

پایش تغییرات مکانی-زمانی شاخص‌های کیفی آب دریاچه زریبار

احسان سوره

دانشجوی دکتری آب‌وهواشناسی، دانشکده برنامه‌ریزی و علوم محیطی، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران

Email: Ehsan.soureh@phd.tabrizu.ac.ir

<https://orcid.org/0000-0001-8475-5379>

رامان امینی

گروه شیلات و آبزیان، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه ارومیه، ارومیه، ایران

Email: Ramanamini75@gmail.com

<https://orcid.org/0009-0002-8985-3749>

چکیده

پایش پیوسته دریاچه‌های کم‌عمق برای شناسایی تغییرات محیطی و مدیریت منابع آب ضروری است. پژوهش حاضر با هدف بررسی تغییرات مکانی و زمانی شاخص‌های کیفی مرتبط با کیفیت آب دریاچه زریبار طی فصل گرم سال‌های ۲۰۱۷ تا ۲۰۲۵ انجام شد. تصاویر بازتاب سطحی سنتینل-۲ در محیط Google Earth Engine پردازش و پس از حذف ابر، سایه ابر و پیکسل‌های حاشیه‌ای، محدوده آب با شاخص تعدیل‌شده تفاضل نرمال‌شده آب استخراج شد. سپس شاخص تفاضل نرمال‌شده کلروفیل و شاخص تفاضل نرمال‌شده کدورت محاسبه و روند سالانه آن‌ها با آزمون من-کندال و شیب سن ارزیابی شد. میانگین سالانه شاخص‌های مرتبط با کلروفیل و کدورت به ترتیب ۰/۰۱۷۴- و ۰/۲۱۵۶- به دست آمد. شیب سن برای این دو شاخص به ترتیب ۰/۰۲۹۹- و ۰/۰۲۸۱- در سال بود، اما هیچ‌یک از روندها از نظر آماری معنادار نبودند ($p=0/754$). همبستگی پیرسون بین دو شاخص نیز ضعیف و نامعنادار بود ($r=0/2096$ و $p=0/588$). نقشه‌ها تمرکز مقادیر بالاتر شاخص مرتبط با کلروفیل را در حاشیه‌های شمالی و شمال‌شرقی نشان دادند، درحالی‌که بخش مرکزی دریاچه یکنواخت‌تر بود. نتایج نشان می‌دهد پایش ماهواره‌ای می‌تواند نواحی اولویت‌دار برای نمونه‌برداری میدانی را مشخص کند.

کلمات کلیدی: دریاچه زریبار، کیفیت آب، سنجش از دور، کلروفیل، کدورت

مقدمه

کیفیت آب دریاچه‌ها حاصل تعامل فرایندهای اقلیمی، هیدرولوژیکی، زیستی و فعالیت‌های انسانی در حوضه آبخیز است. تغییر در مقدار رسوبات معلق، رنگ آب، کلروفیل و پوشش گیاهان آبری موجب تغییر بازتاب طیفی آب می‌شود و امکان پایش آن را با تصاویر ماهواره‌ای فراهم می‌کند. شاخص تفاضل نرمال‌شده کلروفیل بر اختلاف بازتاب باند قرمز و لبه قرمز استوار است و برای شناسایی تغییرات نسبی مرتبط با کلروفیل در آب‌های مولد پیشنهاد شده است ([Mishra & Mishra, 2012](#)). شاخص تفاضل نرمال‌شده کدورت نیز از تفاوت باندهای قرمز و سبز برای نمایش تغییرات نسبی مواد معلق استفاده می‌کند ([Lacaux et al., 2007](#)). در این پژوهش، این شاخص‌ها به‌عنوان شاخص‌های طیفی مرتبط با کیفیت آب بررسی شدند.

دریاچه زریبار در غرب استان کردستان و در نزدیکی مریوان، یکی از زیست‌بوم‌های مهم آب شیرین ایران و از تالاب‌های ثبت‌شده در کنوانسیون رامسر است ([Convention on Wetlands, n.d.](#)). کم‌عمق بودن دریاچه، گسترش نیزارها، ورود رواناب و رسوب و فعالیت‌های انسانی اطراف آن، حساسیت مکانی کیفیت آب را افزایش داده است. مطالعات رسوب‌شناسی نیز نقش تغییر کاربری اراضی و فعالیت‌های انسانی را در تغییر ورود رسوب، کربن آلی و فسفر به دریاچه نشان داده‌اند ([Khodadadi et al., 2024](#)).

