بررسی تغذیه‌گرایی تالاب چغاخور با استفاده از شاخص TSI، استان چهارمحال و بختیاری

چکیده

تالاب چغاخور با وسعتی حدود ۱۵۰۰ هکتار یکی از بزرگ‌ترین و زیباترین تالاب‌های استان چهارمحال و بختیاری است. به‌منظور تعیین وضعیت تغذیه‌گرایی تالاب چغاخور در فصل تابستان ۱۳۹۶، نمونه‌برداری از آب تالاب چغاخور در ۴۰ ایستگاه انجام گردید. موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده با استفاده از دستگاه GPS ثبت شد. در این مطالعه وضعیت یوتریفیکاسیون تالاب چغاخور با استفاده از شاخص تغذیه‌گرایی Trophic State Index (TSI) براساس ۳ پارامتر: فسفر کل (TP)، کلروفیلآ (Chl-a) و عمق سشی دیسک (SD) بررسی شد. طبق نتایج حاصل از این مطالعه میانگین ارزش شاخص ۳۷/۳۵ محاسبه شد که بر مبنای آن تالاب در شرایط مزوتروف قرار می‌گیرد. به‌منظور بهبود وضعیت تالاب باید از ورود زهاب‌های کشاورزی و پساب‌های شهری و خانگی به تالاب جلوگیری کرد.

واژگان کلیدی: تالاب چغاخور، شاخص TSI، یوتریفیکاسیون.

راضیه دهقان‌نژاد[۱]

رسول زمانی احمدمحمودی[۲*]

فردین شالویی[۳]

نسرین قرهی[٤]

۱. دانشجوی کارشناسی ارشد بوم‌شناسی آبزیان، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد، ایران.

۲، ۳. استادیار گروه شیلات و محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد، ایران.

۴. استادیار گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی و علوم زمین، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد، ایران.

***مسئول مکاتبات:**

rasoolzamani@yahoo.com

کد مقاله: ۱۳۹۸۰۳۰۶۹۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۰۷/۰۲

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۰۷/۰۸

این مقاله برگرفته از پایان‌نامه کارشناسی ارشد است.

مقدمه

تالاب‌ها بوم‌سازگان‌های منحصربه‌فردی هستند که نقش مهمی در حفظ آب، تنوع زیستی و حذف مواد آلاینده از محیط‌زیست ایفا می‌کنند (Ramsar Convention Secretariat, 2006). این اکوسیستم‌ها زیستگاه‌های ارزشمندی برای گونه‌های بسیار زیادی از پرندگان، آبزیان و پستانداران می‌باشند و باعث باروری اراضی اطراف و افزایش تولیدات کشاورزی می‌شوند. هم‌چنین فرصت‌های بسیار زیاد علمی، آموزشی و تفریحی را ایجاد می‌کنند (گل محمدی و شریعتی، ۱۳۹۵). از مهم‌ترین عواملی که تالاب‌ها را در معرض خطر جدی قرار می‌دهد و تأثیر مخربی بر فون و فلور آن‌ها دارد غنی شدن و آلودگی آن‌ها است (Samadi, 2016). در سال‌های اخیر تهدیدهای فراوانی ناشی از افزایش فعالیت‌های انسانی لجام‌گسیخته و ناسازگار با محیط‌زیست سبب افزایش ورود بی‌رویه مواد مغذی به تالاب‌ها شده است (اسماعیلی‌افق، ۱۳۹۰). یکی از پدیده‌های نامطلوبی که در آب‌های سطحی به‌خصوص تالاب‌ها به دلیل رشد بیش‌ازحد جلبک‌ها رخ می‌دهد، پدیده یوتریفیکاسیون می‌باشد (Zhang, 2006). وقوع یوتریفیکاسیون سبب کاهش کیفیت آب و وقوع مکرر شکوفایی جلبکی می‌شود (اسماعیلی‌افق، ۱۳۹۰). فراغنی شدن با مواد مغذی

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]

