

پراکنش و فراوانی فیتوپلانکتون و اثر گیاه سنبل آبی (*Eichhornia crassipes*) در تالاب عینک، استان گیلان

سیامک باقری^۱، مرضیه مکارمی^۱، علیرضا میرزاجانی^{۱*}

*armirzajani@gmail.com

۱- موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، پژوهشکده آبرزی پروری آبهای داخلی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، بندرانزلی، ایران

تاریخ دریافت: مرداد ۱۳۹۷

تاریخ پذیرش: آبان ۱۳۹۷

چکیده

این پژوهش برای شناسایی، تعیین ترکیب و فراوانی فیتوپلانکتون در تالاب عینک طی سال ۱۳۹۶ انجام گردید. براساس مشخصات دریاچه، نمونه ها از ۴ ایستگاه در پیکره آبی جمع آوری گردیدند. در این مطالعه ۳۰ جنس فیتوپلانکتونی از شاخه های باسیلاروفیتا (۹ جنس)، کلروفیتا (۷ جنس)، سیانوفیتا (۹ جنس)، داینوفلاژلا (۲ جنس) و اگلنوفیتا (۳ جنس) شناسایی گردیدند. یافته ها نشان داد، سیانوفیتا با میانگین فراوانی $31/3 \pm 21/4$ میلیون سلول در لیتر، فیتوپلانکتون غالب (۹۴ درصد) تالاب عینک بوده است. جنس *Oscillatoria* از شاخه سیانوفیتا دارای بیشترین فراوانی ($28/2$ میلیون سلول در لیتر) در تالاب عینک بوده است. شاخه اگلنوفیتا کمترین فراوانی را با میانگین 30300 ± 4800 سلول در لیتر در مدت مطالعه داشت. همچنین در تالاب عینک جنس های *Lepocinclis* و *Euglena* از شاخه اگلنوفیتا که شاخص آب های آلوده اند، مشاهده شد. یافته ها بیانگر کاهش تراکم فیتوپلانکتون در ایستگاههای با حضور گیاه سنبل آبی بود، بطوریکه فراوانی فیتوپلانکتون از ۵۸ میلیون سلول در لیتر در ایستگاههای بدون گیاه سنبل آبی، به $1/7$ میلیون سلول در لیتر در ایستگاههای با حضور گیاه سنبل آبی رسید ($p < 0/05$). افزایش گیاه غیر بومی سنبل آبی (*Eichhornia crassipes*) سبب کاهش فتوسنتز و فراوانی فیتوپلانکتون شده است که در صورت عدم کنترل آن اثرات منفی بیشتر بر اکوسیستم تالاب عینک خواهد گذاشت. جلوگیری از افزایش بار مواد مغذی، مبارزه بیولوژیک، شیمیائی و یا مکانیکی با گیاه غیر بومی سنبل آبی برای احیاء این اکوسیستم حائز اهمیت است.

