

بررسی وضعیت تروفی دریاچه سد زاینده رود در فصول پاییز و زمستان (سال ۱۳۹۰)

- **نرگس رجایی:** گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران
- **عیسی ابراهیمی*:** گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران
- **نصرالله محبوبی صوفیانی:** گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران
- **امیدوار فرهادیان:** گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران

تاریخ دریافت: اردیبهشت ۱۳۹۷ تاریخ پذیرش: مرداد ۱۳۹۷

چکیده

وضعیت تروفی و روند تغییرات آن طی فصول پاییز و زمستان در دریاچه سد زاینده رود مورد بررسی قرار گرفت. نمونه برداری از مهر تا اسفند ۱۳۹۰ در ۴ مرحله (اواسط ماه‌های مهر، آذر، دی و اسفند) با فاصله زمانی ۴۵ روز انجام شد. ۹ ایستگاه نمونه برداری در سه منطقه (هر منطقه ۳ ایستگاه) شامل: اول (دهانه ورودی رودخانه به دریاچه)، دوم (مجاور دهکده تفریحی چادگان) و سوم (نزدیک به تاج سد) انتخاب شد. نمونه برداری از عمق ۳۰ سانتی متر آب با بطری نمونه بردار نانس انجام شد. دامنه پارامترهای عمق رویت سکشی دیسک $0.4-1.0$ متر، فسفات کل $0.11-0.1$ ، نیتروژن کل $0.2-0.2$ و میزان کلروفیل a $8/84-0$ میلی گرم در لیتر اندازه گیری شد. مقدار شاخص TSI، Trophic (State Index) در ۴ مرحله مذکور براساس پارامتر فسفات کل به ترتیب برابر $22/25$ ، $37/33$ ، $80/29$ و $2/31$ و براساس کلروفیل a برابر $82/44$ ، $37/32$ و $14/35$ به دست آمد. درحالی که میزان این شاخص براساس عمق رویت سکشی در مراحل نمونه برداری به ترتیب $83/40$ ، $42/42$ ، $34/50$ و $92/48$ را نشان داد. تاثیرپذیری زیاد کلروفیل a از میزان فسفرحاکي از آن بود که این عنصر نقش موثری در رشد جلبک‌ها دارد درحالی که عمق رویت سکشی متأثر از ذرات سیلت حاصل از آبشویی زمین‌های اطراف در اثر بارندگی بود. میانگین TSI در همه مراحل نمونه برداری در محدوده $3/38-5/36$ قرار داشت که نشان دهنده وضعیت الیگوتروف دریاچه سد زاینده رود در فصول پاییز و زمستان بود. علاوه بر این براساس مقدار کلروفیل a و فسفر کل این دریاچه در وضعیت الیگوتروف و براساس عمق رویت صفحه سکشی در وضعیت مزوتروف قرار گرفت.

کلمات کلیدی: دریاچه سد زاینده رود، شاخص TSI، وضعیت تروفی



مقدمه

دادند که این تالاب در شرایط مزوتروفیک قرار دارد، با این حال مقدار این شاخص براساس عمق سکشی، دریاچه را در آغاز وضعیت یوتروفی نشان داد، که این امر می‌تواند ناشی از مقادیر بالای ذرات آلی و یا گل آلودگی باشد. هم‌چنین Coelho و همکاران (۲۰۰۷) شرایط تروفي تالاب Almagem را بر پایه شاخص‌های تروفي مختلف و شاخص‌های کیفی آب بررسی کردند و آن را جز تالاب‌های مزوتروف طبقه‌بندی نمودند. علاوه بر این، Janjua و همکاران (۲۰۰۹) ترکیب فصلی فیتوپلانکتون‌ها و تولید مخزن سد شاهپور در پاکستان را مورد ارزیابی قرار دادند و گزارش کردند که شاخص MEI (Morpho Edaphic Index) براساس TDS (Total dissolved solids) و عمق سکشی به‌طور مشخصی با تراکم کلروفیل a وابسته است. در تحقیق دیگری که توسط Rakocevic و Nedovic (۲۰۰۵) انجام شد وضعیت تروفي دریاچه Skadar با استفاده از جوامع فیتوپلانکتونی و کلروفیل a تعیین گردید. در این مطالعه شاخص وضعیت تروفي بر پایه کلروفیل a و سکشی دیسک با شاخص وضعیت تروفي بر پایه فسفر کل دارای اختلاف بود، به‌طوری‌که فسفر کل به‌عنوان عامل محدودکننده تولید در این اکوسیستم مطرح شد. دریاچه سد زاینده‌رود به دلیل قرار گرفتن در منطقه مرکزی ایران و تامین آب شرب جمعیت کثیری از ساکنان مناطق مرکزی از اهمیت زیادی برخوردار است. در سال‌های اخیر ورود انواع پساب‌ها و رواناب‌های کشاورزی به سد زاینده رود باعث تغییر خصوصیات کیفی آب دریاچه و جوامع گیاهی و جانوری آن شده و علاوه بر کاهش کیفیت آب سبب بروز مشکلات جدی از قبیل برهم خوردن پایداری اکولوژیک و کاهش تنوع زیستی دریاچه شده است (خلجی و همکاران، ۱۳۹۵). بنابراین تعیین وضعیت تروفي آن می‌تواند زمینه اعمال مدیریت بهینه حفاظتی و هم‌چنین بهره‌برداری مطلوب از این دریاچه را فراهم سازد. در این راستا، وضعیت تروفي دریاچه سد زاینده‌رود و عامل محدودکننده افزایش تروفي آن در فصول پاییز و زمستان مورد بررسی قرار گرفت.

