Archive of SID

مجله بوم شناسی آبزیان

Journal homepage: http://jae.hormozgan.ac.ir

بررسی رابطه بین مواد مغذی و زی‌توده فیتوپلانکتونی با تکیه بر مدل‌های برآورد کلروفیل (مطالعه موردی، دریاچه زریبار کردستان)

تحسین رحمانی [1]، مرضیه عباسی [2*]

[1] گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی پردیس کرج، دانشگاه تهران

[2] گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی صومعه سرا، دانشگاه گیلان

نوع مقاله:
پژوهشی

تاریخچه مقاله:
دریافت: ۹۳/۰۴/۱۹
اصلاح: ۹۳/۱۰/۱۴
پذیرش: ۹۳/۱۰/۲۵

کلمات کلیدی:
کلروفیل *a*
مواد مغذی
یوتروفیکاسیون
دریاچه زریبار

چکیده

دریاچه زریبار دریاچه‌ای کوچک، کم عمق و یوتروف در استان کردستان است که بر اساس مطالعات موجود با مشکل یوتروفیکاسیون مواجه می باشد. در مدیریت و کنترل یوتروفیکاسیون، بررسی روابط مواد مغذی و بیوماس فیتوپلانکتون (کلروفیل *a*) بسیار حایز اهمیت بوده و مدل‌های بسیاری جهت برآورد مقدار کلروفیل بر مبنای مقادیر مواد مغذی (فسفر و نیتروژن) ارائه شده است. هدف از این پژوهش برآورد مقدار کلروفیل *a* با استفاده از مدل‌های تجربی بر اساس مقادیر فسفر و نیتروژن و مقایسه آن با مقدار واقعی کلروفیل موجود در دریاچه است. جهت اندازه‌گیری مقدار فسفر، نیتروژن و کلروفیل *a*، نمونه‌برداری از شهریور ماه ۱۳۸۹ و به مدت یک سال انجام گرفت. نتایج نشان داد که هیچ یک از مدل‌ها برآورد صحیحی از مقدار کلروفیل دریاچه زریبار نداشتند و کلروفیل برآورد شده بسیار بیشتر از مقدار واقعی بود. لذا رشد فیتوپلانکتونی (کلروفیل *a*) توسط عاملی غیر از مواد مغذی که احتمالاً نور است محدود شده و بنابراین روش‌های رایج کنترل یوتروفی که مبتنی بر کاهش بار ورودی مواد مغذی از خارج دریاچه است تأثیر چندانی بر وضعیت دریاچه نخواهند داشت. از این رو دریاچه زریبار نیاز به مدلی مختص به خود بر مبنای مؤلفه‌هایی مانند عمق شفافیت دارد که محدودیت نور را منعکس نمایند.

مقدمــه

در بسیاری از مناطق جهان دریاچه‌های کوچک به عنوان منبع تأمین آب آشامیدنی و مناطق تفریحی (ورزش‌های آبی، شنا، ماهی‌گیری و ...) مورد استفاده قرار می گیرند و دارای اهمیت فرهنگی- اقتصادی می باشند. با این حال این دریاچه ها به دلیل حجم کم آب و شرایط هیدرولوژیکی ناپایداری که دارند تحت تأثیر فشارهای انسانی، اسیدی شدن، تغیرات اقلیمی و افزایش فسفر و نیتروژن قرار می گیرند (Padisak *et al.*, 2003). در این میان فشارهای انسانی و اقلیمی وارد بر دریاچه بیشتر بوده که معمولاً آن را با مشکل یوتروفیکاسیون (Eutrophication) (پرتولیدی) مواجه می کند و به صورت یک معضل جدی حیات دریاچه را تهدید می‌نماید. اهمیت این موضوع به اندازه‌ای است که گفته می‌شود مهمترین فاکتور در مطالعات اکوسیستم یک دریاچه، یوتروفیکاسیون می باشد (Asaeda *et al.*, 2001).