لغات کلیدی: فیتوپلانکتون، فراوانی، سنبل آبی، تالاب عینک

*نویسنده مسئول

مقدمه

تالاب‌ها و اکوسیستم‌های آبی کشور به منزله سرمایه‌های ارزشمندی هستند که در حفظ آب‌های زیرزمینی، تعدیل آب و هوا موثر می‌باشند و زیستگاه گونه‌هایی از جمله ماهیان، پرندگان آبی و پستانداران محسوب می‌گردند. حفظ این سیستم‌های پیچیده اکولوژیک و سود جستن از منابع بی‌شمار اقتصادی، تفرجگاهی، ژنتیکی تنها منوط به مطالعه و شناخت دقیق هر تالاب می‌باشد (مولا و عبودی، ۱۳۹۴). تالاب عینک یکی از جاذبه‌های طبیعی استان گیلان است که در شهر رشت واقع شده است. این تالاب بزرگترین تالاب شهری ایران و دومین تالاب بزرگ استان گیلان می‌باشد. یکی از ویژگی‌های این تالاب قرار گرفتن در مسیر مهاجرت پرندگان است و هر ساله پرندگان مهاجر بسیاری این تالاب را به عنوان زیستگاه خود انتخاب می‌کنند (Hazermoshar *et al.*, 2016). متأسفانه ورود فاضلاب‌ها و هجوم گیاهان آبی مهاجم همچون سنبل آبی به این تالاب، آن را به مرز نابودی کشانده است. گیاه غیر بومی سنبل آبی (*Eichhornia crassipes*) به عنوان گیاهی تزئینی در آکواریوم‌های رو باز، حوض حیاط منازل و دریاچه‌های مصنوعی داخل پارکها، همراه با گیاهان آبی و سایر آبیان استفاده می‌شود. گیاه سنبل آبی جزء یکی از ده گونه گیاه مشکل‌ساز و خطرناک مهاجم در جهان محسوب می‌شود. افزایش جمعیت سنبل آبی می‌تواند موجب کاهش تولیدات اولیه و مرگ و میر ماهیان در اثر کاهش اکسیژن آب و ایجاد زیستگاه برای انواع پشه‌ها شود، برخی مناطق کشور آلوده به این گیاه شده است که نمونه بارز آن برخی آبیندان‌های استان گیلان همچون تالاب عینک رشت و تالاب انزلی می‌باشد. یافته‌ها نشان می‌دهد که نبود فرهنگ زیست محیطی، عدم آگاهی کافی در خصوص گونه‌های گیاهی و جانوری غیر بومی و فقدان مدیریت صحیح در این زمینه، تالاب عینک را تبدیل به یک اکوسیستم رو به زوال کرده است. در حالیکه این تالاب با دارا بودن چشم‌اندازهای زیبا قابلیت زیادی برای تبدیل به پارک شهری دارد و با برنامه‌ریزی صحیح می‌تواند به عنوان یکی از تفرج‌گاههای

شهر، نیازهای تفریحی ساکنین شهر و گردشگران را برطرف سازد (پورسلیمی و رادمنش، ۱۳۹۲). مطالعه جوامع فیتوپلانکتونی اکوسیستم‌های آبی، به دلیل اهمیت آنها در هرم غذایی به عنوان تولید کنندگان اولیه، دارای ضرورت ویژه است. این موجودات در پائین ترین طبقه هرم اکولوژیک قرار دارند و هر گونه تغییرات جمعیت و تنوع گونه‌ای فیتوپلانکتون سبب ایجاد اثرات منفی بر اکوسیستم می‌گردد. جوامع فیتوپلانکتون در برابر تغییرات محیطی واکنش بسیار سریع نشان می‌دهند. ساختار جمعیت پلانکتون به شدت به میزان مواد مغذی وابسته است (Bagheri *et al.*, 2010). به طور کلی، جمعیت جوامع فیتوپلانکتونی در زمانهای متفاوت ثابت نیست و دارای تغییرات فصلی می‌باشند. به دلیل دوره زندگی کوتاه شاخص مهم برای آلودگی‌های زیست محیطی و تغییرات اقلیمی بشمار می‌رود (Richardson, 2008). لذا، هر گونه آلودگی و اثرات مخرب زیستی به جوامع پلانکتونی تاثیر مستقیم بر ذخایر آبیان خواهد گذاشت. مطالعات ساختار پلانکتونی در تالاب‌ها و دریاچه‌های طبیعی، مصنوعی در قالب مطالعات جامع شیلاتی از دهه ۵۰ توسط مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان آغاز گردید. از مهمترین آنها در سالهای اخیر می‌توان مطالعات جامع شیلاتی دریاچه سد ارس، مطالعات جامع شیلاتی دریاچه‌های مهاباد و ماکو، مطالعات جامع شیلاتی دریاچه دشت مغان، مطالعات دریاچه شورابیل به منظور آبی‌پروری، مطالعات پلانکتون دریاچه حسنلو، مطالعات پلانکتون تالاب انزلی، مطالعات دریاچه‌های الخج و اردلان، مطالعات دریاچه‌های میزراخانلو و شویر، مطالعات دریاچه قلعه چای، مطالعه جوامع پلانکتونی دریاچه چیتگر و مطالعه لیمنولوژیک دریاچه نئور (صفائی، ۱۳۷۶)؛ عبدالملکی، ۱۳۸۰؛ سبک آرا و مکارمی، ۱۳۸۲ و ۱۳۸۱؛ باقری، ۱۳۸۵؛ خداپرست، ۱۳۸۶؛ روحی، ۱۳۸۹؛ میرزاجانی، ۱۳۸۹؛ یوسف زاد، ۱۳۹۱؛ خداپرست، ۱۳۹۵؛ باقری و همکاران، ۱۳۹۵؛ باقری و مکارمی، ۱۳۹۶) اشاره کرد. مطالعه ساختار فیتوپلانکتونی در تالاب عینک بخشی از طرح "مطالعات مطالعه اثر سموم بر زیسمندان تالاب‌ها