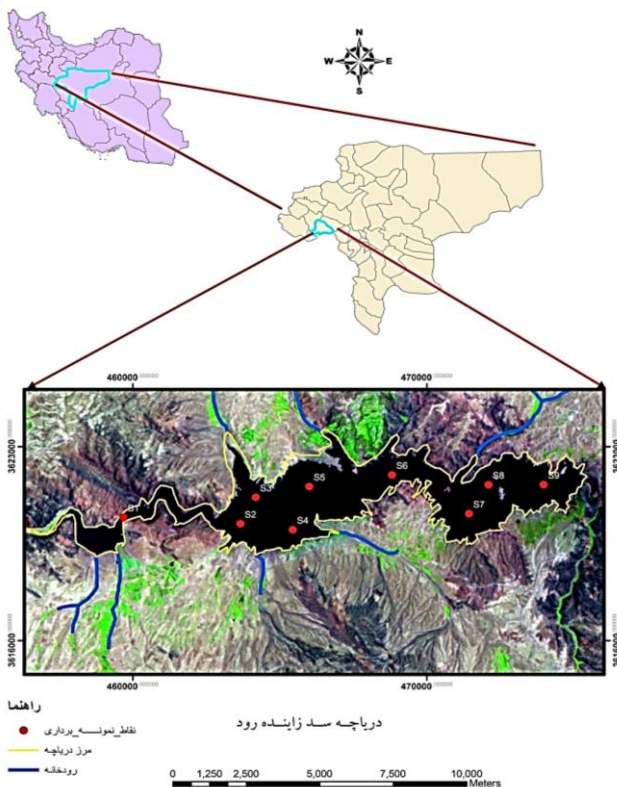
مواد و روش‌ها

دریاچه سد زاینده‌رود در ۱۱۰ کیلومتری غرب شهر اصفهان بین مختصات جغرافیایی "۴۴'۱۸" ۵۰° و "۴'۳۶" ۵۰° طول شرقی و "۳۴'۳۳" و "۴'۳۳" عرض شمالی واقع شده است. مساحت دریاچه بالغ بر ۴۸ کیلومتر مربع است. بیشینه حجم مخزن، ۱۴۷۰ میلیون مترمکعب (ارتفاع از سطح دریا ۲۰۶۳ متر) است. این سد از نوع بتنی دو قوسی با طول تاج ۴۵۲ متر، عرض در تاج ۶ متر، ارتفاع از پی ۱۰۰ متر و حجم مفید مخزن ۱۲۵۰ میلیون متر مکعب است (شرکت سهامی آب منطقه‌ای اصفهان، ۱۳۹۶). به‌منظور ارزیابی شرایط تروفي پس از دنظر گرفتن عمق دریاچه و شرایط حاکم بر آن ۹ ایستگاه

منابع آبی به‌خصوص آب‌های شیرین اهمیت بسیار بالایی در توسعه زیرساخت‌های هر کشور دارند. با توسعه کشاورزی و در نتیجه، افزایش استفاده از کودهای شیمیایی و آلی و هم‌چنین افزایش ورود پساب‌های ناشی از فعالیت‌های انسانی به اکوسیستم‌های آبی، بررسی وضعیت تروفي و احتمال وقوع پدیده تغذیه‌گرایی (Eutrophication) در منابع آبی ضروری به‌نظر می‌رسد. تغذیه‌گرایی به معنای افزایش تولیدات اولیه در اکوسیستم‌های آبی به دلیل افزایش بیش از حد مواد مغذی است (van Beusekom, ۲۰۱۸; Boyd, ۱۹۷۱). براساس مطالعات انجام شده، فسفر و نیتروژن به‌عنوان مهم‌ترین عناصر غذایی نقش کلیدی در افزایش تولید در اکوسیستم‌های آبی دارند زیرا غلظت آن‌ها همواره بر میزان رشد و زیست توده جلبکی تاثیرگذار است. معمولاً غلظت این مواد در آب‌های طبیعی ناچیز است اما ورود بی‌رویه عناصر مغذی ناشی از فعالیت‌های انسانی باعث شکوفایی جلبکی (Algal Bloom) شده و علاوه بر تغییر در ترکیب و فراوانی گونه‌ها موجب کاهش کیفیت آب می‌شود. بروز مشکلات جدی از قبیل تخریب پایداری اکولوژیک و مشکلات ناشی از وضعیت تروفي محیط‌های آبی از جمله آثار اجتناب‌ناپذیر آن است. این پدیده اثر تعیین‌کننده‌ای بر تنوع زیستی اکوسیستم‌های آبی دارد (Onderka, ۲۰۰۷). بنابراین مدیریت اکوسیستم‌های آبی به ویژه دریاچه‌های طبیعی و مصنوعی به‌منظور پیشگیری یا به تعویق انداختن این مشکلات از حساسیت بیش‌تری برخوردار است (سمائی و همکاران، ۱۳۸۹). در این راستا باید قبل از هر گونه اقدام اصلاحی و ارزیابی‌های مبتنی بر بهره‌برداری‌های مورد نظر و مطلوب، روند تروفي در این اکوسیستم‌ها شناخته شود. در حال حاضر ارزیابی شرایط تروفي نه تنها بر مبنای غلظت مواد مغذی بلکه براساس توده زنده فیتوپلانکتونی، غلظت کلروفیل a، شفافیت آب و برای دریاچه‌های عمیق، شرایط اکسیژنی لایه عمقی دریاچه صورت می‌گیرد. در واقع ترکیبی از عوامل فیزیکی، شیمیایی، بیولوژیک، روابط متقابل بین آن‌ها و میزان تولیدات اولیه مورد ارزیابی قرار می‌گیرد (Fath و Jorgensen, ۲۰۰۸). براساس مطالعات مختلف، نیتروژن به‌عنوان عامل محدودکننده تولید در اکوسیستم‌های دریایی (Ryther و Dunstan, ۱۹۷۱) و فسفر به‌عنوان عامل محدودکننده تولید در اکوسیستم‌های آب شیرین (van Beusekom, ۲۰۱۸) شناخته شده‌اند. اسماعیلی افق (۱۳۹۰)، وضعیت تروفي (TSI) تالاب چغاخور را براساس سه پارامتر فسفر کل، کلروفیل a، عمق روئیت سکشی بررسی و نشان داد که تالاب فوق در وضعیت یوتروف قرار دارد. در مطالعه ایشان، فسفر کل (TP= Total phosphorus) به‌عنوان عامل محدودکننده تولید در این اکوسیستم مطرح گردید. در حالی که موسوی ندوشن و همکاران (۱۳۸۳) وضعیت تروفي این تالاب را بررسی و نشان



TN: نیتروژن کل بر حسب میلی گرم بر لیتر
 $TSI(Chla) = 10(6 - (2.04 - 0.68 \ln(Cha)) / \ln 2)$
 chl_a: کلروفیل a بر حسب میکروگرم بر لیتر
 $TSI = \frac{TSI(SD) + TSI(cha) + TSI(TP)}{3}$ (میانگین)



شکل ۱: موقعیت جغرافیایی دریاچه سد زاینده رود و محل ایستگاه‌های نمونه برداری، منطقه اول (S3, S2, S1)، منطقه دوم (S6, S5, S4) و منطقه سوم (S9, S8, S7)

به منظور ارزیابی کمی شرایط تروپی دریاچه‌ها، شاخص TSI با مقیاس ۱۰۰-۰ طبق جدول ۱ مورد استفاده قرار گرفت (Carlson, ۱۹۷۷).

