مجله بوم شناسی آبزیان

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

تغییرات زمانی و مکانی ساختارجامعه فیتوپلانکتونی در آب‌های مخازن چاه نیمه‌های سیستان

احمد قرایی[۱و۲*]، جواد میردار[۲]، عبدالعلی راهداری[۱]، مهدی کیخا[۱]، هاشم خندان بارانی[۱]، رقیه کرمی[۱]

[۱] پژوهشکده تالاب بین المللی هامون، دانشگاه زابل

[۲] گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه زابل

نوع مقاله:
پژوهشی

تاریخچه مقاله:
دریافت: ۹۳/۱۲/۱۰
اصلاح: ۹۴/۰۳/۰۷
پذیرش: ۹۴/۰۸/۰۱

کلمات کلیدی:
فیتوپلانکتون
کلروفیل a
چاه نیمه
سیستان

چکیده

مطالعه حاضر به منظور بررسی تغییرات ساختار جامعه فیتوپلانکتونی، میزان کلروفیل و برخی ویژگی‌های محیطی در طی یک سال (۹۳-۹۲) به صورت فصلی در مخازن چاه نیمه‌های سیستان انجام شد. در طول مطالعه ۲۸ جنس متعلق به پنج گروه Chlorophyta (۱۲جنس)، Bacillariophyta (۷ جنس)، Cyanophyta (۵ جنس)، Dinophyta (۳ جنس) و Euglenophyta (۱ جنس) شناسایی شدند. بیشترین و کمترین میانگین فراوانی جامعه فیتوپلانکتونی به ترتیب در دوره اول (تابستان) ($۳/۶\times۱۰^{۴}$ سلول در لیتر) و دوره سوم (زمستان) ($۱/۱\times۱۰^{۴}$ سلول در لیتر) ثبت گردید. دامنه تغییرات میانگین مقدار شاخص تنوع شانون بین ۱/۷ (دوره سوم نمونه برداری) و ۲/۳ (دوره اول نمونه برداری) حاصل شد. Chlorophyta از نظر فراوانی و تعداد جنس به عنوان شاخه غالب بوده و دیاتومه‌ها، سیانوباکتری‌ها و دینوفلاژله‌ها به ترتیب در رده‌های بعدی قرار داشتند. نتایج نشان داد که گروه‌های فیتوپلانکتونی روابط متفاوتی را با فاکتورهای محیطی دارند، به طوریکه pH، دما و مواد مغذی (شامل فسفات، سولفات و نیتریت) نقش مهمتری را در تغییر ساختار جامعه فیتوپلانکتونی در این مخازن داشتند. میزان متوسط سالانه کلروفیل a برای چاه نیمه‌ها ۲/۳۶ µg/l به دست آمد که بر این اساس چاه نیمه‌های سیستان در گروه مناطق الیگوتروف قرار می‌گیرند. اینگونه مطالعات برای برنامه ریزی جهت پرورش ماهی و مدیریت منابع آب در مخازن ذخیره آب ضروری می‌باشد.

مقدمــه

فیتوپلانکتون تولید کننده‌های اولیه در محیط‌های آبی هستند و نقش بسیار مهمی را در چرخه‌های مواد مغذی و عناصر دیگر ایفا کرده و اساس ساختار شبکه‌های غذایی را در اکوسیستم‌های آبی تشکیل می‌دهند. جوامع فیتوپلانکتونی نسبت به تغییرات شرایط محیطی بسیار حساس هستند و تر کیب گونه‌ای جامعه نیز در پاسخ به این تغییرات دچار تغییر می‌شود (Huisman *et al.*, 1999). از این رو بسیاری از گونه‌های فیتوپلانکتونی به عنوان شاخص مناسب برای نشان دادن کیفیت آب و شرایط محیطی مورد توجه هستند (Anneville *et al.*, 2005) و می‌توانند اطلاعات زیادی را در مورد تغییرات مواد مغذی و میزان تولید کلروفیل a فراهم کنند. جوامع پلانکتونی در اکوسیستم‌های آبی از لحاظ مکان و زمان در حال تغییر هستند و این پویایی جامعه پلانکتونی یا تغییرات وابسته به زمان و مکان در ترکیب و تنوع آنها، نتیجه فعل و انفعالات پیچیده پدیده‌های فیزیکی،

* نویسنده مسئول، پست الکترونیک: agharaei551@gmail.com

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1395.5.4.5.6]

شیمیایی و بیولوژیکی می‌باشد. تنوع زمانی در ساختار و عملکرد جامعه فیتوپلانکتونی نقش اساسی در فرایند متابولیسم یک اکوسیستم دارد (Calijuri *et al*., 2002). لذا بررسی روابط متقابل زمانی و مکانی آنها در ارتباط با پارامترهای محیطی و تفسیر فرآیندهای کنترل کننده آنها می‌تواند نقش موثری در درک عملکرد و کارایی اکوسیستم‌های آبی داشته باشد (Roy, 2008). لذا همواره دو گروه از فاکتورهای مؤثر بر ساختار جامعه فیتوپلانکتونی بیشتر مورد توجه هستند که گروه اول به شرایط فیزیکی مانند نور، دما، شوری، pH بر می‌گردد (Buzzi, 2002) و گروه دوم پدیده های شیمیایی شامل مواد مغذی را شامل می‌شود (Domingues *et al*., 2005).

مخازن ذخیره آب چاه نیمه‌های سیستان گودال‌های طبیعی هستند که جهت ذخیره سازی آب مازاد رودخانه سیستان و سیلاب‌های فصلی مورد استفاده قرار می‌گیرند. چاه نیمه‌های سیستان به دلیل خشک شدن تالاب هامون تنها منبع آبی منطقه سیستان می‌باشند که جهت شرب مردم زابل و زاهدان و آبیاری زمین‌های کشاورزی منطقه مورد استفاده قرار می‌گیرند و همچنین می‌توانند به عنوان ذخیره ژنتیکی موجودات آبزی و کنار آبزی تالاب هامون در شرایط خشک شدن تالاب در طی سال‌های خشکسالی باشند. مخازن ذخیره آب از جمله مخازن چاه نیمه به شدت تحت تاثیر عوامل فیزیکی (تبخیر، باد، خشکسالی و ...)، شیمیایی (بارش، رسوبات و ...) و زیستی محیط طبیعی خود قرار دارند.

به طور کلی مخازن ذخیره آب نسبت به فعالیت‌های انسانی حساس هستند چرا که به عنوان جمع کننده و پردازنده مواد مختلف حاصل از کشاورزی، مواد بازیافتی و غیره عمل می‌کنند (Straskraba and Tundisi, 2000). مخازن آبی مناطق گرمسیری اکوسیستم‌های آبی خاصی هستند زیرا شرایط فیزیکی، شیمیایی و زیستی در آنها به شدت به وسیله آب ورودی رودخانه‌ها و آبگیری دوره‌ای کنترل می‌شود (Thornton *et al*., 1990). مطالعه جوامع فیتوپلانکتونی در مخازن آبی توجه بسیاری از محققان را به عنوان شاخص تغییرات تغذیه‌ای- پویایی به خود جلب کرده است به طوری که مطالعات زیادی بر روی جوامع فیتوپلانکتونی در مخازن ذخیره آب در مناطق مختلف جهان از جمله آفریقا (Robart *et al*., 1992)، برزیل (Gemelgo *et al*., 2009; Lira *et al*., 2009)، کلمبیا (Lopez *et al*., 2012)، چین (Chengxue and Hongxian, 2013; Tian *et al*., 2014)، هند (Shanker, 2010) و استرالیا (Burford and O'Donohue, 2006) انجام شده است و زوایای مختلف زیستی این ارگانیسم‌ها مانند ترکیب ساختاری و ارتباط تغییرات جامعه فیتوپلانکتونی با عوامل محیطی را بررسی کرده و اظهار داشتند که ویژگی‌های لیمنولوژیک در هر پیکره آبی ساختار جامعه را مشخص می‌کند. در داخل کشور نیز مطالعاتی بر روی جامعه فیتوپلانکتونی در تالاب انزلی (Sabkara and Makaremi, 2004)، دریاچه زاینده رود (Shams and Afsharzadeh, 1999) و تالاب استیل آستارا (Gharibkhany *et al*., 2010) انجام شده است که بیشتر بر روی تنوع، فراونی و پراکنش فیتوپلانکتون در این منابع آبی متمرکز بوده‌اند. لذا با توجه به اهمیت فیتوپلانکتون در اکوسیستم‌های آبی از جمله مخازن ذخیره آب، هدف از این مطالعه بررسی تغییرات میزان کلروفیل، ساختار جامعه فیتوپلانکتونی و ارتباط آن با برخی فاکتورهای محیطی در آب‌های چاه نیمه‌های سیستان جهت مدیریت بهتر این منابع آبی می‌باشد.

