ارزیابی کیفی آب تالاب چغاخور با استفاده از شاخص WQS

- **پژمان فتحی**: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان
- **عیسی ابراهیمی***: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان
- **علی‌رضا اسماعیلی**: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان

تاریخ دریافت: اردیبهشت ۱۳۹۳ تاریخ پذیرش: مرداد ۱۳۹۳

چکیده

به منظور ارزیابی کیفیت آب تالاب چغاخور با استفاده از شاخص WQS، ۱۰ ایستگاه نمونه‌برداری انتخاب و با ۳ تکرار در هر ایستگاه، از اردیبهشت تا اسفند ماه ۱۳۸۹، با تناوب ٤٥ روز یکبار اقدام به نمونه‌برداری از آب گردید. فراسنجه‌های اکسیژن محلول (DO)، نیتروژن غیر آلی کل (TN) ، فسفر کل (TP)، آمونیاک (NH3)، pH، کدورت، TDS و BOD5 اندازه‌گیری شد. آنالیز واریانس داده‌ها، اختلاف معنی‌داری را بین فراسنجه‌های مورد اندازه‌گیری در مراحل مختلف نمونه‌برداری نشان داد (P<۰/۰۱). براساس فراسنجه‌های اکسیژن محلول، فسفات، آمونیاک و pH کیفیت آب تالاب در رتبه ٥ (وضعیت مطلوب)، براساس فراسنجه‌های نیتروژن غیر آلی کل در رتبه ۳ و۱ (به‌ترتیب در وضعیت ضعیف و بد) و در نهایت براساس فراسنجه BOD5 در رتبه ۱ (وضعیت بد) ارزیابی شد. با استفاده از این شاخص، ایستگاه‌های مورد مطالعه از نظر کیفیت کاملاً مشابه بوده و رتبه کلی برای تالاب ۳/۹٦ تعیین شد. نتایج حاصل از مقایسه شاخص WQS، در فصول مختلف نیز تفاوت معنی‌داری را نشان نداد. براساس یافته‌های این تحقیق به‌طور کلی کیفیت آب تالاب در طبقه کیفی ضعیف قرار گرفت.

کلمات کلیدی: شاخص WQS، تالاب چغاخور، چهار محال و بختیاری، فاکتورهای فیزیکوشیمیایی

مقدمه

* پست الکترونیکی نویسنده مسئول: e_ebrahimi@cc.iut.ac.ir

تالاب چغاخور با مساحتی بالغ بر ۱۵۰۰ هکتار، بزرگ‌ترین تالاب استان چهار محال و بختیاری است. حجم آبی این تالاب ۴۰ میلیون مترمکعب و یکی از ذخیره‌گاه‌های مهم اکولوژیک در منطقه محسوب می‌شود. این تالاب به‌دلیل قرار گرفتن در اقلیم سرد و خشک فلات مرکزی ایران از اهمیت زیادی برخوردار است. بااین‌حال، تاکنون هیچ برنامه جامعی برای بررسی کیفیت آب این تالاب به‌منظور ارزیابی سلامت و اعمال مدیریت مناسب آن صورت نگرفته است. اطلاع از کیفیت آب‌ها این امکان را فراهم می‌سازد تا ضمن استفاده صحیح از آن در موارد مختلف، شیوه‌هایی اتخاذ شود تا کم‌ترین آسیب به این منابع وارد شود. توسعه منابع آبی قابل استفاده و حفظ و بهبود کیفیت آن به‌خصوص برای کشورهای خشک و کم آب، امری حیاتی می‌باشد. در این راستا شاخص‌های کیفی آب با توجه به سهولت استفاده و بیان نتایج به زبان ساده و قابل فهم حتی برای افراد غیرمتخصص، می‌تواند به‌عنوان ابزاری جهت تعیین شدت آلودگی آب، نقش بسیار مهمی را ایفاکند (اسماعیلی‌ساری، ۱۳۸۱). شاخص کیفیت یک عدد بدون واحد است که میزان کیفیت آب را براساس اجماع یک‌سری از پارامترهای اندازه‌گیری شده بیان می‌کند. برای محاسبه شاخص کیفیت روش‌ها و شاخص‌های اکولوژیک متعددی مورد استفاده قرار می‌گیرد که هریک عوامل مختلفی را مد نظر قرار می دهد (Bordalo و همکاران، ۲۰۰۱؛ Pearson، ۱۹۸۷؛ Warwick، ۱۹۸۶؛ Hakanson، ۱۹۸۰). شاخص‌های اکولوژیک ترکیبی از فاکتورهای محیطی مختلف به‌صورت یک مقیاس کمی هستند که در مدیریت‌های محیطی بسیار مفید خواهند بود. بیش‌تر شاخص‌های مورد استفاده در ارزیابی سلامت اکوسیستم‌های آبی برای استفاده در اکوسیستم‌های آب‌شیرین، به‌خصوص رودخانه‌ها پیشنهاد شده (Nemati و همکاران، ۲۰۰۰؛ Pesce، ۲۰۰۰؛ Landwehr، ۱۹۷۶) و در آب‌های ساکن و تالاب‌ها کم‌تر مورد استفاده قرار گرفته‌اند. در حال حاضر تعداد زیادی شاخص‌های کیفیت آب، که هرکدام برای اهداف و کاربردهای خاص به‌وجود آمده‌اند در اکثر کشورهای مختلف جهان مورد استفاده قرار می‌گیرند. House و Ellis (۱۹۸۷) روند شکل‌گیری، ساختار و کاربرد شاخص‌های مختلف کیفیت آب به‌منظور مدیریت منابع آب را مورد بررسی قرار داده است. Landwehr و Deininger (۱۹۷۶)، پنج شاخص کیفیت آب از جمله شاخص NSF WQI را با توجه به نظرات ۱۰۰ کارشناس بر روی کیفیت ۲۰ نمونه آب مقایسه کردند، نتایج حاصل همبستگی بالایی را بین میانگین نظر کارشناسان و ۵ شاخص کیفی نشان داد. Nemati Varnosfaderany و همکاران (۲۰۰۸) با استفاده از بررسی فاکتورهای فیزیکوشیمیایی و استفاده از شاخص NSF WQI به ارزیابی کیفیت آب رودخانه زاینده رود پرداختند. هم‌چنین دهقان مدیسه و همکاران (۱۳۸۷) با استفاده از شاخص WQS ارزیابی کیفیت آب خوریات خوزستان را انجام داده‌اند (دهقان مدیسه، ۱۳۸۷).