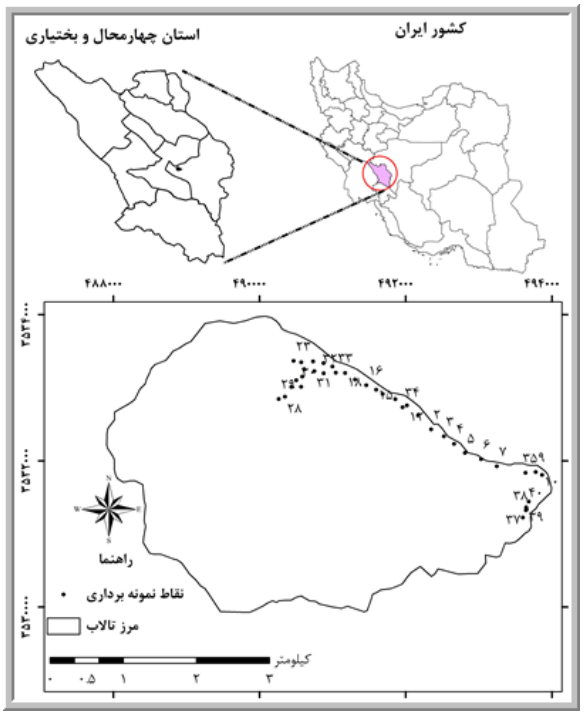
پدیده مشکلی است که در آن رشد سریع تعدادی از گونه‌ها خودنمایی می‌کند و پیامدهای بدی برای ذخایر آب شرب، فعالیت‌های تفریحی، توریسم، ورزشی، شیلات و زیست‌محیطی دارد. به‌طورکلی تأثیرات بشر در منابع آبی کیفیت آب را ازنظر غلظت مواد مغذی تغییر داده که نتیجه آن کاهش شفافیت، کاهش غلظت اکسیژن، تغییر جوامع زیستی و کاهش غنای‌گونه‌ای و افزایش گونه خاصی از جلبک‌ها می‌باشد (میرزاجانی و همکاران، ۱۳۹۱). با توسعه کشاورزی و افزایش استفاده از کودهای شیمیایی و هم‌چنین با افزایش ورود فاضلاب‌ها به اکوسیستم‌های آبی، بررسی وضعیت تغذیه‌گرایی و احتمال وقوع یوتریفیکاسیون در اکوسیستم‌های آبی کشور ضروری به نظر می‌رسد (اسماعیلی‌افق، ۱۳۹۰). به‌طوری‌که باید قبل از هرگونه اقدامات اصلاحی از طریق ارزیابی‌های مبتنی بر بهره‌برداری‌های موردنظر و مطلوب، روند تغذیه‌گرایی آن شناخته شود (Chin, 2006). شاخص‌های تغذیه‌گرایی متعددی برای تعیین سطوح تغذیه‌گرایی و کیفیت آب وجود دارد که در اکوسیستم‌های آبی می‌توان از آن‌ها استفاده کرد (Shahrban and Etemad-Shahidi, 2010). در سال ۱۹۴۵ تابه‌امروز شاخص‌ها و مدل‌های مبتنی بر تعیین وضعیت تغذیه‌گرایی اکوسیستم‌های آبی، از سوی محققان بسیاری در جهان طراحی گردیده است که از معتبرترین آن‌ها می‌توان به شاخص تعیین وضعیت تغذیه‌گرایی TSI اشاره کرد. این شاخص توسط کارلسون به‌منظور تعیین وضعیت تغذیه‌گرایی اکوسیستم‌های آب شیرین ابداع‌شده است (Carlson, 1983). ازجمله پژوهش‌ها و تحقیقاتی که در زمینه بررسی شرایط محیطی و اکولوژیک منابع آبی انجام‌شده است می‌توان به بررسی وضعیت تغذیه‌ای رودخانه شط العرب (اروندرود) با استفاده از شاخص TSI اشاره کرد که نشان داد رودخانه شط‌العرب (اروندرود) در شرایط مزوتروفیک قرار دارد (Al-Abbawy, 2012).Mousavi Nadoushan و همکاران (۲۰۰۸) وضعیت تغذیه‌گرایی تالاب چغاخور را با استفاده از شاخص تغذیه‌گرایی کارلسون بررسی کردند. شاخص وضعیت تغذیه‌گرایی کارلسون در سال‌های ۲۰۰۴ تا ۲۰۰۵ در اوریتلو در شمال غربی و وارانو در جنوب شرقی ایتالیا نیز به کار گرفته شد که وضعیت تروفی را در اوربتلو در شرایط مزو ـ یوتروفی و در وارانو متمایل به شرایط الیگومزوتروفی نشان داد. Huibin و همکاران (۲۰۱۱) از شاخص تغذیه‌گرایی کارلسون جهت بررسی وضعیت کیفی دریاچه چوهاو استفاده کردند. نتایج نشان داد که شرق دریاچه در وضعیت مزوتروف بوده درحالی‌که غرب آن به علت ورود مقادیر زیاد انواع آلاینده صنعتی و فاضلاب‌های شهری و صنعتی وضعیت یوتروف دارد. Cigagna و همکاران (۲۰۱۶) وضعیت تغذیه‌گرایی و خصوصیات فیزیکوشیمیایی دریاچه سد فینا در برزیل را موردمطالعه قراردادند و با استفاده از خصوصیات فیزیکوشیمیایی آب دریاچه از طریق شاخص تغذیه‌گرایی کارلسون سطح تغذیه‌گرایی دریاچه را در طول سال تعیین کردند. نصرالله‌زاده ساروی و همکاران (۱۳۹۶) نشان دادند سد شهید رجایی (ساری) بر اساس شاخص تغذیه‌گرایی در وضعیت اولیگوتروف تا مزوتروف است. در مطالعه‌ای که توسط Mohebbi و همکاران (۲۰۱۶) جهت ارزیابی کیفیت آب دریاچه ارس انجام شد، تعیین گردید که این دریاچه در وضعیت یوتروف تا هایپرتروف قرار دارد. فتحی و همکاران (۱۳۹۴) به بررسی تعیین وضعیت تغذیه‌گرایی تالاب چغاخور با استفاده از زئوپلانکتون‌ها پرداختند که نتایج نشان‌دهنده غذاپروری بالای تالاب بود. Marked و همکاران (۲۰۱۹) تغییرات زمانی و مکانی تغذیه‌گرایی مخزن دخیره آب Triu را بررسی کردند. نتایج نشان داد رواناب‌های کشاورزی حاوی مواد مغذی از قبیل فسفر و دیگر مواد مغذی باعث افزایش تولید و شکوفایی جلبکی در این پهنه آبی شده‌اند. Kumar و هکاران (۲۰۱۹) وضعیت تغذیه گرایی دریاچه Renuka در کشور هند را مورد بررسی قرار دادند. طبق نتایج بدست آمده دریاچه در وضعیت هایپرتروفی بود. همچنین میزان فسفر کل و فسفات از جمله مهم‌ترین عوامل محدودکننده رشد جوامع فیتوپلانکتونی و تغذیه‌گرایی شناخته شدند.