* نویسنده مسئول، پست الکترونیک: Marzieh.abbasi.ac@gmail.com

www.SID.ir

Archive of SID

یوتروفیکاسیون به معنای فرا غنی شدن منابع آبی است (Khan and Ansari, 2005). طبق گزارشات منتشر شده ۵۴٪ دریاچه‌های آسیا، ۵۳٪ دریاچه های اروپا، ۴۸٪ دریاچه های آمریکای شمالی، ۴۱٪ دریاچه های آمریکای جنوبی و ۲۸٪ دریاچه‌های آفریقا با مشکل یوتروفیکاسیون مواجه هستند (Nyenje *et al.*, 2010). از آنجا که یوتروفیکاسیون سبب تغییر در فون و فلور، شرایط زنجیره غذایی و چرخه مواد مغذی دریاچه می‌شود (Asaeda *et al.*, 2001) شناخت منابع آبی یوتروف و بررسی وضعیت تروفی آنها اولین قدم جهت کنترل چنین پیامدهایی خواهد بود. اهمیت این موضوع سبب گردید که علاوه بر تحقیقات متعدد در این زمینه مدل‌های بسیاری برای بررسی یوتروفیکاسیون ارائه گردد (Koelmans *et al.*, 2001).

در بررسی‌های یوتروفی و اکوسیستم یک دریاچه، فسفر، نیتروژن و کلروفیل *a* جزو عناصر مهم هستند. از این رو استفاده از مقدار مطلق برخی متغیرها مانند فسفر کل و بیوماس فیتوپلانکتون (کلروفیل *a*) و محاسبه شاخص‌های وضعیت تروفیک روش‌های مناسبی برای بررسی وضعیت تروفیک منابع آبی می باشند (Dodds, 2002). به این منظور مدل‌های تجربی بسیاری جهت برآورد میزان فسفر (Schippers *et al.*, 2006) نیتروژن (Arheimer *et al.*, 2004) و به ویژه کلروفیل *a* در منابع آبی پیشنهاد شده است. با توجه به نقش کلروفیل *a* در بررسی‌های اکولوژیکی منابع آبی، عمده مدل‌ها بر برآورد میزان کلروفیل *a* با استفاده از مقادیر مواد مغذی (فسفر و نیتروژن کل) تمرکز دارند (جدول ۱). از طرفی به منظور مدیریت یوتروفیکاسیون، مطالعه روابط بین نیتروژن و فسفر با کلروفیل *a* بسیار با اهمیت بوده و اطلاعات مفیدی از شرایط اکولوژیک منبع آبی در اختیار می‌گذارد (Suthers and Rissik , 2008; Wang *et al.*, 2007; Lv *et al.*, 2011).

دریاچه زریبار کردستان از جمله دریاچه های کم عمق آب شیرین ایران است که سالانه با روش پرورش نیمه متراکم حجم عظیمی از ماهی از آن برداشت می گردد و از ارزش زیستگاهی و اقتصادی بالایی برخوردار است. با این حال نتایج بازدیدهای میدانی نشان می دهد که دریاچه در طی چند سال اخیر تغییرات نامطلوبی از نظر وضعیت تروفیک و اکولوژیک داشته است زیرا این دریاچه در مکانی واقع شده که تقریباً تمام پیرامون آن تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی است. رواناب ورودی به دریاچه که ناشی از زمین‌های کشاورزی واقع در ناحیه شمال دریاچه است، فاضلاب شهر مریوان و روستاهای (۹ روستا) پراکنده در اطراف دریاچه، وجود سد خاکی در جنوب دریاچه و نهایتاً فعالیت‌های توریستی چهار عامل عمده تأثیرگذار بر کیفیت و کمیت آب دریاچه زریبار می باشند که احتمالاً تأثیرات منفی بر وضعیت اکولوژیک و تروفیک این دریاچه دارند.

