

اندازه گیری محتوای عصاره رنگدانه کلروفیل (c, b,a) و همبستگی پارامترهای هیدرولوژیکی در تابستان (مطالعه موردی: تالاب بین‌المللی گمیشان)

سپیده عمرانی^{*۱}

*omsepideh@yahoo.com

۱- گروه مهندسی منابع طبیعی، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد تنکابن، ایران

تاریخ دریافت: آبان ۱۳۹۵

تاریخ پذیرش: دی ۱۳۹۵

کلمات کلیدی: پارامترهای هیدرولوژیکی، تالاب بین‌المللی گمیشان، شاخص زیستی، شاخص TSI، کلروفیل c،b،a

گروه‌های مختلف جلبک کاربرد دارد (Gonzalez, 2011). گونه‌های مختلف فیتوپلانکتون زیستگاه خاصی در طبیعت داشته و توزیع آن‌ها نشان‌دهنده ویژگی‌های آبی است که در آن بقا می‌یابند (Saha *et al.*, 2000) به عنوان مثال آب‌های ساحلی کم عمق با ورودی‌های قابل توجه از رسوبات معلق، توزیع فیتوپلانکتون در آن تحت سلطه سیانوباکتری‌ها یا دیگر گونه‌های جلبک می‌باشد که حاوی رنگدانه‌های فرعی است (Khalid *et al.*, 2013). مثال دیگر سواحل *Grande* در پرو، جنوب غرب آمریکا است که دشت‌های کم عمق، یوتروفیک (Eutrophic) و قلیایی بوده و در معرض جنس‌های رشته‌ای سیانوباکتری‌ها، دیاتومه‌های تک‌سلولی (Diatoms) و کلروفیتای رشته‌ای/ تک‌سلولی (Chlorophytes) قرار دارند (Montoya, 2009). در بررسی لیمنولوژیکی تالاب گمیشان که طی سال‌های ۷۰-۷۱ انجام گرفت بیش‌ترین فراوانی فیتوپلانکتون‌ها متعلق به رده جلبک‌های داینوفیته (Dinophyceae) (۴۱/۳٪) و سپس رده جلبک‌های دیاتومه (*Bacillariophyceae*) (۱۴/۲٪) بود (علمی و ۱۷۱

اکوسیستم‌های تالاب‌های ساحلی به طور گسترده در مناطق خشک و در امتداد سواحل توزیع شده‌اند (Montoya, 2009) مانند تالاب بین‌المللی گمیشان، این تالاب ساحلی دریای خزر شامل بسیاری از مناطق وسیع کم‌عمق و شور که جاذب انواع زندگی پرنده و تنوع زیستی است (Jafari, 2009) و به ندرت مورد مطالعه قرار گرفته است. در بسیاری از تالاب‌ها شاخص زیستی کلروفیل به عنوان ماده رنگی مهم فتوسنتز در فیتوپلانکتون‌ها و جلبک‌ها مطرح است و اغلب به عنوان برآوردگر زیست‌توده جلبکی استفاده می‌شود (Gibson *et al.*, 2000). سه نوع از مهم‌ترین ترکیبات کلروفیل در محیط‌زیست دریایی شامل Chlorophyll-a (Chl-a)، Chlorophyll-b (Chl-b) و Chlorophyll-c (Chl-c) است. همه جلبک‌های فتوسنتزکننده و گیاهان عالی شامل Chl-a به‌عنوان رنگدانه اصلی می‌باشند (Smith *et al.*, 2007). سیانوباکتری‌ها (*Cyanobacteria*) تن‌ها شامل Chl-a هستند (Scheer, 1991). سایر رنگدانه‌ها و لوازم جانبی مانند Chl-b و c در فیتوپلانکتون، برای جدا کردن

مختوم‌قلی (S۷) و بعلاوه یک ایستگاه دریای خزر (S۱) انجام پذیرفت (شکل ۱).



شکل ۱: تصویر ماهواره‌ای تالاب بین‌المللی گمیشان و ایستگاه‌های نمونه‌برداری

منبع: اداره کل محیط زیست استان گلستان

در محل ایستگاه‌ها متغیرهای هیدرولوژیک چون دمای آب، اکسیژن محلول (DO^1)، pH، شوری و کدورت توسط سیستم مولتی‌پارامتر مدل DKK سنجش شدند. نمونه‌های فیتوپلانکتون در ظروف شیشه‌ای تیره نزدیک به سطح فوقانی آب برداشت شدند (نیم لیتر) و در دمای مناسب به آزمایشگاه محیط‌زیست دریایی بندرترکمن انتقال یافتند. سپس به‌وسیله پمپ خلأ و کاغذ صافی (GF/F45%) فیلتراسیون شدند و در ۱۵ml استون ۹۰٪ طی ۲۴ ساعت در تاریکی (۴ درجه سانتی‌گراد) مورد استخراج قرار گرفتند. پس از سانتریفوژ، مقدار جذب عصاره‌های استخراج‌شده توسط دستگاه اسپکتروفتومتر مدل UV-۱۶۰۱ خوانده شد و در طول موج‌های رنگدانه Chl-a و b به روش Jeffrey & Humphrey (1975) و رنگدانه Chl-c به روش Humphrey (1979) محاسبه گردید. در نهایت با توجه به محتوای غلظت رنگدانه‌های فتوسنتزی، نسبت رنگدانه‌های Chl-b/Chl-c و Chl-a