پژوهش‌های پیشین کارایی تصاویر سنتینل-۲ و شاخص مرتبط با کلروفیل را در زریبار بررسی کرده‌اند. طهماسبی و همکاران (۱۴۰۳) نشان دادند که این شاخص در مقایسه با تصاویر لندست، هماهنگی بیشتری با نمونه‌های میدانی سال ۲۰۱۹ داشته است؛ با این حال، پژوهش آنان بر یک دوره کوتاه متمرکز بود و بر ضرورت تحلیل سری زمانی تأکید داشت. همچنین، تغییرات سطح آب زریبار در ارتباط با متغیرهای اقلیمی طی سال‌های ۲۰۱۵ تا ۲۰۲۲ مطالعه شده است ([Rostami et al., 2024](#)). بنابراین، بررسی هم‌زمان تغییرات مکانی، فصلی و روند چندساله شاخص‌های مرتبط با کلروفیل و کدورت همچنان ضروری است.

هدف پژوهش حاضر، پایش شاخص‌های طیفی مرتبط با کیفیت آب زریبار در فصل گرم سال‌های ۲۰۱۷ تا ۲۰۲۵ بود. پرسش‌های اصلی عبارت بودند از: آیا این شاخص‌ها روند معناداری دارند؟ الگوی مکانی و فصلی آن‌ها چگونه است؟ و آیا تغییرات شاخص‌های مرتبط با کلروفیل و کدورت با یکدیگر همبستگی دارند؟

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

دریاچه زریبار در حدود دو کیلومتری شمال غرب شهر مریوان و در مختصات تقریبی ۳۵ درجه و ۳۳ دقیقه عرض شمالی و ۴۶ درجه و ۷ دقیقه طول شرقی قرار دارد. ارتفاع آن حدود ۱۲۵۰ متر از سطح دریا و حداکثر عمق گزارش شده آن بیش از شش متر است. دریاچه از بارش، رواناب‌های فصلی و چشمه‌های کف‌جوش تغذیه می‌شود. وجود آب کم‌عمق و پوشش گیاهان آبی در حاشیه‌ها می‌تواند بر بازتاب طیفی اثر بگذارد (Khodadadi et al., 2024).

داده‌ها و پیش‌پردازش

از مجموعه تصاویر بازتاب سطحی هماهنگ شده سنتینل-۲ سطح 2A در Google Earth Engine استفاده شد. این تصاویر به دلیل قدرت تفکیک مکانی مناسب و برخورداری از باند لبه قرمز برای پایش دریاچه‌های کوچک مناسب هستند (Drusch et al., 2012). دوره بررسی شامل ماه‌های مه تا سپتامبر سال‌های ۲۰۱۷ تا ۲۰۲۵ بود و در مجموع ۴۹۱ تصویر وارد پردازش شد. تصاویر دارای پوشش ابری بیشتر از ۶۰ درصد حذف شدند. سپس با استفاده از مجموعه احتمال ابر سنتینل-۲، پیکسل‌های دارای احتمال ابر بیشتر از ۳۵ درصد کنار گذاشته شدند. پیکسل‌های سایه ابر، ابر متوسط و متراکم، برف، پیکسل‌های بدون داده و اشباع شده نیز با لایه طبقه‌بندی صحنه حذف شدند. بازتاب باندها با ضریب ۰/۰۰۰۱ مقیاس‌بندی شد.

محدوده اولیه دریاچه با نقشه پیشینه گستره آب سطحی جهانی مشخص شد (Pekel et al., 2016). سپس شاخص آب محاسبه و پیکسل‌های دارای مقدار بیشتر از صفر به عنوان آب انتخاب شدند. برای کاهش اثر اختلاط آب و خشکی، حاشیه ماسک آب به اندازه ۲۰ متر به داخل دریاچه منتقل شد. تمام محاسبات در دستگاه مختصات UTM منطقه ۳۸ شمالی و اندازه پیکسل ۲۰ متر انجام گرفت.

