست دریاچه آگاهی از چگونگی عوامل فیزیکی و شیمیایی در بخش‌های گوناگون دریاچه در زمان‌های مختلف سال ضروری است. هدف از این پروژه بررسی لیمنولوژی عامل‌های پایه فیزیکی و شیمیایی سد سلمان فارسی در شهرستان جهرم، استان فارس است. نمونه‌برداری‌ها به صورت فصلی بود که در بخش‌های رودخانه‌یی، میانه و دریاچه‌یی و در هر بخش در سه ناحیه ساحلی و سطحی لیمنتیک و عمقی لیمنتیک انجام شد. تغییرات فصلی عامل‌ها با تحلیل پراش مقایسه شد. محاسبه‌ی میانگین سالانه برای دمای آب $22/6^{\circ}\text{C}$ ، اکسیژن محلول $8/2\text{ppm}$ ، دی‌اکسید کربن $0/9\text{ppm}$ ، pH $7/8$ ، شفافیت 352cm ، هدایت الکتریکی $\mu\text{S/cm}$ 874 ، کل جامدهای محلول 570ppm ، سختی کل 630ppm ، یون نیتريت $0/02\text{ppm}$ ، یون نترات $0/8\text{ppm}$ ، آمونیاک $0/04\text{ppm}$ ، یون فسفات $0/4\text{ppm}$ ، اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی $3/8\text{ppm}$ و اکسیژن‌خواهی شیمیایی $19/3\text{ppm}$ نشان داد که شفافیت، سختی کل و غلظت یون فسفات آب دریاچه از اندازه استاندارد برای آبرزی‌پروری گرم‌آبی بسیار بیش‌تر بود، اما سایر عوامل دیگر در همه بخش‌های دریاچه در اندازه مناسب یا در بخش‌هایی از دریاچه تنها اندکی بیش‌تر از آن بود.

واژه‌های کلیدی: لیمنولوژی، دریاچه، مخزن، کیفیت آب، سد سلمان فارسی

۱- مقدمه

فعالیت‌های انسان به روش‌های مختلفی بر اکوسیستم‌های آبی تاثیر گذاشته است. تراکم جمعیت در جوامع روستایی روزانه اندازه‌های زیادی از فاضلاب را به رودخانه‌ها می‌ریزد. کاربری‌های مختلف این جامعه‌ها مانند دام‌داری و پرورش آب‌زیان نیز انواع متنوعی از مواد معدنی، آلی و فلزات سنگین را به دریاچه‌ها می‌فرستد. کشت گسترده‌ی محصولات کشاورزی به‌ویژه برنج، استفاده از کودهای شیمیایی و سم‌های مختلف را برای افزایش تولید یا عمل‌کرد محصولات و نیز کنترل حشرات و دیگر آفت‌ها از سویی حجم وسیعی از سم‌های کشاورزی و آفت‌کش‌ها را روانه‌ی دریاچه می‌سازد، که موجب سمیت و آلوده‌گی آب آن می‌شود؛ در نتیجه بخش بزرگی از زیندگان این محیط از میان می‌رود و کیفیت آب آن برای هر موجود زنده‌ی مصرف‌ناشدنی می‌شود. از سوی دیگر، این فعالیت‌ها با فرستادن اندازه‌های کلانی از انواع مواد مغذی موجب غنی شدن آب دریاچه می‌شود و با کمک به رشد بی‌رویه‌ی جلبک‌ها و دیگر پلانکتون‌های گیاهی باعث تغییر رنگ آب و رها شدن سم‌هایی با منشأ فیتوپلانکتونی می‌شود (ویلیامز و همکاران، ۲۰۰۲). کدر شدن آب از رسیدن نور به بخش‌های پایینی دریاچه جلوگیری می‌کند و شرایط زندگی را برای تک‌سلولی‌ها و پرسلولی‌های اعماق، که با متابولیسم سودمند خود باید با تولید اکسیژن شرایط را هوایی نگه‌دارند تا میکروارگانیسم‌های تبدیل‌کننده‌ی آلاینده‌ها بتوانند کار خود را به‌درستی انجام دهند، دشوار می‌سازد. همه‌ی این عوامل دست‌به‌دست هم می‌دهد تا چرخه‌ی را که در آن زیندگان مختلف با روشی هدفمند و کارآ عوامل مزاحم را حذف و سیستم طبیعی آب دریاچه را در تعادل نگاه می‌دارند گسسته و سرانجام با رها شدن مهار طبیعت، آب سالمی که به رایگان در اختیار بشر قرار گرفته است به ماده‌ی سمی و عاملی برای نابودی انسان تبدیل شود.

کیفیت آب دریاچه‌ها علاوه بر ورود مواد و انرژی از منابع مختلف، تا اندازه‌ی زیادی با سازوکارهای زیستی درون آن تعیین می‌شود. گروه‌های مختلف جانوری و گیاهی این ورودی‌ها را می‌گیرند و با تبدیل آن به بافت‌های زنده، مواد اضافی را از تنه‌ی آب بیرون می‌آورند. این مواد در شکل تازه‌ی خود (بافت‌های زنده) وارد زنجیرهای غذایی شود تا سرانجام از اکوسیستم خارج شود. اگر سازوکارهای اکولوژیایی دریاچه به‌درستی کار کند، اکوسیستم دریاچه به تعادل خواهد رسید. اگر نه، اجزا از تعادل طبیعی خود خارج خواهد شد و به آلودگی بیش‌ازحد آب و مرگ جان‌داران دریاچه خواهد انجامید. نقش عوامل مختلف بر کیفیت آب و عوامل زیستی اکوسیستم دریاچه با سنجش هم‌بستگی تغییرات بررسی می‌شود (یورگنسن و همکاران، ۲۰۰۵). به‌دست آوردن این نتایج پایه‌ی برای شناخت عوامل تنظیم‌کننده‌ی دریاچه خواهد بود. با شناخت این عوامل می‌توان در جهت کنترل ویژگی‌های شیمیایی دریاچه گام برداشت.

دریاچه‌های مصنوعی سدها منبع اصلی آب آشامیدنی بسیاری از شهرها است. از این رو هر تغییری در کیفیت آب این دریاچه‌ها تاثیری حیاتی بر سلامتی صدها هزار نفر از مردم دارد. هر ساله مواد حاصل از فرسایش خاک، مواد خروجی کشاورزی در زمین‌های بالادست و فاضلاب مناطق روستایی به دریاچه آورده می‌شود، که بر

کیفیت آب تاثیر شدیدی می‌گذارد. کاهش اندازه‌ی بارش سالانه و حجم آب موجب افزایش غلظت مواد و افت کیفیت آب دریاچه می‌شود، که در نهایت تاثیر 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. تاثیر بهره‌گیری برای مصرف نوشیدن از آب‌های آلوده و دارای اندازه‌های زیاد مواد مغذی (nutrient) بر بهداشت و سلامتی انسان آشکار است.

با حفاظت کیفیت آب از آسیب‌های ممکن و تعیین محدوده‌ی مفید و بی‌خطر برای بهره‌برداری‌های آبی‌پروری، اندازه ممکن برای توسعه‌ی آبی‌پروری تعیین می‌شود و تولید فعلی به بیش‌ترین اندازه‌ی پایدار خود می‌رسد.

در ارزیابی کیفی دریاچه‌ی سد مخزنی اکباتان (همدان) عوامل کیفی آب مانند دما، pH، تی‌اس، اکسیژن محلول، نترات، فسفات و کدورت اندازه‌گیری و تحلیل شد. نتایج نشان داد که آب دریاچه در ماه‌های سرد سال کیفیت بهتری از ماه‌های گرم داشت (سمرقندی و همکاران، ۱۳۹۲)

از عامل‌های کنترل‌کننده‌ی شیمی آب دریاچه‌ی سد زریوار کاتیون و آنیون غالب دریاچه Ca^{2+} و HCO_3^- بود. مقدار کلر آب در این دریاچه ۱۶/۴ تا ۵۶/۸ میلی‌گرم در لیتر بود، که بیش‌ترین آن در ایستگاه‌هایی دیده شد که در نزدیکی جامعه‌های انسانی قرار داشت. همه‌ی نمونه‌های آب به جز یک مورد از نوع آب‌های خورنده طبقه‌بندی شدند (ابراهیم‌پور و محمدزاده، ۱۳۹۰).

کیفیت آب دریاچه‌ی سد کرخه و غلظت نیتروژن و فسفر آن در عمق‌های مختلف تفاوت معناداری نداشت. غلظت یون ارتوفسفات، نترات و آمونیاک در ورودی دریاچه بیش‌تر از خروجی، اما یون نیتريت در خروجی بیشتر از ورودی بود. اندازه‌ی اکسیژن محلول در برخی از ایستگاه‌ها با یون نیتريت و آمونیاک همبستگی داشت. این پژوهش با توجه به زیادبودن غلظت اکسیژن و کم‌بودن مواد مغذی، دریاچه‌ی سد کرخه را الیگوتروفیک دانست (پرهام و همکاران، ۱۳۸۶).

وضعیت سد لتیان با اندازه‌گیری عوامل دما، اکسیژن محلول، نیتروژن، فسفر و تابش (نورسنجی) نیز بررسی شده است. لایه‌بندی دمایی دریاچه در قبل نشان داد که این دریاچه یک دوره‌ی لایه‌بندی دمایی دارد که در اوایل فروردین شکل می‌گیرد و در نیمه‌ی دوم مهر با یک برهم‌خوردگی از میان می‌رود. غلظت اکسیژن محلول در عمق از ۱ تا ۱۲ میلی‌گرم در لیتر تغییر می‌کند و در کف دریاچه در تابستان به شرایط بی‌هوازی نزدیک می‌شود. ورودی فسفر به آب دریاچه در بهار بیش‌ترین است، اما در تابستان کاهش می‌یابد. بر پایه‌ی این پژوهش، دریاچه‌ی ذخیره‌گاه سد لتیان در مزوتروفیک تا یوتروفیک قرار دارد. زیادبودن فسفر محدودکننده‌ی تولید اولیه باشد. غلظت بالای فسفر به ورود بیش از اندازه‌ی فاضلاب‌های خانگی نسبت داده شده است. تراکم فیتوپلانکتون‌ها تا عمق ۱۵ متری

بسیار زیاد (۲۵۰،۰۰۰ عدد در ۱۰۰ میلی‌لیتر) بود و در اعماق کاهش شدیدی پیدا می‌کرد (تجربشی و همکاران، ۱۳۸۴).

کیفیت آب مخزن سد مارون بررسی و ترکیبات موثر در احتمال بروز یوتروفیکاسیون تعیین شد (قربانی، ۱۳۸۵). مقایسه‌ی میانگین پارامترهای شیمیایی آب دریاچه سد مارون در ایستگاههای ورودی، درون دریاچه و خروجی از سد نشان داد که عامل‌های BOD، COD، EC، DO، TDS، NO₂، NH₄، PO₄، P، شوری و pH اختلاف معنی‌دار نداشتند، اما دما، کدورت، NO₃ و TSS اختلاف معنی‌دار داشتند. مقایسه‌ی نتایج اندازه‌گیری مواد مغذی و عامل‌های محیطی با استانداردهای موجود نشان داد که در بیش‌تر موارد کیفیت آب دریاچه برای بهره‌برداری‌های آبیاری و حیات آب‌زیان مناسب است. بر اساس طبقه‌بندی کارلسون، دریاچه‌ی سد مارون در فصل بهار و تابستان به ترتیب اولیگوتروفیک و مزوتروفیک است.

ایستوانویچ و همکاران (۱۹۸۶) در دریاچه‌های مغذی‌شده روابط حاکم بر افزایش نیتروژن و فسفر با افزایش فیتوپلانکتون‌ها را بررسی کردند. نتایج نشان داد که دریاچه در موقعیت هایپروتروفیک است. توده‌ی زنده‌ی فیتوپلانکتون‌ها افزایش یافته است و رشد جلبک‌ها در این منطقه با افزایش P و N مواد مغذی را به‌سرعت افزایش می‌دهد.

برای برقراری یک پایگاه داده‌ی زیستی و فیزیکی-شیمیایی قابل اطمینان و یک‌نواخت برای به‌دست آوردن توان ارزیابی مطمئن از تغییرات آینده در دریاچه و پیش‌بینی تولید اکوسیستمی در مدیریت آب‌زی‌پروری، مطالعات فشرده‌ی برنامه‌ی پایش دوساله‌ی لیمنولوژیایی در ذخیره‌گاه ویلیستون انجام شد (استاکر و همکاران، ۲۰۰۱). با وجود پیچیدگی زیست-زمین‌شناختی-اقلیمی و گوناگونی زمین‌های پیرامون و اندازه‌ی بزرگ سیستم آب‌خیز، گوناگونی فضا-مکانی کمی در دریاچه دیده شد. میانگین غلظت فسفر محلول کل و نیتروژن نیتراتی در دو سال یکسان بود و اندازه‌ی نسبت آن‌ها (TDP:NO₃-N) هیچ محدودیت مهمی را در رشد فیتوپلانکتون‌ها مگر در یک نقطه در پایان تابستان نشان نداد. کم‌ترین فراوانی و توده‌ی زنده‌ی فیتوپلانکتون‌ها و زوپلانکتون‌ها در بهار و بیش‌ترین آن در پایان تابستان و آغاز زمستان بود. مقایسه‌ی داده‌ها نشان داد که ذخیره‌گاه ویلیستون پس از آب‌گیری در ۱۹۶۸ یک اکوسیستم با تولید میانه بود، اما مواد مغذی آن (P) به تدریج بر اثر رسوب‌گذاری و تخلیه‌ی آب کاهش یافت. این اثر با از دست رفتن تولید کربن بر اثر پایین رفتن تراز آب در زمستان در ناحیه‌ی ساحلی تشدید شد. با استفاده از تخمین‌های جدید بر پایه‌ی تولید روزانه و با به‌کارگیری مدل‌های نرخ فوتوستز تخمینی از ظرفیت نگه‌داری ماهی‌های پلاجیک پلانکتون‌خوار محاسبه شد (استاکر و همکاران، ۲۰۰۱).

این پژوهش به پرسش‌هایی در باره‌ی چگونگی وضعیت عوامل فیزیکی و شیمیایی آب در این ذخیره‌گاه‌ها پاسخ خواهد داد. آگاهی از این اجزا درک بهتری از روابط اکولوژیایی و چگونگی کارکردهای اکوسیستم به دست خواهد داد. با رسیدن به این درک، مدیریت بهره‌برداری از این منابع با آگاهی بیش‌تری انجام خواهد شد.

با استفاده از نتایج این پژوهش امکان‌سنجی پرورش آب‌زیان در دریاچه ممکن می‌شود. با آگاهی از شرایط دریاچه می‌توان نوع ماهی یا آب‌زیان پرورش‌یافتنی دیگر را در دریاچه تعیین کرد. از سوی دیگر با به‌کارگیری داده‌های این پژوهش مقدار مواد مغذی موجود در آب تعیین می‌شود که به کمک آن می‌توان برآوردی از توان تولید دریاچه به‌دست آورد. با داشتن توان تولید، امکان برنامه‌ریزی برای برداشت ماهی و آب‌زیان دیگر ممکن می‌شود که نقش مهمی در اشتغال مردم محلی در صیادی، حمل‌ونقل و خدمات جنبی آب‌زیان خواهد داشت. هم‌زمان با اشتغال و افزایش درآمد و سطح رفاه مردم، تولید مواد پروتئینی باکیفیت (ماهی و آب‌زیان دیگر که سالم‌ترین نوع غذای پروتئینی است) در منطقه موجب افزایش سلامت مردم خواهد شد. از سوی دیگر، در شرایطی که بهره‌برداری از آب در کشاورزی ناپایدار در این منطقه موجب به‌هدر رفتن منابع آب در این اقلیم خشک می‌شود، توسعه‌ی آبی‌پروری در ذخیره‌گاه سدها هم‌زمان با افزایش تولید ملی موجب صرفه‌جویی آب به‌کاررفته در تولید غذا خواهد شد. سرانجام، رشد بیش‌از اندازه جلبک‌ها در شرایط آلودگی آب، موجب ره‌اشدن مقدار زیادی مواد سمی و آلودگی بیش‌تر آب می‌شود. پرورش ماهی متناسب با شرایط منطقه می‌تواند رشد فزاینده‌ی جلبک‌ها را متوقف و از آلودگی بیش‌تر جلوگیری کند. ضمن آن که خود جلبک‌ها نیز مواد مغذی آب را مصرف می‌کنند، خورده‌شدن آن‌ها به‌وسیله‌ی ماهی‌ها به‌نوبه‌ی خود موجب حذف مواد آلاینده از آب خواهد شد.