همکاران، ۱۳۷۱) در حالی که در مطالعه تغییرات فصلی جوامع فیتوپلانکتون در تالاب گمیشان طی سال ۹۳-۹۲، ۵۳ گونه فیتوپلانکتونی شناسایی شدند که شامل ۱۶ گونه دیاتومه (باسیلاریوفیتا)، ۱۴ گونه سیانوفیتا (Cyanophyta)، ۱۲ گونه کلروفیتا، ۹ گونه پیروفیتا و ۲ گونه از اوگلنوفیتا (Euglenophyta) بودند (خیرآبادی و همکاران، ۱۳۹۳). تغییرات سال‌به‌سال آب و هوا به‌عنوان فرآیندهای مؤثر فیزیکی، شیمیایی و زیستی بر تالاب‌ها مطرح است (Jeppesen *et al.*, 2009). افزایش دمای هوا، افزایش درجه حرارت آب و تغییر جوامع فیتوپلانکتون به سمت تسلط گونه‌هایی سازگار به آب‌های گرم‌تر را نشان داده‌است (George *et al.*, 2007)، در نتیجه از بین رفتن زودهنگام دیاتوم‌ها و توسعه بالای سیانو باکتری در دریاچه‌های اروپایی به گرم‌شدن فصل زمستان و افزایش درجه حرارت آب مربوط است (Weyhenmeyer *et al.*, 2002). شوری نیز از عوامل همبسته با درجه حرارت آب بوده که مؤثر بر غلظت و فراوانی فیتوپلانکتون می‌باشد. جریان‌های عمده آب شور عموماً برای تحریک شکوفایی سیانوباکتری‌ها بیان‌شده است (Kahru, 1997). تاکنون گزارش مطالعه‌ای راجع به غلظت رنگدانه‌های کلروفیل و همبستگی پارامترهای هیدرولوژیکی طی ۲۵ سال اخیر در تالاب بین‌المللی گمیشان پیدا نشد، اما نتایج مطالعه (Nezlin 2005) نشان‌داد که تغییرات فصلی غلظت Chl-a در بخش جنوبی دریای خزر توسط شرایط آب و هوایی دریای خزر به‌خصوص درجه حرارت سطح آب و تنش باد مشخص می‌شود. هدف از مطالعه پیش رو بررسی اسپکتروفتومتری رنگدانه‌های فیتوپلانکتون و مشخص شدن محتوای رنگدانه‌ها (Chl-a, b, c) به‌عنوان شاخص زیستی در تعیین حضور انواع ریز جلبک‌ها بود. همبستگی پارامترهای هیدرولوژیکی و تعیین سطح تغذیه‌گرایی تالاب در تابستان از دیگر اهداف این مطالعه بود. نمونه‌برداری در این منطقه در شش ایستگاه از تالاب (Station) از جمله مصب رودخانه گرگان‌رود (S۲)، کانال زهکش شهرستان گمیشان (S۳)، کانال سرریز تالاب بین‌المللی آلاگل (S۴)، کانال خروجی مجتمع پرورش میگو (S۵)، کانال ورودی مجتمع میگو (S۶)، ناحیه مرزی

¹ Dissolved Oxygen

(Boyer *et al.*, 2009). ایستگاه‌های ذکر شده، مکان‌های حساس از نظر تولید رنگدانه‌اند چون ورود مستقیم فاضلاب‌های شهری، احداث غیرقانونی زهکش‌های رو باز جهت بهره‌وری اراضی شور، چرای بی‌رویه دام و پساب‌های آبی‌پروری از دلایل عمده آن به شمار می‌آید. طبق نتایج، بیش‌ترین غلظت رنگدانه Chl-c در تیرماه و S₂ از تالاب گمیشان بود (جدول ۱) که نشان‌دهنده شکوفایی دیاتومه‌هاست. از آنجا که محتوای غلظت Chl-c نشان‌دهنده دیاتومه‌ها، درحالی‌که Chl-b شواهد بر وجود کلروفیت است، می‌توان نتیجه گرفت که حضور دیاتومه‌ها بالاتر از کلروفیت بود (Kallfa *et al.*, 2014). مصب‌ها سیستم‌های پویا و پایداری هستند که به‌لحاظ تنوع زیستی و جغرافیایی از اهمیت بالایی برخوردارند. چگونگی تنوع‌پذیری مصب‌ها به وسیله پویایی بیولوژیکی جمعیت‌ها به خصوص پلانکتون‌ها مشخص می‌گردد (Putland & Iverson, 2007). فیتوپلانکتون‌ها در مصب‌ها شکوفایی بهاره و پاییزه‌ای را نشان می‌دهند به خصوص دیاتومه‌ها که نقش خیلی مهم در تولید مصب‌ها به‌عهده دارند (Ghorbani *et al.*, 2013). این امر می‌تواند از مهم‌ترین دلایل شکوفایی دیاتومه‌ها در اوایل تیرماه نسبت به اواخر تابستان باشد (جدول ۱)، مانند تالاب کم‌عمق Baiyangdian در چین که در فصل بهار شامل ۱۹/۲٪ از شاخه باسیلاریوفیتا بود اما در تابستان فقط ۵/۵٪ را شامل شد (Wang *et al.*, 2013). از طرفی لب‌شور بودن (Brackish) شرایط آب در S₂ شکوفایی دیاتومه‌ها در آن را محتمل کرد زیرا محیط‌های کم‌عمق، آشفته و در نوسانات شوری مورد علاقه رشد آن‌هاست (فرهادیان و دوستان، ۱۳۹۳).