محاسبه شاخص‌ها

شاخص تعدیل‌شده تفاضل نرمال‌شده آب از باند سبز و فروسرخ کوتاه‌موج محاسبه شد: (Xu, 2006)

$$MNDWI = (B3 - B11)/(B3 + B11) \quad (1)$$

شاخص طیفی مرتبط با کلروفیل از باند لبه قرمز و قرمز محاسبه شد:

$$NDCI = (B5 - B4)/(B5 + B4) \quad (2)$$

شاخص طیفی مرتبط با کدورت از باندهای قرمز و سبز به‌دست آمد:

$$NDTI = (B4 - B3)/(B4 + B3) \quad (3)$$

در روابط بالا، B3 باند سبز، B4 باند قرمز، B5 باند لبه قرمز و B11 باند فروسرخ کوتاه‌موج سنتینل-۲ است.

ترکیب تصاویر و تحلیل آماری

برای هر سال و ماه، ترکیب میانه تصاویر بدون ابر تهیه شد. نقشه اقلیم‌شناسی فصل گرم از میانه ترکیب‌های سالانه ساخته شد و تنها پیکسل‌هایی نمایش داده شدند که در حداقل پنج سال داده معتبر داشتند. میانگین، انحراف معیار و مساحت آب برای هر دوره استخراج شد.

روند سری‌های سالانه با آزمون ناپارامتری من-کندال در سطح معناداری ۰/۰۵ و اندازه روند با شیب سن محاسبه شد (Mann, 1945; Sen, 1968). این روش برای سری کوتاه و داده‌هایی که الزاماً توزیع نرمال ندارند مناسب است.

$$S = \sum_{i=1}^{(n-1)} \sum_{j=i+1}^n \text{sgn}(x_j - x_i) \quad (4)$$

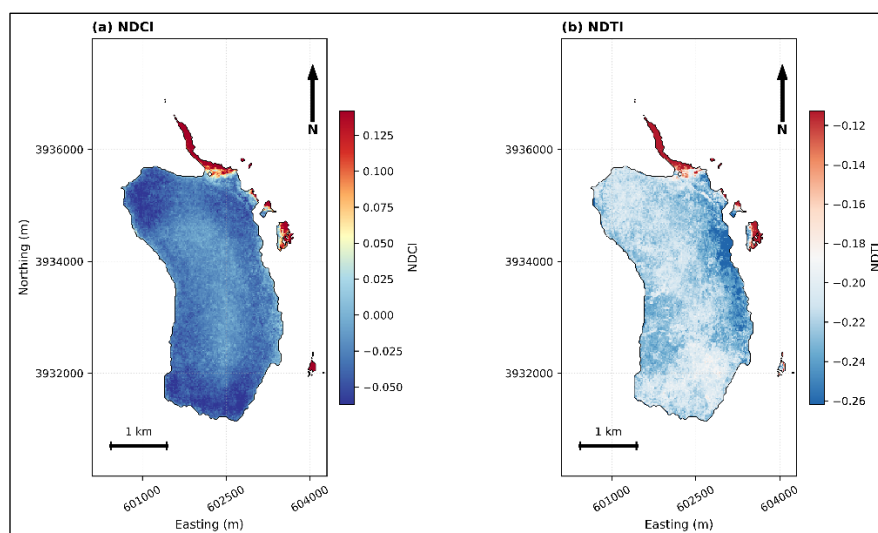
$$(\hat{\beta}) = \text{median}((x_j - x_i)/(j - i)), j > i \quad (5)$$

ارتباط بین میانگین سالانه دو شاخص با ضرایب پیرسون و اسپیرمن بررسی شد. پردازش‌های آماری و ترسیم خروجی‌ها در محیط Python انجام گرفت.

یافته‌ها

الگوی مکانی شاخص‌ها

میانگین پیکسلی نقشه چندساله برای شاخص مرتبط با کلروفیل -0.133 و برای شاخص مرتبط با کدورت -0.2109 بود. بخش مرکزی و جنوبی دریاچه عمدتاً مقادیر منفی و نسبتاً یکنواخت داشت، درحالی‌که مقادیر بالاتر شاخص مرتبط با کلروفیل در حاشیه‌های شمالی و شمال‌شرقی مشاهده شد. شاخص مرتبط با کدورت نیز ناهمگنی بیشتری در نواحی شرقی، شمالی و پهنه‌های حاشیه‌ای نشان داد.