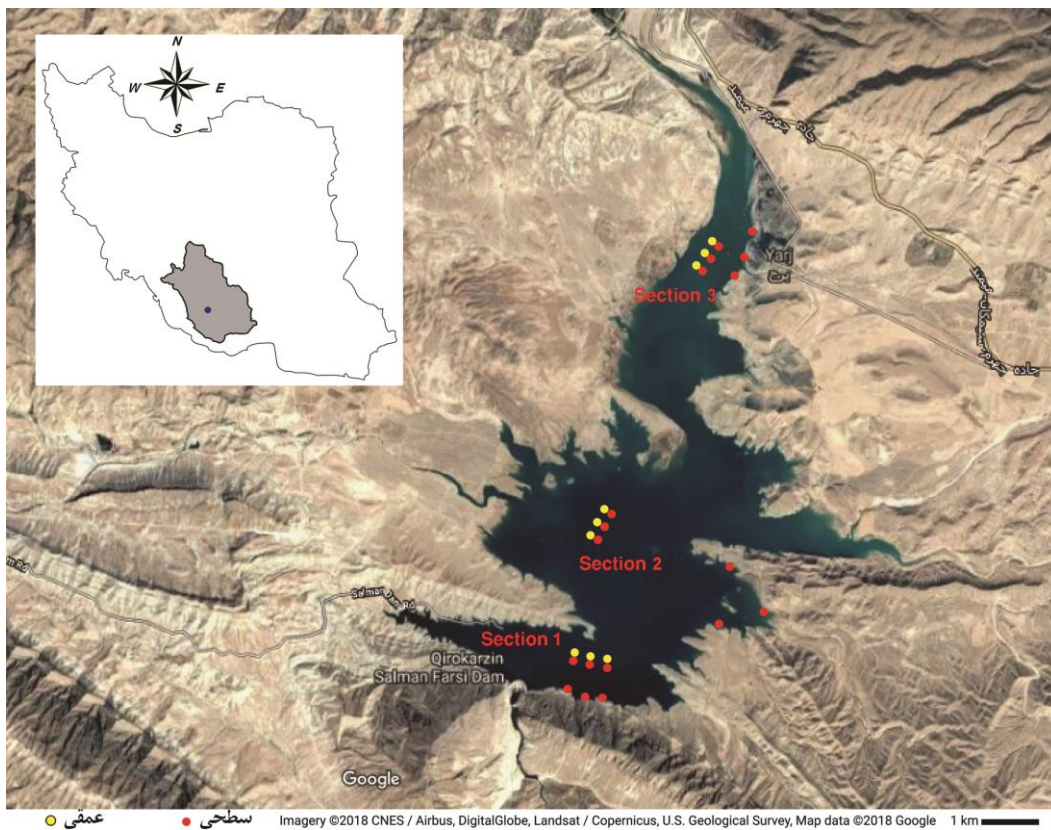
اهداف

هدف از این پروژه‌ی پژوهشی-کاربردی شناخت وضعیت اکولوژیایی دریاچه‌ی سد از دیدگاه پایه‌ی شامل آگاهی از وضعیت کنونی فیزیکی و شیمیایی دریاچه‌ی سد، شناخت تفاوت‌های میان برش‌های اصلی سه‌گانه‌ی دریاچه و زیست‌گاه‌های متفاوت (ناحیه‌های متفاوت در هر برش) از نظر عامل‌های فیزیکی و شیمیایی و بررسی روند تغییرات سالانه‌ی این عامل‌ها در فصل‌های مختلف سال است.

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- محل پژوهش

سد مخزنی سلمان فارسی (قیر) در استان فارس و جنوب شیراز بر رودخانه قره‌آجاج که از کوه‌های زاگرس سرچشمه می‌گیرد در محل تنگه‌ی کارزین ساخته شده است. دسترسی به محل از راه اختصاصی آسفالت‌ه به‌درازای ۱۳ کیلومتر است که از کیلومتر ۱۲ جاده‌ی قیر به فیروزآباد جدا می‌شود. فاصله‌ی جای سد تا شیراز حدود ۲۰۰ کیلومتر و از شهرهای فیروزآباد و جهرم نیز به‌ترتیب حدود ۷۵ و ۱۰۰ کیلومتر است. از نظر جغرافیایی، محدوده‌ی سد میان نقطه‌ی ۲۸ درجه و ۳۰ دقیقه تا ۲۸ درجه و ۴۵ دقیقه‌ی عرض شمالی و ۵۳ درجه و ۱۵ دقیقه‌ی طول شرقی است (شکل ۱).



شکل ۱: محل جغرافیایی سد سلمان فارسی و نقاط نمونه‌برداری از آن

۲-۲- نمونه‌برداری

برپایه‌ی شکل دریاچه و چگونگی ارتباط بخش‌های مختلف دریاچه با هم، سه برش عرضی در طول دریاچه در بخش‌های رودخانه‌ای (Riverine)، گذرنده یا میانی (Transitional) و دریاچه‌ای (Lacustrine) برگزیده شد (جدول ۱ تا ۲، شکل ۱ تا ۴). در هر بخش سه ایستگاه شامل ناحیه‌های کناره‌ای (لیتورال)، سطحی و عمقی آبهای آزاد (لیمنتیک) انتخاب شد. نمونه‌برداری از هر یک از این ایستگاه‌ها با سه تکرار در فاصله‌های تقریبی ۱۰۰ متری از هم انجام شد (استاکنر و همکاران، ۲۰۰۱). در مجموع ۱۰۸ نمونه برداشته شد (جدول ۲).

جدول ۱: مختصات نقاط جغرافیایی برش‌های عرضی از بخش‌های اصلی دریاچه

28°32'11.3"N	53°07'41.6"E	رودخانه‌ای	بخش ۱
28°33'10.7"N	53°08'01.8"E	گذرنده	بخش ۲
28°35'10.3"N	53°08'50.6"E	دریاچه‌ای	بخش ۳

جدول ۲: طرح نمونه‌برداری و تعداد نمونه‌ها در بخش‌ها و ناحیه‌های مختلف دریاچه

بخش	ناحیه	تکرار	تعداد نمونه‌برداری در سال	تعداد کل نمونه
۱	ساحلی (لیتورال)	۳	۴	۱۲
	لیمنتیک سطحی	۳	۴	۱۲
	لیمنتیک عمقی	۳	۴	۱۲
۲	ساحلی (لیتورال)	۳	۴	۱۲
	لیمنتیک سطحی	۳	۴	۱۲
	لیمنتیک عمقی	۳	۴	۱۲
۳	ساحلی (لیتورال)	۳	۴	۱۲
	لیمنتیک سطحی	۳	۴	۱۲
	لیمنتیک عمقی	۳	۴	۱۲
مجموع				۱۰۸



شکل ۲: برش انتخابی از بخش دریاچه‌ای در دریاچه سد سلمان فارسی



شکل ۳: برش انتخابی از بخش گذرنده در دریاچه سد سلمان فارسی



شکل ۴: برش انتخابی از بخش رودخانه‌ای در دریاچه سد سلمان فارسی

۱-۲-۲- طرح نمونه برداری

نمونه برداری فصلی از تابستان ۱۳۹۶ لغایت بهار ۱۳۹۷ در فاصله میان ۲-۱۰ روز از ماه میانی هر فصل انجام گرفت. گروه نمونه برداری شب پیش به محل می‌رسید و کار برداشت نمونه از ۸ صبح آغاز می‌شد. پس از نوشتن شماره‌ی ایستگاه‌ها و یادداشت کردن اندازه سنجه‌هایی که در محل اندازه‌گیری می‌شد، بطری‌های ۲ لیتری نمونه آب در یخدان کنار بسته‌های یخ گذاشته می‌شد.

۳-۲- شرح بررسی‌های فیزیکی و شیمیایی

- سنجه‌های اکسیژن محلول، شفافیت، شوری، هدایت الکتریکی، pH، دمای آب و هوا، سختی، جامدات، غلظت مواد مغذی شامل یون‌های فسفات، نیترات، نیتريت، آمونیوم و فسفر کل اندازه‌گیری شد. برخی عوامل مانند اکسیژن محلول، pH، دمای آب، دمای هوا، دی‌اکسید کربن محلول و مشخصات جغرافیایی (طول و عرض و ارتفاع) در محل سنجیده و ثبت می‌شد. اکسیژن محلول و دمای آب توسط دستگاه اکسیژن‌متر صحرایی دیجیتال (WTW-Oxy 320)، pH به وسیله‌ی دستگاه pH متر صحرایی (HANA-HI 1281) و دمای هوا به وسیله‌ی دماسنج جیوه‌ی اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری دی‌اکسید کربن محلول آب دریاچه سه قطره فنل فتالین به ۵۰ میلی‌لیتر آب افزوده و با هیدروکسید سدیم تیترا کرده می‌شد.

برای اندازه‌گیری شفافیت در جاهای عمیق از صفحه‌ی سگی استفاده شد.

روش‌های اندازه‌گیری سنج‌های شیمیایی بر اساس گرینبرگ (۱۹۹۲) به شرح ذیل بود:

- برای اندازه‌گیری مواد جامد معلق (Total Suspended Solids, TSS) یک حجم ۵۰۰ میلی‌لیتری از آب با کاغذهای صافی ازپیش وزن‌شده واتمن ۴۰ میکرونی صاف کرده‌می‌شد تا بعدها در آزمایشگاه پس از خشک کردن در کوره با دمای ۲۰۰ درجه سانتی‌گراد مجدداً وزن شود و از اختلاف وزن آن، اندازه مواد جامد معلق در ۵۰۰ cc بدست آید و به ۱۰۰۰ cc تبدیل شود.
- آب صاف‌شده این مرحله نگهداری شد و در اندازه‌گیری بعدی آمونیاک (NH_3)، یون‌های نیتريت (NO_2^-) و نترات (NO_3^-) بکار رفت.
- نمونه دیگری از آب صاف نشده برای اندازه‌گیری اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی (BOD) و شیمیایی (COD) برداشته شد.
- نمونه‌ها درون مخلوطی از یخ خردشده در یخ‌دان در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگهداری شد و به آزمایشگاه منتقل تا اندازه‌گیری‌ها در کمترین زمان ممکن به انجام برسد.
- برای اندازه‌گیری یون‌های نیتريت، نترات و فسفات از روش طیف‌سنجی با استفاده از دستگاه HACH استفاده شد.
- برای اندازه‌گیری هدایت الکتریکی (EC) و کل مواد معلق (Total Dissolved Solids, TDS) دستگاه EC-meter دیجیتال (WTW- LF340 با الکتروود Tetracon 345) بکار گرفته شد.
- اندازه‌گیری آمونیوم با روش Phenate (Standard Methods, section 4500-NH3 D) انجام شد.
- برای تعیین تفاوت ایستگاه‌ها و بخش‌ها در تغییرات عوامل شیمیایی از تحلیل پراش (واریانس) در نرم‌افزار SPSS 19 استفاده شد.

۳- نتایج

اندازه‌گیری‌ها نشان داد که میانگین دمای آب دریاچه در فصل‌های مختلف با هم تفاوت معناداری دارد (شکل ۵). بیشترین دما در تیر ($M=28/4^{\circ}\text{C}$ ، $SE=1/3$) و کمترین دما در دی ($M=14/9^{\circ}\text{C}$ ، $SE=0/1$) ثبت شد. اما میان بخش‌های مختلف و میان ناحیه‌های مختلف در طول سال اختلافی مشاهده نشد. اگرچه میان بخش‌ها اندازه دمای بخش گذرنده و میان ناحیه‌ها دمای ناحیه عمقی کم‌تر بود (شکل ۶ و ۷). میانگین سالانه دمای دریاچه $22/6$ درجه سانتی‌گراد ($SE=0/6$) بود.

اکسیژن محلول نیز در دی بیش‌ترین ($M=9/2$ ppm، $SE=0/6$) و در تیر کم‌ترین ($M=7/2$ ppm، $SE=0/2$) بود و تفاوت آماری فصل‌ها معنادار بود (شکل ۸). میان سه بخش نمونه‌برداری شده تفاوتی نبود (شکل ۹)، اما از سه ناحیه نمونه‌برداری شده در ناحیه عمقی اکسیژن محلول بیش‌تری ($M=9/2$ ppm، $SE=0/5$) اندازه‌گیری شد (شکل ۱۰). میانگین سالانه اکسیژن محلول دریاچه $8/2$ ppm ($SE=0/2$) بود.

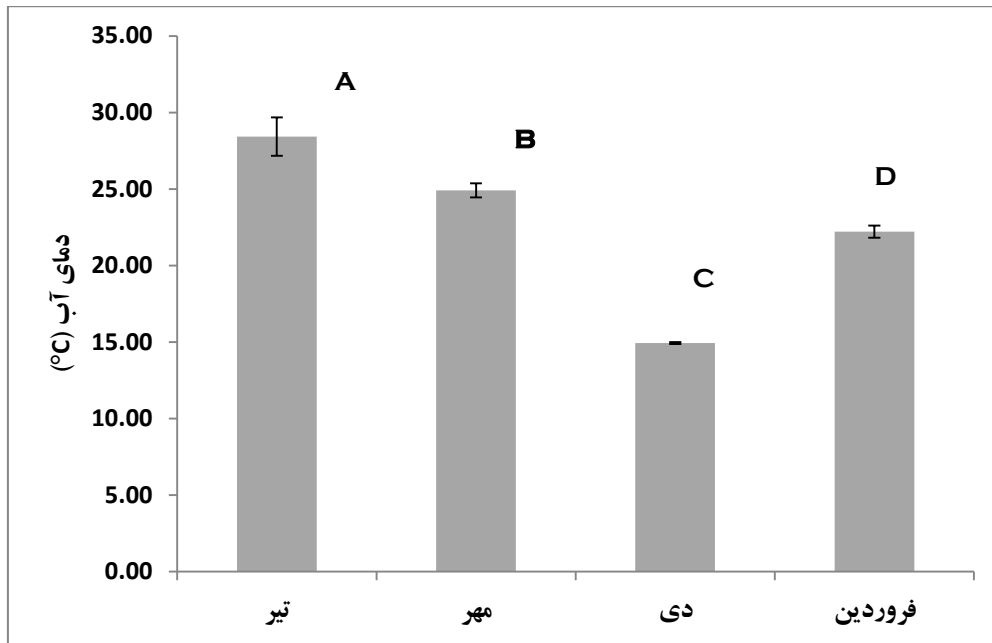
دی‌اکسید کربن محلول در آب در زمستان به‌اندازه معناداری از سه فصل دیگر بیش‌تر بود ($M=1/7$ ppm، $SE=0/2$). اگرچه روند آن از تابستان تا زمستان افزایشی بود و در بهار به کم‌ترین اندازه رسید (شکل ۱۱). سه بخش دریاچه تفاوتی در اندازه دی‌اکسید کربن محلول نداشت (شکل ۱۲)، اما میان سه ناحیه هر بخش، غلظت آن در ناحیه عمقی بیش از دو برابر سایر نواحی ($P < 0/05$) بود (شکل ۱۳). میانگین سالانه دی‌اکسید کربن محلول در آب محلول دریاچه $0/9$ ppm ($SE=0/1$) بود.

pH آب در تیر کم‌ترین ($7/6$) و در مهر بیش‌ترین ($8/1$) و تفاوت آماری فصل‌ها معنادار بود (شکل ۱۴). از بخش‌های سه‌گانه، بخش گذرنده دارای بیش‌ترین pH ($7/9$) بود (شکل ۱۵) و از سه ناحیه هر بخش، ناحیه عمقی pH کم‌تری ($7/7$) داشت ($P < 0/05$) (شکل ۱۶). میانگین سالانه pH دریاچه $7/9$ ($SE=0/03$) بود.

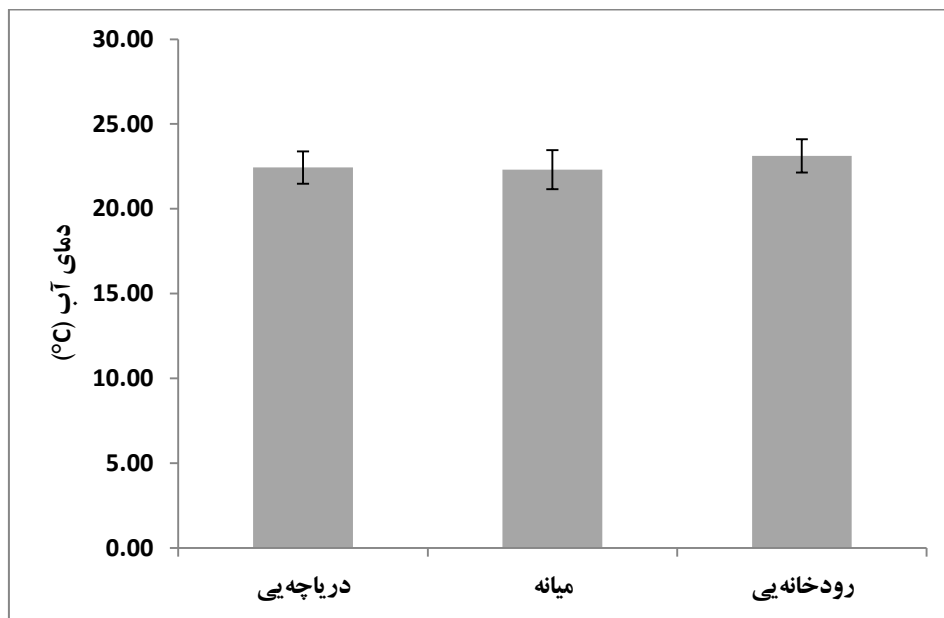
اگرچه شفافیت آب در پاییز و زمستان افزایش یافته بود، اما از نظر آماری میان فصل‌ها تفاوت معناداری نبود (شکل ۱۷). از میان بخش‌های سه‌گانه بخش دریاچه‌ای شفافیت بیش‌تری داشت ($M=453$ cm، $SE=16$ ، $P < 0/05$) (شکل ۱۷). اما اگرچه شفافیت بخش رودخانه‌ای از بخش گذرنده کم‌تر بود، تفاوت آنها معنادار نبود (شکل ۱۸). میانگین سالانه شفافیت دریاچه 352 cm ($SE=15$) بود.