مطالعه حاضر در تالاب بین‌المللی چغاخور در نزدیکی ذخیره‌گاه زیست‌کره تنگ صیاد و سبزکوه در جنوب غربی ایران واقع در استان چهارمحال و بختیاری انجام شد. تالاب چغاخور به دلیل قرار گرفتن در منطقه مرکزی ایران و دارا بودن تنوع زیستی گیاهی و جانوری بالا از اهمیت زیادی برخوردار است. بررسی منابع علمی نشان می‌دهد که در مقایسه با سایر تالاب‌های بااهمیت ایران، مطالعات محدودی در تالاب چغاخور انجام‌شده است. هدف اصلی مطالعه حاضر بررسی وضعیت تغذیه‌گرایی تالاب چغاخور با استفاده از شاخص کارلسون است.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]

مواد و روش‌ها

تالاب چغاخور (شکل ۱) با وسعتی حدود ۱۵۰۰ هکتار یکی از بزرگ‌ترین و زیباترین تالاب‌های استان چهارمحال و بختیاری است. بر اساس کنوانسیون رامسر، تالاب چغاخور از مهم‌ترین تالاب‌های کشور می‌باشد که زیستگاه تعداد زیادی از پرندگان مهاجر و ساکن استان می‌باشد (Ebrahimi and Moshari, 2006). این تالاب در شهرستان بروجن، در ارتفاع ۲۲۷۰ متری از سطح دریا قرارگرفته و محدوده جغرافیایی آن شامل ۳۱ ° ۵۴ تا ۳۱ ° ۵۶ عرض شمالی و ۵۲ ° ۵۰ تا ۵۰ ° ۵۶ طول شرقی است و در فاصله ۶۵ کیلومتری مرکز استان قرار دارد (شیوندی و همکاران، ۱۳۸۸).



شکل ۱: نقاط نمونه‌برداری شده در تالاب چغاخور.

نمونه‌برداری از تالاب چغاخور در فصل تابستان سال ۱۳۹۶ در ۴۰ ایستگاه انجام شد. در ابتدا قرار بود از ۴۰ نقطه به‌طور سیستماتیک نمونه‌برداری انجام شود، اما متأسفانه به دلیل پوشش گیاهی بسیار متراکم در سطح تالاب، نقاط نمونه‌برداری به بخش شمالی تالاب محدود شد. با توجه به وضعیت پوشش گیاهی متراکم تالاب متأسفانه امکان نمونه‌برداری از تمام نقاط تالاب ممکن نشد. مختصات نقاط نمونه‌برداری شده در شکل ۱ نشان داده‌شده است. نمونه‌برداری از آب جهت سنجش پارامترهای فیزیکی و شیمیایی در هر ایستگاه پس از سه بار شستشوی ظرف نمونه با آب تالاب و برداشت یک لیتر آب از عمق ۵۰ سانتی‌متری انجام و نمونه‌ها در شرایط استاندارد به آزمایشگاه منتقل شدند. میزان هدایت‌الکتریکی، اکسیژن‌محلول و pH در محل با استفاده از دستگاه پرتابل مدل HQ30d اندازه‌گیری شد. سنجش میزان نیترات و فسفات کل مطابق با روش‌های کتاب استاندارد متد ویرایش ۲۰۱۲ انجام شد. سنجش میزان نیترات نمونه‌ها با استفاده از روش التراویولت (4500-NO3-B) انجام شد. بدین منظور به ۵۰ یا ۱۰۰ سی‌سی از نمونه میزان ۱ سی‌سی کلریدریک ۱ نرمال افزوده و در ادامه میزان جذب نمونه‌ها در طول موج‌های ۲۲۰ و ۲۷۵ نانومتر توسط دستگاه اسپکتروفتومتر هک مدل DR 6000 قرائت شد. همچنین فسفات کل با استفاده از روش Acid Persulfate Digestion (4500-P D) سنجش شد. بدین منظور میزان جذب نمونه‌ها در طول‌موج ۶۹۰ نانومتر قرائت شد.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]

برای اندازه‌گیری غلظت کلروفیل آ، ابتدا نمونه آب به‌خوبی تکان داده‌شده، سپس حجم مشخصی از آب (با توجه به رنگ آب) با استفاده از کاغذهای فیلتر واتمن فیلتر گردید. سپس جهت استخراج عصاره کلروفیل‌آ، کاغذ صافی به همراه جلبک‌های روی آن همراه با استون ۹۰ درصد در هاون ساییده شده و در ادامه سانتریفیوژ شد. در آخر نمونه حاوی عصاره کلروفیل‌آ در کوِت شیشه‌ای ریخته و توسط دستگاه اسپکتروفتومتر جذب آن در طول‌موج‌های ۶۳۰، ۶۴۷، ۶۶۴ و ۷۵۰ خوانده شد. برای محاسبه غلظت کلروفیل‌آ از رابطه زیر استفاده شد (Jeffrey and Hamphrey, 1975).

رابطه ۱: $Chlorophyll\ a = (11.85*(E664-E750)-1.54*(E647-E750)-0.08(E630-E750))*Ve/L*Vf$

L = خط سیرکوِت به سانتی‌متر

Vf = حجم آب فیلتر شده به لیتر

Ve = حجم عصاره به میلی‌لیتر

برای تعیین دقیق سطح تغذیه‌گرایی یک تالاب اندازه‌گیری چندین پارامتر فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی ضروری ست (Baban, 1996). بر اساس نظر Vollenweider (۱۹۶۸) با اندازه‌گیری میزان پارامترهای فسفات کل (TP)، عمق رؤیت دیسک سشی (SD) و کلروفیل‌آ (Chl-a) می‌توان به وضعیت تغذیه‌گرایی تالاب دست‌یافت (Wetzel, 2001) (جدول ۱).

