مطالعه پارامترهای کیفی آب تالاب انزلی با استفاده از یک روش پیشنهادی بر مبنای ترکیب کریجینگ کور و رگرسیون خطی

چکیده

مدل کریجینگ معمولی درزمینه پیش‌بینی و درون‌یابی پارامترهای کیفی آب‌های سطحی به‌طور گسترده‌ای مورداستفاده قرارگرفته است. این مدل از میانگین ثابت به‌منظور ایجاد روند استفاده می‌کند. یکی از مهم‌ترین معایب این مدل این است که وقتی روند شدید وجود داشته باشد، به عملکرد ضعیف برای پیش‌بینی منجر می‌شود. برای رفع این مشکل، یک مدل جایگزینی به نام کریجینگ کور ایجادشده است. تابع میانگین در این مدل غیرثابت است و پارامترهای این تابع بر اساس روش استنباط بیزی (که به محاسبات زیاد نیاز دارد) به دست می‌آید. برای رفع این مشکلات، در پژوهش حاضر روش کریجینگ معمولی برمبنای کریجینگ کور اصلاح‌شده است، به‌طوری‌که تابع میانگین در دامنه غیرثابت در نظر گرفته‌شده ولی به‌منظور تعیین پارامترهای آن، از رگرسیون به‌جای استنباط بیزی استفاده‌شده است. در این تحقیق عملکرد روش کریجینگ اصلاح‌شده در برآورد پارامترهای کیفی و شاخص‌های تروفی آب تالاب انزلی با کریجینگ معمولی توسط معیارهای آماری مختلف (ضریب تعیین، جذر میانگین مربعات خطا و میانگین خطای مطلق) مورد ارزیابی قرار گرفت. بدین منظور غلظت ۱۴ پارامتر کیفی در شش محل نمونه‌برداری از آب تالاب انزلی در سال ۱۳۹۷ مورد آنالیز قرار گرفت. سپس روش‌های کریجینگ اصلاح‌شده و کریجینگ معمولی بر پارامترها و شاخص‌های تغذیه گرایی اعمال شدند. نتایج نشان داد که بهترین نتیجه از کریجینگ پیشنهادشده به‌دست‌آمده است به‌طوری‌که مقادیر حاصل از مدل با مقادیر واقعی تا حد زیاد هم‌خوانی داشت. علاوه بر آن، نسبت بهبود عملکرد این روش نسبت به کریجینگ معمولی تا ۸۸ درصد رسید. می‌توان نتایج این پژوهش را برای تدوین برنامه پایش کیفیت آب تالاب انزلی در آینده به کار برد.

واژگان کلیدی: توزیع مکانی، تالاب انزلی، رگرسیون، کریجینگ کور، کریجینگ معمولی.

دیما العبده[۱]

بابک امیدوار[۲*]

عبدالرضا کرباسی[۳]

امین سارنگ[۴]

۱. دانشجوی دکتری مهندسی محیطزیست، دانشکده محیطزیست، پردیس دانشکده‌های فنی، دانشگاه تهران، تهران، ایران

۲. دانشیار گروه مهندسی محیطزیست، دانشکده محیطزیست، پردیس دانشکده‌های فنی، دانشگاه تهران، تهران، ایران

۳. استاد گروه مهندسی محیطزیست، دانشکده محیطزیست، پردیس دانشکده‌های فنی، دانشگاه تهران، تهران، ایران

۴. استادیار گروه مهندسی محیطزیست، دانشکده محیطزیست، پردیس دانشکده‌های فنی، دانشگاه تهران، تهران، ایران

***مسئول مکاتبات:**

bomidvar@ut.ac.ir

کد مقاله: ۱۳۹۹۰۳۰۷۹۰

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۷/۰۲

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۳/۲۳

این مقاله پژوهشی و برگرفته از رساله دکتری است.

مقدمه

آلودگی آب‌های سطحی توسط آلاینده‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی مشکل فراگیر در اکثر کشورهای جهان است (Tavakol *et al.*, 2017). تالاب‌ها جزو پیکره‌های آب‌های سطحی محسوب می‌شود. ویژگی‌های خاص تالاب‌ها از قبیل پذیرنده بودن آلودگی رودخانه‌ها و اهمیت زیستی و اقتصادی باعث می‌شود تالاب‌ها به‌عنوان یک گزینه جذاب و مهم برای بررسی انتخاب شود (Nahlik and Mitsch, 2006). یکی از روش‌های ارزیابی تغییرات کیفی آب‌های سطحی، بررسی پارامترهای اندازه‌گیری شده در نقاط مختلف از سطح پیکره آبی است. مقادیر

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]

اندازه‌گیری‌ها توزیع مکانی در کل سیستم آبی را توصیف نمی‌کند؛ بنابراین تعیین مناسب‌ترین روش تخمین وضعیت کیفی آب و میان‌یابی آن در سطح یک منطقه ضروری است. روش‌های مختلف برای ایجاد توزیع مکانی آن وجود دارد. یکی از این روش‌ها آمار کلاسیک بوده که ازنظر محاسبات سریع و آسان است، ولی همبستگی مکانی بین مشاهده‌ها را در نظر نمی‌گیرد. لذا در برخی مواقع این روش‌ها از دقت کافی برخوردار نمی‌باشد. روش‌های دیگری وجود دارد که به‌نام روش‌های زمین‌آماری معروف است. برتری روش‌های زمین‌آمار نسبت به آمار کلاسیک این است که ساختار مکانی بین داده‌ها در نظر گرفته می‌شود (Oliver and Webster, 2015). از معروف‌ترین و پرکاربردترین این روش‌ها کریجینگ می‌باشد که امروزه فعالیت آن در زمینه‌های گوناگون اثبات‌شده است (Oliver and Webster, 2015; Yang *et al.*, 2018).

با توجه به توانمندی‌هایی که روش کریجینگ در آشکارسازی توزیع مکانی متغیرها دارا می‌باشد، این روش بسیار موردتوجه محققین حوزه مطالعاتی منابع آب بوده است. به‌عنوان‌مثال، موحدی پور (۱۳۹۵) به‌منظور بررسی غلظت نیترات و فسفات در آب تالاب سو در استان همدان، نمونه‌ها از پنج نقطه از تالاب برداشت شد و نقشه‌های پهنه‌بندی پارامترهای موردمطالعه توسط روش کریجینگ معمولی در محیط نرم‌افزار Arc GIS تهیه شد. نتایج این تحقیق بر کاربرد روش مورداستفاده در پهنه‌بندی تغییرات کیفی پارامترهای فسفات و نیترات آب تالاب موردمطالعه تأکید کرد. در تحقیق دیگری، باقری و همکاران (۱۳۹۶) نقشه‌های پراکندگی پارامترهای کیفی آب سطحی در دشت نیشابور توسط روش کریجینگ معمولی را ترسیم کردند. یافته‌های تحقیق نشان داد که روش مورداستفاده یکی از مدل‌های پرطرفدار جهت پهنه‌بندی مکانی پارامترهای کیفی آب می‌باشد. Chen و همکاران (۲۰۱۶) روش کریجینگ معمولی را برای بهینه‌سازی موقعیت محل‌های نمونه‌برداری پایش موجود در خلیج Quanzhou در چین به کار بردند. نتایج نشان داد که روش کریجینگ معمولی برای تعیین نقاط بهینه شبکه پایش منطقه موردمطالعه مناسب بود. Sharma و همکاران (۲۰۱۷) تغییرات مکانی شاخص کیفیت آب و پارامترهای رودخانه Yamuna در هندوستان را توسط کریجینگ معمولی بررسی کردند. با استفاده از نقشه‌های به‌دست‌آمده از روش کریجینگ، محققان توانستند مناطق آلوده در رودخانه مشخص کنند. Wahab و همکاران (۲۰۱۷) از کریجینگ معمولی به‌منظور بررسی کیفیت آب دریاچه Kenyir در مالزی استفاده کردند. نتایج نشان داد که علی‌رغم این‌که از داده‌های دو ایستگاه فقط استفاده شد، نتایج کریجینگ قابل‌قبول بود. Yang و همکاران (۲۰۱۸) روش کریجینگ معمولی را برای بررسی توزیع مکانی پارامترهای کیفیت آب دریاچه Dianchi در چین به‌کار بردند. بررسی نقشه‌های ناشی از اعمال کریجینگ نشان داد که قسمت شمالی از دریاچه با کلروفیل a، نیتروژن کل و اکسیژن خواهی شیمیایی به‌شدت آلوده بود. در تحقیق دیگر Nguyen در سال ۲۰۱۹ جهت پیش‌بینی غلظت مواد جامد معلق در ایستگاه Tan Hiep در رودخانه Dong Nai در ویتنام، از کریجینگ معمولی استفاده کردند. نتایج نشان داد که دقت روش مورداستفاده بالا بود به‌طوری‌که ضریب تعیین از ۰/۸ بالاتر رفت. Muñoz-Nájera و همکاران (۲۰۲۰) کریجینگ معمولی و کریجینگ جهانی را به‌منظور بررسی توزیع مکانی پارامترهای کیفی آب سد Tenango در مکزیک به کار بردند. نتایج نشان داد که روش‌های زمین‌آماری مورداستفاده در این تحقیق جهت ایجاد توزیع مکانی پارامترهای آب مناسب است.