میانگین سالانه هدایت الکتریکی دریاچه در میان فصل‌ها الگوی سینوسی نشان داد، بطوریکه در تابستان و زمستان در اندازه‌های بیش‌تر و در پاییز و بهار در اندازه‌های کم‌تری بود (شکل ۱۹). تفاوت میان هر چهار فصل معنادار بود ($P < 0/05$). میان بخش‌ها و ناحیه‌ها تفاوت معناداری مشاهده نشد (شکل ۲۰ و ۲۱). میانگین سالانه هدایت الکتریکی دریاچه 873 $\mu\text{S/cm}$ ($SE=5$) بود. تغییرات میانگین کل جامدهای محلول نیز کاملاً همسو و موازی با هدایت الکتریکی بود (شکل ۲۲) و بخش‌ها و ناحیه‌ها تفاوت معناداری نشان ندادند (شکل ۲۳ و ۲۴). میانگین سالانه کل جامدهای محلول دریاچه $570/1$ ppm ($SE=3/4$) بود. سختی کل آب دریاچه نیز در این سال روند تغییراتی همسان با کل جامدهای محلول داشت بطوریکه در تابستان و زمستان بیش‌ترین و در پاییز و بهار

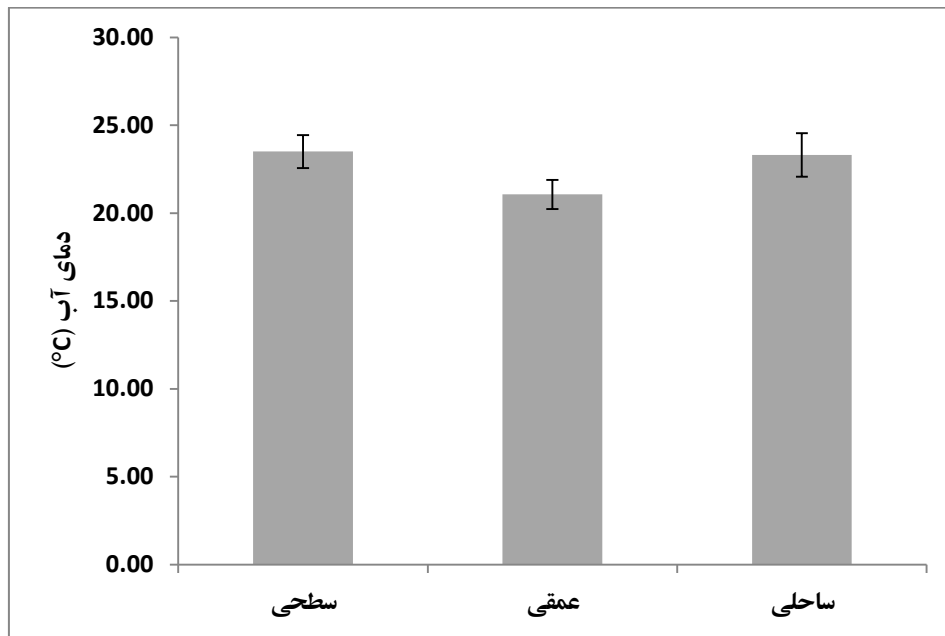
کم‌ترین بود (شکل ۲۵). میان بخش‌ها و ناحیه‌ها تفاوت معناداری مشاهده نشد (شکل ۲۶ و ۲۷). میانگین سالانه سختی کل آب دریاچه ppm ۶۳۰ (SE=۵) بود.



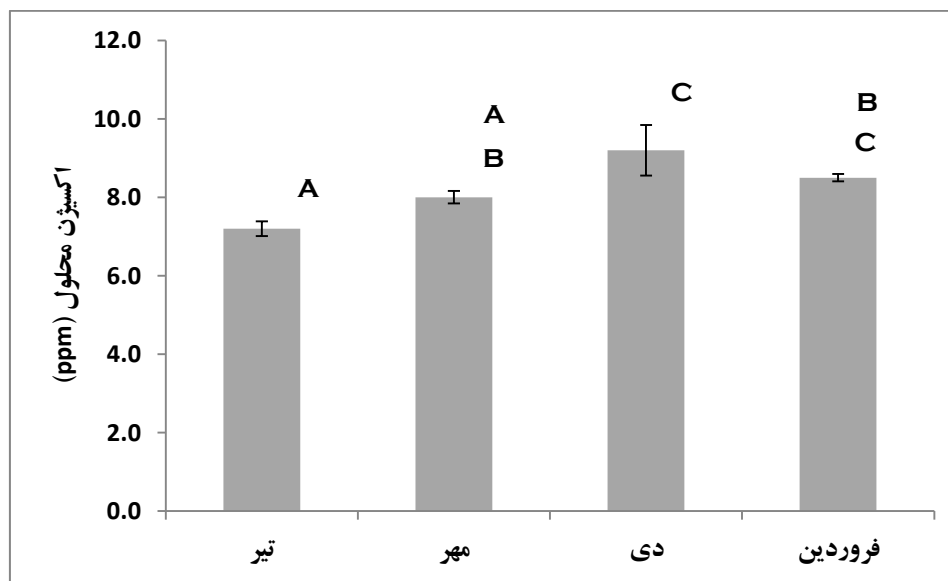
شکل ۵: تغییرات میانگین دمای آب دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه‌برداری (۹۷-۱۳۹۶) ($P < 0.05$)



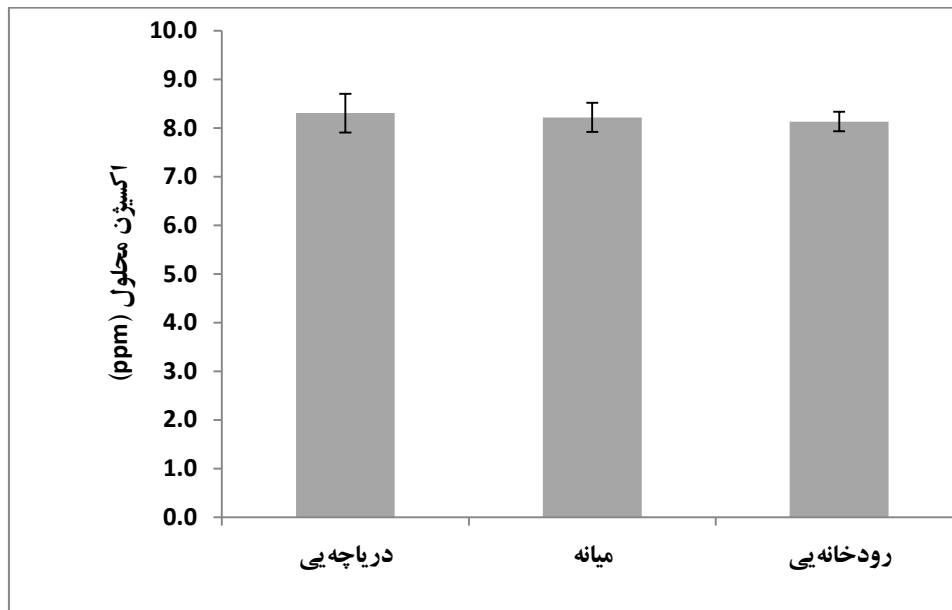
شکل ۶: تغییرات میانگین دمای آب دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه‌برداری شده (۹۷-۱۳۹۶)



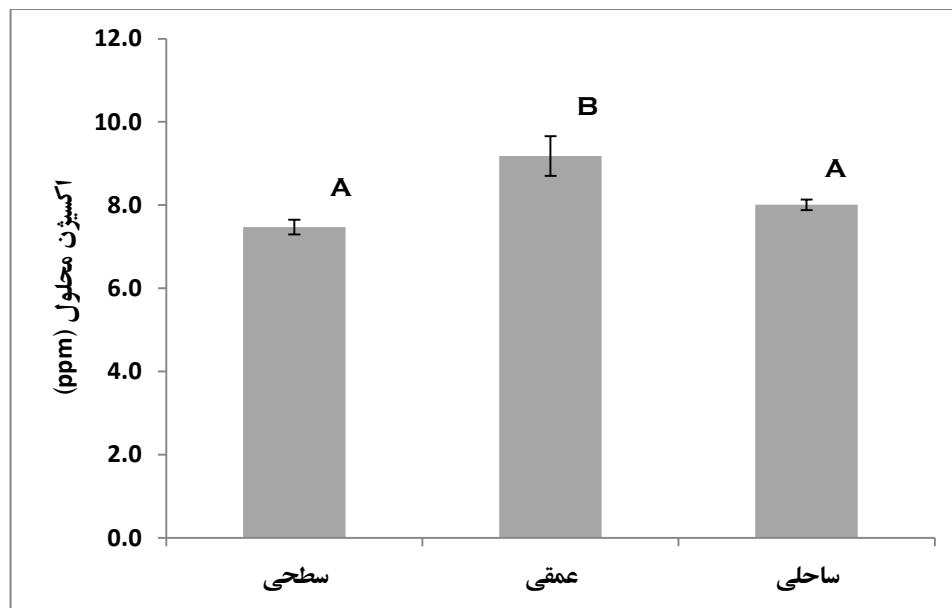
شکل ۷: تغییرات میانگین دمای آب دریاچه سد سلمان فارسی در سه ناحیه نمونه‌برداری شده (۹۷-۱۳۹۶)



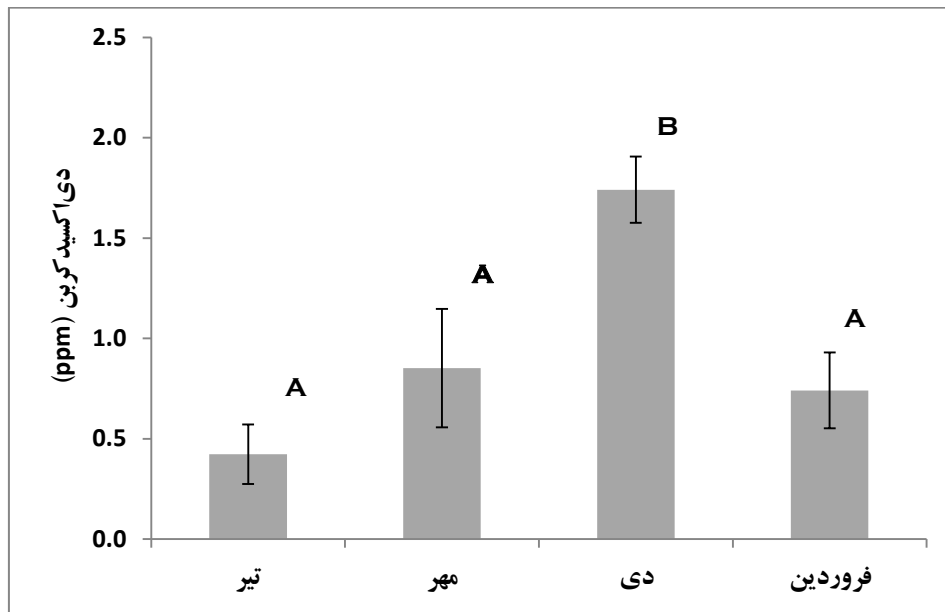
شکل ۸: تغییرات میانگین اکسیژن محلول دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه‌برداری (۹۷-۱۳۹۶)
($P < 0.05$)



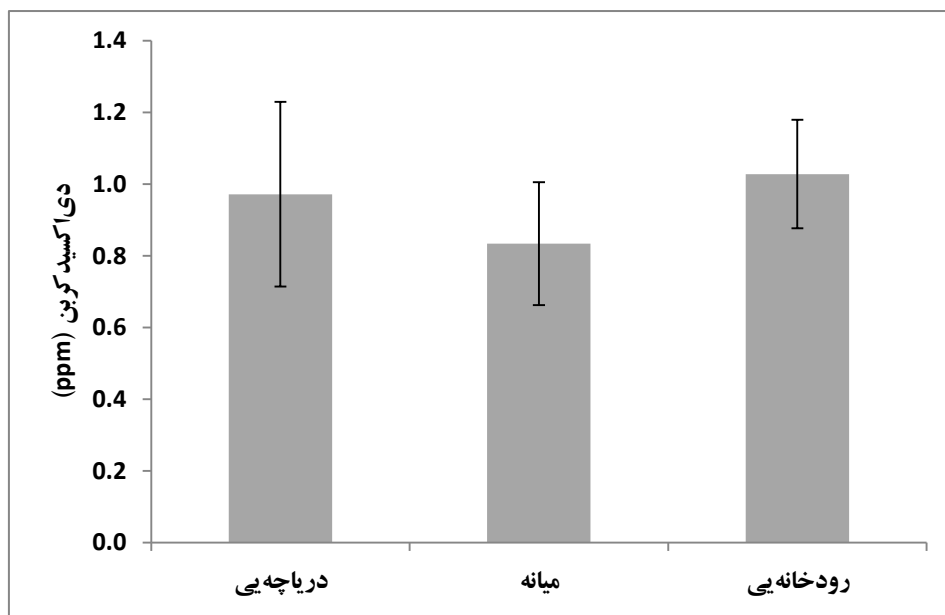
شکل ۹: تغییرات میانگین اکسیژن محلول دریچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه‌برداری شده (۱۳۹۶-۹۷)



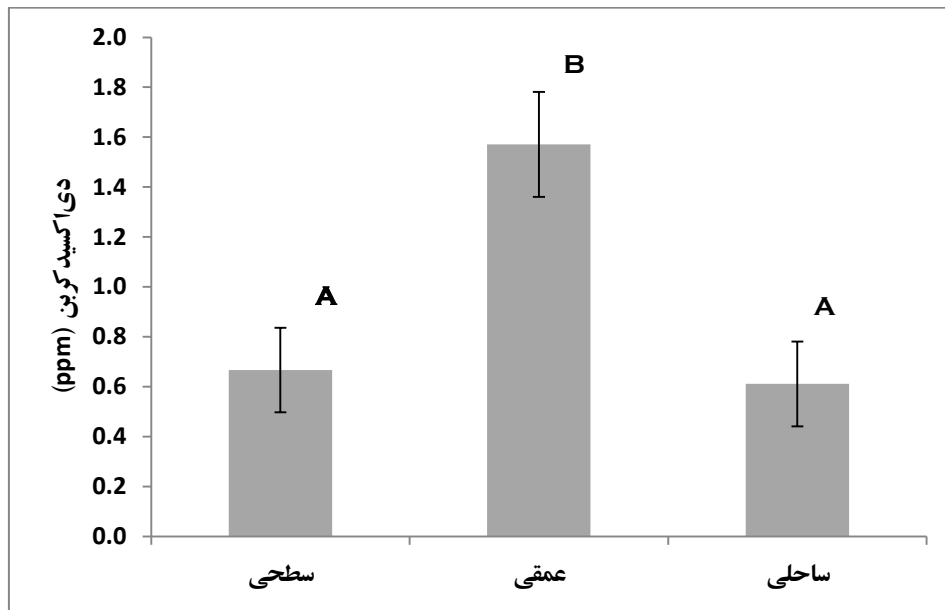
شکل ۱۰: تغییرات میانگین اکسیژن محلول دریچه سد سلمان فارسی در سه ناحیه نمونه‌برداری شده ($P < 0.05$) (۱۳۹۶-۹۷)



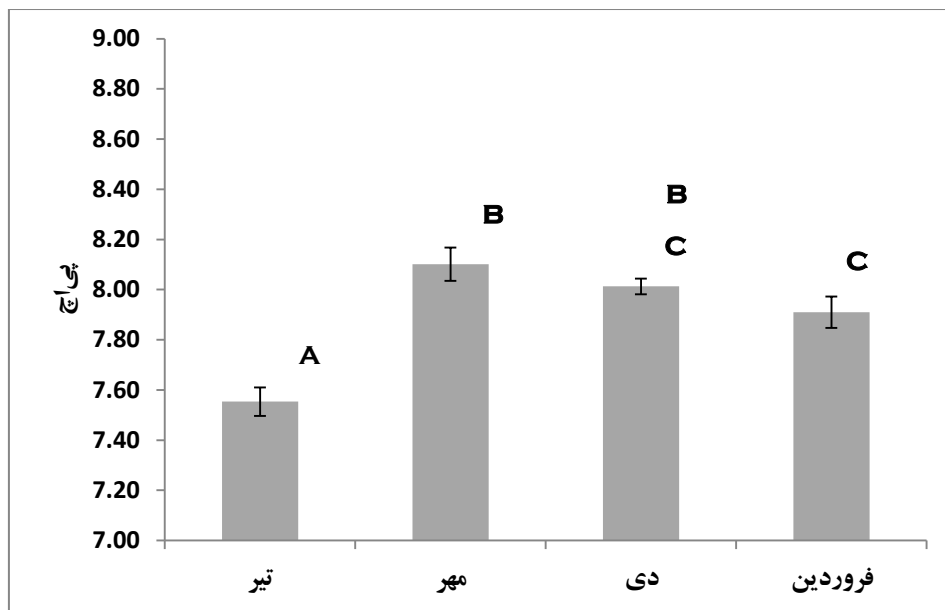
شکل ۱: تغییرات میانگین دی اکسید کربن دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه برداری (۹۷-۱۳۹۶) ($P < 0.05$)



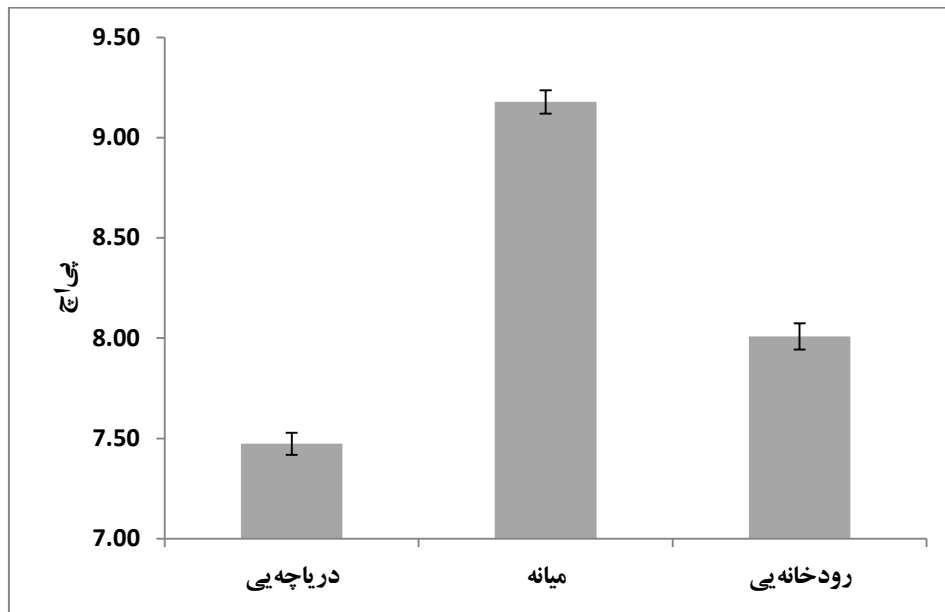
شکل ۱۲: تغییرات میانگین دی اکسید کربن دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه برداری شده (۹۷-۱۳۹۶)