Chl-b, Chl-a / Chl-c به‌منظور فراهم نمودن نشانه برحضور انواع ریزجلبک‌ها تعیین شدند. از نرم‌افزار SPSS مدل ۱۸. ۷ برای محاسبه ضریب همبستگی پیرسون و معادله رگرسیون Chl-a با پارامترهای هیدرولوژیک استفاده شد. داده‌های Chl-a قبل از تجزیه و تحلیل آماری با استفاده از تبدیل لگاریتمی نرمال شدند (Rasmussen *et al.*, 2009). سطح تغذیه‌گرایی در تالاب با استفاده از شاخص تجربی TSI^۲ و پس‌از قرار دادن مقادیر میانگین ماهانه Chl-a در آن به‌دست آمد (Carlson, 1977).

نتایج محتوای رنگدانه‌های کلروفیل (a,b,c) نشان داد، بیش‌ترین غلظت رنگدانه Chl-a و b در شهریورماه و S₃ بود (جدول ۱) که نشان‌دهنده شکوفایی میکس کلروفیت-سیانوباکتر است. Chl-b شاخص زیستی برای رده کلروفیتا است (Smith *et al.*, 2007). همچنین بالا بودن نسبت رنگدانه c و Chl-a / Chl-b در S₄ و S₃ (جدول ۱) نشان‌دهنده شکوفایی سیانوباکتری‌ها در این ایستگاه‌هاست. حداکثر نرخ رشد توسط بسیاری از سیانوباکتری‌ها در دماهای بالاتر از ۲۵ درجه سانتی‌گراد به‌دست آمده که نسبت به جلبک سبز و دیاتومه‌ها دماهای مطلوب بالاتری برای رشد هستند (Robarts & Zohary, 1987). این موضوع می‌تواند همبستگی بالای log Chl-a با دمای آب (p < ۰/۰۱) (جدول ۲) و دلیل اینکه در آب‌های نیمه‌گرم‌سیری و جنوب شرقی دریای خزر بیش‌تر شکوفه سیانوباکتری در طول تابستان هست را توجیح کند. از طرفی، غلظت‌های بالاتر کلروفیل و تولید بیش از حد جلبک‌ها ممکن است به آلودگی ازت/فسفر مربوط باشد

^۲ Trophic State Index

جدول ۱: محتوای غلظت در عصاره رنگدانه‌های کلروفیل در تابستان و در ایستگاه‌های مطالعاتی

تابستان	رنگدانه	S ₁	S ₂	S ₃	S ₄	S ₅	S ₆	S ₇
تیر	Chl-a	۶/۰۴۱	۸/۸۵۹	۴۸/۰۵۹	۱۵/۰۱۵	۳۴/۴۰۴	۵/۸۴۹	۹/۴۱۴
	Chl-b	۰/۹۴۷	۴۰/۲۸۲	۱/۵۲۶	۰/۱۵۶	۶/۱۵۳	۰/۰۷۳	۱/۳۴۱
	Chl-c	۱/۲۱۵	۵۴۷/۳۳	۸/۳۳۸	۳/۱۱۵	۵/۳۹۴	۱/۰۲	۶/۳۶۷
مرداد	Chl-a	۷/۸۵	۱۴/۴۳۲	۸۱/۵۰۹	۲۵/۷	۴۸/۷۴	۳/۵۴	۱۶/۶۷۹
	Chl-b	۱/۱۷۹	۴/۶۲۶	۰/۱۳۹	۰/۸۷۶	۷۰/۷۹۲	۰/۴۱۲	۳/۱۰۱
	Chl-c	۱/۸۴۲	۳/۱۲۶	۶/۷۸۸	۳/۳	۱۶/۱۰۶	۱/۶۹۲	۱۸/۵۲۱
شهریور	Chl-a	۱۲/۶	۲۷/۰۹۱	۶۴۱/۴۴۲	۱۰۷/۰۸	۴/۵۰۵	۳/۸۱۳	۳۶/۰۸۲
	Chl-b	۱/۷۸۷	۲/۷۹۷	۲۰۴/۱۱۸	۳/۵۶۲	۰/۷۸۵	۰/۳۷	۹/۵۷۷
	Chl-c	۲/۶	۷/۸۵۶	۱۷۳/۳۷۲	۵/۳۹۷	۰/۷۲۳	۰/۲۳	۱۶/۴۱۶

واحد رنگدانه‌های Chl-a, b, c، $\mu\text{g/l}$ است.