انواع مختلف از کریجینگ توسعه شده است ولی مرسوم‌ترین آن‌ها، کریجینگ معمولی OK (Ordinary Kriging) است که خطای آن تابع مشخصات واریوگرام (ساختار فضایی) است ولی تابع مقدار واقعی داده‌ها نیست. علاوه بر آن، در بعضی حالات ممکن است مقادیر پیش‌بینی‌شده توسط کریجینگ معمولی خارج از دامنه (مقادیر منفی) باشند (Montero and Mateu, 2015). کریجینگ معمولی از میانگین ثابت در مدل استفاده می‌کند. به‌عبارت‌دیگر یکی از معایب مهم کریجینگ معمولی این است که تأثیر پارامترهای مهم اثرگذار بر نتیجه تخمین را در نظر نمی‌گیرد (Mukhopadhyay *et al.*, 2017). معمولاً برای اجتناب از این مشکلات از روش دیگر نظیر کوکریجینگ استفاده می‌شود. در روش کوکریجینگ متغیر اصلی با استفاده از یک یا چند متغیر کمکی برآورد می‌شود. از معایب کوکریجینگ این است که درحالتی‌که همبستگی بالا بین متغیر اصلی و متغیر کمکی وجود نداشته باشد، دقت این روش چندان بالاتر از روش کریجینگ نخواهد بود (Wu *et al.*, 2009). برای رفع این مشکلات به متدولوژی دیگری توجه شده است. این متدولوژی به نام کریجینگ جهانی UK (Universal Kriging) معروف است. کریجینگ جهانی مبتنی بر ایجاد روند داده‌ها به‌منظور رسیدن به بیشترین دقت تخمین می‌باشد به‌طوری‌که میانگین به‌صورت چندجمله‌ای در نظر گرفته

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]

می‌شود. از معایب این روش این است که حداکثر مرتبه چندجمله‌ای به‌صورت تصادفی انتخاب می‌شود و درنتیجه شاید پارامترهای غیر اثرگذار را شامل شود (Mukhopadhyay *et al.*, 2017). به‌منظور غلبه بر این مشکل، یک روش جدید به نام کریجینگ کور BK (Blind Kriging) برمبنای UK توسعه داده‌شده است. در کریجینگ کور از روش استنباط بیزی استفاده می‌شود و پارامترها و ضرایب در تابع میانگین چندجمله‌ای انتخاب می‌شود به‌طوری‌که فقط پارامترهای تأثیرگذار بر نتیجه تخمین در نظر گرفته شود. یکی از معایب BK این است که استفاده از استنباط بیزی برای انتخاب پارامترهای مؤثر در میانگین، این روش را وقت‌گیر می‌سازد و محاسبات آن را زیاد می‌کند (Deng *et al.*, 2012). باید به این نکته توجه کرد که از روش کریجینگ کور بیشتر درزمینه مهندسی نرم‌افزار و فرا تحلیل‌های مرتبط با آن مورداستفاده قرارگرفته است (Deng *et al*., 2012 ؛Couckuyt *et al*., 2012 ؛Joseph *et al*., 2008).

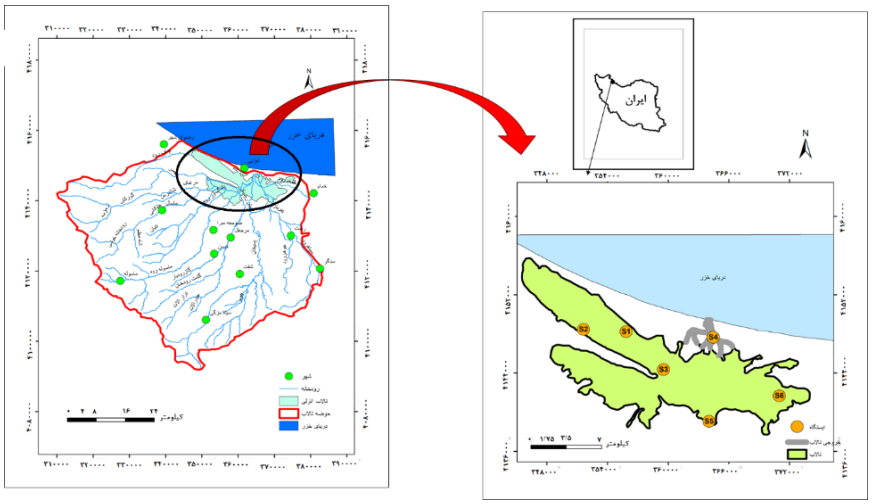
از موارد ذکرشده بالا به نظر می‌رسد که روش کریجینگ کور عبارت از اصلاح از روش کریجینگ معمولی می‌باشد به‌طوری‌که در OK میانگین ثابت و نامعلوم بوده و نتیجه پیش‌بینی به ساختار فضایی وابستگی زیاد دارد. اما در BK ارزش داده‌ها در نظر گرفته می‌شود به‌طوری‌که میانگین عبارت است از تابع چندجمله‌ای از پارامترهای مهم و ضرایب نامعلوم است. در این تحقیق با استفاده از مزایای روش کریجینگ کور، سعی شده است روش کریجینگ معمولی بر مبنای کریجینگ کور اصلاح شود. با توجه به معایب استفاده از روش استنباط بیزی در کریجینگ کور به‌منظور انتخاب پارامترهای تابع میانگین و ضرایب آن‌ها، در روش کریجینگ اصلاح‌شده از روش رگرسیون خطی با محاسبات کم‌تر و آسان‌تر از استنباط بیزی استفاده شد. درنتیجه، در روش اصلاح‌شده علاوه بر همبستگی مکانی، ارزش داده‌ها نیز در نظر گرفته می‌شود.

به علت اهمیت تالاب بین‌المللی انزلی، این تالاب به‌عنوان منطقه موردمطالعه در این پژوهش انتخاب شد تا تغییرات مکانی پارامترهای کیفی آب آن موردبررسی قرار گیرد. با توجه به هزینه‌های بالای اندازه‌گیری و امکان‌پذیر نبودن دسترسی به همه سطح تالاب در حین بررسی تغییرات مکانی پارامترها، روش‌های زمین‌آماری به‌عنوان راه‌حل جایگزینی انتخاب شد. به‌طورکلی اهداف این پژوهش عبارت‌اند از: ۱) اندازه‌گیری پارامترهای کیفی مختلف در آب تالاب انزلی و بررسی وضعیت تغذیه گرایی آن ۲) برآورد مقادیر پارامترها با استفاده از روش‌های کریجینگ معمولی و کریجینگ اصلاح‌شده ۳) مقایسه بین عملکردهای روش‌های مورداستفاده و انتخاب بهترین روش برای ایجاد توزیع مکانی شاخص‌های تغذیه گرایی و پارامترهای کیفی آب تالاب انزلی.

مواد و روش‌ها

تالاب انزلی جزء تالاب‌های طبیعی بین‌المللی ایران بوده در شمال ایران (استان گیلان) واقع است. مساحت تقریبی حوضه آبخیز تالاب حدود ۳۷۴۰ کیلومترمربع است در محدوده جغرافیایی ۳۶ درجه و ۵۵ دقیقه تا ۳۷ درجه و ۳۲ دقیقه شمالی و نیز ۴۸ درجه و ۴۵ دقیقه تا ۴۹ درجه و ۴۲ دقیقه شرقی قرار دارد که حدود ۲۰۰۰ کیلومترمربع آن دشت و بقیه مناطق کوهستان و کوهپایه‌ای است. طول متوسط تالاب (شرق-غرب) حدود ۳۰ کیلومتر و عرض متوسط آن (شمال-جنوب) حدود ۳ کیلومتر است. تالاب انزلی به چهار بخش اصلی (شرقی، مرکزی، غربی و سیاه کشیم) تقسیم می‌شود. در حوضه تالاب انزلی رودخانه‌هایی زیادی جریان دارند. قسمت مرکزی تالاب در اتصال با دریای خزر می‌باشد (غلامی پور و همکاران، ۱۳۹۵). حوضه تالاب انزلی با رودخانه‌های ورودی به آن و محل‌های نمونه‌برداری موردمطالعه در شکل (۱) ارائه‌شده است.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]



شکل ۱: حوضه آبریز تالاب انزلی و محل‌های نمونه‌برداری موردمطالعه.

طی سال ۱۳۹۷ یک مطالعه میدانی به‌منظور جمع‌آوری اطلاعات موردنیاز برای پژوهش حاضر انجام شد. انتخاب نقاط نمونه‌برداری بر اساس برخی از معیارها شامل شرایط طبیعی منطقه، فعالیت‌های انسانی و قابلیت دسترسی به آب تالاب انجام شد. سپس شش محل نمونه‌برداری (شکل ۱) انتخاب شدند به‌طوری‌که سه ایستگاه (S1، S2 و S3) در قسمت غربی تالاب، یک ایستگاه (S4) در خروجی تالاب، یک ایستگاه (S6) در قسمت شرقی تالاب و یک ایستگاه (S5) در قسمت مرکزی تالاب قرار دارد. با توجه به این‌که بالاترین میزان ورودی مواد مغذی به تالاب در فصل بارندگی است (غلامی پور و همکاران، ۱۳۹۵) نمونه‌برداری در فصل بهار انجام شد. برای اطمینان از دقت آزمایشات، نمونه تکراری در هر محل نمونه‌برداری در نظر گرفته شد. آنالیز برای ۱۴ پارامتر فیزیکی و شیمیایی در ایستگاه‌های مطالعاتی انجام شد. این پارامترها با روش‌ها و دستگاه‌های مورداستفاده جهت آنالیز آن در جدول ۱ ذکر شد. برای نمونه‌برداری آب از نمونه‌بردار نانسن و ظرف‌های پلی‌اتیلن سفید استفاده گردید. کلیه ظروف قبل از عملیات نمونه‌برداری اسید شویی گردیده و سپس با آب مقطر مورد شستشو قرار گرفتند. در محل نمونه‌برداری ظروف قبل از برداشتن نمونه با آب محل آبکشی شده سپس آب در آن گذاشته شد. قبل از انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه، آماده‌سازی آن با مواد شیمیایی موردنیاز انجام گردید. روش آماده‌سازی نمونه‌ها و اندازه‌گیری آن بر اساس دستورالعمل ذکرشده در استاندارد متد (Association, 2005) انجام گردید.

