مجله بوم شناسی آبزیان

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

ارزیابی بوم‌شناختی مخزن سد بوستان با استفاده از شاخص‌های پالمر و کارلسون

منیژه قازلی‌کر[۱]، محمد قلی‌زاده[۱*]، حسین آدینه[۱]، محمد هرسیج[۱]، عبدالعظیم فاضل[۲]

۱.گروه شیلات، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه گنبد کاووس، گنبد کاووس، ایران

۲. مرکز تحقیقات ذخایر آبزیان آب‌های داخلی گرگان، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، مرکز تحقیقات آموزش و ترویج کشاورزی کشور، گرگان، ایران

نوع مقاله

پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۰۶/۲۵

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۰۴/۰۵

تاریخ چاپ الکترونیک: ۱۴۰۱/۱۲/۲۱

***نویسنده مسئول:**

Gholizade_mohammad@yahoo.com

چکیده

در این مطالعه به بررسی وضعیت تغذیه‌گرایی مخزن سد بوستان با استفاده از شاخص‌های پالمر و کارلسون پرداخته شد. پارامترهای زیستی از جمله فیتوپلانکتون‌ها و عوامل محیطی مانند فسفات، نیترات و کلروفیل a به صورت فصلی در سال ۱۳۹۹ با سه تکرار و در عمق ۰/۵ متری آب در ۵ ایستگاه از سطح مخزن نمونه‌برداری شد، سپس شاخص‌های پالمر و کارلسون محاسبه شد. شاخص پالمر در سد بوستان برای ۴ فصل بهار، تابستان، پاییز و زمستان به ترتیب ۲۴، ۳۱، ۲۷/۶ و ۲۸/۸ تخمین زده شد که بر اساس دسته‌بندی شاخص پالمر، در هر ۴ فصل، آب سد بوستان در دسته آب‌های دارای آلودگی آلی بسیار زیاد قرار می‌گیرد. بیش‌ترین میزان شاخص پالمر در فصل تابستان (۳۱) و کم‌ترین میزان این شاخص در فصل بهار (۲۴) به دست آمد. بیش‌ترین وضعیت تغذیه‌گرایی شاخص کارلسون مربوط به فصل تابستان (۶۰/۴۶ یوتروفی) و کم‌ترین میزان آن مربوط به فصل زمستان (۵۲/۴۴ یوتروفی) می‌باشد که نشان دهنده آن است که مخزن در فصل زمستان به سمت شرایط نیمه مغذی حرکت کرده است. هم‌چنین در ایستگاه شماره ۳ (۵۴/۲۳) بالاترین حالت تغذیه گرایی مشاهده گردید. با توجه به بررسی شاخص‌های پالمر و کارلسون و نسبت فسفات به ازت کل عامل اصلی تغذیه‌گرایی در مخزن سد بوستان ترکیبات فسفری بوده است که از منابع بیرونی سد وارد مخزن شده و در نهایت آن کاهش کیفیت آب گردد.

کلید واژه‌ها: تغذیه گرایی، سد بوستان، شاخص غنی شدگی کارلسون، کیفیت آب

مقدمه

آلودگی آلی محیط‌های آبی یکی از مهم‌ترین موضوعات کیفیت آب و یک مشکل مهم زیست‌محیطی است. تقریباً تمام محیط‌های آبی به‌طور گسترده تحت تأثیر شهرنشینی و فعالیت‌های انسانی از جمله کشاورزی قرار گرفته‌اند (Gholizadeh and Alinejad, 2018; Foomani *et al*., 2020). کیفیت آب‌های سطحی توسط فرایندهای طبیعی و ورودی‌های انسانی تعیین

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-24]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.3.4.8]

می‌شود. فاضلاب‌های انسانی و زه‌آب‌های کشاورزی یک منبع آلاینده ثابت و رواناب‌های سطحی یک پدیده فصلی است که تا حد زیادی تحت تأثیر آب و هوا در حوضه است (Gholizadeh and Heydari, 2020; Gholizadeh, 2021).

احداث سد و ذخیره کردن آب‌های سطحی می‌تواند به سبب مجموعه عواملی مانند تبخیر، ساکن بودن آب، رسوب‌گذاری و غنی شدن آب دریاچه از عناصر غذایی، موجبات تغییر در خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی آب مخزن را فراهم آورد (Naseri and Kermani, 2002). یکی از پدیده‌های نامطلوبی که در آب‌های سطحی به خصوص مخازن سد به دلیل رشد بیش از حد جلبک‌ها رخ می‌دهد، پدیده تغذیه‌گرایی می‌باشد. معمولاً تخلیه مواد مغذی مانند نیتروژن و فسفر در اثر ورود فاضلاب-های شهری، صنعتی و زه‌آب کشاورزی به محیط‌های آبی منجر به ایجاد چنین مشکلی می‌شود (Fernández *et al.*, 2009).

منابع نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای هر دو مسئول تخریب کیفیت آب‌های ساکن هستند و تلاش برای مدیریت آلاینده‌های آلی امر بسیار مهمی است (Gholizadeh and Patimar, 2018). جلبک‌ها برای تعیین کیفیت آب و ارزیابی میزان آلودگی یا به عنوان شاخص آلودگی آب در منابع آبی مختلف استفاده می‌شوند (Dwivedi *et al*., 2002; Gunale and Balakrishnan, 1981). مطالعه جلبک‌ها به‌دلیل طول عمر کوتاه، واکنش سریع به آلاینده‌ها و تعیین آسان تعداد آن‌ها، جزء سریع‌ترین روش‌های زیست‌شناختی در بررسی تغییر کیفیت آب به‌شمار می‌رود (Barbour *et al*., 1999). اولین تلاش برای شناسایی و تهیه فهرستی از جنس‌ها و گونه‌های جلبکی مقاوم به آلودگی توسط پالمر (Palmer, 1969) انجام شده است. شاخص جلبکی پالمر یک روش سریع، قابل اعتماد و نسبتاً ارزان برای ثبت آلودگی آب در نظر گرفته می‌شود (Noel and Rajan, 2015). این شاخص برای آلودگی غیر آلی و میزان یوتریفیکاسیون نیز مورد استفاده قرار می‌گیرد. یکی از اثرات مضر پدیده یوتریفیکاسیون، رشد بیش از حد سیانوباکترها (آنابنا، نوستوک، میکروسیستیس) می‌باشد که منجر به تولید سموم در آب می‌گردند (Carpenter *et al.*, 1998).

