تحقیقات منابع آب ایران
Iran-Water Resources Research

سال یازدهم، شماره ۳، زمستان ۱۳۹٤
Volume 11, No. 3, Winter 2016 (IR-WRR)
۱۵۹-۱۷۱

بررسی تأثیر مکانی - زمانی کمی و کیفی پساب‌های کاربری اراضی بر آلودگی تالاب چغاخور با استفاده از شاخص IRWQI و روش‌های آماری

جواد صمدی[۱*]

چکیده

هدف از این تحقیق استفاده از پارامترهای فیزیکی‌وشیمیایی ($DO, pH, NO_3^-, PO_4^{3-}, TDS, TSI$) ، شاخص کیفیت آب IRWQI و روش‌های آماری جهت ارزیابی آلودگی و تأثیر مکانی - زمانی پساب‌های کاربری اراضی بر کیفیت آب تالاب چغاخور استان چهارمحال و بختیاری می‌باشد. جهت نمونه‌برداری و سنجش این پارامترها ابتدا ۱۲ ایستگاه نمونه‌برداری به صورت غیرتصادفی و سیستماتیک انتخاب شدند. در ابتدا بر اساس میانگین سطح و عمق پارامترهای کیفی و با استفاده از توابع درون‌یابی (روش‌های قطعی و زمین‌آماری) در محیط GIS، مدل شاخص IRWQI تهیه گردید. سپس از ضرایب همبستگی شاخص کیفیت آب با مجاورت ایستگاه‌های نمونه‌برداری از پساب‌های کاربری اراضی با استفاده از روش بافرسازی جهت تعیین تأثیر استفاده گردید. نتایج نشان داد که میانگین سالانه شاخص IRWQI تالاب (وضعیت نسبتاً خوب ۷۰) با ضریب همبستگی پیرسونی ۰/۷۸ و پارامترهای PO_4^{3-}، NO_3^- و TDS به ترتیب با ضرایب همبستگی جزئی ۰/۸۲-، ۰/۶۴- و ۰/۶۲ ناشی از آلودگی پساب‌های کاربری‌های کشاورزی و مسکونی در نیمه جنوبی و غربی تالاب است. همچنین نتایج تأثیر مکانی - زمانی پساب‌های کاربری اراضی با استفاده از روش‌های آماری و زمین‌آماری نشان داد که در فصل بهار و ابتدای پاییز با ضرایب همبستگی ۰/۷۰ و ۰/۵۹ بیشترین تأثیر و تابستان با ضریب همبستگی <۰/۱، کمترین تأثیر بر کیفیت آب تالاب چغاخور ایجاد می‌شود. بیشترین میزان تغذیه‌گرایی و بدترین وضعیت کیفی در دمای ۱۰/۵-۱۳/۵°C سطح آب در نیمه ابتدایی ماههای بهار و پاییز با وضعیت متوسط تا نسبتاً خوب ۵۰ تا ۶۱ به‌دلیل افزایش و بهترین آن در دماهای بیشتر از ۱۹/۵°C و کمتر از ۶°C سطح آب در فصول تابستان و نیمه ابتدایی زمستان با وضعیت خوب ۷۰ تا ۸۲ به‌دلیل کاهش فعالیت‌های کشاورزی، سیلاب‌ها، پساب‌های ناشی از بارندگی‌های فصلی و تغییرات زیستی‌وشیمیایی ناشی از دما است.

کلمات کلیدی: کاربری اراضی، تالاب چغاخور، پساب، ضریب همبستگی، ناحیه بافر، شاخص کیفیت آب (IRWQI).

تاریخ دریافت مقاله: ۹۴/۱/۷
تاریخ پذیرش مقاله: ۹۴/۳/۲۷

۱- دانش‌آموخته مهندسی منابع طبیعی، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان و عضو باشگاه پژوهشگران جوان و نخبگان دانشگاه آزاد اسلامی نراق.
*- نویسنده مسئول

Survey of Spatial-Temporal Impact of Quantitative and Qualitative of Land Use Wastewaters on Choghakhor Wetland Pollution Using IRWQI Index and Statistical Methods

J. Samadi[1*]

Abstract

Purpose of this study is to used the physicochemical parameters ($DO, pH, NO_3^-, PO_4^{3-}, TDS$ & TSI), water quality index of IRWQI and statistical methods to assess the pollution and spatial-temporal impact of land use wastewaters on water quality in Choghakhor wetland in Chahar-Mahal Bakhtiari province, Iran. Sampling twelve stations were selected based on systematic non-random for the sampling and measurement. At first, index model of IRWQI was prepared in GIS environment based on average of surface and depth of qualitative parameters by interpolation functions (deterministic and geostatistical methods). Therefore, correlation coefficients of water quality index with stations proximity of land use wastewaters based on buffering method was used for determination of land use efficacy. Results, demonstrated that annual average of wetland IRWQI index (fairly good status of 70) with the pearson correlation coefficient of 0.78 and the parameters of PO_4^{3-}, NO_3^- and TDS with partial correlation coefficients of -0.82, -0.64 and 0.62 respectively were caused by wastewaters pollution of farmland and residential area in the south and west half of wetland. Also results of spatial-temporal impact of land use wastewaters using statistical and geostatistical methods showed that highest impact on water quality of Choghakhor wetland is created in spring and early autumn with correlation coefficients of 0.70 and 0.59, and lowest impact is reached in summer with correlation coefficient of less than 0.1. Maximum trophic and worst qualitative status is results for water surface temperature of 10.5-13.5°C in first half of autumn and spring with status of moderate to fairly good with values of 50 to 61 for this condition which is due to increased and best quality is in more than 19.5°C and less than 6°C in summer and first half of winter with good status of 70 to 82 for this condition which is due to decreased agricultural activities, floods, wastewaters of seasonal rainfalls and biological and chemical variations caused of temperature.

Keywords: Land use, Choghakhor wetland, Wastewater, Correlation coefficient, Buffer zone, Water quality index (IRWQI).

Received: March 27, 2015
Accepted: June 17, 2015

1- Engineering Graduate of Fisheries Department, Faculty of Natural Resources, Isfahan University of Technology & Member of Young Researchers and Elite Club of Islamic Azad University, Naragh Branch.
E-mail: Javad.Samadi09138287975@yahoo.com
*- Corresponding Author

۱- مقدمه

ارزیابی و مدل‌سازی آلودگی تالاب‌ها و دریاچه‌ها برای توسعه و تخصیص کاربری اراضی، مدیریت، پایش کیفیت، پیش‌گیری از آلودگی و حفاظت از تنوع زیستی آنها ضروری است (صمدی، ۱۳۹۵). از مهمترین عواملی که تالاب‌ها را در معرض خطر جدی قرار داده و تأثیر بسیار مخربی بر فون و فلور آنها دارد غنی‌شدن و آلودگی آنها است. نیتروژن و فسفر از مهمترین عوامل تأثیرگذار بر غنی‌شدن و آلودگی ناشی از فعالیت‌های انسانی و کاربری اراضی می‌باشد. از آنجایی که این دو عنصر از منابع مختلف (فاضلاب‌های شهری و صنعتی، رواناب‌های ناشی از زهکشی سطحی مزارع، دامداری‌ها، حتی توسط جلبک‌های سبز آبی و غیره) تأمین می‌شوند نمی‌توانند به‌عنوان عامل محدودکننده تلقی شوند. افزایش این عناصر باعث تشدید رشد جلبک‌ها شده، میزان اکسیژن آب را کاهش داده و با تأثیر بر دیگر پارامترهای کیفی، تالاب را به مرحله مغذی نزدیک کرده و در نهایت از بین می‌برد. از این‌رو ارزیابی آلودگی تالاب‌ها بر اساس متغیرهای موثر پویا شامل تأثیرات کمی و کیفی پساب‌های کاربری اراضی، تغییرات مکانی و زمانی کیفیت، دما و بارندگی فصول و روند سالیانه تغذیه‌گرایی و کیفی تالاب‌ها جهت بررسی، کنترل و کاهش منابع آلودگی، حفاظت و ادامه حیات آنها بسیار ضروری است (صمدی، ۱۳۹۵).

سیستم اطلاعات جغرافیایی در حال حاضر از ابزاری در مدل‌سازی محیطزیستی فراتر رفته و به ابزاری برای پشتیبانی از اهداف توسعهٔ پایدار به واسطهٔ تکنولوژی‌های خلاق و جدید تبدیل شده است. تجزیه و تحلیل‌های محیطزیستی تالاب‌ها شامل محدودهٔ متنوع و وسیعی از فنون می‌باشند که هدف آنها تعیین آلودگی‌های ناشی از کاربری اراضی، پایش و مدل‌سازی محیطزیست و ارزیابی وضعیت کیفی تالاب‌ها است. در مدل‌سازی محیطزیستی تأثیر کاربری اراضی بر تالاب‌ها، محدودهٔ وسیعی از داده‌های محیطزیستی (کاربری و پوشش گیاهی اراضی مجاور، موقعیت و ویژگی‌های هیدرولوژیک جریان‌های ورودی، پارامترهای کیفی آب تالاب‌ها و نظایر آن) برای تخمین و تشخیص منابع مختلف آلودگی و فشارهای واردشده بر تالاب‌ها گردآوری می‌شوند (جوی‌زاده و همکاران، ۱۳۹۰). برنامه‌ریزی‌های محیطزیستی موثر نیازمند مدل‌های درست جهت پیش‌بینی ورود مواد غذایی که از متغیر مکانی واحدهای کاربری اراضی به درون حوزه‌های رودخانه‌ها به‌عنوان رواناب تخلیه می‌شوند می‌باشد (Ierodiaconou et al., 2005). از این‌رو پیش‌بینی درست و زمانی آن دسته از منابع آب برای نگهداری کیفیت و حفظ ذخایر آبی ضروری است (Ghafouri et al., 2009).

پژوهش‌های اولان و اسکات فایندلی که در بررسی تأثیر مجاورت نوع کاربری اراضی بر کیفیت آب و رسوبات تالاب در جنوب شرقی اونتاریو (Ontario) کانادا انجام شد، نشان داد سطوح نیتروژن و فسفر آب با پوشش جنگلی تا ۲۲۵۰متری از لبه تالاب و سطوح فسفر رسوبات با اندازه تالاب و نیز با پوشش جنگلی تا ۴۰۰۰متری از لبه تالاب همبستگی منفی و همبستگی مثبتی با نسبت کاربری‌های درون ۴۰۰۰متری مربوط به خود تالاب نشان می‌دهد (Houlahan & Scott Findlay, 2004).