بعد از اندازه‌گیری پارامترهای کیفی آب، وضعیت تغذیه گرایی تالاب انزلی از طریق محاسبه شاخص تغذیه گرایی کارلسون (TSI) برای پارامترهای (TN، TP، Chl-a و SD) ارزیابی شد. معادلات شاخص کارلسون با طبقه‌بندی وضعیت تروفی در منابع (Carlson, 1977; Matthews *et al.*, 2002) وجود دارد. این معادلات به‌صورت زیر است:

رابطه ۱:
$$TSI(SD) = 60 - 14.4 ln(SD)$$

که در آن $TSI(SD)$ مقدار شاخص تغذیه گرایی مربوط به شفافیت آب است. SD مقدار عمق سنجی برحسب متر است.

رابطه ۲:
$$TSI(Chl) = 30.6 + 9.81 ln(Chl)$$

در رابطه فوق $TSI(Chl)$ مقدار شاخص تغذیه گرایی مربوط به کلروفیل a است. Chl غلظت کلروفیل a برحسب میکروگرم بر لیتر می‌باشد.

رابطه ۳:
$$TSI(TP) = 10\left(6 - \frac{ln\frac{48}{TP}}{ln 2}\right)$$

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]

جدول ۱: دستگاه‌ها/روش‌های مورداستفاده جهت آنالیز پارامترهای کیفی آب تالاب انزلی.

پارامتر	اختصار	واحد اندازه‌گیری	روش/ دستگاه اندازه‌گیری
پتانسیل اکسید-احیا	Eh	میلی ولت	دستگاه پرتابل مالتی پارامتر
pH	pH	-	
اکسیژن محلول	DO	میلی‌گرم بر لیتر	
فسفر کل	TP	میلی‌گرم بر لیتر	اسپکتروفتومتر
نیتروژن کل	TN	میلی‌گرم بر لیتر	
کلروفیلa	Chl-a	میکروگرم بر لیتر	
عمق سچی	SD	متر	دیسک سچی
منگنز	Mn	میلی‌گرم بر لیتر	طیف‌سنجی پلاسمای جفت شده القایی (ICP-OES)
سیلیکات	Si	میلی‌گرم بر لیتر	
سدیم	Na	میلی‌گرم بر لیتر	
نیکل	Ni	میکروگرم بر لیتر	
کلسیم	Ca	میلی‌گرم بر لیتر	
آلومینیوم	Al	میلی‌گرم بر لیتر	
آرسنیک	As	میکروگرم بر لیتر	

$TSI\,(TP)$ مقدار شاخص تغذیه گرایی مربوط به فسفر کل است. TP غلظت فسفر کل برحسب میکروگرم بر لیتر می‌باشد.

رابطه ۴:

$$TSI\,(TN) = 10\left(6 - \frac{ln\,\frac{1.47}{TN}}{ln\,2}\right)$$

در رابطه بالا $TSI\,(TN)$ مقدار شاخص تغذیه گرایی مربوط به نیتروژن کل است. TN غلظت نیتروژن کل برحسب میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد.

به‌منظور تعیین توزیع مکانی و انجام میان‌یابی از روش کریجینگ معمولی و کریجینگ اصلاح‌شده برمبنای کریجینگ‌کور استفاده شد. در کریجینگ اصلاح‌شده، پارامترهای تابع میانگین توسط رگرسیون خطی انتخاب شد. در گام بعد، نقشه‌های درون‌یابی پارامترهای کیفی و شاخص‌های تروفی تالاب انزلی در سیستم اطلاعات جغرافیایی (GIS) تولید شد. نهایتاً، مقایسه بین عملکرد دو روش مورداستفاده توسط معیارهای آماری مختلف انجام شد و بهترین مدل برای درون‌یابی پارامترهای کیفی آب تالاب انزلی تعیین شد. تمام محاسبات مربوط به مشخصات آماری نمونه‌ها (حداقل، حداکثر، میانگین و انحراف معیاری)، معادلات رگرسیون و خطای مدل در این پژوهش در نرم‌افزارهای SPSS نسخه بیست و دوم، Excel 2013 و GIS 10.4.1 انجام شد.

روش تخمین کریجینگ بر اساس تعریف واریوگرام استوار بوده و موفقیت روش در تعیین نقاط مجهول با استفاده از نقاط معلوم به واریوگرام بستگی دارد. ویژگی منحصربه‌فرد کریجینگ این است که همراه هر تخمین مقدار خطاهای آن را نیز می‌دهد، به‌طوری‌که می‌توان توزیع خطاها (واریانس تخمین) را در کل محدوده موردبررسی به دست آورد. بر اساس توزیع خطا می‌توان قسمت‌هایی که خطای آن بالاست را شناسایی کرد و برای کاهش این خطا اندازه‌گیری‌ها را افزایش داد (Oliver and Webster, 2015). بیشترین نوع مورداستفاده از روش کریجینگ، کریجینگ معمولی (OK) است. به گفته محققان مختلف، اغلب نتایج به‌دست‌آمده توسط OK به‌خصوص در مورد پدیده‌هایی که در طبیعت غیرخطی هستند نسبت خطا زیاد دارد. لذا برای غلبه بر این مشکل، کریجینگ جهانی (UV) مطرح شد (Mukhopadhyay *et al.*, 2017).

معادله کریجینگ جهانی به‌صورت زیر (رابطه ۵) است

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]

رابطه ۵: $$Y(\boldsymbol{x}) = \mu(\boldsymbol{x}) + Z(\boldsymbol{x})$$

که در آن مقدار تابع $Y(\boldsymbol{x})$ عبارت است از مجموع دو تابع، یکی قطعی ($\mu(\boldsymbol{x})$) و یکی تصادفی ($Z(\boldsymbol{x})$) با میانگین صفر و کوواریانس $\sigma^2\varphi$ است به‌طوری‌که تابع کوواریانس به‌صورت رابطه (۶) است.

رابطه ۶: $$Cov\{Y(\boldsymbol{x}+\boldsymbol{h}), Y(\boldsymbol{x})\} = \sigma^2\varphi(\boldsymbol{h})$$

که در آن $\varphi(\boldsymbol{h})$ تابع هم‌بستگی و $\boldsymbol{h}$ فاصله است. اما تابع قطعی $\mu(\boldsymbol{x})$ برحسب رابطه (۷) نوشته می‌شود.

رابطه ۷: $$\mu(\boldsymbol{x}) = \sum_{i=0}^{m} \mu_i \nu_i(\boldsymbol{x})$$

که در آن: ν_i عبارت از تابع‌های معلوم بوده و μ_i پارامترهای نامعلوم است. در رابطه (۳)، $\mu(\boldsymbol{x})$ برای تعیین روند مورداستفاده قرار می‌گیرد. با توجه به این‌که در واقعیت روندها به‌ندرت شناخته‌شده هستند، از حالت خاص که به نام کریجینگ معمولی (OK) معروف است (که در آن $\mu(\boldsymbol{x})$ به‌صورت میانگین ثابت در نظر گرفته می‌شود) استفاده می‌شود. درنتیجه رابطه OK به‌صورت زیر درمی‌آید.

رابطه ۸: $$Y(\boldsymbol{x}) = \mu_0 + Z(\boldsymbol{x})$$

که در آن μ_0 میانگین ثابت است. با جایگزینی مقدار تابع تصادفی $Z(\boldsymbol{x})$ در رابطه (۴) و با فرض مقدار تابع $\mathbf{y} = (y_1, y_2, ..., y_n)'$ در n نقطه $\{\boldsymbol{x}_1 . \boldsymbol{x}_2 . \dots . \boldsymbol{x}_n\}$ تخمین توسط OK به‌صورت رابطه (۵) می‌شود

رابطه ۹: $$\hat{y}(\boldsymbol{x}) = \hat{\mu}_0 + \boldsymbol{\varphi}(\boldsymbol{x})'\boldsymbol{\psi}^{-1}(\boldsymbol{y} - \hat{\mu}_0\boldsymbol{1})$$

که در آن: $\hat{y}(\boldsymbol{x})$ مقدار تخمین شده توسط OK، $\hat{\mu}_0$ میانگین ثابت، $\boldsymbol{\varphi}(\boldsymbol{x})' = (\varphi(\boldsymbol{x} - \boldsymbol{x_1}), \dots \varphi(\boldsymbol{x} - \boldsymbol{x_n})$ ماتریسی که عناصر آن عبارت است از تابع همبستگی بین نقاط معلوم و نقطه مجهول، n تعداد نقاط نمونه‌برداری، $\boldsymbol{\psi}$ ماتریسی $n \times n$ که عناصر آن عبارت است از مقدار تابع همبستگی بین نقاط معلوم $\varphi(\boldsymbol{x_i} - \boldsymbol{x_j})$، $\mathbf{1}$ یک بردار با بعد n است که عناصر آن یک می‌باشد. $\hat{\mu}_0$ عبارت است از $\hat{\mu}_0 = \boldsymbol{1}'\boldsymbol{\psi}^{-1}\boldsymbol{y} / \boldsymbol{1}'\boldsymbol{\psi}^{-1}\boldsymbol{1}$ می‌باشد (Joseph *et al.*, 2008). تخمین توسط OK (رابطه ۹) آسان است ولی درحالی‌که روندها زیاد باشد، به نتایج ضعیف منجر می‌شود. لذا، به سمت BK توجه شد. کریجینگ کور (BK) اولین بار توسط Joseph و همکاران در سال ۲۰۰۸ مطرح شد. این روش بر مبنای UK ایجاد شد به‌طوری‌که در UK (رابطه ۷)، تابع‌ها ν_i معلوم است اما در BK این تابع‌ها نامعلوم است و چون نامعلوم‌اند، به این نوع کریجینگ کور گفته می‌شود. رابطه کریجینگ کور (BK) به‌صورت زیر است:

رابطه ۱۰: $$Y(\boldsymbol{x}) = \boldsymbol{\nu}(\boldsymbol{x})'\boldsymbol{\mu}_m + Z(\boldsymbol{x})$$

که در آن $\boldsymbol{\nu}(\boldsymbol{x})' = (1, \nu_1, \nu_2, \dots \nu_m)$ و $\boldsymbol{\mu}_m = (\mu_0, \mu_1, \dots, \mu_m)'$، m تعداد توابع و $Z(\boldsymbol{x})$ فرض می‌شود تابع تصادفی با میانگین صفر و کوواریانس $\sigma_m^2\varphi$ بوده که در آن φ تابع همبستگی است. مقدار پارامتر تخمین شده توسط BK برحسب رابطه‌های زیر محاسبه می‌شود.