هر محیط آبی ساکن در طول زمان به سمت پرغذایی شدن حرکت می‌کند. این روند معمولاً در مخازن سریع‌تر از دریاچه‌های طبیعی رخ می‌دهد (Wetzel, 1983). ورود بار اضافی مواد مغذی به خصوص فسفر منجر به رشد افزایشی موجودات تولید کننده اتوتروف و جلبک‌ها می‌شود که به تبع آن موجب افزایش کدورت، تولید مواد سمی، افزایش غلظت اکسیژن در نیمه‌های روز و کاهش شدید غلظت آن در طول شب می‌شود که خود باعث ایجاد نواحی بی‌هوازی در مناطق عمیق‌تر مخزن خواهد شد (Chapman, 1996).

از دیدگاه مطالعات بوم‌شناختی، شناسایی وضعیت تغذیه‌گرایی مخزن سد، دارای اهمیت ویژه است. برای این منظور براساس میانگین غلظت‌های اندازه‌گیری شده فسفر و در درجات بعدی، غلظت کلروفیل a ،اکسیژن محلول و عمق قابل مشاهده سشی دیسک در آب مخزن در هنگام لایه‌بندی و اختلاط آب، طبقه بندی وضعیت تغذیه‌گرایی مخزن باید انجام شود (Meybeck *et al.*, 1989, Maleki *et al.*, 2020). استفاده از روابط تجربی در خصوص وضعیت تغذیه‌گرایی مخازن می‌تواند نتایج منطقی ارائه دهد. در اکثر چنین روابطی فسفر به عنوان ماده غذایی محدود کننده تولیدات زیست توده در آب در نظر گرفته می‌شود. جهت تعیین شرایط و حالت تغذیه‌گرایی می‌توان از چهار عامل اصلی فسفر کل، غلظت کلروفیل a، عمق سشی دیسک و اکسیژن خواهی زیر لایه استفاده کرد (Chapra, 1997). با توجه به توضیحات ارائه شده یکی از شاخص‌های پرکاربرد در زمینه‌ی تعیین شرایط تغذیه‌گرایی دریاچه‌ها و مخازن، شاخص غنی شدگی کارلسون (TSI (Index State Trophic می‌باشد که پارامترهای فسفر کل، غلظت کلروفیل a ،عمق سشی دیسک را با استفاده از روابط موجود اندازه‌گیری می‌نماید.

به منظور تعیین شرایط تغذیه‌گرایی در مخازن سد مطالعات زیادی بر اساس شاخص غنی شدگی کارلسون و پالمر انجام گرفته است. در مطالعه‌ای که توسط Shamlou و همکاران (۲۰۰۴) صورت گرفت مشخص شد که پدیده لایه‌بندی حرارتی در

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-24]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.3.4.8]

مخازن می‌تواند بر روی میزان وقوع شاخص‌های تغذیه‌گرایی دریاچه‌ها تاثیر داشته باشد، در این تحقیقات با اندازه‌گیری مستقیم نیتروژن و فسفر در طی توالی‌های نمونه‌برداری وضعیت تغذیه‌گرایی دریاچه‌ها مشخص گردید.

در مطالعه دیگری که در دریاچه طبیعی زریبار کردستان صورت گرفت وضعیت تغذیه‌گرایی دریاچه با استفاده از شاخص غنی شدگی کارلسون و با بهره‌گیری از سامانه GIS در طول یک دوره نمونه‌برداری ۸ ماهه در ۷ ایستگاه اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد از سطح ۲۲۰۰ هکتاری دریاچه بیش از ۵۰ درصد آن در وضعیت هایپرتروفیک قرار دارد (Ebrahimpour *et al.*, 2012).

مطالعه‌ای که توسط weysi و همکاران(۲۰۱۴) انجام گرفته است نشان داد که پدیده لایه‌بندی حرارتی در مخازن می‌تواند بر روی میزان شاخص‌های تغذیه‌گرایی دریاچه سد اکباتان تاثیر داشته باشد، در این مطالعه با اندازه‌گیری مستقیم نیتروژن و فسفر در طی توالی‌های نمونه‌برداری وضعیت تغذیه‌گرایی دریاچه مشخص گردید.

مخازن سدهایی که در وضعیت تغذیه‌گرایی شدید یا هایپرتروفیک قرار دارند همانند سد مخزنی بوستان، استان گلستان مشکلات عمده زیست محیطی به وجود می‌آید و کیفیت آب استحصال شده از مخزن به شدت پایین می‌آید. لذا با توجه به اهمیت دریاچه سد مخزنی بوستان در مطالعه حاضر به تعیین علل بروز پدیده تغذیه‌گرایی و روابط بین آن و کیفیت آب در سد مذکور پرداخته شد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

سد بوستان (′۵۵ و°۲۴ طول شرقی و ′۳۷ و°۲۵ عرض شمالی) در ۳۵ کیلومتری شمال شرقی شهر گنبد کاووس و ۵ کیلومتری شمال غربی شهرستان کلاله و برروی رودخانه گرگانرود احداث شده است که از نوع سدهای خاکی همگن است و مخزن سد حدود ۵۰ میلیون متر مکعب ظرفیت ذخیره دارد (شکل ۱). سد بوستان در سال ۱۳۸۳ احداث شده است. هدف از احداث این سد مصارف آب برای کشاورزی، صنعت، محیط زیست و کنترل سیلاب گرگانرود بوده است. حجم کل مخزن سد بوستان ۵۱ میلیون مترمکعب است، که در وضعیت حداکثر سطح دریاچه ۴۴۰ هکتار است. سطح کل اراضی کشاورزی بهره-بردار از آب سد ۳۶۰۰ هکتار و به لحاظ کاربری نوع سد مخزنی بوده که آب قابل تنظیم سالانه آن ۴۱ میلیون متر مکعب می-باشد. در شکل ۱ ایستگاه‌های نمونه‌برداری قابل مشاهده است. ایستگاه‌ها براساس عمق و جریان آب مخزن انتخاب شدند.

تعداد و موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری

سد بوستان، استان گلستان دارای ورودی اصلی از ایستگاه تمر می‌باشد لذا به منظور شناسایی تاثیرات حوضه بر روی تغذیه‌گرایی مخزن در محل ورودی و خروجی مخزن (آبگیر سد) به عنوان ایستگاه‌های پایش در نظر گرفته شدند و سایر ایستگاه‌ها با توجه به وجود روستا و فعالیت کشاورزی منطقه تعیین شدند. سپس با استفاده از GPS مدل(Garmin) مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه برداری مشخص گردید (جدول ۱).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-24]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.3.4.8]



شکل ۱. نقشه ماهواره ای سد بوستان، استان گلستان و موقعیت ایستگاه های نمونه برداری

جدول ۱. مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه برداری دریاچه سد بوستان