مواد و روش‌ها

در این مطالعه، نمونه‌برداری به مدت یک سال در چهار نوبت، شهریور (دوره اول)، آبان (دوره دوم) و بهمن (دوره سوم) ۹۲ و اردیبهشت ۹۳ (دوره چهارم) در نه ایستگاه (دو ایستگاه در هر یک از چاه نیمه‌های یک، دو، سه و سه ایستگاه در چاه نیمه چهار) (شکل ۱) در پروفیل یک متری از سطح انجام شد. ایستگاه‌های نمونه برداری بر اساس ریخت مخازن، نقاط ورود و خروج آب مخازن به گونه‌ای انتخاب شدند که داده‌های به دست‌آمده از مجموع آن‌ها گویای شرایط کل منبع آبی باشد.

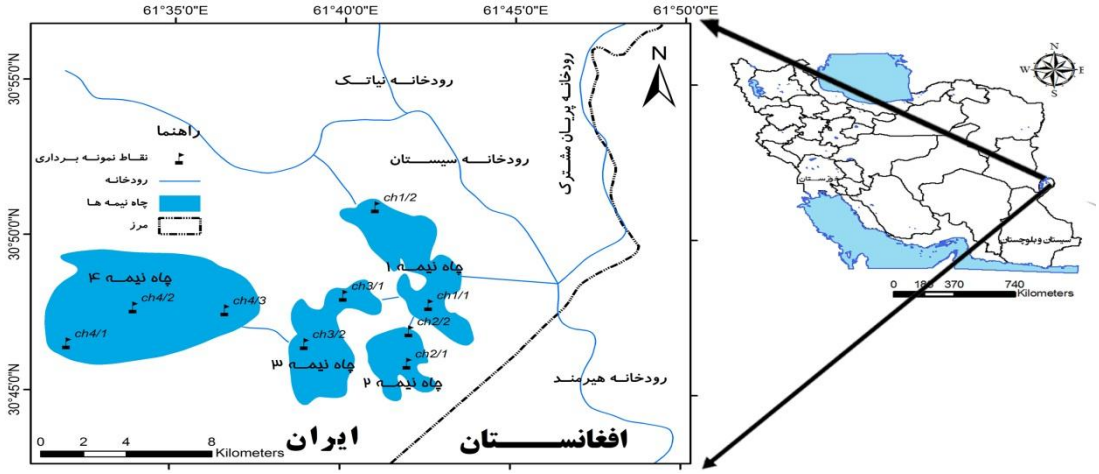
تهیه نمونه برای شناسایی و شمارش فیتوپلانکتون

نمونه‌های آب در طی روز به وسیله بطری روتنر از پروفیل زیر سطحی آب (تقریباً عمق یک متر) جمع‌آوری شدند. از هر ایستگاه یک لیتر آب برداشته شده و با اضافه کردن فرمالین بافر شده به غلظت ۲٪ رسانده شدند و به آزمایشگاه پژوهشکده تالاب بین المللی هامون انتقال یافتند. در آزمایشگاه نمونه‌های فیتوپلانکتون به مدت ۱۰ روز در دمای اتاق در محل تاریک نگهداری شدند تا کاملاً ته نشین شوند و پس از آن مقدار ۷۵۰ سی سی از نمونه فیکس شده از قسمت بالای آن برداشت شده

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1395.5.4.5.6]

و حذف گردید. ۲۵۰ سی سی باقیمانده در داخل لوله‌های پلی اتیلنی به مدت ۵ دقیقه در ۳۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ شدند و حجم نهایی به ۳۰ سی سی رسانده شد. با همگن سازی نمونه حاوی نمونه‌های پلانکتونی مقدار یک سی سی از آن به عنوان نمونه جزئی از کل نمونه برداشت شد و بر روی لام سدویک ریخته و با استفاده از میکروسکوپ اینورت کار شمارش و شناسایی (تاحد جنس) با سه بار تکرار و گرفتن میانگین انجام پذیرفت. سپس با داشتن حجم اولیه، تعداد فیتوپلانکتون بر اساس سلول در لیتر محاسبه گردید (Hotzel and Croom, 1999). شناسایی جنس‌ها با توجه به خصوصیات مورفولوژیکی و مقایسه با کلیدهای شناسایی صورت گرفت (Tiffany and Britton, 1971; Moncheva and Parr, 2010). در بررسی ساختار جامعه فیتوپلانکتونی در مطالعه حاضر علاوه بر توجه به فراوانی و ترکیب آن، شاخص تنوع شانون (Shannon-Wiener) index(Ĥ) نیز محاسبه گردید که به این منظور از نرم افزار PAST استفاده شد.



شکل ۱. موقعیت ایستگاه‌های نمونه برداری

اندازه گیری پارامترهای فیزیکو- شیمیایی

از هر ایستگاه میزان یک لیتر نمونه آب به منظور تعیین میزان مواد مغذی شامل نیترات، نیتریت، فسفات و سولفات و همچنین آهن جمع‌آوری گردید. برای تعیین مقدار این مواد مغذی، نمونه‌های آب در بطری‌های شیشه‌ای تیره ذخیره و سریعاً به آزمایشگاه منتقل شدند. در آزمایشگاه اندازه‌گیری مقدار مواد مغذی و آهن به وسیله دستگاه فتومتر Palintest 8000 ساخت کشور انگلستان و براساس دستورالعمل استاندارد (Australian/New Zealand standard, 1998) انجام گرفت. شفافیت به وسیله Secchi disk تعیین گردید و پارامترهای دما به وسیله دماسنج جیوه‌ای و pH با دستگاه پرتابل (Oakton instruments, pH tester30) در محل نمونه‌برداری و بلافاصله پس از برداشت نمونه اندازه‌گیری و ثبت شدند.

