



شانزدهمین همایش انجمن زمین شناسی ایران

ارزیابی یوتریفیکاسیون و تغذیه گرایی دریاچه‌ها با استفاده از سیستم

اطلاعات جغرافیایی (مطالعه‌ی موردی دریاچه تالابی (زربار))

صلاح الدین ابراهیم پور^{۱*}، حسین محمد زاده^۲، احسان نادری^۳، آمنه آذرپیکان^۴

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد زمین شناسی زیست محیطی، مرکز تحقیقات آب‌های زیرزمینی (متاب)، دانشکده علوم، دانشگاه

فردوسی مشهد

۲- استادیار، مرکز تحقیقات آب‌های زیرزمینی (متاب)، دانشکده علوم، دانشگاه فردوسی مشهد

۳- دانشجوی کارشناسی ارشد زمین شناسی زیست محیطی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه ارومیه

۴- دانشجوی کارشناسی ارشد زمین شناسی زیست محیطی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود

چکیده:

یوتریفیکاسیون یک تهدید جدی برای دریاچه‌ها بوده که عمدتاً به دلیل آلودگی ناشی از فعالیت‌های انسانی ایجاد می‌شود. استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی برای ارزیابی دریاچه‌ها از نظر تغذیه گرایی یکی از روش‌های بسیار مفید می‌باشد. شاخص تغذیه گرایی (TSI) با استفاده از ۵ پارامتر فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی، شامل فسفات کل (TP)، نیتروژن کل (TN)، اکسیژن خواهی شیمیایی (COD)، عمق دیسک سکی (SD) و کلر و فیل آ (Chi-a)، یوتریفیکاسیون محیط دریاچه را مورد بررسی قرار می‌دهد. بر اساس مقیاس یوتریفیکاسیون (۰ تا ۱۰۰) محیط دریاچه‌ها را به ۷ سطح تغذیه‌ای: الیگوتروف (۰-۳۰)، مزوتروفیک خفیف (۳۰-۴۰)، مزوتروفیک (۴۰-۵۰)، مزوتروفیک حاد (۵۰-۶۰)، یوتروفیک (۶۰-۷۰)، هایپریوتروفیک (۷۰-۸۰) و هایپریوتروفیک حاد (۸۰-۱۰۰) تقسیم می‌کنند. برای بدست آوردن سطح تغذیه‌ای دریاچه زربار، ابتدا شاخص تغذیه گرایی (TSI) پارامترهای پنجگانه با استفاده از داده‌های اندازه‌گیری شده در ۷ ایستگاه در طول یک دوره ۸ ماهه تهیه و سپس با بکارگیری روش درونیایی (IDW) نقشه‌های پهنه‌بندی دریاچه زربار بدست آمده است. با توجه به نقشه‌ی نهایی سطح تروفیک دریاچه حاصل از تکنیک همپوشانی، از سطح ۲۲۰۰ هکتاری دریاچه، ۱۰۳۵ هکتار آن در وضعیت یوتروفیک و ۱۱۶۵ هکتار آن در وضعیت هایپرتروفیک قرار دارد.

واژه‌های کلیدی: یوتریفیکاسیون، دریاچه زربار، سیستم اطلاعات جغرافیایی، TSI

مقدمه :

مواد مغذی یک محیط آبی می‌تواند منشأ خارجی (برون‌زا) و یا داخلی (درون‌زا) داشته باشد. یوتریفیکاسیون یک فرایند طبیعی است و ممکن است هزاران سال به طول انجامد تا تغییرات محسوسی از وقوع آن مشاهده شود، ولی این فرایند با دخالت انسان تسریع می‌یابد و به آن یوتریفیکاسیون انسان ساخت می‌گویند، که امروزه بزرگ‌ترین نگرانی و تهدید برای کیفیت آب و بهداشت سیستم‌های آبی می‌باشد (Smith, 1993). بازگرداندن توالی یوتریفیکاسیون طبیعی، تقریباً از نظر عملی امکان پذیر نمی‌باشد، ولی یوتریفیکاسیون انسان ساخت از طریق مدیریت منابع مواد مغذی تا حدودی قابل برگشت می‌باشد. جنگل‌زدایی و به دنبال آن