تامین آب آن از چشمه های جوشان کف تالاب بوده است و از ۳ قسمت آبگیر شرقی، میانی و غربی تشکیل شده است. عمق آن ۴-۱/۶ متر است (Hazermoshar *et al.*, 2016). بر اساس مشخصات تالاب ۴ ایستگاه در پیکره محیط آبی انتخاب گردید. ایستگاههای ۱ و ۲ در منطقه جنوبی تالاب (شبه جزیره) و تمام سطح آن پوشیده از گیاه سنبل آبی بود. ایستگاههای ۳ و ۴ در قسمت غربی تالاب و در پیکره اصلی و بدون حضور گیاه سنبل آبی بودند. تمامی نقاط ایستگاههای نمونه برداری با استفاده از GPS مدل (CSxGarmin) 60 ثبت گردیدند (شکل ۱، جدول ۱). نمونه برداری از فیتوپلانکتون، در ۲ مرحله طی ماههای مرداد و مهر ۹۶، ساعت ۱۰-۱۲/۳۰ صورت پذیرفت.

(پلانکتون، بنتوز و ماهی) برای کنترل شیمیائی گیاه سنبل آبی" است که با همکاری اداره کل حفاظت محیط زیست استان گیلان با پژوهشکده آبی پروری آبهای داخلی کشور در سال ۱۳۹۵ شروع شد. بررسی حاضر، با اهداف شناسائی، تعیین ترکیب و فراوانی فیتوپلانکتون و همچنین تاثیر گیاه غیر بومی سنبل آبی بر ترکیب و جمعیت فیتوپلانکتون برای اولین بار در تالاب عینک انجام گردید.

مواد و روش کار

منطقه مورد مطالعه

تالاب عینک دارای طول بیش از ۵ کیلومتر و عرض متوسط ۱۵۰ متر است و پهنه آبی آن ۴۴ هکتار و حریم و پهنه ساحلی و خشکی آن ۱۶۳ هکتار است. منبع اصلی



شکل ۱: ایستگاههای نمونه برداری از فیتوپلانکتون در تالاب عینک، ماههای مرداد و مهر ۱۳۹۶
Figure 1: The sampling stations of phytoplankton in the Eynak wetland, Aug-Oct 2018.

جدول ۱: طول و عرض جغرافیایی ایستگاههای نمونه برداری در

تالاب عینک، ماههای مرداد و مهر ۱۳۹۶

Table 1: The situation of sampling stations in the Eynak wetland, Aug-Oct 2018.

ردیف	ایستگاه	طول شرقی	عرض شرقی
۱	سنبل ۱	۴۹.۵۴۹۷	۳۷.۲۷۰۸
۲	سنبل ۲	۴۹.۵۴۹۶۱	۳۷.۲۷۲۰۱
۳	شاهد ۱	۴۹.۵۵۲۹۴	۳۷.۲۷۲۸۱
۴	شاهد ۲	۴۹.۵۵۵۶۹	۳۷.۲۷۲۶

جدول ۲: گروههای فیتوپلانکتون شناسایی شده در تالاب

عینک، ماههای مرداد و مهر ۱۳۹۶

Table 2: Phytoplankton taxa identified in the Eynak wetland, Aug-Oct 2018.

ردیف	شاخه	تعداد جنس		
		مرداد	مهر	جمع
۱	Bacillariophyta	۶	۸	۹
۲	Cyanophyta	۸	۵	۹
۳	Chlorophyta	۲	۷	۷
۴	Dinoflagellata	۲	۱	۲
۵	Euglenophyta	۳	۳	۳
	جمع	۲۱	۲۴	۳۰

روش نمونه برداری و شمارش فیتوپلانکتون

نمونه برداری فیتوپلانکتون با استفاده از روتنر یک لیتری در لایه های سطح و عمق در ایستگاهها انجام گردید. به دلیل فقدان لایه بندی حرارتی، نمونه های سطح و کف بعد از انتقال به سطل ۱۰ لیتری همگن شدند و به میزان یک لیتر آب وارد ظروف و با فرمالین ۴٪ تثبیت گردیدند (APHA, 2005). پس از همگن سازی در محفظه های ۵ میلی لیتری رسوب داده شدند و با استفاده از کلیدهای معتبر (Newell and Newell, 1977; Thorp and Boney, 1989; Covich, 2001; Sourina, 1978) شناسایی و سپس شمارش شدند و تعداد آنها در واحد حجم (یک لیتر) محاسبه گردید. جهت آنالیز آماری از آزمون ناپارامتری کروسکال والیس برای مقایسه نوسانات فراوانی فیتوپلانکتون، در نرم افزار SPSS استفاده گردید.