اندازه گیری میزان کلروفیل

اندازه گیری کلروفیل a با توجه به روش Parson و همکاران (۱۹۹۲) انجام شد. بر این اساس نمونه‌های آب از صافی ۰/۴۵ میکرون استات سلولزی عبور داده شدند. سپس صافی حاوی ذرات ترسیبی را به درون لوله استریل تیره منتقل کرده و جهت استخراج رنگدانه سبز از رسوبات بر روی آن ۱۰ سی سی استون ۹۰٪ ریخته و تا حل شدن کامل صافی و رسوبات هم زده شد. سپس جذب محلول مورد نظر در طول موج‌های ۶۳۰، ۶۴۷، ۶۶۴ نانومتر در دستگاه اسپکتروفتومتر قرائت شد. در نهایت با استفاده از فرمول زیر مقادیر کمی کلروفیل a بر حسب میکرو گرم در لیتر (µg/l) در هر ایستگاه به دست آمد:

$$[\text{chl. a}]_{extract} = 11.85A_{664}/l - 1.54A_{647}/l - 0.08A_{630}/l$$
$$[\text{chl.x}]_{sample} = [\text{chl.x}]_{extract*} (v/V)$$

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20]
[DOR: 20.1001.1.23222751.1395.5.4.5.6]

که در این فرمول: V: حجم آب فیلتر شده بر حسب لیتر v: حجم عصاره استخراج شده بر حسب میلی لیتر
l: طول مسیر عبور نور سل بر حسب سانتی متر A: جذب اصلاح شده

روش‌های آماری مورد استفاده

ابتدا داده‌های جمع‌آوری شده در نرم‌افزار Excel به عنوان بانک اطلاعات ذخیره شد. در اولین مرحله، نرمال بودن داده‌ها به وسیله آزمون Kolmogorov-Smirnov و همگن بودن واریانس داده‌ها با استفاده از آزمون Levene بررسی شد و با توجه به عدم توزیع نرمال داده‌ها، جهت آنالیز بهتر نتایج، تبدیل داده‌ها با گرفتن لگاریتم (Log) از کل داده‌های فیزیکی، شیمیایی و فیتوپلانکتون انجام شد. سپس تجزیه و تحلیل داده‌ها با استفاده از روش آنالیز واریانس یک طرفه One Way ANOVA انجام شد و برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون آماری Tukey در سطح ۵ ٪ استفاده گردید. برای انجام کلیه آنالیزهای آماری فوق از نرم افزار SPSS (11.5) استفاده شد.

نتایــج

پارامترهای محیطی

میانگین تغییرات مکانی و زمانی پارامترهای محیطی به ترتیب در جدول ۱ و ۲ نمایش داده شده‌اند. حداکثر و حداقل میانگین اندازه‌گیری شده برای دما به ترتیب $^{\circ}C$ ۰/۱±۲۶/۵ (دوره اول نمونه برداری) و $^{\circ}C$ ۰/۲±۱۱/۸ (دوره سوم نمونه برداری) ثبت گردید. بین ایستگاه‌ها از نظر دما تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد اما بین دوره‌های زمانی مختلف نمونه برداری تفاوت معنی‌دار بود. دامنه تغییرات شفافیت بین cm ۳۵ (دوره چهارم نمونه برداری چاه نیمه ۴) و cm ۲۰۰ (دوره‌های اول و سوم نمونه‌برداری در چاه نیمه ۳ و دوره اول نمونه برداری چاه نیمه ۱) ثبت شد. بین ایستگاه‌ها در مورد این فاکتور محیطی تفاوت معنی دار بوده اما زمان نمونه برداری اثر معنی دار نداشته است. میزان pH بین ۰/۱۷±۷/۹ (دوره چهارم نمونه برداری) و ۰/۰۵±۸/۸۵ (دوره سوم نمونه برداری) متغیر بود. بین ایستگاه‌ها در ارتباط با این فاکتور تفاوت معنی داری وجود نداشت ولی در دوره‌های مختلف نمونه برداری تفاوت معنی‌دار مشاهده شد. بیشترین میانگین غلظت سولفات در سومین دوره نمونه برداری (۱۶۱mg/L±۳۶۴/۹) و کمترین میانگین آن در اولین دوره نمونه برداری (۱۹/۶ mg/L±۱۶۴) مشاهده شد. دامنه تغییرات میانگین فسفات، میزان ۰/۰۲ mg/L±۰/۰۶ (دوره سوم نمونه برداری) تا ۰/۰۱ mg/L±۰/۱۲ (دوره اول نمونه برداری) را شامل شد. در بین ایستگاه‌ها از نظر این ماده مغذی تفاوت معنی داری وجود نداشت اما با بررسی دوره‌های مختلف زمانی تفاوت معنی دار مشاهده گردید. بیشترین و کمترین میانگین غلظت نیترات به ترتیب ۰/۱۵mg/L±۰/۴۴ در دوره دوم نمونه برداری و ۰/۰۱ mg/L±۰/۲۲ در دوره چهارم نمونه برداری مشاهده گردید. در ارتباط با این فاکتور بین ایستگاه‌ها و همچنین دوره‌های مختلف نمونه برداری تفاوت معنی دار مشاهده نشد. حداقل و حداکثر غلظت نیتریت به ترتیب ۰/۰۰۰۷ mg/L±۰/۰۰۲ (دوره دوم نمونه برداری) و ۰/۰۰۲ mg/L±۰/۰۵ (دوره سوم نمونه برداری) حاصل شد. بین دوره‌های زمانی مختلف نمونه برداری از لحاظ میزان نیتریت تفاوت معنی داری وجود داشت. بیشترین میزان آهن (۰/۰۰۲ mg/L±۰/۰۱۳) در سومین دوره نمونه برداری و کمترین میزان آن (۰/۰۰۳ mg/L±۰/۰۰۵۸) در اولین دوره نمونه برداری به دست آمد. بین ایستگاه‌ها و دوره‌های نمونه برداری در ارتباط با این فلز تفاوت معنی دار مشاهده نشد.

جامعه فیتوپلانکتونی

نتایج بررسی ساختار جامعه فیتوپلانکتونی نشان داد که در کل، تعداد ۲۸ جنس متعلق به ۵ شاخه از فیتوپلانکتون در آب‌های چاه نیمه‌های سیستان شناسایی شدند (به تفکیک زمان و مکان نمونه برداری در جدول شماره ۳ نشان داده شده است) که ۷ جنس از Bacillariophyta (۲۵٪ از کل شاخه‌ها)، ۱۲ جنس از Chlorophyta (۴۳٪ از کل شاخه‌ها)، ۵ جنس از Cyanophyta (۱۸٪ از کل شاخه‌ها)، ۱ جنس از Euglenophyta (۳٪ از کل شاخه‌ها) و ۳ جنس از Pyrrophyta (۱۱٪ از کل شاخه‌ها)، را

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1395.5.4.5.6]

شامل شد. اولین جنس غالب در طول دوره مطالعه *Staurastrum* بود که بیشترین فراوانی آن در دوره اول نمونه برداری (۱۰۹۸۷cell/l) مشاهده شد. جنس‌های *Pediastrum* و *Nitzschia* در رده‌های بعدی قرار داشتند.

جدول ۱. میانگین پارامترهای محیطی به تفکیک مکان نمونه برداری در مخازن چاه نیمه‌های سیستان

	ایستگاه			
پارامتر	چاه نیمه ۱	چاه نیمه ۲	چاه نیمه ۳	چاه نیمه ۴
دما (C°)	۱۹/۵±۵/۹^{a}	۱۹/۷±۶/۱^{a}	۱۹/۵±۵/۴^{a}	۲۱/۰۵±۷/۳^{a}
pH	۸/۴۵±۰/۲۱^{a}	۸/۴۵±۰/۰۶^{a}	۸/۴۲±۰/۲^{a}	۸/۴۳±۰/۲۴^{a}
شفافیت (cm)	۹۵±۳۸/۷$^{a/b}$	۱۱۳/۳±۴۰/۴$^{a/b}$	۱۶۰±۴۳/۷^{b}	۶۸/۳±۲۵/۹^{a}
فسفات (mg/l)	۰/۱۵±۰/۱^{a}	۰/۲۲±۰/۲^{a}	۰/۱۳±۰/۱^{a}	۰/۱۱±۰/۰۱^{a}
سولفات(mg/l)	۲۳۴/۲±۶۴/۹^{a}	۲۰۶/۶±۳۳/۲^{a}	۲۳۸/۷±۵۳/۱^{a}	۳۱۲/۲±۲۰۷/۵^{a}
نیترات(mg/l)	۰/۲۴±۰/۰۶^{a}	۰/۲۵±۰/۱۴^{a}	۰/۳۴±۰/۱۹^{a}	۰/۳۰±۰/۱۸^{a}
نیتریت(mg/l)	۰/۰۰۸±۰/۰۰۷^{a}	۰/۰۱۲±۰/۰۰۹^{a}	۰/۰۰۷۶±۰/۰۰۵^{a}	۰/۰۰۷۲±۰/۰۰۷^{a}
آهن(mg/l)	۰/۰۱۲±۰/۰۱^{a}	۰/۰۰۵±۰/۰۰۰۱^{a}	۰/۰۱۱±۰/۰۰۲^{a}	۰/۰۰۸±۰/۰۰۵^{a}

داده‌های دارای حروف یکسان در یک ردیف با هم اختلاف معنی دار ندارند (P>۰/۰۵).