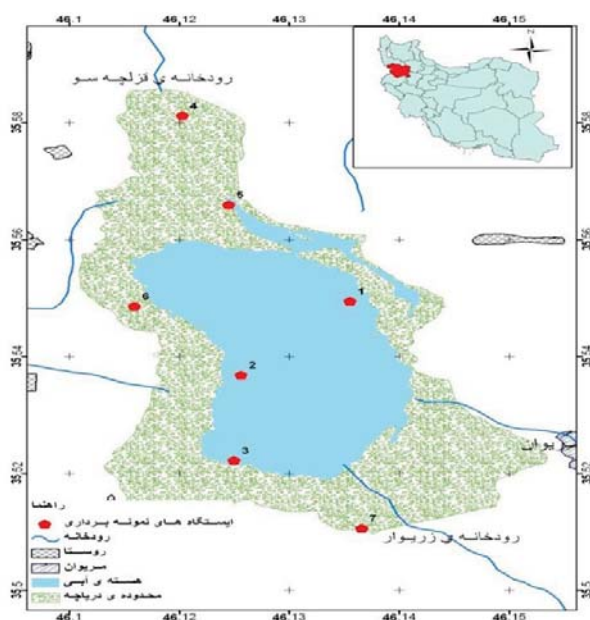
فرسایش خاک‌ها هم موجب انتقال مقادیر زیادی از مواد مغذی، رسوبات و مواد آلی به آب‌های سطحی می‌شود که نهایتاً باعث تسریع وقوع پدیده یوتروفیکاسیون می‌شوند. فرایند پیر شدن طبیعی دریاچه‌ها در برخی اقلیم‌ها از حالت اولیگوتروفیک با مشخصات آب‌های تمیز و سرد و گونه‌های ماهیان سردابی شروع و به حالت اوتروفیک همراه با گرم شدن و کم عمق شدن و گونه‌های گرم آبی و نهایتاً تبدیل به باتلاق و مرداب شدن ادامه می‌یابد. در قرن اخیر همراه با صنعتی شدن و پیشرفت‌های کشاورزی در سطح جهانی بیشتر دریاچه‌ها با مشکل یوتروفیکاسیون و پیر شدن دچار شدند. از سال ۱۹۶۰ به بعد افراد زیادی برای بررسی سطح تغذیه‌ای دریاچه‌ها و به صورت کمی در آوردن آن از پارامترهای مختلفی استفاده کردند. به طور کلی این پارامترها، شامل پارامترهای زیستی (موجودات زنده) و پارامترهای غیر زنده می‌باشند. پارامترهای غیر زنده مانند مواد مغذی (نیترا و فسفات)، اکسیژن خواهی (BOD, COD) و شفافیت (Alvarz Cobelas et al., 1992; Boers et al., 1993) و پارامترهای زیستی موجودات حساسی از جمله جلبک‌ها، فیتوپلانکتون‌ها و کلروفیل آ می‌باشند (Canosa and Pinilla, 1999; Danilv and Ekelund, 2000) که برای تعیین سطح تروپی به کار برده می‌شوند. با توجه به اینکه استفاده از این پارامترها و چگونگی دسته‌بندی آن‌ها و شاخص‌های بکار گرفته شده بسیار مهم می‌باشند. تلاش‌های زیادی در این راستا صورت گرفته است (Carlson, 1977; yoshimi, 1987; Cruzado, 1987). شاخص سطح تغذیه‌ای (TSI) با مقیاس ۰ تا ۱۰۰ بر پایه‌ی چندین پارامتر فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی قرار داشته و به صورت جهانی برای بررسی دریاچه‌ها کاربرد دارد (Carlson, 1977). روش‌های ریاضی نقش مهمی در ارزیابی یوتروفیکاسیون دریاچه‌ها خصوصاً در انتخاب پارامترها، وزن پارامترها و دسته‌بندی نمونه‌ها دارند. محققان با بکار بردن چندین پارامتر برای ارزیابی دریاچه‌ها از نظر یوتروفیکاسیون از روش‌های مختلفی مانند تجزیه و تحلیل رگرسیونی (Ciecka et al., 1980; Ahlgren et al, 1988)، تحلیل خوشه‌ای (Ekelund, 2000)، منطق فازی (Zitko, 1994)، تجزیه و تحلیل مؤلفه اصلی (PCA) (Zitko, 1994) و شبکه عصبی (Lu and Zhu, 1998) استفاده کرده‌اند. استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی (GIS) با توجه به توانایی آن در همپوشانی چندین لایه برای بررسی سطح تغذیه‌ای دریاچه‌ها بسیار مفید می‌باشد. با توجه به مشکل اساسی دریاچه‌ها و سدهای ایران از نظر یوتروفیکاسیون هدف از این تحقیق ارائه راهکار مناسب برای بررسی سطح تغذیه‌گرایی دریاچه‌ها با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی می‌باشد.