Martin et al. (2011) در پژوهشی ارتباط بین خصوصیت زمانی مکانی کاربری اراضی و غلظت‌های مواد غذایی ۳۷ دریاچه میشیگان (Michigan) را درون نواحی بافری[1] در پنج مرحله زمانی با مولفه‌های اصلی، رگرسیون چندمتغیره، طبقه‌بندی‌سازی و درخت‌های رگرسیون مقایسه و تحلیل کردند. نتایج نشان داد که افزایش آلودگی کاربری اراضی تأثیر ۴۹٪ ایجاد کرده است.

حیدری و همکاران (۱۳۹۰) در بررسی عملکرد تالاب‌های هیگاشی هیروشیمای (Higashi-Hiroshima) ژاپن که تحت تأثیر کاربری اراضی بالادست قرار داشت نشان دادند مناطقی که دارای بیشترین اراضی مسکونی هستند دارای کمترین عملکرد در کاهش نیتروژن و تالاب تحت بیشترین تأثیر کمی و کیفی از تغییرات فصلی می‌باشد.

Vuai et al. (2013) در پژوهشی جهت بررسی اثر فعالیت‌های کاربری اراضی بر تغییرات مکانی – زمانی رسوب‌گذاری مواد غذایی در دریاچه‌های ویکتوریا (Victoria) مشخص کردند که تغییرات مکانی – زمانی معنی‌داری از رسوب‌گذاری مواد غذایی در منطقه مورد مطالعه وجود دارد. غلظت‌های بالایی از مواد غذایی در دوران شروع باران‌های کوتاه از سپتامبر تا دسامبر مشاهده شده که این ویژگی مربوط به انحلال و تجزیه مواد غذایی از ذرات خاک و پس‌مانده‌های خاکستر ناشی از انباشته شدن بیومس سوخته‌شده در جو در طول فصل خشک از ژوئن تا اوت و تغییرات مکانی مواد غذایی منعکس کننده فعالیت‌های کاربری اراضی بوده است. مناطق شهری و حواشی آن غلظت بالایی از نیترات به‌دلیل انتشار آلودگی‌های صنعتی و خودروها درحالیکه مناطق روستایی به‌دلیل فعالیت‌های کشاورزی و دامی در منطقه غلظت بالایی از انواع فسفر و کاهش اشکال گونه‌های نیتروژن نشان داد. به‌طور کلی بار رسوب‌گذاری مواد غذایی نیتروژن و فسفر اراضی، سالانه در مناطق روستایی ۱۵/۵ و ۶/۱ در مقایسه با شهری ۱۳/۹ و ۲/۸ کیلوگرم در هکتار تعیین شد.

Zhang et al. (2014) در پژوهشی جهت بررسی تغییرات زمانی و مکانی کیفیت آب و استراتژی‌های مدیریتی دریاچه دیانچی (Dianchi) در جنوب غربی چین، همبستگی معنی‌داری را بر اساس پارامترهای Cl.a, pH, DO, COD, BOD_5, NH_4^+, TP & TN مشاهده کردند ولی معنی‌داری با پارمتر دمای آب به‌دلیل استفاده نکردن از رگرسیون غیرخطی[2] و روش‌های زمین‌آماری[3] بدست نیاوردند. همچنین مشخص

شـد که میزان این پارامترها بیشتر در فصول گرم سال از میزان بالاتری نسـبت به فصـول سرد سال برخوردار است و در سالیان اخیر کیفیت آب دریاچه به جز میزان کلروفیلa به‌دلیل رعایت اسـتاندارد انتشـار آلودگی صنایع بهبود یافته است.

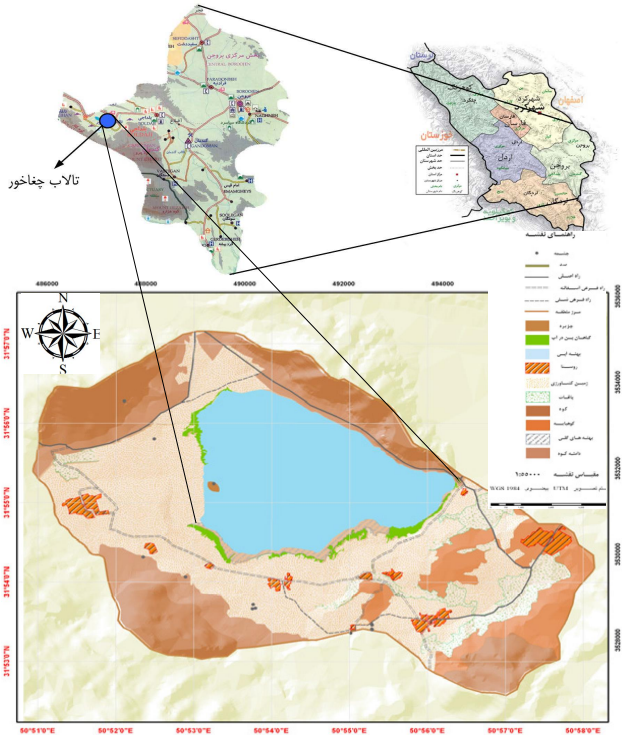
صمدی (۱۳۹۵) در پژوهشی با استفاده از شاخص‌های آلودگی و تکنیک اعتبارسـنجی متقـابل روش‌های قطعی[۴] و زمین‌آماری در GIS جهت مدل‌سـازی مکانی – زمانی خصـوصـیات کیفی و وضـعیت تغذیه‌گرایی تالاب چغاخور مشـخص کرد که میزان شاخص‌های TSI[۵]، BMWP[۶]، OM[۷] به‌طور متوسط با مقادیر ۶۱، ۳۱، ۴۰٪ در وضعیت کیفی مغذی و بـد می‌باشـد که این میزان در نیمه جنوبی به‌دلیل فعالیت‌های کاربری اراضـی بیشـتر اسـت. همچنین پارامترهای TSI، PO_4^{3-} و $DO_{sat\%}$ از همبسـتگی زمـانی و نیز پـارامترهـای BMWP، OM، TDS و عمق تـالاب از همبسـتگی مکانی بالا و معنی‌داری برخوردار هسـتند و در سـالهای ۱۳۸۵ تا ۱۳۸۶ تالاب در فصـل بهار و پاییز دارای بیشـترین میزان آلودگی (متوسـط تغذیه‌گرایی ۶۷–۷۰) که در نیمه جنوبی به‌دلیل فعالیت‌های کاربری اراضـی در وضـعیت فوق مغذی ۷۰–۷۴ و در فصل تابستان با متوسط تغذیه‌گرایی ۵۹ دارای کمترین میزان آلودگی است.

همچنین نتایج تحقیق پژوهشگرانی مانند Gunsch (2008) در بررسی تأثیر اندازه تالاب و کاربری‌های دربرگیرنده و مجاور با آن بر وضـعیت کیفی تالاب حوزه آبریز رودخانه راکی، Kimwaja et al. (2012) در مدل‌سازی تأثیر تغییر کاربری اراضی در بارگیری رسوب دریاچه ویکتوریا در حوزه آبریز سـیمیبو (Simiyu) تانزانیا، Britany & Courville (2012) در ارزیابی مکانی – زمانی روند کیفی آب تالاب و تأثیر پوشش عوارض و کاربری زمین‌ها بر آن، Yan et al. (2012) در بررسـی تغییرات مکانی – زمانی کاربری اراضی و اثرات آن بر کیفیت آب دریاچه پویانگ (Poyang) استان ژیانگسی چین، Murungweni (2013) در بررسـی اثر تغییرات کاربری اراضـی بر ویژگی‌های کیفی و تنوع زیستی تالاب موناوال (Monavale) در حراره زیمباوه، نشـان داد که نوع و تغییرات کاربری اراضی همچنین تغییرات دمایی و میزان بارندگی فصول عامل اصلی بر وضعیت کیفی و اکوبیولوژی تالاب‌ها محسوب می‌شود.

هدف و نوع‌آوری این پژوهش اسـتفاده از شـاخص کیفی IRWQI و GIS (روش‌هـای قطعی و زمین‌آماری) جهت ارزیابی وضـعیت کیفی تالاب و نیز استفاده از روش‌های آماری (ضرایب همبستگی و رگرسیون غیرخطی) جهت بررسـی میزان و نوع تأثیر منابع ورودی و پسـاب‌های کاربری‌های آلاینده اراضـی نسبت به اراضی بایر و مرتعی بر وضعیت و تغییرات کیفیت مکانی و زمانی تالاب چغاخور در شـرایط مختلف فصلی سال می‌باشد.

۲- منطقه مورد مطالعه

تالاب بین المللی چغاخور با وسعتی حدود ۱۵۰۰هکتار، یکی از بزرگترین و زیباترین تالاب‌های اسـتان چهارمحال و بختیاری اسـت. بر اسـاس طبقه‌بندی کنوانسـیون رامسـر، تالاب چغاخور از مهمترین تالاب‌های کشـور می‌باشـد که زیسـتگاه تعداد زیادی از پرندگان مهاجر و سـاکن استان است (Ebrahimi & Moshari, 2006). این تالاب در شهرستان بروجن، در دشـت گندمان – بلداجی واقع شـده اسـت. وسعت حوزه این تالاب، $768km^2$ بوده که $222km^2$ آن دشت می‌باشد. دشت گندمان – بلداجی در مختصات جغرافیایی ۳۱° و ′۵۰ تا ۳۲° و ′۰۰ عرض شمالی و ۵۰° و ′۰۰ تا ۵۱° و ′۱۰ طول شـرقی و در ارتفاعی حدود ۲۴۰۰متری از سطح دریا واقع گردیده است (شکل ۱).



شکل ۱- نقشه منطقه مورد مطالعه تالاب چغاخور (اسدالهی و همکاران، ۱۳۹۱)

اسـتان چهارمحال و بختیاری بر اسـاس تقسـیم‌بندی کوپن دارای اقلیم معتدل سـرد با تابستان‌های گرم و خشک می‌باشد (سلطانی و همکاران، ۱۳۹۰). بر اسـاس جدول (۱) متوسـط بارندگی این حوزه ۳۸۰میلی‌متر اسـت بیشـترین میزان بارندگی‌ها در فصـول زمسـتان (غالباً به صـورت برف) و بهار (بصورت باران) مشاهده می‌شود (اداره کل هواشناسی استان چهارمحال و بختیاری، ۱۳۸۹).