جدول ۲. میانگین پارامترهای محیطی به تفکیک زمان نمونه برداری در مخازن چاه نیمه‌های سیستان

	ایستگاه			
پارامتر	تابستان ۹۲	پاییز ۹۲	زمستان ۹۲	بهار ۹۳
دما (C°)	۲۶/۵±۰/۱^{c}	۱۸/۴±۰/۸^{b}	۱۱/۸±۰/۲^{a}	۲۴/۳±۰/۹^{c}
pH	۸/۱۶±۰/۱۳^{a}	۸/۵۹±۰/۰۶^{b}	۸/۵۶±۰/۰۵$^{a/b}$	۷/۹۵±۰/۱۷^{a}
شفافیت (cm)	۷۲/۰۸±۲۵/۷^{a}	۱۲۱/۷±۳۲/۵^{a}	۱۱۲/۸±۷۲/۱^{a}	۱۴۳/۴±۴۴/۲^{a}
فسفات (mg/l)	۰/۱۲±۰/۰۱^{b}	۰/۰۶۸±۰/۰۳^{a}	۰/۰۶±۰/۰۳^{a}	۰/۳۸±۰/۱$^{a/b}$
سولفات (mg/l)	۱۶۴±۱۹/۶$^{a/b}$	۲۶۳/۳±۲۴/۶$^{a/b}$	۳۶۴/۹±۱۶۱/۱^{a}	۲۲۶/۲±۲۳/۹^{b}
نیترات (mg/l)	۰/۲۶±۰/۱۷^{a}	۰/۴۴±۰/۱۵^{a}	۰/۲۴±۰/۰۷^{a}	۰/۲۲±۰/۰۱^{a}
نیتریت (mg/l)	۰/۰۱۸±۰/۰۰۳^{a}	۰/۰۰۲±۰/۰۰۰۷^{a}	۰/۰۵±۰/۰۰۲^{a}	۰/۰۰۵±۰/۰۰۳^{b}
آهن (mg/l)	۰/۰۰۵۸±۰/۰۰۳^{a}	۰/۰۰۵±۰/۰۰۰۷^{a}	۰/۰۱۳±۰/۰۰۲^{a}	۰/۰۰۹۵±۰/۰۰۳^{a}

داده‌های دارای حروف یکسان در یک ردیف با هم اختلاف معنی دار ندارند (P>۰/۰۵).

تغییرات زمانی و مکانی فراوانی و تنوع جامعه فیتوپلانکتونی

بیشترین فراوانی جامعه فیتوپلانکتونی (۵۹۰۰۰ cell/l) در ایستگاه ۱چاه نیمه ۱ (دوره اول) ثبت گردید و کمترین فراوانی (۱۰۷۳۳ cell/l) در ایستگاه دوم چاه نیمه ۳ (دوره سوم) مشاهده شد. همچنین در مطالعه حاضر فراوانی جامعه فیتوپلانکتونی تغییرات فصلی واضح و معنی داری را نشان داد (P<0/05). بیشترین میانگین فراوانی فیتوپلانکتون در شهریور ماه (دوره اول) (۳۶۳۷۸ cell/l) و کمترین میانگین فراوانی در بهمن ماه (دوره سوم) (۱۲۰۸۹ cell/l) به دست آمد. تغییرات مقدار شاخص شانون به تفکیک مکان و زمان نمونه برداری در جدول شماره ۳ نشان داده شده است. با بررسی تنوع، کمترین و بیشترین مقدار شاخص شانون به ترتیب در چاه نیمه ۴ (۱/۹) و ۲ (۲/۲) به دست آمد و از نظر زمانی نیز کمترین و بیشترین مقدار این شاخص به ترتیب در دوره سوم (۱/۷) و دوره اول (۲/۳) حاصل شد.

تغییرات زمانی و مکانی میزان کلرفیل a

میانگین تغییرات مقدار کلروفیل a در هر یک از مخازن چاه نیمه در زمان‌های مختلف نمونه برداری در شکل ۲ نشان داد شده است. با توجه به این نمودار مشاهده می‌شود که روند تغییرات زمانی میزان کلروفیل در همه چاه نیمه‌ها مشابه بوده به طوریکه در هر چهار چاه نیمه روند تغییر مقدار کلروفیل از دوره اول به دوم صعودی بوده و در دوره سوم به کمترین حد خود رسیده و

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1395.5.4.5.6]

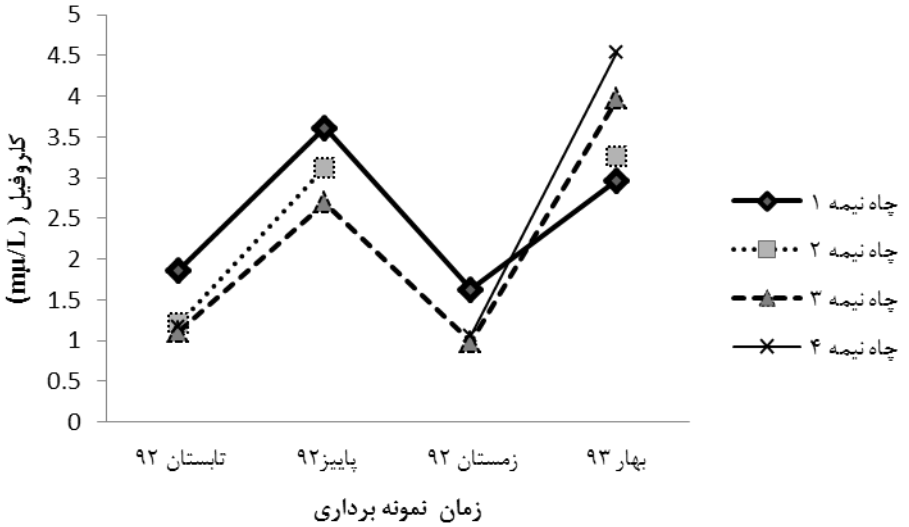
با گذر از این زمان دوباره روند صعودی مشاهده می‌شود. در تحقیق حاضر میانگین سالانه کلروفیل a در چاه نیمه‌های سیستان (µg/l) ۱/۱ ± ۲/۳۶ به دست آمد. بیشترین میزان کلروفیل a در چاه نیمه ۴ (۴/۵۴µg/l) در دوره چهارم حاصل شد و کمترین میزان آن در آب‌های چاه نیمه ۲ (۱/۰۳ µg/l) در دوره سوم ثبت گردید.