جدول ۱: طبقه‌بندی کلی حالت‌های تروپی براساس شاخص تروپی (Carlson, ۱۹۷۷)

TSI	نوع دریاچه
۰-۴۰	الیگوتروفیک
۴۰-۶۰	مزوتروفیک
۶۰-۱۰۰	پوتروفیک

براساس دستورالعمل OECD (۱۹۸۲)، حالت‌های تروپی برحسب فسفر کل، نیتروژن کل، کلروفیل a، بیشینه میزان کلروفیل a و عمق رویت سکنی دیسک طبق جدول ۲ طبقه‌بندی شده است.

نمونه برداری به طور تصادفی در سه منطقه (هر منطقه ۳ ایستگاه)، منطقه اول (دهانه ورودی رودخانه به دریاچه که شامل ایستگاه‌های ۱، ۲، ۳)، منطقه دوم (مجاور دهکده تفریحی چادگان شامل ایستگاه‌های ۴، ۵، ۶) و منطقه سوم (نزدیک به تاج سد شامل ایستگاه‌های ۷، ۸، ۹) در نظر گرفته شد (شکل ۱). نمونه برداری از مهر تا اسفند ۱۳۹۰ در هر مرحله با فاصله زمانی ۴۵ روزه در ساعت اولیه صبح انجام شد. در هر مرحله از نمونه برداری، ۳ لیتر آب با استفاده از بطری نمونه برداری نانس از عمق ۳۰ سانتی متری سطح برداشت شد. فراسنجه‌های مورد نظر، شامل شفافیت با استفاده از صفحه سکنی با قطر ۲۰ سانتی متر در محل اندازه‌گیری شد (خلجی و همکاران، ۱۳۹۵). یون‌های نترات و نیتريت به روش رنگ‌سنجی (کالریمتری) و اندازه‌گیری با طیف نورسنجی با دستگاه اسپکتروفتومتر مدل JENWAY ۶۴۰۰ ساخت انگلستان اندازه‌گیری شد. آمونیم کل به روش نسلریزاسیون و تیتراسیون اندازه‌گیری شد. فسفات محلول به روش رنگ‌سنجی با استفاده از اسپکتروفتومتر مدل JENWAY ۶۴۰۰ اندازه‌گیری شد (APHA, ۱۹۹۲). برای اندازه‌گیری میزان کلروفیل a از روش پیشنهادی استریکلند و پیروسون استفاده شد (Strickland و Parsons, ۱۹۶۸). به این منظور از هر ایستگاه یک نمونه آب یک لیتری از سطح آب برداشته و با استفاده از پمپ و اکیوم با استفاده از کاغذ واتمن (شماره ۴۲) در محل فیلتر گردید. تمام مراحل به منظور جلوگیری از شکست رنگدانه‌ها در تاریکی انجام شد. نمونه فیلتر شده به آزمایشگاه انتقال و در داخل ویال‌های پلاستیکی حاوی استون ۹۰ درصد، که با فویل آلومینیومی پوشانده شده بود، قرار داده شد. بعد از ۲۴-۲۰ ساعت قرار گرفتن نمونه‌ها در یخچال ویال‌های پلاستیکی در اتاق قرار گرفت تا به دمای اتاق برسد و به آن استون ۹۰ درصد افزوده شد تا رنگدانه‌ها استحصال گردد. محلول به میزان ۲۰ دقیقه با ۵۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ شده و سپس میزان جذب نوری آن در طول موج‌های ۶۳۰، ۶۴۷ و ۶۶۴ نانومتر توسط روش رنگ‌سنجی با استفاده از اسپکتروفتومتر مدل JENWAY ۶۴۰۰ اندازه‌گیری شد. سپس میزان کلروفیل a (chl_a) برحسب میلی‌گرم بر لیتر براساس رابطه زیر محاسبه گردید:

$Chla = 11.85(OD664) - 1.54(OD647) - 0.08(OD630)$
 شاخص وضعیت تروپی براساس عمق رویت سکنی، میزان فسفر کل، کلروفیل a، نیتروژن کل طبق فرمول‌های زیر محاسبه شد (OECD, ۱۹۸۲; Rakocevic-Nedovic و Hollert, ۲۰۰۵):

$$TSI(SD) = 10(6 - \ln(SD) / \ln 2)$$

SD: عمق رویت صفحه سکنی بر حسب متر

$$TSI(TP) = 10(6 - \ln(48 / TP) / \ln 2)$$

TP: فسفر کل بر حسب میکروگرم بر لیتر

$$TSI(TN) = 10(6 - \ln(1.47 / TN) / \ln 2)$$

تجزیه و تحلیل قرار گرفت. سپس برای تعیین اختلاف معنی دار بین تیمارها از آزمون دانکن در سطح ۰/۰۵ استفاده شد. به منظور بررسی روابط احتمالی بین متغیرها از آنالیز رگرسیون خطی استفاده شد. تمامی آنالیزها با استفاده از نرم افزار آماری SPSS نسخه ۱۸ انجام گرفت.

محاسبات آماری: پس از بررسی نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون شاپیرو-ویلک (Shapiro-Wilk) و همگن بودن واریانس، آزمون لون (Levene)، به منظور بررسی تفاوت‌های آماری در خصوص پارامترهای اندازه گیری شده، داده‌ها با استفاده از آنالیز واریانس ANOVA مورد

جدول ۲: طبقه بندی کلی حالت‌های تروفی، اصلاح شده توسط OECD (۱۹۸۲)

یوتروف	مزو تروف	الیگوتروف	هایپر یوتروف		
-	۸۴/۴	۲۶/۷	۸	میانگین	فسفر کل (میکروگرم بر لیتر)
۱۲۰۰-۷۵۰	۳۸۶-۱۶	۱۰/۹۵-۹/۶	۱۷-۳/۷	دامنه	
-	۱۸۵۷	۷۵۳	۶۶۱	میانگین	نیتروژن کل (میکروگرم بر لیتر)
-	۶۱۰۰-۳۹۳	۱۳۸۷-۳۶۱	۱۶۳۰-۳۰۷	دامنه	
-	۱۴/۳	۴/۷	۱/۷	میانگین	کلروفیل a (میکروگرم بر لیتر)
۱۵۰-۱۰۰	۸۷-۳	۱۱-۳	۰/۴-۳/۵	دامنه	
-	۴۲/۶	۱۶/۱	۴/۲	میانگین	بیشینه میزان کلروفیل a (میکروگرم بر لیتر)
-	۹/۲۷۵-۲	۴/۴۹-۹/۹	۱/۱۰-۳/۶	دامنه	
-	۲/۴۵	۴/۲	۹/۹	میانگین	سکشی دیسک (متر)
۰/۰-۴/۵	۰/۰-۸/۷	۱/۸-۵/۱	۵/۲۸-۴/۳	دامنه	

معنی داری بین مناطق مختلف مشاهده شد ($P < 0.05$). نتایج حاصل از آنالیز واریانس یک طرفه تفاوت معنی داری در میزان فسفر کل بین مناطق مورد مطالعه نشان نداد ($P > 0.05$). با این حال، در منطقه سوم، فسفر کل در مهرماه به طور معنی داری بیش تر از سایر ماه‌ها مورد بررسی بود (جدول ۳). نتایج حاصل از آنالیز واریانس یک طرفه عمق رویت سکشی نشان دهنده عدم وجود تفاوت معنی داری بین مناطق مختلف نمونه برداری بود. در حالی که مقایسه بین ماه‌های مختلف، در هر سه منطقه نشان دهنده افزایش معنی دار عمق رویت سکشی دیسک در مهرماه نسبت به دی و اسفند بود ($P < 0.05$).