جدول ۱- میزان بارندگی نزدیکترین ایستگاه‌های باران‌سنجی به تالاب چغاخور (اداره کل هواشناسی استان چهارمحال و بختیاری، ۱۳۸۹)

ایستگاه‌های باران‌سنجی	بارندگی فصول سال (mm)			
	بهار	تابستان	پاییز	زمستان
بلداجی	۱۱۸/۴	۲	۱۴/۹	۲۳۵/۹
گندمان	۷۱/۹	۱/۶	۱۲/۹	۱۸۱/۳

۳- مواد و روش پژوهش

۳-۱- نمونه‌برداری و تعیین خصوصیات کیفی

جهت نمونه‌برداری و سنجش پارامترهای فیزیکی‌وشیمیایی، ابتدا ایستگاه‌های نمونه‌برداری به صورت غیرتصادفی و سیستماتیک انتخاب شد. با توجه به دقت و امکانات موجود، موقعیت ایستگاه‌ها طوری در نظر گرفته شد که فاصله بین آنها از هر طرف ۱کیلومتر باشد. مکان‌ها به‌طور دقیق با استفاده از نقشه توپوگرافی و به روش شبکه‌بندی بر روی نقشه مشخص گردید و محل تقاطع خطوط شبکه به‌عنوان ایستگاه نمونه‌برداری انتخاب شد. سپس با مراجعه به منطقه موقعیت ایستگاه‌ها روزآمد شده و تثبیت شد. برای دسترسی به این نقاط در مراجعات بعدی از دستگاه GPS استفاده شد (Tiner, 1999). نمونه‌برداری در ۱۲ایستگاه مطابق شکل (۳) از عمق ۵۰سانتیمتری سطح و نزدیک بستر در ۶مرحله به فواصل زمانی ۴۵روزه انجام شد. نمونه‌برداری از اردیبهشت سال ۱۳۸۵ تا خرداد سال ۱۳۸۶ بطول انجامید (به‌دلیل یخبندان سطح تالاب امکان نمونه‌برداری در زمستان ۱۳۸۵ وجود نداشت). جهت تعیین و تکمیل نتایج نمونه‌برداری‌ها (DO, pH, NO_3^-, PO_4^{3-}, TDS & TSI) , از تحقیقات و نمونه‌برداری‌های سالهای قبل از آن توسط موسوی ندوشن و همکاران (۱۳۸۷) و (Mousavi Nadushan & Fatemi, 2008) نیز استفاده شد.

۳-۱-۱- شاخص کیفی $IRWQI_{SC}$[۸]

شاخص IRWQI، شاخصی تلفیقی از NSFWQI[۹] و BCEQI[۱۰] می‌باشد که بر اساس نظریات کارشناسی حفاظت محیط‌زیست ایران طراحی شده که وضعیت کیفیت آب را به صورت کمی ارائه می‌دهد و یک شاخص عمومی و کاربردی در بیان کیفیت آب رودخانه می‌باشد (میرحسینی و همکاران، ۱۳۹۳). این شاخص ابزاری ساده و مناسب برای تعیین وضعیت و شرایط کیفیت آب با توجه به شرایط طبیعی و مسایل و مشکلات منابع آب ایران بوده که در آن داده‌های کیفیت آب برای آبهای سطحی در یک فورمول ریاضی که با یک عدد میزان سلامتی آب را نشان می‌دهد، شرکت داده می‌شوند. این عدد با یک مقیاس نسبی که گویای کیفیت آب از بسیار بد تا عالی است (۱۵> خیلی‌بد، ۲۹/۹-۱۵ بد، ۴۴/۹-۳۰ نسبتاًبد، ۵۵-۴۵ متوسط، ۷۰-۵۵/۱ نسبتاًخوب، ۸۵-۷۰/۱ خوب و بیشتر از ۸۵ بسیارخوب) طبقه‌بندی می‌شود (هاشمی و همکاران، ۱۳۹۰).

در این روش برای ارزیابی کیفیت آب سطحی از رابطه (۱) استفاده می‌گردد که برای بدست آوردن آن به سه عامل مقدار کیفی و شاخص رتبه‌بندی (جهت هم‌مقیاس‌سازی) و وزن‌دهی (جدول ۲) پارامترهای مدل $IRWQI_{SC}$ نیاز دارد.

$$IRWQI = \left[\prod_{i=1}^{n} I_i^{W_i}\right]^{\frac{1}{\gamma}} \qquad (۱)$$

که در آن $\gamma = \sum_{n=1}^{n} W_i$ و W_i: وزن پارامتر iام، n: تعداد پارامترها، I_i: مقدار شاخص برای پارامتر iام از منحنی رتبه‌بندی است (هاشمی و همکاران، ۱۳۹۰).

جدول ۲- پارامترهای شاخص $IRWQI_{SC}$ و وزنهای آنها (هاشمی و همکاران، ۱۳۹۰)

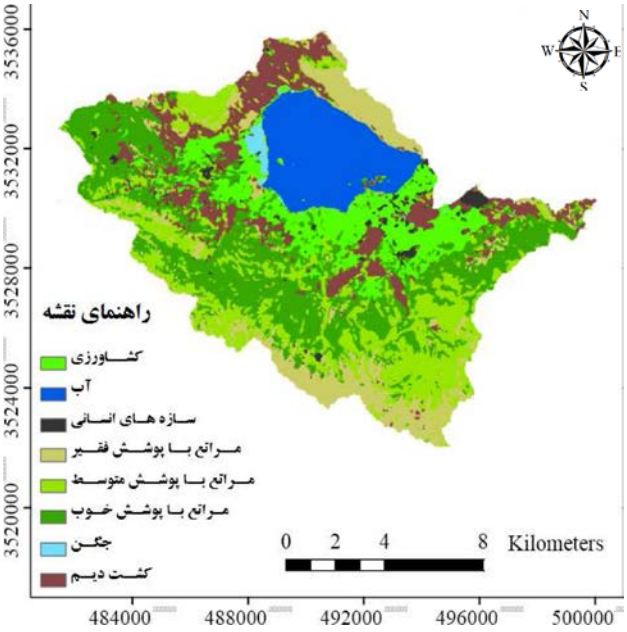
ردیف	پارامتر	وزن
۱	کلیفرم مدفوعی (MPN/100ml)	۰/۱۴۰
۲	BOD_5 (میلی‌گرم بر لیتر)	۰/۱۱۷
۳	نیترات (میلی‌گرم بر لیتر)	۰/۱۰۸
۴	اکسیژن محلول (درصد اشباع)	۰/۰۹۷
۵	هدایت الکتریکی (میکروزیمنس بر سانتی‌متر)	۰/۰۹۶
۶	COD (میلی‌گرم بر لیتر)	۰/۰۹۳
۷	آمونیوم (مجموع آمونیوم)	۰/۰۹۰
۸	فسفات (میلی‌گرم بر لیتر)	۰/۰۸۷
۹	کدورت (NTU)	۰/۰۶۲
۱۰	سختی کل (میلی‌گرم بر لیتر کربنات کلسیم)	۰/۰۵۹
۱۱	پ‌هاش (واحد استاندارد)	۰/۰۵۱

جهت هم‌مقیاس‌سازی، رتبه شاخص هر پارامتر بر اساس مقدار کیفی آن بین ۱ تا ۱۰۰ طبق منحنی‌های مربوط به مدل شاخص رتبه‌بندی می‌شوند (رتبه ۱۰۰ با کیفیت عالی، در حالیکه رتبه ۱ بدترین کیفیت بر اساس آن پارامتر مشخص می‌شود). سپس از میانگین هندسی رتبه پارامترها بر اساس وزنی که به هریک از آنها تعلق می‌گیرد شاخص کیفیت آب محاسبه می‌شود. از ویژگی این روش عدم محدودیت در استفاده از تمامی پارامترهای آن می‌باشد.

۳-۲- بررسی کمی و کیفی پساب‌های کاربری اراضی

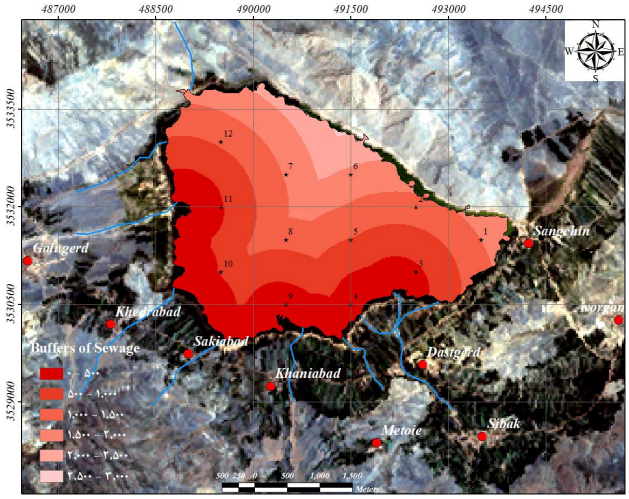
کاربری‌های مسکونی و کشاورزی تالاب به صورت پراکنده در قسمت نیمه جنوبی آن قرار گرفته که پساب‌های آنها از طریق منابع ورودی به تالاب، انتقال می‌یابد. در نیمه شمالی تالاب کاربری آلاینده و یا پساب و منبع ورودی که ناشی از آن باشد بسیار کم و بیشتر شامل اراضی بایر،

پوشش گیاهی و اراضی مربوط به دیم که به ندرت و بسیار کم در آن کشت می‌شود در حوزه تالاب دیده می‌شود. منابع آلاینده‌ای که در قسمت غربی و جنوب شرقی تالاب وارد می‌شود بیشتر شامل کاربری‌های مسکونی و باغی که می‌توانند بیشتر باعث آلودگی نیترات و در قسمت جنوبی و جنوب غربی تالاب بیشتر شامل اراضی زراعی و مسکونی می‌باشد که بواسطه نزدیکتربودن به تالاب و نوع کاربری زراعی می‌توانند آلودگی فسفره بیشتری را به تالاب تحمیل کنند (شکل‌های ۱ تا ۳).