($p < 0/01$) (جدول ۲ و رابطه ۱). دمای آب از عوامل مهم برای تحریک شکوفه جلبک (Algal bloom) در معادله $\log \text{Chl-a}$ بود ($R^2 = 0/423^{**}$) و همبستگی معنی‌دار با آن داشت ($0/65^{**}$) (رابطه ۱ و جدول ۲). در تالاب گمیشان به دلیل عمق بسیار کم، لایه‌بندی حرارتی وجود نداشت و افزایش دمای سطح آب به غلظت بالایی از فیتوپلانکتون در تابستان منجر شد. بنابراین این فاکتور همراه با عوامل دیگر مانند مواد مغذی مؤثر بر مقدار غلظت Chl-a است که نیاز به مطالعات تکمیلی می‌باشد. DO از مهم‌ترین پارامترهای کیفیت آب برای سلامت فیتوپلانکتون و در معادله $\log \text{Chl-a}$ ($R^2 = 0/679^{**}$) که در سطح $p < 0/05$ با آن معنی‌دار بود (رابطه ۱ و جدول ۲). برخی مکانیسم‌هایی که در تالاب‌ها اتفاق می‌افتد به طور مستقیم به تابش خورشیدی و غلظت DO مربوط می‌شود (Von Sperling, 2007) این موضوع را می‌توان توسط نرخ فتوسنتز بالاتر همراه با شدت نور بیشتر در آب‌های فوقانی توضیح داد (Wheeler et al., 2003). با این حال، DO ارتباط رگرسیونی بیش‌تر نسبت به دمای آب نشان داد (رابطه ۱) زیرا در طول شکوفه فیتوپلانکتون جلبک به سرعت در حال تولید اکسیژن توسط فرایند فتوسنتز و سریع‌تر از آن است که توسط همه موجودات دیگر مصرف شود، در نتیجه نرخ فتوسنتز در طول روز بیش‌تر از نرخ تنفس و میزان DO آب بیش‌تر از غلظت اشباع می‌شود (Grove, 2001).

با توجه به جدول ۱، نسبت رنگدانه Chl-b / Chl-a در مردادماه و S₅ بالا بود (جدول ۱) که رده ریزجلبک‌های کلروفیتا را غالب کرد. اشاره شده که بسیاری از بلوم‌های جلبکی به عنوان آزاردهنده در نظر گرفته می‌شوند مانند جلبک سبز یا کلروفیتا که به صورت توده‌های درهم‌فشرده و با ضخامت هستند (Mc Glathery, 2001). همچنین غلظت‌های بالای رنگدانه Chl-a در ماه‌های تیر و مرداد (جدول ۱) نسبت به S₆، به دلیل پساب‌های خروجی (S₅) در مجاورت تالاب است که آن را تحت تأثیر قرار می‌دهد (جدول ۱). (Phillips et al., 1993) معتقدند که توسعه کنترل‌نشده صنایع پرورش میگو سبب ایجاد اثرات مخرب بر اکوسیستم‌های ساحلی می‌شود. همچنین در شهریورماه آبیگری از S₆ جهت تعویض آب مزارع پرورش میگو، موجب کاهش زمان ماند آب و شدت بهره‌وری Chl-a در S₅ شد (جدول ۱). با توجه به نسبت رنگدانه‌های فتوسنتزی (a, b, c) در جدول ۱، نتیجه می‌گیریم که اغلب با افزایش غلظت Chl-a، افزایش دست‌کم Chl-b, c را هم می‌توان مشاهده کرد. (Arar (1997a) اظهار داشت اگر غلظت Chl-a ۴ تا ۱۰ برابر بیش‌تر از Chl-b, c باشد، غلظت Chl-b, c دست‌کم بین ۱۳٪ تا ۳۸٪ در نوسان است. نتایج حاصل از همبستگی پیرسون و معادله خطی رگرسیون مشخص کرد که در بین پارامترهای هیدرولوژیک، مهم‌ترین عوامل محیطی برای غلظت و فراوانی فیتوپلانکتون دمای آب، DO و شوری آب بودند