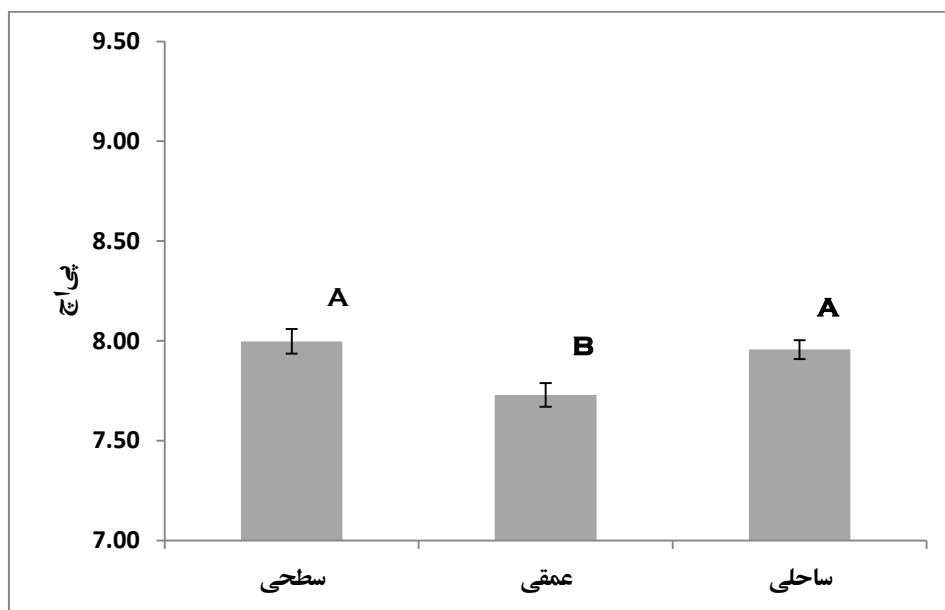
شکل ۱۳: تغییرات میانگین دی‌اکسید کربن دریاچه سد سلمان فارسی در سه ناحیه نمونه‌برداری شده (۹۷-۱۳۹۶) ($P < 0.05$)



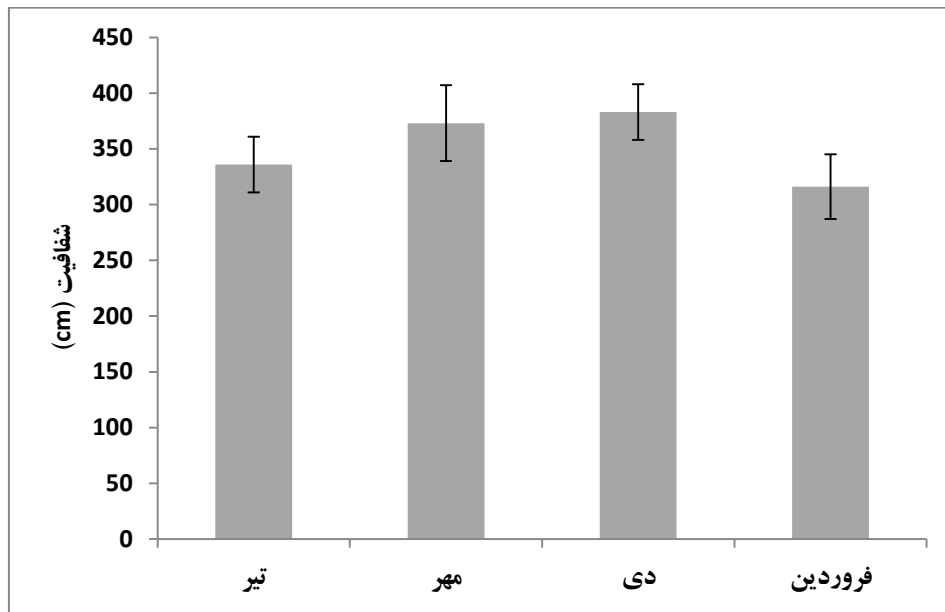
شکل ۱۴: تغییرات میانگین pH دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه‌برداری (۹۷-۱۳۹۶) ($P < 0.05$)



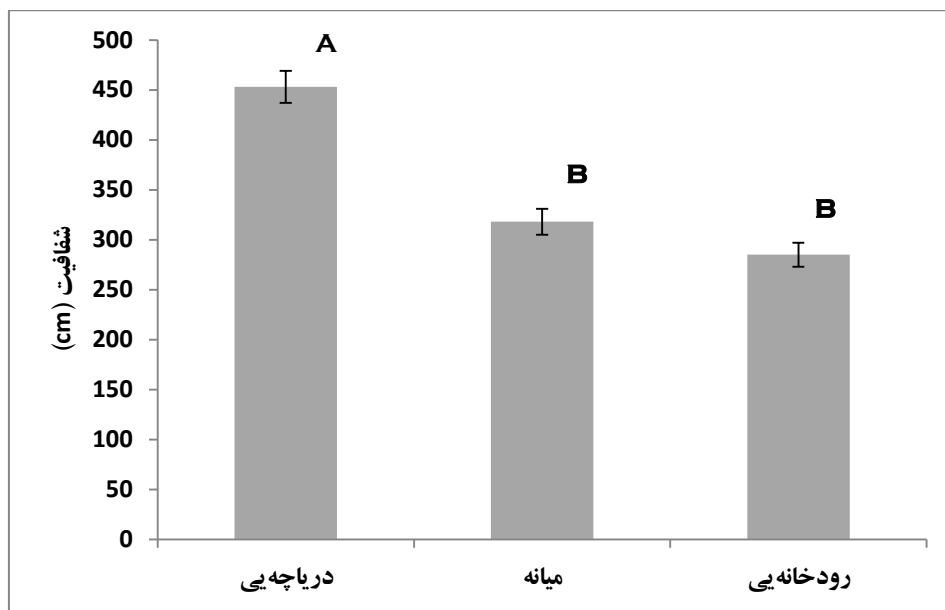
شکل ۱۵: تغییرات میانگین pH دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه‌برداری شده (۹۷-۱۳۹۶)



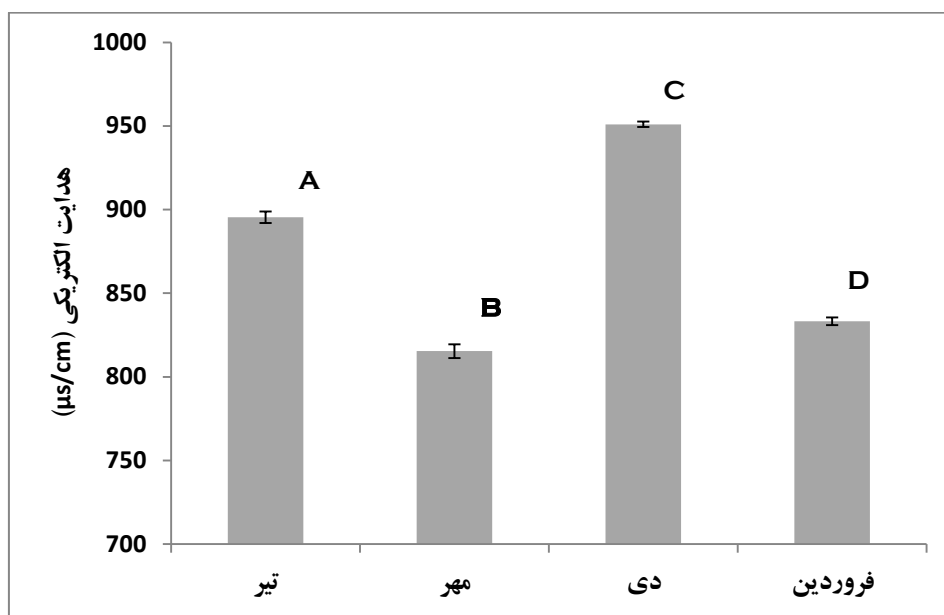
شکل ۱۶: تغییرات میانگین pH دریاچه سد سلمان فارسی در سه ناحیه‌ی نمونه‌برداری شده (۹۷-۱۳۹۶)
($P < 0.05$)



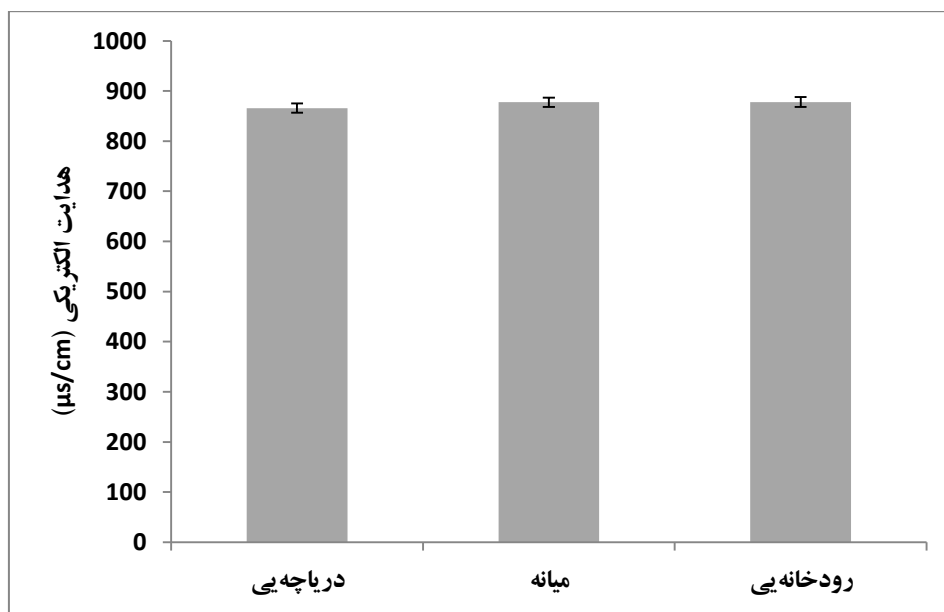
شکل ۱۷: تغییرات میانگین شفافیت دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه‌برداری (۹۷-۱۳۹۶) ($P < 0.05$)



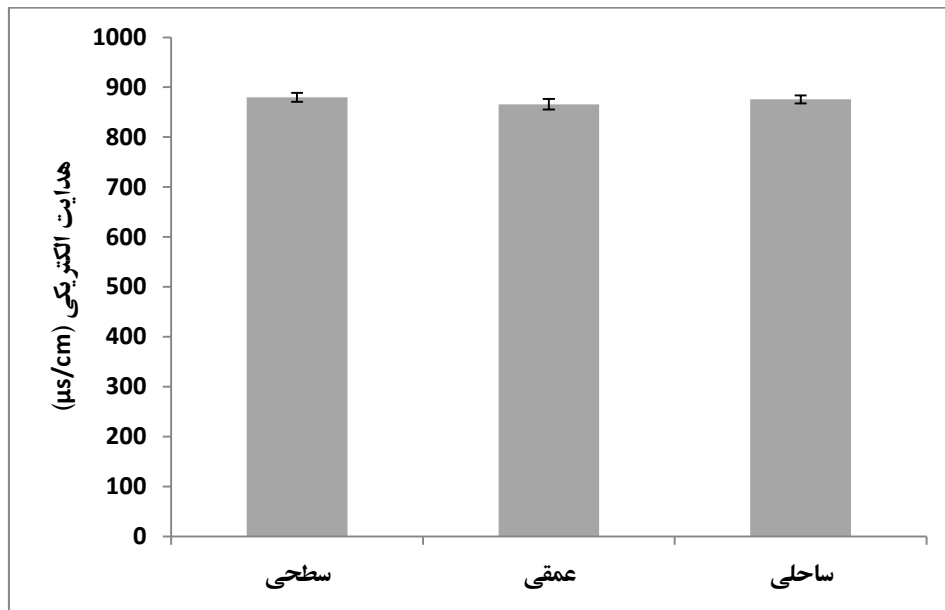
شکل ۱۸: تغییرات میانگین شفافیت دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه‌برداری شده (۹۷-۱۳۹۶)



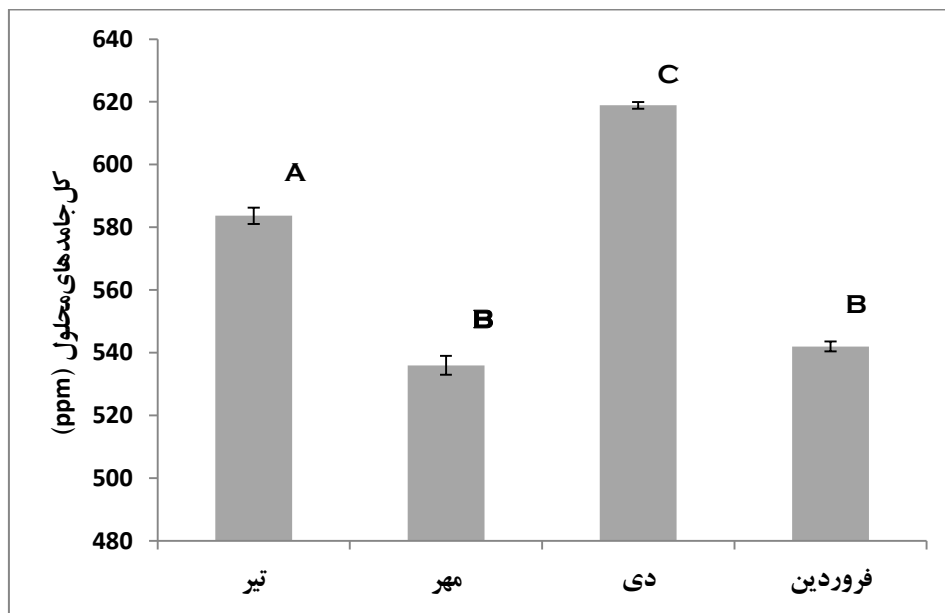
شکل ۱۹: تغییرات میانگین هدایت الکتریکی دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه‌برداری (۱۳۹۶-۹۷) ($P < 0.05$)



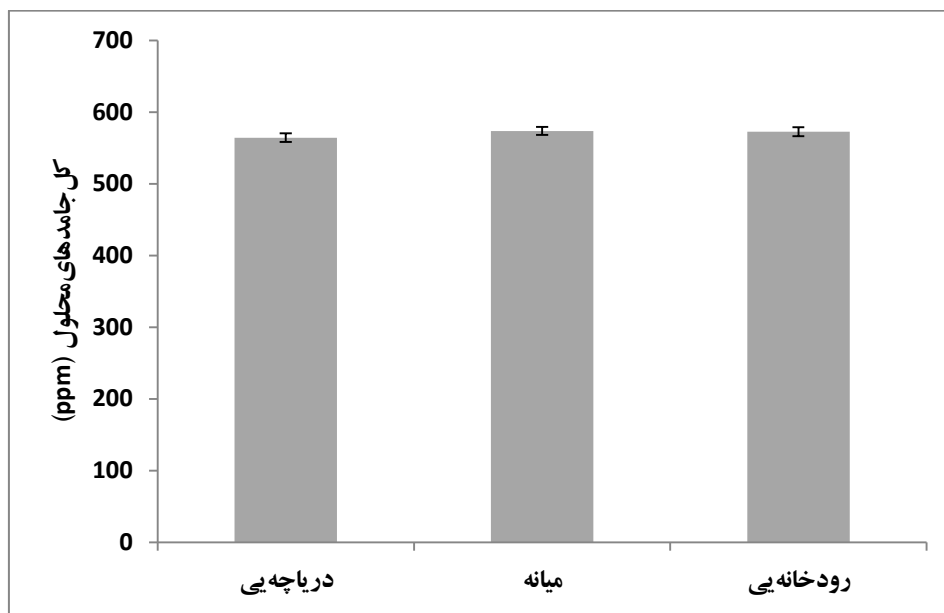
شکل ۲۰: تغییرات میانگین هدایت الکتریکی دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه‌برداری شده (۹۷-۱۳۹۶)



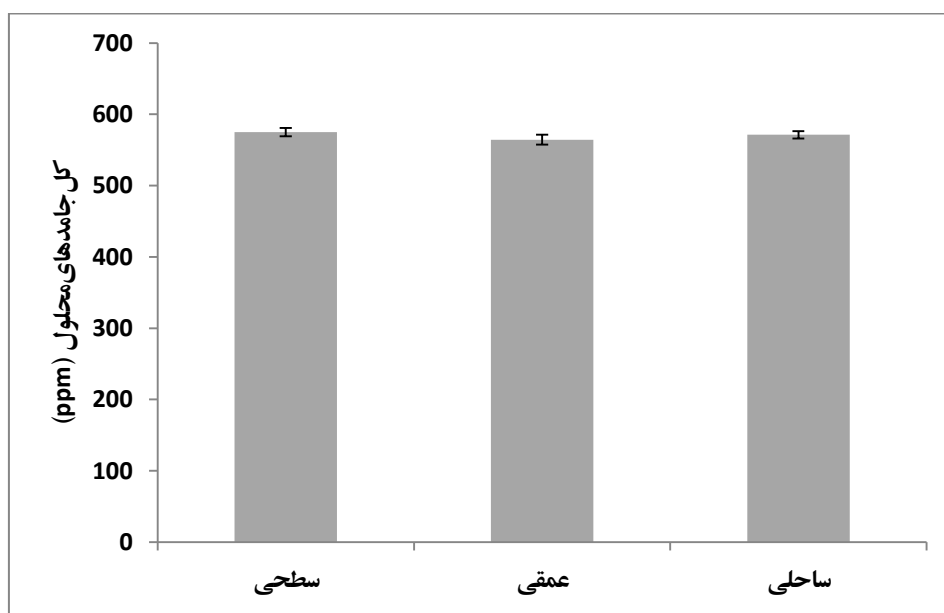
شکل ۲۱: تغییرات میانگین هدایت الکتریکی دریاچه سد سلمان فارسی در سه ناحیه نمونه‌برداری شده (۹۷-
(۱۳۹۶) ($P < 0.05$)