به منظور ارزیابی و شناخت عامل محدودکننده تولید در دریاچه سد زاینده رود، نسبت TN:TP در فواصل زمانی ماه‌های مهر، آذر، دی و اسفند اندازه گیری شد (شکل ۲). همان طور که مشاهده می شود لگاریتم نسبت TN:TP در مهرماه نزدیک صفر می باشد که نشان می دهد عامل محدودکننده تولید در دریاچه در این زمان نیترات و در سایر مراحل این تحقیق، فسفر می باشد. آنالیز رگرسیون خطی بین متغیر نیترات و عمق رویت سکشی دیسک حاکی از وجود رابطه معنی دار ($P = 0.19$ ، $R^2 = 0.1$) اما غیرمستقیم بین دو متغیر مذکور بود (شکل ۳-الف). رابطه خطی معنی داری ($P = 0.149$ ، $R^2 = 0.15$) نیز بین دو متغیر فسفات و کلروفیل a وجود داشت (شکل ۳-ب). آنالیز رگرسیون خطی بین متغیر فسفات و نیترات نیز نشان دهنده وجود رابطه خطی غیرمستقیم و معنی دار بین این دو متغیر بود (شکل ۳-ج). هم چنین بین دو متغیر نیترات و نیتريت رابطه خطی معنی داری ($P = 0.155$ ، $R^2 = 0.21$) مشاهده شد (شکل ۳-د). به منظور ارزیابی کمی شرایط تروفی دریاچه، شاخص TSI در مقیاس ۱۰۰-۰ استفاده شد. مقادیر شاخص TSI بر اساس پارامترهای عمق رویت سکشی دیسک، میزان کلروفیل

نتایج

نتایج حاصل از مقایسه میانگین پارامترهای مورد بررسی در ماه‌های مهر، آذر، دی و اسفند در جدول ۳ ارائه شده است. نتایج حاصل نشان دهنده وجود اختلاف معنی داری در میزان کلروفیل a در منطقه ۱ بین ماه‌های مختلف بود ($P < 0.05$). به طوری که ماه‌های مهر و دی دارای بالاترین میزان کلروفیل a (به ترتیب 1.63 ± 0.11 و 1.95 ± 0.06 میلی گرم بر لیتر) بودند. در منطقه دوم، میزان کلروفیل a اختلاف معنی داری ($P < 0.05$) را بین ماه مهر با آذر و دی نشان داد، این در حالی است که بین ماه‌های آذر و دی اختلاف معنی داری در منطقه دوم مشاهده نشد. در منطقه سوم، میزان کلروفیل a به طور معنی داری در مهرماه (1.65 ± 0.14 میلی گرم بر لیتر) بیش تر از ماه‌های دی و اسفند بود ($P < 0.05$). مقایسه مناطق مختلف از نظر میزان کلروفیل a، نشان دهنده وجود اختلاف معنی دار تنها در ماه‌های دی و اسفند بود. بر این اساس، سطح کلروفیل a در منطقه ۱ در دی ماه ($1.0 \pm 0.95/0.6$ میلی گرم بر لیتر) به طور معنی داری از دو منطقه دیگر بیش تر بود ($P < 0.05$). با این حال، بیش ترین سطح کلروفیل a ($1.0 \pm 0.89/1.5$ میلی گرم بر لیتر) در ماه اسفند در منطقه ۲ مشاهده شد. میزان نیتريت آب تنها در منطقه ۳ اختلاف معنی داری را بین ماه‌های نمونه برداری نشان داد. در این منطقه میزان نیتريت در آذرماه در مقایسه با سایر ماه‌ها بیش تر بود ($P < 0.05$). مقایسه بین مناطق مختلف نیز هیچ گونه اختلاف معنی داری را نشان نداد (جدول ۳). به طور مشابه، میزان نیترات نیز تنها در منطقه ۳ اختلاف معنی داری را بین ماه‌های مختلف نشان داد ($P < 0.05$). این فراسنجه در مهر ماه دارای کمترین غلظت بود و طی ماه‌های آذر، دی و اسفند روند افزایشی نشان داد به طوری که در ماه‌های دی و اسفند تفاوت



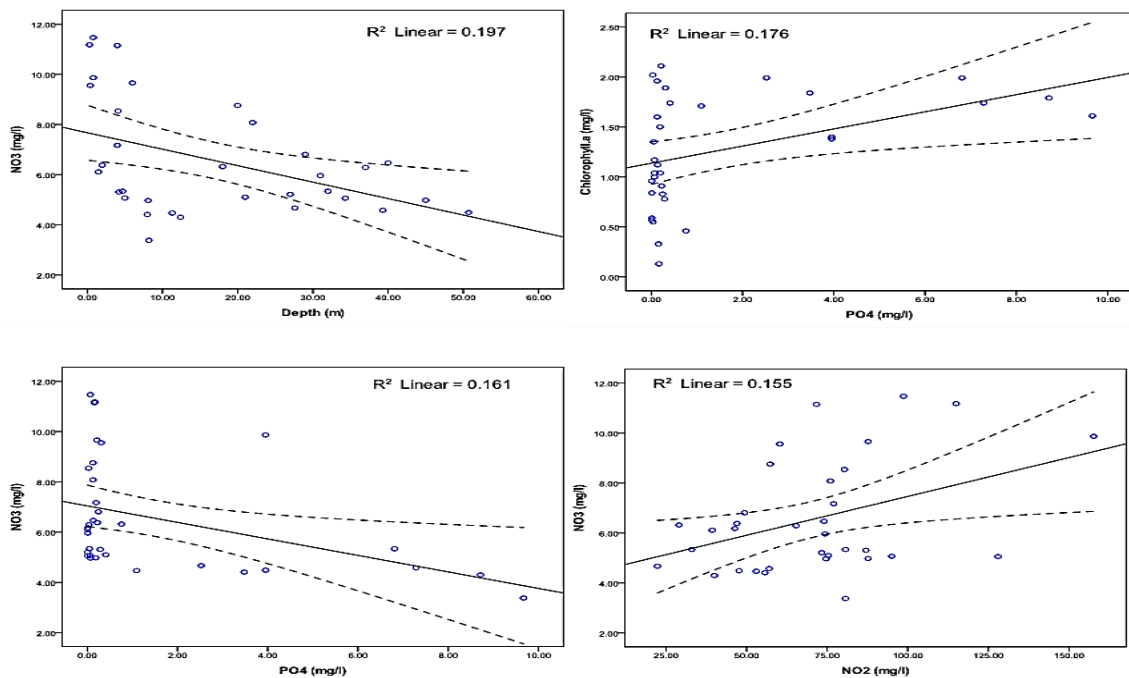
کلروفیل a و ازت کل تقریباً در یک سطح قرار داشت و در مقایسه با دو شاخص دیگر به مراتب بیشتر بودند. در دی و اسفندماه، ترتیب شاخص TSI به صورت ازت کل، کلروفیل a، سکشی دیسک و فسفر کل به دست آمد (شکل ۴).