جدول ۲: ضرایب همبستگی پیرسون بین فاکتورهای مطالعاتی در تابستان

	ماه	ایستگاه	شوری	pH	دمای آب	DO	عمق آب	log Chl-a
شوری	۰/۱۰۳	۰/۵۶۳**						
pH	۰/۰۹۲	۰/۱۷۰	۰/۰۵۴					
دمای آب	-۰/۱۴۵	-۰/۱۶۴	۰/۵۱۸**	-۰/۱۳۸				
DO	۰/۳۲۵	-۰/۲۸۵	-۰/۱۲۱	-۰/۱۰۹	-۰/۰۷۸			
عمق آب	-۰/۰۶۶	-۰/۷۹۲**	-۰/۶۵۲**	۰/۰۲۸	-۰/۱۹۷	۰/۰۵۸		
log Chl-a	۰/۳۰۸	-۰/۱۲۷	۰/۵۵۳**	-۰/۲۶۵	۰/۶۵۱**	۰/۴۵۴*	-۰/۳۰۲	
کدورت	۰/۰۳۸	-۰/۷۸۶**	-۰/۶۰۸**	-۰/۱۸۵	۰/۰۷۳	۰/۲۱۳	۰/۶۰۳**	۰/۲۱

* و ** اختلاف معنی داری به ترتیب ۰/۰۵ و ۰/۰۱ است

رنگدانه و تراکم زیست توده را پیدا کردند. به عبارتی افزایش پایداری آب به نفع گونه‌های فیتوپلانکتون شناور مانند تشکیل شکوفه سیانوباکتری‌ها است (Winder & Hunter, 2008). اثرات ورودی‌ها و بارگذاری آن‌ها در مناطق نیمه‌بسته مانند تالاب گمیشان که در آن بهره‌وری نسبت به بقیه مناطق جغرافیایی بالاتر است، به باد و شرایط آب و هوا هم وابسته است (Le Borgne *et al.*, 2010). در نتیجه تفسیر غلظت کلروفیل مشاهده شده، به ورودی‌ها و یا ترکیب رسوب در مقیاس‌های محلی محدود نمی‌شد، بلکه به مدت‌زمان و گسترش جغرافیایی رویدادهای اقلیمی هم بستگی داشت. براساس نتایج این مطالعه، فاکتور pH همبستگی معنی‌دار با پارامترهای هیدرولوژیک نداشت (جدول ۲)، زیرا افزایش قابل توجه در تغییرات pH در ماه‌های تابستان و ایستگاه‌ها نبود. با این حال، ارتباط غیرمستقیم آن با log Chl-a نشان‌دهنده تأثیر شرایط قلیائی ضعیف بر غلظت فیتوپلانکتون، نسبت به pH های بالا است (جدول ۲). فاکتور ایستگاه هم با log Chl-a معنی‌دار نبود (جدول ۲) زیرا هر چه از جنوب تالاب به سمت شمال آن می‌رویم (شکل ۱) غلظت رنگدانه کاهش نداشته و ایستگاه‌های میانی بیش‌ترین غلظت تولید Chl-a را داشتند (جدول ۱) اما به نظر می‌رسید با پارامترهای شوری، عمق آب و کدورت معنی‌دارتر بود (جدول ۲) از آنجاکه S₂ کم‌ترین میانگین شوری و بیش‌ترین میانگین عمق و کدورت، و خلاف آن در S₇ ۱۷۵

$$\text{log Chl-a} = (\text{DO}) \cdot (-۳/۴۶ + ۰/۱۲) + (\text{شوری آب}) \cdot ۰/۰۱۱ \quad (\text{رابطه ۱})$$

از پارامترهای مهم دیگر در معادله پیش بینی log Chl-a شوری آب بود ($R^2 = ۰/۷۷۱$ **) که همبستگی معنی‌دار با آن داشت ($۰/۵۵$ **) (رابطه ۱ و جدول ۲). در واقع تثبیت نیتروژن توسط سیانوباکتری‌ها در دریاچه‌های بسیار شور گزارش شده است (Sorokin & Dallochio, 2008)، زیرا جلبک و سیانو باکتری‌ها قادر به رشد در آب‌هایی با ارزش مواد مغذی کم و یا زیاد، حتی در اکوسیستم‌هایی با شوری بالا هستند (Collins *et al.*, 2014). فرهادیان و دوستان (۱۳۹۳) هم اظهارداشتند شوری با فراوانی فیتوپلانکتون به ویژه دیاتومه‌ها در مصب رودخانه حله در خلیج فارس همبستگی مثبت ($۰/۵۱$ **) داشت. شوری آب در تالاب گمیشان متأثر از پارامترهای دمای آب و عمق آب بود و با آن‌ها همبستگی معنی‌دار داشت ($p < ۰/۰۱$) (جدول ۲). در سال‌های اخیر فعالیت‌های انسانی و کشاورزی در مناطق مجاور تالاب و حوضه آبریز دریای خزر، شرایط گرم و خشک و کاهش بارش تحت تأثیر گرم شدن کره زمین، منجر به کم‌عمق شدن تالاب و بالا رفتن میزان شوری در آن بوده است. کم‌عمق شدن آب به نوبه خود، شرایط ایجاد سکون آب و افزایش بهره‌وری را فراهم کرده و به علت سرعت پایین جابجایی آب فیتوپلانکتون‌ها فرصت کافی جهت مصرف مواد مغذی، افزایش غلظت

ساحلی کم عمق باشد. پس تمرکز بر روی مدیریت دهانه رودخانه ها و آب های ساحلی، مدیریت رواناب ها و روش های منطقی آبی پروری در مجاورت تالاب های طبیعی، بیش تر از هر زمان مورد نیاز است.