شکل ۲- نقشه کاربری اراضی محدوده تالاب چغاخور (تندروان‌زنگنه و همکاران، ۱۳۹٤)

با توجه به توپوگرافی منطقه و نزدیکی روستاها به تالاب چغاخور، تخلیه پساب در مدت زمان کوتاهی به تالاب راه یافته و باعث آلودگی آن می‌شود. ۸۳درصد از پساب تولیدشده به ترتیب متعلق به روستاهای آورگان ($۲۸۳۸۷m^3$)، سیبک ($۲۳۴۳۳m^3$) و گلوگرد ($۱۳۲۰۸m^3$) می‌باشد که موقعیت جغرافیایی آن در شکل (۳) مشخص شده است. میزان نیترات در فاضلاب خانگی ضعیف ۲۰، فاضلاب‌های متوسط ۴۰ و در فاضلاب‌های قوی ۸۵ میلی‌گرم بر لیتر و برای فسفر به ترتیب ۴، ۸ و ۱۵ میلی‌گرم بر لیتر است. با توجه به حجم فاضلاب تخلیه‌شده، بار ورودی نیترات ناشی از تخلیه پساب روستاهای واقع در اطراف تالاب به منابع آب سطحی، بین ۱۵۶۳ و ۶۶۴۵ و بار ورودی فسفرکل بین ۳۱۳ و ۱۱۷۳ کیلوگرم در سال می‌باشد. در محاسبه بار غیرنقطه‌ای، به‌دلیل شیب طبیعی محدوده اطراف مخزن سد چغاخور کلیه جریان‌های سطحی به آن راه می‌یابند، بنابراین کشاورزی در اطراف تالاب به‌عنوان یک عامل آلاینده غیرمتمرکز مطرح می‌باشد. فعالیت‌های کشاورزی به‌خصوص در نیمه جنوبی تالاب، با توجه به مجموع ۳۵۵۶هکتاری و متوسط تقریبی بار ورودی فسفر ۰/۵ و متوسط تقریبی بار ورودی نیترات ۵ کیلوگرم در هر هکتار سالانه اراضی و تغذیه‌گرایی (TSI_{TP}) ۶۰ تا ۶۵ تحمیلی به تالاب به‌دلیل استفاده از کودها و سموم کشاورزی می‌تواند سبب افزایش مواد مغذی و سموم شیمیایی در منابع آب شوند (ریاحی‌پور و توفیق، ۱۳۸۷).



شکل ۳- ایستگاههای نمونه‌برداری و بافرهای تهیه‌شده از محل منابع ورودی و پساب‌های ناشی از کاربری اراضی به تالاب چغاخور

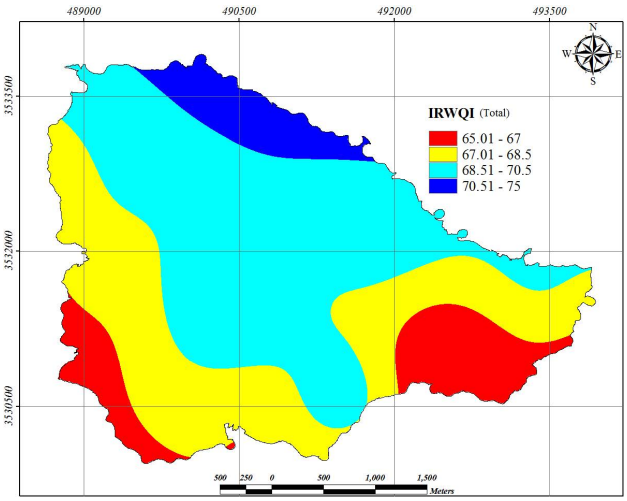
جهت بررسی تأثیر کاربری اراضی بر آلودگی تالاب در ابتدا طول حاشیه برخوردی منابع ورودی و پساب‌های ناشی از کاربری اراضی آلاینده به تالاب مشخص شده و بافرهای ۵۰۰متری از محل منابع ورودی و پساب‌های نقطه‌ای و انتشاری ناشی از کاربری اراضی به حاشیه تالاب بر اساس فاصله هر ایستگاه نسبت به مجاورت از پساب‌ها و منابع ورودی کاربری‌های کشاورزی، مسکونی و باير در شکل (۳) تهیه و محاسبه گردیده است (بافر ۱۰۰۰-۰متر احتمال بیشترین میزان آلودگی و بافر ۳۰۰۰-۲۰۰۰متر احتمال کمترین میزان آلودگی را دارا می‌باشد)، سپس از ضریب همبستگی پیرسونی شاخص کیفی IRWQI فصول و ماههای مختلف سال با بافرهای تهیه‌شده جهت تعیین نوع و میزان تأثیر مکانی و زمانی کمی و کیفی پساب‌های کاربری اراضی بر وضعیت آلودگی تالاب چغاخور استفاده شده است.

٤- نتایج و بحث

٤-۱- نتایج حاصل از تأثیر پساب‌های کاربری اراضی بر پارامترهای کیفی و شاخص IRWQI

نقشه رستری میانگین سطح و عمق شاخص کیفی IRWQI تالاب بر اساس پارامترهای DO، pH، NO_3^-، PO_4^{3-} با روش مناسب تابع چندجمله‌ای موضعی[11] در شکل (۴) و نیز با در نظرگیری کمترین مقدار

خطای مکانی داده‌ها (RMSE)[12] در انتخاب روش‌های درون‌یابی در شکلهای (۶ تا ۹) پهنه‌بندی گردیده است. بر اساس این شاخص کیفی، کل تالاب با مقدار میانگین شاخص سالانه ۷۰ در وضعیت نسبتاًخوب می‌باشد و در نیمه جنوبی در محل منابع ورودی و پساب‌ها (بافر ۱۰۰۰-۰متر) از آلودگی بیشتری برخوردار است.



شکل ٤- نقشه شاخص کیفی IRWQI تالاب چغاخور، سالهای ۸۵-۸٦

همچنین همبستگی ۰/۷۸، سطح معنی‌داری P<۰/۰۱ و ضریب‌تعیین ٪۶۱ شاخص وضعیت کیفی (IRWQI) تالاب چغاخور با مجاورت از کاربری اراضی در جدول (۳) نشان می‌دهد که نیمه جنوبی تالاب به‌دلیل وجود فعالیت‌های انسانی (کاربری‌های کشاورزی و مسکونی) دارای بیشترین میزان آلودگی (کیفیت نسبتاًخوب ۶۵) و نیمه شمالی تالاب به‌دلیل کمی منابع ورودی به تالاب و وجود اراضی بایر (بافر ۳۰۰۰-۲۰۰۰متر) دارای کمترین میزان آلودگی (کیفیت خوب ۷۵) می‌باشد.

جدول ۳- همبستگی مکانی شاخص وضعیت کیفی IRWQI تالاب چغاخور با پساب‌های کاربری اراضی

شاخص وضعیت کیفیت آب	همبستگی با مجاورت از پساب‌ها	ضریب تعیین (R^2)
IRWQI	۰/۷۸**	٪۶۱

**: P-Value<0.01، P سطح معنی‌داری آماری می‌باشد.

بر اساس نقشه پارامترهای شاخص کیفی IRWQI در شکل (۶) مشخص شد که شاخص‌های کیفی نیترات کل تالاب با میانگین ۶۷ در وضعیت نسبتاًخوب، فسفات با میانگین ۸۷ در وضعیت خوب، پهاش با میانگین ۶۰ در وضعیت نسبتاًخوب و اکسیژن محلول با میانگین ۷۶ در وضعیت خوب می‌باشد. همچنین غلظت پارامترهای فسفات (به‌دلیل تأثیر فعالیت‌های کشاورزی)، درصد اکسیژن اشباع و پهاش در نیمه غربی از میزان بیشتر و آلودگی نیترات به‌دلیل تأثیر بیشتر فعالیت‌های مسکونی در نیمه شرقی از میزان بالاتری برخوردار است.

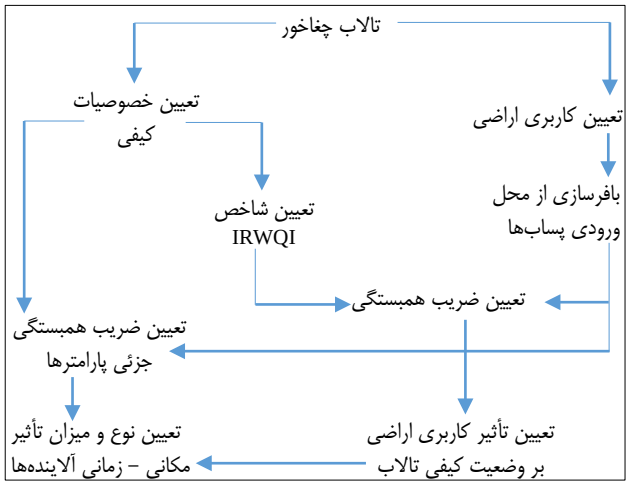
با توجه به‌اینکه کمیت پارامترهای کیفی تالاب‌ها تحت تأثیر فرایندهای فیزیک‌وشیمیایی (تولید، مصرف و ...) متأثر از همدیگرند از این‌رو جهت بررسی این موضوع و تعیین پارامترهای موثر بر وضعیت کیفی تالاب ناشی از کاربری اراضی از ضریب همبستگی جزئی[13] استفاده شد (جدول ۴).

جدول ٤- همبستگی مکانی و سطح معنی‌داری جزئی پارامترهای کیفی تالاب چغاخور با پساب‌های کاربری اراضی