جدول ۳. جنس‌های فیتوپلانکتون شناسایی شده و درصد فراوانی و تنوع جنس‌ها به تفکیک زمان و مکان نمونه برداری در مخازن چاه نیمه‌های سیستان

فیتوپلانکتون		ایستگاه				فصل			
نام شاخه/جنس	میانگین فراوانی ($cells \times 10^4 L^{-1}$)	چاه نیمه ۱ (٪)	چاه نیمه ۲ (٪)	چاه نیمه ۳ (٪)	چاه نیمه ۴ (٪)	تابستان ۹۲ (٪)	پاییز۹۲ (٪)	زمستان ۹۲ (٪)	بهار ۹۳ (٪)
Bacillariophyta									
Asterionella	۰/۰۸۶۶	۳/۴۸	۴/۹۷	۲/۲۳	۳/۴۴	۰/۰۴	۴/۳۶	۵/۵۵	۲/۸۹
Navicula	۰/۱۲۴۴	۵.۸۶	۳/۰۹	۶/۰۱	۳/۱۴	۰/۰۰	۳/۷۷	۷/۶۸	۱۲/۲۸
Nitzschia	۰/۲۸۸۲	۱۵/۱۳	۱۴/۱۹	۱۰/۸۷	۶/۱۷	۱/۴۷	۱۲/۱۰	۱۵/۵۷	۲۰/۹۰
Synedra	۰/۰۰۵۳	۰/۱۷	۰/۲۸	۰/۲۰	۰/۲۳	۰/۰۴	۰/۵۸	۰/۰۰	۰/۰۰
Tabellaria	۰/۰۶۵۶	۳/۷۵	۰/۰۰	۳/۹۱	۲/۶۸	۰/۰۰	۰/۶۶	۳/۸۱	۱۰/۹۹
Mischococcus	۰/۰۱۲۳	۰/۰۰	۰/۵۲	۰/۰۰	۱/۲۸	۰/۴۱	۱/۱۲	۰/۰۰	۰/۰۰
Stephanodiscus	۰/۰۸۲۸	۰/۱۷	۰/۰۰	۰/۰۰	۱۰/۸۳	۶/۷۶	۴/۶۳	۰/۰۰	۰/۰۰
Chlorophyta									
Pediastrum	۰/۳۶۷۸	۱۰/۸۵	۱۴/۱۹	۱۶/۹۵	۱۶/۹۱	۱۲/۷۷	۱۱/۷۶	۱۷/۶۰	۱۹/۶۸
Staurastrum	۰/۴۵۵۹	۲۵/۶۸	۱۴/۹۹	۱۹/۲۴	۱۳/۲۵	۴/۱۵	۲۵/۹۸	۲۵/۲۹	۷/۴۵
Pandorina	۰/۱۱۲۴	۲/۸۳	۴/۴۰	۱/۳۹	۸/۴۰	۶/۲۰	۰/۲۴	۰/۵۹	۲۲/۷۴
Cosmarium	۰/۰۳۷۹	۰/۴۷	۰/۳۷	۰/۷۴	۳/۸۶	۴/۲۷	۱/۱۳	۰/۰۰	۰/۳۸
Tetraedron	۰/۰۴۵۸	۲/۷۵	۱/۸۳	۲/۴۲	۰/۷۱	۱/۹۲	۲/۷۴	۱/۳۸	۰/۰۰
Volvox	۰/۰۱۷۴	۰/۱۳	۱.۴۱	۰/۰۰	۱/۲۳	۰/۰۰	۱/۹۰	۰/۱۳	۰/۰۰
Sphaerocystis	۰/۰۱۶۷	۰/۹۷	۱/۰۳	۰/۵۹	۰/۲۳	۲/۵۷	۰/۰۰	۰/۰۷	۰/۰۰
Closterium	۰/۰۰۶۷	۰/۴۰	۰/۳۷	۰/۴۰	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۷۷	۰/۰۰	۰/۰۰
Coelastrum	۰/۰۳۴۰	۱/۴۷	۳/۱۴	۱/۲۴	۰/۲۱	۰/۰۰	۳/۵۸	۰/۴۳	۰/۰۰
Eudorina	۰/۱۰۳۸	۳/۱۳	۶/۲۸	۵/۸۰	۲/۲۴	۱۶/۰۷	۰/۲۵	۰/۰۰	۰/۰۰
Chlorella	۰/۰۵۶۷	۰/۹۴	۱/۵۵	۲/۵۲	۳/۹۸	۸/۹۶	۰/۰۰	۰/۰۰	۰/۰۰
Enteromorpha	۰/۰۱۵۴	۱/۱۴	۰/۷۵	۰/۶۱	۰/۰۷	۰/۰۰	۰/۶۲	۱/۳۸	۰/۰۰
Cyanophyta									
Oscillatoria	۰/۱۳۳۶	۵/۲۶	۱۱/۰۵	۵/۲۴	۱/۳۳	۱/۸۳	۷/۱۴	۸/۳۱	۰/۰۰
Merismopedia	۰/۰۲۹۰	۰/۹۰	۰/۸۹	۱/۳۴	۱/۵۴	۱/۶۲	۲/۱۷	۰/۰۰	۰/۰۰
Anabaena	۰/۰۲۰۴	۱/۱۰	۱/۱۲	۰/۵۹	۰/۵۲	۰/۲۳	۱/۶۹	۰/۵۹	۰/۰۰
Chroococcus	۰/۰۱۷۲	۰/۵۴	۱/۰۳	۰/۷۹	۰/۵۸	۰/۰۰	۱/۳۰	۰/۳۶	۱/۱۳
Aphanizomenon	۰/۰۲۵۵	۱/۶۷	۱/۸۳	۰/۸۹	۰/۰۰	۰/۰۰	۲/۴۵	۰/۵۹	۰/۰۰
Pyrrophyta									
Peridinium	۰/۰۱۵۶۵	۱/۲۲	۵/۰۶	۶/۰۴	۱۲/۳۵	۲۳/۵۷	۰/۶۶	۰/۲۳	۰/۰۰
Gymnodinium	۰/۰۵۱۹	۲/۷۵	۲/۴۸	۵/۳۵	۰/۳۸	۰/۶۰	۳/۳۱	۲/۵۳	۰/۳۸
Ceratium	۰/۰۹۰۸	۳/۵۰	۲/۶۲	۳/۱۱	۲/۳۳	۳/۶۰	۲/۷۵	۵/۶۲	۱/۱۹
Euglenophyta									
Euglena	۰/۰۴۷۵	۳/۷۵	۰/۵۶	۱/۸۴	۱/۰۶	۲/۹۴	۱/۴۲	۲/۳۰	۰/۰۰
Shannon-Wiener diversity index		۲/۱	۲/۲	۲	۱/۹	۲/۰۵	۲/۳	۲/۱	۱/۷

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1395.5.4.5.6]



شکل ۲. تغییرات زمانی میانگین میزان کلروفیل a

ارتباط جامعه فیتوپلانکتونی با عوامل محیطی

براساس نتایج به دست آمده در جدول ۴ مشاهده می‌شود که به طور کلی بین فراوانی گروه‌های مختلف فیتوپلانکتونی با مواد مغذی (به ویژه نیتریت و سولفات) رابطه معکوس وجود دارد. Bacillariophyta تنها با تغییرات pH رابطه معنی‌دار و مثبت نشان داد. در Cyanophyta نیز با تغییرات مقدار فسفات رابطه معنی‌دار و مثبت مشاهده شد. Pyrrophyta با دما رابطه معنی‌دار و مثبت و با دو عامل pH و سولفات رابطه معنی‌دار و معکوس نشان داد. Euglenophyta با pH ارتباطی معنی‌دار و مثبت داشته و با نیتریت رابطه‌ای معنی‌دار و معکوس را نشان می‌دهد.

