روند تغییرات شاخص تغذیه گرایی (TSI) دریاچه چیتگر طی سال‌های ۱۳۹۸-۱۳۹۲

علی عابدینی[1*]
سیامک باقری[2]
علیرضا میرزاجانی[3]
احمد قانع[4]
محمدرضا طلاکش[5]

۱، ۲، ۳، ۴. پژوهشکده آبزی‌پروری آب‌های داخلی- بندر انزلی، مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات آموزش و ترویج جهاد کشاورزی، بندر انزلی، ایران.
۵. سازمان مهندسی و عمران شهر تهران، تهران، ایران.

***نویسندگان مسئول:**
aabedinim@yahoo.com
siamakbp@gmail.com

کد مقاله: ۱۴۰۰۰۱۰۸۶۲
تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۲/۲۸
تاریخ پذیرش:۱۳۹۹/۰۴/۲۳
این مقاله پژوهشی و برگرفته از طرح پژوهشی است.

چکیده

دریاچه مصنوعی شهدای خلیج‌فارس (چیتگر) در شمال غرب تهران واقع‌شده است و در زمستان ۱۳۹۱ از رودخانه کن آب‌گیری شده است. در تعیین سطح تغذیه گرایی از عوامل فسفات کل، نیتروژن کل، عمق دیسک سکی و کلروفیل‌آ استفاده شد. نمونه‌برداری از ستون آب به‌وسیله روتنر در ۵ ایستگاه در پهنه آبی دریاچه انجام شد. جهت آنالیز آب از روش کار استاندارد برای آزمایش آب ارائه‌شده توسط انجمن بهداشت عمومی آمریکا استفاده شد. جهت تعیین تفاوت میانگین پارامترهای موردبررسی، آزمون آنالیز واریانس یک‌طرفه ANOVA و آزمون تفاوت زوج میانگین‌های دانکن در سطح اطمینان ۹۵ درصد مورداستفاده قرار گرفت. نتایج بررسی‌های هیدرو شیمی آب در سال ۱۳۹۲-۱۳۹۸ نشان داد میانگین سالانه هدایت الکتریکی ۶۵ ± ۴۳۲ میکروزیمنس بر سانتی‌متر، مقدار pH برابر ۰/۴۵ ± ۷/۷۹، حد شفافیت دیسک‌سی‌چی ۷/۹±۳/۰ متر اندازه‌گیری شد. میانگین سالانه اکسیژن محلول، نیتروژن و فسفر کل، به ترتیب برابر با ۱/۴± ۸/۳، ۸۲۸/۳۴۲±۲/۱ و ۰/۰۱۵ ± ۰/۰۴۱، میلی‌گرم در لیتر و کلروفیل آ ۲/۷± ۵/۲ میکروگرم در لیتر محاسبه گردید. در طی ماه‌های موردبررسی دمای آب بین ۰/۴±۵/۸ درجه تا ۰/۲±۲۸/۹ درجه سانتی‌گراد متغیر بود. در دریاچه چیتگر نسبت ازت به فسفر بیشتر از ۳۰ بود و بنابراین در سال‌های موردبررسی فسفر نقش محدودکنندگی را در فرآیند یوتروف شدن داشته است. در طی سال‌های ۹۸-۱۳۹۲ میانگین شاخص تغذیه گرایی (TSI) برابر ۶/۳±۴۰/۶ با دامنه ۲۹ تا ۵۰ بود. بر مبنای ارزیابی چند پارامتری در ابتدای آبگیری دریاچه مصنوعی چیتگر شاخص تروفیکی در حد دریاچه‌های اولتراالیگوتروف و طی سال‌های ۱۳۹۵ و ۱۳۹۶ به سطح مزوتروف نزدیک شده و بعد از تابستان ۱۳۹۷ شاخص تغذیه گرایی طی روند کاهشی تقریباً به تراز اولیه برگشته است. دو عامل معرفی ماهیان (شکارچی و پلانکتون خوار) و عملکرد تصفیه‌خانه در کاهش سطح تغذیه گرایی این دریاچه مؤثر بوده است.

واژگان کلیدی: کیفیت آب، دریاچه چیتگر، عوامل فیزیکی و شیمیایی، TSI.

مقدمه

حفاظت و استفاده بهینه از منابع آب از اصول توسعه پایدار هر کشور است. آگاهی از کیفیت منابع آب یکی از نیازمندی‌های مهم در برنامه‌ریزی جهت حفاظت، بهره‌برداری و کنترل آن‌ها است و داشتن اطلاعات جامع و قابل‌اطمینان با دوره‌های زمانی مناسب می‌تواند عامل مهمی در تصمیم‌گیری‌ها و سیاست‌گذاری‌ها باشد (نشریه ۵۵۱ وزارت نیرو، ۱۳۹۰). لیمنولوژی دریاچه‌ها را بر مبنای شاخص غذایی (یوتریفیکاسیون) طبقه‌بندی می‌کند. یوتریفیکاسیون در حقیقت پروسه افزایش میزان محصولات بیولوژیکی در داخل آب بوده که به‌واسطه وجود مواد مغذی فراوان در منبع آبی حاصل می‌گردد. (قربانی، ۱۳۸۵). در بررسی‌های یوتروفی اکوسیستم آبی، فسفر، نیتروژن و کلروفیل‌آ جزو عناصر مهم هستند. ازاین‌رو استفاده از مقدار مطلق برخی متغیرها مانند فسفر کل و فیتوپلانکتون (کلروفیل‌آ) و محاسبه شاخص‌های وضعیت تروفیک روش‌های مناسبی برای بررسی وضعیت تروفیک منابع آبی می‌باشند (Dodds, ۲۰۰۲). به‌طورکلی تئوری شرایط تغذیه گرایی بر این اصل استوار است که تغییر در متغیرهایی همچون غلظت مواد مغذی (نیتروژن و فسفر) سبب تغییر در بیومس جلبکی (کلروفیل) شده که این خود سبب تغییر شفافیت آب

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-08-09]

می‌شود. یکی از روش‌های توصیف کمی تغذیه گرایی استفاده از این متغیرها به‌عنوان شاخص برای کمی کردن روابط این متغیرهاست که توسط Carlson (۱۹۷۷) ارائه و توصیف‌شده است. شاخص تغذیه گرایی TSI (Trophic State Index) با استفاده از پارامترهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی، نظیر فسفر کل (TP)، نیتروژن کل (TN)، عمق دیسک‌سکی (SD) و کلروفیل آ (Chi-*a*)، یوتریفیکاسیون محیط دریاچه را موردبررسی قرار می‌دهد. بر اساس درجه‌بندی که کارلسون برای تغذیه گرایی انجام داده، مقیاس عددی یوتریفیکاسیون بین ۰ تا ۱۰۰ متغیر است و بر این اساس محیط آبی دریاچه‌ها به چند سطح تغذیه‌ای تقسیم‌بندی می‌شود (مهدی نسب، ۱۳۹۸;Carlson,۱۹۷۷). این شاخص تغذیه گرایی توسط محققین مختلفی برای طبقه‌بندی منابع آبی موردبررسی، استفاده‌شده است که به تعدادی از آن‌ها اشاره می‌شود. در سال ۱۳۹۶ عابدینی و همکاران با انتشار نتایج پروژه تحقیقی گزارش نمودند که تغذیه گرایی در بعضی از مناطق تالاب انزلی تا سطح هایپریوتروف پیش رفته است. در سال ۲۰۱۹ توسط محققین چینی مقدار TN و TP در دریاچه چاگان چین برابر ۲/۱۹ و ۰/۴۹ میلی‌گرم در لیتر اندازه‌گیری شد و شاخص TSI برای تعیین کمیت خطر یوتریفیکاسیون مورداستفاده قرار گرفت (Liu *et al.*, ۲۰۱۹). نوجوان و همکاران مدل جدیدی را برای طبقه‌بندی تروفیکی دریاچه‌ها پیشنهاد کردند که بر اساس طبقه‌بندی چند سطحی بود و در مدل پیشنهادی آن‌ها عنوان‌شده است که با استفاده از روش‌های آماری می‌توان علاوه بر ارزیابی وضع موجود، روند تغذیه گرایی منبع آبی را پیش‌بینی کرد (Nojavan *et al.*, ۲۰۱۹). مطابق مطالعات Wan و همکاران (۲۰۲۰) در دریاچه تایهو، دامنه غلظت نیتروژن نیتراتی برابر ۰/۰۴ تا ۳/۸۶ بود و مقدار نیتروژن در لایه سطحی آب ارتباط مستقیم با اشکال نیتروژن داشت. در تحقیقی که اخیراً منتشرشده است، غلظت کلروفیل، TP، TN در دریاچه‌های نیوزلند جمع‌آوری و گزارش‌شده است تا به‌عنوان پایه اطلاعاتی در ارزیابی سطح تغذیه گرایی مورداستفاده قرار گیرد (Abel *et al.*, ۲۰۲۰).