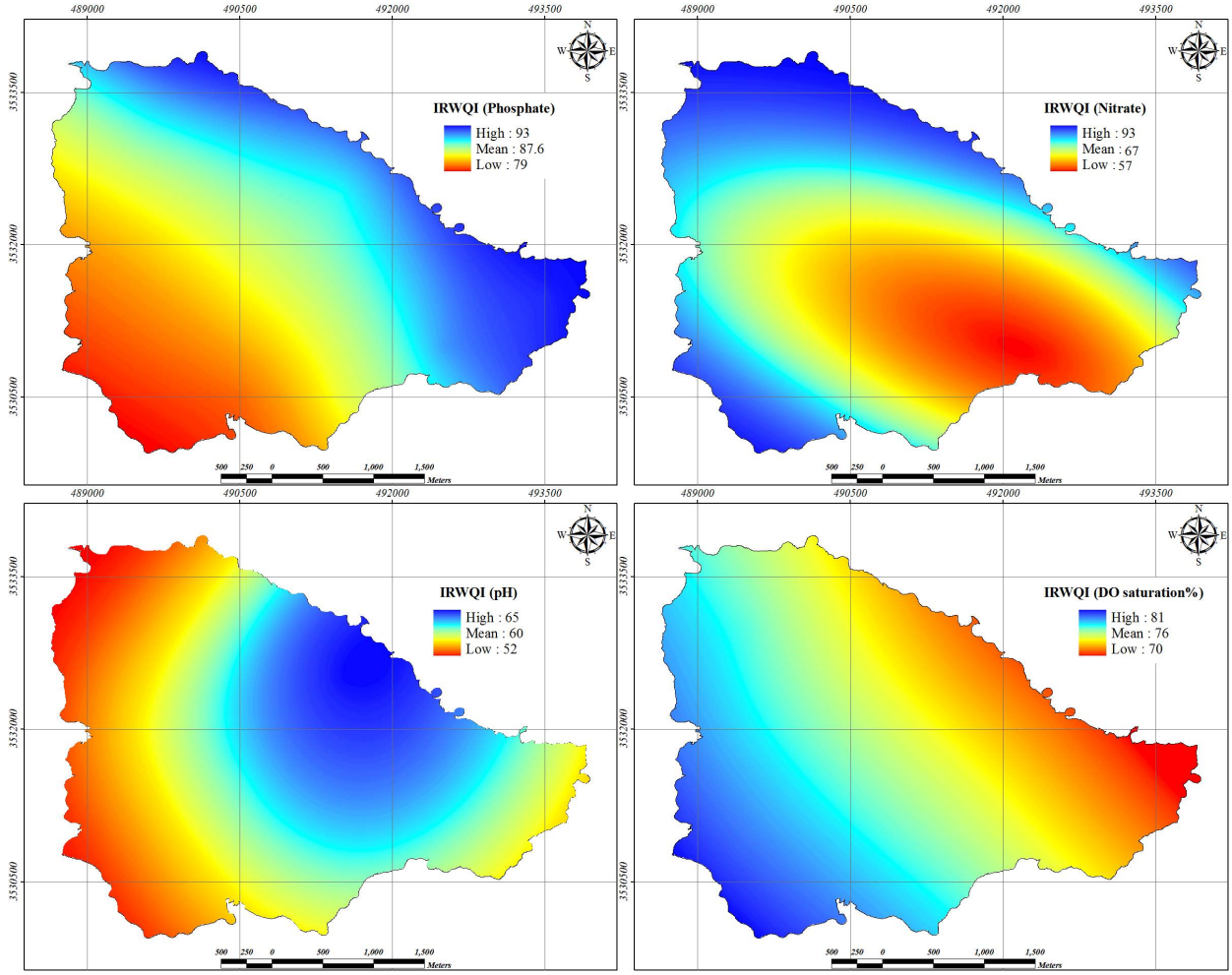
پارامترهای شاخص کیفی IRWQI	PO_4^{3-}	NO_3^-	TDS	DO	pH
همبستگی جزئی مجاورت از پساب‌های کاربری اراضی	-۰/۸۲**	-۰/۶۴*	۰/۶۲*	-۰/۵۳	-۰/۲۶

**: P-Value<0.01 و *: P-Value<0.05، P سطح معنی‌داری آماری است.

بر اساس این جدول، پارامترهای DO و pH همبستگی و سطح معنی‌داری قابل قبولی با مکان‌های ورودی آلاینده‌ها به تالاب توسط کاربری اراضی نشان نداده (تحت شرایط طبیعی، خود تالاب و دیگر پارامترهای موثره می‌باشد) و پارامترهای PO_4^{3-}، NO_3^- و TDS با توجه به همبستگی جزئی ۰/۸۲-، ۰/۶۴- و ۰/۶۲ و سطح معنی‌داری P<۰/۰۱ و P<۰/۰۵ تحت تأثیر مستقیم منابع ورودی و پساب‌های ناشی از کاربری اراضی بر طبق مدل مفهومی شکل (۵) می‌باشد.



شکل ۵- مدل مفهومی تعیین تأثیر مکانی - زمانی کمی و کیفی پساب‌های کاربری اراضی بر وضعیت آلودگی تالاب چغاخور



شکل ٦- نقشه شاخص‌های کیفی IRWQI (نیترات، فسفات، اکسیژن محلول و پ‌هاش) تالاب چغاخور، سالهای ۸۵-۸٦

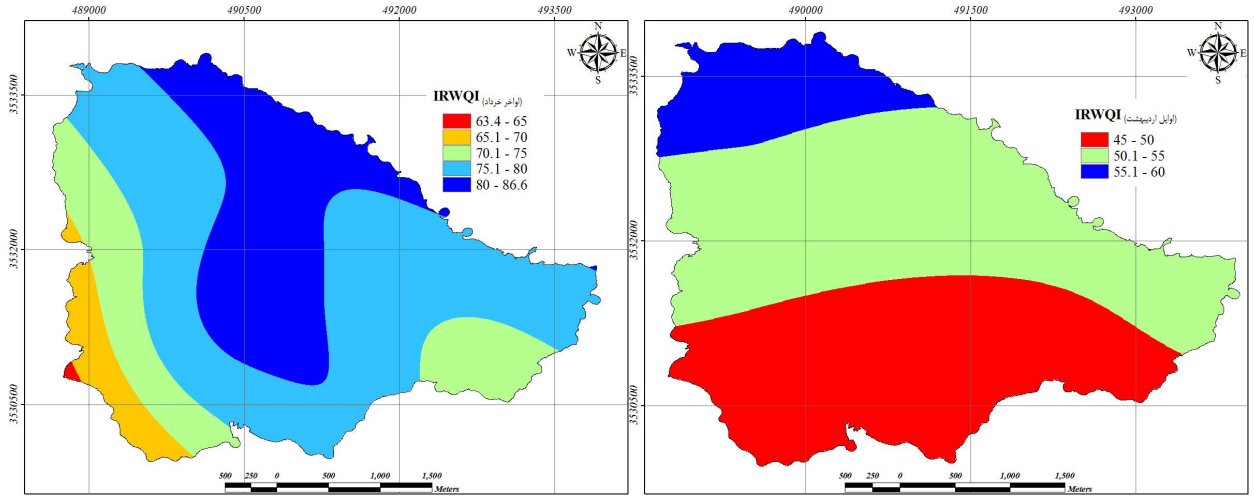
٤-۲- نتایج حاصل از تأثیر مکانی - زمانی کمی و کیفی پساب‌های کاربری اراضی

به‌طور کلی تالاب‌ها تحت تأثیر شرایط دمایی ناشی از تغییر فصول و تأثیر کاربری اراضی در کوتاه‌مدت تا بلندمدت قرار دارند. کاربری اراضی از طریق رواناب‌ها و پساب‌های ناشی از فعالیت‌های انسانی شامل استفاده از کودهای کشاورزی، شخم و آبیاری اراضی و سیلاب‌های ناشی از بارندگی‌های فصلی می‌تواند بیشترین تأثیر را بر وضعیت کیفی تالاب‌ها ایجاد کنند. شکل‌های (۷ تا ۹) نقشه‌های کیفی از مراحل نمونه‌برداری فصلی و ماهانه تالاب چغاخور را با استفاده از GIS و شاخص IRWQI، شکل (۱۰) میزان همبستگی و معنی‌داری شاخص کیفی IRWQI با مجاورت منابع و پساب‌های ناشی از کاربری اراضی و شکل (۱۱) رگرسیون تغییرات زمانی کیفیت تالاب چغاخور را بر اساس دمای آب فصول نشان می‌دهد.

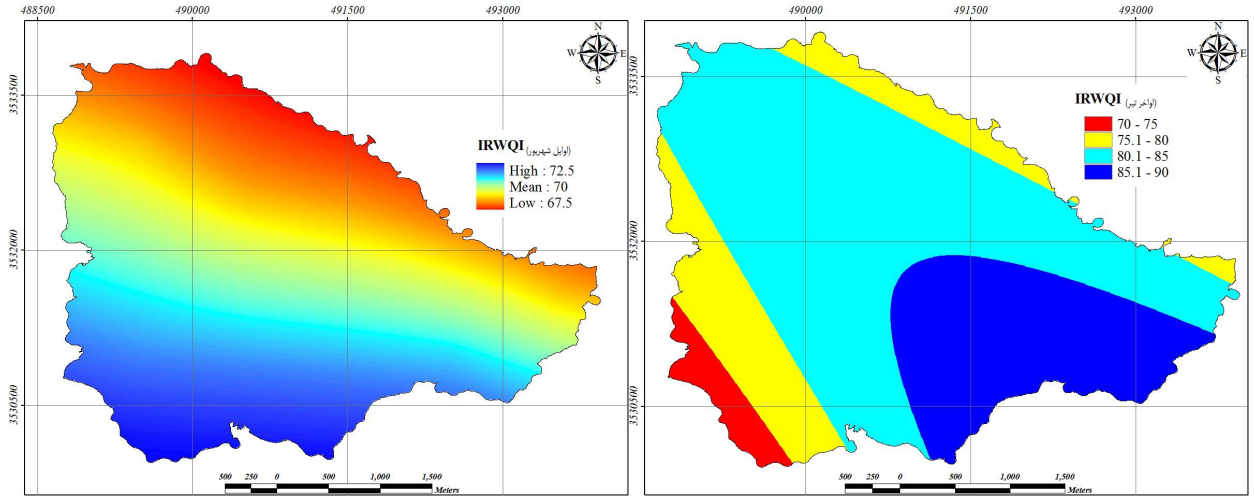
بر اساس شکل‌های (۷ تا ۱۱) در اوایل اردیبهشت و اواخر مهرماه به‌دلیل آغاز شدن سیلاب‌ها و بارندگی‌ها و شستشوی عناصر مغذی اراضی کشاورزی (حجم و غلظت زیاد آلاینده‌ها) و مسکونی بر اساس همبستگی ۰/۷۰ و ۰/۵۹ میزان تأثیر کاربری اراضی و آلودگی تالاب افزوده شده و در این موقع تالاب در بدترین وضعیت کیفی (۶۸ترفی، ۴۵نیترات، ۷۰فسفات و کل مواد جامد محلول) خود به سر می‌برد.

در اواخر فصل خرداد در اثر پایین بودن فعالیت‌های زیستی‌وشیمیایی و حجم کم آلاینده‌ها و نبود سیلاب‌های ناشی از بارندگی‌ها کیفیت آب تالاب افزایش یافته ولی با اوج گرفتن فعالیت‌های کشاورزی (غلظت زیاد آلاینده‌ها در واحد حجم کم پساب‌ها) میزان همبستگی آن به ۰/۷۰ رسیده است که تأثیر بیشتر افزایش فعالیت‌های زراعی (فسفر) در قسمت جنوب غربی تالاب (مقادیر ۹۵نیترات، ۴۵فسفات، ۱۹۰اکسیژن اشباع و ۴۵پ‌هاش) با مقدار عددی شاخص ۶۳ تحمیلی (در مقایسه با مقدار متوسط ۷۹ و حداکثری ۸۶ کل تالاب) نسبت به جنوب شرقی ازت کاربری‌های مسکونی با مقدار شاخص کل ۷۲ (مقادیر ۹۶نیترات، ۹۴فسفات، ۱۶۷اکسیژن اشباع و ۴۰پ‌هاش) به‌دلیل کاهش یافتن رواناب‌های مسکونی نسبت به اوایل فصل بهار و نیز تجزیه بیشتر

نیترات کاربری‌های مسکونی به‌دلیل افزایش یافتن دما و مصرف شدن آن از آلودگی بیشتری برخوردار است.