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه تالاب چغاخور در استان چهار محال و بختیاری با مساحتی حدود ۱۵۰۰ هکتار بود. این تالاب در دشت گندمان-بلداجی واقع شده است. وسعت این حوزه ۷۶۸ کیلومتر مربع بوده که ۲۲۲ کیلومترمربع آن دشت است. دشت گندمان-بلداجی در مختصات جغرافیایی ´۵۰ °۳۱ تا ´۰۰ °۳۲ عرض شمالی و ´۰۰ °۵۱ تا ´۱۰ °۵۱ طول شرقی واقع گردیده است. متوسط میزان بارندگی این حوزه ۳۸۰ میلی‌متر بوده و با توجه به منابع آب آهکی موجود، این حوزه از پتانسیل آب زیرزمینی نسبتاً مطلوبی برخوردار است (شیوندی، ۱۳۸۸). اراضی اطراف تالاب در بخش شمال و غرب به‌شکل مرتع با کاربری دام‌پروری گسترده و تفرج در حاشیه تالاب و در بخش جنوب و شرق با کاربری مسکونی (روستا) و باغداری در قسمت‌های مرتفع و کشاورزی در حاشیه تالاب می‌باشد. با توجه به این‌که روستاها، باغات و زمین‌های کشاورزی در ارتفاعات مشرف به تالاب قرار دارند، فعالیت‌های انسانی در این بخش‌ها تاثیر قابل توجهی را بر کیفیت آب تالاب خواهد داشت. نمونه‌برداری از اردیبهشت تا اسفند ۱۳۸۹ در ۸ مرحله با تناوب ۴۵ روز یک‌بار در ۴ فصل انجام شد. برای انجام این تحقیق ۱۰ ایستگاه نمونه‌برداری تعیین و فواصل بین ایستگاه‌های مجاور از هر طرف ۱ کیلومتر در نظر گرفته شد (شکل ۱). برای دسترسی به این نقاط از دستگاه GPS استفاده گردید (Van Dolah و همکاران، ۱۹۸۶).

برای نمونه‌برداری از آب جهت آنالیز فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی در هر ایستگاه پس از ۳ بار شستشوی ظرف نمونه با آب تالاب، یک لیتر آب از عمق ۳۰ سانتی‌متری برداشته و در شرایط استاندارد به آزمایشگاه منتقل شد. پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب شامل دما، اکسیژن محلول و درصد اشباعیت اکسیژن در محل ایستگاه با استفاده از دستگاه‌های پرتابل انجام گرفت. دما به‌وسیله دماسنج جیوه‌ایی با دقت ۰/۱ درجه سانتی‌گراد، اکسیژن محلول و درصد اشباعیت با اکسیژن‌متر مدل WTW-OXI 196 ساخت آلمان، pH، EC و کدورت

به‌ترتیب با استفاده از دستگاه‌های pHمتر دیجیتال Schottgerate مدل 666221 ساخت آلمان، ECمتر دیجیتال مدل CIBA, CORNING ساخت آمریکا و کدورت‌سنج مدل DRT-15CE اندازه‌گیری شد.

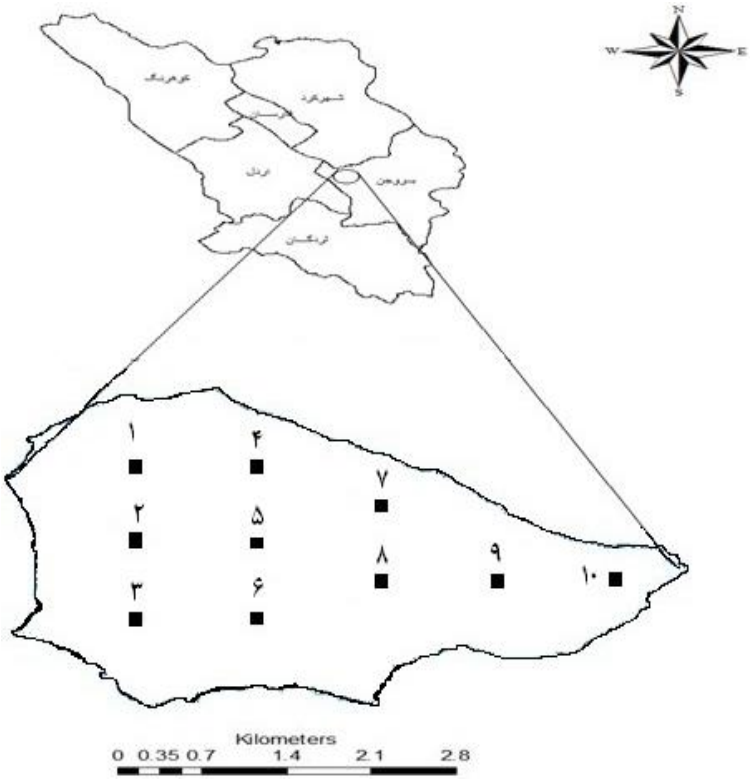
BOD_5 به‌روش اکسیژن باقی‌مانده پس از ۵ روز به‌وسیله دستگاه اکسیژن‌سنج اندازه‌گیری شد (APHA، ۱۹۹۲). یون نیترات و نیتریت به‌روش رنگ‌سنجی و اندازه‌گیری با طیف نورسنجی به‌ترتیب به‌وسیله اسپکتروفتومتر مدل AANALYST 700 PERKIAN ELMER و اسپکتروفتومتر مدل JENWAY 6400 ساخت انگلستان اندازه‌گیری شد (APHA، ۱۹۹۲). آمونیوم با روش نسلریزاسیون و تیتراسیون، قلیائیت به‌روش رنگ‌سنجی و تیتراسیون، سختی به‌روش تیتراسیون با EDTA و TDS به‌روش صاف کردن و با استفاده از دستگاه آون الکتریکی اندازه‌گیری شد (APHA، ۱۹۹۲).