دریاچه چیتگر باهدف بالا بردن توان اکولوژیکی منطقه و تأثیرگذاری مثبت در جهت ارتقاء شرایط زیست‌محیطی و اقلیمی منطقه و ایجاد مزیت‌های اقتصادی اجتماعی و ازجمله ایجاد تفرجگاه احداث‌شده است. به دلیل جوان بودن دریاچه چیتگر سابقه مطالعات لیمنولوژیکی و کیفیت آب این دریاچه محدود به چند سال اخیر است. اولین مطالعه جامع اکولوژیکی در دریاچه شهدای خلیج‌فارس (چیتگر) توسط باقری و همکاران (۱۳۹۶) طی سال‌های ۱۳۹۲ تا ۱۳۹۴ انجام شد که در این طرح پژوهشی باهدف حفظ تنوع بیولوژیکی و حفظ کیفیت آب دریاچه در قالب بررسی‌های فیتوپلانکتون، زئوپلانکتون، بی‌مهرگان کف زی و ارتباط آن با نوترینت‌ها و توان تولید ماهی به ارائه راهکار عملی استفاده بهینه از دریاچه با توجه به سایر کاربری‌های پرداخته‌شده است (Bagheri *et al.*, ۲۰۱۷). عابدینی و همکاران (۱۳۹۶) عوامل فیزیکی و شیمیایی آب این دریاچه را در فصول مختلف سال بررسی نمودند و این نتیجه حاصل شد که در این دریاچه در طی سال‌های مذکور فسفر نقش محدودکنندگی را در فرآیند یوتریفیکاسیون ایفاء کرده و علی‌رغم غلظت کافی نیتروژن، سطح تروفیکی را پایین نگه‌داشته است (Abedini *et al.*, ۲۰۱۸). باقری و مکارمی (۱۳۹۶) نتایج مطالعه را که برای تعیین ساختار جمعیت فیتوپلانکتون، عوامل محدودکننده غیر زیستی در شکوفایی فیتوپلانکتون و تعیین سطح تروفی بین سال‌های ۱۳۹۲ و ۱۳۹۳ در دریاچه چیتگر انجام گردیده بود، منتشر کردند و عنوان کردند که نیتروژن کل و دمای آب از مهم‌ترین پارامتر در افزایش تراکم Cyanophyta و Dinoflagellata در دریاچه چیتگر است. Bayat و همکاران (۲۰۱۹) با جمع‌بندی داده‌های هیدرو شیمیایی مربوط به سال‌های ۲۰۱۳ تا ۲۰۱۸ به مدیریت کیفی آب دریاچه شهدای خلیج‌فارس پرداخته‌اند و نتیجه‌گیری کردند که در این دریاچه عوامل اصلی یوتریفیکاسیون فسفر و کلروفیل است. در پژوهش حاضر سعی شده است ضمن توجه به مطالعات موردی قبلی، شمایی کلی از وضعیت تغذیه گرایی این دریاچه از ابتدای تشکیل آن ترسیم گردد. لذا با توجه به اهداف احداث دریاچه چیتگر و همچنین کاربری‌های گوناگون آن، نتایج این پژوهش می‌تواند مورداستفاده بهره‌برداران دریاچه باهدف توسعه پایدار واقع شود.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-08-09]

مواد و روش‌ها

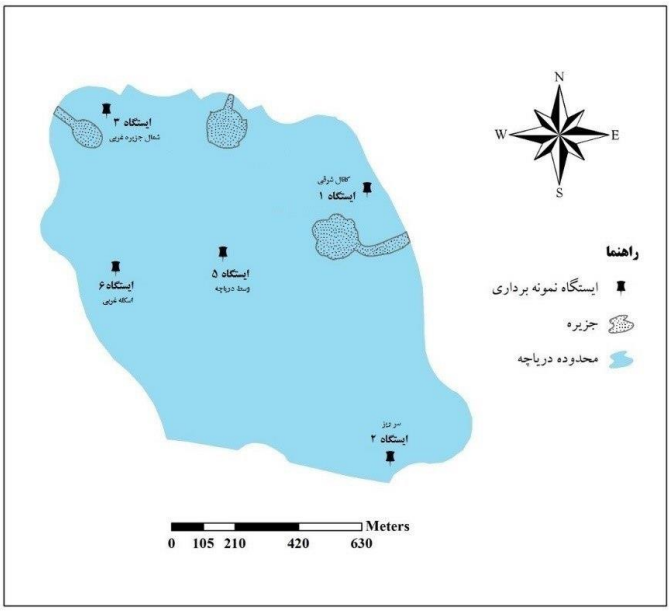
دریاچه مصنوعی شهدای خلیج‌فارس در شمال غرب تهران (N:۳۵° ۴۴' E:۵۱°۱۲') واقع شده و به نام دریاچه چیتگر نیز خوانده می‌شود. ساخت این دریاچه به‌وسیله شهرداری تهران انجام‌شده و در زمستان ۱۳۹۱ آب‌گیری شده است. آبگیری دریاچه از رودخانه کن و معمولاً در فصول پرآبی این رودخانه در ماه‌های دی تا فروردین انجام می‌شود. حجم دریاچه چیتگر ۶/۵ میلیون مترمکعب برآورد شده و حداکثر عمق آب ۶/۵ متراست. محیط این پهنه آبی ۴۸۸۰ متر و وسعت آن ۱۳۰ هکتاراست (باقری و همکاران، ۱۳۹۶). جهت نمونه‌برداری‌های فیزیکی و شیمیایی آب با توجه به شکل، وسعت، عمق، موقعیت ورودی و خروجی تعداد ۵ ایستگاه در پهنه آبی دریاچه چیتگر در نظر گرفته شد. محل ایستگاه‌های مطالعاتی در جدول ۱ و شکل ۱ نشان داده‌شده است. نمونه‌برداری‌ها از مهرماه ۱۳۹۲ تا خرداد ۱۳۹۸ انجام‌شده و در هرسال حتی‌المقدور یک‌بار نمونه‌برداری در فصل سرد سال (ماه بهمن) و یک‌بار در فصل گرم (ماه مرداد) انجام‌شده است. نمونه آب به‌صورت ستونی و به‌وسیله روتنر از سطح آب تا عمق حد شفافیت برداشته‌شده و در ظروف پلی‌اتیلنی جمع‌آوری‌شده و جهت آنالیز به محل آزمایشگاه در مجاورت دریاچه منتقل شد. در محل نمونه‌برداری پارامترهای درجه حرارت آب، pH، اکسیژن محلول و هدایت الکتریکی اندازه‌گیری و ثبت شد. اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب با استفاده از روش کار استاندارد برای آزمایش آب و فاضلاب، ارائه‌شده توسط انجمن بهداشت عمومی آمریکا صورت گرفت (APHA, ۲۰۰۵).