a، غلظت ازت کل و غلظت فسفر کل در چهار زمان (مهر، آذر، دی و اسفند ماه) برای دریاچه سد زاینده رود محاسبه شد. در اوایل پاییز شاخص TSI براساس میزان ازت کل در مقایسه با سایر شاخص های TSI بالاتر بود. در آذرماه شاخص های TSI محاسبه شده براساس

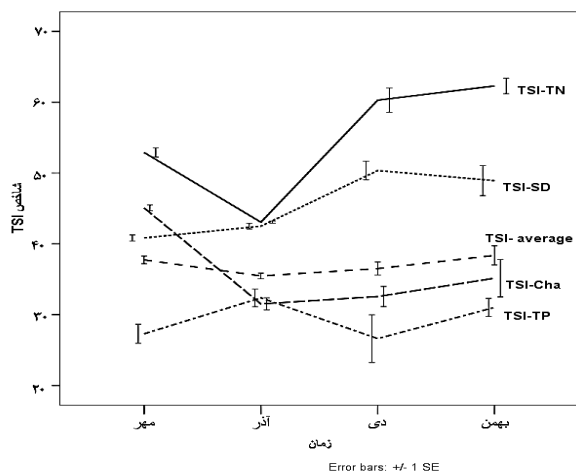
جدول ۳: میانگین \pm انحراف معیار تغییرات کلروفیل a، نیترات، نیتريت، فسفر و عمق رویت سکشی دیسک در آب دریاچه سد زاینده رود در فصول پاییز و زمستان ۱۳۹۰

زمان نمونه برداری				مناطق نمونه برداری	پارامترهای فیزیکی و شیمیایی
اسفند	دی	آذر	مهر		
۰/۰ ± ۲۳/۱۰ c, C	۱/۰ ± ۹۵/۰۶ a, A	۱/۰ ± ۱۳/۱۱ b	۱/۰ ± ۶۳/۱۱ a	۱	کلروفیل a (میلی گرم بر لیتر)
۱/۰ ± ۸۹/۱۵ a, A	۰/۰ ± ۶۵/۱۳ b, B	۱/۰ ± ۱۶/۲۹ b	۱/۰ ± ۸۶/۱۲ a	۲	
۰/۰ ± ۹۹/۰۸ bc, B	۰/۰ ± ۶۵/۰۹ c, B	۱/۰ ± ۳۳/۱۶ ab	۱/۰ ± ۶۵/۱۴ a	۳	
۹۳/۲۱ ± ۲۳/۶۶	۷۰/۱۰ ± ۳۳	۸۴/۷ ± ۶۷/۲۱	۸۳/۳۷ ± ۵۵/۲۴	۱	نیتريت (میلی گرم بر لیتر)
۷۳/۸ ± ۶۶/۸۳	۴۰/۵ ± ۷۷/۸۹	۷۸/۴ ± ۵۵/۲۶	۴۵/۱۷ ± ۳۳/۹۳	۲	
۶۶/۸ ± ۷۷/۷۶ b	۵۹/۱۰ ± ۶۶/۴۹ b	۱۰۳/۱۲ ± ۵۵/۴۰ a	۵۳/۲ ± ۴۴/۹۱ b	۳	
۱۱/۰ ± ۱۶/۰۱ A	۹/۰ ± ۵/۵۱ A	۷/۲ ± ۲۶/۱۰	۶/۱ ± ۲۱/۸۲	۱	نیترات (میلی گرم بر لیتر)
۸/۰ ± ۸۳/۴۵ B	۶/۰ ± ۲۹/۰۵ B	۵/۰ ± ۲۰/۰۶	۴/۰ ± ۴۶/۵۷	۲	
۶/۰ ± ۸۱/۲۰ a, C	۶/۰ ± ۱۲/۰۹ b, B	۵/۰ ± ۰۳/۰۲ c	۴/۰ ± ۴۹/۰۴ d	۳	
۰/۰ ± ۱۶/۰۰۴	۰/۰ ± ۱۷/۱۳	۰/۰ ± ۰۶/۰۰۶	۴/۲ ± ۵۸/۲۲	۱	فسفر کل (میلی گرم بر لیتر)
۰/۰ ± ۱۵/۰۲	۰/۰ ± ۳۳/۲۲	۰/۰ ± ۲۳/۱۱	۶/۲ ± ۳۳/۰۷	۲	
۰/۰ ± ۱۹/۰۳ b	۰/۰ ± ۰۱/۰۰۹ b	۰/۰ ± ۰۹/۰۵ b	۴/۱ ± ۹۰/۱۹ a	۳	
۲/۰ ± ۳۰/۱۰ c	۲/۰ ± ۲۰ c	۳/۰ ± ۳۵/۱۵ b	۳/۰ ± ۸۵/۱۵ a	۱	عمق رویت سکشی دیسک (متر)
۱/۰ ± ۷۶/۶۲ c	-	۳/۰ ± ۲۳/۰۳ b	۳/۰ ± ۸۰/۲۵ a	۲	
۲/۰ ± ۸۳/۱۶ b	۱/۰ ± ۷۵/۲۵ c	۳/۰ ± ۵۵/۱۷ a	۳/۰ ± ۷۳/۲۳ a	۳	