هم‌چنین فسفات محلول به‌روش رنگ‌سنجی با استفاده از اسپکتروفتومتر مدل JENWAY 6400 اندازه‌گیری شد (APHA، ۱۹۹۲). آمونیاک براساس درصد یونیزاسیون آمونیاک در pHهای مختلف، از مقادیر آمونیوم محاسبه گردید (Creswell، ۱۹۹۳). بررسی آماری داده‌ها در تناوب‌های مکانی (ایستگاه‌های مختلف) و تناوب‌های زمانی (زمان های مختلف نمونه‌برداری) در نرم‌افزار (SPSS,18) انجام شد. ابتدا نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کلموگروف-اسمیرنف و یکنواختی واریانس‌ها با استفاده از آزمون لون بررسی شد. به‌منظور بررسی اختلاف بین ایستگاه‌ها و هم‌چنین زمان‌های مختلف نمونه‌برداری، از آنالیز واریانس یک‌طرفه استفاده شد و در ادامه از آزمون مقایسه میانگین‌ها به‌روش دانکن استفاده گردید.

روش تعیین شاخص WQS: این شاخص با استفاده از ۶ پارامتر کیفی آب (اکسیژن محلول، pH، نیتروژن غیرآلی کل، فسفر کل، آمونیاک و BOD_5) و ارزش مربوط به هر پارامتر از نظر سلامت حیات و تکثیر جوامع براساس استانداردهای مشخص (Pesce، ۲۰۰۰) محاسبه گردید. این شاخص وضعیت سلامت منطقه مورد مطالعه را در ۳ سطح، بد (رتبه ۱)، ضعیف (رتبه ۳) و خوب (رتبه ۵) طبقه‌بندی می‌نماید. شش پارامتر مورد استفاده در این شاخص شامل اکسیژن محلول، نیتروژن غیرآلی کل (شامل مجموع نیترات، نیتریت و آمونیوم)، فسفر کل، آمونیاک، pH و BOD_5 است (دهقان‌مدیسه، ۱۳۸۷). در جدول ۲، پارامترهای مورد استفاده در این مطالعه و رتبه‌بندی آن‌ها ارائه شده است. پس از رتبه‌بندی پارامترهای مختلف، از تقسیم مجموع رتبه‌ها بر تعداد پارامترهای شرکت کننده در شاخص، رتبه زیستگاه مورد مطالعه تعیین شده و وضعیت سلامت زیستگاه مورد نظر براساس رتبه نهایی اعلام می‌گردد.

جدول ۱: موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های مورد مطالعه

ایستگاه	موقعیت جغرافیایی (UTM)
۱	X =۴۸۹۵ Y =۳۵۳۳۰
۲	X =۴۸۹۵ Y =۳۵۳۲۰
۳	X =۴۸۹۵ Y =۳۵۳۱۰
۴	X =۴۹۰۵ Y =۳۵۳۳۰
۵	X =۴۹۰۵ Y =۳۵۳۲۰
۶	X =۴۹۰۵ Y =۳۵۳۱۰
۷	X =۴۹۱۵ Y =۳۵۳۲۵
۸	X =۴۹۱۵ Y =۳۵۳۱۵
۹	X =۴۹۲۵ Y =۳۵۳۱۵
۱۰	X =۴۹۳۵ Y =۳۵۳۱۵



شکل ۱: منطقه مورد مطالعه

جدول ۲: پارامترهای مورد استفاده در شاخص (WQS) ، مقادیر آستانه و رتبه بندی آن‌ها (Van Dolah و همکاران، ۲۰۰۴)

پارامترهای کیفیت آب	مقادیر آستانه	رتبه بندی
میانگین اکسیژن محلول (ppm)	$DO \geq ۴$	۵ (خوب)
	$۳ \leq DO < ۴$	۳ (ضعیف)
	$DO < ۳$	۱ (بد)
میانگین pH	$pH \geq ۷/۴$	۵ (خوب)
	$۷/۱ \leq pH < ۷/۴$	۳ (ضعیف)
	$pH < ۷/۱$	۱ (بد)
میانگین نیتروژن غیرآلی کل (ppm)	$TN \leq ۰/۹۵$	۵ (خوب)
	$۰/۹۵ < TN \leq ۱/۲۹$	۳ (ضعیف)
	$TN > ۱/۲۹$	۱ (بد)
میانگین فسفر کل (ppm)	$TP \leq ۰/۰۹$	۵ (خوب)
	$۰/۰۹ < TP \leq ۰/۱۷$	۳ (ضعیف)
	$TP > ۰/۱۷$	۱ (بد)
میانگین آمونیاک (ppm)	$NH_3 \leq ۰/۲۸$	۵ (خوب)
	$۰/۲۸ < NH_3 < ۰/۶$	۳ (ضعیف)
	$NH_3 > ۰/۶$	۱ (بد)
میانگین BOD_5 (ppm)	$BOD_5 \leq ۱/۸$	۵ (خوب)
	$۱/۸ \leq BOD_5 < ۲/۶$	۳ (ضعیف)
	$BOD_5 > ۲/۶$	۱ (بد)