شکل ۱. توزیع مکانی شاخص‌های طیفی کلروفیل و کدورت در دریاچه زریبار طی سال‌های ۲۰۱۷ تا ۲۰۲۵

تغییرات سالانه و روندها

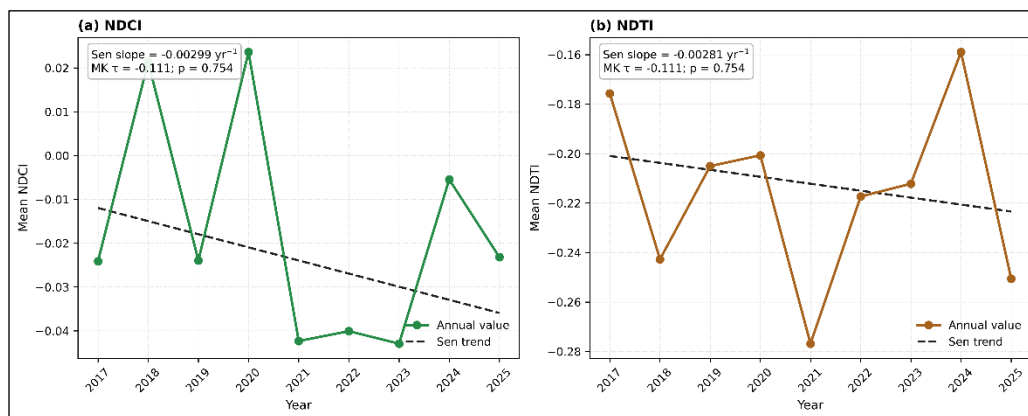
میانگین شاخص مرتبط با کلروفیل در سال‌های ۲۰۱۸ و ۲۰۲۰ مثبت بود، اما کمترین مقدار آن در سال ۲۰۲۳ ثبت شد. شاخص مرتبط با کدورت نیز بیشترین مقدار عددی را در سال ۲۰۲۴ و کمترین مقدار را در سال ۲۰۲۱ نشان داد. با وجود این نوسان‌ها، آزمون من-کندال هیچ روند معناداری را تأیید نکرد.

جدول ۱. خلاصه آمار توصیفی و روند سالانه متغیرها

متغیر	میانگین $\pm$ انحراف معیار	کمینه تا بیشینه	τ	p	شیب سن سالانه	فاصله اطمینان ۹۵ درصد
شاخص مرتبط با کلروفیل	0.0174 ± 0.0256	0.0429 تا 0.0236	-0.111	0.754	-0.00299	0.0936 تا 0.0478
شاخص مرتبط با کدورت	0.02156 ± 0.0368	0.02768 تا -0.01590	-0.111	0.754	-0.00281	0.1107 تا 0.1043
شاخص آب	0.3694 ± 0.0606	0.3083 تا 0.4713	0.444	0.118	0.01256	0.0860 تا 0.3509
مساحت آب (کیلومترمربع)	8.515 ± 0.104	8.390 تا 8.691	0.111	0.754	0.00799	0.2637 تا 0.5246

تعداد مشاهدات سالانه برای تمام متغیرها برابر ۹ و سطح معناداری برابر ۰/۰۵ بود.

شیب سن برای دو شاخص کیفیت آب منفی بود، اما فاصله اطمینان هر دو شامل صفر شد. روند افزایشی شاخص آب و مساحت استخراج‌شده نیز معنادار نبود. بنابراین، نوسان بین‌سالی شاخص‌ها از روند یکنواخت بلندمدت قوی‌تر بود.



شکل ۲. تغییرات سالانه شاخص‌های طیفی کلروفیل و کدورت همراه با خط روند سن طی سال‌های ۲۰۱۷ تا ۲۰۲۵.

تغییرات فصلی

در مقیاس ماهانه، بیشترین مقدار عددی شاخص مرتبط با کلروفیل در اوت برابر ۰/۱۲۸- و کمترین مقدار آن در ژوئن برابر ۰/۳۰۱- بود. شاخص مرتبط با کدورت در ژوئیه به بیشترین مقدار عددی، معادل ۰/۱۵۱۹-، رسید و در سپتامبر کمترین مقدار، معادل ۰/۲۶۴۱-، را نشان داد. تفاوت زمان وقوع بیشینه دو شاخص بیانگر آن بود که تغییرات طیفی مرتبط با کلروفیل و مواد معلق الزاماً هم‌زمان نبودند. به دلیل نبود داده معتبر ژوئن در یکی از سال‌ها و تغییر تعداد پیکسل‌های معتبر، این نتایج به‌صورت الگوی توصیفی تفسیر شدند.