موقعیت منطقه مورد مطالعه و نقاط نمونه‌برداری:

دریاچه زریبار در ۳ کیلومتری شمال غرب شهرستان مریوان در استان کردستان واقع شده که جزء دریاچه‌های آب شیرین می‌باشد (شکل ۱). این دریاچه با ارتفاع ۱۳۹۰ متر از سطح دریا، در بین $35^{\circ} 30' 31''$ و $35^{\circ} 37' 06''$ عرض جغرافیایی و بین $46^{\circ} 03' 52''$ و $46^{\circ} 10' 47''$ طول جغرافیایی واقع شده است. اطراف دریاچه به استثنای قسمتی از شرق آن که در دامنه کوه قرار گرفته، پوشیده از نی زارها و رویش‌های گیاهی عمدتاً شامل نی و لویی بوده و میانگین عمق آن ۳ متر است. حداکثر طول دریاچه ۴/۸ کیلومتر (با رویش‌های مرتبط ۸/۷ کیلومتر) و عرض آن ۲/۱ کیلومتر (با پوشش گیاهی ۴/۴ کیلومتر) است. دریاچه از ریزش‌های جوی، رودخانه‌های فصلی و نشت آب زیرزمینی به داخل آن تغذیه می‌شود. دشت مریوان اطراف دریاچه را در بر می‌گیرد که با توجه به خاک حاصلخیز آن برای کشاورزی به کار می‌رود و استفاده از کودهای حیوانی و شیمیایی ارتباط مستقیمی با یوتروفیکاسیون دریاچه دارد. شهر مریوان و تعداد ۸ روستا در اطراف آن قرار گرفته‌اند که نزدیک ۱۰۰۰۰۰ نفر در اطراف دریاچه زندگی می‌کنند و با توجه به

توپوگرافی منطقه و نبود تصفیه خانه (در روستاها) اغلب فاضلاب‌های تولید شده در منطقه بعد از مدتی وارد دریاچه می‌شوند.

اندازه‌گیری و نمونه‌برداری از آب دریاچه به مدت ۸ ماه (آذر و بهمن ۱۳۸۴ و فروردین تا شهریور ۱۳۸۵) از ۷ ایستگاه (شکل ۱) صورت گرفته است (مهندسين مشاور آساراب، ۱۳۸۶). از ۷ ایستگاه سه ایستگاه (۱، ۲، ۳) در داخل هسته‌ی آبی و دو ایستگاه (۴ و ۵) در داخل قسمت‌های نی‌زار، یک ایستگاه (۶) در قسمت ورودی رودخانه‌ی انحرافی قزلچه‌سو و یک ایستگاه (۷) در خروجی دریاچه، انتخاب شده‌اند. به منظور جلوگیری از تغییر کیفی آب، پس از نمونه‌برداری، نمونه‌های آب تا رسیدن به آزمایشگاه در دمای ۴ درجه نگه داشته شده‌اند (مهندسين مشاور آساراب، ۱۳۸۶).



شکل ۱- موقعیت دریاچه زریبار و نقاط نمونه‌برداری

بحث:

برای ارزیابی دریاچه زریبار از نظر سطح تغذیه‌گرایی و وضعیت یوتریفیکاسیون دریاچه از شاخص تغذیه‌ای (TSI) کارلسون (۱۹۷۷) و پورکلا و همکاران (۱۹۸۰) استفاده شده است. مقیاس TSI به ۰ تا ۱۰۰ تقسیم می‌شود و بر پایه‌ی فسفات کل (TP4 mg/l)، نیتروژن کل (TN5 mg/l)، اکسیژن خواهی شیمیایی (COD6 mg/l)، عمق دیسک سکی (SD7 m) و کلروفیل آ (Chl-a8 mg/l) قرار دارد. مقیاس ۰ تا ۱۰۰ به سطوح تغذیه‌ای؛ الیگوتروف (۰-۳۰)، مزوتروفیک خفیف (۳۰-۴۰)، مزوتروفیک (۴۰-۵۰)، مزوتروفیک حاد (۵۰-۶۰)، یوتروفیک (۶۰-۷۰)، هایپرتروفیک (۷۰-۸۰)، هایپرتروفیک حاد (۸۰-۱۰۰) تقسیم می‌شود. ارزیابی هر پارامتر (متغیر)، بر اساس استانداردهای موجود برای یوتریفیکاسیون دریاچه‌ها (OECD, 1982)، محیط زیست ژاپن (Aizaki et al, 1981)، و محیط زیست چین (Jin et al., 1990) استفاده شده است (جدول ۱).