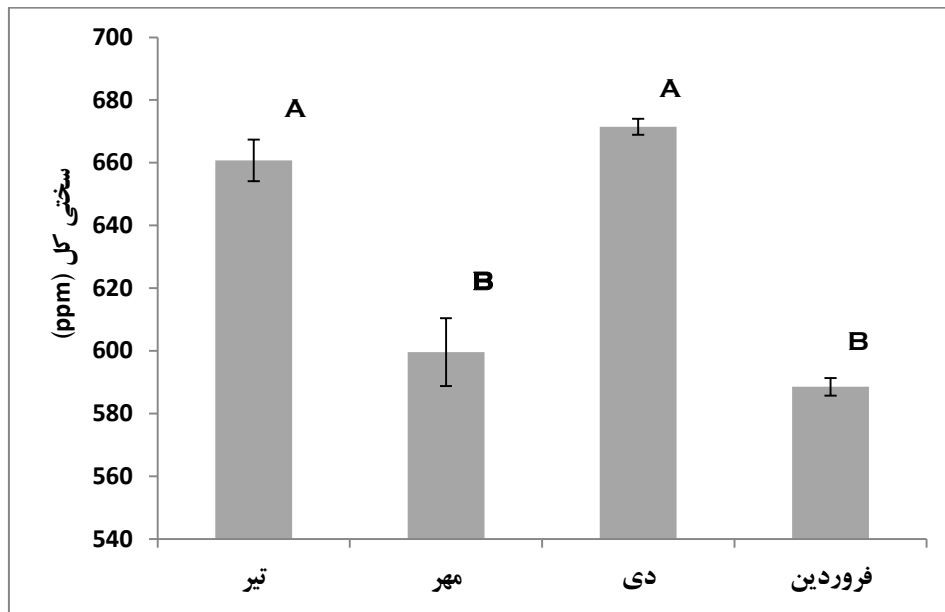
شکل ۲۲: تغییرات میانگین کل جامدهای محلول دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه‌برداری (۹۷-
(۱۳۹۶) ($P < 0.05$)



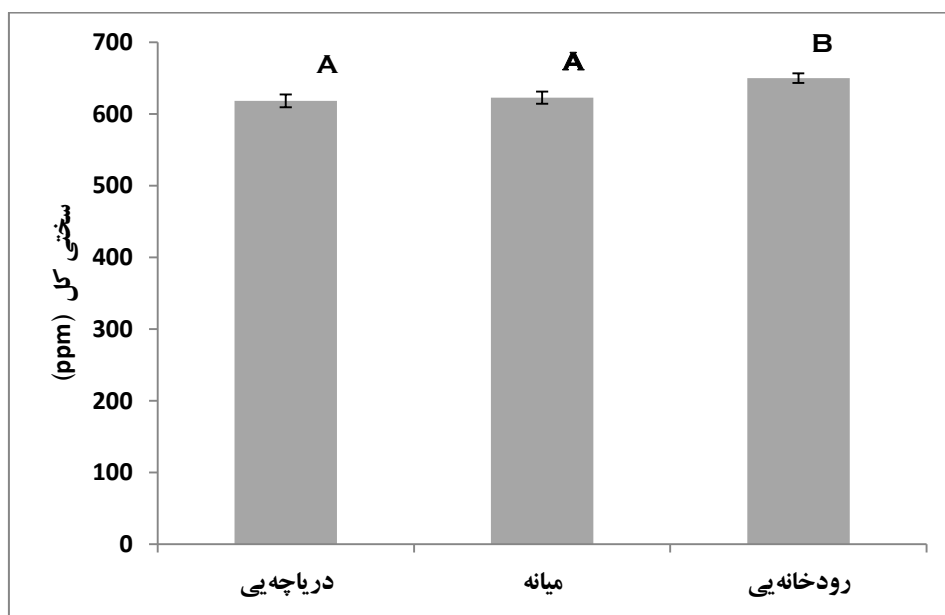
شکل ۲۳: تغییرات میانگین کل جامدهای محلول دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه برداری شده (۱۳۹۶-۹۷)



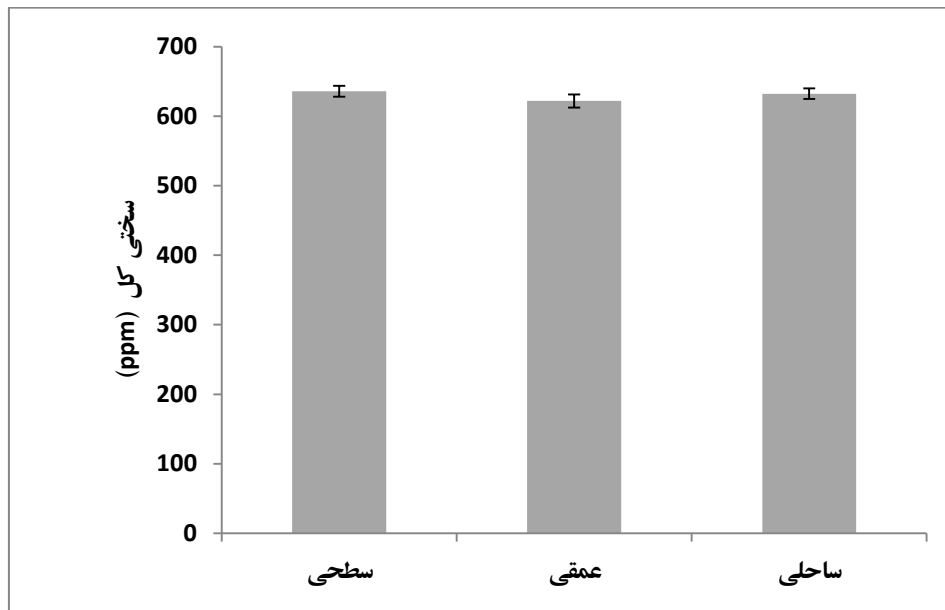
شکل ۲۴: تغییرات میانگین کل جامدهای محلول دریاچه سد سلمان فارسی در سه ناحیه نمونه برداری شده ($P < 0.05$) (۱۳۹۶-۹۷)



شکل ۲۵: تغییرات میانگین سختی کل دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه‌برداری (۱۳۹۶-۹۷) ($P < 0.05$)



شکل ۲۶: تغییرات میانگین سختی کل دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه‌برداری شده (۱۳۹۶-۹۷) ($P < 0.05$)



شکل ۲۷: تغییرات میانگین سختی کل دریاچه سد سلمان فارسی در سه ناحیه نمونه‌برداری شده (۹۷-۱۳۹۶)

۱-۳- مواد مغذی اصلی

تغییرات غلظت آمونیاک در این یک‌سال طرحی سینوسی داشت؛ در تابستان و پاییز بیش‌ترین و در بهار کم‌ترین بود ($P < 0/05$) (شکل ۲۸). سه بخش دریاچه تفاوت معناداری نشان ندادند (شکل ۲۹)، اما مقدار آن در ناحیه سطحی بیش‌تر از عمقی بود ($P < 0/05$) (شکل ۳۰). میانگین سالانه غلظت آمونیاک آب دریاچه ppm ۰/۳۹ (SE=۰/۰۰) بود.

اندازه میانگین غلظت یون نیتريت در تابستان و بهار بیش‌تر از پاییز بود ($P < 0/05$) (شکل ۳۱). تفاوت معنادار میان بخش‌های مختلف دیده نشد (شکل ۳۲)، اما از سه ناحیه نمونه‌برداری شده غلظت ناحیه عمقی بیش‌تر از دو ناحیه دیگر بود ($P < 0/05$) (شکل ۳۳). میانگین سالانه غلظت یون نیتريت آب دریاچه ppm ۰/۰۲ (SE=۰/۰۰) بود.

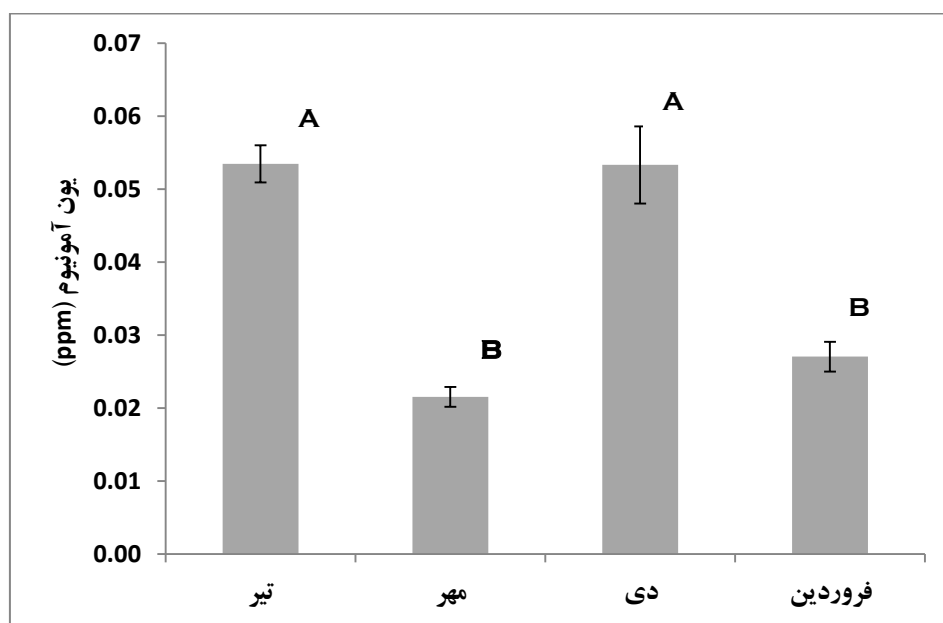
میانگین غلظت یون نترات در زمستان (M=۰/۴۹ ppm، SE=۰/۰۴) کم‌تر از فصل‌های دیگر بود ($P < 0/05$) (شکل ۳۴). مقدار این یون در بخش دریاچه‌ای کم‌تر از بخش رودخانه‌ای بود ($P < 0/05$) (شکل ۳۵)، اما تفاوت غلظت آن در سه ناحیه نمونه‌برداری شده معنادار نبود (شکل ۳۶). میانگین سالانه غلظت یون نترات آب دریاچه ppm ۰/۷۵ (SE=۰/۰۳) بود.

یون فسفات نیز با طرحی هم‌سانی تغییر می‌کرد، به طوری که از تابستان تا پاییز کاهش زیادی نشان داد و در زمستان به بیش‌ترین اندازه (M=۰/۷۰ ppm، SE=۰/۱۲) رسید و سپس در بهار تا حد ppm ۰/۱۵ کاهش یافت (شکل ۳۷). سه بخش دریاچه تفاوت معناداری نشان نداد اگرچه مقدار یون فسفات در بخش رودخانه‌ای بیش‌تر بود (شکل ۳۸). در میان ناحیه‌های هر بخش، بیش‌ترین غلظت یون فسفات در ناحیه سطحی و کم‌ترین آن در

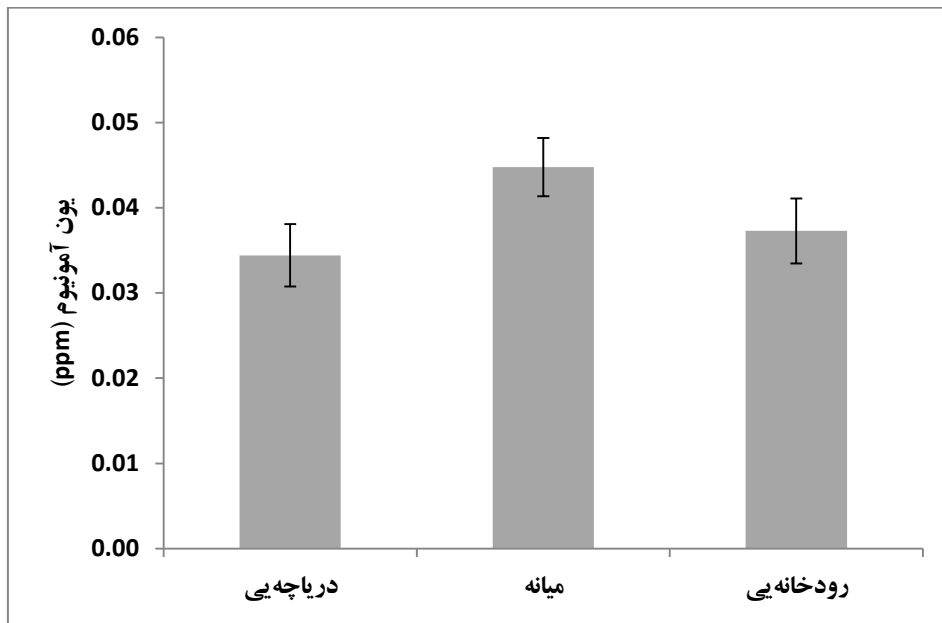
ناحیه ساحلی اندازه‌گیری شد، اگرچه معنادار نبود (شکل ۳۹). میانگین سالانه غلظت یون فسفات آب دریاچه 0.36 ppm ($SE=0.04$) بود.

۲-۳- شاخص‌های آلودگی

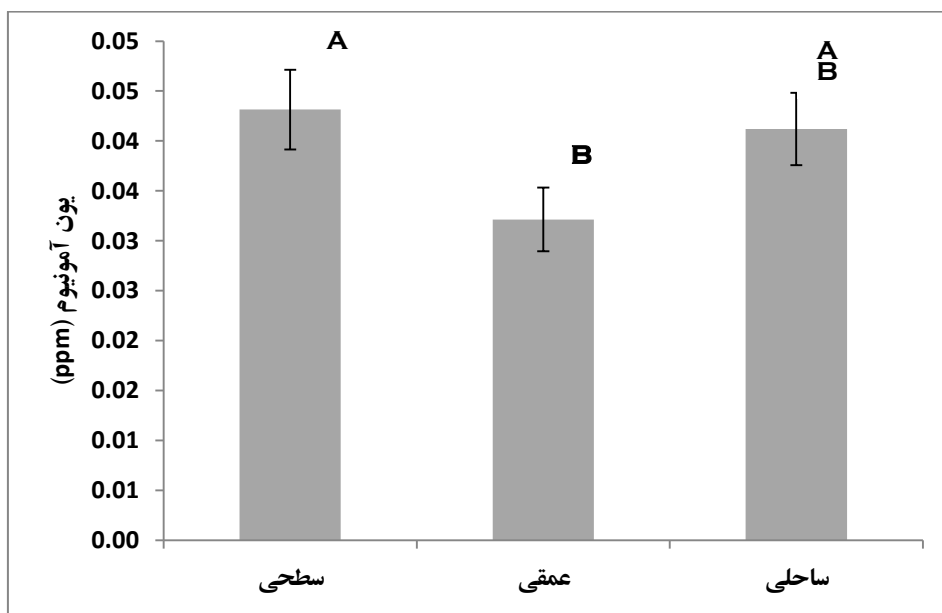
دو شاخص مهم آلودگی آب اکسیژن‌خواهی شیمیایی و اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی نیز تغییرات معناداری در طول این سال نشان دادند که در تابستان و زمستان بیش‌تر و در پاییز و بهار کم‌تر بود (شکل ۴۰). میان بخش‌های مختلف دریاچه، اکسیژن‌خواهی شیمیایی در دویبخش گذرنده و رودخانه‌ای بیش‌تر از بخش دریاچه‌ای بود ($P < 0.05$)، اما اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی تفاوتی نشان نداد (شکل ۴۱). در ناحیه‌های هر بخش، تفاوت معناداری در اکسیژن‌خواهی شیمیایی دیده نشد، اما اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی در ناحیه عمقی بیش‌تر از دو ناحیه دیگر بود (شکل ۴۲). میانگین سالانه اکسیژن‌خواهی شیمیایی و اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی در آب دریاچه بترتیب 3.78 ppm ($SE=0.13$) و 19.34 ppm ($SE=0.54$) بود.



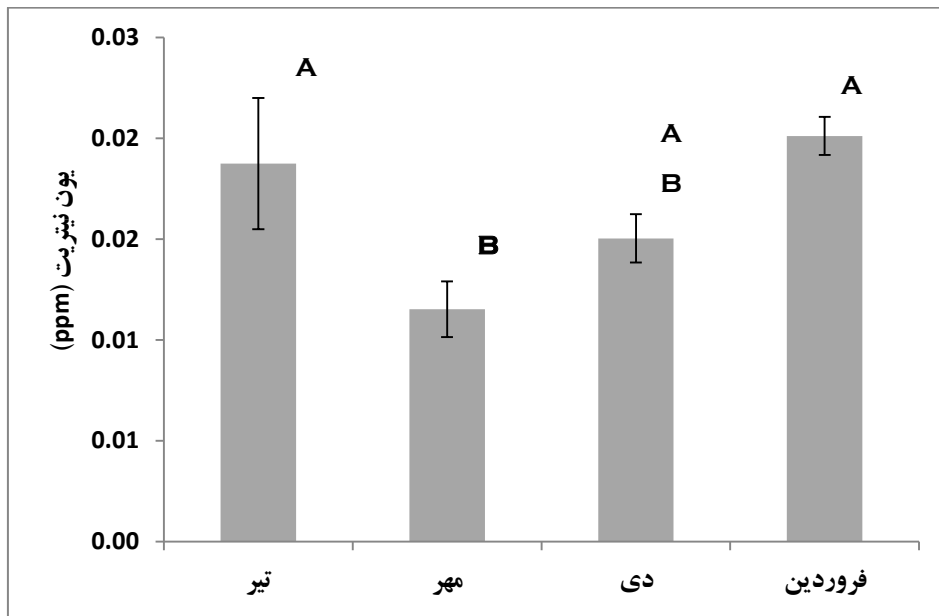
شکل ۲۸: تغییرات میانگین غلظت آمونیاک دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه‌برداری (۹۷-۱۳۹۶) ($P < 0.05$)