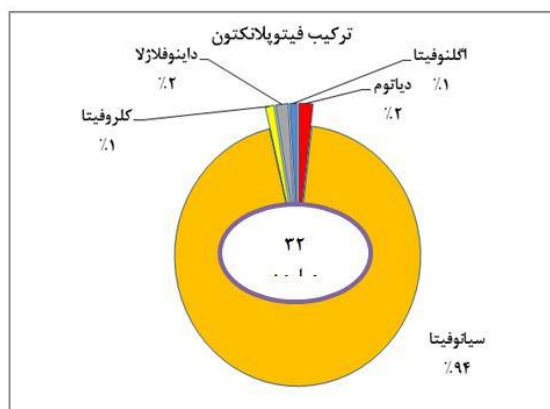
نتایج

ترکیب و فراوانی گروههای فیتوپلانکتون

چک لیست گروههای فیتوپلانکتون تالاب عینک در ماههای مرداد و مهر ۱۳۹۶ در جدول ۲ ارائه شده است. در این بررسی تعداد ۳۰ جنس از ۵ شاخه فیتوپلانکتونی در تالاب شناسایی گردیدند، بیشترین جنس متعلق به شاخه های Bacillariophyta و Chlorophyta تعداد ۹ جنس و کمترین جنس را شاخه Dinoflagellata با تعداد ۲ جنس دارا بودند. تعداد گروههای فیتوپلانکتونی شناسایی شده در مرداد و مهر با تعداد ۲۴ و ۲۱ جنس بوده است (جدول ۲).

ساختار جمعیت فیتوپلانکتون

بررسی ها نشان داد، غالب فراوانی فیتوپلانکتون از شاخه سیانوفیتا میزان ۹۴ درصد بوده است. سایر شاخه های فیتوپلانکتون ۶ درصد از ساختار فیتوپلانکتون را تشکیل داده بودند (شکل ۲)، میانگین فراوانی فیتوپلانکتون ۳۲ میلیون لیتر در سلول طی مدت مطالعه بوده است.

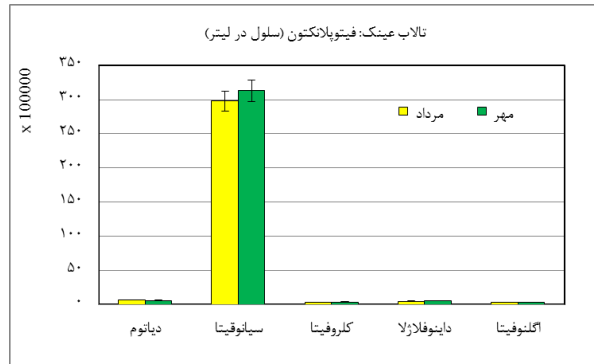


شکل ۲: ساختار فیتوپلانکتون در تالاب عینک، ماههای مرداد و مهر ۱۳۹۶

Figure 2: Phytoplankton structure in the Eynak wetland, Aug-Oct 2018.

یافته ها نشان داد، فراوانی شاخه سیانوفیتا در ماههای مرداد و مهر تقریباً به بیش از ۳۰ میلیون سلول در لیتر رسید، کمترین فراوانی مربوط به شاخه کلروفیتا با میزان تقریباً ۳۵۰ هزار سلول در لیتر بوده است (شکل ۳).

مرداد) و ۱ میلیون سلول در لیتر (ماه مهر) بخود اختصاص دادند. یافته‌ها نشان داد، جنس *Oscillatoria* از شاخه سیانوفیتا با میزان ۲۸/۲ میلیون در ماه مرداد و ۱۷/۶ میلیون سلول در لیتر در ماه مهر دارای حداکثر فراوانی بین جنس‌های فیتوپلانکتون در تالاب عینک بود. همچنین از شاخه کلروفیتا جنس *Scenedesmus* دارای بیشترین فراوانی بود، بطوریکه میزان فراوانی آن ۸۰۰-۳۰۰ هزار سلول در لیتر در ماههای مرداد و مهر متغیر بود. شاخه اگلنوفیتا دارای ۳ جنس در این تالاب بود. بیشترین فراوانی را جنس *Euglena* با میزان ۱۴۵-۱۳۷ هزار سلول در لیتر در ماههای مرداد و مهر بخود اختصاص داد. کمترین جنس‌های شناسائی شده به تعداد ۲ جنس مربوط به شاخه داینوفلاژلا بود که بیشترین تراکم آن در ماه مرداد با میزان ۲۷۵ هزار سلول در لیتر ثبت گردید (جدول ۳).