جدول ۴. ضریب همبستگی پیرسون بین فراوانی فیتوپلانکتون و پارامترهای محیطی

	دما	شفافیت	pH	سولفات	فسفات	نیترات	نیتریت	آهن
Bacillariophyta	-۰/۲۱۹	۰/۱۸۴	۰/۳۹۵*	۰/۳۲۹	۰/۰۰۱	۰/۲۱۳	-۰/۶۰۳**	۰/۱۰۷
Chlorophyta	-۰/۰۰۴	-۰/۲۸۳	۰/۰۰۹	-۰/۲۰۶	۰/۳۳۲	۰/۱۹۹	-۰/۳۱۳	-۰/۱۵۰
Cyanophyta	۰/۲۷۱	۰/۲۹۲	۰/۰۲۱	-۰/۲۲۱	۰/۳۲۱*	۰/۰۱۶	-۰/۲۹۷	۰/۲۶۶
Pyrrophyta	۰/۵۹۹**	-۰/۲۶۲	-۰/۳۸۱*	-۰/۵۵۳**	۰/۱۳۳	۰/۳۳۵	۰/۲۹۲	۰/۲۴۱
Euglenophyta	۰/۱۲۵	۰/۱۱۲	۰/۳۹۱*	-۰/۰۵۳	-۰/۱۳۲	۰/۲۴۶	-۰/۵۴۵**	-۰/۳۱۸

*معنی داری در سطح ۵ درصد

** معنی داری در سطح ۱ درصد

بحث

عوامل محیطی مانند دما، pH، شفافیت، مواد مغذی و ذرات ماسه ای معلق در آب نقش مهمی را در مشخص کردن ترکیب و تنوع جوامع فیتوپلانکتونی ایفا می‌کنند که برای برخی از گروه‌ها مطلوب و برای برخی دیگر محدودکننده هستند (Aktan *et al*., 2005). در طول مطالعه حاضر بین ایستگاه‌ها از نظر دما، pH، فسفات، نیترات، نیتریت و آهن اختلاف معنی‌دار مشاهده نشد که این یکسان بودن شرایط فیزیکو- شیمیایی آب می‌تواند ناشی از گردش مداوم آب بین این مخازن باشد. ورود آب از رودخانه هیرمند و در کنار آن برداشت مداوم آب از این مخازن جهت مصارف کشاورزی و نوشیدنی سبب گردش منظم آب بین این مخازن می‌شود. تنها در ارتباط با شفافیت تفاوت بین ایستگاه‌ها معنی‌دار بود که این امر می‌تواند به علت تفاوت در عمق چاه نیمه‌ها باشد. این در حالی است که اختلاف این پارامترها بین دوره‌های مختلف نمونه‌برداری معنی‌دار بوده است که نشان دهنده اثر معنی‌دار فصل بر این پارامترهاست.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1395.5.4.5.6]

در تحقیق حاضر در آب‌های چاه نیمه سیستان ۲۸ جنس فیتوپلانکتونی از ۵ شاخه Bacillariophyta، Chlorophyta، Cyanophyta، Pyrrophyta، Euglenophyta شناسایی گردید. ارزیابی فیتوپلانکتونی در این ناحیه غالبیت Chlorophyta را از نظر تعداد جنس و فراوانی نسبت به سایر گروه‌های فیتوپلانکتونی در دوره مطالعه نشان داد که با نتایج مطالعه Einollahipeer و همکاران (۲۰۱۳) همخوانی دارد و همچنین مشابه تالاب انزلی (Sabkara and Makaremi, 2004) و تالاب استیل آستارا (Gharibkhany *et al*., 2010) است. در پژوهش حاضر مشاهده شد که تغییرات فراوانی جامعه فیتوپلانکتونی به طور مشخصی از چرخه زمانی تبعیت می‌کند به طوری که کمترین فراوانی و تنوع فیتوپلانکتونی در دوره سوم نمونه‌برداری (بهمن ماه-دوره سرد سال) و فراوانی و تنوع بیشتر در دوره‌های گرم مشاهده شد. ثابت شده است که فراوانی سلول‌های فیتوپلانکتونی در فصل زمستان به علت کاهش شدت نور و دمای آب کاهش می‌یابد اما افزایش تابش نور و دما با گذشت زمستان، از عواملی هستند که باعث توسعه فراوانی جلبکی می‌شوند (Buzzi, 2002). از این رو کاهش فراوانی و تنوع فیتوپلانکتونی در دوره سوم در مخازن چاه نیمه‌ها احتمالاً به دلیل کم شدن نور و طول روز و کاهش دما باشد (King *et al*., 2002).

در این مطالعه روند تغییرات جمعیت Chlorophyta به گونه‌ای بود که بیشترین فراوانی و تنوع را به ویژه در دوره‌های گرم سال دارا بودند و در مطالعه Einollahipeer و همکاران (۲۰۱۳) نیز نتایج مشابهی گزارش شده است. بنابراین حضور مداوم این شاخه از فیتوپلانکتون در تمامی فصول و همچنین تراکم بیشتر آن می‌تواند ناشی از توان بالای این شاخه در ماندگاری در شرایط مختلف طبیعی در چاه نیمه‌ها باشد. وجود ترکیبات نشاسته‌ای، روغن و کارتنوئیدی در این شاخه سبب دوام آنها در شرایط سخت محیطی از جمله خشکسالی و یا سرمای طولانی شده که موجب برتری این گروه نسبت به سایر رقبا می‌شود (Esmaili Sari, 2000). Bacillariophyta نیز از نظر فراوانی در مطالعه حاضر بعد از شاخه Chlorophyta قرار داشته و بیشترین فراوانی آنها در دوره سرد مشاهده شد. مقایسه دیاتومه‌ها با شاخه‌های دیگر فیتوپلانکتونی نشان داده است که آنها در لایه سطحی آب پخش می‌شوند و در دوره سرد سال به حداکثر تعداد خود می‌رسند (Ganjian *et al*., 2004). بیشترین درصد فراوانی هر دو گروه (دیاتومه‌ها و کلروفیتا) در چاه نیمه ۱ دیده می‌شود که احتمالاً مرتبط با مواد مغذی در دسترس بیشتر در این مخزن می‌باشد.

یکی دیگر از مشخصات ساختار جامعه فیتوپلانکتونی مشاهده شده در این مطالعه همبستگی مثبت فراوانی دوتاژکداران (اعضای شاخه Pyrrophyta) با دما و افزایش فراوانی آنها در دوره‌های گرم به ویژه در دوره چهارم (اردیبهشت ماه) می‌باشد. در مطالعه Einollahipeer و همکاران (۲۰۱۳) بیشترین فراوانی این شاخه در زمستان ثبت شده که با نتایج مطالعه حاضر همخوانی ندارد. مطالعات نشان می دهد که دمای بالا و شدت نور زیاد برای دوتاژکداران شرایط مطلوب هستند (Havens *et al*., 2003; Kanoshina *et al*., 2003) که افزایش فراوانی این شاخه را در دوره گرم سال در مخازن چاه نیمه توجیه می کند. در بین جنس‌های این گروه Ceratium و Gymnodinium غالب بودند. اعضای هر دو جنس به علت ایجاد شکوفایی سمی از گونه‌های مضر به حساب می‌آیند که برای سلامت انسان و اکوسیستم خطر آفرین هستند. در سال‌های اخیر شکوفایی جلبکی مضر به یک موضوع اساسی و گسترده در آب‌های ساحلی سراسر جهان تبدیل شده است (Smayda, 1997; Hallegraeff, 1993). به نظر می‌رسد که این امر ناشی از توسعه پدیده مذکور توسط عوامل طبیعی و انسانی باشد که از جمله این عوامل می‌توان به مکانیسم‌های طبیعی پراکندگی گونه‌ها (مانند انتقال از طریق باد و جریانات دریایی)، تغییرات اقلیمی و ایجاد شرایط مناسب، افزایش بار مواد مغذی آب‌ها (در اثر ورود رواناب‌های خشکی، فاضلاب‌های خانگی، کشاورزی و صنعتی، فعالیت‌های آبزی‌پروری) اشاره کرد. افزایش فراوانی سیانوباکتری‌ها نیز در این مطالعه در دوره‌های گرم ثبت گردید. دمای بالا (Kanoshina *et al*., 2003) و افزایش شدت تابش (Havens *et al*., 2003) شرایط مناسب جهت افزایش فراوانی این گروه می-باشند. بنابراین احتمالاً فراوانی بیشتر این شاخه در دوره گرم سال به علت دمای بالاتر و شدت تابش بیشتر در این زمان می-باشد.