جدول ۱- تقسیم‌بندی استاندارد (S) شاخص تغذیه‌گرایی TSI برای پارامترهای مختلف (OECD, 1982; Aizaki et al.,)

OECD, 1982; Aizaki et al.,)						1981; Jin et al., 1990
غلظت‌ها بر حسب (mg/L) و عمق دیسک سکی بر حسب متر						
COD	TN	TP	Chl-a	SD	TSI	کلاس
۰/۰۶	۰/۰۱	۰/۰۰۰۴	۰	۴۸	۰	الیگوتروفیک
۰/۱۲	۰/۰۷	۰/۰۰۰۹	۰/۱	۲۷	۱۰	
۰/۲۴	۰/۱۵	۰/۰۰۲	۰/۲	۱۵	۲۰	
۰/۴۸	۰/۳۰	۰/۰۰۴۶	۰/۶۶	۸	۳۰	
۰/۹۶	۰/۶۰	۰/۰۱	۱/۶	۴/۴	۴۰	مزوتروفیک خفیف
۱/۸	۱	۰/۰۲۳	۴/۱	۲/۴	۵۰	مزوتروفیک
۳/۶	۱/۵	۰/۰۵	۱۰	۱/۳	۶۰	مزوتروفیک حاد
۷/۱	۲	۰/۱۱	۲۰	۰/۷۳	۷۰	یوتروفیک
۱۴	۳	۰/۲۵	۴۰	۰/۴	۸۰	هایپرتروفیک
۲۷	۴/۶	۰/۵۵	۱۰۰	۰/۲۲	۹۰	هایپرتروفیک حاد
۵۴	۱۰	۱/۲	۲۰۰	۰/۱۲	۱۰۰	

محاسبه سطح یوتریفیکاسیون و تهیه نقشه‌های رستری و تهیه نقشه همپوشانی:

برای محاسبه ی TSI هر یک از پارامترها از فرمول زیر استفاده می‌شود (Xu et al., 2001; Akdeniz)

(20011):

$$TSI_i = \left[(TSI_{i,k-1}) + \left| \frac{C_i - S_{i,k-1}}{S_{i,k} - S_{i,k-1}} \right| \times (TSI_{i,k} - TSI_{i,k-1}) \right] \quad (1)$$

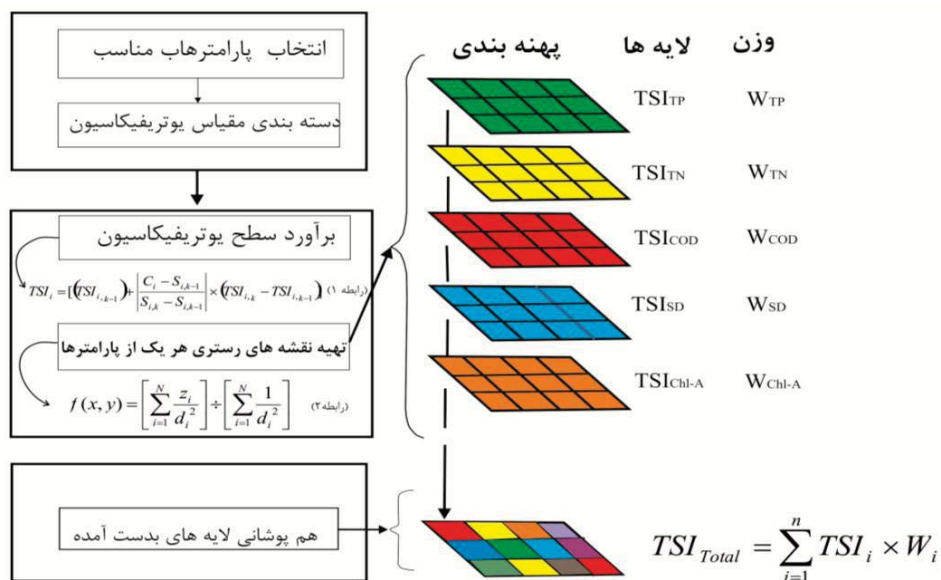
که C مقدار غلظت اندازه‌گیری شده پارامتر i ، پارامترهای (COD, TP, TN, SD, Chl-a) و $S_{i,k-1}$ و $S_{i,k}$ مقدار بالا و پایین استاندارد پارامتر i و $TSI_{i,k}$ و $TSI_{i,k-1}$ مقدار TSI استاندارد برای مقدار $S_{i,k}$ و $S_{i,k-1}$ که در جدول (۱) آمده است. برای تهیه نقشه هر یک از پارامترها از روش درونیایی (IDW) (Xu et al., 2001;) (Akdeniz 20011) که برای این کار از نرم افزار Arc GIS9.3 استفاده شد.