ایستگاه	مشخصات	عرض جغرافیایی	طول جغرافیایی
ایستگاه شماره ۱	خروجی سد	۵۵°۲۴´۵۸"	۳۶°۲۵´۳۳"
ایستگاه شماره ۲	در محدوده خروجی سد	۵۵°۲۵´۲۸"	۳۷°۲۵´۴۷"
ایستگاه شماره ۳	حاشیه غربی	۵۵°۲۵´۱۴"	۳۷°۲۶´۳۳"
ایستگاه شماره ۴	حاشیه شرقی	۵۵°۲۵´۵۴"	۳۷°۲۶´۲۸"
ایستگاه شماره ۵	ورودی سد	۵۵°۲۶´۲۶"	۳۷°۲۶´۵۰"

به منظور اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب، نمونه‌برداری در ۵ ایستگاه با ۳ تکرار از هر ایستگاه به صورت فصلی به مدت یک سال از اوایل فروردین تا اواخر اسفند ۱۳۹۹ با استفاده از روتنر از لایه نورگیر انجام شد. بعضی از فاکتورهای فیزیکوشیمیایی از جمله pH، دما، هدایت الکتریکی ، قلیائیت کل و شفافیت در محل بوسیله دستگاه مولتی پارامتر پرتابل مدل HACH نمونه‌برداری گردید. اندازه‌گیری نیترات، نیتریت، آمونیاک، فسفات، سختی و نیترات با استفاده از دستگاه فتومتر پالین تست و کیت‌های اختصاصی آن شرکت با پیروی از دستورالعمل (Boyd and Tuker, 1998) انجام شد.

به منظور اندازه‌گیری کلروفیل a درهر ایستگاه، نمونه باز لایه نورگیر با استفاده از دستگاه روتنر انجام شد و نمونه‌ها در جعبه یونولیت حاوی یخ به آزمایشگاه منتقل شدند. نمونه‌ها ابتدا با استفاده ازکاغذ صافی واتمن (به قطر ۴۵ میکرون) فیلترگردید. پس از استخراج عصاره در استون۹۰ درصد، محلول به مدت ۲۴ ساعت در یخچال و در محیط تاریک نگهداری شدند. سپس جهت جداسازی عصاره، محلول به مدت ۵ دقیقه در ۴۰۰۰ دور سانتریفوژ و در نهایت جذب عصاره با دستگاه اسپکتروفتومتر در طول موج‌های۶۳۰، ۶۴۷ و ۶۶۴ نانومتر اندازه‌گیری شد (Sumanta *et al.*, 2014).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-24]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.3.4.8]

نمونه‌برداری از فیتوپلانکتون‌ها با توجه به عمق متوسط پایین دریاچه (در سالهای گذشته ۵ متر و میانگین یک ساله در مطالعه حاضر حدود ۴ متر (Samadi *et al*., 2020)) از لایه سطحی و نورگیر دریاچه پایین تر از ۰/۵ متر (۰/۵ تا ۳ متر) توسط نمونه‌بردار روتنر انجام شد. سه نمونه نیم لیتری از هر ایستگاه به ظرف نمونه منتقل و در نهایت با فرمالین ۴ درصد تثبیت و جهت مطالعه به آزمایشگاه منتقل شد. روش نمونه‌برداری و محاسبه تراکم جمعیتی فیتوپلانکتون دریاچه با استفاده از روش (Boney,1989; Sourina, 1978) و شناسایی نمونه‌ها با استفاده از روش (Horner, 2002; Proshkina-Lavrenko and Makarova, 1968; Tomas, 1997) انجام شد.

تعیین تروفی دریاچه

برای ارزیابی سطح یوتریفیکاسیون در مخزن بوستان از مدل تروفی TSI، مدل تروفیکی نسبت فسفات به ازت کل (Carlson, 1977) و جدول (مدل پالمر) (Li and Mathias, 1994) استفاده شد.

مدل TSIکارلسون با استفاده از رابطه‌های زیر محاسبه شد: رابطه شاخص TSI:

TSI (TP) = 14.42 Ln (TP) + 4.15 (میکروگرم بر لیتر) (معادله ۱)

TSI (TN) =14.43 Ln (TN) +54.45 (معادله ۲)

رابطه TSI برای صفحه سشی بر حسب (متر): TSI (SD) = 60 – 14.41 Ln Secchi Depth (SD) (معادله ۳)

TSI (Chla) = 9.81 Ln Chlorophyll a (Chla) + 30.6 (میکروگرم بر لیتر) (معادله ۴)

رابطه کل TSI : Carlson's TSI = [TSI (TP) + TSI (CA) + TSI (SD)]/3 (معادله ۵)

فرمول‌های مدل‌های تروفیکی فسفات کل (Carlson, 1977) (معادله ۱) و ازت کل (Kratzer *et al*., 2004) (معادله ۱) برای وضعیت تروفیکی مورد استفاده قرار گرفت.

بر اساس جدول‌های (۲ و ۳) شاخص تروفی کارلسون برای تشخیص وضعیت تروفی دریاچه‌ها به شرح زیر می‌باشد.

جدول ۲. شاخص تروفی کارلسون برای تشخیص وضعیت تروفی دریاچه‌ها (Carlson, 1977)

خصوصیات	وضعیت تروفی	Chla(µg/L)	SD (m)	TP (mg/L)	TSI
آب شفاف،اکسیژن در سال تا بستر، خیلی عمیق با آب سرد،	الیگوتروف	۰/۰۹۵	> ۷/۹	< ۰/۰۰۶	< ۳۰
بستر دریاچه های کم عمق ممکن است فاقد اکسیژن باشد		۰/۰۹۵ -۲/۶	۳/۹- ۷/۹	۰/۰۰۶ -۰/۰۱۲	۳۰ - ۴۰
آب غالبا در تابستان تا حدی شفاف و اواخر تابستان احتمالاً سبزتر	مزوتروف	۲/۶- ۷/۳	۲/۳-۰۱/۹	۰/۰۱۲ -۰/۰۲۴	۴۰ - ۵۰
مشکلات گیاهان آبزی و جلبکها، رنگ آب در سال اکثراً سبز	یوتروف	۷/۳- ۲۰	۱ -۲/۰۱	۰/۰۲۴ -۰/۰۴۸	۵۰ - ۶۰

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-24]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.3.4.8]

خصوصیات	وضعیت تروفی	g/L(µChla)	SD (m)	TP (mg/L)	TSI
جلبک‌های سبزآبی غالبند، مشکل کفاب جلبکی و گیاهان آبزی		۲۰- ۵۶	۰/۴۹- ۱	۰/۰۴۸ -۰/۰۹۶	۶۰ - ۷۰
محدودیت حاصلخیزی ناشی از نور، تراکم بالای جلبک و گیاهان آبزی در تابستان	هایپرتروف	۵۶ - ۱۵۵	۰/۰-۲۴/۴۹	۰/۰۹۶ -۰/۱۹۲	۷۰ - ۸۰
کفاب جلبکی و مقدار بسیار اندک گیاهان آبزی		> ۱۵۵	< ۰/۲۴	۰/۱۹۲ -۰/۳۸۴	> ۸۰