از این رو برای بررسی شرایط بیان شده، مطالعه موجود با هدف برآورد مقدار کلروفیل *a* با استفاده از مدل‌های تجربی و مقایسه آن با مقدار واقعی کلروفیل موجود در دریاچه صورت گرفت زیرا علاوه بر آنکه نتایج این مطالعه اطلاعات بسیار مفیدی از نحوه روابط بین مواد مغذی با بیوماس فیتوپلانکتون، کنترل و مدیریت یوتروفی دریاچه زریبار فراهم خواهد کرد، با بررسی انواع مدل‌های موجود جهت انتخاب مناسب ترین مدل برآورد کلروفیل *a*، مطالعات آینده بر روی این دریاچه را تسهیل خواهد نمود.

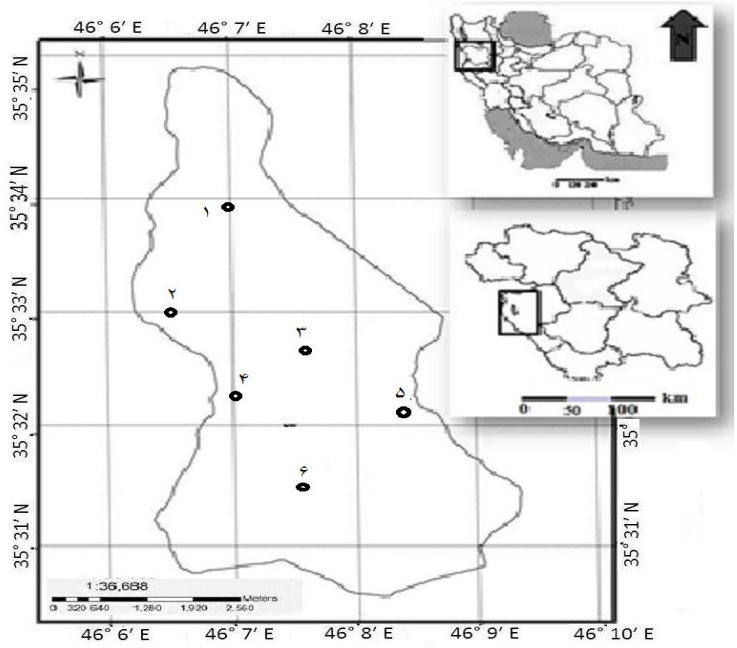
مواد و روش‌ها

دریاچه زریبار در مختصات جغرافیایی ″۳۱ ′۳۰ °۳۵ تا ″۶ ′۳۷ °۳۵ عرض شمالی و ″۵۲ ′۰۳ °۴۶ تا ″۴۷ ′۱۰ °۴۶ طول شرقی واقع شده است (شکل ۱).

نمونه برداری به صورت دو ماه یک بار (از شهریور ماه ۱۳۸۹ تا تیرماه ۱۳۹۰) از شش ایستگاه در دریاچه با فواصل تقریباً برابر مطابق شکل ۱ صورت گرفت. به دلیل تجمع فیتوپلانکتون‌ها در لایه سطحی آب، کلیه نمونه برداری‌ها در عمق ۵۰ سانتی‌متری از سطح آب و با نمونه بردار روتنر انجام پذیرفت. به منظور اندازه گیری هر کدام از مقادیر فسفر کل (TP) و نیتروژن کل (TN) در هر دوره نمونه برداری، ۱۸ نمونه (مجموعاً ۱۰۸ نمونه) شامل ۳ تکرار در هر ایستگاه برداشت شد و هر نمونه معادل ۵۰۰ سی سی آب بود. pH نمونه های فسفر به وسیله H_2SO_4 به زیر ۲ کاهش داده شد و به همراه سایر نمونه ها در ظرف پلاستیکی تیره و در دمای ۴ درجه سانتیگراد درون ظرف یونولیتی به آزمایشگاه انتقال داده شد. میزان فسفر و نیتروژن با روش اسپکتوفتومتری و با استفاده از روش‌های استاندارد (APHA, 2005) اندازه گیری شد.