نتایج

مقادیر میانگین فراسنجه‌ها در مراحل مختلف نمونه‌برداری در جدول ۳ و هم‌چنین مقادیر حداکثر، حداقل و میانگین کل فراسنجه‌های اندازه‌گیری شده در جدول ۴ ارائه شده است. تغییرات پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب در ایستگاه‌های مورد مطالعه (تغییرات مکانی) از نظر آماری اختلاف معنی‌داری نشان نداد. در مقابل میانگین تغییرات این پارمترها در مراحل مختلف نمونه‌برداری (تغییرات زمانی) دارای اختلاف معنی‌دار بود ($p<۰/۰۱$). در تغییرات اکسیژن محلول در مراحل مختلف نمونه‌برداری دو پیک بهاره و پاییزه مشاهده شد، بیش‌ترین میزان اکسیژن محلول در اواخر پاییز و کم‌ترین میزان آن در اوایل تابستان مشاهده شد. میزان نیترات به‌طورکلی در سطح پایینی قرار داشته و در فصل پاییز افزایش قابل ملاحظه‌ای نشان داد، کم‌ترین میزان نیترات در اواخر زمستان مشاهده شد. مقدار نیتریت به‌جز اوایل بهار که در کم‌ترین حد قرار داشت، در سایر مراحل نمونه‌برداری میزان نیتریت تفاوت قابل ملاحظه‌ای نشان نداد. روند تغییرات آمونیوم از بهار به‌سمت زمستان کاهشی بود و بیش‌ترین میزان آن در اوایل بهار و کم‌ترین آن در اواخر زمستان مشاهده شد. pH آب تالاب در محدوده قلیایی قرار داشته و از اوایل بهار تا اوایل پاییز میزان این فاکتور افزایشی و از اواخر پاییز تا اواخر زمستان میزان آن کاهشی بود. کدورت آب تالاب در فصول بهار و تابستان پایین بوده و تفاوت قابل ملاحظه‌ای با فصول پاییز و زمستان داشت. تغییرات میزان TDS آب تالاب در فصول بهار و تابستان جزئی بوده و در فصول پاییز و زمستان افزایش قابل ملاحظه‌ای داشت. بیش‌ترین میزان BOD_5 در فصول گرم سال (بهار و تابستان) بود و به سمت فصول سرد (پاییز و زمستان) میزان این فاکتور کاهش قابل ملاحظه‌ای نشان داد.

جدول ۴، امتیاز هر پارامتر و رتبه کیفی آب در مراحل مختلف نمونه‌برداری و جدول ۵، امتیاز هر پارامتر و رتبه کیفی آب در ایستگاه‌های مورد مطالعه را نشان می‌دهد.

جدول ۳: مقادیر میانگین و انحراف معیار پارامترهای اندازه‌گیری شده در مراحل مختلف نمونه‌برداری

مراحل / فاکتور	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	میانگین	انحراف معیار
نیترات (میلی‌گرم برلیتر)	۰/۹۲۸±۰/۱۱	۰/۸۰۱±۰/۱۵	۰/۹۱۳±۰/۱۷	۰/۶۰۶±۰/۱۵	۱/۲۴±۰/۳۵	۱/۲۱±۰/۳۱	۰/۷۱۷±۰/۳۸	۰/۴۹۷±۰/۱۱	۰/۸۶۵	±۰/۳۴۳
نیتریت (میلی‌گرم برلیتر)	۰/۲۰۹±۰/۰۲۵	۰/۱۸۰±۰/۰۳۳	۰/۲۰۵±۰/۰۴۰	۰/۱۳۶±۰/۰۳۴	۰/۲۸۱±۰/۰۸۰	۰/۲۷۴±۰/۰۷۱	۰/۱۶۲±۰/۰۸۷	۰/۱۱۲±۰/۰۲۶	۰/۰۳۸	±۰/۰۱۶
آمونیوم (میلی‌گرم برلیتر)	۰/۴۲۴±۰/۱۵	۰/۳۷۸±۰/۱۲	۰/۱۴۷±۰/۰۶	۰/۱۸۳±۰/۱۱	۰/۱۵۳±۰/۰۳۵	۰/۱۰۴±۰/۰۳۷	۰/۲۸۲±۰/۲۵	۰/۰۶۱±۰/۰۱۵	۰/۲۱۶	±۰/۱۷۱
کدورت (NTU)	۲۲/۹۴±۶/۵۲	۱۸/۵۰±۳/۹۸	۲۱/۱۴±۴/۳۱	۱۸/۵۰±۳/۶۳	۲۱/۱۲±۸/۱۵	۳۷/۸۳±۱۱/۰۰	۳۳/۳۷±۱۲/۰۵	۳۸/۶۱±۱۸/۵۹	۷۲/۵۸۷	±۵۱/۳۶۸
DO (میلی‌گرم برلیتر)	۱۰/۳۵±۲/۳	۸/۷۷±۱/۰۸	۷/۶۳±۲/۰۶	۸/۱۳±۲/۶	۹/۶۷±۲/۲۱	۱۱/۴۶±۱/۶	۹/۶۷±۰/۵۱	۸/۸۶±۰/۹۷	۹/۳۱۷	±۲/۰۸۷
TDS (میلی‌گرم برلیتر)	۱۹۵/۴±۲۵/۶۳	۱۸۷/۱±۲۵/۹۲	۲۰۳/۴±۱۸/۶۹	۱۹۷/۵±۴۲/۲۵	۲۳۳/۱±۵۳/۳۴	۱۶۷/۹±۴۳/۴۱	۲۸۹/۲±۶۷/۸۷	۲۶۳/۲±۱۰۳/۳	۹/۱۲۳	±۰/۷۵۲
TP (میلی‌گرم برلیتر)	۰/۰۵۶±۰/۰۰۹	۰/۰۷۶±۰/۰۴۲	۰/۰۸۲±۰/۰۲۰	۰/۰۶۳±۰/۰۱۱	۰/۰۹۰±۰/۰۲۳	۰/۰۶۴±۰/۰۲۳	۰/۰۴۱±۰/۰۰۹	۰/۰۵۶±۰/۰۰۷	۰/۰۰۷۵	±۰/۰۰۲
NH_3 (میلی‌گرم برلیتر)	۰/۰۱۰۶±۰/۰۰۴	۰/۰۰۹۹±۰/۰۰۴	۰/۰۰۶۳±۰/۰۰۲	۰/۰۰۷۰±۰/۰۰۳	۰/۰۰۶۳±۰/۰۰۳	۰/۰۰۵۲±۰/۰۰۲	۰/۰۰۹۴±۰/۰۰۳	۰/۰۰۵۰±۰/۰۰۲	۰/۰۶۶	±۰/۰۲۵
pH	۸/۳۰±۰/۲۵	۹/۴۵±۰/۵۳	۹/۷۲±۰/۳۹	۹/۵۸±۰/۲۴	۹/۹۸±۰/۲۱	۹/۳۵±۰/۲۱	۸/۲۵±۰/۵۷	۸/۳۳±۰/۲۵	۲۶/۵۰۶	±۱۲/۳۸۹
BOD_5 (میلی‌گرم برلیتر)	۹۶/۷±۴۰/۰۲	۱۰۶/۱±۴۱/۵۱	۵۶/۸±۳۷/۶۲	۱۲۳/۲±۶۶/۶۵	۹۰/۹±۲۳/۹۹	۵۴/۸±۵۱/۱۰	۲۱/۱±۱۳/۱۴	۳۱/۱±۴/۲۵	۲۱۷/۱۰	±۶۴/۷۰