جدول ۳. شاخص مورد استفاده برای تعیین سطح تروفی دریاچه بر اساس (Li and Mathias, 1994)

سطح تروفی	تولید اولیه (میلی گرم اکسیژن در متر مربع در روز)	گونه غالب فیتوپلانکتونی	COD	Total N (mg/l)	Total P (mg/l)
الیگو تروف	< ۱	Chr , Ba	< ۱	< ۰/۲۵	< ۰/۰۱
مزوتروف	۱ – ۳	Ba , Py	۷	۰/۲۵ – ۱/۱	۰/۰۱ -۰/۰۳
یوتروف	۳ – ۷	Ba ,Cy	۷ – ۱۵	> ۱/۱	>۰/۰۳
هایپریوتروف	> ۷	Cy , Chl , Eu	> ۱۵		

Chr=کریزوفیتا، Ba= باسیلاریوفیتا، Py=پیروفیتا، Cy=سیانوفیتا، Chl=کلروفیتا و Eu=اوگلنوفیتا می‌باشد.

TSI (PN) شاخص تروفی فسفات به نیترات و P و N فسفات کل و ازت کل (برحسب میکرو گرم در لیتر) و CHL مقدار کلروفیل a بر حسب میکروگرم در لیتر می‌باشد. بر اساس معیار فسفات کل به ازت، مناطق کمتر از ۳۰ اولیگوتروف و بین ۳۰ تا ۵۰ مزوتروف و بالاتر از ۵۰ یوتروف معرفی می‌شوند. آستانه وضعیت‌های مختلف تروفی بر اساس کلروفیل a، فسفات کل و ازت کل و شاخص تروفی فسفات به نیترات برای مقایسه استفاده شد.

در مجموع تعداد ۵ ایستگاه از نظر ورودی، خروجی و کناره‌های شرقی- غربی بررسی شد. از شاخص پالمر برای محاسبه آلودگی آلی آب استفاده شد. نحوه محاسبه این شاخص به این صورت بود که به هر جنس شناسایی شده در نمونه ضریب مخصوص داده شد (جدول ۴) و درنهایت این ضرایب جمع شده و عدد نهایی شاخص به‌دست آمد (Palmer, 1969). مقادیر محاسبه شده با مقادیر مرجع پیشنهادی (Palmer, 1969) مقایسه شد. عدد نهایی بین ۹-۰ نشان‌دهنده عدم آلودگی، بین ۱۴-۱۰ آلودگی متوسط، ۱۹-۱۵ آلودگی زیاد و ۲۰ یا بیشتر نشان‌دهنده آلودگی آلی بسیار زیاد است.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-24]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.3.4.8]

جدول۴. ضرایب آلودگی پالمر برای هر جنس (Palmer, 1969)

جنس	ضریب	جنس	ضریب	جنس	ضریب	جنس	ضریب
Anacystis	۱	Micractinium	۱	Cyclotella	۱	Phacus	۲
Ankistrodesmus	۲	Navicula	۳	Euglena	۵	Phormidium	۱
Chyamydomonas	۴	Nitzschia	۳	Gomphonema	۱	Scenedesmus	۴
Chlorella	۳	Oscillatoria	۵	Lepocincils	۱	Stigoclonium	۲
Closterium	۱	Pandorina	۱	Melosira	۱	Synedra	۲

ابتدا نرمال بودن داده‌ها توسط آزمون شاپیرو ویلک بررسی شد. تجزیه واریانس داده‌ها با استفاده از نرم افزار آماری SPSS و مقایسه میانگین با استفاده از آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح معنی‌داری ۵ درصد انجام شد. در این مطالعه، برای درون‌یابی از روش IDW جهت ترسیم نقشه‌ها در نرم افزار GIS استفاده شد.

نتایج

ازت کل که از مجموع ترکیبات نیتروژنه سد بوستان بدست می‌آید، بیش‌ترین و کم‌ترین میزان آن به ترتیب در فصل تابستان با ۲/۹۱ و در زمستان با ۱/۳۳ میلی‌گرم در لیتر مشاهده شد (جدول ۵) که این اختلاف معنی‌دار بود ($p<۰/۰۵$). همچنین بیش‌ترین مقدار ازت کل در ایستگاه اول (۳/۳۱ میلی‌گرم در لیتر) مشاهده شد. روند تغییرات فسفر کل و ازت کل تقریباً مشابه بود. بیش‌ترین و کم‌ترین میزان فسفر کل به ترتیب مربوط به فصل تابستان با ۰/۴ و زمستان با ۰/۰۲ میلی‌گرم در لیتر بود (جدول ۵) که این اختلاف معنی‌دار بود ($p<۰/۰۵$). بیش‌ترین میزان فسفر کل در ایستگاه ۵ (۰/۴ میلی گرم در لیتر) مشاهده شد. دامنه مقدار آمونیاک در نمونه‌های آب بین ۰/۰۲ و ۰/۱۲ میلی‌گرم در لیتر در فصول مختلف را شامل می‌شود، که بیش‌ترین مقدار مربوط به ایستگاه ۱ (۰/۶۷ میلی‌گرم در لیتر) است (جدول ۵). میزان نیترات در نمونه‌های آب مورد مطالعه بین ۰/۳۱ و ۰/۵۲ میلی‌گرم در لیتر در بین فصول مختلف متغیر بود. میانگین میزان فسفات در ایستگاه‌های نمونه‌برداری ۰/۰۵۷ میلی‌گرم در لیتر مشاهده گردید. کم‌ترین مقدار مربوط به ایستگاه ۳ (۰/۰۵۵ میلی گرم در لیتر) و بیش-ترین مقدار مربوط به ایستگاه ۱ (۰/۰۵۷ میلی‌گرم در لیتر) بود. با توجه به اندازه‌گیری فسفات و ازت و نسبت آن‌ها عامل محدود کننده در مخزن بوستان، فسفات بوده است.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-24]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.3.4.8]

جدول ۵. نتایج عوامل شیمیایی آب مخزن سد بوستان

فاکتورهای محیطی (میلی گرم در لیتر)	بهار	تابستان	پاییز	زمستان
نیتروژن کل	۱/۸۶ ± ۰/۴^{b}	۲/۹۱ ± ۰/۶^{d}	۲/۴۸ ± ۰/۸^{c}	۱/۳۶ ± ۰/۵^{a}
فسفات کل	۰/۰۷ ± ۰/۰۱^{b}	۰/۴ ± ۰/۰۸^{c}	۰/۰۳ ± ۰/۰۱^{a}	۰/۰۲ ± ۰/۰۰۵^{a}
نیترات	۰/۴۸ ± ۰/۰۴^{b}	۰/۵۲ ± ۰/۰۶^{c}	۰/۳۳ ± ۰/۰۳^{a}	۰/۳۱ ± ۰/۰۲^{a}
آمونیاک	۰/۱۲ ± ۰/۰۷^{b}	۰/۱ ± ۰/۰۷^{b}	۰/۰۲ ± ۰/۰۰۴^{a}	۰/۰۲ ± ۰/۰۰۳^{a}
فسفات	۰/۰۵۳ ± ۰/۰۲^{c}	۰/۰۵۷ ± ۰/۰۱^{d}	۰/۰۴۳ ± ۰/۰۰۴^{b}	۰/۰۳۷ ± ۰/۰۰۷^{a}

*حروف انگلیسی متفاوت درهر ستون نشان دهنده اختلاف معنی دار بین فصول مختلف می باشد.