www.SID.ir

Archive of SID



شکل۱. موقعیت دریاچه زریبار و ایستگاه های نمونه برداری

برای اندازه‌گیری کلروفیل *a* در هر دوره نمونه برداری، ۱۸ نمونه آب برداشت شد. هر نمونه شامل ۵۰۰ سی سی آب بود. نمونه‌ها در دمای ۴ درجه سانتی گراد و در تاریکی به آزمایشگاه انتقال یافتند سپس با استفاده از کاغذ واتمن (GF/C, 47 mm) فیلتر شده و عصاره گیری با ۱۰ میلی استون ۹۰ درصد انجام پذیرفت. عمل سانتریفیوژ به مدت ۵ دقیقه با سرعت ۵۰۰۰ دور در دقیقه صورت گرفت و غلظت کلروفیل *a* با اسپکتوفتومتر و با استفاده از روش های استاندارد (APHA, 2005) محاسبه شد. در هر بار نمونه برداری، دمای آب با دماسنج اندازه‌گیری شد.

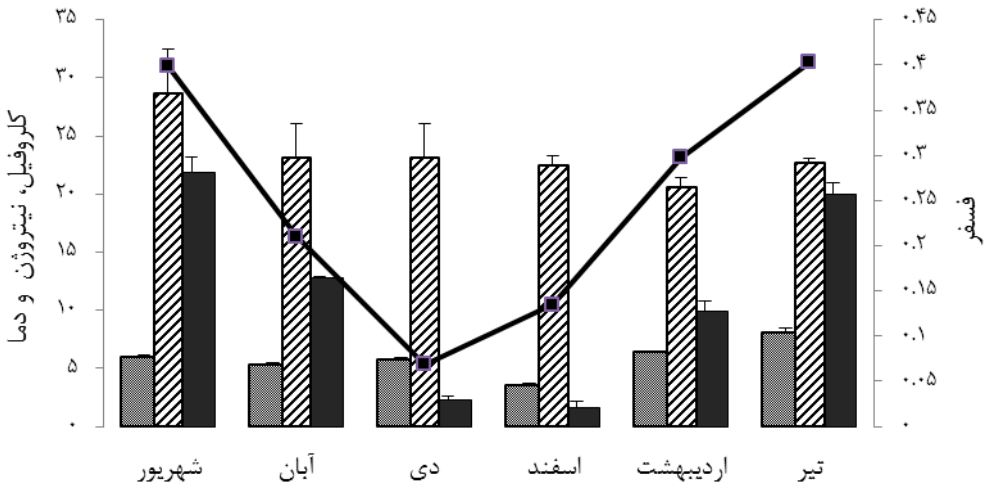
نتایــج

نوسانات فسفر، نیتروژن و کلروفیل *a* دریاچه زریبار در دوره‌های مختلف نمونه‌برداری در شکل ۱ نشان داده شده است. بیشترین میزان فسفر در شهریور ماه و برابر با ۰/۳۶ میلی گرم در لیتر بوده و سپس به تدریج روند کاهشی داشت تا جایی که کمترین مقدار آن در اردیبهشت ماه ثبت گردید. میانگین سالیانه فسفر کل ۰/۳۰۱ میلی گرم در لیتر بود. تغییرات نیتروژن کل نیز به گونه‌ای بود که کمترین مقدار آن در اسفند ماه و ۴/۱ میلی گرم در لیتر و بیشترین مقدار آن در تیر ماه برابر با ۸/۱ و میانگین سالیانه آن ۵/۹ میلی گرم در لیتر ثبت گردید. نوسانات مقدار کلروفیل *a* تفاوت زیادی با نوسانات فسفر و نیتروژن داشت. بیشترین مقدار آن در ماه‌های گرم و کمترین مقدار آن در ماه‌های سرد سال اندازه گیری شد. بیشترین مقدار آن ۲۲/۸ میکروگرم در لیتر در شهریور ماه و کمترین مقدار آن در اسفند ماه ۱/۸۶ میکروگرم در لیتر بود. میانگین سالیانه کلرفیل *a* ۱۱/۳۹ میکروگرم بر لیتر ثبت گردید. نوسانات دمای آب تابع تغییرات فصول بوده و بیشترین میزان آن در ماه‌های تیر و شهریور و کمترین میزان آن در دی ماه اندازه گیری شد. به طورکلی تغیرات دما منطبق بر تغییرات کلروفیل بود.