درجه حرارت آب به‌وسیله ترمومتر برگردان جیوه‌ای، عمق شفافیت به‌وسیله سکچی دیسک، هدایت الکتریکی و pH آب به‌وسیله دستگاه صحرایی شرکت WTW مدل molti۳٤۰i در محل نمونه‌برداری اندازه‌گیری گردید. سنجش اکسیژن محلول به روش وینکلر (یدومتری) انجام گرفت. برای اندازه‌گیری فسفر کل و نیتروژن کل ابتدا به نمونه‌ها پرسولفات پتاسیم اضافه‌شده و در دستگاه اتوکلاو تحت‌فشار ۱/۵ بار و دمای ۱۵۰ درجه سانتی‌گراد هضم شد. در این فرآیند هضم، اشکال فسفر به ارتوفسفات و اشکال نیتروژن به نیترات تبدیل‌شده و سپس نیترات و فسفات حاصل اندازه‌گیری شد. ارتوفسفات با استفاده از معرف اسید اسکوربیک و هپتامولیبدات آمونیم در طول‌موج ۸۸۵ نانومتر اندازه‌گیری شد. نیترات در ستون کاهشی کادمیوم به نیتریت تبدیل‌شده و نیتریت حاصل به روش رنگ سنجی با استفاده از سولفانیل‌آمید و آلفانفتیل‌آمین در طول‌موج ۵۴۳ اندازه‌گیری شد. رنگ‌سنجی فسفات و نیتریت در دستگاه اسپکترو فتومتری HACH ۲۸۰۰ انجام گردید. برای سنجش کلروفیل آ، حجم مشخص از نمونه آب به‌وسیله کاغذ صافی ۰/۴۵ میکرون GF/C/Nhatman و پمپ خلأ صاف گردید و نمونه صاف‌شده توسط الکل استخراج و در طول‌موج‌های ۷۵۰ ـ ۶۶۳ ـ ۶۴۵ ـ ۶۳۰ نانومتر، رنگ‌سنجی در دستگاه HITACHI ۲۰۰۰ انجام شد. جهت تعیین تفاوت میانگین پارامترهای موردبررسی، آزمون آنالیز واریانس یک‌طرفه ANOVA و آزمون تفاوت زوج میانگین‌های دانکن در سطح اطمینان ۹۵ درصد مورداستفاده قرار گرفت.

جدول ۱: مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری دریاچه چیتگر.

شماره ایستگاه	محل ایستگاه	طول شرقی	عرض شمالی
ایستگاه ۱	کانال ورودی	۵۱° ۱۲' ۹۴"	۳۵° ۴۴' ۸۷"
ایستگاه ۲	سرریز	۵۱° ۱۳' ۱۲"	۳۵° ۴۴' ۴۱"
ایستگاه ۳	وسط دریاچه	۵۱° ۱۲' ۶۷"	۳۵° ۴۴' ۶۷"
ایستگاه ۴	جنوب جزیره تنب بزرگ	۵۱° ۱۲' ۶۹"	۳۵° ۴۴' ۹۷"
ایستگاه ۵	شمال جزیره تنب کوچک	۵۱° ۱۲' ۴۷"	۳۵° ۴۵' ۰۲"

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-08-09]



شکل ۱: محل ایستگاه‌های نمونه‌برداری در دریاچه چیتگر.

به‌منظور تعیین وضعیت تغذیه گرایی در دریاچه چیتگر از روش ارزیابی چند پارامتری شاخص‌های تروفیکی (TSI) استفاده شد. در این روش در معادلات مربوط به هریک از متغیرهای TN,TP,CHL,SD در مقیاس عددی ۰ تا ۱۰۰ وضعیت تغذیه گرایی سنجیده می‌شود. معادله‌های ۱ تا ۳ نحوه محاسبه TSI را بر اساس مدل Carlson (۱۹۷۷) که توسط Lamparelli (۲۰۰۴) اصلاح و ارائه‌شده نشان می‌دهد:

الف – محدودیت فسفر کل (TN/TP > ۳۰:۱) که در رابطه ۱ رابطه ۲ نشان داده شده است.

رابطه ۱: TSI (AVG)= ۱/۳ [TSI (CHL) + TSI (SD) + TSI (TP)]

که در آن:

TSI(CHL)= ۱۶/۸+ ۱۴/۴ * ln (CHL)

TSI(SD)= ۶۰/۰ - ۳۰/۰ * ln (SD)

TSI(TP)= –۲۳/۸ + ۲۳/۶ * ln (TP)

ب – محدودیت نیتروژن کل (TN/TP < ۱۰:۱) که در رابطه ۲ نشان داده شده است.

رابطه ۲: TSI (AVG)= ۱/۳ [TSI (CHL) + TSI (SD) + TSI (TN)]

که در آن:

TSI(CHL)= ۱۶/۸+ ۱۴/۴ * ln (CHL)

TSI(SD)= ۶۰/۰ - ۳۰/۰ * ln (SD)

TSI(TN)= ۵۹/۶ + ۲۱/۵* ln (TN)

پ- حالت تعادل (۱:۳۰≤TN/TP≤۱:۱۰) که در رابطه ۳ رابطه ۲ نشان داده شده است.

رابطه ۳: TSI(TN))] + (TSI(TP) +۰/۵ TSI (SD) + [TSI (CHL) = ۱/۳ TSI (AVG)

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-08-09]

که در آن:

TSI(CHL)= ۱۶/۸+ ۱۴/۴ * ln (CHL)

TSI(TN)=۵۶ + ۱۹/۸* ln (TN)

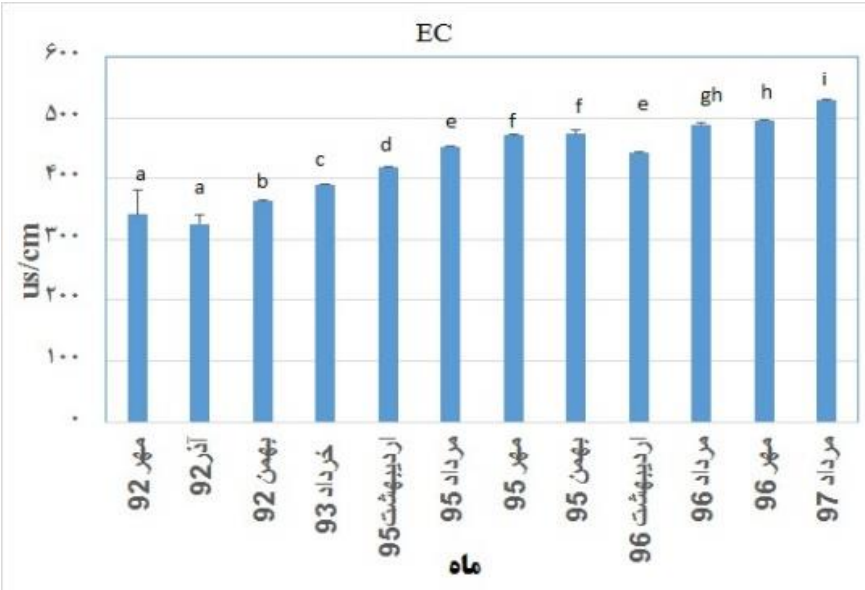
TSI(TP)= -۱۸ /۴+ ۱۸/۶* ln (TP)

TSI(SD)=۶۰/۰ - ۳۰/۰* ln (SD)

نتایج

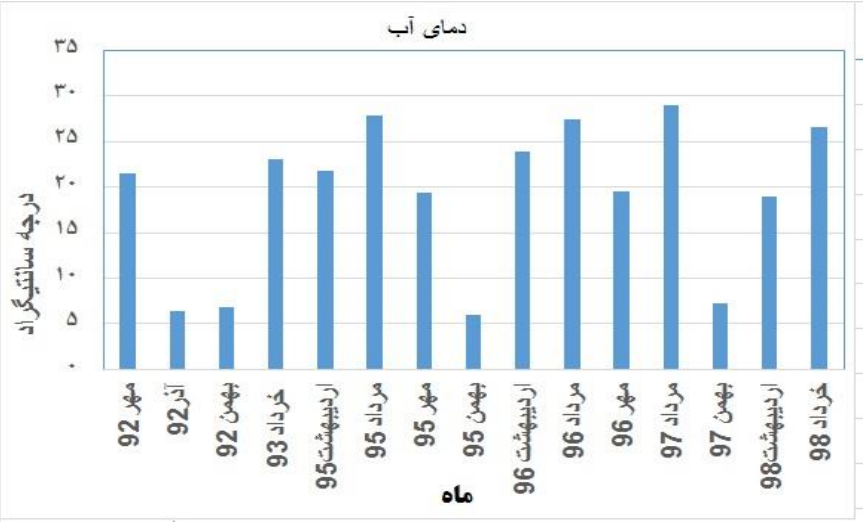
دامنه تغییرات هدایت الکتریکی دریاچه چیتگر از ۰/۱۴± ۷/۵۷ میکروزیمنس بر سانتی‌متر در مهرماه سال ۱۳۹۲، در یک‌روند افزایشی در مرداد ۱۳۹۷ به مقدار ۲±۵۲۹ میکرو زیمنس بر سانتی‌متر رسیده است. مقدار هدایت الکتریکی در ماه‌های موردبررسی تفاوت معنی‌دار داشته (P<۰/۰۵) که با استفاده از آزمون دانکن ۹ گروه در بین ماه‌های نمونه‌برداری قابل‌تشخیص است (شکل ۲).