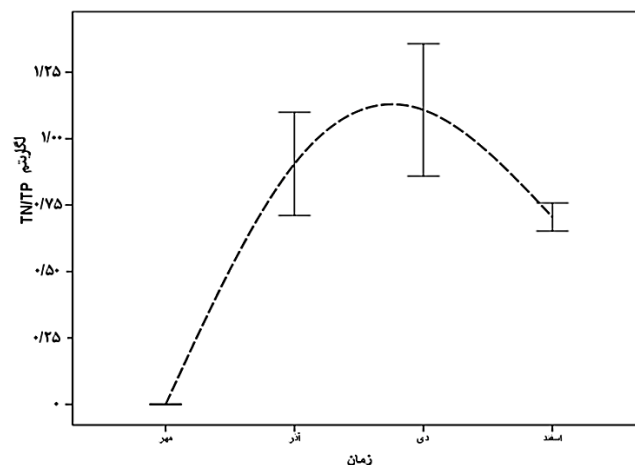
هر یک از اعداد نشان دهنده میانگین \pm انحراف معیار برای ۳ تکرار در هر مرحله نمونه برداری است. میانگین با حداقل یک حرف کوچک مشابه در هر ردیف فاقد اختلاف معنی داری یا یکدیگر هستند ($p < 0.05$). حروف بزرگ در هر ستون نشان دهنده وجود اختلاف معنی دار بین مناطق نمونه برداری است.



شکل ۳: رگرسیون خطی بین متغیرهای نیترات و عمق رویت سکشی دیسک (الف)، فسفات و کلروفیل a (ب)، فسفات و نیترات (ج) و نیتريت و (د) نیترات. خطوط خط چین بیانگر فاصله اطمینان ۹۵ درصدی است.



شکل ۴: مقادیر محاسبه شده برای TSI براساس پارامترهای فسفر کل، عمق سکشی دیسک، کلروفیل *a* ازت کل و میانگین شاخص تروفي کل



شکل ۵: لگاریتم نسبت TN/TP در دریاچه سد زاینده رود در طی فصول پاییز و زمستان ۱۳۹۰

بحث

مقادیر TSI محاسبه شده براساس عمق رویت سکشی دیسک و ازت کل در ابتدای پاییز مقادیر بیش تری را نشان داد. تاثیرپذیری بیش تر کلروفیل *a* از میزان فسفر حاکی از این واقعیت است که رشد جلبکها بیش تر تحت تاثیر میزان فسفر قرار دارد. درحالی که عمق رویت سکشی دیسک می تواند متاثر از ذرات سیلت حاصل از آبشویی زمین های اطراف در اثر بارندگی باشد. البته از آنجایی که میانگین میزان TSI در همه مراحل نمونه برداری در دامنه ۳۰/۳۸-۳۶/۵۰ قرار داشت (شکل ۴). در نتیجه بر مبنای این شاخص سد زاینده رود در همه مراحل تحقیق در وضعیت الیگوتروف (در مقایسه با جدول ۱) قرار گرفت.

به همین ترتیب براساس شاخص OECD (جدول ۲) دریاچه سد زاینده رود براساس کلروفیل *a* و فسفر کل جزء اکوسیستم های آبی الیگوتروف و براساس عمق رویت سکشی دیسک جزء دریاچه های مزوتروف طبقه بندی می شود که این امر می تواند ناشی از مقادیر بالای ذرات آلی و یا گل آلودگی آب باشد. هم چنین این شاخص، دریاچه را براساس نیتروژن کل جزء دریاچه های یوتروف قرار داد. البته با توجه به این که فسفر عامل محدود کننده تولید در این دریاچه است، افزایش نیتروژن به تنهایی نمی تواند باعث یوتروف شدن دریاچه شود (Richardson و Hodgkiss؛ ۲۰۰۴؛ Lu و Richardson؛ ۲۰۰۷). تحقیق صورت گرفته توسط موسوی ندوشن و همکاران (۱۳۸۷) روی وضعیت تروفي تالاب چغاخور با استفاده از پارامترهای فسفات کل و کلروفیل *a* و مقایسه آن با OECD، تالاب را در شرایط مزوتروف قرار داد، در حالی که مقدار شاخص براساس عمق صفحه سکشی، آن را در آغاز مرحله یوتروف نشان داد. به عقیده ایشان بالاتر بودن جایگاه تروفي

پایش های دائمی یک نیاز اساسی جهت برنامه ریزی به منظور مدیریت صحیح و بهره برداری اصولی از دریاچه ها به شمار می رود. بررسی شرایط تروفي و ارزیابی میزان اثر هر یک از عوامل موثر بر آن از مهم ترین ابزار اعمال مدیریت و حفظ کیفیت توده های آبی محسوب می شود. به منظور ارزیابی کمی شرایط تروفي دریاچه ها، از شاخص TSI با مقیاس ۱۰۰-۰ استفاده می شود. به طور معمول، شاخص محاسبه شده براساس هر یک از پارامترهای کلروفیل *a*، فسفات کل، ازت کل و عمق رویت سکشی دیسک باید در دامنه معینی از محدوده تروفي قرار داشته باشند و هرگونه تفاوت بین مقادیر محاسبه شده باید مورد توجه قرار گیرد. در مطالعه حاضر مقدار شاخص تروفي محاسبه شده براساس فسفات در تمام مراحل نمونه برداری کم تر از سایر مقادیر محاسبه شده بود. هم چنین مقدار شاخص براساس کلروفیل *a* در پاییز کم تر بوده و در آذرماه با مقدار آن بر اساس نیترات برابر بود. با توجه به این که بروز شرایط تروفي بیش از هر چیز در اثر شکوفایی جلبکی و در نتیجه افزایش میزان کلروفیل *a* نمایان می شود. هم چنین وجود رابطه معنی دار بین کلروفیل *a* با فسفات (شکل ۳-ب) نسبت به سایر عوامل می توان نتیجه گرفت که در تحقیق حاضر عامل فسفات بهتر می تواند گویای شرایط تروفي بوده و نقش موثرتری را در آن ایفا نماید. Hollert و Rakocevic-Nedovic (۲۰۰۵) نتایج مشابهی در خصوص وضعیت تروفي در دریاچه Skadar ارائه نمودند. در مطالعه ایشان شاخص وضعیت تروفي بر پایه کلروفیل *a* و سکشی دیسک با شاخص وضعیت تروفي بر پایه فسفر کل دارای تفاوت بود. ایشان نتیجه گیری کردند که فسفر کل عامل محدود کننده تولید در این اکوسیستم بوده است.