انواع مدل‌های مورد بررسی، مقادیر برآورد شده کلروفیل با استفاده از هر مدل و مقدار واقعی آن در طی سال در جدول ۱ آمده است. مدل Baker و همکاران (1981) و Canfield (1983) که بر مبنای فسفر، میزان کلروفیل سالیانه را برآورد نموده اند بیشترین شباهت به مقدار واقعی و مدل های Huber و همکاران (1982) و Jones and Bachmann (1976) کمترین شباهت را به مدل‌های واقعی داشتند. به طور کلی، کلروفیل برآورد شده بسیار بیشتر از مقدار واقعی آن بوده و پراکندگی مقادیر برآورد شده نشان می دهد که انواع مدل‌ها و مولفه‌های آنها (فسفر، نیتروژن یا ترکیب آنها) تأثیر چندانی در کلروفیل محاسبه شده نداشته و برآورد صحیحی از کلروفیل موجود در دریاچه ندارند.

www.SID.ir

Archive of SID



شکل ۲. نوسانات کلروفیل(■)(µg/l)، نیتروژن (▩)(mg/l) و فسفر (▨)(mg/l) و دما (▬) (ºC) در ماه‌های مختلف نمونه برداری

جدول۱. مقدار واقعی و برآورد شده کلروفیل بر اساس مدل‌های مختلف (میانگین سالیانه TN: نیتروژن کل، TP: فسفر کل و Chl: کلروفیل *a* برحسب میکروگرم بر لیتر استفاده گردیده است)

مـدل	کلروفیل برآورد شده	کلروفیل واقعی
Søndergaard *et al.*, 2011 log(Chl) =-0/39 + 0/990g(TP)	۱۱۶	۱۱/۳۹
Baker *et al.*, 1981 log(Chl) =-0/41 + 0/7910g(TP)	۳۵	۱۱/۳۹
Huber *et al.*, 1982 log(Chl) =-1/08 + 1/5210g(TP)	۴۸۸	۱۱/۳۹
Canfield, 1983 log(Chl) =-0/15 + 0/74410g(TP)	۴۹	۱۱/۳۹
Dillon and Rigler, 1974 log(Chl) =-1/14 + 1/44910g(TP)	۲۸۳	۱۱/۳۹
Jones and Bachmann, 1976 log(Chl) =-1/09 + 1/4610g(TP)	۳۳۹	۱۱/۳۹
Hoyer, 1981 log(Chl) =-0/77 + 1/2410g(TP)	۲۰۱	۱۱/۳۹
Canfield, 1983 log(Chl) =-2/99 + 1/381og(TN)	۱۶۳	۱۱/۳۹
Hoyer, 1981 Log(Chl) = -1/23 + 0/7981og(TN)	۶۰	۱۱/۳۹
Smith, 1982 log(Chl) = -2/488 + 0/3741og(TP) + 0/9351og(TN)	۹۲	۱۱/۳۹
Canfield, 1983 log(Chl) = -2/49 + 0/2691og(TP) + 1/061og(TN)	۱۴۹	۱۱/۳۹
Hoyer, 1981 log(Chl) = -1/136 + 1/191og(TP) + 0/1551og(TN)	۲۵۰	۱۱/۳۹