میانگین کلروفیل a در فصل تابستان با مقدار ۲۴/۹ میکروگرم بر متر مکعب بیش‌ترین میزان در سال بود که با همه زمان‌ها دارای اختلاف معنی‌دار بود ($p<۰/۰۵$). همچنین فصل زمستان با میانگین ۱۸/۳ میکروگرم بر متر مکعب دارای کم‌ترین میزان بود. نتایج نشان داد که فصل بهار (۲۰/۶ میکروگرم بر متر مکعب) با پاییز(۲۱/۲ میکروگرم بر متر مکعب) ، اختلاف معنی‌دار ندارد (جدول ۶). میانگین قلیائیت کل در آب مخزن سد بوستان ۹۰/۰۸ میلی‌گرم بر لیتر مشاهده شد. کم‌ترین و بیش‌ترین قلیائیت کل به ترتیب مربوط به ایستگاه ۲ (۸۹/۲ میلی‌گرم بر لیتر) و ایستگاه ۳ (۹۰/۵ میلی‌گرم بر لیتر) اندازه‌گیری شد. محدوده تغییرات عمق سشی‌دیسک در ایستگاه‌های نمونه‌برداری، از ۰/۲۵ (ایستگاه ۵) الی ۰/۳۸ (ایستگاه ۳) سانتی‌متر اندازه‌گیری شد. بیش‌ترین عمق سشی‌دیسک در فصل زمستان مشاهده شد.

جدول ۶. نتایج میزان کلروفیل **a** ، عمق سشی دیسک و قلیائیت کل آب مخزن سد بوستان

فاکتورهای محیطی	بهار	تابستان	پاییز	زمستان
کلروفیل a (میکروگرم بر متر مکعب)	۲۰/۶ ± ۲/۴^{b}	۲۴/۹ ± ۴/۶^{c}	۲۱/۲ ±۶/۸^{b}	۱۸/۳ ± ۵/۵^{a}
عمق سشی(سانتی‌متر)	۰/۳۶ ± ۰/۰۸^{b}	۰/۲۷ ± ۰/۰۶^{a}	۰/۳۷ ± ۰/۰۵^{b}	۰/۴۶ ± ۰/۰۵^{c}
قلیائیت کل(میلی‌گرم بر لیتر)	۹۳/۳۳ ± ۹/۴^{c}	۱۰۳/۶۷ ± ۱۲/۶^{d}	۸۰ ± ۱۱/۳^{a}	۸۳/۳۳ ± ۱۴/۲^{b}

*حروف انگلیسی متفاوت درهر ستون نشان دهنده اختلاف معنی دار بین فصول مختلف می باشد.

در مجموع ۵۲ جنس فیتوپلانکتونی مشاهده شد که تعداد ۱۳ جنس جزء جنس‌های شاخص آلودگی پالمر بودند. اعداد به دست آمده از شاخص در سد بوستان برای ۴ فصل بهار، تابستان، پاییز و زمستان به ترتیب ۲۴، ۳۱، ۲۷/۶ و ۲۸/۸ می‌باشد که بر اساس دسته‌بندی شاخص پالمر در هر ۴ فصل، آب سد بوستان در دسته آب‌های دارای آلودگی آلی بسیار زیاد قرار می‌گیرد. بیش‌ترین مقدار در فصل تابستان با عدد ۳۱ و کم‌ترین برای فصل بهار با عدد ۲۴ به دست آمد (جدول ۷).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-24]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.3.4.8]

جنس‌های Oscillatoria، Ankistrodesmus، Chlamydomonas، Scenedesmus، Cyclotella، Navicula، Nytzschia و Phacus در هر چهار فصل در این بخش مشاهده شدند (جدول ۷).

جدول ۷. جنس‌های شاخص پالمر مشاهده شده در بخش شرقی خلیج‌گرگان

جنس	زمستان	پاییز	تابستان	بهار	ضریب پالمر
oscillatoria	۵	۵	۵	۵	۵
ankistrodesmus	۲	۲	۲	۲	۲
chlamydomonas	۴	۴	۴	۴	۴
chlorella	۳	۳	۳	–	۳
closterium	۱	-	-	–	۱
pandorina	۱	-	-	–	۱
scenedesmus	۴	۴	۴	۴	۴
cyclotella	۱	۱	۱	۱	۱
melosira	۱	۱	۱	–	۱
navicula	۳	۳	۳	۳	۳
nitzschia	۳	۳	۳	۳	۳
synedra	۳	۳	۳	–	۲
phacus	۲	۲	۲	۲	۲

کلروفیل a برآورد کننده وزن جلبک است، می‌توان به عنوان عامل اولیه‌ی شاخص استفاده شود. عمق سشی‌دیسک و فسفر کل فقط در صورت در دسترس نبودن مقادیر کلروفیل، باید برای تعیین حالت تروفیک استفاده شود. در این بررسی، شاخص کارلسون بر مبنای کلروفیل a محاسبه شد. از لحاظ شرایط تروفی بر اساس میزان غلظت کلروفیل a با استفاده از شاخص کارلسون، سد بوستان در سه فصل تابستان، پاییز و زمستان در طبقه یوتروف و در فصل بهار در طبقه مزوتروف قرار دارد. (جدول ۸). بر اساس جدول ۹ شاخص تروفی کارلسون برای تشخیص وضعیت تروفی دریاچه ها به شرح زیر است.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-24]