جدول ۴: امتیاز هر پارامتر و رتبه کیفی آب در مراحل مختلف نمونه‌برداری

مراحل / پارامتر	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸
DO (میلی‌گرم برلیتر)	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵
BOD_5 (میلی‌گرم برلیتر)	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱
TN (میلی‌گرم برلیتر)	۱	۳	۳	۵	۱	۱	۳	۵
TP (میلی‌گرم برلیتر)	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵
pH	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵
NH_3 (میلی‌گرم برلیتر)	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵
جمع امتیاز	۲۲	۲۴	۲۴	۲۶	۲۲	۲۲	۲۴	۲۶
امتیاز شاخص	۳/۶۶	۴	۴	۴/۳۳	۳/۶۶	۳/۶۶	۴	۴/۳۳

جدول ۵: امتیاز هر پارامتر و رتبه کیفی آب در ایستگاه‌های مختلف

ایستگاه / پارامتر	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰
DO (میلی‌گرم برلیتر)	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵
BOD_5 (میلی‌گرم برلیتر)	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۱
TN (میلی‌گرم برلیتر)	۱	۱	۳	۳	۳	۳	۳	۳	۳	۵
TP (میلی‌گرم برلیتر)	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵
pH	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵
NH_3 (میلی‌گرم برلیتر)	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵	۵
جمع امتیاز	۲۲	۲۲	۲۴	۲۴	۲۴	۲۴	۲۴	۲۴	۲۴	۲۶
امتیاز شاخص	۳/۶۶	۳/۶۶	۴	۴	۴	۴	۴	۴	۴	۴/۳۳

بحث

براساس جداول امتیازدهی ارائه شده برای مراحل و ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری (جداول ۴ و ۵)، کیفیت آب براساس پارامترهای اکسیژن محلول، فسفات، آمونیاک و pH در رتبه ۵ (وضعیت مطلوب)، نیتروژن غیرآلی کل در رتبه ۳ (وضعیت ضعیف) و رتبه ۱ (وضعیت بد) و در نهایت BOD_5 در رتبه ۱ (وضعیت بد) ارزیابی شد. با استفاده از این شاخص، تشابه بالای ایستگاه‌های مورد مطالعه از نظر پارامترهای مختلف کیفی آب، کاملاً مشخص و رتبه کلی برای این منطقه ۳/۹۶ تعیین شد که بیان کننده کیفیت ضعیف آب می‌باشد. با توجه به شرایط کم و بیش یکسان حاکم بر تمامی ایستگاه‌ها و کم عمق بودن این تالاب که باعث اختلاط کامل آب و همگن شدن محیط می‌شود، چنین تشابهی از نظر کیفیت آب قابل انتظار بود.

در یک اکوسیستم سالم، به‌طور طبیعی تمامی عوامل اکولوژیک و بیولوژیک متاثر از تغییرات فصلی و زمانی در نوسانند و شدت این نوسان با توجه به موقعیت جغرافیایی، وسعت، عمق، جریان‌های غالب و شکل منبع آبی متفاوت است (دهقان‌مدیسه، ۱۳۸۷). تغییرات فصلی معنی‌دار پارامترها در مطالعه حاضر و بسیاری از مطالعات دیگر در سایر اکوسیستم‌ها (دهقان مدیسه، ۱۳۸۷؛ Nemati و همکاران، ۲۰۰۸) گزارش شده است.

از نظر زمانی تفاوت معنی‌داری (P<۰/۰۱) در میزان اکسیژن محلول بین مراحل مختلف نمونه‌برداری مشاهده شد. تغییرات اکسیژن محلول از بهار تا نیمه تابستان روند کاهشی داشته که می‌تواند ناشی از کاهش قابلیت انحلال اکسیژن به‌دلیل افزایش دمای آب و هم‌چنین افزایش فعالیت‌های حیاتی موجودات و فرایندهای اکسیداسیون مواد آلی باشد. از نیمه دوم تابستان تا نیمه دوم پاییز روند صعودی را طی می‌کند. روند صعودی مشاهده شده در این مدت با وجود افزایش دمای آب و فعالیت‌های اکسیداسیونی مواد آلی، ناشی از شدت فرایندهای فتوسنتزی توسط انبوه گیاهان آبزی و هم‌چنین شکوفایی پاییزه فیتوپلانکتون‌ها به‌دلیل مناسب شدن شرایط محیطی می‌باشد که باعث افزایش غلظت اکسیژن شده است. در فصل زمستان میزان اکسیژن مجدداً کاهش می‌یابد، که این کاهش می‌تواند ناشی از کاهش پوشش گیاهی تالاب به‌دلیل خزان گیاهان آبزی و کاهش جمعیت فیتوپلانکتون‌ها باشد. به‌طورکلی نوسانات اکسیژن دارای دو پیک بهاره و پاییزه بود. در هر صورت میزان اکسیژن محلول در تمامی ایستگاه‌ها و هم‌چنین مراحل مختلف نمونه‌برداری بالا بود، که می‌تواند ناشی از گستردگی سطح تالاب، وزش دائمی باد، کم عمق بودن تالاب و هم‌چنین انبوهی گیاهان آبزی و عمل فتوسنتز باشد (Li، ۲۰۰۹).