www.SID.ir

Archive of SID

بحث

نتایج مطالعه حاضر نشان داد که از میان مدل‌های موجود، مدل Baker (1981) که با استفاده از مقدار فسفر عمل می نماید مناسب ترین مدل جهت برآورد مقدار کلروفیل دریاچه زریبار کردستان می باشد. در مقابل، مدل‌هایی که بر اساس نیتروژن و یا ترکیبی از نیتروژن و فسفر عمل می کنند مقدار کلروفیل را بسیار بیشتر از مقدار واقعی برآورد می نمایند. با این وجود هیچ کدام از مدل‌های موجود، برآورد قابل قبولی از میزان کلروفیل ارائه نکردند. شاید دلیل این امر شرایط اکولوژیکی و به طور کلی روابط پیچیده مواد مغذی، کلروفیل و خصوصیات دریاچه زریبار باشد. دریاچه زریبار از دریاچه های کم عمق در شمال غربی ایران می‌باشد که فعالیت‌های کشاورزی، توریستی و انسانی (ساخت سد خاکی) آن را در معرض یوتریفیکاسیون قرار داده است (رحمانی، ١٣٩٠). از سوی دیگر کم عمق بودن این دریاچه نیز می تواند از دلایل یوتروفی دریاچه به حساب آید زیرا دریاچه‌های کم عمق سیستم‌های پویایی هستند که مشخصه آنها درجه بالای ناهمگنی در مکان و زمان و روابط پیچیده اکولوژیکی است (Papatheodorou *et al.*, 2006)؛ به گونه‌ای که خصوصیاتی متفاوت با خصوصیات دریاچه‌های عمیق با گردش منظم دارند که نبود لایه‌بندی حرارتی، اختلاط دائم و معلق شدن مواد جامد از جمله آنهاست (Havens *et al.*, 2001). این خصوصیات سبب بروز شرایط منحصر به فرد در دریاچه های کم عمق می گردد.

در شرایط معمول مقدار کلروفیل همبستگی بالایی با مواد مغذی دارد (Tilahun and Ahlgren, 2010; Lv *et al.*, 2011). مقایسه کلروفیل برآورد شده با مقدار واقعی آن نشان می دهد با توجه به مواد مغذی موجود در دریاچه مقدار کلروفیل بسیار کمتر از حد انتظار است بنابراین کلروفیل همبستگی بالایی با مواد مغذی نداشته و به طور مشخص فسفر و نیتروژن عامل محدود کننده رشد و افزایش بیوماس فیتوپلانکتون نیست (Havens *et al.*, 2001) پس فاکتور دیگری غیر از مواد مغذی عامل محدود کننده رشد فیتوپلانکتون است.

Liu و همکاران (2010) بیان کردند که در دریاچه‌های مختلف پارامترهای متفاوتی از جمله زئوپلانکتون و ماهیان فیتوپلانکتون‌خوار نیز می توانند بر بیوماس فیتوپلانکتون تأثیرگذار باشند در حالی که مطالعات قبلی نشان دادند که هم‌زمان با بیشترین میزان فسفر و نیتروژن (تیرماه و شهریورماه) قسمت اعظم فراوانی فیتوپلانکتونی دریاچه را سیانوفیت‌های غیرخوراکی تشکیل دادند (رحمانی، ١٣٩٠) بنابراین تأثیر کنترل سطوح بالای غذایی کم اهمیت بوده و عامل محدودکننده افزایش کلروفیل نیست.

Wang و همکاران (2007) ابراز کردند که در دریاچه‌های معتدله همبستگی بالای بین کلروفیل با دما ثابت می کند که نور عامل محدود کننده است. از طرفی با توجه به میزان فسفر کل و با استفاده از مدل‌های تجربی تخمین کلروفیل، میزان کلروفیل برآورد شده بسیار بیشتر از مقدار واقعی آن در دریاچه است. بنابراین احتمالاً عامل محدودکننده تولید فیتوپلانکتونی در دریاچه زریبار نور است زیرا کمبود نور، تولید فیتوپلانکتونی را به سطوحی کمتر از آنچه که با توجه به غلظت مواد مغذی انتظار می رود محدود می کند (Phlips *et al.*, 1997). منشأ این کمبود نور احتمالاً ناشی از عمق کم دریاچه، گردش بسیار و دوباره معلق شدن رسوبات و از طرفی کدورت ناشی از بقایای گیاهان آبزی دریاچه است (رحمانی، ١٣٩٠).