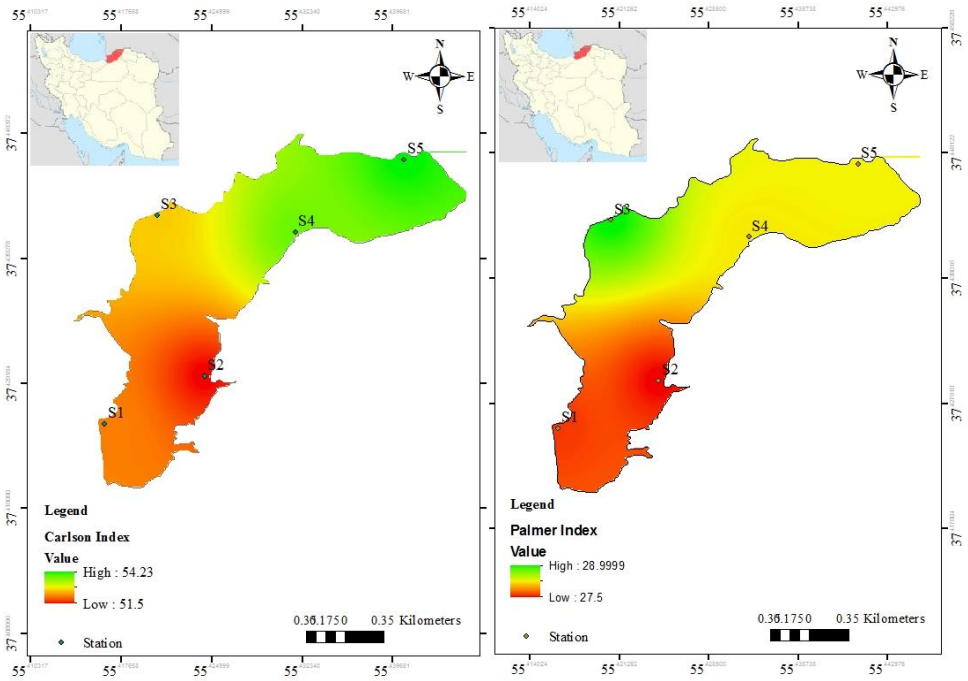
[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.3.4.8]

جدول۸. طبقه بندی نهایی شاخص کارلسون برای سد بوستان در فصول مختلف

فصل	TSI(Chla)	طبقه بندی	TSI (SD)	طبقه بندی	TSI (TP)	طبقه بندی	TSI (TP) + TSI (Chla) + TSI (SD)/3	طبقه بندی
بهار	۵۹/۵۸	هایپریوتروف	۷۴/۷۲	یوتروف	۵۲/۴۹	یوتروف	۵۶/۸۱	یوتروف
تابستان	۶۴/۷۸	هایپریوتروف	۷۸/۳۴	یوتروف	۶۰/۵۶	یوتروف	۶۰/۴۶	یوتروف
پاییز	۶۲/۱۴	هایپریوتروف	۷۲/۳۳	یوتروف	۵۲/۳۶	یوتروف	۵۴/۵۹	یوتروف
زمستان	۵۹/۱۱	هایپریوتروف	۷۰/۱۹	یوتروف	۵۱/۵	یوتروف	۵۲/۴۴	یوتروف

Carlson's TSI = [TSI (TP) + TSI (CHLa) + TSI (SD)]/3

شکل ۲، نقشه شاخص کارلسون بر اساس کلروفیل a می‌باشد که نشان می‌دهند که تقریباً تمام سد بوستان در وضعیت یوتروف قرار دارد. در تابستان و پاییز نواحی شرقی و مرکزی سد فراوانی تولیدکننده‌های بیش‌تر از نواحی غربی می‌باشد در حالی که در فصل زمستان فراوانی تولیدکنندها در نواحی غربی بیش‌تر می‌باشد. در بهار نواحی عمیق مرکزی و همچنین بخش دهانه سد فراوانی تولیدکنندها بیش‌تر از سایر قسمت‌ها می‌باشد. بیش‌ترین جنس‌های Oscillatoria، Ankistrodesmus، Closterium، Chlorella، Synedra وPandorina در فصل زمستان مشاهده و باعث افزایش مقدار شاخص پالمر در این فصل شدند. شاخص پالمر در ایستگاه ۳ (۲۹) با توجه به حضور گونه‌هایی از جمله Chlorella، Melosira و synedra نسبت به دیگر ایستگاه‌ها بیش‌ترین بود.



شکل۲. نقشه‌ی درون‌یابی شاخص‌های کارلسون و پالمر بر مبنای کلروفیل a در فصول مختلف در سد بوستان

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-24]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.3.4.8]

بحث

آلودگی رودخانه‌ها از جمله سدها ناشی از فعالیت‌های کشاورزی و پساب روستایی، یکی از مهم‌ترین مشکلات دنیای امروز به ویژه کشورهای در حال توسعه است (Gholizadeh and Heydarzadeh, 2019). غلظت فسفر در طی فصل بهار به طور میانگین ۰/۰۵۳ میلی گرم بر لیتر بوده است که با نزدیک شدن به فصل تابستان (۰/۰۵۷ میلی گرم بر لیتر) و گرم شدن هوا و مساعد شدن شرایط تغذیه‌گرایی روند رو به رشدی پیدا نموده است که در پاییز بعد از سپری کردن این پیک با معتدل شدن دمای هوا روند کاهشی پیدا نموده است به طوری که در فصل زمستان به کم‌ترین مقادیر خود به میزان ۰/۰۳۷ میلی‌گرم بر لیتر رسیده است و با نزدیک شدن به فصل بهار غلظت فسفر دوباره روند افزایشی داشته است.

غلظت کلروفیل a در فصل بهار به طور میانگین ۲۰/۶ میکروگرم بر متر مکعب بوده است که نسبت به شاخص‌های تغذیه گرایی عدد بالایی می‌باشد و با نزدیک شدن به فصل تابستان (۲۴/۹ میکروگرم بر متر مکعب) و افزایش دمای هوا و آب دریاچه و با ازدیاد مواد مغذی مورد نیاز فیتوپلانکتون ها غلظت کلروفیل a دریاچه افزایش پیدا کرده است. از فصل تابستان به بعد غلظت کلروفیل a روند کاهشی منظمی پیدا نموده است که با نزدیک شدن به فصل زمستان سرعت این کاهش بیش‌تر گشته و به کم‌ترین مقدار خود رسیده است. برحسب کلروفیل a ایستگاه شماره ۱ با غلظت میانگین ۲۳/۰۱ میکروگرم بر متر مکعب در طول سال نمونه برداری دارای کم‌ترین حالت تغذیه‌گرایی (۵۳) بوده است و ایستگاه ۳ با غلظت‌های میانگین سالانه ۲۳/۳۸ میکروگرم بر متر مکعب دارای بدترین وضعیت تغذیه‌گرایی (۵۴/۲۳) برحسب کلروفیل a بوده‌اند. علت بالا بودن میزان کلروفیل a در ایستگاه شماره ۳ در محدوده روستا، بالا بودن حجم مواد مغذای ورودی و کم عمق بودن دریاچه در این ناحیه می‌باشد (Sabkara and Makaremi, 2003). مطالعات نشان داد که دریاچه سد مخزنی بوستان در استان گلستان تحت تاثیر ورود بار بالای مواد مغذی بوده که این شرایط موجب غلظت بالای کلروفیل a می‌شود که شفافیت آب را کاهش داده، افزایش تولید کلروفیل همچنین موجب ازدیاد مصرف اکسیژن محلول از طریق تجزیه میکروبی ماده آلی گردیده است که نتایج این تحقیق با پژوهش Samarqandi و همکاران(۲۰۱۳) که به صورت هم زمان پارامترهای کیفی را بررسی نموده اند مطابقت دارد.