جدول ۱: وضعیت تغذیه‌گرایی تالاب‌ها با استفاده از مقادیر فسفات کل، کلروفیل آ و عمق شفافیت (Wetzel, 2001).

پارامتر	الیگوتروف	مزوتروف	یوتروف
میانگین فسفر کل (میکروگرم بر لیتر)	۳	۲۶/۷	۸۴/۴
محدوده فسفر کل (میکروگرم بر لیتر)	۳-۱۷/۷	۱۰/۹-۹۵/۶	۱۶-۳۸۶
میانگین کلروفیل‌آ (میکروگرم در لیتر)	۱/۷	۴/۷	۱۴/۳
محدوده کلروفیل‌آ (میکروگرم در لیتر)	۰/۳-۴/۵	۳-۱۱	۳-۷۸
میانگین عمق شفافیت (متر)	۹/۹	۴/۲	۲/۴۵

سیستم طبقه‌بندی وضعیت تغذیه‌گرایی در ابتدا برای مناطق معتدل توسعه داده شد (Sarkar *et al*., 2020). برای ارزیابی تالاب چغاخور ازنظر سطح تغذیه‌گرایی و وضعیت یوتریفیکاسیون از شاخص تغذیه‌ای کارلسون استفاده شد (Carlson, 1977). مقیاس TSI به ۰ تا ۱۰۰ تقسیم می‌شود و بر پایه فسفات کل برحسب میکروگرم بر لیتر، کلروفیل‌آ برحسب میلی‌گرم بر لیتر، عمق سشی دیسک برحسب متر می‌باشد. مقادیر کمتر از ۳۰ مربوط به شرایط الیگوتروف، ۵۰-۳۰ مربوط به شرایط مزوتروف، ۷۰-۵۰ مربوط به شرایط یوتروف و بزرگ‌تر از ۷۰ مربوط به هیپریوتروف است (Carlson, 1977). دیسک سشی استفاده شده در مطالعه حاضر دیسکی به رنگ‌های سیاه و سفید و به قطر۲۰ سانتی‌متر بود (Sarkar *et al*., 2020).

جهت تعیین وضعیت تغذیه‌گرایی بر اساس شاخص TSI، از روابط زیر استفاده گردید (Carlson, 1977):

مدل تغذیه‌گرایی برای فسفات کل:

رابطه ۲: $TSIs = 4.15+14.2\ ln\ (TP)$

مدل تغذیه‌گرایی برای کلروفیل‌آ:

رابطه ۳: $TSIs = 30.6+ 9.81\ ln\ (CHL)$

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]

مدل تغذیه‌گرایی برای عمق سشی دیسک:

رابطه ۴:

$$TSIs = 60-14.4 \ln (SD)$$

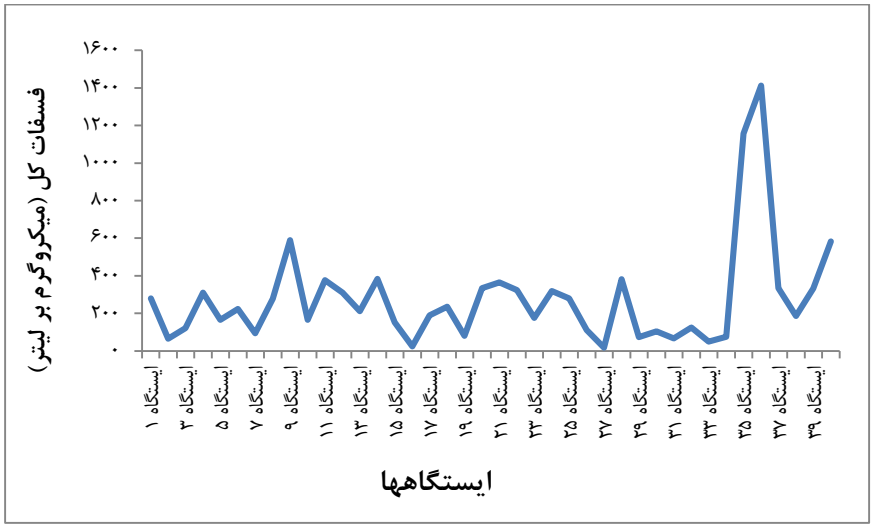
شاخص تغذیه‌گرایی نهایی:

رابطه ۵:

$$Total (TSI) = (TSIs+ TSIc + TSIp) / 3$$

نتایج

با توجه به نتایج به‌دست‌آمده حداکثر غلظت فسفات کل در فصل تابستان ۱۳۹۶ در تالاب چغاخور در ایستگاه ۳۶ با مقدار ۱۴۱۲ میکروگرم بر لیتر و حداقل میزان آن در ایستگاه ۲۷ با مقدار ۱۸ میکروگرم بر لیتر گزارش شد. میانگین فسفات کل در تالاب چغاخور ۲۷۷ میکروگرم بر لیتر محاسبه شد (شکل ۲).



شکل ۲: نمودار تغییرات مکانی فسفات کل در تالاب چغاخور در فصل تابستان (سال ۱۳۹۶).