نتایج این مطالعه نشان می دهد رشد فیتوپلانکتونی (کلروفیل a) محدود شده و کمتر از مقدار قابل انتظاری است که با استفاده از مدل ها برآورد می گردد. بنابراین تعیین وضعیت تروفیک دریاچه با توجه به مقادیر مواد مغذی و کلروفیل a مطابقت نداشته و شاخص‌های وضعیت تروفیک (TSI) نیز برآورد اشتباهی از یوتروفی دریاچه خواهند داشت. از طرفی روش‌های رایج کنترل یوتروفیکاسیون مبتنی بر کنترل ورود مواد مغذی از خارج دریاچه است. با توجه به آنکه بیوماس فیتوپلانکتون از مواد مغذی پیروی نکرد لذا چنین روش‌هایی نیز تأثیر چندانی بر بهبود وضعیت دریاچه زریبار نخواهد داشت. به همین دلیل دریاچه زریبار نیاز به مدلی مختص به خود بر مبنای مؤلفه هایی دارد که محدودیت نور را منعکس نمایند. می توان به جای فسفر و

www.SID.ir

Archive of SID

نیتروژن مدل‌هایی بر مبنای مقادیر کدورت، مواد جامد معلق (Total Suspended Solid) و مواد جامد محلول (Total Dissolved Solid) و یا عمق شفافیت آب که به خوبی میزان محدودیت نور را نشان می دهند طراحی نمود.

مطالعه حاضر در نظر داشت از طریق بررسی مدل‌های برآورد کلروفیل با استفاده از مقادیر فسفر و نیتروژن ضمن معرفی مناسب‌ترین مدل جهت تسهیل مطالعات آتی، روابط بین مواد مغذی با بیوماس فیتوپلانکتون (کلروفیل a) را جهت کنترل و مدیریت یوتروفیکاسیون بررسی نماید. چنان‌که مورد بحث قرار گرفت متغیرهای مورد بررسی (فسفر، نیتروژن و کلروفیل) روابط بسیار پیچیده‌ای داشتند.

منابـع

رحمانی، ت. ۱۳۹۰. تأثیرات فصلی کشاورزی و توریسم بر یوتروفیکاسیون دریاچه زریبار کردستان. پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشکده منابع طبیعی. دانشگاه تهران. ۷۸ ص.

American Public Health Association (APHA). 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water (21^{t} edition), APHA, Washington.

Arheimer, B., Torstensson, G., Wittgren, H.B. 2004. Landscape planning to reduce coastal eutrophication: agricultural practices and constructed wetlands. Landscape and Urban Planning. 67: 205-215.

Asaeda, T., Trung, V.K., Manatunge, J., Van Bon, T. 2001. Modelling macrophyte–nutrient–phytoplankton interactions in shallow eutrophic lakes and the evaluation of environmental impacts. Ecological Engineering. 16: 341-357.

Baker, L.A., Brezonik, P.L., Kratzer, C.R. 1981. Nutrient loading- trophic state relationships in Florida lakes. Water Resource Research Center University of Florida. 126 p.

Canfield, J.D.E. 1983. Prediction of chlorophyll a concentrations in Florida lakes: the importance of phosphorns and nitrogen. Water Research. 192: 255-262.

Dillon, P.J., Rigler, E. 1974. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes, Limnol Oceanogr. 19: 767-773.

Dodds, W.K. 2002. Freshwater Ecology: Concepts and Environmental Applications, Academic press, London. 569 pp.

Havens, K.E., Fukushima, T., Xie, P., Iwakuma, T., James, R.T., Takamura, N., Hanazato,T., Yamamoto, T. 2001. Nutrient dynamics and the eutrophication of shallow lakes Kasumigaura (Japan), Donghu (PR China), and Okeechobee (USA). Environmental Pollution. 111: 263-272.