جوامع جلبکی برای مطالعه آلودگی آب‌ها استفاده می‌شود (Walsh, 2000). این موضوع توسط بسیاری از محققان تأیید شده که جوامع جلبکی نسبت به جلبک‌های منفرد، نشانگرهای قابل اعتمادتری برای مطالعه آلودگی هستند (Taylor, 2004). بنابراین برای ارزیابی آلودگی، تمایل به استفاده از جوامع جلبک‌ها به‌عنوان شاخص، نسبت به یک جلبک واحد، بیشتر دیده می‌شود که در مطالعه حاضر نیز مجموع‌های از جلبک‌ها مورد بررسی قرار گرفت. در مجموع ۵۲ جنس از شش شاخه Cyanophyta، Chlorophyta، Charophyta، Euglenophyta،Pyrrhophyta و Bacillariophyta شناسایی شدند که بیش‌ترین تنوع جنس‌ها مربوط به شاخه Bacillariophyta بود. در طول زمستان، عمق آب نسبت به فصل تابستان بیشتر است که ممکن است بار آلودگی آلی ورودی را تحت تأثیر قرار دهد. در تابستان به دلیل کاهش آب ورودی، عمق آب کم ، آلودگی آلی بیش-تری نسبت به زمستان مشاهده شد. این یافته با نتایج (Sabkara and Makaremi, 2003) همخوانی دارد که گزارش کردند سد ماکو در تابستان دارای آلودگی بسیار زیادی بوده و مناطق نزدیک دهانه آن در وضعیت آلوده قرار دارند.

با توجه به نتایج به دست آمده توسط شاخص تغذیه گرایی کارلسون در اکثر فصول سال و در بیش‌تر ایستگاه‌ها مخزن سد در وضعیت یوتروف قرار داشته، لذا ارائه راهکار مدیریتی جهت بهبود این شرایط ضروری به نظر می‌رسد. جهت کاهش غلظت فسفر که مهم‌ترین عامل تغذیه گرایی این سد می‌باشد پیشنهاد می‌گردد مصرف صحیح کودها و سموم شیمیایی حاوی ترکیبات فسفات و ازته به کشاورزان آموزش داده شود.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-24]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.3.4.8]

نتیجه‌گیری

غلظت نیترات و فسفات اندازه‌گیری شده در ایستگاه ۵ که ورودی دریاچه و ۴ و ۳ در نزدیکی آن می‌باشند نسبت به مناطق مرکزی و دیواره سد میزان بالاتری بود و با توجه به این که در بالادست جریان دریاچه منطقه صنعتی خاصی وجود ندارد که بتواند منبع ورود این حجم از ترکیبات فسفر و نیترات باشد، به نظر می‌رسد عامل اصلی تغذیه‌گرایی در سد مخزنی بوستان مربوط به ترکیبات فسفات موجود در فاضلاب روستایی و ترکیبات ازته و فسفاته موجود در کودهای کشاورزی مناطق روستایی بالادست جریان سد باشد. به منظور کنترل مواد مغذی از آلاینده‌های غیر نقطه‌ای (از جمله فعالیت‌های کشاورزی (کاشت گندم و برنج)) و حذف آن استفاده از پیش مخازن توصیه می‌گردد. انتظار می‌رود با استفاده از پیش مخازن میزان فسفات ورودی به میزان ۵۰ درصد کاهش یابد و سد از حالت مغذی خطرناک خارج گردد. همچنین سطح تروفی سد بوستان با توجه به مدل‌هایی که مورد استفاده قرار گرفت در محدوده تروفی یوترف ارزیابی شد. به‌همین خاطر به نظر می‌رسد عواملی چون میانگین دمای بالا سالانه دریاچه و عمق کم تاثیر زیادی بر جمعیت فیتوپلانکتون دریاچه گذاشته است.

سپاسگزاری

بدین وسیله نویسندگان مقاله از کلیه عزیزانی که ما را در انجام این پژوهش یاری نمودند تشکر و قدردانی می نمایند.

منابع

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B.D., Stribling, J. B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, Second Edition. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

Boney, A.D. 1989. Phytoplankton. Edward Annoid. British Library Cataloguing Publication Data. 118 p.

Boyd, C.E., Tucker, C.S. 1998. Pond aquaculture water quality management. Boston: Kluwer Academic Publishers. 700p.

Carlson R.E. 1977. A trophic state index for lakes. Limnol. Oceanog. 22(2):361-369.

Carpenter, S. R., N. F. Caraco, D. L. Correll, R. W. Howarth, A. N. Sharpley and V. H. Smith. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. Ecological Appllications 8: 559–568.

Chapman DV. 1996. Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments, and water in environmental monitoring. E & FN Spon.

Chapra SC. 1997. Surface water-quality modeling. McGraw-Hill New York.

Dwivedi, B. K. and G. C. Pandey. 2002. Physico-chemical factors and algal diversity of two ponds (Girija Kund and Maqubara Pond), Faizabad. Indian Polls Result 21(3): 361-369.

Ebrahimpour, S. Mohammadzadeh, H. Naderi A, Peikan A. 2012. Evaluation of eutrophication and nutrition of lakes using GIS (Case study of Zaribar wetland lake). 16th Conference of the Geological Society of Iran. Shiraz. (in Persian)

Fernández, C, Parodi, E.R, Cáceres, E.J. 2009. Limnological characteristics and trophic state of Paso de las Piedras Reservoir: an inland reservoir in Argentina. Lake Reserv. 14:85-101.

Foomani, A., Gholizadeh, M., Harsij, M., Salavatian, M. 2020. River health assessment using macroinvertebrates and water quality parameters: A case of the Shanbeh-Bazar River, Anzali Wetland, Iran. Iranian Journal of Fisheries Sciences 19(5), pp.2274-2292.

Gholizadeh M, Heydari O. 2020. Evaluation of Gorganrood river water quality based on surface water quality indicators in Gonbad Kavous. Iranian Journal of Health and Environment 13(1): 33-48. (in Persian)

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-24]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.3.4.8]

Gholizadeh, M, Heydarzadeh, M. 2019. Functional feeding groups of macroinvertebrates and their relationship with environmental parameters (case study: in Zarin-Gol River). Iranian Journal of Fisheries Sciences 19(5):2532–2543.