همبستگی شاخص‌ها

ضریب همبستگی پیرسون میان میانگین سالانه دو شاخص برابر 0.7096 و نامعنادار بود ($p=0/588$). ضریب اسپیرمن نیز برابر 0.7300 و نامعنادار به‌دست آمد ($p=0/433$). در نتیجه، فرض وجود تغییرات سالانه هم‌زمان و قوی میان دو شاخص تأیید نشد.

بحث و نتیجه‌گیری

الگوی مکانی نتایج نشان داد حاشیه‌های شمالی و شمال‌شرقی زیربار از نظر پاسخ طیفی با بخش مرکزی متفاوت‌اند. این تفاوت می‌تواند با عمق کم، پوشش گیاهان آبی، ورود رواناب، رسوب معلق و اختلاط پیکسل‌های آب و خشکی مرتبط باشد. مطالعات رسوبی نیز ناهمگنی مکانی و تمرکز برخی آلاینده‌ها را در حاشیه‌های شمالی، غربی و شرقی گزارش کرده‌اند ([Amini & Qishlaqi, 2020](#)). با این حال، هم‌مکانی الگوها به‌تنهایی رابطه علی میان شاخص‌های طیفی و آلودگی رسوب را اثبات نمی‌کند. نبود روند معنادار در شاخص‌های مرتبط با کلروفیل و کدورت نشان داد که طی دوره مطالعه، تغییر جهت‌دار و یکنواختی بر شرایط طیفی فصل گرم حاکم نبوده است. این نتیجه به معنای ثبات کامل کیفیت آب نیست؛ زیرا نوسان‌های شدید سالانه، طول کوتاه سری زمانی و فاصله اطمینان گسترده می‌تواند آزمون را کاهش دهند. نتیجه حاضر پژوهش طهماسبی و همکاران را رد نمی‌کند؛ پژوهش آنان کارایی شاخص مرتبط با کلروفیل را در یک مقطع زمانی و با داده میدانی بررسی کرد، درحالی‌که پژوهش حاضر تغییرات نسبی چندساله را بدون تبدیل شاخص به غلظت واقعی ارزیابی کرده است. روند نامعنادار مساحت آب نیز نشان داد که تغییرات فصل گرم در محدوده نسبتاً کوچکی رخ داده است. اختلاف این نتیجه با پژوهش‌هایی که تغییرات فصلی سطح آب را در ارتباط با بارش، تبخیر و دمای سطح آب گزارش کرده‌اند، می‌تواند ناشی از تفاوت دوره زمانی، فصل انتخاب‌شده و روش استخراج آب باشد ([Rostami et al., 2024](#)). بنابراین، تحلیل مستقیم نقش اقلیم به داده‌های هم‌زمان بارش، دما، باد، تبخیر، تراز آب و دبی ورودی نیاز دارد. همبستگی ضعیف دو شاخص نشان داد عوامل کنترل‌کننده پاسخ لبه قرمز و عوامل مؤثر بر بازتاب باندهای قرمز و سبز یکسان نبوده‌اند. این یافته ضرورت استفاده هم‌زمان از چند شاخص و نمونه‌برداری میدانی را نشان می‌دهد. مروره‌های جدید نیز تأکید کرده‌اند که محصولات ماهواره‌ای کلروفیل بدون واسنجی محلی بیشتر برای غربالگری و تعیین نواحی مشکوک مناسب‌اند تا برآورد قطعی غلظت ([Goodrich et al., 2026](#)). در مجموع، این پژوهش یک خط مبنای مکانی و زمانی کم‌هزینه برای پایش فصل گرم دریاچه زیربار فراهم کرد. مهم‌ترین دستاورد آن شناسایی حاشیه‌های شمالی و شمال‌شرقی به‌عنوان نواحی اولویت‌دار برای بررسی میدانی و

نشان‌دادن غلبه نوسان‌های سالانه بر روندهای یکنواخت بود. این روش می‌تواند در برنامه‌های پایش تالاب، انتخاب محل نمونه‌برداری و ارزیابی اولیه تغییرات محیطی به کار رود.