ماه نسبت به ماه‌های آذر، دی و اسفند باعث گردد. لیکن به دلیل ناچیز بودن غلظت این مواد نسبت به حجم آب دریاچه و ویژگی‌های شیمیایی آب دریاچه تاثیر زیادی را در جایگاه تروپی دریاچه ایجاد نکرده است. میزان کلروفیل a در ستون آب معمولاً به عنوان تخمینی از میزان زیست توده فیتوپلانکتونی است. میزان بیومس فیتوپلانکتون در اکوسیستم‌های آبی تحت تاثیر عوامل مختلفی از قبیل پارامترهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی است. بالا بودن میزان همبستگی کلروفیل a با فسفر کل در فصول پاییز و زمستان نشان می‌دهد که احتمالاً میزان فسفر در دسترس طی این فصول یکی از عوامل محدودکننده رشد فیتوپلانکتون‌ها است (بونی، ۱۳۷۹). مطالعه بیش از ۷۰۰ دریاچه و مخزن سد در ایالات متحده، نشان داد که ارتباط کلروفیل a با فسفر کل و شفافیت آب (عمق روئیت سکنی دیسک) در مخازن سدها نسبت به دریاچه‌ها ناپایدارتر است. مخازن پشت سدها در بیش تر مواقع با سطوح بالایی از رسوبات معلق مواجه هستند که ذرات فسفر آن‌ها را احاطه کرده است. بنابر این مقدار زیادی فسفر در اشکال ذره‌ای وجود دارد که قابل استفاده توسط فیتوپلانکتون‌ها نیستند. در این شرایط می‌توان گفت، اگرچه این مخازن بارگذاری فسفر بالایی دارند اما این مقدار فسفر به زنجیره غذایی بالاتر منتقل نمی‌شود (Boynton و همکاران، ۱۹۸۲). عامل اصلی عدم مشاهده تفاوت معنی‌دار در پارامترهای فسفر کل (TP)، نیتروژن کل (TN) و عمق رویت سکنی دیسک بین مناطق مختلف مورد مطالعه با توجه به حجم مواد آلی وارد شده به دریاچه، می‌تواند ناشی از گردش آب و همگن شدن آن در اثر وزش شدید باد باشد. در تحقیق حاضر میانگین TSI در همه مراحل نمونه‌برداری در محدوده ۳۸/۳-۳۶/۵ قرار داشت که نشان‌دهنده وضعیت الیگوتروف دریاچه سد زاینده رود در فصول پاییز و زمستان بود. علاوه بر این براساس مقدار کلروفیل a و فسفر کل این دریاچه در وضعیت الیگوتروف و براساس عمق رویت صفحه سکنی در وضعیت مزوتروف قرار گرفت.

تشکر و قدردانی

بدین وسیله از تحصیلات تکمیلی و معاونت محترم پژوهشی دانشگاه صنعتی اصفهان به لحاظ فراهم نمودن امکانات و بودجه تحقیقی و هم‌چنین کارشناسان محترم گروه شیلات دانشگاه صنعتی اصفهان آقایان مهندس اسداله و مهندس متقی کمال تشکر را دارد.

دریاچه بر مبنای عمق روئیت سکنی صحیح نبوده و این امر می‌تواند ناشی از مقادیر بالای ذرات آلی و یا گل آلودگی آب باشد. بیش تر بودن میزان نیترات و نیتريت مشاهده شده در ایستگاه اول در این تحقیق حاکی از حمل مواد مغذی به دریاچه از طریق جریان رودخانه است. البته بیش تر بودن میزان نیترات در فصل زمستان نسبت به فصل پاییز می‌تواند ناشی از کاهش جمعیت و در نتیجه کاهش مصرف نیترات توسط تولیدکنندگان به‌ویژه فیتوپلانکتون‌ها در این فصل باشد. بانی (۱۳۷۵) در تحقیقات خود ارتباط منفی بین مواد غلظت مغذی (نیترات و فسفات) و فراوانی فیتوپلانکتون‌ها را نشان داد و بیان کرد کاهش میزان این مواد به دنبال افزایش مصرف آن به علت افزایش فراوانی فیتوپلانکتون‌ها است. مشاهده کم‌ترین عمق رویت سکنی در هر سه منطقه در ماه‌های دی و اسفند با توجه به افزایش بارندگی در این ماه‌ها می‌تواند ناشی از مقادیر بالای ذرات آلی و یا گل آلودگی حاصل از طغیان رودخانه باشد (نبوی جلودار، ۱۳۸۸). بیش تر بودن میزان کلروفیل در مهرماه نسبت به ماه‌های بعدی ناشی از کم شدن تولید در این ماه‌ها (آذر، دی، اسفند) در اثر کاهش دمای آب است چراکه دما یکی از فاکتورهای مهم در شکوفایی جلبکی محسوب می‌شود. از نقطه نظر اکولوژیک تغییرات دما می‌تواند منجر به تغییر و جایگزینی جوامع پلانکتون و در صورت مناسب بودن سایر شرایط محیطی سبب بروز شکوفایی جلبکی شود (Wang و همکاران، ۱۹۹۵).

مطالعات پیشین نشان داده است که چنانچه نسبت TN:TP بیش تر از ۱۶:۱ باشد فسفر عامل محدودکننده تولید و در صورتی که نسبت‌های کم‌تر از این مقدار باشد نیتروژن عامل محدودکننده تولید خواهد بود (Richardson؛ ۲۰۰۴؛ Lu و Hodgkiss و همکاران، ۲۰۰۷). نتایج حاصل از مطالعه حاضر هم‌چنین نشان داد که عنصر فسفر به‌عنوان عامل محدودکننده تولید در این اکوسیستم ایفای نقش می‌کند. بنابراین چرخه فسفر و تغییرات آن نقش مهمی در میزان تولیدات اولیه این اکوسیستم خواهد داشت. میزان اشباعیت اکسیژن در دریاچه سد زاینده‌رود معمولاً بالا است (خلجی و همکاران، ۱۳۹۵) و انتظار می‌رود حاکم بودن شرایط اکسیداسیونی در تمام توده آب مانع از آزاد شدن فسفر از رسوبات کف به ستون آب شود. علاوه بر این ورود فسفر از رسوبات به ستون آب به فاکتورهای متعددی از قبیل شیب غلظت فسفر بین رسوبات و ستون آب و هم‌چنین میزان تلاطم‌های ایجاد شده در سطح رسوبات بستگی دارد (Vascetta و همکاران، ۲۰۰۴). به احتمال زیاد ورود مواد شوینده ناشی از پساب‌های جوامع روستایی اطراف، انتقال کودهای فسفاته استفاده شده در زمین‌های کشاورزی به کمک رواناب‌های سطحی و افزایش میزان ذرات جامد معلق می‌تواند افزایش نسبی میزان فسفر در ستون آب را در مهر