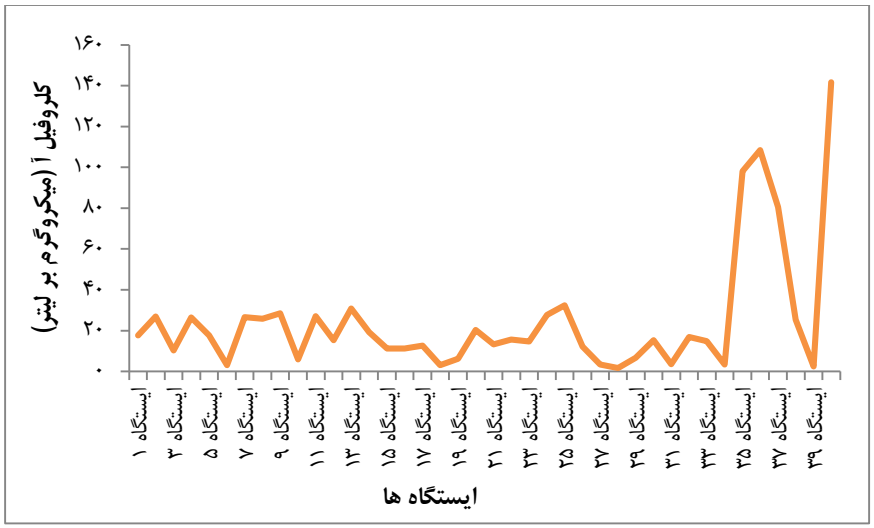
در تالاب چغاخور به دلیل تراکم پوشش گیاهی تعیین میزان عمق شفافیت با استفاده از دیسک سشی در تمام ایستگاه‌ها مقدور نشد؛ بنابراین از میانگین عمق دیسک سشی برای تعیین میزان عمق شفافیت استفاده شد. در این مطالعه میانگین عمق شفافیت ۱/۳۵ متر برآورد شد (شکل ۳).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]



شکل ۳: نمودار تغییرات مکانی عمق شفافیت تالاب چغاخور در فصل تابستان (سال ۱۳۹٦).

باتوجه به نتایج به‌دست‌آمده حداکثر غلظت کلروفیلآ در فصل تابستان در تالاب چغاخور در ایستگاه ۴۰، ۱۴۱/۶۷ میکروگرم بر لیتر و حداقل غلظت آن در ایستگاه ۲۸، ۱/۷۲ میکروگرم بر لیتر ثبت شد. میانگین میزان کلروفیلآ در تالاب چغاخور در فصل تابستان ۲۴/۶۰ میکروگرم بر لیتر محاسبه گردید (شکل ۴).

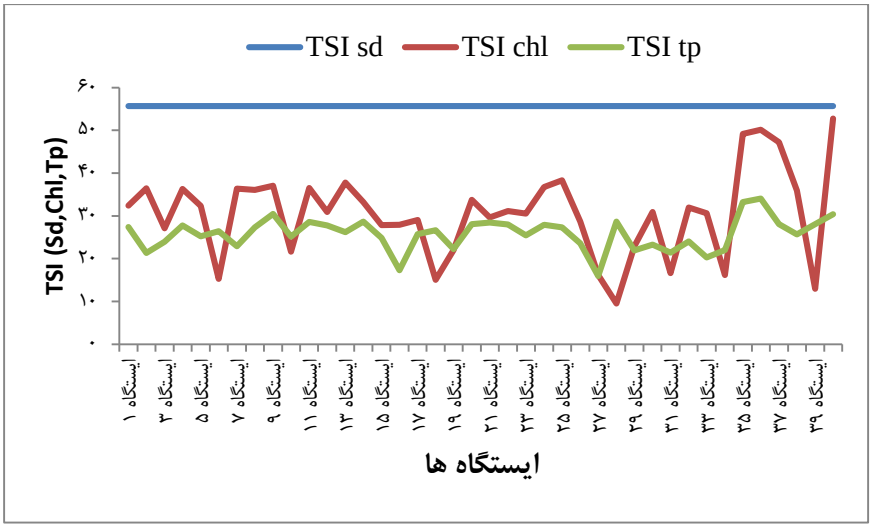


شکل ٤: نمودار تغییرات مکانی کلروفیلآ تالاب چغاخور در فصل تابستان (سال ۱۳۹٦).

شاخص تغذیه‌گرایی کارلسون برحسب عمق سشی دیسک، کلروفیل آ و فسفات کل محاسبه شد و نتایج آن در شکل ۵ قابل‌مشاهده است. میانگین این شاخص در فصل تابستان برحسب فسفر کل ۲۵/۷۹ و میزان تغییرات آن بین ۱۷/۲۷ تا ۳۴/۰۳ بود، لذا تالاب ازنظر وضعیت تغذیه‌گرایی با توجه به این پارامتر در محدوده الیگوتروف قرار می‌گیرد (شکل ۵). میانگین شاخص تغذیه‌گرایی برای کلروفیلآ ۳۰/۵۸ به‌دست‌آمده آمد و میزان تغییرات آن بین ۹/۵۱ تا ۵۲/۷۸ گزارش شد. بر اساس میزان کلروفیل تالاب ازلحاظ تغذیه‌گرایی در محدوده مزوتروف قرار می‌گیرد (شکل ۵).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]

میانگین شاخص تغذیه‌گرایی برای عمق سشی دیسک ۵۵/۶۸ محاسبه شد که بر اساس این پارامتر تالاب در شرایط مزوتروف قرار می‌گیرد (شکل ۵). میانگین شاخص تغذیه‌گرایی نهایی بر اساس عمق دیسک، میزان کلروفیل آ و میزان فسفات کل ۳۷/۳۵ برآورد شد. براین‌اساس به‌طورکلی تالاب چغاخور در وضعیت مزوتروف قرار می‌گیرد.



شکل ۵: نمودار مقادیر شاخص تغذیه‌گرایی کارلسون برحسب فسفات کل، کلروفیلآ و عمق سشی دیسک (سال ۱۳۹۶).