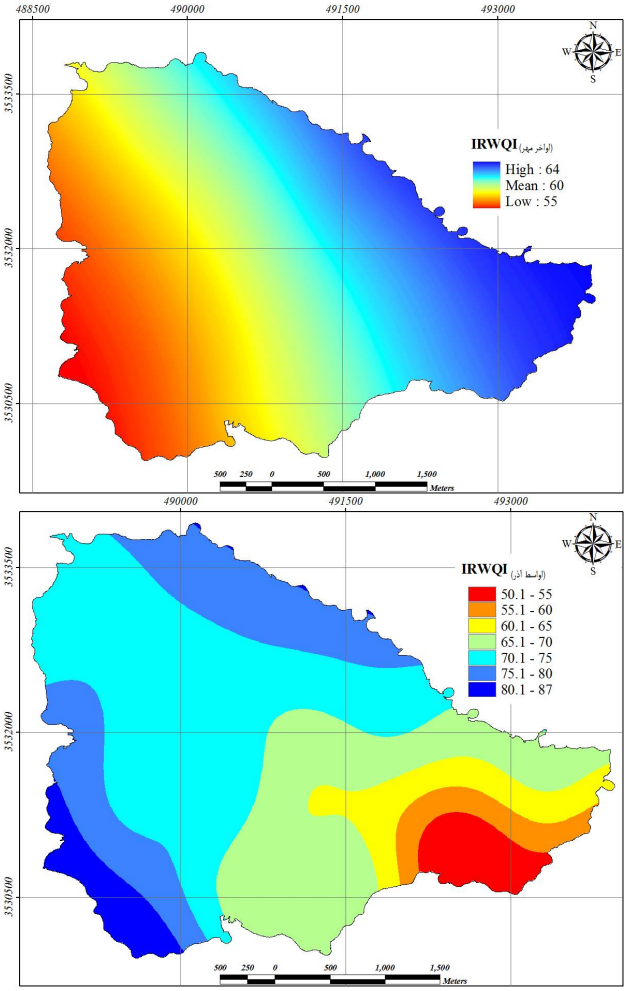
شکل ۷- نقشه‌های شاخص کیفی IRWQI تالاب چغاخور در فصل بهار ۸۵-۸۶



شکل ۸- نقشه‌های شاخص کیفی IRWQI تالاب چغاخور در فصل تابستان ۸۵-۸۶

با توجه به دمای زیاد و حداکثری ابتدای فصل تابستان و وجود فعالیت‌های زیستی‌وشیمیایی بر میزان اکسیژن اشباع و مصرف و تجزیه نیترات و فسفات افزوده شده در نتیجه قسمت جنوب شرقی تالاب از وضعیت کیفی بسیار بالاتری نسبت به دیگر مکان‌ها و دیگر زمان‌ها برخوردار است. همچنین به‌دلیل کاهش فعالیت‌های کشاورزی (مصرف کودها و شخم زمین) و پساب‌های رواناب‌ها نسبت به فصل بهار هیچ‌گونه همبستگی و تأثیر معنی‌داری ناشی از کاربری اراضی مشاهده نمی‌شود.

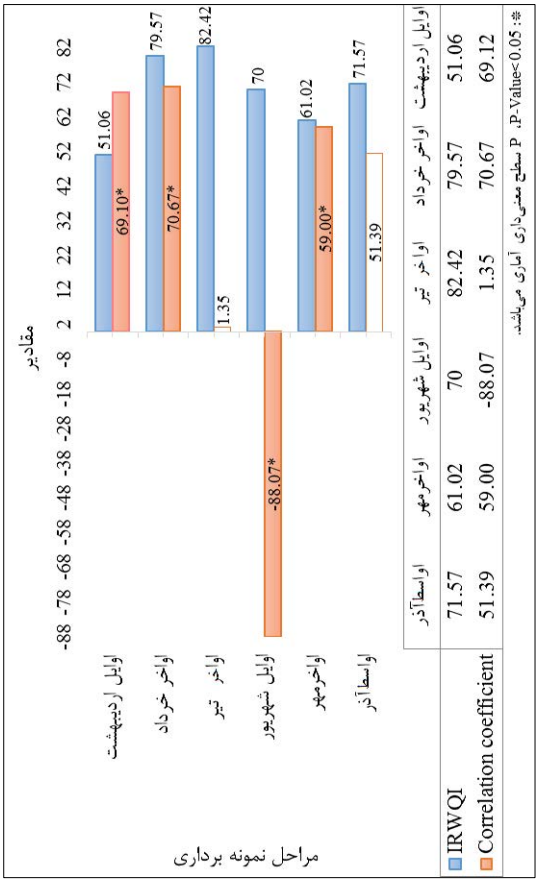
اوایل شهریورماه با به حداقل رسیدن فعالیت‌های کشاورزی، حجم رواناب‌ها، سیلاب‌ها و افزایش یافتن کیفیت سطح پساب‌های کشاورزی با آلودگی ۷۲ تحمیلی به نیمه جنوبی تالاب (مقادیر ۷۰-۷۵نیترات، ۹۵-۱۰۰فسفات، ۴۳پ‌هاش) در مقایسه با مقدار حداقلی ۶۷ نیمه شمالی (مقادیر ۶۵-۷۰نیترات، ۹۵-۱۰۰فسفات و ۳۲پ‌هاش)، همبستگی منفی (۰/۸۸-) را نسبت به کاربری اراضی نشان داده است. با توجه به‌اینکه تالاب نه تحت تأثیر پساب‌های کاربری‌های اراضی و نه تحت تأثیر فعالیت‌های زیستی‌وشیمیایی شدیدی می‌باشد در این موقع بهترین زمان جهت تعیین متوسط وضعیت کیفی سالانه کل تالاب می‌باشد.



شکل ۹- نقشه‌های شاخص کیفی IRWQI تالاب چغاخور در فصل پاییز ۸۵-۸۶

در نیمه ابتدایی فصل پاییز به‌دلیل وجود سیلاب پس از یک فصل خشک و رهاشدن پساب‌هایی با آلودگی زیاد با توجه به تأثیر بیشتر فعالیت‌های زراعی به‌دلیل رها شدن عناصر مغذی زیاد از ذرات خاک، قسمت جنوب غربی تالاب (مقادیر ۵۵-۶۰نیترات، ۵۵-۶۰فسفات، ۵۵-۶۰اکسیژن اشباع و ۵۰پ‌هاش) از آلودگی بالاتر ۵۵ نسبت به جنوب شرقی (مقادیر ۶۵نیترات، ۸۵فسفات، ۶۰اکسیژن اشباع و ۶۰پ‌هاش) با آلودگی ۶۴ برخوردار است و به‌طور متوسط در وضعیت کیفی ۶۱ کل قرار می‌گیرد.

در نیمه ابتدایی فصل بهار به‌دلیل وجود همزمان فعالیت‌های بالای کاربری اراضی و بارندگی‌های زیادتر با آلودگی ۴۵-۵۰ نیمه جنوبی (مقادیر ۱۵نیترات، ۸۵فسفات، ۹۵اکسیژن اشباع و ۵۰پ‌هاش در قسمت جنوب شرقی) و (مقادیر ۲۵نیترات، ۵۰فسفات، ۹۵-۱۰۰اکسیژن اشباع و ۹۰پ‌هاش در قسمت جنوب غربی) تأثیر کاربری اراضی از همبستگی بسیار بالاتر و تالاب در وضعیت کیفی بدتری نسبت به دیگر ماههای سال قرار می‌گیرد.



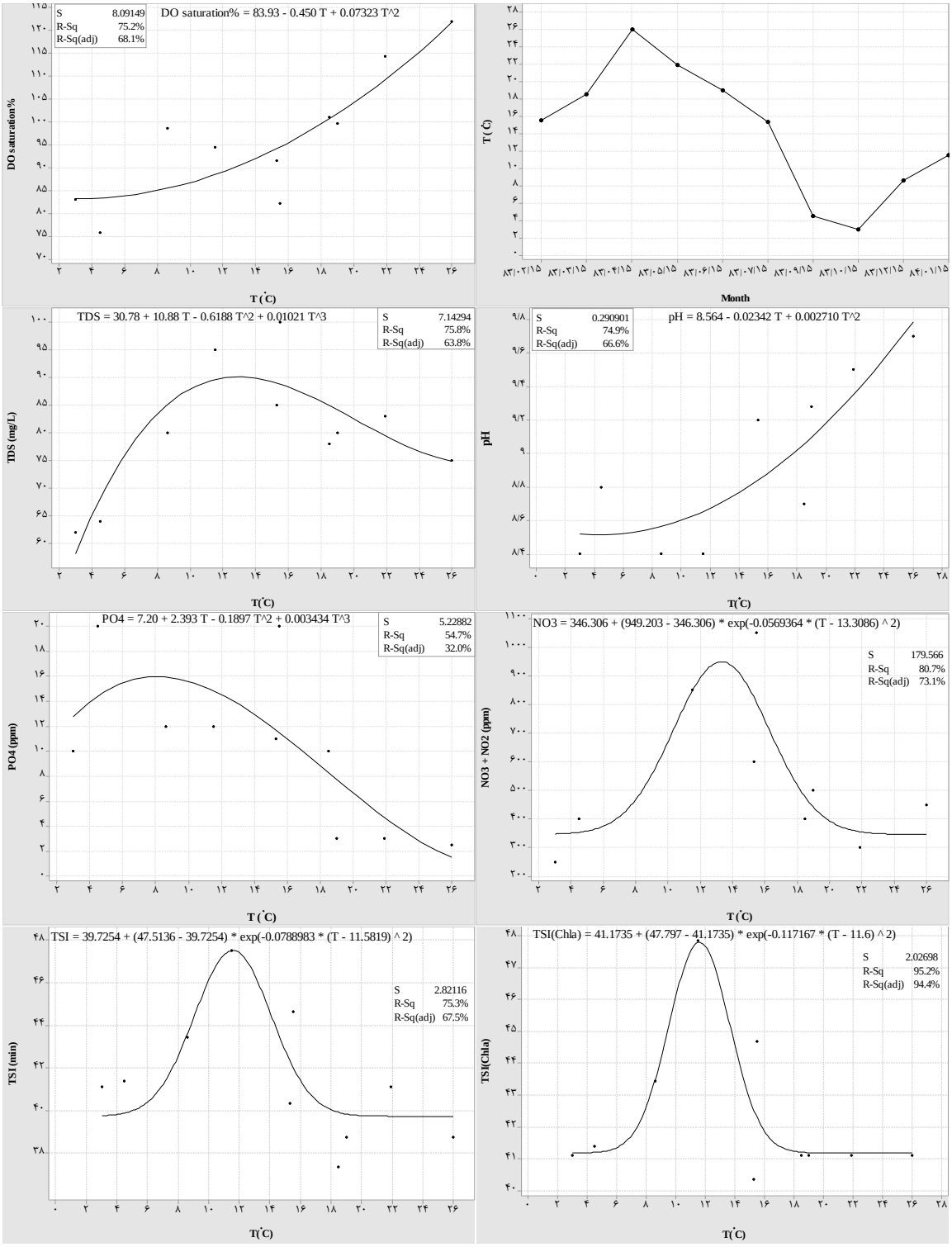
شکل ۱۰- سطح معنی‌داری و همبستگی مکانی - زمانی شاخص کیفی IRWQI تالاب چغاخور با پساب‌های کاربری اراضی