رابطه ۱۱: $$\hat{y}(\boldsymbol{x}) = \boldsymbol{\nu}(\boldsymbol{x})'\hat{\boldsymbol{\mu}}_m + \boldsymbol{\varphi}(\boldsymbol{x})'\boldsymbol{\psi}^{-1}(\boldsymbol{y} - \boldsymbol{V}_m\hat{\boldsymbol{\mu}}_m)$$

رابطه ۱۲:: $$\boldsymbol{V}_m = (\boldsymbol{\nu}(\boldsymbol{x}_1) . \boldsymbol{\nu}(\boldsymbol{x}_2) . \dots . \boldsymbol{\nu}(\boldsymbol{x}_n))'$$

رابطه ۱۳: $$\hat{\boldsymbol{\mu}}_m = (\boldsymbol{V}_m'\boldsymbol{\psi}^{-1}\boldsymbol{V}_m)^{-1}\boldsymbol{V}_m'\boldsymbol{\psi}^{-1}\boldsymbol{y}$$

که در آن: $\boldsymbol{V}_m$ ماتریسی $n \times (m+1)$ است که در آن n تعداد نقاط نمونه‌برداری و m تعداد متغیرها انتخاب‌شده برای محاسبه میانگین است. مهم‌ترین گام در BK تعیین توابع قطعی است که بیشترین تغییرات پارامتر مورد تخمین را نشان دهد. این امر از طریق انتخاب توابع تأثیرگذار (ν_i) که تعداد آن m و ضرایب آن μ_i می‌باشد. متغیرهای اثرگذار را می‌توان توسط مجموعه‌ای از متغیرهای کاندیدا انتخاب کرد (Couckuyt

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]

et al., 2012). لذا مزیت BK نسبت به UK این است که به‌منظور ایجاد تابع قطعی، فقط متغیرهای تأثیرگذار انتخاب می‌شود. وقتی ν_i و m معلوم شود، قسمت قطعی بیشترین تغییرات پارامتر مورد تخمین را نشان می‌دهد و قسمت دوم (تصادفی) برای درون‌یابی مورداستفاده قرار می‌گیرد. Joseph و همکاران (۲۰۰۸) از روش استنباط بیزی برای انتخاب پارامترها و تعیین ضرایب μ_i در BK استفاده کردند. در تحقیقات Bellary و همکاران (۲۰۱۶) و Mukhopadhyay و همکاران (۲۰۱۷) هم این روش برای انتخاب پارامترهای مهم BK مورداستفاده قرار گرفت. در استنباط بیزی، تخمین اولیه مجهولات به‌صورت یک تابع احتمال ریاضی ناشی از باور اولیه محققان بیان می‌شود. سپس مشاهدات و اطلاعات در مورد مجهولات موردنظر را توسط محقق جمع‌آوری می‌شود و با استفاده از آن‌ها تابع احتمال اولیه به‌روزرسانی می‌شود. این فرایند (جمع‌آوری اطلاعات و به‌روزرسانی تابع احتمال) را می‌توان چند بار تکرار کرد تا توزیع احتمال دقیق‌تر و تخمین بهتری به دست آورد (Chipman *et al.*, 1997). تحقیقات قبلی نشان داد که نتایج استفاده از روش بیزی در BK رضایت‌بخش است ولی از معایب آن زمان‌بر بودن BK است و مراحل انجام آن به محاسبات آماری بیشتری نسبت به تکنیک‌های ساده کریجینگ نیاز دارد (Couckuyt *et al.*, 2012; Joseph *et al.*, 2008). لذا، در این پژوهش سعی شد پارامترهای تأثیرگذار در کریجینگ کور توسط روش ساده‌تر ایجاد شود. این روش عبارت از ایجاد تابع قطعی در BK توسط رگرسیون می‌باشد.

همان‌طور که قبلاً ذکر شد، روش کریجینگ معمولی قادر به تخمین پارامترهایی است که هم‌بستگی فضایی داشته باشند. به‌طور مثال، برای میزان آلودگی در نقطه‌ای از پیکره آبی، وقتی نمونه گیرنده از محل آلودگی دور باشد، کریجینگ نمونه‌ها سالم‌تری را معرفی می‌کند. به‌عبارت‌دیگر، در کریجینگ معمولی مقدار متغیر تابعی از مکان می‌باشد و وابسته به مقدار واقعی داده‌ها نیست (Oliver and Webster, 2015). علاوه بر آن تابع قطعی در OK ثابت است (رابطه ۵) و این امر در طبیعت به‌ندرت وجود دارد. لذا در روش کریجینگ پیشنهادشده در این پژوهش، معایب کریجینگ معمولی و کریجینگ کور رفع شد به‌طوری‌که به‌جای تابع قطعی ثابت در OK از تابع چندجمله‌ای و به‌جای روش استنباط بیزی برای انتخاب پارامترهای مهم در BK از روش ساده‌تر و با محاسبات کم‌تر (رگرسیون خطی) استفاده شد. درنتیجه در این تحقیق رگرسیون خطی با کریجینگ کور ادغام‌شده است. معادلات تخمین توسط روش کریجینگ اصلاح‌شده در این پژوهش به‌صورت زیر است:

$$\hat{y}(\boldsymbol{x}) = \boldsymbol{\mu}_0 + \boldsymbol{\mu}_1\boldsymbol{\nu}_1 + \boldsymbol{\mu}_2\boldsymbol{\nu}_2 + \ldots + \boldsymbol{\mu}_m\boldsymbol{\nu}_m + \boldsymbol{\varphi}(\boldsymbol{x})'\boldsymbol{\psi}^{-1}(\boldsymbol{y} - \boldsymbol{V}_m\hat{\boldsymbol{\mu}}_m) \qquad (۱۴)$$

که در آن $\boldsymbol{\mu}_m$ ضرایب رگرسیون، $\boldsymbol{\nu}_m$ مقدار پارامتر پیش‌بینی کننده در رگرسیون، m تعداد پارامترها انتخاب‌شده توسط رگرسیون، $\boldsymbol{V}_m$ ماتریسی n×(m+1) که در آن n تعداد نقاط نمونه‌برداری و m تعداد متغیرها انتخاب‌شده برای محاسبه میانگین و $\hat{\boldsymbol{\mu}}_m$ برداری با بعد (m+1) است که عناصر آن عبارت است از ضرایب رگرسیون می‌باشد. در روش کریجینگ پیشنهادی مقدار پارامتر تخمین شده نه‌فقط به ساختار فضایی بستگی دارد بلکه مقادیر واقعی داده‌ها نیز در تخمین آن نقش مهمی دارد.

نتایج

مشخصات آماری پارامترهای موردمطالعه در شش محل نمونه‌برداری تالاب انزلی در جدول ۲ آورده شده است.

جدول ۲: مشخصات آماری پارامترهای کیفی آب در تالاب انزلی در سال ۱۳۹۷.

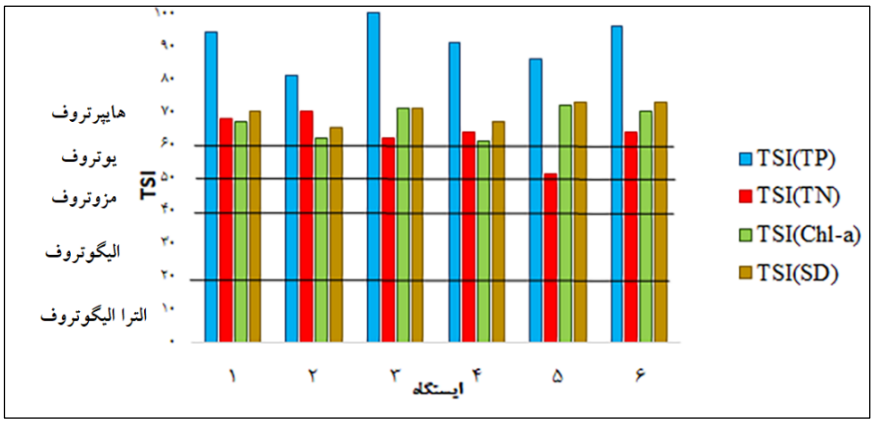
[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]