بحث و نتیجه‌گیری

یوتروفیکاسیون یا غنی شدن از مواد مغذی یکی از مشکلات عمده تالاب‌ها، رودخانه‌ها و دریاچه‌ها در همه جای دنیا می‌باشد (Mirzajani *et al.*, 2010). دریاچه‌های کم‌عمق و تالاب‌ها، در مقایسه با دریاچه‌های عمیق نسبت به بار ورودی مواد مغذی از حوضه‌های آبریز اطراف سریع‌تر در معرض تغییر شرایط اکولوژیک قرارگرفته و بسیار آسیب‌پذیر می‌باشند (Scheffer, 1998; Nouri *et al.*, 2010). شاخص تغذیه‌گرایی بینشی نسبت به وضعیت مواد مغذی که از مهم‌ترین عوامل رشد و تکثیر فیتوپلانکتون‌ها در اکوسیستم‌های آبی می‌باشند فراهم می‌کند (Sarkaer *et al.*, 2020).

بر اساس جدول طبقه‌بندی تغذیه‌گرایی Vollenweider (۱۹۷۰) (جدول ۱) تالاب چغاخور بر اساس غلظت فسفات کل، کلروفیلآ و عمق شفافیت یوتروف است و با توجه به نتایج به‌دست‌آمده از شاخص تغذیه‌گرایی کارلسون تالاب چغاخور با میانگین ۳۷/۳۵ ارزش شاخص، در شرایط مزوتروفی قرار می‌گیرد. شفافیت نسبی آبی، افزایش احتمال شرایط احیایی در ناحیه هیپولیمنیون در طول تابستان و کاهش یافتن جمعیت ماهیان شکارچی از پیامدهای شرایط مزوتروفی در اکوسیستم‌های آبی می‌باشد (Carlson, 1983). با توجه به میانگین شاخص تغذیه‌گرایی برحسب فسفات کل در فصل تابستان در ۴۰ ایستگاه، تالاب ازلحاظ وضعیت تغذیه گرایی در محدوده الیگوتروف قرار دارد و ایستگاه شماره ۱۶ با میزان ۱۷/۲۷ کمترین مقدار و ایستگاه شماره ۳۶ با میزان ۳۴/۰۳ بیشترین مقدار را دارا بود. تغییرات فسفر در بوم‌سازگان‌های آبی وابسته به عواملی همچون تغییرات فسفر ورودی از رواناب‌های کشاورزی و فاضلاب‌های شهری و صنعتی، عوامل مؤثر بر احیا مجدد فسفر رسوب‌کرده در کف و مصرف فسفر توسط بیومس گیاهی و رسوب فسفر عنوان‌شده است (Southwood and Henderson, 2000). درعین‌حال روند تغییرات فسفر در بوم‌سازگان‌های آبی کم‌عمق نسبت به بوم‌سازگان‌های آبی عمیق متفاوت است. در این بوم‌سازگان‌ها غلظت فسفر در ستون آب عمدتاً تحت

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]

تأثیر فرایندهای مؤثر در احیاء مجدد فسفر از رسوبات می‌باشد. از مهم‌ترین این فرایندها می‌توان به شیب غلظتی فسفر در لایه بین رسوبات کف و ستون آب، پتانسیل احیایی رسوبات کف، شدت تلاطم‌های ایجادشده در رسوبات تحت تأثیر جریان‌های ایجادشده توسط وزش باد و درصد پوشش گیاهی اشاره کرد (Southwood and Henderson, 2000). میرزاجانی و همکاران (۱۳۹۱) به این نتیجه رسیدند که وضعیت تغذیه‌گرایی دریاچه تهم در زنجان ازنظر فسفات کل در گروه دریاچه‌های مزوتروف قرار دارد.

عمق سشی دیسک در تابستان به علت افزایش دما، تبخیر، برداشت آب برای کشاورزی و کم شدن سطح آب، افزایش پوشش گیاهی مقدار خیلی کمی داشت. تالاب چغاخور ازنظر شاخص تغذیه‌گرایی برحسب عمق شفافیت در وضعیت مزوتروفیک قرار دارد. میزان کلروفیلآ در تابستان به علت گرمای هوا و افزایش پوشش گیاهی و افزایش فیتوپلانکتون‌ها مقدار زیادی داشت. تالاب ازنظر شاخص تغذیه‌گرایی برحسب کلروفیلآ در محدوده مزوتروف قرار داشت و ایستگاه شماره ۲۸ با غلظت ۹/۵۱ کمترین مقدار و ایستگاه شماره ۴۰ با غلظت ۵۲/۷۸ بیشترین مقدار را دارا بود. افزایش میزان کلروفیل می‌تواند ناشی از افزایش بیومس فیتوپلانکتون‌ها و افزایش دمای آب باشد (عابدینی و همکاران، ۱۳۹۶).