در طی ماه‌های موردبررسی حداقل دما در بهمن‌ماه ۱۳۹۵ به مقدار ۰/۴±۵/۸ درجه سانتی‌گراد و حداکثر ۰/۲±۲۸/۹ درجه سانتی‌گراد در مردادماه ۱۳۹۷ اندازه‌گیری شد (شکل ۳). در سال ۱۳۹۲ مقدار پارامتر pH بین ۸/۴۴ تا ۸/۶۳ اندازه‌گیری شده است. مقدار pH در دریاچه چیتگر در سال‌های ۹۸-۱۳۹۳ بین ۷/۲۰ تا ۷/۹۴ و میانگین این دوره ۰/۱۴ ± ۷/۵۷ اندازه‌گیری شد (شکل ۴). در طی این مدت در دریاچه چیتگر حداقل اکسیژن محلول ۰/۲ ± ۷/۱ میلی‌گرم در لیتر در مردادماه ۱۳۹۵ و حداکثر آن به مقدار ۰/۲±۱۰/۹ میلی‌گرم در لیتر در بهمن‌ماه ۱۳۹۷ اندازه‌گیری شد (شکل ۵). حداکثر مقدار کلروفیل‌آ ۰/۹ ± ۹/۷ میکروگرم در لیتر در مردادماه ۱۳۹۷ و حداقل کلروفیل‌آ ۰/۲ ± ۰/۸ میکروگرم در لیتر در آذرماه ۹۲ بوده است. غلظت کلروفیل‌آ در ماه‌های مختلف دارای تفاوت معنی‌دار بوده است (F =۱۸/۵، P<۰/۰۵) آزمون مقایسه زوج میانگین‌های دانکن تفاوت غلظت کلروفیل‌آ را در ماه‌های نمونه‌برداری نشان داده که در ۸ گروه مختلف قرارگرفته‌اند (شکل ۶). تغییرات زمانی شاخص سطح تروفیکی (TSI کل) در طی سال‌های ۱۳۹۲ تا ۱۳۹۸ از ۲۹ تا ۵۰ متغیر بوده است (شکل ۷ و جدول ۲).

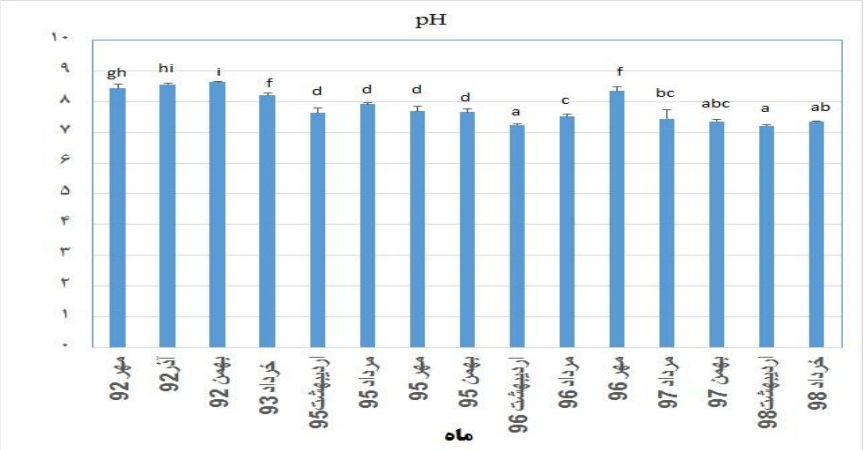


شکل ۲: نمودار تغییرات هدایت الکتریکی در آب دریاچه چیتگر سال‌های ۹۷-۱۳۹۲.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-08-09]

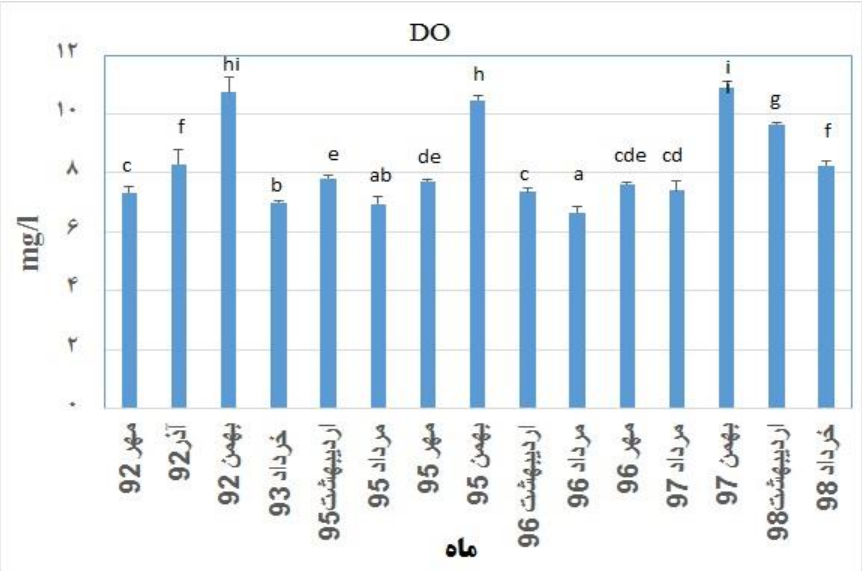


شکل ۳: نمودار تغییرات دمای آب (درجه سانتی‌گراد) در دریاچه چیتگر سال‌های ۹۸ – ۱۳۹۲.