پارامتر	واحد اندازه‌گیری	حداقل	میانگین	حداکثر	انحراف معیار
Eh	میلی ولت	−۲۸۰	−۱۰۴/۶۷	۱۳۵	۱۸۴/۷۴
pH	–	۶/۶	۷/۱۲	۷/۵	۰/۳۴
DO	میلی‌گرم بر لیتر	۱/۱۲	۲/۸۴	۵/۸۴	۲/۱۳
TP	میلی‌گرم بر لیتر	۰/۲	۰/۶۷	۲	۰/۶۶
TN	میلی‌گرم بر لیتر	۰/۷۵	۱/۹۸	۲/۹۶	۰/۷۸
Chl-a	میکروگرم بر لیتر	۲۱	۴۴/۳۳	۶۵	۱۸/۵۶
SD	متر	۰/۴	۰/۵۱	۰/۷	۰/۱۲
Mn	میلی‌گرم بر لیتر	۰/۱	۱/۱	۳/۲	۱/۱۷
Si	میلی‌گرم بر لیتر	¾	۹/۸۵	۲۱/۳	۶/۴۴
Na	میلی‌گرم بر لیتر	۸۵/۱	۱۳۵/۲۸	۲۲۶	۵۳/۳۴
Ni	میکروگرم بر لیتر	۱	۲/۱۳	۳/۶۹	۱/۰۶
Ca	میلی‌گرم بر لیتر	۱۸/۵	۶۹/۵۷	۱۰۶	۳۰/۹۵
Al	میلی‌گرم بر لیتر	۰/۱	۰/۱۷	۰/۴	۰/۱۲
As	میکروگرم بر لیتر	۳/۰۹	۴/۱۵	۶/۵۶	۱/۲۵

مقایسه غلظت پارامترهای به‌دست‌آمده در این پژوهش با استانداردهای کیفیت آب ایران نشان داد که در موردحفاظت از اکوسیستم‌های آبی، غلظت DO و TP با استاندارد مطابقت ندارد. در مورد کاربرد کشاورزی، غلظت Mn در بعضی ایستگاه‌ها بیشتر از حد استاندارد (۰/۲ میلی‌گرم بر لیتر) بود. برای کاربردهای تفرجی، مقادیر DO در بعضی ایستگاه‌ها با استاندارد (۵ میلی‌گرم بر لیتر) مطابقت نداشت. علاوه بر آن، Chl-a نیز در همه ایستگاه‌ها از حد استاندارد (۱۰ میکروگرم بر لیتر) تخطی داشت. برحسب استانداردهای مربوط به فرایندهای صنعتی با حساسیت زیاد مقادیر Mn و EC بالاتر از حد استاندارد (۰/۳ میلی‌گرم بر لیتر و ۱۰۰۰ میکرو زیمنس بر سانتی‌متر به ترتیب) بود. از سوی دیگر، ملاحظه شد که میانگین و انحراف معیار بعضی از پارامترهای موردبررسی نظیر TP، DO و Mn تقریباً یکسان است. این امر می‌تواند به علت تفاوت نسبتاً قابل‌توجه غلظت این پارامترها در مکان‌های مختلف تالاب باشد. به‌طور مثال غلظت TP در کل تالاب به‌جز قسمت مرکزی بین ۰/۲ و ۰/۶ میلی‌گرم بر لیتر متفاوت است درحالی‌که در قسمت مرکزی برابر با ۲ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. این امر می‌تواند باعث بزرگ شدن انحراف معیار و نزدیک شدن مقدار آن به مقدار میانگین باشد.

شاخص TSI در تالاب برای پارامترهای TN، TP، Chl-a و SD محاسبه شد و بر مبنای آن وضعیت تغذیه گرایی مشخص شد (شکل ۲). با توجه به این شکل ملاحظه می‌شود که بدترین وضعیت تروفی آب تالاب انزلی مربوط به فسفر می‌باشد به‌طوری‌که همه مناطق تالاب ازنظر TSI(TP) در طبقه‌بندی هایپرتروف قرار دارد. اما ازنظر نیتروژن، وضعیت تروفی آب تالاب یوتروف در ایستگاه S5 و هایپرتروف در بقیه ایستگاه‌ها است. وضعیت تروفی ازنظر کلروفیل a و SD هایپرتروف است.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]



شکل ۲: وضعیت تروفی ایستگاه‌های مطالعاتی در تالاب انزلی در سال ۱۳۹۷ برحسب شاخص TSI.

پارامترهای اندازه‌گیری شده در تالاب انزلی با روش OK تخمین زده شد. همان‌طور که قبلاً ذکر شد، انتخاب نوع واریوگرام در کریجینگ مؤثر است. براین اساس مدل‌های مختلف مورد آزمون قرار گرفت و ملاحظه شد که کمترین مقدار مجذور مربعات خطا برای مدل نمایی به دست می‌آید. بر این اساس، با اطمینان زیادی می‌توان این مدل را برای پردازش و تخمین متغیرهای کیفیت آب تالاب انزلی، با استفاده از روش کریجینگ به کار برد. سپس از مدل کریجینگ اصلاح‌شده به‌منظور پیش‌بینی پارامترهای کیفی آب تالاب انزلی استفاده شد. همان‌طور که قبلاً ذکر شد، در روش پیشنهادی پارامترهای تابع میانگین (تأثیرگذار بر نتیجه تخمین) توسط رگرسیون خطی انتخاب می‌شود. لذا، ابتدا مدل‌های مختلف توسط رگرسیون خطی با استفاده از روش انتخاب پارامترها گام‌به‌گام و پیشرو تعیین شد تا روند موجود در داده‌ها (قسمت از تغییرات داده‌ها که تصادفی نیستند) مشخص شود. سپس نتیجه تخمین پارامترها توسط کریجینگ اصلاح‌شده به دست آمد (رابطه ۱۴). قبل از بررسی نتایج، برای اطمینان از درست بودن مدل‌های رگرسیون، فرضیه‌های رگرسیون خطی (توزیع نرمال باقیمانده‌ها، تصادفی بودن باقیمانده‌ها و ثابت بودن واریانس) چک شد. معادلات کریجینگ اصلاح‌شده برای پارامترهای کیفی مختلف آب تالاب انزلی ارائه شد (جدول ۳). بعد از ایجاد نتیجه نهایی تخمین پارامترها که ناشی از حاصل جمع قسمت قطعی با قسمت تصادفی است، نقشه‌های نهایی پراکنش پارامترها و شاخص‌های تروفی در GIS ترسیم شد (شکل ۳). عملکرد مدل‌های مورداستفاده در این پژوهش بر اساس سه معیار آماری (جذر میانگین مربعات خطا (RMSE) ، میانگین خطای مطلق (MAE) و ضریب تعیین (R^2)) مورد ارزیابی قرار گرفت (جدول ۴).

در جدول ۳، y نشان‌دهنده‌ی عرض جغرافیایی می‌باشد. با توجه به این جدول مشخص است که pH مؤثرترین پارامتر در مواد مغذی در تالاب انزلی است به‌طوری‌که با استفاده از pH می‌تواند تابع میانگین قطعی را برای مواد مغذی (TP، Mn و Si) تخمین زد. علاوه بر آن، Eh و pH پارامترهای مؤثر در ایجاد تابع میانگین DO به شمار می‌آیند. اما برای As، مهم‌ترین پارامترهای مؤثر که بیشترین تغییرات As را نشان می‌دهند عبارت‌اند از Eh، Ca و Al. دو پارامتر (Na و DO) برای ایجاد تابع میانگین Ni انتخاب شدند. برای شاخص‌های تغذیه گرایی، TN و مختصات جغرافیایی پارامترهای تأثیرگذار بر TSI(TN) بوده درحالی‌که SD پارامتر مهم برای محاسبه تابع میانگین TSI(Chl-a) و TSI(SD) می‌باشد. اما پارامتر انتخاب‌شده برای محاسبه تابع قطعی در معادله کریجینگ مربوط به شاخص تروفی فسفر، منگنز است.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]

جدول ۳: معادلات کریجینگ اصلاح‌شده برای برآورد پارامترهای کیفی تالاب انزلی.

ردیف	معادله
۱	$\hat{TN}(\boldsymbol{x}) = -1422.86 + 22.131\sqrt{y} + \boldsymbol{\varphi}(\boldsymbol{x})'\boldsymbol{\psi}^{-1}(\boldsymbol{TN} - \boldsymbol{V}_1\hat{\boldsymbol{\mu}}_1)$
۲	$\hat{Chla}(\boldsymbol{x}) = 115.676 - 140.347SD + \boldsymbol{\varphi}(\boldsymbol{x})'\boldsymbol{\psi}^{-1}(\boldsymbol{Chla} - \boldsymbol{V}_1\hat{\boldsymbol{\mu}}_1)$
۳	$\hat{DO}(\boldsymbol{x}) = 4.028 + 0.011Eh + \boldsymbol{\varphi}(\boldsymbol{x})'\boldsymbol{\psi}^{-1}(\boldsymbol{DO} - \boldsymbol{V}_1\hat{\boldsymbol{\mu}}_1)$
۴	$\hat{DO}(\boldsymbol{x}) = -36.424 + 5.514pH + \boldsymbol{\varphi}(\boldsymbol{x})'\boldsymbol{\psi}^{-1}(\boldsymbol{DO} - \boldsymbol{V}_1\hat{\boldsymbol{\mu}}_1)$
۵	$\hat{pH}(\boldsymbol{x}) = 7.292 + 0.002Eh + \boldsymbol{\varphi}(\boldsymbol{x})'\boldsymbol{\psi}^{-1}(\boldsymbol{pH} - \boldsymbol{V}_1\hat{\boldsymbol{\mu}}_1)$
۶	$\hat{TP}(\boldsymbol{x}) = 12.174 - 1.616pH + \boldsymbol{\varphi}(\boldsymbol{x})'\boldsymbol{\psi}^{-1}(\boldsymbol{TP} - \boldsymbol{V}_1\hat{\boldsymbol{\mu}}_1)$
۷	$\hat{Mn}(\boldsymbol{x}) = 23.166 - 3.098pH + \boldsymbol{\varphi}(\boldsymbol{x})'\boldsymbol{\psi}^{-1}(\boldsymbol{Mn} - \boldsymbol{V}_1\hat{\boldsymbol{\mu}}_1)$
۸	$\hat{Si}(\boldsymbol{x}) = 134.907 - 17.561pH + \boldsymbol{\varphi}(\boldsymbol{x})'\boldsymbol{\psi}^{-1}(\boldsymbol{Si} - \boldsymbol{V}_1\hat{\boldsymbol{\mu}}_1)$
۹	$\hat{As}(\boldsymbol{x}) = 3.261 + 8.155Al + 0.003Eh - 0.003Ca + \boldsymbol{\varphi}(\boldsymbol{x})'\boldsymbol{\psi}^{-1}(\boldsymbol{As} - \boldsymbol{V}_3\hat{\boldsymbol{\mu}}_3)$
۱۰	$\hat{Ni}(\boldsymbol{x}) = -0.693 + 0.028Na - 0.329DO + \boldsymbol{\varphi}(\boldsymbol{x})'\boldsymbol{\psi}^{-1}(\boldsymbol{Ni} - \boldsymbol{V}_2\hat{\boldsymbol{\mu}}_2)$
۱۱	$\hat{TSI(TN)}(\boldsymbol{x}) = -12096.19 + 188.866\sqrt{y} + \boldsymbol{\varphi}(\boldsymbol{x})'\boldsymbol{\psi}^{-1}(\boldsymbol{TSI(TN)} - \boldsymbol{V}_1\hat{\boldsymbol{\mu}}_1)$
۱۲	$\hat{TSI(TN)}(\boldsymbol{x}) = 46.601 + 8.346TN + \boldsymbol{\varphi}(\boldsymbol{x})'\boldsymbol{\psi}^{-1}(\boldsymbol{TSI(TN)} - \boldsymbol{V}_1\hat{\boldsymbol{\mu}}_1)$
۱۳	$\hat{TSI(SD)}(\boldsymbol{x}) = 83.526 - 26.936SD + \boldsymbol{\varphi}(\boldsymbol{x})'\boldsymbol{\psi}^{-1}(\boldsymbol{TSI(SD)} - \boldsymbol{V}_1\hat{\boldsymbol{\mu}}_1)$
۱۴	$\hat{TSI(Chla)}(\boldsymbol{x}) = 85.561 - 36.185SD + \boldsymbol{\varphi}(\boldsymbol{x})'\boldsymbol{\psi}^{-1}(\boldsymbol{TSI(Chla)} - \boldsymbol{V}_1\hat{\boldsymbol{\mu}}_1)$
۱۵	$\hat{TSI(TP)}(\boldsymbol{x}) = 85.689 + 5.131Mn + \boldsymbol{\varphi}(\boldsymbol{x})'\boldsymbol{\psi}^{-1}(\boldsymbol{TSI(TP)} - \boldsymbol{V}_1\hat{\boldsymbol{\mu}}_1)$