در اواخر فصل پاییز با کاهش فعالیت‌های کشاورزی از میزان آلودگی فسفات (مقدار ۹۰-۱۰۰) کاسته شده و به‌دلیل کاهش شدید دما و مصرف و تجزیه نشدن نیترات و فسفات به‌دلیل توقف فعالیت‌های زیستی‌وشیمیایی و نیز افزایش بارندگی‌ها بر میزان آن در قسمت جنوب شرقی افزوده شده (مقادیر ۲۵-۳۰نیترات، ۹۰-۹۵فسفات، ۵۰-۵۵اکسیژن اشباع و ۷۰-۸۰پ‌هاش)، با توجه به میزان آلودگی ۵۰ این قسمت نسبت به آلودگی ۸۷ قسمت جنوب غربی (مقادیر ۹۵-۱۰۰فسفات، ۹۰نیترات، ۷۵اکسیژن اشباع و ۷۰-۷۵پ‌هاش)، بیانگر آن است که با توقف فعالیت‌های کشاورزی و نبود عناصر مغذی بر میزان کیفیت منابع ورودی و پساب‌های کشاورزی افزوده شده است. از این‌رو همبستگی و سطح‌معنی‌داری بالایی مشاهده نمی‌شود.

فصل بهار و نیمه ابتدایی فصل پاییز به‌دلیل ورود بار آلودگی ناشی از فعالیت‌های کاربری اراضی و بارندگی‌های فصلی دارای بیشترین همبستگی و معنی‌داری با با بافرهای تهیه‌شده از مجاورت کاربری

اراضی و دیگر ماههای فصول به‌خصوص شهریورماه به‌دلیل کمی حجم رواناب‌ها، سیلاب‌ها و یا فعالیت‌های کاربری ارضی و نیز تغییرات دمایی که بر فعالیت‌های زیستی و فیزیکوشیمیایی موثر می‌باشد، کیفیت آب از همبستگی و معنی‌داری قابل قبولی با کاربری اراضی برخوردار نیست (شکل ۱۰).

همچنین از تغییرات فصلی و دمای آب جهت بررسی زمانی وضعیت کیفی و تغذیه‌گرایی تالاب چغاخور استفاده شده است (شکل ۱۱).



شکل ۱۱- رگرسیون تغییرات زمانی کیفیت آب (DO، pH، TDS، NO_3^-، PO_4^{3-}، TSI) تالاب چغاخور با دمای آب فصول، سالهای ۸۳-۸۴

شکل ۱۱ و معادله‌های آن، رگرسیون روند فصلی کیفی و تغذیه‌گرایی تالاب چغاخور را نسبت به زمان و دمای آب نشان می‌دهد. بر اساس این شکل بیشترین میزان تغذیه‌گرایی و بدترین وضعیت کیفی در دمای ۱۳/۵–۱۰/۵°C سطح آب در نیمه ابتدایی ماههای بهار و پاییز بدلیل از بین رفتن لایه‌بندی حرارتی، آغاز شدن جریان‌های عمقی تالاب و زیاد شدن ورود آلاینده‌ها و کمترین آن در دماهای کمتر از ۶°C و بیشتر از ۱۹/۵°C سطح آب در فصول تابستان و اوایل زمستان به‌دلیل کاهش فعالیت‌های کاربری اراضی و سیلاب‌ها و پساب‌های ناشی از بارندگی‌های فصلی (با توجه به ضریب تعیین $R^2_{PO_4^{3-}} = 55\%$، $R^2_{NO_3^- + NO_2^-} = 80\%$ ، $R^2_{TSI_{min}\ \&\ TDS} = 75\%$ ، $R^2_{Chl.a} = 95\%$) می‌باشد. بیشترین میزان پارامترهای کیفی آب (نیترات، فسفات، تغذیه‌گرایی کمینه، کل مواد جامد محلول به ترتیب با مقادیر ۱۱۰۰ppm، ۲۰ppm، ۴۸ و ۱۰۰mg/L) در اواخر ماههای فروردین و مهرماه و اوایل اردیبهشت سالهای ۱۳۸۳ تا ۱۳۸۴ می‌باشد که حاکی از وضعیت کیفی بدتر در این ماهها نسبت به دیگر زمان می‌باشد. همچنین وجود فعالیت‌های زیستی تالاب ازجمله رهاسازی نیترات توسط ماهی کاراس در اردیبهشت‌ماه، دمای بالای آب در تیر و شهریورماه که منجر به افزایش فعالیت‌های زیستی‌وشیمیایی (مصرف و کاهش عناصر مغذی)، افزایش pH و اکسیژن اشباع آب به ترتیب با مقادیر ۹/۷ و ۱۲۰٪ شده (با توجه به ضریب تعیین $R^2_{pH\&\ DO_{sat\%}} = 75\%$) بر وضعیت کیفی تالاب تأثیرگذار بوده است.

۵- نتیجه‌گیری و پیشنهادها

بر اساس شاخص IRWQI کیفیت کل تالاب به‌طور متوسط در وضعیت نسبتاًخوب با شاخص عددی ۷۰ قرار می‌گیرد که این وضعیت در ابتدای بهار به‌دلیل افزایش همزمان و شدید فعالیت‌های کاربری اراضی (کشاورزی و مسکونی) و بارندگی و سیلاب‌های زیاد در وضعیت متوسط ۵۱، در انتهای بهار به‌دلیل کاهش بارندگی‌ها و افزایش دما و فعالیت‌های زیستی‌وشیمیایی که منجر به مصرف نیترات و فسفات می‌شود در وضعیت خوب ۷۹، در ابتدای تابستان به‌دلیل کاهش فعالیت‌های کشاورزی (کودهی و شخم زمین)، کاهش بارندگی‌ها و رواناب‌ها که منجر به کاهش پساب‌ها می‌شود و نیز به‌دلیل افزایش شدید دما که باعث فعالیت‌های زیستی‌وشیمیایی و مصرف و تجزیه نیترات، فسفات و افزایش اکسیژن اشباع می‌شود در وضعیت خوب ۸۲، در انتهای فصل تابستان به‌دلیل کاهش یافتن دما نسبت به ابتدای تابستان که باعث کاهش فعالیت‌های زیستی‌وشیمیایی و کاهش مصرف و تجزیه نیترات و فسفات می‌شود در وضعیت نسبتاًخوب ۷۰، در ابتدای فصل پاییز به‌دلیل افزایش بارندگی‌ها و سیلاب‌ها که باعث شستشو و انحلال عناصر مغذی ذرات خاک مناطق کشاورزی و مسکونی پس از یک دوره فعالیت کشاورزی در فصل خشک که باعث افزایش شدید رواناب‌ها و پساب‌ها شده است در وضعیت نسبتاًخوب ۶۱ و در انتهای پاییز به‌دلیل توقف فعالیت‌های کشاورزی باعث افزایش کیفیت تالاب به عدد ۷۲ و به‌دلیل وجود رواناب‌های مناطق مسکونی و افزایش یافتن آن به‌دلیل افزایش بارندگی‌ها و نیز کاهش دما که باعث مصرف نشدن نیترات و افزایش آن می‌شود باعث وضعیت متوسط ۵۰ در قسمت جنوب شرقی در این ماه شده است.

در قسمت جنوب شرقی در محل ورود پساب‌های کاربری‌های مسکونی در ابتدای ماه بهار و فصل پاییز به‌دلیل وجود افزایش بارندگی‌ها و فعالیت‌های کاربری اراضی در وضعیت ۵۰–۶۰، در ابتدای تابستان به‌دلیل افزایش شدید دما و مصرف و تجزیه نیترات و افزایش اکسیژن اشباع در وضعیت ۹۰، و در انتهای ماههای بهار و تابستان به‌دلیل شرایط متعادل‌تر در وضعیت ۷۰–۷۵ قرار می‌گیرد.

در قسمت جنوب غربی در محل ورود بیشتر پساب‌های کاربری‌های کشاورزی در ابتدای فصول بهار و پاییز به‌دلیل افزایش شدید فعالیت‌های کشاورزی و افزایش بارندگی‌ها و سیلاب‌ها در وضعیت ۴۵–۵۵، در انتهای بهار به‌دلیل کاهش یافتن بارندگی‌ها و کم شدن هرزاب‌ها در وضعیت ۶۳، در فصل تابستان به‌دلیل کاهش فعالیت‌های کشاورزی و رواناب‌ها و بارندگی‌ها در وضعیت ۷۰–۷۵ و در انتهای فصل پاییز به‌دلیل توقف فعالیت‌های کشاورزی در وضعیت ۸۷ قرار می‌گیرد.

با توجه به نقشه‌های کیفی و ضرایب همبستگی بدست‌آمده از آلودگی تالاب با مجاورت از کاربری اراضی در شکل‌های (۷ تا ۱۰) و رگرسیون بدست‌آمده، منابع ورودی ناشی از بارندگی‌های فصلی و پساب‌های ناشی از کاربری اراضی بر میزان غلظت NO_3^-, PO_4^{3-}, TDS و نیز وضعیت تغذیه‌گرایی (TSI) تالاب موثر بوده و بر روی دیگر پارامترهای کیفی (DO & pH) که بیشتر تحت تأثیر دمای آب هستند به‌طور مستقیم موثر نبوده است. همچنین فعالیت‌های کشاورزی، بارندگی و سیلاب‌ها بیشتر بر میزان فسفات و تغییرات دمایی و بارندگی‌های مناطق مسکونی بیشتر بر میزان نیترات تالاب ناشی از هرزاب‌های کاربری اراضی تأثیرگذار بوده است.