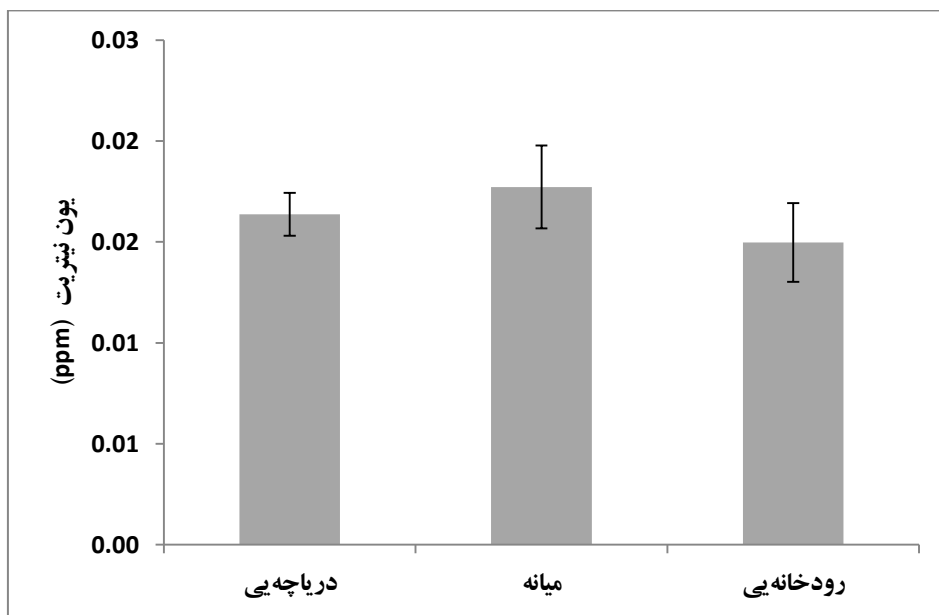
شکل ۲۹: تغییرات میانگین غلظت آمونیاک دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه برداری شده (۱۳۹۶-۹۷) ($P < 0.05$)



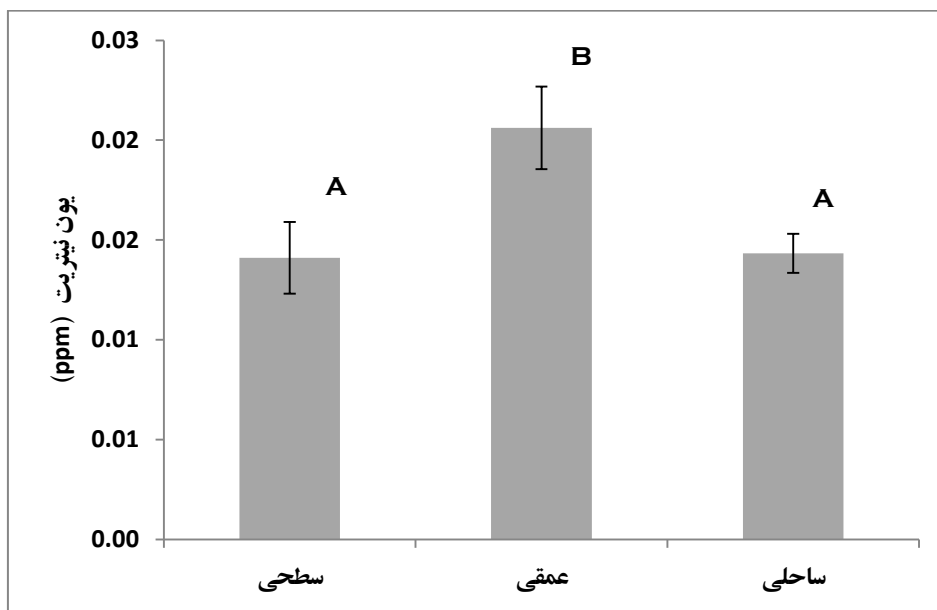
شکل ۳۰: تغییرات میانگین غلظت آمونیاک دریاچه سد سلمان فارسی در سه ناحیه نمونه برداری شده (۱۳۹۶-۹۷)



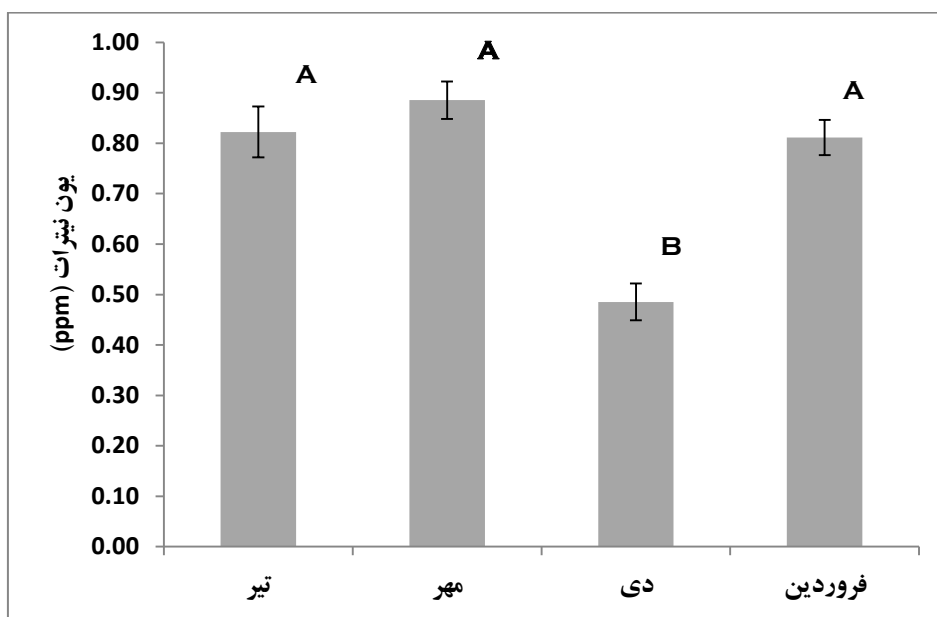
شکل ۳۱: تغییرات میانگین غلظت یون نیتريت دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه‌برداری (۱۳۹۶-۹۷) ($P < 0.05$)



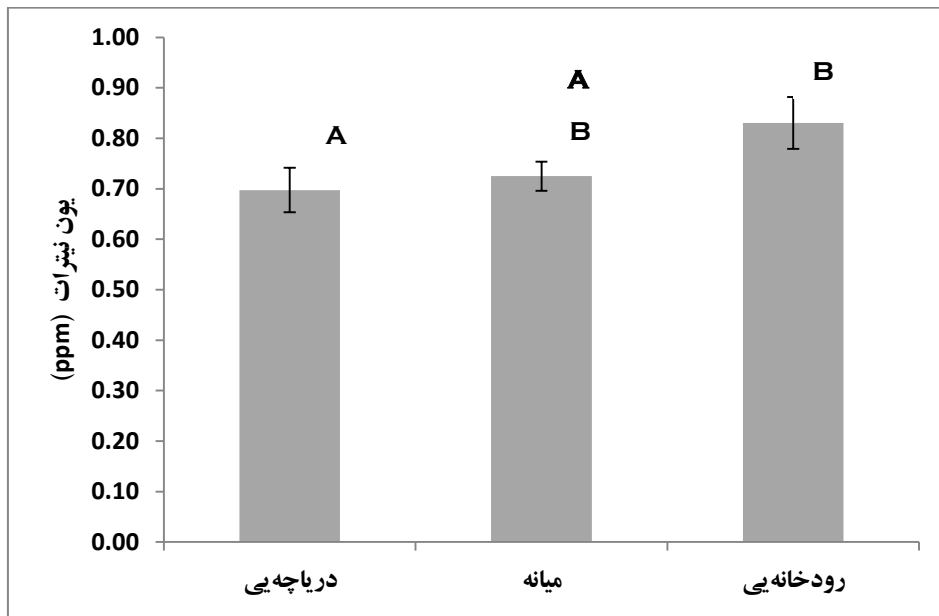
شکل ۳۲: تغییرات میانگین غلظت یون نیتريت دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه‌برداری شده (۱۳۹۶-۹۷)



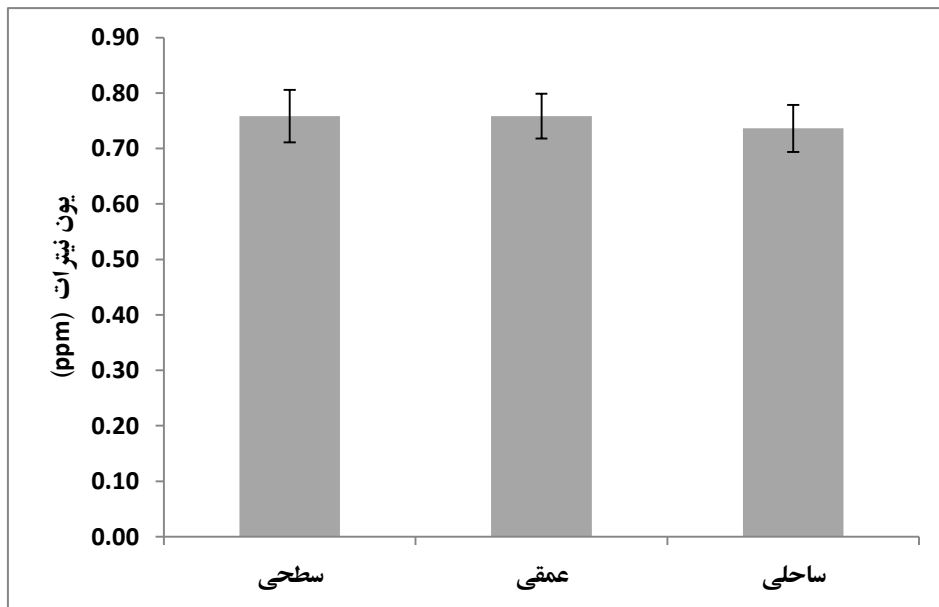
شکل ۳۳: تغییرات میانگین غلظت یون نیتريت دریاچه سد سلمان فارسی در سه ناحیه نمونه‌برداری شده (۹۷-۱۳۹۶) ($P < 0.05$)



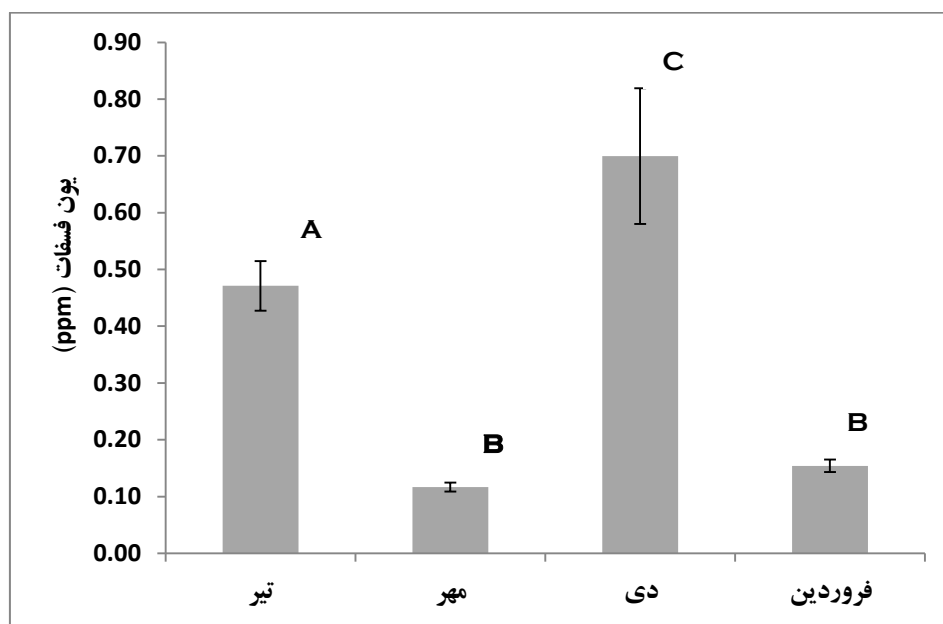
شکل ۳۴: تغییرات میانگین غلظت یون نیتريت دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه‌برداری (۹۷-۱۳۹۶) ($P < 0.05$)



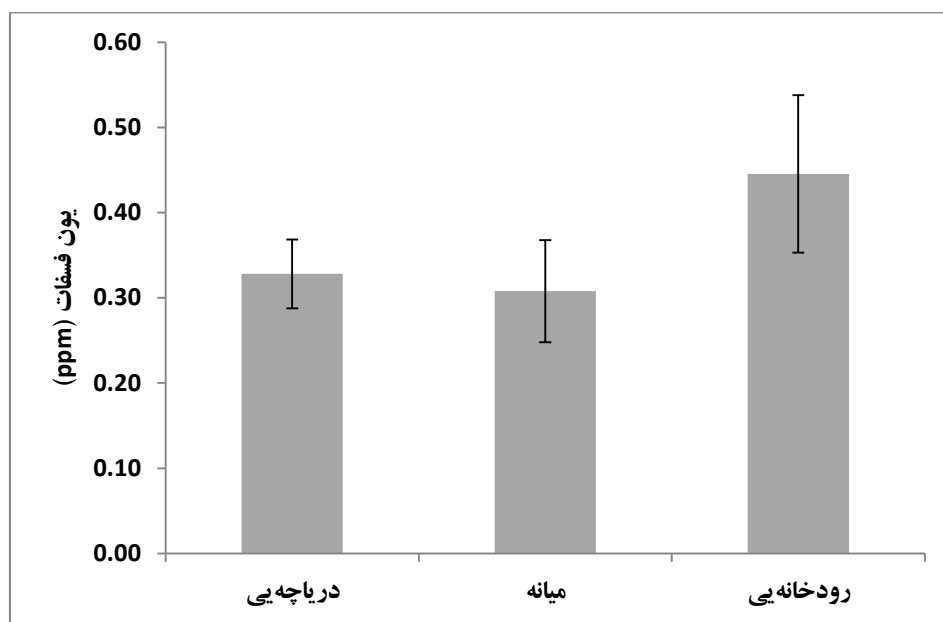
شکل ۳۵: تغییرات میانگین غلظت یون نیترات دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه‌برداری شده (۱۳۹۶-۹۷) ($P < 0.05$)



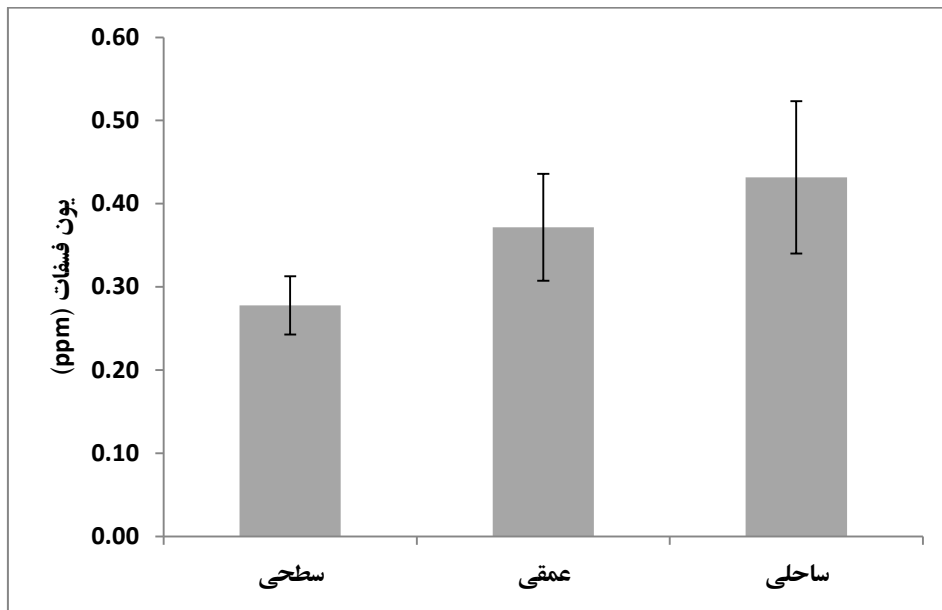
شکل ۳۶: تغییرات میانگین غلظت یون نیترات دریاچه سد سلمان فارسی در سه ناحیه نمونه‌برداری شده (۱۳۹۶-۹۷)



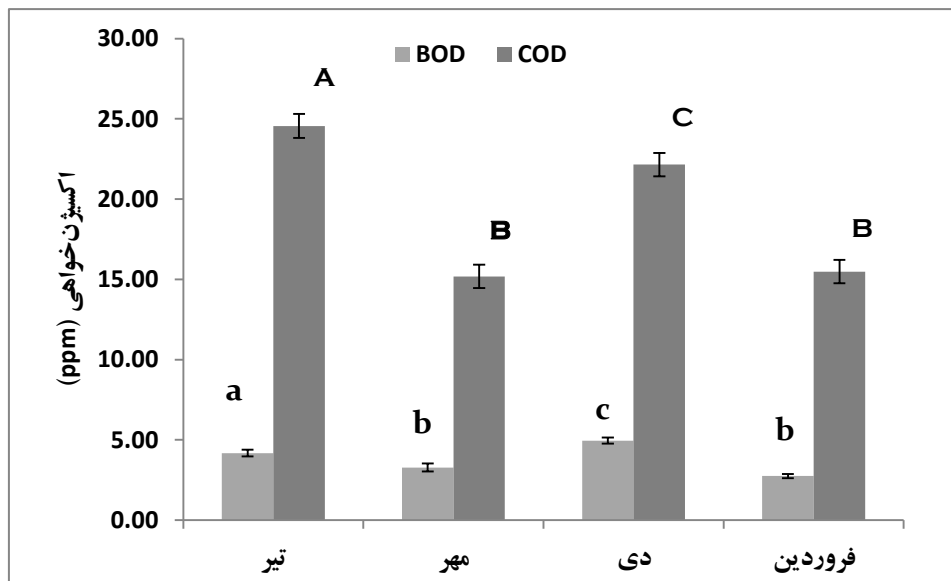
شکل ۳۷: تغییرات میانگین غلظت یون فسفات دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه‌برداری (۱۳۹۶-۹۷) ($P < 0.05$)