ملاحظه می‌شود که عملکرد روش کریجینگ پیشنهادی برای همه پارامترهای موردمطالعه بهتر از OK بود. علاوه بر آن، نتایج هر دو روش برای پیش‌بینی TN، تقریباً یکسان می‌باشد به‌طوری‌که ضریب تعیین برآورد TN توسط OK و کریجینگ اصلاح‌شده به ترتیب برابر با ۷۴ درصد و ۷۶ درصد بود. ازنظر پیش‌بینی منگنز، سیلیکات، TSI(TP) و TSI(Chl-a)، عملکرد OK به ترتیب با ضریب‌های تعیین ۰/۷، ۰/۵۸، ۰/۶۶ و ۰/۵۱ قابل‌قبول بود. درحالی‌که برای برآورد بقیه پارامترها OK رضایت‌بخش نبود به‌طوری‌که خطای پیش‌بینی بالا به دست آمد. به‌جز TN، بهبود عملکرد روش کریجینگ اصلاح‌شده نسبت به OK بین ۲۳/۹۱ و ۸۸ درصد متفاوت بود به‌طوری‌که کم‌ترین بهبود برای TN سپس Mn بود. مقدار RMSE و MAE حاصل از کریجینگ اصلاح‌شده به ترتیب تا ۰/۰۵ و ۰/۰۰۰۰۳ رسید. به‌طورکلی، می‌توان نتیجه گرفت که از بین دو روش مورداستفاده، بهترین نتایج از کریجینگ اصلاح‌شده حاصل‌شده و برآوردهای حاصل از این روش هم‌خوانی بیشتری با داده‌های واقعی دارند.

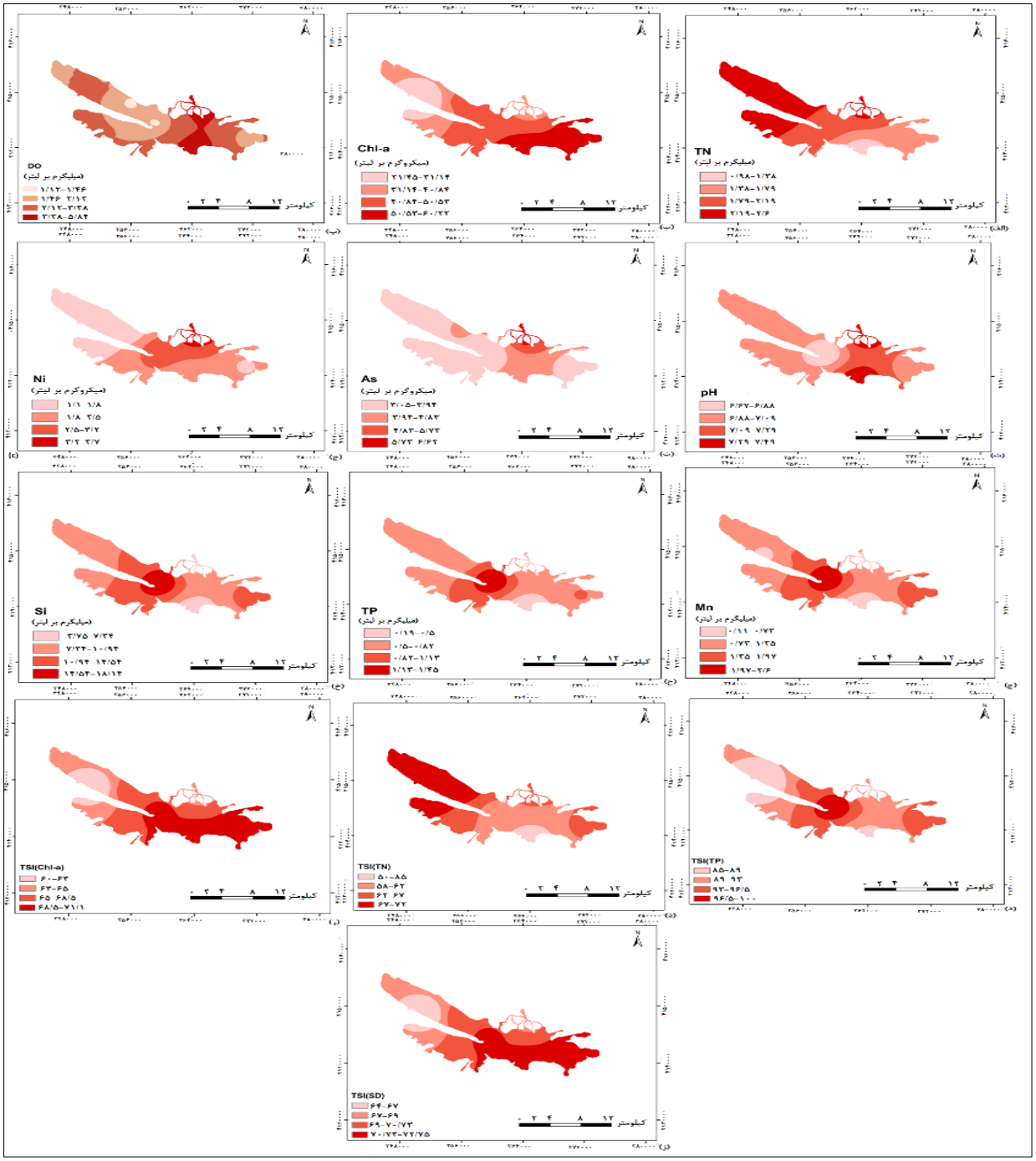
[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]

جدول ٤: معیارهای آماری برای سنجش کارایی روش‌های کریجینگ معمولی و کریجینگ اصلاح‌شده (روش پیشنهادی) در برآورد پارامترهای کیفی آب تالاب انزلی.

پارامتر	کریجینگ معمولی (OK)			کریجینگ اصلاح‌شده (روش پیشنهادی)			بهبود عملکرد کریجینگ اصلاح‌شده نسبت به OK (درصد)
	RMSE	MAE	R^2	رگرسور (پارامترهای ورودی رابطه)	RMSE	MAE	R^2
TN	۰/۳۶	۰/۲۵	۰/۷۴	Y	۰/۳۶	۰/۰۰۰۴	۰/۷۶	۲/۶
Chl-a	۱۹/۱۵	۱۶/۵۷	۰/۵۶	SD	۶/۷۵	−۰/۰۵	۰/۸۵	۳۴/۱۱
DO	۲/۴۶	۲/۱۳	۰/۳۹	Eh	۰/۳۹	−۰/۱۲	۰/۹۶	۵۹/۳۷
DO	۲/۴۶	۲/۱۳	۰/۳۹	pH	۰/۹۶	−۰/۰۰۵	۰/۷۶	۴۸/۶۸
pH	۰/۳۹	۰/۳۴	۰/۴۲	Eh	۰/۱	۰/۰۲	۰/۸۹	۵۱/۱۹
TP	۰/۷	۰/۴۶	۰/۴۱	pH	۰/۳	−۰/۰۲	۰/۸۴	۵۳/۵۷
Mn	۱/۳۹	۱/۱۷	۰/۷	pH	۰/۳۸	−۰/۰۵	۰/۹۲	۲۳/۹۱
Si	۷/۳۹	۶/۳۳	۰/۵۸	pH	۱/۸۲	−۰/۱۱	۰/۹۳	۳۷/۶۳
As	۱/۵	۱/۱۲	۰/۱۲	Al, Eh, Ca	۰/۰۵	۰/۰۰۰۲	۱	۸۸
Ni	۰/۹۷	۰/۸۶	۰/۱۹	Na, DO	۰/۱۵	−۰/۰۰۰۳	۰/۹۹	۸۰/۸۱
TSI(TN)	۵/۴۸	۴/۲۵	۰/۲۶	Y	۳/۰۸	−۰/۰۰۰۳	۰/۷۴	۶۴/۸۶
TSI(TN)	۵/۴۸	۴/۲۵	۰/۲۶	TN	۱/۳۳	−۰/۰۰۰۷	۰/۹۵	۷۲/۶۳
TSI(SD)	۳/۱۵	۲/۸۹	۰/۱۵	SD	۰/۳	۰/۰۰۰۰۷	۰/۹۹	۸۴/۸۴
Chl-) TSI(a	۴/۹۹	۴/۴	۰/۵۱	SD	۱/۶۶	۰/۰۰۰۰۳	۰/۸۵	۴۰
TSI(TP)	۷/۴۹	۶/۴۶	۰/۶۶	Mn	۲/۲۱	−۰/۱۳	۰/۹	۲۶/۶۷