مهم‌ترین محدودیت پژوهش، نبود اندازه‌گیری هم‌زمان کلروفیل، کدورت، مواد جامد معلق، مواد مغذی و عمق شفافیت بود. اثر ابر، پوشش گیاهان آبی، بازتاب بستر و پیکسل‌های مختلط نیز ممکن است بخشی از ناهمگنی نقشه‌ها را ایجاد کرده باشد. پیشنهاد می‌شود در پژوهش‌های آینده نمونه‌برداری میدانی هم‌زمان با عبور ماهواره در چند فصل انجام شود و ارتباط شاخص‌ها با بارش، دمای هوا، باد، تراز آب، دبی ورودی و تغییرات کاربری اراضی بررسی گردد. ادامه سری زمانی نیز امکان تشخیص مطمئن‌تر روندهای بلندمدت را فراهم خواهد کرد.

منابع

طهماسبی، پ.، بیگلری قلدره، س.، بشتامیان، س. م.، حسینی، س. پ. و گل‌محمدی قانع، پ. (۲۰۲۴). مقایسه تصاویر ماهواره‌ای لندست-۸ و سنتینل-۲ جهت تخمین میزان کلروفیل-آ دریاچه زریبار. *علوم محیطی*، ۲۲(۴)، ۵۷۱-۵۸۴.

<https://doi.org/10.48308/envs.2024.1373>

Amini, A., & Qishlaqi, A. (2020). Spatial distribution, fractionation and ecological risk assessment of potentially toxic metals in bottom sediments of the Zarivar freshwater Lake (Northwestern Iran). *Limnologia*, 84, 125814. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2020.125814>

Convention on Wetlands. (n.d.). *Islamic Republic of Iran designates Zarivar as a Ramsar Site*. <https://www.ramsar.org/news/islamic-republic-of-iran-designates-zarivar-as-a-ramsar-site>

Drusch, M., Del Bello, U., Carlier, S., Colin, O., Fernandez, V., Gascon, F., Hoersch, B., Isola, C., Laberinti, P., Martimort, P., Meygret, A., Spoto, F., Sy, O., Marchese, F., & Bargellini, P. (2012). Sentinel-2: ESA's optical high-resolution mission for GMES operational services. *Remote Sensing of Environment*, 120, 25-36. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.11.026>

Goodrich, S., Schaeffer, B., Meyers, K., Salls, W., King, T., Seegers, B., Cronin-Golomb, O., Demaree, D., & Reif, M. (2026). Sentinel-2 for chlorophyll-a water quality monitoring: A review of validation evidence and application potential. *International Journal of Remote Sensing*, 47(9), 3820-3845. <https://doi.org/10.1080/01431161.2026.2637851>

Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18-27. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>

Khodadadi, M., Gibbs, M., Swales, A., Toloza, A., & Blake, W. H. (2024). Anthropogenic and climatic impacts on historic sediment, carbon, and phosphorus accumulation rates using ^{210}Pb and ^{137}Cs in a sub-watershed linked to

Zarivar Lake, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196, 887. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-13048-5>

Lacaux, J. P., Tourre, Y. M., Vignolles, C., Ndione, J. A., & Lafaye, M. (2007). Classification of ponds from high-spatial resolution remote sensing: Application to Rift Valley Fever epidemics in Senegal. *Remote Sensing of Environment*, 106(1), 66–74. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.07.012>

Mann, H. B. (1945). Nonparametric tests against trend. *Econometrica*, 13(3), 245–259. <https://doi.org/10.2307/1907187>

Mishra, S., & Mishra, D. R. (2012). Normalized difference chlorophyll index: A novel model for remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters. *Remote Sensing of Environment*, 117, 394–406. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.10.016>

Pekel, J. F., Cottam, A., Gorelick, N., & Belward, A. S. (2016). High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. *Nature*, 540, 418–422. <https://doi.org/10.1038/nature20584>

Rostami, E., Vahid, R., Zarei, A., & Amani, M. (2024). Dynamic analysis of water surface extent and climate change parameters in Zarivar Lake, Iran. *Environmental Sciences Proceedings*, 29(1), 71. <https://doi.org/10.3390/ECRS2023-17345>

Sen, P. K. (1968). Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. *Journal of the American Statistical Association*, 63(324), 1379–1389. <https://doi.org/10.1080/01621459.1968.10480934>

Xu, H. (2006). Modification of normalised difference water index to enhance open water features in remotely sensed imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 27(14), 3025–3033. <https://doi.org/10.1080/01431160600589179>