منابع

خیرآبادی، و.، میردار، ج. و قرائی، ا.، ۱۳۹۳. مطالعه تغییرات فصلی جامعه فیتوپلانکتونی در تالاب بین المللی گمیشان. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه زابل، سال ۱۳۹۳.

علمی، ی.، کر، د. و پقه، م.، ۱۳۷۱. بررسی لیمنولوژیک آبگیر گمیشان، صفحات ۶، ۱۹، ۳۱. فرهادیان، ا.، صداقت، ر.، پولادی، م. و شرفی، ر.، ۱۳۹۳. پراکنش و فراوانی فیتوپلانکتون در مصب رودخانه حله (خلیج فارس، ایران). بوم شناسی کاربردی. سال سوم. شماره نهم. صفحات ۱۵-۲۷.

Arar, E.J., 1997a. In Vitro Determination of Chlorophylls a, b, c₁ + c₂ and Pheopigments in Marine And Freshwater Algae by Visible Spectrophotometry. Revision 1.2, EPA: metod 446.0. 446.01-446.026.

Bayley, S.E. and Prather, C.M., 2003. Do Wetland lakes exhibit alternative stable states? Submerged aquatic vegetation and chlorophyll in western boreal shallow lakes. *Limnol Oceanogr.* 48(6): 2335-2345.

Boyer, J.N., Kelble, C.R., Ortner, P.B. and Rudnick, D.T., 2009. Phytoplankton Bloom Status: Chlorophyll a Biomass as an Indicator of Water Quality Condition in the Southern Estuaries of Florida, USA. *J. Eco. Ind.* 9 s, s 5 6- s 6 7.

Canziani, G., Ferrati, R., Marinelli, C. and Dukatz, F., 2008. Artificial Neural Networks and Remote Sensing in the

ثبت شد. به هر روی، فاکتور ایستگاه قابل استناد بر معنی داری پارامترها نبوده است چراکه پارامترهای هیدرولوژیک در هر ایستگاه نقش مهم تر و تأثیرگذارتری دارند. برطبق نتایج شاخص تغذیه گرایی در تالاب گمیشان، TSI در تیرماه ۶۰/۱۱ ثبت شد و سطح یوتروفیک (خفیف) را نشان داد (Carlson, 1977). در ماه مرداد TSI، ۶۴/۵۲ و سطح تغذیه گرایی یوتروفیک بود (Carlson, 1977) مانند فلور جلبکی دریاچه های *Nadimi* و *Banjara* در هند که هر دو یوتروفیک و تحت تسلط سیانوباکتری ها و باسیلاریوفیتا بودند (Johnson, 2006). در شهریورماه TSI به دست آمده ۷۸/۸۴ و سطح تغذیه گرایی هایپرتروفیک (خفیف) (Hypereutrophic) بود (Carlson, 1977). دریاچه های کم عمق Pampean در آرژانتین که عمدتاً یوتروفیک و هایپرتروفیک هستند مثالی از آن است که ارزش Chl-a آن ها بین ۴۵ $\mu\text{g/l}$ تا ۱۴۰۰ تخمین زده شده است (Canziani et al., 2008). ادامه روند یوتروفه شدن تالاب گمیشان در طولانی مدت، می تواند تنوع زیستی در آن را کاهش دهد زیرا افزایش غلظت فیتوپلانکتون منجر به کاهش جوامع گیاهان آبی و علفی و تغییر آن ها به سوی کشت خالص (monoculture) می شود (Bayley & Prather, 2003). به علاوه، موجب کشته شدن ماهیان بر سطح آب، اثرات مخرب در کیفیت آب، رنگ، بو و نهایتاً کاهش بازده طبیعی تولید شیلات را در پی خواهد داشت. پس حفاظت از این اکوسیستم ساحلی که به عنوان بافر بین زمین و دریاست، به ثبات چرخه زیستی در آن کمک شایانی خواهد کرد. شرایط گرمایش جهانی به نحوی تحت تأثیر فعالیت های انسانی است که اثرات آن بر آب های ساحلی محسوس تر است. اکوسیستم های آب شور مانند تالاب گمیشان به علت تبادل کم آب، بیش تر در معرض شکوفایی جلبکی گاه و بیگاه در سواحل هستند. اگرچه مواد مغذی برای گسترش جلبک ها و بلوم های سیانوباکتریال لازم هستند، اما عوامل دیگری مانند میزان عمق آب، نفوذپذیری نور، شوری و درجه حرارت آب ترکیب شکوفایی را تحت تأثیر قرار داده اند. شکوفایی ریزجلبک های دیاتومه و سیانوباکتری ها می تواند نشانه ای از شاخص آلودگی و ناپایداری فیزیکی در این محیط های