بیشترین غلظت TN در قسمت غربی تالاب قرار دارد (شکل ۳ الف). ملاحظه می‌شود که بیشترین غلظت از As و Ni در خروجی تالاب قرار دارند (شکل ۳ث و ج). ازنظر کلروفیل a، بیشترین غلظت در قسمت شرقی و کمترین آن در قسمت غربی تالاب وجود دارد (شکل ۳ب). از سوی دیگر توزیع مکانی سه پارامتر (TP، Mn و Si) در آب تالاب انزلی یکسان می‌باشد به‌طوری‌که بیشترین غلظت این پارامترها در منطقه‌ی اتصال قسمت مرکزی با غربی تالاب قرار می‌گیرد درحالی‌که جنوب بخش مرکزی کم‌ترین غلظت را دارد (شکل ۳چ، ح و خ).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]



شکل ۳: پراکنش پارامترهای کیفی آب تالاب انزلی الف) TN ب) Chl-a پ) DO، ت)pH ث) As ج) Ni چ) Mn ح) TP خ) Si د) TSI(TP) ذ) TSI(TN) ر) TSI(Chl-a) ز) TSI(SD) برآورد شده توسط روش کریجینگ اصلاح‌شده در سال ۱۳۹۷.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]

بحث و نتیجه‌گیری

در این پژوهش به‌منظور تعیین روش مناسب تخمین و درون‌یابی داده‌های پارامترهای کیفی آب تالاب انزلی، روش کریجینگ معمولی برمبنای کریجینگ کور اصلاح شد. سعی شد معایب کریجینگ معمولی و کریجینگ کور رفع شود به‌طوری‌که به‌جای تابع قطعی ثابت در OK از تابع چندجمله‌ای و به‌جای روش استنباط بیزی برای انتخاب پارامترهای مهم در BK از روش ساده‌تر و با محاسبات کم‌تر (رگرسیون خطی) استفاده شد. درنتیجه رگرسیون خطی با کریجینگ کور ادغام شد. عملکرد روش جدید توسط سه معیار آماری (RMSE، MAE و R^2) با روش OK مقایسه شد. نتایج نشان داد که دقت روش کریجینگ اصلاح‌شده نسبت به OK بهتر بود و تا حد زیادی هم‌خوانی با داده‌های واقعی داشت. بررسی نتایج کریجینگ اصلاح‌شده (جدول ۴) نشان می‌دهد که این روش میزان خطای کم و دقت پیش‌بینی بسیار بالا دارد. علاوه بر آن، این روش برای همه پارامترها عملکرد مدل OK را بهبود بخشید، به‌طوری‌که این بهبود تا ۸۸ درصد برای As رسید. در مورد پارامتر TN نتیجه یکسانی از دو مدل به دست آمد. باید به یک نکته مهم توجه کرد این است که پارامتر انتخاب‌شده برای ایجاد تابع میانگین قطعی نیتروژن عبارت از فاصله مکانی (عرض جغرافیایی) بود و با توجه به این‌که OK به ساختار فضایی بستگی دارد، دو روش عملکرد یکسان در پیش‌بینی نیتروژن داشتند. لذا می‌توان نتیجه گرفت که OK روش مناسبی برای پیش‌بینی TN بود. این نتیجه با یافته‌های تحقیق Yang و همکاران (۲۰۱۸) هم‌خوانی داشت به‌طوری‌که نتایج آن‌ها نشان داد که روش OK برای پیش‌بینی نیتروژن کل در دریاچه Dianchi در چین مناسب بود. علاوه بر آن، تحقیق حاضر نشان داد که برای بقیه پارامترها کریجینگ اصلاح‌شده بهتر است. برای برآورد بقیه پارامترها OK رضایت‌بخش نبود به‌طوری‌که خطای پیش‌بینی بالا به دست آمد. به‌طورکلی، یافته‌های کریجینگ اصلاح‌شده بهتر بود. این امر نشان‌دهنده که غلظت پارامترهای موردبررسی به فاصله بستگی ندارد. علاوه بر آن، تابع قطعی توانست بیشترین تغییرات متغیر مورد تخمین را نشان دهد.

از سوی دیگر، مهم‌ترین یافته‌های حاصل از بررسی نقشه‌های توزیع مکانی غلظت پارامترهای آب تالاب نشان داد که توزیع مکانی مواد مغذی فسفر کل، منگنز و سیلیکات یکسان بود. این سه پارامتر در آب تالاب انزلی همبستگی بالا دارند به‌طوری‌که ضرایب همبستگی TP-Mn، TP-Si و Mn-Si به ترتیب برابر ۰/۹۵، ۰/۹۴ و ۰/۹۹ است. ارتباط قوی بین سه پارامتر مورد ذکر می‌تواند به علت تأثیر هریکی از آن‌ها بر انتقال دو پارامتر دیگر بین آب و رسوب باشد. به‌عنوان‌مثال، رفتار فسفر در آب به هیدروکسید منگنز در رسوب بستگی دارد. علاوه بر آن، انتشار قسمت بزرگ از فسفر و منگنز به انباشت منگنز محلول در طبقه بالای رسوبات وابسته است (Giles *et al.*, 2016). از سوی دیگر، سیلیکات حاصل از دیاتوم ممکن است منجر به جذب فسفر از رسوب شود و درنتیجه باعث انتقال فسفر به آب می‌باشد (Tallberg, 2000). وضعیت تروفی آب تالاب انزلی ازنظر فسفر وخیم است. این امر می‌تواند به علت ورود کودهای فسفاته از منابع آلوده‌کننده عمده (غیر نقطه‌ای (روناب‌های کشاورزی) و نقطه‌ای (رودخانه‌ها)) به تالاب باشد. این نتایج با تحقیقات غلامی پور و همکاران (۱۳۹۵)، عابدینی و همکاران (۱۳۹۶)، Fallah و همکاران (۲۰۱۸) و Golmarvi و همکاران در سال ۲۰۱۸ هم‌خوانی داشت. بیشترین مقدار شاخص تروفی برای نیتروژن در ایستگاه S2 بوده به علت ورود روناب کشاورزی و فاضلاب شهری (شهر آبکنار) به این منطقه می‌باشد. علاوه بر آن، توزیع مکانی پارامتر نیتروژن نشان داد که بیشترین غلظت در قسمت غربی تالاب وجود دارد. این امر می‌تواند به علت وجود زمین‌های کشاورزی و استفاده از کودهای حاوی نیتروژن باشد. بیشترین غلظت عناصر سنگین در خروجی تالاب (S4) وجود داشت این امر می‌تواند به علت ورود پساب‌های صنعتی از رودخانه‌ها و شهرهای مختلف به این ایستگاه می‌باشد. بیشترین مقدار DO در جنوب قسمت مرکزی و خروجی تالاب قرار دارد. این امر می‌تواند به علت حرکت آب در این قسمت‌ها باشد درحالی‌که در بقیه قسمت‌های تالاب آب راکد می‌باشد. این امر با تحقیق Pirali Zefrehei و همکاران (۲۰۱۹) هم‌خوانی داشت به‌طوری‌که آن‌ها توزیع مکانی پارامترهای کیفی آب تالاب انزلی را با استفاده از کریجینگ معمولی و کریجینگ جهانی در محیط نرم‌افزار GIS بررسی کردند و به این نتیجه رسیدند که کم‌ترین مقدار اکسیژن محلول، در قسمت شرقی تالاب قرار دارد و تغییرات فسفر کل دارای روند افزایشی از غرب به شرق می‌باشد. نقشه‌های توزیع مکانی کلروفیل a در تحقیق حاضر نشان داد که بخش‌های عمده تالاب حاوی غلظت کلروفیل aبیشتر از ۳۰ میکروگرم بر لیتر بوده به‌طوری‌که این غلظت مطابق با وضعیت تغذیه گرایی هایپرتروف می‌باشد. علاوه بر آن ملاحظه شد که

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]

بیشترین غلظت کلروفیلa در قسمت شرقی و کمترین آن در قسمت غربی تالاب وجود دارد. این نتیجه با تحقیق عابدینی و فلاحی (۱۳۹۵) فراخوانی داشت. علاوه بر آن، بین کلروفیل a و شفافیت آب (SD) رابطه وجود دارد به‌طوری‌که جاه‌های که در آن کلروفیل a زیاد باشد، مقدار SD کم است (Kordi *et al.*, 2012)، لذا پراکنش شاخص‌های تروفی مربوط به SD و Chl-a (شکل ۳) یکسان می‌باشد. باید به این نکته توجه کرد که از ویژگی‌های روش کریجینگ معمولی این است که ارزان می‌باشد ولی کریجینگ پیشنهادشده در این پژوهش به هزینه بیشتر ناشی از اندازه‌گیری پارامترهای مورداستفاده در ایجاد تابع میانگین قطعی (رگرسیون) نیاز دارد. باید به این نکته توجه شود که بهتر است از پارامترهایی که اندازه‌گیری آن‌ها ارزان است به‌عنوان پارامترهای مستقل در معادلات رگرسیون استفاده شود (Mahmoodabadi and Arshad, 2018). با توجه به این تحقیق ملاحظه می‌شود که می‌تواند از بعضی پارامترها نظیر SD، مختصات جغرافیایی، pH و Eh که اندازه‌گیری آن‌ها ارزان بوده و در محل انجام می‌شود استفاده شود (جدول ۳) تا تابع قطعی برخی از پارامترهای کیفی آب تالاب انزلی به دست آید. این امر می‌تواند هزینه استفاده از روش کریجینگ اصلاح‌شده را به‌طور قابل‌ملاحظه‌ای کم کند.