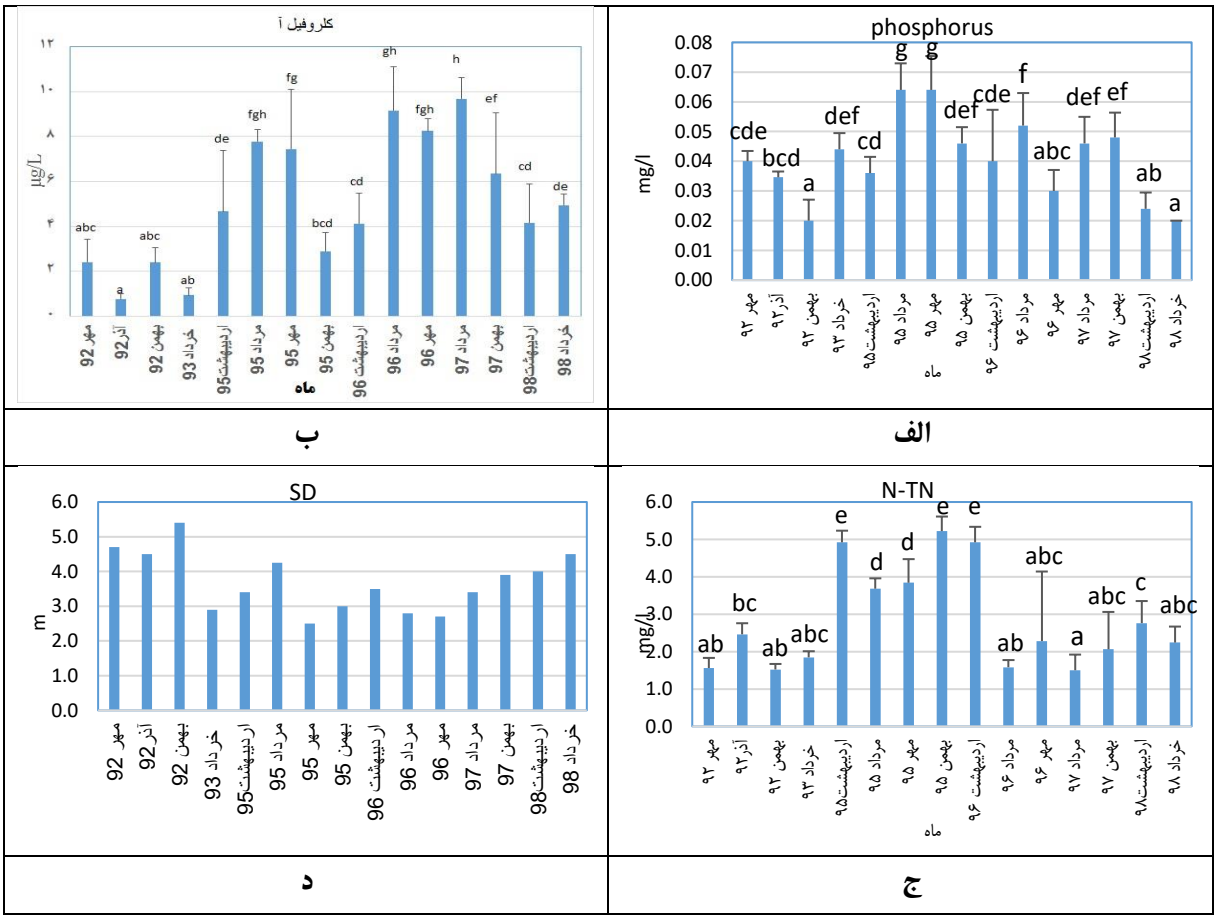


شکل ٤: نمودار تغییرات pH در دریاچه چیتگر سال‌های ۹۸ – ۱۳۹۲.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-08-09]



شکل ۵: نمودار تغییرات اکسیژن محلول در دریاچه چیتگر سال‌های ۹۸ – ۱۳۹۲.

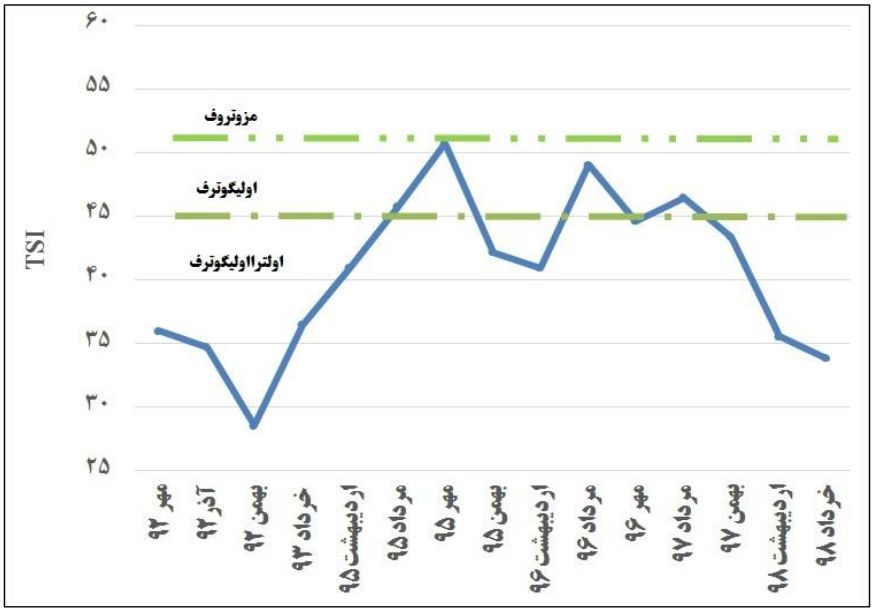


شکل ٦: نمودار تغییرات فسفر کل (الف)، کلروفیل آ (ب) نیتروژن کل (ج) و حد شفافیت سکچی دیسک (د) در دریاچه چیتگر سال‌های ۹۸ – ۱۳۹۲.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-08-09]

جدول ۲: مقادیر شاخص TSI در دریاچه چیتگر.

	TN/TP	TSI (CHL)	TSI (SD)	TSI (TP)	TSI کل
مهر ۱۳۹۲	۳۷	۳۱	۱۴	۶۳	۳۶
آذر ۱۳۹۲	۶۸	۲۹	۱۵	۶۰	۳۵
بهمن ۱۳۹۲	۷۱	۲۹	۹	۴۷	۲۹
خرداد ۱۳۹۳	۴۰	۱۶	۲۸	۶۶	۳۶
اردیبهشت ۱۳۹۵	۱۳۴	۳۹	۲۳	۶۱	۴۱
مرداد ۱۳۹۵	۵۶	۴۶	۱۷	۷۴	۴۶
مهر ۱۳۹۵	۵۸	۴۵	۳۳	۷۴	۵۰
بهمن ۹۵	۱۱۱	۳۳	۲۷	۶۷	۴۲
اردیبهشت ۹۶	۱۲۱	۳۷	۲۲	۶۳	۴۱
مرداد ۹۶	۳۰	۴۹	۲۹	۶۹	۴۹
مهر ۹۶	۷۳	۴۷	۳۰	۵۶	۴۵
مرداد ۹۷	۳۰	۴۹	۲۳	۶۷	۴۶
بهمن ۹۷	۴۱	۴۳	۱۹	۶۸	۴۳
اردیبهشت ۹۸	۱۱۱	۳۷	۱۸	۵۱	۳۶
خرداد ۹۸	۱۰۷	۴۰	۱۵	۴۷	۳۴



شکل ۷: نمودار تغییرات زمانی شاخص سطح تروفیکی (TSI کل) در دریاچه چیتگر (۹۸- ۱۳۹۲).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-08-09]

بحث و نتیجه‌گیری

دمای آب یکی از مهم‌ترین عوامل درافزایش و یا کاهش فعالیت‌های بیولوژیکی و شیمیایی در آب محسوب می‌گردد. در شکل ۴ نمودار تغییرات دمای آب در دریاچه چیتگر در سال‌های ۱۳۹۲ تا ۱۳۹۸ در ماه‌های موردبررسی نشان داده‌شده است. با توجه به اندازه‌گیری‌های قبلی در دریاچه چیتگر از سطح به عمق و در پهنه آبی دریاچه لایه‌بندی حرارتی مشاهده نشده است. به دلیل تاثیر عواملی همچون عمق کم دریاچه، وزش بادهای محلی، حرکت قایق‌های موتوری، هوادهی و جریان آب از کانال ورودی و چرخش آب در تصفیه‌خانه و ... اختلاط آب صورت گرفته و لایه‌بندی حرارتی دریاچه اتفاق نیفتاده است. تغییرات و نوسانات دمای آب در مدت موردبررسی یک‌روال عادی را نشان داده و بیشتر تابع تغییرات دمای هوا است. به‌طوری‌که در ماه‌های سرد سال کمترین دمای آب ثبت‌شده مربوط به بهمن‌ماه و به مقدار ۵/۴ درجه سانتی‌گراد بود و بیشترین دمای ثبت‌شده در مردادماه ۱۳۹۷ اتفاق افتاده است و درهرحال دمای آب. در این مدت دمای آب دریاچه همواره بالاتر از صفر درجه سانتی‌گراد بوده و یخ‌زدگی سطح دریاچه اتفاق نیفتاده است.