Gholizadeh, M. 2021. Effects of floods on macroinvertebrate communities in the Zarin Gol River of northern Iran: implications for water quality monitoring and biological assessment. Ecological Processes 10(1), pp.1-11.

Gholizadeh, M., Alinejad, M. 2018. Assessment of spatial variability of some parameters affecting three water quality of Zarin Gol River in Golestan Province. Environmental Sciences 16(1):111-26. (in Persian)

Gholizadeh, M., Patimar, R. 2018. Ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from the Gorgan Bay, Caspian Sea. Marine pollution bulletin 137, pp.662-667.

Gunale, V. R., Balakrishnan, M.S. 1981. Biomonitoring of eutrophication in the Pavana, Mula and Mutha rivers through Poona. Indian journal of environmental health 23(4): 316-322.

Horner, R. A. 2002. A taxonomic guide to some common marine phytoplankton. Biopress Ltd., Bristol.

Kratzer, C, Brezonik, P. 2007. A Carlson-Type Trophic State Index For Nitrogen In Florida Lakes. Journal of The American Water Resources Association 18(2):343 – 344.

Li S, Mathias J. Freshwater fish culture in China: principles and practice. Elsevier, Amsterdam. 1994.

Maleki, P., Patimar, R., Jafariyan, H., Ghorbani, R., Gholizadeh, M., Harsij, M. 2020. Ecological Assessment of Organic Pollution in the Gorgan Bay, Using Palmer Algal Index. Iranian Journal of Applied Ecology 9(1), pp.45-59.

Meybeck, M., Chapman, D., Helmer, R. 1989. Global freshwater quality-a first assessment. Basil Blackwell Ltd. Oxford, UK.

Naseri S, Kermani M. 2002. Effects of dams on water quality. J Water Environ. 51: 11-8. (in Persian)

Noel, S. D. and M. R. Rajan. 2015. Evaluation of organic pollution by Palmer's algal genus index and physico-chemical analysis of Vaigai River at Madurai. India Natural Resources 3: 7-10.

Palmer, C. M. 1969. A composite rating of algae tolerating organic pollution. Journal of Phycology 5: 78-82.

Proshkina-Lavrenko, A. E. and E. V. Makarova. 1968. Vodorosli planktona Kaspiyskogo morya (Plankton algae of the Caspian Sea.). Nauka Press, Leningrad. (in Russian)

Sabkara, J., Makaremi, M. 2003. Investigation of Phytoplankton Density and Distribution in Mako Dam Lake. Iranian Journal of Fisheries. 12(2): 29-46. (in Persian)

Samadi, M., Bahremand, A., Fathabadi, A. 2020. The Boustan Dam monthly inflow forecasting using data-driven and ensemble models in the Golestan Province. Watershed Engineering and Management 11(4): 1044-1058.

Samarqandi, HR., Veisi, K., Abui Mehrizi, A., Kaseb, P., Danai, E. 2013. Investigation of water quality of Ekbatan Reservoir Dam Lake in Hamadan city using NSFWQI quality index. Journal of North Khorasan University of Medical Sciences 5(1): 63-69. (in Persian)

Shamlou, A., Naseri, S., Nadafi K. 2004. Water quality monitoring of the Gilarlo reservoir. J Water.15: 51-8.

Sourina, A. 1978. Phytoplankton manual. United nations educational, scientific & culture organization. 337 p.

Sumanta, N., Imranul Haque, C., Nishika, J., Suprakash, R. 2014. Spectrophotometric Analysis of Chlorophylls and Carotenoids from Commonly Grown Fern Species by Using Various Extracting Solvents, Research Journal of Chemical Sciences 4 (9): 63-69.

Taylor, SL, Roberts, SC., Walsh, CJ., Hatt, BE. 2004. Catchment urbanization and increased benthic algal biomass in streams: linking mechanisms to management. Freshwater Biology 49:835–851.

Tomas, CR. 1997. Identifying marine phytoplankton. Academic Press, SanDiego.

Walsh, CJ. 2000. Urban impacts on the ecology of receiving waters: a framework for assessment, conservation and restoration. Hydrobiologia 431(2): 107-114.

Wetzel, R. 1983. Limnology. 2Th ed. Saunders College Publishing: Philadelphia..P. 767.

Weysi, K., samarghandi, M., Nourmoradi, H. 2014. Monitoring of the Eutrophication Phenomenon in Ekbatan Reservoir Dam Using Carlson's . Journal of Ilam University of Medical Sciences 22 (4) :42-50.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-24]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.3.4.8]

Journal of Aquatic Ecology
Volume12, Issue 3, winter 2023
Pages:34-47

Journal of Aquatic Ecology

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

University Of Hormozgan

Ecological assessment of organic pollution of Bustan dam reservoir using Palmer and Carlson indexes

Manijeh Ghazlikor[1], Mohammad Gholizadeh[1*], Hossein Adineh[1], Mohammad Harsij[1], Abdolazim Fazel[2]

1.Department of Fisheries, Faculty of Agriculture and Natural Resources, Gonbad Kavous University, Gonbad Kavous University, Iran

2. Inland Waters Aquatics Resources Research Center, Iranian Fisheries Sciences Research Institute, Agricultural Research, Education and Extension Organization, Gorgan, Iran

Abstract

In this study, the trophic status of the Bustan dam reservoir was investigated using Palmer and Carlson indices. Biological parameters including phytoplankton and environmental factors such as phosphate, nitrate and chlorophyll were sampled at the depth of 0.5 meter in five stations in three replicates seasonally in 2019, repetitions and Then the Palmer and Carlson indices were determined. The Palmer index in Bustan dam was estimated as 24, 31, 27.6, and 28.8in spring, summer, autumn, and winter, respectively. According to the Palmer index classification, in all four seasons, Bustan dam water is in the category of water with high organic matter. The highest value of Palmer's index was obtained in summer (31) and its lowest value was obtained in spring (24). The highest nutritional status of Carlson's index was related to summer (60.46 eutrophication) and the lowest level was found inwinter (52.44 eutrophication), which indicates that the reservoir has moved to semi-nourishing condition in winter season. Also, the highest nutritionism status was observed in station 3 (54/23). According to Palmer's and Carlson's indices and the ratio of phosphate to total nitrogen, the main factor of nutritionism in the reservoir of Bustan dam was phosphorus compounds that enteres the reservoir from external sources of the dam and ultimately causes the decrease of water quality.

ARTICLE TYPE
Research

Received: 16 September 2021
Accepted: 26 June 2022
ePublished: 12 March 2023

* Corresponding Author:
Gholizade_mohammad@yahoo.com

Keywords: Bustan reservoir dam, Carlson Index, Eutrophication, Palmer Index

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-24]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1401.12.3.4.8]