میانگین داده‌های نیترات در مراحل مختلف نمونه‌برداری تفاوت معنی‌داری را (P<۰/۰۱) نشان داد. از اوایل بهار تا اواخر تابستان) میزان نیترات کاهش یافته، در فصل پاییز میزان آن افزایش و مجدداً در فصل زمستان کاهش یافته است. یکی از دلایل پایین بودن سطح نیترات در آب تالاب، پوشش گیاهی انبوه منطقه است، چرا که ترکیبات معدنی نیتروژن، به‌خصوص در فصول رشد و توسعه گیاهان آبزی و فیتوپلانکتون‌ها، به‌سرعت توسط گیاهان جذب می‌شوند (Li، ۲۰۰۹). هم‌چنین غلظت ترکیبات معدنی نیتروژن به‌میزان TSS وابسته بوده و می‌تواند با ته نشین شدن ذرات معلق به همراه آن‌ها پاک‌سازی شود (Li، ۲۰۰۹). به‌نظر می‌رسد روند تغییرات ایجاد شده در میزان نیترات در فصول مختلف سال، با فعالیت‌های کشاورزی و باغ‌داری در دامنه‌های مشرف به تالاب ارتباط داشته باشد، به این ترتیب که کودهای ازته و آلی مورد استفاده در بخش کشاورزی که معمولاً در فصل داشت (خرداد تا مرداد) در منطقه مورد استفاده قرار می‌گیرد، به‌دلیل آبیاری غرق آبی زمین‌های کشاورزی و باغات، از طریق نفوذ به پیکره آبی تالاب باعث افزایش بار مواد مغذی تالاب در فصل پاییز شده و مهم‌ترین عامل در افزایش مواد مغذی در این فصل می‌باشد. هم‌چنین کاهش رشد گیاهان آبزی و خزان آن‌ها باعث می‌شود که روند مصرف این مواد مغذی کاهش یافته و غلظت آن‌ها افزایش قابل ملاحظه‌ای را در فصل پاییز در تالاب نشان دهد. این روند در خصوص سایر مواد مغذی مانند نیتریت و فسفات که می‌تواند از منابع زهکش زمین‌های کشاورزی به تالاب وارد شود نیز صادق است. در تأیید این نظر مطالعه Kazi و همکاران (۲۰۰۹) در دریاچه مانچار در پاکستان نشان داد که میزان نیترات، آمونیوم، نیتریت و فسفات می‌تواند نتیجه آلوده شدن آب باشد که ورود آن‌ها به محیط به‌علت نفوذ فاضلاب‌های خانگی و کودهای مصرف شده در کشاورزی است. در همین رابطه مطالعه دیگری که روی رودخانه تیت انجام شد، ثابت کرد که میزان بالای اشکال نیتروژن به‌علت فعالیت‌های انسانی، استعمال کودهای کشاورزی و آلوده‌کننده‌های آلی بوده است که به رودخانه تخلیه می‌شد (SCDHEC، ۲۰۰۱).

برای نیتریت، از نظر آماری اختلاف معنی‌داری بین مرحله اول با سایر مراحل وجود دارد (P<۰/۰۱). نیتریت کم‌ترین میزان از مجموع ترکیبات نیتروژن در آب تالاب را به‌خود اختصاص داده و میانگین آن برابر با ۰/۰۳۸ میلی‌گرم بر لیتر است. از جمله دلایل پایین بودن سطح نیتریت در منطقه مورد مطالعه می‌توان به نقش موثر اکسیژن در فراهم نمودن امکان انجام عمل نیتریفیکاسیون و تبدیل نیتریت به نیترات و هم‌چنین نقش گیاهان آبزی در جذب ترکیبات معدنی نیتروژن (Li، ۲۰۰۹) اشاره کرد. ورود نیتریت به تالاب، همانند نیترات می‌تواند به‌دلیل ورود پساب‌های کشاورزی و فاضلاب‌های آلی به پیکره آبی تالاب باشد (Kazi و همکاران، ۲۰۰۹؛ SCDHEC، ۲۰۰۱).

اختلاف معنی‌داری در میزان آمونیوم بین مراحل مختلف نمونه‌برداری (P<۰/۰۱) وجود داشت. روند تغییرات آمونیوم از اوایل بهار تا اواخر زمستان کاهشی است. آمونیوم بعد از نیترات فراوان‌ترین شکل از ترکیبات نیتروژن دار در آب تالاب بوده که میانگین آن برابر با ۰/۲۱۶ میلی‌گرم بر لیتر اندازه‌گیری شد. مهم‌ترین اشکال نیتروژن که در بررسی شرایط تروفی مدنظر قرار می‌گیرد شامل نیتریت، نیترات، آمونیوم و نیتروژن موجود در ترکیبات آلی (TKN) است. معمولاً مقادیر آمونیوم، نیتریت و نیترات در دریاچه‌ها و تالاب‌ها کم است. علاوه بر این، این اشکال نیتروژن تحت تأثیر شرایط محیطی به‌سرعت به یکدیگر تبدیل شده و یا این‌که توسط ماکروفیت‌ها و فیتوپلانکتون‌ها مصرف می‌شوند. بنابراین بهترین مقیاس برای تخمین میزان نیتروژن

موجود در اکوسیستم‌های آبی، نیتروژن موجود در ترکیبات آلی و یا نیتروژن کل است (USEPA، ۲۰۰۰).