در محل ورودی پساب‌های تحت تأثیر کاربری اراضی میزان آلودگی بین مقادیر ۴۵–۹۰ متغیر است که می‌تواند ناشی از حجم ورودی ۱۰–۱۲ برابری کمی آلاینده‌های نیترات (کیفیت بد تا متوسط ۱۵–۵۵) و فسفات (کیفیت متوسط تا نسبتاًخوب ۴۵–۷۰) کشاورزی و مسکونی در بدترین شرایط فصلی سال در اواخر ماههای فروردین و مهر تحت تأثیر بارندگی‌های فصلی و فعالیت‌های کاربری اراضی نسبت به بهترین آن در اوایل زمستان و فصل تابستان باشد.

میانگین pH آب تالاب برابر ۸/۶ به سمت قلیائیت می‌باشد که فعالیت فیتوپلانکتون‌ها و تراکم گیاهان آبزی، به‌دلیل مصرف CO_2 توسط این گیاهان باعث قلیایی شدن pH آب تالاب شده است. میانگین کل EC و TDS در حدود ۱۶۵/۵µS/cm و ۸۲/۹mg/L می‌باشد که در نیمه جنوبی به‌دلیل میزان کم آن توسط رودخانه‌های تغذیه‌کننده، حداقل و در دیگر قسمت‌ها به‌خصوص در قسمت خروجی به‌دلیل فعالیت‌های خود تالاب و تجمع مواد، حداکثر می‌باشد.

فعالیت‌های کاربری اراضی به تنهایی نمی‌توانند عامل اصلی آلودگی تالاب محسوب شوند. افزایش میزان بارندگی و سیلاب‌ها و نیز فعالیت‌های زیستی‌وشیمیایی کیفیت تالاب را به‌طور معنی‌داری تغییر می‌دهد. با توجه به جدول (۳) حدود ۶۱٪ از آلودگی تالاب ناشی از پساب‌های مسکونی و کشاورزی ورودی به تالاب می‌باشد. از این‌رو بر ضرورت کنترل و حذف منابع آلاینده نقطه‌ای و انتشاری فسفات و نیترات در نیمه جنوبی تا غربی تالاب پیشنهاد می‌شود. همچنین کاربری‌های اراضی به‌خصوص کشاورزی در فاصله بیشتری از تالاب قرار گرفته و حتی‌الامکان از میزان مصارف کودها و مواد نیتروژنه و فسفاته کاربری اراضی جهت کاهش آلودگی تالاب کاست.

پیشنهاد می‌شود حدود ۵۰٪ از نمونه‌برداری‌ها از محل برخورد منابع ورودی اصلی به پیرامونی تالاب به صورت انتخابی و ۵۰٪ دیگر آن از درون تالاب به صورت غیرتصادفی منظم جهت نتایج صحیح‌تر تأثیر پساب‌های ناشی از کاربری اراضی و نیز کاهش هزینه‌های نمونه‌برداری و نتایج دقیق‌تر و با کمترین خطای مکانی و بالاترین همبستگی مکانی داده‌ها جهت پهنه‌بندی در GIS صورت گیرد. همچنین استفاده از روش‌های آماری و GIS جهت بررسی عوامل و پارامترهای کیفی تعیین‌کننده توسط کاربری اراضی بر وضعیت آلودگی تالاب‌ها بر اساس شاخص IRWQI جهت پایش و حفاظت از تالاب‌ها می‌تواند نسبت به دیگر روش‌ها بسیار موثرتر باشد.

پی‌نوشت‌ها

1- Buffer zone
2- Nonlinear regression
3- Geostatistical methods
4- Deterministic methods
5- **T**rophic **S**tatus **I**ndex
6- **B**iological **M**onitoring **W**orking **P**arty
7- **O**rganic **M**atter
8- **IR**an **W**ater **Q**uality **I**ndex for **S**urface Water Resources-**C**onventional Parameters
9- **N**ational **S**anitation **F**oundation **W**ater **Q**uaity **I**ndex
10- **B**ritish **C**olumbia **W**ater **Q**uality **I**ndex
11- Local Polynomials
12- **R**oot **M**ean **S**quars **E**rror
13- Partial correlation

٦- مراجع

اداره کل هواشناسی استان چهارمحال و بختیاری (۱۳۸۹) آمار بارندگی سالانه.

اسدالهی ز، دانه‌کار آ، اسدالهی ذ (۱۳۹۱) زون‌بندی حفاظتی تالاب چغاخور از طریق ارزیابی چندمعیاره مکانی (SMCE). اکوبیولوژی تالاب، سال ۴، شماره ۱: ۳۵-۴۸.

تندروان‌زنگنه م، درویشی آ، فاخران س (۱۳۹۴) پایش تغییرات کاربری اراضی در محدوده تالاب‌ها با هدف حفاظت از محیط‌زیست، مطالعه موردی: تالاب چغاخور، استان چهارمحال و بختیاری. منابع آب و توسعه، سال ۳، شماره ۱: ۱۲۹-۱۳۷.

جوی‌زاده س، طیبی‌پور م، خلج ع، هجر ع (۱۳۹۰) کاربرد سیستم اطلاعات جغرافیایی (GIS) در توسعه پایدار محیط زیست (با تاکید بر تالاب‌ها). همایش ملی تالاب‌ها و نقش آن در مدیریت جامع منابع آب، ۱۳ص.

حیدری ا، فوهر ن، کانه‌یوکی ن (۱۳۹۰) بررسی عملکرد تالاب‌های تحت تأثیر کاربری اراضی بالادست (مطالعه موردی: هیگاشی هیروشیما - ژاپن). محیط‌زیست طبیعی (منابع طبیعی ایران)، سال ۲۲، شماره ۱: ۱۵-۲۴.

ریاحی‌پور م، توفیق م (۱۳۸۷) بررسی پدیده تغذیه‌گرایی و لایه‌بندی حرارتی در مخزن سد چغاخور. چهارمین همایش زمین‌شناسی و محیط‌زیست، ۷ص.

سلطانی س، یغمایی ل، خداقلی م، صبوحی ر (۱۳۹۰) پهنه‌بندی زیست اقلیمی استان چهارمحال و بختیاری با استفاده از روش‌های آماری چندمتغیره. علوم آب و خاک (علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی)، سال ۱۴، شماره ۴: ۵۳-۶۸.

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، سال ۱۲، شماره ۱: ۱۲۲-۱۳۲.

موسوی‌ندوشن ر، فاطمی مر، اسماعیلی‌ساری ع، وثوقی غح (۱۳۸۷) تعیین وضعیت تروفی و پتانسیل تولید ماهی در دریاچه چغاخور. شیلات، سال ۲، شماره ۲: ۷۱-۷۵.

میرحسینی ا، رجب‌زاده قطرمی ا، خاشعی م، مخواستی و (۱۳۹۳) مطالعه تغییرات سالانه کیفیت آب رودخانه کارون بر اساس شاخص IRWQI. دومین همایش ملی و تخصصی پژوهش‌های محیط‌زیست ایران، ۱۴ص.

هاشـــمی س‌ح، فرزام‌پوراســـگر ت، رمضـــانی س، خوشـــرو غ (۱۳۹۰) راهنمای محاسـبه شاخص کیفیت منابع آب ایران. سازمان حفاظت محیط‌زیست ایران، ۴۲ص.

Brittany C, Courville BS (2012) Assessment of spatial and temporal lake water quality trends and effects of land use/land cover in main. M.Sc Thesis of Texas State University-San Marcos, USA, 86 pp.

Ebrahimi S, Moshari M (2006) Evaluation of the Choghakhor wetland status with the emphasis on environmental management problems. Publs. Inst. Geophys. Pol. ACAD. SC; E-6(390): 8 pp.

Ghafouri M, Ghaderi N, Tabatabaei M, Versace V, Ierodiaconou D, Barry DA, Stagnitti F (2010) Land use change and nutrients simulation for the Siah Darvishan basin of the Anzali wetland region, Iran. Bull Environ Contam Toxicol, 84(2): 240-244.

Gunsch MS (2008) The effect of wetland size and surrounding land use on wetland quality along an urbanization gradient in the Rocky river watershed. M.Sc Thesis of Environmental Science, Cleveland State University, USA, 123 pp.

Houlahan JE, Scott Findlay C (2004) Estimating the 'critical' distance at which adjacent land-use degrades wetland water and sediment quality. Landscape Ecology, 19(6): 677-690.

Ierodiaconou D, Laurenson L, LeBlanc M, Stagnitti F, Duff G, Salzman S, Versace V (2005) The consequences of land use change on nutrient exports: a regional scale assessment in south-west Victoria, Australia. Journal of Environmental Management, 74(4): 305-316.

Kimwaga RG, Bukirwa F, Banadda N, Wali UG, Nhapi I, Mashauri DA (2012) Modelling the impact of land use changes on sediment loading into lake Victoria using SWAT model: a case of Simiyu catchment Tanzania. The Open Environmental Engineering Journal, 5(1): 66-76.

Martin SL, Hayes DB, Rutledge DT, Hyndman DW (2009) The land-use legacy effect: adding temporal context to lake chemistry. Limnol Oceanogr, 56(6): 2362-2370.

Mousavi Nadushan R, Fatemi SMR (2008) Trophic status and primary production in lake Choghakhor, Chaharmahal-Bakhtiyari province, Islamic Republic of Iran. Pakistan Journal of Biological Sciences, 11(4): 577-582.

Murungweni FM (2013) Effect of land use change on quality of urban wetlands: a case of Monavale wetland in Harare. Geoinfor Geostat, SciTechnol Journal, 2(1): 1-5.

Tiner RW (1999) Vegetation sampling and analysis for wetlands, wetland indicators: a guide to wetland identification, delineation, classification, and mapping, Boca Raton: CRC Press LLC, 248p.

Vuai SAH, Ibembe JD, Mungai NW (2013) Influence of land use activities on spatial and temporal variation of nutrient deposition in Mwanza region: implication to the atmospheric loading to the lake Victoria. Atmospheric and Climate Sciences, 3(2): 224-234.

Yan X, Qiu Z, Wang J, Liu F, Daonan L (2012) Spatial and temporal change of land use and its impact on water quality of Poyang lake region. Advanced Materials Research, 599: 753-756.

Zhang T, Zeng WH, Wang SR, Ni ZK (2014) Temporal and spatial changes of water quality and management strategies of Dianchi lake in southwest China. Hydrology and Earth System Sciences, 18(4): 1493-1502.