در مطالعه حاضر، کلروفیتا، دیاتومه‌ها، دوتاژکداران و سیانوباکتری‌ها روابط متفاوتی را با سطوح مختلف مواد مغذی نشان دادند که این امر نشان می‌دهد که هر یک از چهار گروه اصلی فیتوپلانکتونی آب‌های مخازن چاه نیمه‌های سیستان آشیان‌های اکولوژیک (نیچ‌های) مواد مغذی مستقلی دارند که نتیجه آن می‌تواند تغییر در فراوانی و غالبیت گروه‌های فیتوپلانکتونی باشد و

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1395.5.4.5.6]

با یافته‌های سایر محققین مطابقت دارد (Domingues *et al*., 2005; Pilkaityte and Razinkovas, 2007). همبستگی فراوانی سه شاخه از فیتوپلانکتون در پژوهش حاضر با تغییرات pH حاکی از اهمیت این پارامتر در فراوانی جامعه فیتوپلانکتون در مخازن چاه نیمه است. دامنه محدود تغییرات pH در این مطالعه نشان دهنده پایداری و ثبات بسیاری از جنس‌های فیتوپلانکتونی است که به دامنه تغییرات کم pH سازگار شده‌اند و تغییرات شدید را نمی‌توانند تحمل کنند. Peterson و همکاران (۱۹۸۴) نشان دادند که اهمیت pH به عنوان یک فاکتور مؤثر بر فیتوپلانکتون به علت اثراتش بر فرآیند جذب مواد مغذی و تعادل مواد مغذی است. از این رو جایگزینی برخی از شاخه‌ها با شاخه‌های دیگر، غالب شدن آنها در فصول خاص و توالی فیتوپلانکتونی در اکوسیستم‌های آبی از جمله مخازن چاه نیمه در نتیجه تغییرات فاکتورهای فیزیکی (نور، شوری، اکسیژن، pH، دما) و جریانات شیمیایی و مواد غذایی ضروری و عوامل زیستی رخ می‌دهد (King *et al*., 2002)

کلروفیل a مهم‌ترین رنگدانه فتوسنتزی است و در تمام گروه‌های فیتوپلانکتون وجود دارد. بنابراین می‌تواند به عنوان شاخص بیومس فیتوپلانکتون استفاده شود. وقوع غلظت‌های بالای فیتوپلانکتون که در عکس العمل نسبت به ورود مواد مغذی گیاهان (به خصوص فسفر) ناشی از فعالیتهای انسانی رخ می‌دهد موجب آثار مضر متعدد درمحیط‌های آبی شده و در نتیجه مطالعه مقادیر غلظت کلروفیل a، توزیع و تغییرات فصلی آن از اهمیت ویژه‌ای در مطالعات محیط زیستی برخوردار است. میزان متوسط سالانه کلروفیل a برای مخازن چاه نیمه‌ها ۰/۲٤ ± ۲/۳٦ µg/l به دست آمد که بر این اساس می‌توان مخازن چاه نیمه را جزو مناطق الیگوتروف دسته بندی نمود (Giovanardi and Tromellini, 1992). به طور کلی غلظت کم مواد مغذی پایین بودن میزان تولید در این مخازن را نسبت به یک اکوسیستم یوتروفی توجیه می‌کند (Polat and Terbiyik, 2013). همچنین بررسی تغییرات زمانی میزان کلروفیل چاه نیمه‌های سیستان نشان داد که در همه ایستگاه‌ها بیشترین میزان کلروفیل a در دوره دوم (آبان ماه) و دوره چهارم (اردیبهشت ماه) و کمترین میزان در دوره سوم (بهمن ماه) مشاهده شد. مطالعات نشان داده که میزان کلروفیل در ارتباط با مقدار مواد مغذی، درجه حرارت (تغییرات فصلی)، کدورت و ترکیب جامعه فیتوپلانکتونی می‌باشد (Malone, 1980; Felip and Catalan, 2000). از این رو کاهش دما و کاهش شدت نور نسبت به سایر فصول و فراوانی کمتر کلروفیت‌ها (سرشار از رنگدانه سبز هستند) احتمالاً عوامل موثر در پایین بودن تولید در بهمن ماه می‌باشند. همچنین تلاطم شدید آب در دوره اول نمونه برداری ناشی از توفان‌های ۱۲۰ روزه منطقه سیستان می‌تواند عامل اصلی پایین بودن میزان تولید در این دوره نسبت به آبان و اردیبهشت ماه باشد. بررسی توزیع مکانی میزان کلروفیل در بین چاه نیمه‌های سیستان نشان می‌دهد که کمترین میزان میانگین سالانه کلروفیل مربوط به چاه نیمه ۳ بوده و بیشترین مقدار در چاه نیمه ۱ ثبت گردید. تغییرات سالانه مواد مغذی در این مخازن نشان می دهد که کمترین میزان فسفر در چاه نیمه ۳ و بیشترین مقدار فسفر در چاه نیمه ۱ وجود دارد که کمتر بودن فسفر در چاه نیمه ۳ احتمالاً مربوط به عمق بیشتر این مخزن نسبت به سایر مخازن چاه نیمه‌ها باشد که مدت زمان بیشتری طول می‌کشد تا چرخه فسفر از بستر به سطح کامل شود. مطالعات نشان داده که فسفر نقش موثری (محدود کننده اولیه) در ایجاد محدودیت تولید (فیتوپلانکتون) در دریاچه های آب شیرین دارد (Hecky and Kilham, 1988; Elser *et al*., 2007). ایجاد محدودیت در تولید تحت تاثیر میزان فسفر در دریاها نیز گزارش شده است (Downing *et al*., 1999; Elser *et al*., 2007). از این رو احتمالاً عامل اصلی موثر در مقدار کمتر کلروفیل در چاه نیمه ۳ و مقدار بیشتر در چاه نیمه ۱ مربوط به ماده مغذی فسفر باشد. در چاه نیمه ۴ نیز به علت داشتن کمترین میانگین عمق، مواد مغذی با سهولت بیشتری در دسترس تولید کنندگان در سطح قرار گرفته که نتیجه آن افزایش فراوانی تولیدکنندگان و افزایش تولید در این چاه نیمه می‌باشد. بنابراین به طور کلی تفاوت مشاهده شده در چاه نیمه‌ها از نظر میزان کلروفیل را می‌توان به احتمال زیاد به علت تفاوت در میزان مواد مغذی نسبت داد. از طرف دیگر در منطقه سیستان به طور معمول، شدت نور خورشید و دسترسی به آن در دوره‌های گرم بسیار بالا بوده و معمولاً کمبودی از این لحاظ در بین تولیدکنندگان وجود ندارد.

در مطالعه حاضر ۲۸ جنس فیتوپلانکتونی از ۵ شاخه Bacillariophyta، Chlorophyta، Cyanophyta، Pyrrophyta، Euglenophyta شناسایی گردید. شاخه Chlorophyta بیشترین فراوانی و تعداد جنس را در جامعه فیتوپلانکتونی در مخازن چاه نیمه‌های سیستان دارا بود و حضور تمامی اعضای این شاخه در تمامی فصول مشاهد شد. تغییرات ساختار جامعه فیتوپلانکتونی در این مخازن از چرخه فصلی پیروی کرده که در ارتباط با تغییرات عوامل محیطی می‌باشد. همچنین غلظت

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1395.5.4.5.6]

مواد مغذی و میزان تولید (کلروفیل a) در این مخازن پایین بوده که از این لحاظ در گروه اکوسیستم‌های الیگوتروف قرار می‌گیرند.

تشکر و قدردانی

این طرح با همکاری و حمایت اداره کل شیلات سیستان انجام شده است.

منابـع

Aktan, A., Tufekçi, V., Tufekçi, H., Aykulu, G. 2005. Distribution patterns, biomass estimates and diversity of phytoplankton in İzmit Bay (Turkey). Estuarine, Coastal and Shelf Science. 64: 372-384.