تکنیک همپوشانی تکنیکی بسیار مفید بوده که نرم افزار GIS قابلیت آن را دارد. بعد از اینکه نقشه‌های TSI هر کدام از پارامترهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی تهیه شد، می‌توان از تکنیک همپوشانی برای نقشه نهایی یوتریفیکاسیون استفاده کرد. نقشه نهایی یوتریفیکاسیون با استفاده از فرمول (۳) تهیه می‌شود که مراحل تهیه آن در شکل (۲) ارائه شده است.

$$TSI_{Total} = \sum_{i=1}^n TSI_i \times W_i \quad (2)$$

TSI_{Total} سطح تغذیه‌ای بدست آمده از مجموع TSI پارامترهای (TP, TN, Chl-a و COD و SD), W وزن هر یک از پارامترها که وزن یکسان ۰/۲ می‌باشد.

مقدار اندازه‌گیری شده و مقیاس یوتریفیکاسیون محاسبه شده برای هر یک از ایستگاه‌های هفتگانه دریاچه زریبار در جدول (۲) ارائه شده است. با توجه به داده‌های جدول (۲) نقشه توزیع مکانی سطح یوتریفیکاسیون (TSI_{Chl-a} , TSI_{SD} , TSI_{COD} , TSI_{TN} , TSI_{TP}) و نقشه نهایی یوتریفیکاسیون TSI_{Total} با استفاده از تکنیک همپوشانی تهیه و در شکل (۳) ارائه شده است.