Hoyer, M.V. 1981. Suspended solids-zooplankton abundance: effects on phosphorus-chlorophyll relationships in midwest reservoirs. MS thesis, University of Missouri.81 p.

Huber, W.C., Brezonik, P.L., Heaney, J.P., Dickinson, R.E., Preston, S.D., Dwornik, D.S., Maio, M.A.D. 1982. A classification of Florida lakes, Science and Engineering Library, University of Florida, Gainesville, Fla pp.

Jones, J.R., Bachmann, R.W. 1976. Prediction of phosphorus and chlorophyll levels in lakes. Journal of Water Pollution. 2176-2182.

Khan, F.A., Ansari, A.A. 2005. Eutrophication: An Ecological Vision, The Botanical Review. 71: 449-482.

Koelmans, A.A., Van der Heijde, A., Knijff, L.M., Aalderink, R.H. 2001. Integrated Modelling of Eutrophication and Organic Contaminant Fate & Effects in Aquatic Ecosystems, A Review. Water Research. 35: 3517-3536.

Liu, C., Liu, L., Shen, H. 2010. Seasonal variations of phytoplankton community structure in relation to physico-chemical factors in Lake Baiyangdian, China, ProcediaEnvironmental Sciences. 2: 1622-1631.

Lv, J., Wu, H., Chen, M. 2011. Effects of nitrogen and phosphorus on phytoplankton composition and biomass in 15 subtropical, urban shallow lakes in Wuhan, China. Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters. 41: 48-56.

Nyenje, P.M., Foppen, J.W., Uhlenbrook, S., Kulabako, R., Muwanga, A. 2010. Eutrophication and nutrient release in urban areas of sub-Saharan Africa - A review. Science of the Total Environment. 408: 447-455.

www.SID.ir

Archive of SID

Padisak, J., Borics, G.A., Feh´er, G., Grigorszky, I.A., Oldal, I., Schmidt, A., Zambone-Doma, Z. 2003. Dominant species, functional assemblages and frequency of equilibrium phases in late summer phytoplankton assemblages in Hungarian small shallow lakes. Hydrobiologia. 502: 157-168.

Papatheodorou, G., Demopoulou, G., Lambrakis, N. 2006. A long-term study of temporal hydrochemical data in a shallow lake using multivariate statistical techniques. Ecological Modelling. 193: 759-776.

Phlips, E.J., Cichra, M., Havens, K., Hanlon, C., Badylak, S., Rueter, B., Randall, M., Hansen, P. 1997. Relationships between phytoplankton dynamics and the availability of light and nutrients in a shallow sub-tropical lake. Journal of Plankton Research. 19: 319-342.

Schippers, P., van de Weerd, H., de Klein, J., de Jong, B., Scheffer, M. 2006. Impacts of agricultural phosphorus use in catchments on shallow lake water quality: About buffers, time delays and equilibria. Science of the Total Environment. 369: 280-294.

Smith, V.H. 1982. The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: an empirical and theoretical analysis. Limnology and Oceanography. 27: 1101-1112.

Søndergaard, M., Larsen, S.E., Jørgensen, T.B., Jeppesen, E. 2011. Using chlorophyll a and cyanobacteria in the ecological classification of lakes. Ecological Indicators. 11: 1403-1412.

Suthers, I.M., Rissik, D. 2008. The importance of plankton. In Suthers, I.M. , Rissik, D. (eds.), Plankton: a guide to their ecology and monitoring for water quality. CSIRO, Collingwood. 256 p.

Tilahun, G., Ahlgren, G. 2010. Seasonal variations in phytoplankton biomass and primary production in the Ethiopian Rift Valley lakes Ziway, Awassa and Chamo, the basis for fish production. Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters. 40: 330-342.

Wang, X.l., Lu, Y.l., He, G.Z., Han, J.Y., Wang, T.Y. 2007. Exploration of relationships between phytoplankton biomass and related environmental variables using multivariate statistic analysis in a eutrophic shallow lake: A 5-year study. Journal of Environmental Sciences. 19: 920-927.

www.SID.ir