Anneville, O., Gammeter, S., Straile, D. 2005. Phosphorus decrease and climate variability: mediators of synchrony in phytoplankton changes among European peri-alpine lakes. Freshwater Biology. 50: 1731-1746.

Burford, M.A., O'Donohue, M.J. 2006. A comparison of phytoplankton community assemblages in artifi cially and naturally mixed subtropical water reservoirs. Freshwater Biology. 51: 973-982.

Buzzi, F. 2002. Phytoplankton assemblages in two sub-basins of Lake Como. Limnolgy. 61: 117-128.

Calijuri, M.C., Dos Santos, A.C.A., Jati, S. 2002. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, S.P. Brazil). Plankton Reserch. 24: 617-634.

Chengxue, M.A., Hongxian, Y.U. 2013. Phytoplankton community structure in reservoirs of different trophic status, Northeast China. Oceanology and Limnology. 31: 471-481.

Domingues, R.B., Barbosa, A., Galvao, H. 2005. Nutrients, light and phytoplankton succession in a temperate estuary (the Guadiana**,** south-western Iberia). Estuarine Coastal and Shelf Science. 64: 249-260.

Downing, J.A., McClain, M., Twilley, R., Melack, J.M., Elser, J., Rabalais, N.N., Lewis, W.M.,Turner, R.E., Corredor, J., Soto, D., Yanez-Arancibia, A., Kopaska, J.A., Howarth, R.W. 1999. The impact of accelerating land-use change on the N-cycle of tropical aquatic ecosystems: current conditions and projected changes. Biogeochemistry. 46: 109-148.

Einollahipeer, F., Okati, N., Gharai, A., Ghafari, M. 2013. Survey of diversity and density of planktons from Chahnimeh Reservoirs in Sistan. Fisheries. 66: 211-223. (in Persian)

Elser, J.J., Bracken, M.E.S., Cleland, E.E., Gruner, D.S., Harpole, W.S.H., Hillebrand, H., Ngai, J.T., Seabloom, E.W., Shurin, J.B., Smith, J.E. 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. Ecology Letters. 10: 1135-1142.

Esmaili Sari, A. 2000. Bacteria, fungi, algae and freshwater invertebrates. 1st edition. Iranian Fisheries Research organization. 536 p. (in Persian)

Felip, M., Catalan, J. 2000. The relationship between phytoplankton biovolume and chlorophyll in a deep oligotrophic lake: decoupling in their spatial and temporal maxima. Plankton Research. 22: 91-106.

Ganjian, A., fazli, H., Mokhlogh, A., Kiyhansani, A. 2004. The distribution survey of phytoplankton in the southern part of Caspian Sea. Environmental Sciences. 1: 65-72.

Gemelgo, M.C.P., Mucci, J.L.N., Navas, P.D. 2009. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, Sao Paulo), Brazilian journal of Biology. 69: 1001-1013.

Gharibkhany, M., Tatina, M., Ramezanpoor, Z., Chobian, F. 2010. Studying the diversity, density and abundance of phytoplanktons of Esteel lagoon in Astara. Fisheries. 3: 41-54. (in Persian)

Giovanardi, F., Tromellini, E. 1992. Statistical assessment of trophic conditions, application of OECD methodology to the marine environment. Science of the Total Environment.182: 211-233.

Hallegraeff, G.M. 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. Phycologia. 32: 79-99.

Havens, K.E., James, R.T., East, T.L., Smith, V.H. 2003. N:P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. Environmental Pollution. 122: 379-390.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1395.5.4.5.6]

Hecky, R.E., Kilham, P. 1988. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. Limnology and Oceanography. 33: 796-822.

Hotzel, G., Croom, R. 1999. A phytoplankton methods manual for Australian Freshwaters, LWRRDC Occasional Paper. 58 p.

Huisman, J., Van Oostveen, P., Weissing, F.J. 1999. Critical depth and critical turbulence: two different mechanisms for the development of phytoplankton blooms. Limnology and Oceanography. 44: 1781-1797.

Kanoshina, I., Lips, U., Leppanen, J.M. 2003. The influence of weather conditions (temperature and wind) on Cyanobacterial bloom development in the Gulf of Finland (Baltic Sea). Harmful Algae. 2: 29-41.

King, L., Jones, R.I., Barker, P. 2002. Seasonal variation in the epilithic algal communities from four lakes of different trophic state. Hydrobiology. 154: 177-198.

Lira, G.A.S.T, Bittencourt-Oliveira, M.D.C., Moura, A.D.N. 2009. Structure and Dynamics of Phytoplankton Community in the Botafogo Reservoir-Pernambuco-Brazil. Brazilian Archives of Biology and Technology. 52: 493-501.

Lopez, N.L., Rondon, C.A.R., Zapata, A., Jimenez, J., Villamil, W., Arenas, G., Rincon, C., Sanchez, T. 2012. Factors controlling phytoplankton in tropical high-mountain drinking-water reservoirs. Limnetica. 31: 305-322.

Malone, T.C. 1980. Algal size. In: Morris, I. (ed.). The Physiological Ecology of Phytoplankton. Blackwell Scientific Publications, Oxford. pp. 433-463.

Moncheva, S., Parr, B. 2010. Manual for phytoplankton sampling and analysis in the Black Sea. UNDP-GEF publication. 65 p.

Parson, T.R., Maita.Y., Lalli, C.M. 1992. A manual of chemical and biological methods for sea water analysis. Pergman press. New York. 184 p.

Peterson, H.G., Healey, F.P., Wagemann, R. 1984. Metal toxicity to algae: A high pH dependent phenomenon. Fisheries and Aquatic Sciences. 41: 974-979.

Pilkaityte, R., Razinkovas, A. 2007. Seasonal changes in phytoplankton composition and nutrient limitation in a shallow Baltic lagoon. Boreal Environment Research. 12: 551-559.

Polat, S., Terbiyik, T. 2013. Variations of planktonic chlorophyll-a in relation to environmental factors in a mediterranean coastal system (Iskenderun bay, northeastern mediterranean sea). Sains Malaysiana. 42: 1493-1499.

Robarts, R.D., Zohary, T., Jarvis, A.C., Pais-Madeira, C.M., Sephton, L.M., Combrink, S. 1992. Phytoplankton and zooplankton population dynamics and production of a recently formed African reservoir. Hydrobiologia. 237: 47-60.

Roy, S. 2008. Spatial interaction among nontoxic phytoplankton, toxic phytoplankton, and zooplankton: Emergence in space and time. Biological Physics. 34: 459-474.

Sabkara, j., Makaremi, M. 2004. Distribution and abundance of phytoplankton and their role in Anzali wetland in the years 1997 to 1999. Fisheries. 13: 87-114. (in Persian)

Shams, M., Afsharzadeh, S. 1999. The study seasonal changes in phytoplankton Lake Zayandeh-Rood. Iranian Journal of Biology. 21: 784-795. (in Persian)

Shanker, P.H. 2010. Phytoplankton diversity in lakes of Mysore district, Karnataka state, India. The Ecoscan. 4: 453-57.

Smayda, T.J. 1997. Harmful algal blooms: their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea. Limnology and Oceanography. 42: 1137-1153.

Straskraba, M., Tundisi, J.G. 2000. Diretrizespara o gerenciamento de lagos: gerenciamento daqualidade dos lagos. São Carlos – São Paulo. 280 p.

Tian, Y., Huang, B., Yu, C., Chen, N., Hong, H. 2014. Dynamics of phytoplankton communities in the Jiangdong reservoir of Jiulong River, Fujian, South China. Oceanology and Limnology. 32: 255-265.

Tiffany, L.H., Britton, M.E. 1971. The Algae of Illinois, Hafner Publishing Company, New York. 407 p.

Thornton, K.E., Kimmel, B.L., Payne, F.E. 1990. Reservoir Limnology: Ecological perspectives. John Wiley and Sons. New York. 246 p.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-20]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1395.5.4.5.6]