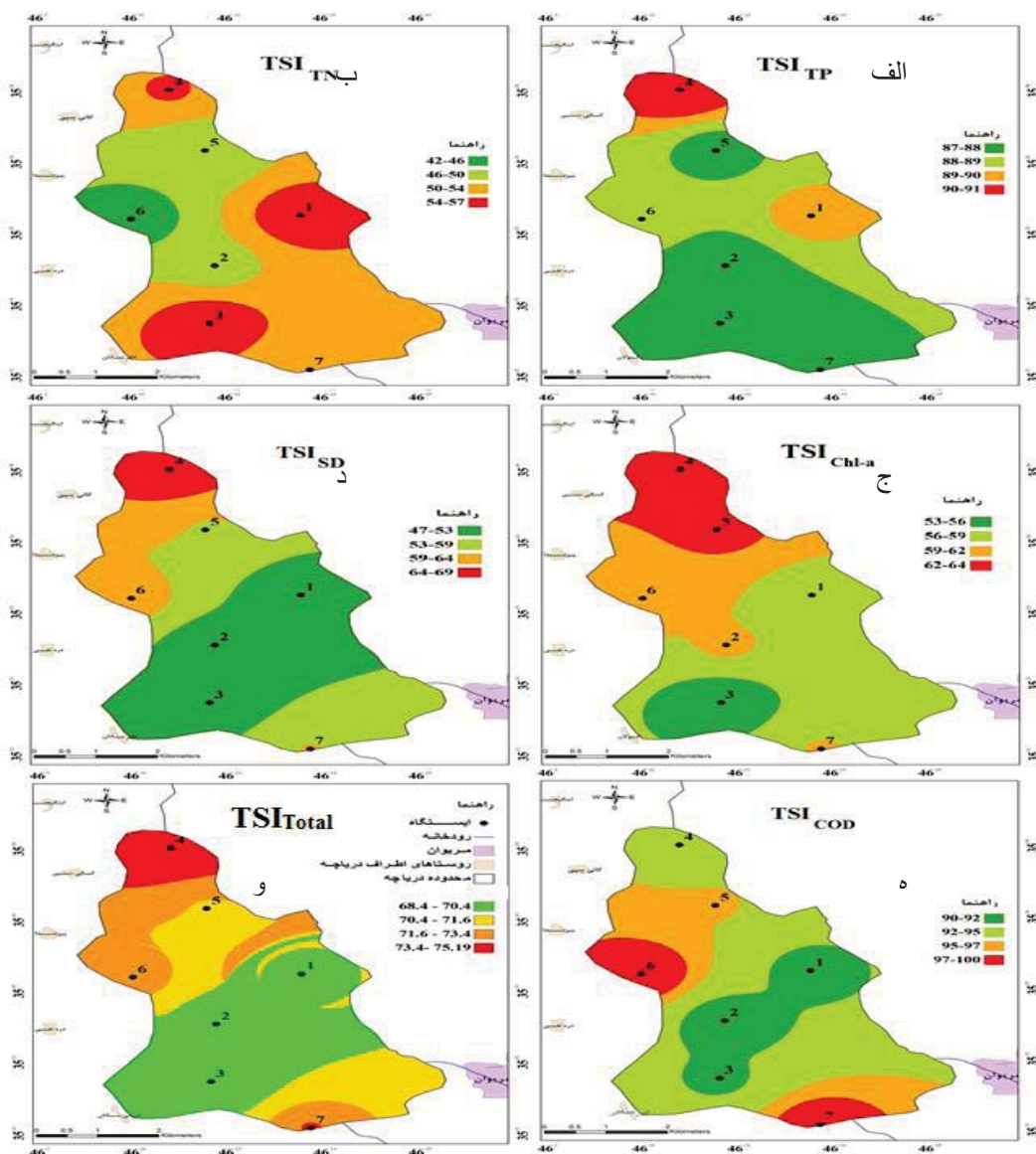


شکل ۲: نمودار مراحل ارزیابی تغذیه‌گرایی دریاچه‌ها با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی

جدول ۲- میانگین مقدار غلظت پارامترها بر حسب (mg/l) و مقدار یوتریفیکاسیون (TSI) هر پارامتر در نقاط

نمونه برداری										ایستگاه	
TSI											
COD	TN	TP	Chl-a	SD	COD	TN	TP	Chl-a	SD	pH	
۹۱/۰	۵۷/۸	۸۹/۶	۵۷/۱	۴۷/۵	۲۹/۷۵	۱/۳۹	-/۵۲	۸/۲۹	۲/۹۰	۷/۹	L1
۹۰/۰	۴۷/۷	۸۷/۰	۵۹/۴	۴۸/۸	۲۸/۱۵	۰/۹۱	-/۴۶	۹/۶۶	۲/۶۴	۸	L2
۹۱/۵	۵۷/۶	۸۷/۰	۵۲/۰	۴۸/۲	۳۱/۱۱	۱/۳۸	-/۴۵	۵/۹۵	۲/۵۷	۷/۸	L3
۹۴/۷	۵۴/۴	۹۱/۵	۶۴/۷	۶۹/۶	۳۹/۶۵	۱/۲۲	-/۶۵	۱۴/۷۴	-/۷۵	۸/۶	L4
۹۵/۱	۴۶/۰	۸۷/۳	۶۳/۲	۵۸/۹	۴۰/۸۸	۰/۸۴	-/۴۴	۱۳/۲۰	۱/۴۲	۷/۹	L5
۹۹/۸	۴۲/۵	۸۸/۶	۵۹/۸	۶۱/۹	۶۶/۰۰	۰/۷۰	-/۵۱	۹/۹۳	۱/۲۰	۶/۹	L6
۹۸/۸	۵۰/۸	۸۸/۰	۵۹/۱	۵۹/۱	۵۰/۸۸	۱/۰۴	-/۴۹	۹۰/۶۲	۱/۳۶	۶/۷	L7

شکل (۳- الف) توزیع مکانی TSI_{TP} را نشان می‌دهد. مجموع فسفر آلی و معدنی، فسفر کل نامیده و به سه طریق؛ الف) از طریق حوضه آبریز ب) آزاد شدن از بستر ج) بارندگی، وارد دریاچه‌ها می‌شود. با توجه به مقدار میانگین فسفات کل بررسی شده در طول ۸ ماه در سال‌های ۱۳۸۴-۱۳۸۵ در ایستگاه‌های هفتگانه، دریاچه در محدوده هایپرتروفیک حاد و مقدار TSI_{TP} آن بین ۸۸ تا ۹۱/۵ تغییر می‌کند.