تغییرات زمانی pH اختلاف معنی‌داری بین مراحل مختلف نمونه‌برداری نشان داد (P<۰/۰۱). از اوایل بهار تا اوایل پاییز میزان pH آب تالاب افزایش و سپس تا اواخر زمستان کاهش یافته است. این کاهش می‌تواند ناشی از کاهش رویش‌های گیاهی و فیتوپلانکتون‌ها و در نتیجه افزایش غلظت دی‌اکسیدکربن در تالاب باشد (Parinet و همکاران، ۲۰۰۴). دامنه تغییرات pH بین ۷/۴۴ تا ۱۰/۴۵ بوده که به‌طورکلی میانگین آن برای تمامی ایستگاه‌ها در تمام طول سال برابر با ۹/۱۲ برآورد شده و نشان‌دهنده ماهیت قلیایی آب تالاب است. میزان pH آب نقش تعیین‌کننده‌ای در سلامت و قابلیت باروری آب داشته و گفته می‌شود pH یک فاکتور بسیار مهم در ارزیابی کیفیت آب می‌باشد (Ahipathy، ۲۰۰۶).

قرار داشتن pH در محدوده قلیایی، با توجه به ساختار زمین‌شناسی حوزه آبخیز تالاب (رسوبات کارستی) طبیعی است و تغییرات ایجاد شده در دامنه بین مراحل مختلف نمونه‌برداری، بیش‌ترین تطابق را با فعالیت‌های فتوسنتزی، رویش‌های گیاهی و شکوفایی پلانکتونی تالاب دارد. اگرچه دامنه این تغییرات تماماً در محدوده آب‌های قلیایی قرار دارد، لیکن به‌نظر می‌رسد تغییر در محتوای ذخیره کربنی آب توانسته است این نوسانات را در میزان pH ایجاد کند. این نتیجه‌گیری با یافته‌های سایر محققین تطابق دارد (Parinet و همکاران، ۲۰۰۴).

میانگین کدورت آب تالاب در مراحل مختلف نمونه‌برداری معنی‌دار بود (P<۰/۰۱). به‌طوری‌که کم‌ترین میزان آن در فصل بهار و تابستان و بیش‌ترین آن در پاییز و زمستان دیده می‌شود. ذرات جامد معلق در آب نقش تعیین‌کننده‌ای در افزایش میزان کدورت دارند، در این مطالعه نیز با افزایش میزان TSS در فصل پاییز و زمستان، و کاهش پوشش گیاهی که مؤثر در افزایش ذرات معلق است، میزان کدورت آب افزایش یافته است (USEPA، ۲۰۰۰). هم‌چنین به‌نظر می‌رسد افزایش میزان کدورت آب در فصول پاییز و زمستان، به‌دلیل وزش بادهای شدید در این دو فصل (به‌خصوص فصل پاییز) می‌باشد که موجب تلاطم شدید آب و به‌هم خوردن رسوبات بستر تالاب به‌دلیل عمق کم آن شده است. لایه سطحی رسوبات به‌دلیل عدم متراکم شدن با تلاطم جزیی آب به‌صورت معلق در آمده و در ستون آب پراکنده می‌شوند.

روند تغییر در میزان TDS آب تالاب در مراحل مختلف نمونه‌برداری دارای اختلاف معنی‌دار (P<۰/۰۱) بود. در فصل بهار و تابستان میزان TDS آب تالاب تقریباً ثابت بوده و تغییرات جزئی را نشان داده است. در فصول پاییز و زمستان میزان این فاکتور افزایش یافته و تنها مرحله ۶ (اواخر پاییز) از این روند تخطی کرده است. به‌طورکلی روند تغییرات TDS مشابه هدایت الکتریکی می‌باشد، به این صورت که با افزایش ذرات جامد محلول (عمدتاً نمک‌ها) افزایش EC مشاهده می‌شود. به‌نظر می‌رسد وزش بادهای شدید و ایجاد تلاطم شدید در توده آب و در نتیجه به‌هم خوردن رسوبات بستر دلیل بر افزایش میزان TDS در فصول پاییز و زمستان باشد.

تغییرات زمانی BOD_5 اختلاف معنی‌داری را بین مراحل مختلف نمونه‌برداری نشان داد (P<۰/۰۱). بیش‌ترین میزان BOD_5 در فصل بهار و تابستان و کم‌ترین میزان این فاکتور در فصول سرد سال اندازه‌گیری شد. میزان BOD_5 برای آب‌های غیرآلوده کم‌تر از ۳ میلی‌گرم در لیتر تعیین گردیده است، در صورتی‌که میانگین آن در این تالاب برابر با ۹۵/۷۳ میلی‌گرم در لیتر برآورد گردید. میزان BOD_5 می‌تواند به‌علت ورود آلاینده‌های آلی قابل تجزیه، ناشی از پساب‌های انسانی، فعالیت‌های کشاورزی، دام‌پروری و غیره به محیط باشد. چرای دام‌های اهلی در اطراف تالاب، زهکشی زمین‌های کشاورزی که عموماً با کودهای حیوانی تقویت می‌شوند، زهکشی فاضلاب روستاهای اطراف، مواد آلی تولید شده در خود تالاب و غیره، از منابع ورود مواد آلی قابل تجزیه هستند که منجر به افزایش BOD_5 می‌شود. در تأیید این نظر ثابت شده است که اثر آلودگی‌های محلی از مهم‌ترین عوامل افزایش BOD_5 در آب دریاچه‌ها و تالاب‌ها می‌باشد (Kazi و همکاران، ۲۰۰۹).

با استفاده از شاخص WQS، کیفیت آب تالاب ضعیف ارزیابی شد. نتایج نشان داد که آب تالاب از نظر سلامت شرایط مناسبی نداشته و در تمام مراحل نمونه‌برداری و هم‌چنین ایستگاه‌های مورد مطالعه (شکل ۱)، کیفیت آب در طبقه ضعیف قرار گرفت. که برای حیات بسیاری از موجودات زنده مناسب نیست. لذا با توجه به پتانسیل زیستی این تالاب و وابستگی چرخه حیات بسیاری از آبزیان این منطقه، هر گونه تغییر در کیفیت شرایط محیطی و روند نزول کیفیت پارامترهای آب، می‌تواند هشداری از وضعیت نامطلوب در این منطقه باشد. تحقیق حاضر نشان داد که نیتروژن غیرآلی کل و BOD_5 مهم‌ترین پارامترهای موثر در شاخص WQS بوده که باعث کاهش مقدار عددی شاخص و در نهایت کیفیت آب تالاب شده‌اند. ازجمله عوامل موثر در کاهش کیفیت آب در این منطقه ورود آلودگی‌های آلی و فعالیت‌های انسانی و

گردشگری در منطقه است. انجام پایش‌های طولانی مدت و مداوم می‌تواند نتایج بهتری را حاصل کرده و در نهایت با همکاری مسئولان ذیربط، مدیریت صحیحی برای سلامت این اکوسیستم‌ها به‌کار گرفت.