مقدار اکسیژن محلول در آب، طبق قانون هنری، تابعی از دما و فشار جزئی اکسیژن موجود در محیط است، همچنین به مواد موجود در آب هم‌بستگی دارد، بنابراین غلظت اکسیژن حل‌شده در آب ازلحاظ بوم‌شناختی ناپایدار است. مقدار اکسیژن در صفر درجه و فشار متعارف حدود ۱۴/۶ میلی‌گرم در لیتر است، این مقدار در ۲۰ درجه سانتی‌گراد به ۹/۲ میلی‌گرم در لیتر است. نمودار تغییرات اکسیژن محلول از مهرماه ۱۳۹۲ تا خرداد ۱۳۹۸ در شکل ۵ نشان داده‌شده است. در طی این مدت در دریاچه چیتگر حداقل اکسیژن محلول در ستون آب در ایستگاه‌های پنج‌گانه به‌صورت میانگین ۰/۲ ± ۷/۱ میلی‌گرم در لیتر در مردادماه ۱۳۹۵ و حداکثر آن به مقدار ۰/۲±۱۰/۹ میلی‌گرم در لیتر در بهمن‌ماه ۱۳۹۷ اندازه‌گیری شد. تغییرات نقطه‌ای اکسیژن محلول در آب در ایستگاه‌ها و ماه‌های مختلف تفاوت دارد و طبق روال عادی به‌صورت معکوس با دمای آب ارتباط دارد. به‌طوری‌که در ماه‌های گرم سال کمترین و در ماه‌های سرد سال بیشترین غلظت اکسیژن محلول مشاهده‌شده است. درهرحال دامنه غلظت این عامل از ۵/۵ میلی‌گرم در لیتر در مردادماه کمتر و از ۱۱/۲ میلی‌گرم در لیتر در بهمن‌ماه بیشتر نشده است. قابل‌ذکر است به‌صورت نقطه‌ای در بعضی روزها در فصول گرم سال غلظت اکسیژن محلول در ایستگاه‌های ۲ و ۳ که از مناطق عمیق دریاچه محسوب می‌گردد، در لایه کف دریاچه افت محسوس پیداکرده ولی این کاهش پایدار نبوده است.

هدایت الکتریکی آب نشان‌دهنده میزان املاح هادی موجود در آب است که رابطه مستقیمی با نمک‌های محلول در آب دارد. مقدار هدایت الکتریکی آب دریاچه چیتگر از ۱۵±۳۲۶ میکروزیمنس بر سانتی‌متر در سال ۱۳۹۲ به ۱±۵۲۹ میکروزیمنس بر سانتی‌متر در سال ۱۳۹۷ افزایش پیداکرده است (شکل ۲) و این موضوع نشان می‌دهد که غلظت املاح موجود در آب در حال افزایش است. به نظر می‌رسد که دلیل اصلی افزایش غلظت املاح تبخیر سطحی آب دریاچه باشد و با توجه به بسته بودن مسیر خروجی آب دریاچه و عدم تعویض آب، این روند افزایشی در سال‌های آینده نیز ادامه خواهد داشت. هدایت الکتریکی آب خالص نزدیک به صفر و هدایت الکتریکی آب باران بین ۱۰ تا ۱۰۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر است. حد مطلوب هدایت الکتریکی در منابع آبی به کاربری آب بستگی دارد که این مقدار برای ماهیان آب شیرین تا ۲۰۰۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر قابل‌تحمل است.

میزان مواد مغذی به‌صورت معدنی و آلی موجود دریاچه پس از دما و اکسیژن عامل اصلی در متابولیسم دریاچه محسوب می‌گردد. نیتروژن در محیط‌های آبی به اشکال مختلف وجود دارد. وابستگی بین ترکیبات نیتروژن در آب از طریق باکتری‌های هتروتروفیک و اتوتروفیک است. اثر pH روی فرم غیریونی نیتروژن بیشتر از اثر دما است. معمولاً اشکال نیتریت و آمونیاک از حالت‌های حد واسط و سمی نیتروژن هستند و مقدار مطلوب غلظت آن‌ها برای آبزیان کمتر از ۰/۰۳ میلی‌گرم در لیتر است. نیتریت در شرایط طبیعی تحت اثر باکتری‌های که اغلب در آب وجود دارند به نیترات غیر سمی تبدیل می‌شود. نیتریت ازجمله اشکال نیتروژن است که حضور آن در آب بیشتر از یک حد مشخص، ایجاد سمیت می‌کند. به‌طورکلی در دوره نمونه‌برداری در پهنه آبی دریاچه چیتگر، غلظت ترکیبات مضر نیتروژنی کمتر از حدی بود که ایجاد سمیت کند. نیتروژن در محیط‌های آبی به اشکال مختلف وجود دارد. وابستگی بین ترکیبات نیتروژن در آب از طریق باکتری‌های هتروتروفیک و اتوتروفیک است.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-08-09]

فرآیندهایی همچون تثبیت، رسوب‌گذاری، واپاشیدن، معدنی شدن، نیتریفیکاسیون، دنیتریفیکاسیون، جذب و آزاد شدن نیتروژن در چرخه نیتروژن مؤثر است (De Klein, ۲۰۰۸). اثر pH روی فرم غیریونی نیتروژن بیشتر از اثر دما است. فسفر به دلیل مقدار کم آن و نیاز زیاد در فعالیت‌های بیولوژیکی به‌منظور ایجاد بافت‌های حیاتی به‌عنوان عنصر محدودکننده مطرح است (عابدینی و همکاران، ۱۳۹۶). در بررسی‌های یوتروفی اکوسیستم یک دریاچه، فسفر، نیتروژن و کلروفیل‌آ جزء عناصر مهم هستند، ازاین‌رو استفاده از مقدار مطلق برخی متغیرها مانند فسفر کل و بیوماس فیتوپلانکتون (کلروفیل آ) در محاسبه شاخص‌های وضعیت تروفیک روش‌های مناسبی برای بررسی وضعیت تروفیک منابع آبی می‌باشند (Dodds, ۲۰۰۲). مقدار کلروفیل آ تحت تأثیر فرایند فتوسنتز توسط فیتوپلانکتون پلانکتون‌ها قرار دارد. جلبک‌ها دارای کلروفیل هستند؛ بنابراین با اندازه‌گیری کلروفیل می‌توان بیومس کل جلبک را برآورد کرد (Bellinger and Sigee, ۲۰۱۵). سبک آرا و همکاران (۱۳۹۶) بیان کرده‌اند که فراوانی سالانه فیتوپلانکتون در دریاچه چیتگر در سال‌های ۹۳-۱۳۹۲ با دامنه فراوانی ۲۴۰ هزار تا ۶ میلیون و میانگین سالانه ۲/۵ میلیون سلول در لیتر بسیار کم بوده (مشابه دریاچه‌های ماکو تهم که مصرف آب شرب دارند بوده است) و این دریاچه در سال‌های فوق‌الذکر فاقد گونه‌های شاخص آلودگی بوده است.

در این تحقیق در محاسبات شاخص تروفیکی دریاچه چیتگر از روش اصلاح‌شده کارلسون استفاده شد که در این شاخص بر اساس نسبت نیتروژن به فسفر معادله محاسبه شاخص تروفیکی گزینش می‌شود. همان‌گونه که در جدول ۲ آمده است در دریاچه چیتگر نسبت ازت به فسفر بیشتر از ۳۰ بود و بنابراین در سال‌های موردبررسی فسفر نقش محدودکنندگی را در فرایند یوتروف شدن داشته است.

جدول ۳: مقادیر پارامترهای مؤثر در تعیین شاخص TSI در دریاچه چیتگر و طبقه‌بندی منابع آبی بر اساس شاخص تروفیکی کارلسون (Carlson, ۱۹۷۷) اصلاح‌شده توسط لامپارللی (Lamparelli, ۲۰۰٤).

طبقه‌بندی	دامنه TSI	حد شفافیت (متر)	کل فسفر (میکروگرم بر لیتر)	کلروفیل آ (میکروگرم بر لیتر)
اولتراولیگوتروف	۴۷TSI ≤	۲/۴SD ≥	۸TP ≤	۱/۱۷CHL ≤
اولیگوتروف	۵۲ <TSI ≤ ۴۷	۱/۷ > SD ≥ ۲/۴	۱۹ < TP ≤ ۸	۳/۲۴< CHL ≤ ۱/۱۷
مزوتروف	۵۹ <TSI≤ ۵۲	۱/۱ > SD ≥ ۱/۷	۵۲ < TP ≤ ۱۹	۱۱/۰۳ < CHL ≤ ۳/۲۴
یوتروف	۶۳ <TSI≤ ۵۹	۰/۸ > SD ≥ ۱/۱	۱۲۰ < TP ≤ ۵۲	۳۰/۵۵ < CHL≤ ۱۱/۰۳
سوپر یوتروف	۶۷ <TSI≤ ۶۳	۰/۶ > SD ≥ ۰/۸	۲۳۳ < TP ≤ ۱۲۰	۶۹/۰۵ < CHL≤ ۳۰/۵۵
هایپر یوتروف	۶۷TSI>	۰/۶SD>	<TP۲۳۳	< CHL۶۹/۰۵
دریاچه چیتگر سال‌های ۹۸-۹۲	۴۰/۶±۶/۳	۳/۷±۰/۹	۴۱±۱۹	۵/۲±۲/۷