شکل ۳- توزیع مکانی TSI برای، الف) TP ، ب) TN ، ج) $Chl-a$ ، د) SD ، ه) COD ، و) TSI_{Total}

شکل (۳- ب) توزیع مکانی TSI_{TN} را نشان می‌دهد که بر اساس مقدار نیتروژن کل بدست آمده است. نیتروژن از طریق زهکشی آب‌های سطحی و زیرزمینی، ریزش‌های جوی و تثبیت نیتروژن هوا به وسیله

موجودات آبی وارد دریاچه می‌شود. با توجه به TSI_{TN} دریاچه از نظر بوتریفیکاسیون ایستگاه‌های ۱، ۳، ۴ و ۷ در محدوده مزوتروفیک حاد و ایستگاه‌های ۲، ۵ و ۶ در محدوده مزوتروفیک قرار دارند. تغییرات TSI_{TN} در دریاچه بین ۴۲/۵ تا ۵۷/۸ می‌باشد.

شکل (۳-ج) پراکندگی و توزیع مکانی TSI_{SD} را نشان می‌دهد. هر چند پارامتر عمق دیسک سکی با هزینه کم می‌تواند اطلاعات مهمی از دریاچه برای مطالعه تغذیه‌گرایی در اختیار محققان قرار دهد ولی به تنهایی نمی‌تواند شرایط تغذیه‌گرایی را بیان کند. از نظر TSI_{SD} دریاچه در محدوده مزوتروفیک، مزوتروفیک حاد تا یوتروفیک قرار دارد و تغییرات آن از ۴۷/۵ تا ۶۹/۶ می‌باشد. ایستگاه‌های ۱، ۲ و ۳ در محدوده مزوتروفیک، ایستگاه‌های ۵ و ۷ در محدوده مزوتروفیک حاد و ایستگاه‌های ۴ و ۶ در محدوده یوتروفیک قرار دارند.

شکل (۳-د) پراکندگی و توزیع مکانی TSI_{Chl-a} را نشان می‌دهد که دریاچه زیربار از نظر TSI_{Chl-a} در محدوده مزوتروفیک حاد و یوتروفیک قرار دارد. ایستگاه‌های ۱، ۲، ۳، ۶ و ۷ در محدوده مزوتروفیک حاد و ۴ و ۵ در محدوده یوتروفیک قرار دارند. رنج تغییرات TSI_{Chl-a} در دریاچه از ۵۳ تا ۶۴/۷ می‌باشد.

شکل (۳-ه) پراکندگی و توزیع مکانی TSI_{COD} را نشان می‌دهد که بر اساس مقدار اکسیژن‌خواهی شیمیایی بدست آمده است. دریاچه از نظر TSI_{COD} در محدوده هایپرتروفیک حاد قرار دارد که نشان می‌دهد. بر اساس نقشه نهایی، که از مجموع TSI پارامترهای مختلف ($Chl-a$ ، COD ، TN ، TP و SD) بدست آمده است (شکل ۳-و)، دریاچه در محدوده یوتروفیک تا هایپرتروفیک قرار دارد. قسمت‌های وسط دریاچه یوتروفیک، و شمال و جنوب آن وضعیت هایپرتروفیک را نشان می‌دهد. ورودی شمال دریاچه (ایستگاه ۴) و خروجی آن (ایستگاه ۷) بدترین وضعیت را دارا و ایستگاه‌های ۱، ۲ و ۳ دارای شرایط بهتری می‌باشند.

نتیجه گیری :

با توجه به پیچیده بودن بوتریفیکاسیون دریاچه‌ها یک پارامتر نمی‌تواند شرایط واقعی آن را نشان دهد و چون بوتریفیکاسیون به عوامل فیزیکی، شیمیایی و بیوشیمیایی بستگی دارد، باید مجموعه‌ای از این پارامترها بررسی شود تا بوتریفیکاسیون واقعی پهنه‌های آبی بدست آید و برای این کار نیاز به تکنیک‌های خاصی می‌باشد که بتواند ارتباط بین پارامترها را برقرار کند. برای تهیه نقشه بوتریفیکاسیون دریاچه‌ها که بر اساس پارامترهای مختلفی بدست می‌آید سیستم اطلاعات جغرافیایی با توجه به توانایی روش‌های مختلف درونایی و همپوشانی لایه‌ها و نقشه‌های بدست آمده می‌تواند بسیار مفید باشد.