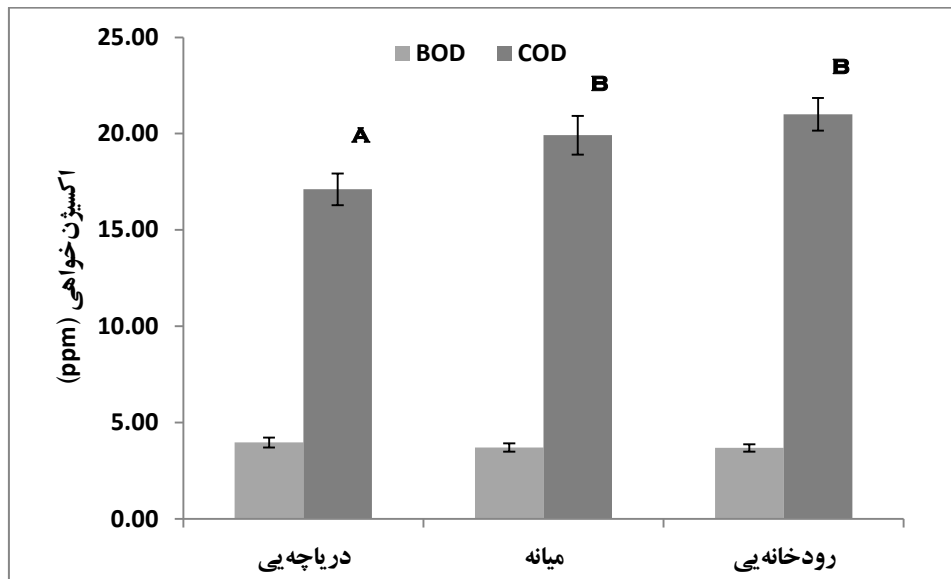
شکل ۳۸: تغییرات میانگین غلظت یون فسفات دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه‌برداری شده (۱۳۹۶-۹۷) ($P < 0.05$)



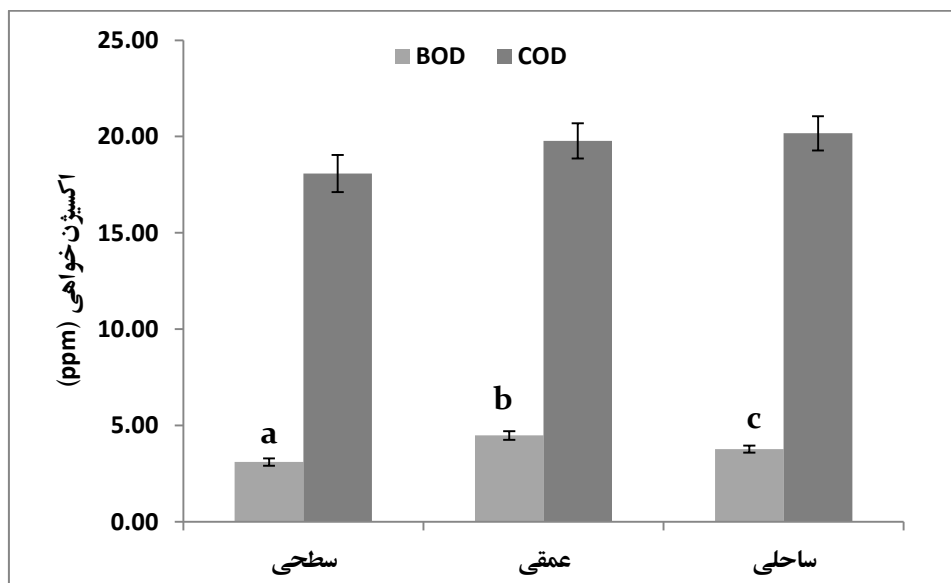
شکل ۳۹: تغییرات میانگین غلظت یون فسفات دریاچه سد سلمان فارسی در سه ناحیه نمونه برداری شده (۱۳۹۶-۹۷)



شکل ۴۰: تغییرات میانگین اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (BOD) و شیمیایی (COD) دریاچه سد سلمان فارسی در چهار فصل نمونه برداری (۱۳۹۶-۹۷) ($P < 0.05$)



شکل ۴۱: تغییرات میانگین اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (BOD) و شیمیایی (COD) دریاچه سد سلمان فارسی در سه بخش نمونه‌برداری شده (۱۳۹۶ تا ۱۳۹۷) ($P < 0.05$)



شکل ۴۲: تغییرات میانگین اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (BOD) و شیمیایی (COD) دریاچه سد سلمان فارسی در سه ناحیه نمونه‌برداری شده (۱۳۹۶-۹۷)

۴- بحث

اگرچه میانگین سالانه دمای دریاچه ۲۲/۶ درجه سانتی‌گراد بود، در تیر به بیشینه ۲۸/۴ درجه سانتی‌گراد نیز رسید، در حالیکه در دی اندازه کم ۱۴/۹ درجه سانتی‌گراد ثبت شد که با تغییرات فصلی دمای هوا مطابقت دارد. دمای بخش گذرنده دریاچه و ناحیه عمقی آن اندکی کم‌تر از بخش‌ها و سایر نواحی بود، اما تفاوت‌ها معنادار نبود. به طور طبیعی انتظار می‌رود که دمای ناحیه عمقی کم‌تر باشد، اما با توجه به عمق حفر شده (۳۵ متر) امکان زیادی است که برهم‌خوردگی آبهای سطحی باعث مخلوط شدن آب در این عمق شده باشد. از آنجایی که تاکنون لایه‌بندی دمایی این دریاچه بررسی نشده است، درک چگونگی تغییر دما در عمق‌ها ممکن نیست. بنابراین بررسی که در دریاچه سد آزاد سنندج انجام شده است، نشان‌دهنده کارآمدی از تغییر دما در لایه‌های عمقی در طول سال است (نصراله‌زاده‌ساروی و همکاران، ۱۳۹۶).

میانگین سالانه غلظت اکسیژن محلول در دریاچه ۸/۲ ppm بود که بیش‌ترین مقدار آن در دی ۹/۲ و کم‌ترین آن در تیر ۷/۲ ppm ثبت شد. از سه ناحیه دریاچه غلظت اکسیژن محلول در ناحیه عمقی بیش‌تر از دو ناحیه دیگر بود، بطوریکه میانگین سالانه در این ناحیه به ۹/۲ ppm رسید. بیش‌تر بودن غلظت اکسیژن در آب در فصل زمستان نتیجه مستقیم کاهش دما بر افزایش حلالیت این گاز است و پس از افزایش دما کاهش را نشان می‌دهد. میانگین غلظت اکسیژن محلول در دریاچه سد زاینده‌رود از دریاچه سد سلمان فارسی بیش‌تر (۱۰/۷۵ میلی‌گرم در لیتر) بود (خلجی و همکاران، ۱۳۹۵). در دریاچه سد دز این مقدار ۷/۹ - ۶/۸ (جاوید و همکاران، ۱۳۹۳) و در مخزن سد دز ۸/۳ - ۵/۷ میلی‌گرم در لیتر تغییر می‌کرد (عصار و همکاران، ۱۳۹۳). در محدوده درونی دریاچه سد کرخه میانگین غلظت اکسیژن محلول ۹/۶ میلی‌گرم در لیتر (پرهام و همکاران، ۱۳۸۶) بود. عزیزاده‌اوصالو و همکاران (۱۳۹۴) تغییر سالانه اکسیژن را در درون دریاچه از حدود ۵ میلی‌گرم در لیتر (در تیر) تا ۱۶ میلی‌گرم در لیتر (در شهریور) و نصراله‌زاده‌ساروی و همکاران (۱۳۹۶) در دریاچه سد آزاد سنندج در فاصله تیر لغایت آذر، آن را ۸/۱ میلی‌گرم در لیتر (تیر) و ۱۲/۲ میلی‌گرم در لیتر (آذر) گزارش کرده‌اند.

میانگین سالانه دی‌اکسید کربن محلول در آب دریاچه ۰/۹ ppm بود که در زمستان از سه فصل دیگر بیش‌تر بود و از سه ناحیه اندازه‌گیری‌شده نیز غلظت آن در ناحیه عمقی بیش‌تر از دو ناحیه دیگر بود. تغییرات غلظت CO₂ محلول در این دریاچه مانند همه منابع آبی که جمعیت‌های پلانکتون‌های گیاهی را در خود جای داده‌اند، با تغییرات سالانه این جمعیت‌ها سازگار است. در ماه‌های آغازین سال که دمای آب مناسب است، رشد فراوان جلبک‌ها (پلانکتون‌های گیاهی) با فوتوسنتز شدید موجب افزایش تولید اولیه می‌شود که نتیجه مستقیم آن به‌درون‌کشیدن بیش‌ترین مقدار ممکن از CO₂ محلول در آب است. اغلب پژوهش‌های منتشره بر چگونگی شیمیایی و فیزیکی دریاچه‌های کشور، دی‌اکسید کربن محلول در آب را گزارش نکرده‌اند، اما نصراله‌زاده ساروی و همکاران (۱۳۹۶) نشان دادند که این سنج در بررسی شش‌ماهه دریاچه سد آزاد سنندج با روند

افزایشی بترتیب از تیر لغایت آذر ماه ۷/۴-۱ تغییر کرد که طرح افزایش آن از تابستان به زمستان با یافته‌های ما هماهنگ بود.

میانگین سالانه pH در آب دریاچه ۷/۹ بود، با ثبت کمینه ۷/۶ در تیر و بیشینه ۸/۱ در مهر ماه که در بخش گذرنده بیش‌ترین (۷/۹) و در ناحیه عمقی کم‌ترین (۷/۷) بود. بیش‌ترشدن pH در بخش گذرنده و کم‌شدن آن در ناحیه عمقی را می‌توان با تغییر دی‌اکسیدکربن آب تفسیر کرد. کاهش دی‌اکسیدکربن در بخش گذرنده دریاچه موجب کاهش مقدار یون‌های اسیدکربنیک آب می‌شود و با این رویداد، اسیدیته آب کاهش می‌یابد. رابطه عکس نیز برای افزایش دی‌اکسیدکربن در ناحیه عمقی برقرار است. اگرچه، این رابطه مستقیم برای تغییرات فصلی مشاهده نمی‌شود، زیرا بر خلاف انتظار در تیر ماه که دی‌اکسیدکربن کم‌ترین است، pH افزایش نیافته حتی کم‌تر نیز شده است. با این حال، pH دریاچه سد زاینده‌رود نیز در بهار (۸/۱) کم‌تر از تابستان (۸/۲) بود (خلجی و همکاران، ۱۳۹۵). pH آب در ایستگاه‌های مختلف دریاچه سد دز از ۸/۳-۷/۲ متغیر و افزایش آن از سوی رودخانه‌ای به سوی دریاچه‌ای بود (جاوید و همکاران، ۱۳۹۳). در سد کرخه نیز در ایستگاه درون دریاچه تغییر pH آب در دامنه ۸/۸-۷/۴ نشان داده شد (پرهام و همکاران، ۱۳۸۶). بازه pH در آب مخزن دریاچه سد دز ۸/۳-۷/۴ بود (عصار و همکاران، ۱۳۹۳)، اما در سد مخزنی شیرین‌دره، بجنورد، این بازه از pHهای اسیدی ۸/۲-۶/۷ ثبت شد (احرام‌پوش و همکاران، ۱۳۹۴). علیزاده اوصالو و همکاران (۱۳۹۴) pH دریاچه سد ارس را در فروردین ۷/۸-۶/۹ ثبت کردند که رو به شهریور افزایش بود و در شهریور ۹/۳-۸/۴ گزارش شد. نصراله‌زاده‌ساروی و همکاران (۱۳۹۶) نیز با تایید تاثیر دی‌اکسیدکربن بر pH آب دریاچه سد آزاد سنندج، بازه pH آن را ۸/۴-۷/۶ گزارش کردند.

میانگین سالانه شفافیت در آب دریاچه سد سلمان ۳۵۲ سانتی‌متر بود. بخش دریاچه‌ای دارای بیشترین شفافیت (۴۵۳ سانتی‌متر) بود که با توجه به دور بودن این بخش از تحرک آب بر اثر ورود جریان آب به رودخانه، ثبات بیش‌تر آب به دلیل عمق بیش‌تر و فرصت بیش‌تر برای ته‌نشین شدن ذره‌های نامحلول تفسیرپذیر است. در دریاچه سد دز نیز با دورشدن از بخش دریاچه‌ای نزدیک به دیوار سد، کدورت آب افزایش می‌یافت و در بخش‌های دریاچه‌ای و گذرنده نیز آب ناحیه ساحلی کدورت بیش‌تری داشت که نشانه تاثیر برهم‌خوردگی آب و شناورشدن مواد معلق است (جاوید و همکاران، ۱۳۹۳). مقدار مواد معلق در ورودی دریاچه سد کرخه ۱۵۴۲ ppm بود، اما در درون دریاچه به بیشینه ۸۷ ppm رسید (پرهام و همکاران، ۱۳۸۶). اندازه‌گیری کدورت در آب دریاچه سد دز و بخش‌های ورودی آن اختلاف معنی‌داری میان بخش‌های مختلف نشان نداد (عصار و همکاران، ۱۳۹۳). میانگین شفافیت آب سد سلمان در مجموع ایستگاه‌ها، در بهار و تابستان کم‌تر از پاییز و زمستان بود، یافته‌ای که می‌توان آن را به افزایش تراکم پلانکتون‌های گیاهی و جانوری در سطح آب در فصل‌های گرم نسبت داد. اگرچه، شفافیت آب در دریاچه سد آزاد سنندج از دوره اسفند لغایت اردیبهشت ماه

در بازه کم‌تر از ۱۰۰ سانتی‌متر و در دوره خرداد لغایت آذر بازه آن ۳۰۲-۱۴۸ سانتی‌متر بود (نصراله‌زاده‌ساروی و همکاران، ۱۳۹۶).

میانگین سالانه هدایت الکتریکی دریاچه ۸۷۳ $\mu\text{S}/\text{cm}$ بود. اندازه‌های این سنجه در تابستان و زمستان بیش‌تر از پاییز و بهار بود و میانگین کل جامدهای محلول و سختی کل آب دریاچه نیز با هدایت الکتریکی همسو بود. میانگین سالانه هدایت الکتریکی در آب دریاچه سد زاینده‌رود ۲۳۱ $\mu\text{S}/\text{cm}$ بود و برخلاف دریاچه سد سلمان تفاوتی میان فصل‌های مختلف مشاهده نشد، اما در ایستگاه نزدیک به دیواره‌ی سد بسیار کم‌تر ($17\mu\text{S}/\text{cm}$) از سایر بخش‌های دریاچه بود (خلجی و همکاران، ۱۳۹۵). میانگین سالانه هدایت الکتریکی آب دریاچه سد دز در هر ایستگاه ۴۲۶-۴۹۶ $\mu\text{S}/\text{cm}$ گزارش شد (جاوید و همکاران، ۱۳۹۳). در دریاچه پشت سد کرخه بیش‌ترین هدایت الکتریکی ثبت‌شده در تابستان ۱۸۴۹ $\mu\text{S}/\text{cm}$ در مرداد و کم‌ترین آن ۵۹۸ $\mu\text{S}/\text{cm}$ در فروردین گزارش شده است (پرهام و همکاران، ۱۳۸۶). در دریاچه پشت سد ارس هدایت الکتریکی آب حدود ۱۱۰۰-۲۵۰ بود و بیش‌ترین مقدار در فروردین واردیبهشت (علیزاده اوصالو و همکاران، ۱۳۹۴) و در دریاچه سد آزاد سنندج از ۲۵۰ $\mu\text{S}/\text{cm}$ در خرداد لغایت ۳۳۵ $\mu\text{S}/\text{cm}$ در اسفند (نصراله‌زاده‌ساروی و همکاران، ۱۳۹۶) ثبت شد. با داده‌هایی حاصله، سد سلمان از دید اندازه هدایت الکتریکی در جایی در میانه سدهای بررسی شده است.

۱-۴- مواد مغذی اصلی

غلظت آمونیاک در تابستان و زمستان بیش‌ترین و در پاییز و بهار کم‌ترین بود. پس از ورود حجم بارندگی در آغاز بهار ورودی حجم زیاد آب باران به دریاچه متوقف می‌شود و آبی که از رود به دریاچه می‌رسد، مقدار زیادی از فاضلاب‌های روستایی در مسیر را با خود به دریاچه حمل می‌کند و می‌تواند منبع اصلی تجمع آمونیوم در آب دریاچه در تابستان باشد. آمونیاک با گذشت زمان، بر اثر فعالیت‌های باکتریایی بتدریج به نیتريت و نترات تبدیل می‌شود و در نتیجه غلظت آن کاهش می‌یابد. این مدل تغییر را می‌توان برای بارندگی‌های پاییزی نیز پیشنهاد کرد که موجب آورده بیش‌تر آمونیوم از رود می‌شود (افزایش در دی ماه).

میانگین غلظت یون نیتريت آب دریاچه در این سال ۰/۰۲ ppm بود. غلظت این یون در پاییز کم‌تر از تابستان و بهار و در ناحیه عمقی بیش‌تر از دو ناحیه دیگر بود. طرح تغییر آن مانند آمونیوم بود، با این تفاوت که در بهار افزایش بیش‌تری از زمستان نشان داد. این افزایش را می‌توان به افزایش دمای آب در این فصل و کمک به فعالیت میکروب‌ها برای تجزیه آمونیوم نسبت داد.

میانگین سالانه غلظت یون نترات آب در کل دریاچه ۰/۷۵ ppm بود. مقدار این یون در زمستان کم‌تر از سایر فصول بود. مقدار این یون نتیجه تجزیه یون‌های نیتريت و آمونیوم است و کاهش آن در زمستان با تفسیر پیش‌بینی اثر کاهش دما بر فعالیت میکروارگانیزم‌های تجزیه‌کننده نیتريت و آمونیوم همخوانی دارد.

مقدار یون‌های آمونیوم، نیتريت و نترات در بخش دریاچه کم‌تر بود. این بخش عمق بیش‌تری دارد و از ورودی رود دور است. بنابراین، تاثیر کم‌تری از مواد نیتروژنی حمل شده از جریان رود می‌گیرد. در بخش رودخانه‌ای آمونیوم و نیتريت کم‌تر از بخش گذرنده است. شاید به دلیل عمق کم‌تر در این ناحیه، فعالیت باکتری‌های کف می‌تواند تبدیل آمونیوم را به نیتريت و نیتريت را به نترات تسريع کند و با کاهش این دو یون، موجب افزایش یون نترات شود. نتایج بیش‌تر بودن نترات در همین بخش را نشان داد که از این نظریه پشتیبانی می‌کند. غلظت آمونیاک در بخش عمقی کمتر از سطحی و ساحلی، اما غلظت یون نیتريت عمقی بیش‌تر از سطحی و ساحلی بود که بازتاب رابطه‌ی تبدیلی آمونیوم به نیتريت است.