بر اساس نتایج این پژوهش، با استفاده از معادلات مدل رگرسیونی به‌دست‌آمده می‌توان برخی از پارامترهای کیفی آب تالاب انزلی را با دقت بسیار خوب پیش‌بینی کرد. ویژگی برخی از این معادلات این است که در آن‌ها از پارامترهای ورودی کم‌هزینه نظیر مختصات جغرافیایی و pH استفاده‌شده است. بنابراین، در هنگام پایش آب تالاب انزلی می‌توان هزینه پایش برخی از پارامترها را کم کرد. برای به دست آوردن مقادیر واقعی‌تر، استفاده از روش کریجینگ پیشنهادشده در این پژوهش برای بررسی پارامترهای کیفی آب منطقه موردمطالعه توصیه می‌شود. علاوه بر آن، نتایج این تحقیق می‌تواند در هنگام تدوین برنامه پایش کیفیت آب تالاب انزلی در آینده سودمند باشد.

منابع

عابدینی، ع. و فلاحی، م.، ۱۳۹۵. بررسی شاخص‌های تروفیک تالاب انزلی. همایش ملی آبزی‌پروری و اکوسیستم آبی پایدار، گروه شیلات دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری.

باقری، س.، علی‌پور، ع.، علی‌پوری، ا. و شیروانی سارویی، ا.، ۱۳۹۶. تحلیل روند پهنه‌بندی پارامترهای کیفی منابع آب سطحی دشت نیشابور. یازدهمین کنگره ملی پیشگامان پیشرفت، مرکز الگوی اسلامی ایرانی پیشرفت، تهران.

عابدینی، ع.، میرزاجانی، ع. و فلاحی، م.، ۱۳۹۶. وضعیت فیزیکوشیمیایی آب و سطح تغذیه گرایی تالاب انزلی. مجله علمی شیلات ایران، ۲۶(۶): ۱۱۳-۱۲۴.

غلامی پور، م.، رحیمی بشر، م. ر. و زمینی، ع.، ۱۳۹۵. تغییرات زمانی و مکانی فاکتورهای فیزیکوشیمیایی، مواد مغذی و کلروفیلa در رودخانه‌های منتهی به تالاب انزلی. فصلنامه علمی پژوهشی اکو بیولوژی تالاب- دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز، ۸ (۲۹): ۳۵-۴۴.

موحدی پور، م.، ۱۳۹۵. بررسی غلظت نیترات و فسفات در آب تالاب شیرین سو در استان همدان. ششمین کنفرانس ملی مدیریت منابع آب ایران، دانشگاه کردستان، کردستان.

Association, A. P. H., 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington DC, USA.

Bellary, S. A. I., Samad, A., Couckuyt, I. and Dhaene, T., 2016. A comparative study of kriging variants for the optimization of a turbomachinery system. Engineering with Computers, 32(1): 49-59.

Carlson, R. E., 1977. A trophic state index for lakes. Limnology and Oceanography, 22(2): 361-369.

Chen, K., Ni, M., Cai, M., Wang, J., Huang, D., Chen, H. and Liu, M., 2016. Optimization of a coastal environmental monitoring network based on the Kriging method: A case study of Quanzhou Bay, China. BioMed Research International, 2016: 1-12.

Chipman, H., Hamada, M. and Wu, C. F. J., 1997. A Bayesian variable-selection approach for analyzing designed experiments with complex aliasing. Technometrics, 39(4): 372-381.

Couckuyt, I., Forrester, A., Gorissen, D., De Turck, F. and Dhaene, T., 2012. Blind Kriging: Implementation and performance analysis. Advances in Engineering Software, 49: 1-13.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]

Deng, H., Shao, W., Ma, Y. and Wei, Z., 2012. Bayesian metamodeling for computer experiments using the Gaussian Kriging models. Quality and Reliability Engineering International, 28(4): 455-466.

Fallah, M., Pirali Zefrehei, A. R. and Ebrahimi, D. E., 2018. Investigation of the trophic state of Anzali international wetland, using TSI. Scientific Information Database, 12(1): 21-29.

Giles, C. D., Isles, P. D., Manley, T., Xu, Y., Druschel, G. K. and Schroth, A. W., 2016. The mobility of phosphorus, iron, and manganese through the sediment–water continuum of a shallow eutrophic freshwater lake under stratified and mixed water-column conditions. Biogeochemistry, 127(1): 15-34.

Golmarvi, D., Kapourchali, M. F., Moradi, A. M., Fatemi, M. and Nadoshan, R. M., 2018. Study of Zooplankton Species Structure and Dominance in Anzali International Wetland. Open Journal of Marine Science, 8(2): 215-222.

Joseph, V. R., Hung, Y. and Sudjianto, A., 2008. Blind kriging: A new method for developing metamodels. Journal of mechanical design, 130(3): 26.

Kordi, H., Hoseini, S., Sudagar, M. and Alimohammadi, A., 2012. Correlation of Chlorophyll-A with Secchi Disk Depth and Water Turbidity in Aquaculture Reservoirs A Case Study on Mohammadabad Reservoirs, Gorgan, Iran. World Journal of Fish and Marine Sciences, 4(4): 340-343.

Mahmoodabadi, M. and Arshad, R. R., 2018. Long-term evaluation of water quality parameters of the Karoun River using a regression approach and the adaptive neuro-fuzzy inference system. Marine pollution bulletin, 126: 372-380.

Matthews, R., Hilles, M. and Pelletier, G., 2002. Determining trophic state in Lake Whatcom, Washington (USA), a soft water lake exhibiting seasonal nitrogen limitation. Hydrobiologia, 468(1-3): 107-121.

Montero, J. M. and Mateu, J., 2015. Spatial and spatio-temporal geostatistical modeling and kriging. John Wiley & Sons, 413 pp.

Mukhopadhyay, T., Chakraborty, S., Dey, S., Adhikari, S. and Chowdhury, R., 2017. A critical assessment of Kriging model variants for high-fidelity uncertainty quantification in dynamics of composite shells. Archives of Computational Methods in Engineering, 24(3): 495-518.

Muñoz-Nájera, M. A., Tapia-Silva, F. O., Barrera-Escorcia, G. and Ramírez-Romero, P., 2020. Statistical and geostatistical spatial and temporal variability of physico-chemical parameters, nutrients, and contaminants in the Tenango Dam, Puebla, Mexico. Journal of Geochemical Exploration, 209: 106-435.

Nahlik, A. M. and Mitsch, W. J., 2006. Tropical treatment wetlands dominated by free-floating macrophytes for water quality improvement in Costa Rica. Ecological Engineering, 28(3): 246-257.

Nguyen, C. N., 2019. Predicted Concentration TSS (Total Suspended Solids) Pollution for Water Quality at the Time: A Case Study of Tan Hiep Station in Dong Nai River. In Context-Aware Systems and Applications, and Nature of Computation and Communication, pp.237-246.

Oliver, M. A. and Webster, R., 2015. Basic steps in geostatistics: the variogram and kriging. Springer, New York, 100 pp.

Pirali Zefrehei, A., Fallah, M. and Hedayati, S. A., 2019. Spatial-Temporal Modeling of Qualitative Parameters and Land Use Status in Anzali International Wetland Using GIS Technique. Ecopersia, 7(4): 223-231.

Sharma, S., Jha, P. K., Ranjan, M. R., Singh, U. K. and Jindal, T., 2017. Water quality monitoring of Yamuna River by using GIS based water quality index in Delhi, India. International journal of current microbiology and applied sciences, 6(2): 1249-1263.

`Tallberg, P., 2000. Silicon and its impacts on phosphorus in eutrophic freshwater lakes. University of Helsinki, Dep. of Limnology and environmental protection, 66 pp.

Tavakol, M., Arjmandi, R., Shayeghi, M., Monavari, S. M. and Karbassi, A., 2017. Developing an environmental water quality monitoring program for Haraz River in Northern Iran. Environmental monitoring and assessment, 189(8): 410.

Wahab, N. A., Kamarudin, M. K. A., Anuar, A., Ata, F. M., Sulaiman, N. H., Baharim, N. B. and Muhammad, N. A., 2017. Assessments of lake profiling on temperature, Total Suspended Solid (TSS) and turbidity in the Kenyir Lake, Terengganu, Malaysia. Journal of Fundamental and Applied Sciences, 9(2S): 256-278.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]

Wu, C., Wu, J., Luo, Y., Zhang, L. and DeGloria, S. D., 2009. Spatial prediction of soil organic matter content using cokriging with remotely sensed data. Soil Science Society of America Journal, 73(4): 1202-1208.

Yang, K., Yu, Z., Luo, Y., Yang, Y., Zhao, L. and Zhou, X., 2018. Spatial and temporal variations in the relationship between lake water surface temperatures and water quality-A case study of Dianchi Lake. Science of the total environment, 624: 859-871.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]