بر اساس شاخص نهایی که از مجموع شاخص‌های تغذیه‌گرایی برحسب فسفات کل، کلروفیلآ و عمق رؤیت سشی دیسک به‌دست‌آمده است نشان می‌دهد شاخص تغذیه‌گرایی تالاب در محدوده ۲۹/۲۷ تا ۴۶/۶۲ بوده و تالاب در وضعیت مزوتروفیک قرار دارد. از آنجائیکه هیچ رودخانه‌ای به تالاب چغاخور وارد نمی‌شود و فعالیت‌های صنعتی و پرورش آبزیان در حوضه آبریز تالاب چغاخور وجود ندارد، منابع آلوده‌کننده تالاب چغاخور می‌تواند فعالیت‌های وسیع کشاورزی در حاشیه تالاب و ورود زهاب‌های ناشی از آن و هم‌چنین ورود پساب‌های خانگی به تالاب باشد که این عوامل باعث رشد سریع و زیاد گیاهان و جلبک‌ها در طی افزایش عوامل محدودکننده رشد و فتوسنتز، افزایش بیومس فیتوپلانکتون‌ها، کاهش اکسیژن، کاهش جمعیت ماهیان خوراکی، کاهش شفافیت آب، تغییر رنگ آب و بوی بد آب و در کل باعث کاهش کیفیت آب می‌شود. از طرفی نتایج برخی از مطالعات نشان می‌دهد تالاب‌ها نسبت به تغییر اقلیم به‌دلیل نقش مهم رژیم هیدرولوژیکی در کنترل ویژگی‌های بوم‌شناختی آن‌ها بسیار آسیب‌پذیر می‌باشند (Sarkar and Borah 2017; Sarkar *et al*. 2018). بنابراین به‌منظور کاهش اثرات تغییراقلیم، برداشت بی‌رویه از آب تالاب چغاخور به‌منظور اهداف کشاورزی و به‌ویژه صنعتی باید کاهش پیدا کند. درمجموع به‌منظور مدیریت بهینه، حفاظت از تنوع زیستی و حفظ بوم‌سازگان تالاب، ایجاد تصفیه‌خانه‌های فاضلاب در مراکز بالادست جهت کاهش انواع مواد آلاینده و مواد مغذی، کنترل و بررسی دقیق و منظم شرایط فیزیکوشیمیایی و بیولوژیکی تالاب در طول سال توصیه‌شده و چاره‌اندیشی برای برطرف کردن شرایط تغذیه‌گرایی و یا کند کردن سیر فرایند طبیعی این پدیده ضروری است. صمدی (۱۳۹۵) گزارش داد حدود ۶۸/۲ درصد از پدیده تغذیه‌گرایی تالاب چغاخور ناشی از پساب‌هایی می‌باشند که از زمین‌های کشاورزی و مناطق مسکونی وارد تالاب می‌شوند و به‌منظور کنترل این پدیده باید از ورود منابع آلاینده منتشرکننده ترکیبات نیترات و فسفات به تالاب جلوگیری کرد. میانگین فسفات کل در تالاب چغاخور ۲۷۷ میکروگرم بر لیتر محاسبه شد که بسیار بالاتر از حد مجاز (۳۰ میکروگرم بر لیتر) می‌باشد و می‌تواند در طولانی‌مدت باعث شکوفایی جلبک‌ها در محیط آبی و درنتیجه بی‌اکسیژنی شده و نهایتاً باعث مرگ موجودات آبزی شود (سکوتی اسکویی و رعناقد، ۱۳۹۷). هم‌چنین انجام پایش‌های طولانی و مداوم می‌تواند نتایج بهتری را حاصل کرده و درنهایت با همکاری مسئولان ذی‌ربط، مدیریت صحیحی برای سلامت این اکوسیستم‌ها به کار گرفت.

منابع

اسماعیلی افق، ع، ر.، ۱۳۹۰. ارزیابی شرایط تروفی تالاب چغاخور. پایان‌نامه کارشناسی ارشد رشته بوم‌شناسی آبزیان شیلاتی، دانشگاه صنعتی اصفهان، ۹۲ ص.

سکوتی اسکویی، ر.، رعناقد، ح.، ۱۳۹۷. عوامل مؤثر بر پدیده تغذیه گرایی در تالاب کانی برازان، آذربایجان غربی. اکوبیولوژی تالاب، ۱۰ (۲): صفحات ۱۴-۵.

شیوندی، د.، نظریان، ع.، داوودی، ق. و ریاحی. م. ۱۳۸۸. سیمای محیطزیست در استان چهارمحال و بختیاری. اداره کل حفاظت محیطزیست استان چهارمحال و بختیاری، صفحه ۱۲۱.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]

فتحی، پ.، ابراهیمی، ع.، فرهادیان، ا.، معتمدی، ج. و اسماعیلی، ع.، ۱۳۹٤. استفاده از زئوپلانکتون‌ها در ارزیابی فصلی وضعیت تروفی تالاب چغاخور. مجله زیست‌شناسی ایران. ۲۸(۳): صفحات ۳۸۲-۳۷۱.

گل محمدی، آ. و شریعتی. ف.، ۱۳۹۵. بررسی تروفی تالاب امیر کلایه در استان گیلان. فصلنامه علمی پژوهشی اکوبیولوژی تالاب،۳۰: صفحات ۷۲-۶۳.

صمدی، ج.، ۱۳۹۵. مدل‌سازی مکانی - زمانی خصوصیات کیفی و وضعیت تغذیه‌گرایی تالاب چغاخور با استفاده از شاخص‌های آلودگی و تکنیک‌های قطعی و زمین‌آماری GIS. تحقیقات منابع آب ایران، ۱۲: صفحات ۱۳۲-۱۲۲.

عابدینی ع.، میرزاجانی ع. و فلاحی م.، ۱۳۹٦. *وضعیت فیزیکوشیمیایی آب و سطح تغذیه گرایی تالاب انزلی. مجله علمی شیلات ایران، ۲۶ (۶): صفحات ۱۲۳-۱۱۳.*

میرزاجانی، ع.، عباسی، ک.، سبک آرا، ج.، مکارمی، م.، عابدینی، ع. و صیاد بورانی، م.، ۱۳۹۱. لیمنولوژی دریاچه الیگو مزوتروف تهم در استان زنجان. مجله زیست‌شناسی ایران، ۲۵(۱): صفحات ۸۹-۷۴.