تشکر و قدردانی

بدین‌وسیله از زحمات کارشناسان محترم گروه شیلات آقایان مهندس ابراهیم متقی و مهندس سعید اسداله و سرکار خانم مهندس رجایی، کارشناس محترم گروه محیط زیست، آقای مهندس رضوانی و هم‌چنین از همکاری مدیریت و پرسنل محترم محیط زیست استان چهارمحال و بختیاری به‌خصوص شهرستان بروجن و محیط‌بانان محترم تالاب چغاخور تشکر و قدردانی به‌عمل می‌آید.

منابع

۱. **اسماعیلی‌ساری، ع.، ۱۳۸۱.** آلاینده‌ها، بهداشت و استاندارد در محیط زیست. انتشارات نقش مهر. ۷۳۰ صفحه.

۲. **دهقان‌مدیسه، س.؛ سبزعلیزاده، س. و کیان‌ارثی، ف.، ۱۳۸۷.** تعیین کیفیت آب خوریات خوزستان (شمال‌غربی خلیج فارس) با استفاده از شاخص WQS. مجله علمی شیلات ایران. سال ۱۸، شماره ۱، صفحات ۶۵ تا ۷۲.

۳. **شیوندی، د.؛ نظریان، ع.؛ داوودی، ق. و ریاحی، م.، ۱۳۸۸.** سیمای محیط زیست در استان چهار محال و بختیاری. شرکت چاپ و نشر افست. شهرکرد. ۱۲۱ صفحه.

4. **Ahipathy, M.V. and Puttaiah, E.T., 2006.** Ecological Characteristics of Vrishabhavathy River in Bangalore (India), Environmental geology. Vol. 49, No. 8, pp: 1217-1222.

5. **APHA, 1992.** Standard Methods for the Examination of water and waste water, 18th Edition.. American Public Health Association, Washington, D.C. 1350 P.

6. **Bordalo, A.A.; Nilsumranchit, W. and Chalermwat, K., 2001.** Water quality and uses of the Bangpakong River (Eastern Thailand). Water Research. Vol. 35, No. 15, pp: 3635-3642.

7. **Bortone, S.A., 2005.** Estuarine indicators. CRC Press 530 P.

8. **Creswell, R.L., 1993.** Aquaculture desk reference. Van Nostrand Reinhold. 210 P.

9. **Hakanson, L., 1980.** An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. Water Research. Vol. 14, pp: 975-1001.

10. **House, M.A. and Ellis, J.B., 1987.** The development of water quality indices for operational management. Water Science and.Technology. Vol. 19, No. 9, pp: 145-154.

11. **Kazi, T.G.; Arain, M.B.; Jamali, M.K.; Jalbani, N.; Afridi, H.I.; Sarfraz, R.A.; Baig, J.A. and Shah, A. Q., 2009.** Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: A case study, Ecotoxicology and Environmental Safety. Vol. 72, pp: 301-309.

12. **Landwehr, J.M. and Deininger, R.A., 1976.** A comparison of several water quality indexes. Water Pollution Contro1 Federation. Vol. 48, No. 5, pp: 954-958.

13. **Li, X.; Manman, C. and Anderson, B.C., 2009,** Design and performance of a water quality treatment wetland in a public park in Shanghai, China. Ecological Engineering. Vol. 35, pp: 18-24.

14. **Nemati Varnosfaderany, M.; Mirghaffary, N.; Ebrahimi, E. and Saffianian, A., 2008.** Water quality assessment in an arid region using a water quality index. Water Science and Technology. Vol. 60, No. 9, pp: 2319-2327.

15. **Parinet, B.; Lhote, A. and Legube, B., 2004**, Principal component analysis: an appropriate tool for water quality evaluation and management-application to a tropical lake system, Ecological Modeling. Vol. 178, pp: 295-311.

16. **Pearson, T.H. and Rosenberg, J., 1987.** Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogeraphy and Marine Biology Annual Review. Vol. 16, pp: 229-311.

17. **Pesce, S.F. and Wanderlin, D.A., 2000,** Use of water quality indices to verify the impact of Cordoba city (Argentina) on Suquia river, Warer Research. Vol. 34, No. 11, pp: 2915-2926.

18. **SCDHEC (South Carolina Department of Health and Environmental Control), 2001.** Water classification and standards (Regulation 61-68) and classified waters (Regulation 61-68) for the state of South Carolina. Office of Environmental Quality Control, Columbia, S.C. 73 P.

19. **Silva, A.M.; Novelli, E.L.B.; Fascineli, M.L. and Almeida, J.A., 1999.** Impact of an environmentally realistic intake of water contaminants and superoxide formation on tissues of rats. Environmental Pollution. Vol. 105, pp: 243-249.

20. **Tiner, R.W., 1999.** Vegetation Sampling and Analysis for Wetlands, Wetland Indicators: A Guide to Wetland Identification, Delineation, Classification, and Mappin. Boca Raton: CRC Press LLC. 341 p.

21. **USEPA, 2000.** EPA Manual, Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters, 625/R-99/010.

22. **Van Dolah, R.F.; Jutte, P.C.; Riekerk, G.H.; Levisen, M.V.; Scrowe, S.; Lewitus, A.; Chestnut, D.E.; Mcdermoth, W.; Bearden, D. and Fulton, M.H., 2004.** The condition of South Carolinas estuarine and coastal habitats during 2001-2002. SCECAP (South Carolina estuarine and coastal assessment program). Technical report. Vol. 100, 73 P.

23. **Warwick, R.M., 1986.** A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. Journal of Marine Biology. Vol. 92, pp: 557-562.