در تحقیقی که در ۹ دریاچه پشت سد در شمال شرقی ایران انجام‌گرفته، عنوان شد که در اغلب آن دریاچه‌ها سطح تروفیکی در حد مزوتروفیک بوده است و به نظر می‌رسد روند یوتریفیکاسیون به دلیل ورود مواد مغذی ناشی از آبزی‌پروری به‌سرعت اتفاق بیفتد (Mirzajani *et al.*, ۲۰۲۰). در مطالعاتی که توسط Narollahzadeh Saravi و همکاران (۲۰۱۷) در دریاچه سد شهید رجایی انجام شد، با به به‌کارگیری شاخص‌های تروفیکی، ساپروبی و شانون، کیفیت آب این دریاچه را بررسی کرده و نشان دادند بر اساس شاخص وضعیت تغذیه گرایی (TSI)، سطح تروفیکی این دریاچه اولیگوتروف تا مزوتروف است. در مطالعه‌ای که توسط Mohebbi و همکاران (۲۰۱۶) جهت ارزیابی کیفیت آب دریاچه ارس انجام شد، تعیین گردید که سطح تروفیکی آب این دریاچه در حد یوتروف تا هایپرتروف بوده است. در تحقیقی که در دریاچه ارسباران انجام شد وضعیت لیمنولوژیکی آن دریاچه طی سال‌های ۸۸-۱۳۹۰ بررسی‌شده و گزارش شد که وضعیت تروفیکی آن دریاچه در سطح مزوتروف تا یوتروف بوده است (عابدینی، ۱۳۹۳). Mirzajani و همکاران (۲۰۲۰) عنوان نمودند به‌واسطه ورود و تجمع انواع آلاینده‌ها، بخش‌های عمده تالاب انزلی وضعیت کیفی مطلوب و ارزش‌های زیستی خود را ازدست‌داده‌اند. Abedini و همکاران (۲۰۱۷) با بررسی کیفیت فیزیکی و شیمیایی

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-08-09]

آب در ۱۰ ایستگاه مطالعاتی در مناطق مختلف تالاب انزلی نشان داد که تغذیه گرایی در آن تالاب به سمت هایپرتروف شدن پیش می‌رود. در تالاب‌های پل‌دختر بار رسوبی مواد معلق و کدورت آب به دلیل ورود سالانه مقادیر زیادی رسوب از حوضه آبریز زیاد گردیده است که درنهایت منجر به پیشروی و گسترش گیاهان آبزی در سطح آب و تسریع یوتریفیکاسیون تالاب‌ها می‌شود (مهدی نسب، ۱۳۹۸). Mirzajani و همکاران (۲۰۲۰) سطح تروفیکی دریاچه چیتگر کمتر از سطح تروفیکی ۹ دریاچه شمال غربی ایران دریاچه‌های ارسباران، الخلج، اردلان، شویر، تهم، میرزاخانلو، توده بین، گلابر و خندقلو بوده است. در این حال تا سال ۱۳۹۸ شاخص تغذیه گرایی (TSI) در دریاچه مصنوعی چیتگر از سطح دریاچه‌های اولیگوتروف بیشتر نشده است.

به‌طورکلی با توجه به نتایج حاصل از این تحقیق می‌توان گفت بر مبنای ارزیابی چند پارامتری شاخص‌های تروفیکی، در ابتدای آبگیری دریاچه مصنوعی چیتگر، طی سال‌های ۱۳۹۲ و ۱۳۹۳ شاخص تروفیکی کمتر از ۴۰ و به عبارتی در حد دریاچه‌های اولتراولیگوتروف بوده است. به‌طور طبیعی هر پیکره آبی ساکن در طول زمان به سمت پر غذایی شدن سوق پیدا می‌کند، در دریاچه چیتگر نیز این روند اتفاق افتاده و بخصوص طی سال‌های ۱۳۹۵ و ۱۳۹۶ سرعت تغذیه گرایی بیشتر شده است. به عبارتی در آن سال شاخص تغذیه گرایی در سطح دریاچه‌های اولیگوتروف بوده است؛ اما همان‌گونه که نمودار تغییرات زمانی شاخص سطح تروفیکی (شکل ۷) نشان می‌دهد، بعد از تابستان ۱۳۹۷ شاخص تغذیه گرایی روند کاهشی را نشان می‌دهد و تقریباً به تراز اولیه برگشته است. دو دلیل باعث کاهش تغذیه گرایی در سال‌های ۱۳۹۷ و ۱۳۹۸ بود؛ اما معرفی ماهیان شکارچی و پلانکتون خوار در دریاچه چیتگر باعث جذب بخش زیادی از کربن، نیتروژن و فسفر آب دریاچه در بدن ماهیان گشت. درواقع با متنوع‌تر شدن جانوران در دریاچه، چرخه اکوسیستم کامل‌تر شده و نقش خود را در مصرف و تقلیل فسفر در آب دریاچه و انتقال آن به بافت ماهی به‌خوبی به انجام رسانده است (Bagheri *et al.*, ۲۰۲۰) و ثانیاً راه‌اندازی و عملکرد تصفیه‌خانه‌ای است که در ضلع شمالی دریاچه احداث‌شده است. این تصفیه‌خانه از زمستان ۱۳۹۶ راه‌اندازی و در مدار تصفیه آب قرارگرفته و در آن علاوه بر تصفیه آب ورودی از رودخانه کن، از طریق بازگشت مجدد آب دریاچه به تصفیه‌خانه باعث کاهش غلظت فسفر مؤثر بوده است. روند تغییرات نیتروژن، فسفر و میزان شفافیت آب در شکل ۶ این موضوع را تائید می‌کند. با توجه به کاربری‌های دریاچه چیتگر، اگرچه در زمان انجام این تحقیق این دریاچه به لحاظ کیفیت شیمیایی آب و سطح تروفیکی در حد متعادل و قابل قبولی قرار داشت، اما با توجه به اهداف احداث این دریاچه و کارکرد آتی آن، لازم است بیشترین توجه برای جلوگیری از پر غذایی شدن اعمال گردد و برای حفظ کیفیت آب و جلوگیری از رشد تغذیه گرایی در این منبع آبی پایش مستمر، صورت گیرد. هم‌زمان با پایش کیفیت آب، توجه به سیستم‌های پالایش آب نیز باید مدنظر باشد. ازجمله راه‌های حفظ کیفیت و پالایش آب و کنترل تغذیه گرایی این دریاچه می‌توان به موارد ذیل اشاره کرد: ۱- هنگام آب‌گیری دریاچه از رودخانه کن، کنترل لحظه‌ای صورت گیرد، چراکه آب‌گیری در مواقعی که این رودخانه سیلابی است، ممکن است به‌صورت ناخواسته حجم زیادی از مواد معلق و گل‌ولای را وارد دریاچه کند. ۲- هم‌زمان و متناسب با نتایج پایش کیفیت آب دریاچه، عملکرد و فعالیت تصفیه‌خانه نیز کنترل گردد. ۳- کنترل چرخه غذایی دریاچه از طریق کنترل اکولوژیکی دریاچه می‌تواند در حفظ و بهبود کیفیت آب مؤثر باشد. ۴- درصورتی‌که حجم مواد غذایی و املاح آب دریاچه افزایش چشمگیر پیدا کند و کنترل آن از روش‌های ذکرشده مقدور نباشد، تعویض مقدار متنابهی از آب دریاچه با آب رودخانه کن (در ماه‌های پرآبی رودخانه) می‌تواند یکی از راهکارهای برون‌رفت از شرایط بحرانی باشد.

باید در نظر داشت که دریاچه چیتگر در زمره دریاچه‌های بسیار جوان است و از طرفی دریاچه‌ای مصنوعی است که بستر آن نسبت به نفوذ آب عایق‌بندی شده است و لذا تعادلات املاح آب و بستر بسیار شکننده بوده و کیفیت آب و همچنین تعادل ارگانیزم‌های زنده دائماً باید پایش و کنترل گردد تا از رشد تغذیه گرایی جلوگیری گردد.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-08-09]

منابع

باقری، س. و مکارمی، م.، ۱۳۹٦. ارزیابی اکولوژیک جوامع فیتوپلانکتون در دریاچه شهدای خلیج‌فارس (چیتگر-تهران) طی سال‌های ۹۳-۹۲. مجله علمی شیلات ایران، ۲۶ (۱): صفحات ۲۰۲-۱۹۱. DOI: ۱۰,۲۲۰۹۲/ISFJ.۲۰۱۷,۱۱۰۳٤۰.