با توجه به نقشه‌های بوتریفیکاسیون بدست آمده، می‌توان گفت که بیشتر عوامل ایجاد کننده بوتریفیکاسیون دریاچه زیربار از سمت شمال و شرق دریاچه بوده و بیشتر منابع آلوده کننده از نوع غیر نقطه‌ای مانند فعالیت‌های کشاورزی و فاضلاب‌های خانگی می‌باشند. به دلیل اینکه سالیانه مقدار زیادی رسوب از شمال وارد دریاچه می‌شود مواد معلق آن منطقه بیشتر و باعث کاهش عمق رؤیت دیسک سکی می‌گردد. همچنین از تمام اطراف دریاچه مواد آلوده کننده توسط آبراهه‌های فصلی وارد دریاچه شده که در تسریع بوتریفیکاسیون و پیشروی نی‌زارها موثر می‌باشند. بر اساس شاخص TSI هر یک از پارامترها دریاچه زیربار از نظر COD در بحرانی‌ترین حالت و از نظر TN بهتر از پارامترهای دیگر می‌باشد. از ۲۲۰۰ هکتار محدوده دریاچه ۱۰۳۵ هکتار در محدوده یوتروفیک و ۱۱۶۵ هکتار آن در وضعیت هایپرتروفیک قرار دارد.



References:

- 1- Ahlgren, I. Frisk, T. Kamp-Nielsen, L. (1988). Empirical and theoretical models of phosphorus loading, retention and concentration vs. lake trophic state. *Hydrobiologia*, 170: 285–303.
- 2- Aizaki, M. Iwakuma, T. and Takamura, N. (1981). Application of modified Carlson's trophic state index to Japanese lakes and its relationship to other parameters related to trophic state. *Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud.*, 23: 13–31.
- 3- Akdeniz, S, Karaer, F, Katip, A, and Aksoy, E. (2011). A GIS-based Method for Shallow Lake Eutrophication Assessment, *J. BIOL. ENVIRON*, 5: 195-202.
- 4- Boers, P.C.M. Cappenberg, T.E. Van Raaphorst, W. (1993). Proceeding of the Third International Workshop on Phosphorus in Sediments, *Hydrobiologia* 253: 17–376.
- 5- Canosa, A. and Pinilla, G. (1999). Bacteriological eutrophication indicators in four Colombian water bodies (South America). *Lakes and Reservoirs: Res. Manage*, 1–2: 23–27.
- 6- Carlson, R.E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanog*, 22: 361–369.
- 7- Ciecka, J. Fabian, R. and Merilatt, D. (1980). Eutrophication Measures for Small Lake Water Quality Management. *Water Resources Bull*, 16: 681–689.
- 8- Cruzado, A. (1987). Eutrophication in the pelagic environment and its assessment. In eutrophication in the Mediterranean Sea: Receiving capacity and monitoring of long term effects. *UNESCO Reports in Marine Science*, 49: 57–66.
- 9- Danilov, R. and Ekelund, N. (2000). The use of epiphyton and epilithon data as a base for calculating ecological indices in monitoring of eutrophication in lakes in central Sweden. *Sci. Total Environ.* 248: 63–70.
- 10- Jin, X. Liu, H. Tu, Q. Zhang, Z. and Zhu, X. (1990). *Eutrophication of Lakes in China*. China Environmental Sciences Press, Beijing.
- 11- Lu, W.X. and Zhu, T.C. (1998). Artificial neural network evaluation of Lake Eutrophication. *Chinese J. Appl. Ecol*, 9: 645–650.
- 12- OECD, (1982). Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. OECD, Paris. Sarab Consulting Engineer. (1386). Limnology studies and evaluation Zeribar lake deposits.
- Smith, M. (1993). *Neural networks for statistical modeling*, New York, Van Nostrand Reinhold.
- 13- Xu, F. Tao, S. Dawson, R. and Li B G. (2001). A GIS-Based Method of Lake Eutrophication Assessment. *Ecological Modelling*, 144: 231-244.
- 14- Yoshimi, H. (1987). Simultaneous construction of single-parameter and multi-parameter trophic state indices. *Wat. Res*, 21:1505–1611.
- 15- Zitko, V. (1994). Principal component analysis in the evaluation of environmental data. *Mar. Pollut. Bull.*, 28:718–722.