- Développement” of Nouméa, Plentzia (Bizkaia). MO2006-00744.
- Grove, K., 2001.** PART VIII: Chlorophyll and Dissolved Oxygen: A Measure of Life's Vitality. <http://geosci.sfsu.edu/courses/geol103/labs/estuaries/partVIII.html> .
- Humphrey, G.F., 1979.** Photosynthetic characteristics of algae grown under constant illumination and light-dark regimes. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 40: 63-70.
- Hynninen, P.H., 1991.** Section 1: Section 1, Chemistry of Chlorophylls: Structure and occurrence of chlorophylls. In: Scheer, H. (ed.). CRC Press, Boca Raton, FL. pp: 145-209.
- Jafari, N., 2009.** Ecological Integrity of Wetland, Their Functions and Sustainable Use. *Journal of Ecology and Natural Environment.* 1(3): 045-054.
- Jeffrey, S.W. and Humphrey ,G.F., 1975.** New Spectrophotometric Equations for Dtermining Chlorophylls *a*, *b*, *c*₁ And *c*₂ in Higher Plants, Algae and Natural Phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanz.* 167: 194-204.
- Jeppesen, E., Kronvang, B., Meerhoff, M., Sondergaard, M., Hansen, K.M., Andersen, H.E., Lauridsen, T.L., Liboriussen, L., Beklioglu, M., Ozen, A. and Olesen, J.E., 2009.** Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations, *J. Environ. Qual.* 38(5): 1930–1941.
- Analysis of the Highly Variable Pampean Shallow Lakes, Argentina. *Math Biosci Eng.* 5(4): 691–711.
- Carlson, R.E., 1977.** A Trophic State Index for Lakes. *Limnology and Oceanography*, 22: 361-369.
- Das, S., 2014.** Microbial Biodegradation and Bioremediation, 1st, In: Collins, L., Alvarez, D., Chauhan, A. (Eds.), 15.1 Phycoremediation Coupled with Generation of Value-Added Products. Imprint, Elsevier. pp: 341-387.
- George, G., Hurley, M. and Hewitt, D., 2007.** The impact of climate change on the physical characteristics of the larger lakes in the English Lake District. *Freshwater Biol.* 52: 1647–1666.
- Ghorbani, R., Balali, S., Hoseini, S.A., Kordi, H. and Amooee Khozani, E., 2013.** Relationships Between Nutrients and Chlorophyll *a* Concentration in the International Alma Gol Wetland, Iran. *J. Aquac Res Development.* 4: 3. <http://dx.doi.org/10.4172/2155-9546.1000173>.
- Gibson, G., Carlson, R., Simpson, J., Smeltzer, E., Gerritson, J., Chapra, S., Heiskary, S., Jones, J. and Kennedy, R., 2000.** Nutrient Criteria Technical Guidance Manual: Lakes and Reservoirs. EPA-822-B00-001. April.
- Gonzalez, A., 2011.** Spatial and temporal variability of phytoplankton biomass related to environmental conditions in the South West lagoon of New Caledonia (2008 – 2011). Master Thesis Projec. Institut de Recherche pour le

- Montoya, H., 2009.** Algal and cyanobacterial saline biofilms of the Grande Coastal Lagoon, Lima, Peru, Natural Resources and Environmental Issues: Vol. 15, Article 23. <http://digitalcommons.usu.edu/nrei/vol15/iss1/23>.
- Nezlin, P., 2005.** Patterns of seasonal and interannual variability of remotely sensed chlorophyll. In: Kostianov, A.G. and Kosarev, A.N. (ed.), The Caspian Sea environment (Handbook of environmental chemistry). Springer. pp: 143-157.
- Phillips, M.J., Kwei-Lin, C. and Beveridge, M.C.M., 1993.** Shrimp culture and the environment lessons from the world's most rapidly expanding warmwater aquaculture sector. In: R.S.V. Pullin., H. Rosenthal and J.L. Maclean (Editors), Environment and Aquaculture in Developing Countries. ICLARM Conference Proceedings. 31: 171-197.
- Rasmussen, P.P., Gray, J.R., Glysson, G.D. and Ziegler, A.C., 2009.** Guidelines and procedures for computing time-series suspended-sediment concentrations and loads from in-stream turbidity-sensor and streamflow data: U.S. Geological Survey Techniques and Methods book 3, chap. C4, 53 p. <http://pubs.usgs.gov/tm/tm3c4/>.
- Putland, J.N. and Iverson, R.L., 2007.** Phytoplankton biomass in a subtropical estuary: distribution, size composition, and carbon: chlorophyll ratios. Estuaries and Coasts. 30(5): 878-885.
- Johnson, M.E.C., 2006.** Algal flora of Banjara and Nadimi lakes. J. Ind. Bot. Soc. 85: 103-106.
- Kahru, M., 1997.** Chapter 3, Using satellites to monitor large-scale environmental change: a case study of *cyanobacteria* blooms in the *Baltic Sea*. (In I. M Kahru, & C. Brown (Eds.), Monitoring Algal Blooms: New Techniques for Detecting Large-scale Environmental Change. Springer Berlin, pp: 43-61.
- Kallfa, A.K., Babani, F. and Kraja, A.Y., 2014.** Evaluation of the trophic level of Kune and Vain lagoons in Albania, using phytoplankton as a bioindicator. Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems. 2(1): 61-67.
- Khalid, A., Donna, W. and Joseph, O., 2013.** Application of empirical and semi-analytical algorithms to MERIS data for estimating chlorophyll a in Case 2 waters of Lake Erie. Environ Earth Sci. Springer. Doi: 10.1007/s12665-013-2814-0.
- Le Borgne, R., Douillet, P., Fichez, R. and Torr ton, J.P., 2010.** Hydrography and Plankton Temporal Variabilities at Different Time Scales in the Southwest Lagoon of New Caledonia: A Review. Marine Pollution Bulletin, 61(7-12): 297-308.
- Mc Glathery, K.J., 2001.** Macroalgal Blooms Contribute to the Decline of Seagrass in Nutrient-Enriched Coastal Waters. J. Phycol. 37: 453-456.