منابع

- Journal of Animal and Plant Sciences. Vol. 19, No. 4, pp: 217-223.
۱۶. **Jorgensen, S.E. and Fath, B.D., 2008.** Encyclopedia of Ecology, Elsevier B.V., Amsterdam, the Netherlands. 4122 p.
 ۱۷. **Onderka, M., 2007.** Correlations between several environmental factors affecting the bloom events of cyanobacteria in Liptovska Mara reservoir (Slovakia). A Simple regression model. Ecological Modelling. Vol. 209, No. 2, pp: 412-416.
 ۱۸. **OECD. 1982.** Eutrophication of waters. Monitoring assessment and control Technical Report Environment Directorate, OECD, Paris.
 ۱۹. **Rakocevic-Nedovic, J. and Hollert, H., 2005.** Phytoplankton community and chlorophyll an as trophic state indices of Lake Skadar (Montenegro, Balkan). Environmental Science and Pollution Research. Vol. 12, No. 3, pp: ۱۰۲-۱۰۶.
 ۲۰. **Richardson, C.J.; King, R.S.; Qian, S.S.; Vaithyanathan, P.; Qualls, R.G. and Stow, C.A., 2007.** Estimating ecological thresholds for phosphorus in the Everglades. Environmental Science and Technology. Vol. 41, No. 23, pp: 8084-8091.
 ۲۱. **Ryther, J.H. and Dunstan, W.M., 1971.** Nitrogen, phosphorous and eutrophication in the coastal marine environment. Science. Vol. 171, No. 3975, pp: 1008-1013.
 ۲۲. **Strickland, J.D.H. and Parsons, T.R., 1968.** A practical handbook sea water analysis. Bulletin of Fisheries Research Board of Canada. Vol. 167, pp: 1-331.
 ۲۳. **van Beusekom, J.E.E., 2018.** Eutrophication. In: Salomon M., Markus T. (eds) Handbook on Marine Environment Protection. Springer, Cham. pp: 429-445.
 ۲۴. **Vascetta, M.; Kauppila, P. and Furman, E., 2008.** Aggregate indicators in coastal policy making: potentials of the trophic index TRIX for sustainable considerations of eutrophication. Sustainability Development. Vol. 16, pp: 282-289.
 ۲۵. **Wang, Z.F.; Zhang, Q.; Lu, Y. and Lv, H.Y., 1996.** The effects of nutrient and trace metals on the growth of the growth of the red tide organism *Prorocentrum micans*. Donghai Marine Sciences. Vol. 14, No. 3, pp: 33-38.
۱. **اسماعیلی افق، ع.، ۱۳۹۰.** ارزیابی شرایط تروفي تالاب چغاخور. پایان نامه کارشناسی ارشد بوم‌شناسی آبریزان شیلاتی دانشگاه صنعتی اصفهان، دانشکده منابع طبیعی. ۹۸ صفحه.
 ۲. **بانی، ع.، ۱۳۷۵.** بررسی ترکیب فیتوپلانکتونی حاصل از انواع کودها در استخرهای پرورش ماهیان گرم آبی. پایان نامه کارشناسی ارشد. ۱۱۲ صفحه.
 ۳. **بونی، ا.د.، ۱۳۷۹.** فیتوپلانکتون، ترجمه: رحیمی بشر، م. انتشارات سبزه رشت. ۲۱۸ صفحه.
 ۴. **خلجی، م.؛ ابراهیمی، ع.؛ هاشمی نژاد، ه.؛ متقی، ا. و اسداله، س.، ۱۳۹۵.** ارزیابی کیفیت آب دریاچه سد زاینده رود با استفاده از شاخص WQI مجله شیلات. سال ۲۵، شماره ۵، صفحات ۵۱ تا ۶۳.
 ۵. **سمائی، م.؛ مرتضوی، ب.؛ ابراهیمی، ع. و شاهسونی، ا.، ۱۳۸۹.** استفاده از رویکرد پویایی سیستم جهت مدل سازی اوتروفیکاسیون در دریاچه های مصنوعی. مجله تحقیقات نظام سلامت. سال ۶، شماره ۲، صفحات ۳ تا ۱۳.
 ۶. **شرکت سهامی آب منطقه ای اصفهان. ۱۳۹۶.** سد زاینده رود، <http://www.esrw.ir/SC.php?type=static&id=130> تاریخ دسترسی: ۱۳۹۶/۱۱/۱۴.
 ۷. **موسوی ندوشن، ر.؛ فاطمی، م.؛ اسماعیلی، ع. و وثوقی، غ.، ۱۳۸۷.** تعیین وضعیت تروفي و پتانسیل ماهی در دریاچه چغاخور. مجله شیلات. سال ۲، شماره ۲، صفحات ۷۱ تا ۷۵.
 ۸. **نبوی جلودار، ع.، ۱۳۸۸.** اثرات ازت و فسفر کل به عنوان مواد مغذی بر میزان کلروفیل a با هدف تعیین وضعیت تروفي مطالعه موردی: مخزن سد گاوشان استان کردستان. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده مرتع و آبخیزداری و شیلات و محیط زیست، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.
 ۹. **APHA. 1992.** Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water, 18th Edition. American Public Health Association, Washington, D.C. Vol. 21.
 ۱۰. **Boynton, W.R.; Kemp, W.M. and Keefe, C.W., 1982.** A comparative analysis of nutrients and other factors influencing estuarine phytoplankton production. Academic Press London, England. pp: 69-90.
 ۱۱. **Boyd, C.E., 1971.** The limnological role of aquatic macrophytes and their relationship to reservoir management. Special Publication of the American Fish Society. Vol. 8, pp: 129-35.
 ۱۲. **Carlson, R.E., 1977.** A trophic state index for lakes. Limnology and Oceanography. Vol. 22, pp: 361-369.
 ۱۳. **Coelho, S.; Gamito, S. and Pe rez-Ruzafa, A., 2007.** Trophic state of Foz de Almagem coastal lagoon (Algarve, South Portugal) based on the water quality and the phytoplankton community. Estuarine, Coastal and Shelf Science. Vol. 71, No. 1, pp: 218-231.
 ۱۴. **Hodgkiss, I.J. and Lu, S.H., 2004.** The effects of nutrients and their ratios on phytoplankton abundance in Junk Bay, Hong Kong. Hydrobiologia. Vol. 512, No. 1-3, pp: 215-229.
 ۱۵. **Janjua, M.; Ahmad, T. and Akhtar, N., 2009.** Limnology and trophic status of Shahpur Dam Reservoir, Pakistan.