میانگین غلظت یون نیتريت و نترات در آب دریاچه سد زاینده‌رود بترتیب ppm ۰/۰۲ و ppm ۱/۵۷ گزارش شد و تفاوتی میان ایستگاه‌ها مشاهده نشد (خلجی و همکاران، ۱۳۹۵). غلظت یون نترات در دریاچه سد دز در سال ۹۰-۱۳۸۹ از ورودی تا دیوار سد بسیار بیش‌تر از سد سلمان بود و از ppm ۶/۵ به ppm ۷/۷ افزایش نشان داده بود (جاوید و همکاران، ۱۳۹۳)، اما عصار و همکاران (۱۳۹۳) مقدار نترات در آب همین سد را در سال ۱۳۹۱ در میانه دریاچه و نزدیک دیوار سد از ۰/۱ و ۰/۱ در بهار لغایت ۰/۹ و ۱/۰ در تابستان و پاییز و ۰/۱ در هر دو مکان در زمستان گزارش کردند. در ایستگاه‌های درون دریاچه سد کرخه میانگین غلظت یون نیتريت، نترات و آمونیوم بترتیب ppm ۰/۱، ppm ۷/۴ و ppm ۱/۲۵ بود (پرهام و همکاران، ۱۳۸۶) که هر سه بسیار بیش‌تر از دریاچه سد سلمان بود. اندازه یون نترات در سد مخزنی شیرین‌دره بجنورد در فصول سرد در حدود ppm ۳/۰ بود و در فصول گرم به ppm ۴/۰ و ppm ۵/۰ رسید (احرام‌پوش و همکاران، ۱۳۹۴). در آب دریاچه سد ارس غلظت آمونیاک از ppm ۰/۰۲ (فروردین) لغایت ppm ۰/۵۳ (تیر)، غلظت یون نیتريت از ppm ۰/۰۱ (شهریور) تا ppm ۰/۲۳ (خرداد) و غلظت یون نترات از ppm ۴/۱ (شهریور) لغایت ppm ۴۹/۱ (خرداد)، در بخش‌های رودخانه‌ای) متغیر بود (علیزاده اوصالو و همکاران، ۱۳۹۴). این اندازه‌ها در دریاچه سد آزاد سنندج برای یون آمونیوم از ppm ۰/۵۱ (دی) لغایت ppm ۴/۳ (مرداد)، یون نیتريت از ppm ۰/۰۲ (بیش‌تر ماه‌ها) تا ppm ۰/۰۸ (فروردین) و یون نترات از ppm ۰/۰۹ (مرداد) لغایت ppm ۰/۲۳ (خرداد) ثبت شد (نصراله‌زاده‌ساروی و همکاران، ۱۳۹۶).

اندازه یون فسفات نیز با طرحی همسان با آمونیوم در تابستان و زمستان بیش‌ترین و در پاییز و بهار کم‌ترین بود. به دلیلی مشابه، منبع عمده یون فسفات دریاچه نیز پس آب روستایی و بویژه کشاورزی است. بنابراین، پس از پایان بارندگی‌های بهار که موجب رقیق‌شدن آب و کاهش غلظت می‌شود، جریان ورودی کاهش‌یافته‌ی رود با خود مواد شسته‌شده از آبخیز بالادست را به دریاچه حمل می‌کند و غلظت آن را در درون دریاچه افزایش می‌دهد تا با بارندگی‌های پاییز آب دریاچه دوباره رقیق شود و غلظت کاهش یابد. این تفسیر با توجه به نتایج بخش‌های سه‌گانه تایید می‌شود که نشان دادند بخش رودخانه‌ای که نزدیک‌ترین جا به ورودی جریان رود است مقدار یون فسفات بیش‌تری داشت. میانگین سالانه غلظت یون فسفات آب دریاچه ppm ۰/۳۶ بود. در دریاچه سد دز نیز این

یون در سال ۱۳۹۰ از ppm ۰/۲۰ لغایت ppm ۰/۴۰ (جاوید و همکاران، ۱۳۹۳) و در سال ۱۳۹۳ از ppm ۰/۰۳ لغایت ppm ۰/۳۹ در درون مخزن سد متغیر بود (عصار و همکاران، ۱۳۹۳).

احرام‌پوش و همکاران (۱۳۹۴) بازه تغییر غلظت یون فسفات را در سد شیرین‌دره بجنورد را در طول سال از ۰/۰۹-۰/۰۴ اندازه گرفتند که بسیار کم‌تر از اندازه‌های سد سلمان بود. اندازه‌گیری این یون دریاچه پشت سد کرخه اندازه‌های ppm ۲/۱۱-۰/۰۱ (میانگین ppm ۰/۳) را نشان داد (پرهام و همکاران، ۱۳۸۶). غلظت یون فسفات در آب دریاچه سد ارس در بخش‌های مختلف ppm ۶/۰۷-۰/۱۱ (علیزاده اوصالو و همکاران، ۱۳۹۴) و در دریاچه پشت سد آزاد سندج از ppm ۰/۰۲-۰/۰۱ (نصراله‌زاده‌ساروی و همکاران، ۱۳۹۶) متفاوت بود. اکسیژن‌خواهی شیمیایی و اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی (BOD و COD) در تابستان و زمستان بیش‌تر و در پاییز و بهار کم‌تر بود و میانگین سالانه آن‌ها بترتیب ppm ۳/۸ و ppm ۱۹/۳ بود. از دو شاخص مهم آلودگی آب اندازه COD در بخش‌های رودخانه‌ای و گذرنده بیش‌تر از دریاچه‌ای و BOD در ناحیه عمقی بیش‌تر از سطحی و ساحلی بود.

اندازه BOD میان ایستگاه‌های دریاچه سد دز از ppm ۲/۷-۲/۲ گزارش شد (جاوید و همکاران، ۱۳۹۳) اگرچه عصار و همکاران (۱۳۹۳) آن را درون مخزن سد در ماه‌ها و ایستگاه‌های مختلف در بازه ppm ۰/۵۰-۰/۰۳ ثبت کردند. اندازه BOD در سد مخزنی شیرین‌دره بجنورد از ppm ۱/۸۵ در دی لغایت ppm ۱۶ در مرداد متغیر بود (احرام‌پوش و همکاران، ۱۳۹۴). در دریاچه پشت سد آزاد سندج، BOD ppm ۰/۹ در شهریور لغایت ppm ۵/۴ در بهمن و COD از ppm ۴/۰ در اسفند و ppm ۲۱/۰ در خرداد و تیر متغیر بود (نصراله‌زاده‌ساروی و همکاران، ۱۳۹۶).

مقایسه یافته‌های این پژوهش با استانداردهای کیفیت آب برای آبرزی‌پروری نشان داد که:

دما، pH، اکسیژن محلول، هدایت الکتریکی، کل جامدهای محلول، دی‌اکسید کربن، نیتريت، نترات و BOD در همه بخش‌های دریاچه در اندازه مناسب بود (جدول ۳).

- COD در بخش‌های دریاچه‌ای و گذرنده مناسب بود، اما در بخش رودخانه‌ای اندکی بالاتر از اندازه مناسب بود.

- آمونیاک در بخش دریاچه‌ای مناسب بود، اما در بخش‌های رودخانه‌ای و گذرنده اندکی بالاتر از اندازه مناسب بود.

- شفافیت، سختی کل و فسفات از اندازه استاندارد بسیار بیش‌تر بود (جدول ۳).

جدول ۳: مقایسه میانگین سالانه عوامل مهم کیفیت آب دریاچه سد سلمان فارسی با استاندارد تعیین شده برای آبی‌پروری گرم‌آبی

بخش دریاچه‌ای	بخش گذرنده	بخش رودخانه‌ای	بازه مناسب آبی‌پروری*	
۲۲	۲۲	۲۳	۱۸-۳۰	دمای آب (°C)
۷/۹	۷/۹	۷/۹	۶/۵-۹	pH
۷/۵	۹/۲	۸/۰	>۴	اکسیژن محلول (mg/l)
۴۵۳	۳۱۸	۲۸۵	۳۰-۵۰	شفافیت (سانتی متر)
۸۶۶	۸۷۷	۸۷۸	۲۰۰۰	هدایت الکتریکی (μS/cm)
۵۶۴	۵۷۴	۵۷۳	۲۰۰۰	کل جامدهای محلول (mg/l)
۶۱۸	۶۲۳	۶۵۰	۱۰-۴۰۰	سختی کل (mg/l)
۱/۰	۰/۸	۱/۰	۰-۱۰	دی اکسید کربن (mg/l)
۰/۰۳	۰/۰۴	۰/۰۴	<۰/۰۳	آمونیاک غیر یونیزه (mg/l)
۰/۰۲	۰/۰۲	۰/۰۱	۰/۰۳۱-۰/۱۶۷	نیتريت (mg/l)
۰/۷۰	۰/۸۳	۰/۷۳	۴/۵	نترات (mg/l)
۰/۳۳	۰/۳۱	۰/۴۵	<۰/۰۶۵	فسفات (mg/l)
۴/۰	۳/۷	۳/۷	۰-۵	BOD (mg/l)
۱۷/۱	۱۹/۹	۲۱/۰	<۲۰	COD (mg/l)

* نصراله‌زاده ساروی و همکاران (۱۳۹۶)

تشکر و قدردانی

این گزارش نتیجه‌ی پروژه پژوهشی ۲۴-۵۰-۱۲-۰۹۲-۹۵۱۰۴۴ ثبت شده در موسسه تحقیقات علوم شیلاتی است که هزینه آن از سوی سازمان جهاد کشاورزی استان فارس (قرارداد ش ۳۲۸۴۹/۲۷۶/۱، ۱۳۹۴/۰۴/۰۱) تامین شده است.

از شرکت سهامی آب منطقه‌ای فارس که با لطف بسیار در تامین بخشی از هزینه‌ها مانند قایق و اقامت گروه نمونه‌برداری، با مجری پروژه همکاری کرده است، صمیمانه قدردانی می‌شود: جناب آقای مهندس دهقانی، مدیرعامل محترم، جناب آقای مهندس صالح‌جهرمی معاون محترم، جناب آقای مهندس حاتمی رییس محترم سد و به‌طور ویژه، جناب آقای مهندس فرجی مدیر محترم سد که خالصانه و با نهایت دلسوزی و مسئولیت از نمونه‌برداری پشتیبانی کردند.

منابع

- ابراهیم‌پور، ص. و محمدزاده، ح.، ۱۳۹۰. بررسی هیدروژئوشیمی و عوامل کنترل‌کننده شیمی آب دریاچه‌ی زریوار. هفتمین کنفرانس زمین‌شناسی مهندسی و محیط زیست ایران. دانشگاه صنعتی شاهرود، شاهرود، ۱۳۹۰. ص ۱۰-۱.
- احرام‌پوش، م.ح.، زارع‌مهرجردی، ا.، قانعیان، م.ت.، ابویی‌مهریزی، ا.، ساقی م.ح. ۱۳۹۴. بررسی کیفیت منبع اصلی تامین‌کننده آب شرب شهرستان بجنورد با بهره‌گیری از شاخص‌های کیفی آب در سال ۱۳۹۲: مطالعه‌ی موردی سد مخزنی شیرین‌دره. مجله دانشگاه علوم پزشکی خراسان شمالی. ۷(۳) ۴۸۴-۴۷۵.
- پرهام، ه.، جعفرزاده، ن.، دهقان، س.، کیان‌ارثی، ف.، ۱۳۸۶. بررسی تغییرات غلظت ازت و فسفر و برخی پارامترهای فیزیکی و شیمیایی در دریاچه پشت سد کرخه و تعیین بیلان آن. مجله علوم دانشگاه شهید چمران، ۱۷(ب): ۱۱۷-۱۲۵.
- تجریشی، م.، ابریشم‌چی، ا.، عیسی‌زاده، س.، احمدی، م.، ۱۳۸۴. وضعیت آب مخزن سد لتیان و ارزیابی گزینه‌ها برای بهبود کیفیت آن. مجموعه مقالات پژوهشی دانشکده مهندسی عمران، دانشگاه صنعتی شریف. ۱۱ ص.
- جاوید، ا.، میرباقری، س.، کریمیان، آ. ۱۳۹۳. ارزیابی وضعیت کیفی دریاچه سد دز با استفاده از شاخص WQI و TSI. سلامت و محیط. ۷(۲): ۱۴۲-۱۳۳.
- خلجی، م.، ابراهیمی، ع.، هاشمی‌نژاد، ه.، متقی، ا.، اسداله، س.، ۱۳۹۵. ارزیابی کیفیت آب دریاچه سد زاینده‌رود با استفاده از شاخص WQI. مجله‌ی علمی شیلات ایران. ۲۵(۵): ۶۴-۵۱.
- سمرقندی، م.، ویسی، ک.، ابویی‌مهریزی، ا.، کاسب، پ. و دانایی، ع.، ۱۳۹۲. بررسی کیفیت آب دریاچه سد مخزنی اکباتان شهرستان همدان با بهره‌گیری از شاخص کیفی NSFQI. مجله‌ی دانشگاه علوم پزشکی خراسان شمالی. ۵(۱): ۶۳-۶۹.
- عصار، س.، رجب‌زاده‌قطرمی، ا.، محمدی‌روزبهراری، م.، ۱۳۹۳. بررسی کیفیت آب سد دز در ورودی، مخزن و خروجی تا سد تنظیمی با استفاده از شاخص‌های BCWQI و NSFQI. اکویولوژی تالاب. ۶(۲۰): ۷۹-۹۲.
- علی‌زاده‌اوصالو، ژ.، محسن‌پورآذری، ع.، نکویی‌فرد، ع.، صیدگر، م.، یحیی‌زاده، م.، شیری، ص.، علی‌زاده‌کلشانی، م.، ۱۳۹۴. بررسی مقطعی روند تغییرات کیفی آب دریاچه پشت سد ارس. اکویولوژی تالاب. ۶(۲۳): ۱۴-۵.
- قربانی، م.، ۱۳۸۵. بررسی روند تغییرات کیفی آب مخزن سد مارون و شناسایی عوامل مؤثر احتمالی در افزایش اتریفیکاسیون مخزن. شرکت سهامی سازمان آب و برق خوزستان. ۱۹۸ ص.

- نصراله‌زاده‌ساروی، ح.، پرافکنده، ف.، فضل‌ی، ح.، میرزایی، ر.، حسین‌پور، ح.، افرایمی، م.، نصراله‌تبار، ع.، مخلوق، آ.، واحدی، ن.، ۱۳۹۶. مطالعه‌ی خصوصیات فیزیکوشیمیایی آب در دریاچه پشت سد آزاد سنندج به‌منظور فعالیت‌های شیلاتی. مجله علمی شیلات ایران. ۲۵(۵):۱۵۷-۱۴۳.
- 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.
- Istvánovics, V., Vörös, L., Herodek, S., Tóth, L.G., and Tatrai, I. 1986. Changes of phosphorus and nitrogen concentration and of phytoplankton in enriched lake enclosures. *Limnol. Oceanogr.* 31: 798-811.
- Jorgenson, S.E., Loeffler, H., Rast, w., and Straskraba, M. 2005. Lake and reservoir management. Elsevier. 514 p .
- Stockner, J.G., Langston, A.R. and Wilson, G.A. 2001. The Limnology of Williston Reservoir. Peace/Williston Fish and Wildlife Compensation Program, Report No. 242. 51pp plus appendices .
- Williams, A.E., Moss, B., and Eaton, J. 2002. Fish induced macrophyte loss in shallow lakes: top-down and bottom-up processes in mesocosm Experiments. *Freshwater Biology.* 47, 2216-2232.

Abstract

Water quality in lakes is controlled by income of energy and matter from various sources, as well as biological processes inside it. It is essential for a proper management of the lake to know physical and chemical factors in different parts in different times of the year. This project aims to investigate basic limnology of physical and chemical factors in Salman-Farsi Reservoir, Jahrom County, Fars Province. Seasonal samplings were carried out in riverine, transitional, and lacustrine sections of the lake, and in three zones of littoral, limnetic and profundal in each section. Analysis of Variance was used to compare seasonal variations of the factors. Calculating annual means for water temperature (22.6°C), dissolved oxygen (8.2ppm), Carbon dioxide (0.9ppm), pH (7.8), transparency (352cm), Electrical conductivity (874 μ S/cm), total dissolved solids (570ppm), total hardness (630ppm), nitrite ion (0.02ppm), nitrate ion (0.8ppm), ammonia (0.04ppm), phosphate ion (0.4ppm), biochemical oxygen demand (3.8ppm), and chemical oxygen demand (19.3ppm) showed that transparency, total hardness, and phosphate ion concentration of the lake water were much higher than warm-water aquaculture standards, but all other factors were in appropriate amounts in all sections and zones, or slightly higher in some zones.

Key words: Limnology, Lake, Reservoir, Water quality, Salmane Farsi Reservoir

**Ministry of Jihad – e – Agriculture
AGRICULTURAL RESEARCH, EDUCATION & EXTENSION ORGANIZATION
Iranian Fisheries Science Research Institute – Fars Agricultural and Natural Resources
Research and Education Center**

Project Title: Study of chemical and physical properties of Salmane Farsi Reservoir

Approved Number: 24-50-12-092-951044

Author: Mehrdad Zamanpoore

Project Researcher: Mehrdad Zamanpoore

Collaborator(s): M.H. Ebrahimi, S. Yaripour, N.Kh. Ahmadi, L. Jowkar, M.R.

Ghaedabdibushetri, S.M. Musavi

Advisor(s): -

Supervisor: -

Location of execution: Fars Province

Date of Beginning : 2016

Period of execution: 2 Years

Publisher: Iranian Fisheries Research Science Institute

Date of publishing: 2020

**All Rights 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 - Fars Agricultural and Natural Resources
Research and Education Center

Project Title:

**Study of chemical and physical properties of Salmane
Farsi Reservoir**

Project Researcher :

Mehrdad Zamanpoore

Register NO.

55977