- Weyhenmeyer, G.A., Adrian, R., Gaedke, U., Livingstone, D.M. and Maberly, S.C., 2002.** Response of phytoplankton in European lakes to a change in the North Atlantic Oscillation. *Verh. Intern. Verein. Limnol.*, 28: 1436–1439.
- Wheeler, P.A., Huyer, A. and Fleischbein, J., 2003.** Cold halocline, increased nutrients and higher productivity off Oregon in 2002, *Geophys. Res. Lett.*, 30(15): 8021.
- Winder, M. and Hunter, D. A., 2008.** Temporal organization of phytoplankton communities linked to physical forcing. *Oecologia*, 156: 179–192.
- Robarts, R.D. and Zohary, T., 1987.** Temperature effects on photosynthetic capacity, respiration, and growth rates of bloom-forming cyanobacteria. *N.Z. J. Mar. Freshwat. Res.* 21: 391-399.
- Saha, S.B., Bhattacharya, S.B. and Choudhury, A., 2000.** Diversity of phytoplankton of sewage pollution brackish water tidal ecosystems. *Environ. Biol.* 21: 9-14.
- Sorokin, Y. and Dallocchio, E., 2008.** Dynamics of phosphorus in the Venice lagoon during a picocyanobacteria bloom. *J Plankton Res*, 30: 1019–1026.
- Smith, K., Webster, L., Bresnan, E., Fraser, S., Hay, S. and Moffat, C., 2007.** A Review of analytical methodology used to determine phytoplankton pigments in the marine environment and the development of an analytical method to determine uncorrected chlorophyll *a*, corrected chlorophyll *a* and phaeophytin *a* in marine phytoplankton, Fisheries research services internal report. 03-07. 375 Victoria Road, Aberdeen, AB11 9DB.
- Von Sperling, M., 2007.** Waste stabilisation ponds. London: IWA Publishing.
- Wang, X., Wang, Y., Liu, L., Shu, J., Zhu, Y. and Zhou, J., 2013.** Phytoplankton and Eutrophication Degree Assessment of Baiyangdian Lake Wetland, China. *The Scientific World Journal*, Article ID 436965, 8P. <https://www.hindawi.com/journals/tswj/2013/436965/>.

Measurement the extract content of chlorophyll pigment (a,b,c) and correlations hydrologic parameters in summer (Case Study: Gomishan International Wetland)

Omrani S.^{1*}

* omsepideh@yahoo.com

1- Department of Natural Resources Engineering, Islamic Azad University, Tonekabon Branch, Iran

Abstract

Concentration of chlorophyll-a is an adequate parameter for assessing the trophic state in the summer. So, check the photosynthetic content of pigments as a bioindicator of chlorophyll-a,b,c were studied in six stations of Gomishan international wetland and a sea station. Furthermore were investigated the qualitative evaluation of trophic state of the wetland and its dynamics. Phytoplankton samples after the filtration were extracted in 90% acetone, and were obtained the absorption of pigments in Spectrophotometer. In addition to chlorophyll, were measured the water temperature, dissolved oxygen, pH, salinity, turbidity and depth. Based on results, the increasing concentrations of chlorophyll-a in September showed the trophic level was hypertrophic and occurred the cyanobacterial bloom. The statistical results showed log Chl-a a positive significant correlation with water temperature, dissolved oxygen and salinity ($p < 0.01$). Also in the Gorganrud estuarine (S2) was measured the diatom bloom as pollution indicator in July. The Gomishan coastal wetland on one hand affected by the human activities in adjacent areas and the other hand under is the influence of global warming on a large scale and in its catchment area, that causing the intensity of evaporation, salinity and become its shallow. Accordingly, improving circulation of wetland water and connection with the sea, improving future guidelines on the estuarine management, reduce and control of urban wastewater and aquaculture wastewater filtration is suggested.

Keywords: Biological indicators, Chlorophyll-a, b,c, Gomishan international wetland, Hydrologic parameters, TSI index

*Corresponding author