عابدینی، ع.، میرزاجانی، ع. ر. و فلاحی، م.، ۱۳۹٦. وضعیت فیزیکوشیمیایی آب و سطح تغذیه گرایی تالاب انزلی. مجله علمی شیلات ایران، ۲۶ (۶): صفحه ۱۲. DOI: ۱۰,۲۲۰۹۲/isfj.۲۰۱۸,۱۱۵۷٦۵.

عابدینی، ع.، ۱۳۹۳. بررسی لیمنولوژیکی مقدماتی دریاچه پشت سد ارسباران در آذربایجان شرقی باهدف توسعه آبزی‌پروری. گزارش نهایی، وزارت جهاد کشاورزی، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی ایران، شماره فروست ۴۳۶۶۴، ۶۳ ص.

سبک آرا، ج.، مکارمی، م. و باقری، س.، ۱۳۹٦. مطالعه ساختار پلانکتونی دریاچه شهدای خلیج‌فارس (چیتگر تهران) با تأکید بر حفظ کیفیت آب و مدیریت و بهره‌بردار پایدار از ماهیان دریاچه. مجله مطالعات علوم زیستی و زیست‌فناوری دوره ۳، شماره ۲، صفحات ۶۸-۴۸.

قربانی، م.، ۱۳۸۵. بررسی روند تغییرات کیفی آب مخزن سد مارون و شناسایی عوامل مؤثر احتمالی در افزایش اتریفیکاسیون مخزن. گزارش نهایی پروژه، وزارت نیرو، شرکت سهامی سازمان آب و برق خوزستان، آموزشکده فنی صنعت آب و برق خوزستان، ۱۹۸ ص.

مهدی نسب، م.، ۱۳۹۸. ارزیابی تروفی بر اساس شاخص کارلسون (TSI) مطالعه موردی: تالاب‌های دائمی شهرستان پل‌دختر. مجله علمی شیلات ایران، ۲۸ (۲): صفحات ۱۸۵-۱۷۹. doi: ۱۰,۲۲۰۹۲/isfj.۲۰۱۹,۱۱۹۱۱۰

نشریه ۵۵۱ وزارت نیرو، ۱۳۹۰. دستورالعمل اجرایی پایش کیفیت آب مخازن پشت سدها. معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی رئیس‌جمهور- معاونت نظارت راهبردی، امور نظام فنی اجرایی- وزارت نیرو، دفتر مهندسی و معیارهای فنی آب و آبفا، ۱۶۲ ص.

Abedini, A., Fallahi, M., Khodaparast, S. H., Mirzajani, A., Sadegeinejad, E., Jamalzad, F., Sohrabi, T., Khoshhal, J. and Mohsenpour, H., ۲۰۱۷. The study of some trophic index in Anzali lagoon. Tehran, Iran, Iranian Fisheries Science Research Institute, ٤۰pp. (٥۲۳۹٦).

Abedini, A., Bagheri, S., Shonddasht, J., Bayat, J. and Mohsenpoor, H., ۲۰۱۸. *The hydrochemical study of Chitgar Lake.* Tehran, Iran, Iranian Fisheries Science Research Institute, ۳۹pp. (٥۲٤۷٤).

Abel, J. M., Dam-Bates, P. V., Özkundakci, D. and Hamilton, D. P., ۲۰۲۰. Reference and current Trophic Level Index of New Zealand lakes: benchmarks to inform lake management and assessment, New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, DOI: ۱۰,۱۰۸۰/۰۰۲۸۸۳۳۰,۲۰۲۰,۱۷۲٦۹۷٤

APHA, ۲۰۰٥. American Public Health Association. Lenore S. Clescerl, Arnold E. Greenberg, Andrew D. Eaton, Editors., American Water Works Association, Water Environment Federation. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. ۲۱st ed. Washington, DC.

Bagheri, S., Pourang, N., Kiabi, B., Ghasemi, S., Makaremi, M., Sabkara, J., Abedini, A. and Ramin, M., ۲۰۱۷. Ecological study on the Persian Gulf Martyres Lake, Tehran. Tehran, Iran, Iranian Fisheries Science Research Institute, ۹۲pp. (٥۲۲٦۳).

Bagheri, S., Kiabi, B., Abbasi, K., Abedini, A., Mirzajani, A. and Pourang, N., ۲۰۲۰. Ecological assessment of plankton community of the Persian Gulf Martyres Lake after fish introduced for water quality protection. Tehran, Iran, Iranian Fisheries Science Research Institute, ۲٦٤ P.

Bayat, J., Hashemi, S. H., Zolfagharian, M., Emam, A. and Nooshabadi, E. Z., ۲۰۱۹. Water quality management of an artificial lake, case study: The lake of the Martyrs of the Persian Gulf.

Bellinger, E. G. and Sigee, D. C., ۲۰۱٥. Freshwater algae: identification and use as bioindicators. John Wiley & Sons,۲٦p.

Carlson, R. E., ۱۹۷۷. A trophic state index for lakes. Limnology and oceanography, ۲۲ (۲): ۳٦۱-۳٦۹.

De Klein, J., ۲۰۰۸. From ditch to delta: nutrient retention in running waters.۱۹٤p.

Dodds, W. K., ۲۰۰۲. Freshwater ecology: concepts and environmental applications. Academic press,٥٦۸p.

Lamparelli, M. C., ۲۰۰٤. Graus de trofia em corpos d\'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Universidade de São Paulo, Pages, ۲۳۸p. DOI: ۱۰.۱۱۶۰۶/T.۴۱.۲۰۰۴.tde-۲۰۰۳۲۰۰۶-۰۷۵۸۱۳.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-08-09]

Liu, X., Zhang, G., Sun, G., Wu, Y. and Chen, Y., ۲۰۱۹. Assessment of Lake Water Quality and Eutrophication Risk in an Agricultural Irrigation Area: A Case Study of the Chagan Lake in Northeast China. Water, ۱۱(۱۱):۲۳۸۰.

Mirzajani, A. R., Abdolmalaki, S., Dagigh Roohi, J., Babaei, H., Abedini, A. and SayadBorani, M., ۲۰۲۰. Trophic status index and natural fisheries potential of some Iranian reservoir. Iranian Journal of Fisheries Sciences, ۱۹ (٤).

Mirzajani, A. R., Khodaparast, H., Babaei, H., Abedini, A. and Dadai Ghandi, A., ۲۰۱۰. Eutrophication Trend of Anzali Wetland Based on ۱۹۹۲-۲۰۰۲ Data. Journal of Environmental Studies, ۳۵: ٦٥-٧٤.

Mohebbi, F., Riahi, H., Sheidaei, M. and Shariatmadari, Z., ۲۰۱٦. Phytoplankton of Aras dam reservoir (Iran): an attempt to assess water quality. Iranian Journal of Fisheries Sciences, ۱٥ (٤): ۱۳۱۸-۱۳۳٦.

NarollahzadehSaravi, H., Makhlough, A., Yaghoobzadeh, Z. and Ghiyasi, M., ۲۰۱۷. Comparative study of water quality indices in Shahid Rajaee Dam Reservoir (Sari, Mazandarn province). Journal of Water and Wastewater/Ab va Fazilab, ۲۸ (۲): ۷۸-۸۸ (In Persian).

Nojavan, F., Kreakie, B. J., Hollister, J. W. and Qian, S. S., ۲۰۱۹. Rethinking the lake trophic state index. PeerJ, ۷, p.e۷۹۳٦.

Wan, Y., Shan, N., Tong, S., Chen, Y. and He, J., ۲۰۲۰. Nitrogen Occurrence Characteristics and Reason Analysis in Different Trophic Status Freshwater Lakes. Nature Environment and Pollution Technology, ۱۹(۱).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-08-09]

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-08-09]