نصرالله زاده ساروی، ح.، مخلوق، آ.، یعقوب زاده، ز. و قیاسی، م.، ۱۳۹٦. بررسی مقایسه‌ای شاخص‌های کیفیت آب دریاچه سد شهید رجایی استان مازندران ساری. فصلنامه آب و فاضلاب، ۲۸ (۱۰۸): صفحات ۸۸-۷۸.

Al-Abbawy, D., 2012. Assessment of trophic status for Shatt Al-Arab River using trophic state index (TSI). Journal of Basrah Researches ((Sciences)), 38(3): 36-44.

Baban, S. M. J., 1996. Trophic classification and ecosystem checking of lakes using remotely sensed information. Hydrological Sciences-Journal-des Sciences Hydrologiques, 41(6): 939-957.

Carlson, R. E., 1977. A trophic state index for lakes. Limnology and oceanography, 22(2): 361-369. **Carlson, R. E., 1983.** Discussion on usins difference among Carlson's trophic state index values in regional water quality assessment, by Richard A. Osgood. Water Water Resources Bulletin, 19: 307-309.

Chin, D. A., 2006. Water-quality engineering in natural systems. A John wiley & Sons, ING, publication, 610p.

Cigagna, C., Bonotto, D. M., Monteiro, A. F. C. and Sturaro, J. R., 2016. Trophic state index (TSI) and physico-chemical characteristics of a shallow reservoir in southeast Brazil. Environmental Earth Sciences, 75: 102-113.

Ebrahimi, S. and Moshari, M., 2006. Evaluation of the Choghakhor wetland status with the emphasis on environmental management problems. Publications of the Institute of Geophysics, Polish Academy of Sciences, E-6(390): 8 pp.

Huibin, H., Xi, B., Jiang, J., Heaphy, M. J., Wang, H. and Li, D., 2011. Environmental heterogeneity analysis, assessment of trophic state and source identification in Chaohu Lake, China. Environmental Science and Pollution Research, 18(8):1333-42.

Jeffrey, S. W. and Hamphrey, G. F., 1975. New Spectrophotometric Equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in Higher Plants, Algae and Natural Phytoplankton. Biochemie und Physiologie der Pflanze, 167: 191-194.

Kumar, P., Mahajan, A. K. and Meena, N. K., 2019. *Evaluation of trophic status and its limiting factors in the Renuka Lake of Lesser Himalaya, India.* Environmental Monitoring and Assessment, *191: 3-11.*

Samadi, J., 2016. Spatial-temporal modeling of groundwater level variations of urban and rural areas in Kashan aquifer using GIS techniques. Science and Environmental Technology, 18(2):15p (In Persian).

Scheffer, M., 1998. *Ecology of shallow lakes.* London, Chapman and Hall, 358 pp.

Sarkar, S. D., Sarkar, U. K., Lianthuamluaia, L., Ghosh, B. D., Roy, K., Mishal, P. and Das, B. K., 2020. Pattern of the state of eutrophication in the floodplain wetlands of eastern India in context of climate change: a comparative evaluation of 27 wetlands. Environmental Monitoring and Assessment, 192(3):1-12.

Sarkar, U. K. and Borah, B. C., 2017. Flood plain wetland fisheries of India: with special reference to impact of climate change Wetlands Ecology and Management, 26: 1 –15

Sarkar, U. K., Roy, K., Karnatak, G. and Nandy, S. K., 2018. Adaptive climate change resilient indigenous fisheries strategies in the floodplain wetlands of West Bengal, India. Journal of Water and Climate Change, 9(3): 449–462.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]

Shahrban, M. and Etemad-Shahidi, A., 2010. Classification of the Caspian Sea coastal waters based on trophic index and numerical analysis. Environmental monitoring and assessment, 164(1-4): 349-356. DOI: 10.1007/s10661-009-0897-6.

Southwood, T. R. E. and Henderson, P. A., 2000. Ecological Methods, Third Edition.Blackwell Science, 575 P.

Markad, A. T., Landge, A. T., Nayak, B. B. Inamdar, A. B. and Mishra A. K., 2019. *Trophic state modeling for shallow freshwater reservoir: a new approach.* Environmental Monitoring and Assessment *191 (586) DOI: 10.1007/s10661-019-7740-5*.

Mirzajani, A. R., Khodaparast Sharifi, H., Babaei, H., Abedini, A. and Dadai Ghandi, A., 2010. Eutrophication trend of Anzali wetland based on 1992-2002 data. Journal of Environmental Studies, 35(52): 19-21.

Mohebbi, F., Riahi, H., Sheidai, M. and Shariatmadari, Z., 2016. Phytoplankton of Aras dam reservoir (Iran): an attempt to assess water quality. Iranian Journal of Fisheries Sciences, 15: 1318-1336.

Mousavi Nadoushan, R., Fatemi, F. M., Esmaeili Sari, A. and Vosoughi, G. H., 2008. Determination of trophy status and fish production potential in Choghakhor Lake. Journal of Fisheries, 2(2): 71-75. (In Persian)

Nouri, J., Mirbagheri, S. A., Farrokhian, F., Jaafarzadeh, N. and Alesheikh, A. A., 2010. Water quality variability and eutrophic state in wet and dry years in wetlands of the semiarid and arid regions. Environmental Earth Sciences, 59: 1397-1407.

Ramsar Convention Secretariat., 2006. The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.

Wetzel, R. G., 2001. Limnology: Lake and river ecosystems. 3rd edition. Academic Press, San Diego.

Zhang, H., 2006. Evaluating lake eutrophication with enhanced thematic mapper data in Wu-han. *Chinese Journal* of Oceanology and *Limnology*. 24: 285-90.

Vollenweider, R. A., 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Paris, OECD Technical Report, 159 pp.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-25]