شکل ۳: فراوانی شاخه‌های فیتوپلانکتون در تالاب عینک،

ماههای مرداد و مهر ۱۳۹۶

Figure 3: Phytoplankton phylum abundance in the Eynak wetland, Aug-Oct 2018.

آزمون آماری اختلاف معنی‌دار بین شاخه‌های فیتوپلانکتون نشان داد ($p < 0.05$). از دیاتوم‌ها جنس‌های *Navicula* و *Attheya* بیشترین فراوانی را بترتیب با میزان ۲۰۰ هزار سلول در لیتر (ماه

جدول ۳: فهرست گروه‌های فیتوپلانکتون شناسائی شده و فراوانی (سلول در لیتر) آنها در تالاب عینک، ماههای مرداد و مهر ۱۳۹۶

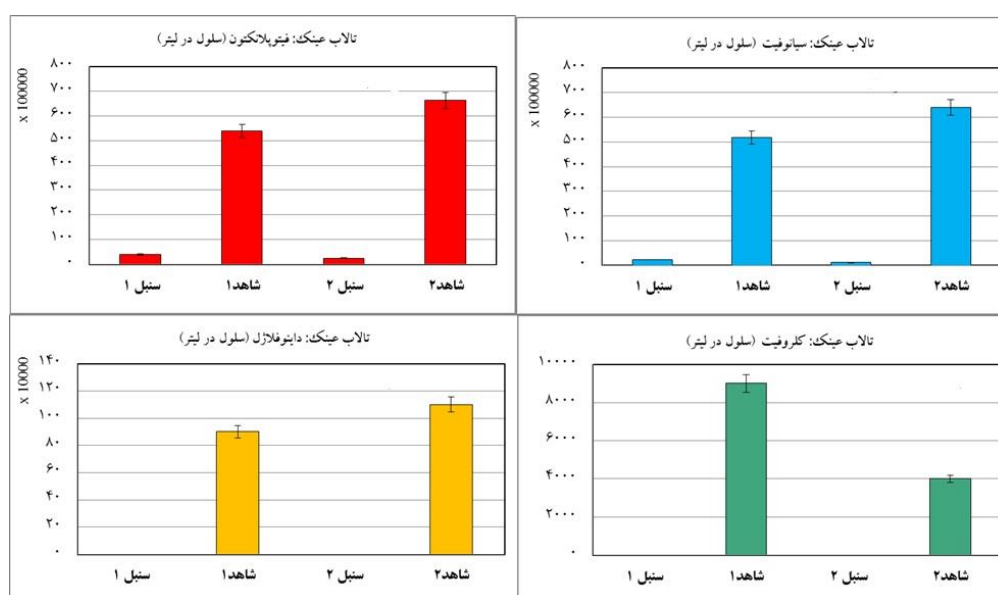
Table 3: The list of Phytoplankton taxa and abundance in the Eynak wetland, Aug-Oct 2018.

ردیف	شاخه	جنس	مرداد ۱۳۹۶		مهر ۱۳۹۶	
			میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار
۱	Bacillariophyta	Achnnithies	۶۲۵۰۰	۷۵۰۰۰	۷۵۰۰۰	۱۵۰۰۰۰
۲	Bacillariophyta	Atteya	۰	۰	۱۰۵۰۰۰	۱۵۰۸۸۶۳
۳	Bacillariophyta	Cocconneis	۰	۰	۱۵۰۰۰	۳۰۰۰۰
۴	Bacillariophyta	Cyclotella	۷۵۰۰۰	۹۵۷۴۳	۱۵۵۰۰۰	۱۶۷۶۳۱
۵	Bacillariophyta	Gomphonema	۱۶۲۵۰۰	۲۹۲۶۱۷	۵۰۰۰۰	۱۰۰۰۰۰
۶	Bacillariophyta	Navicula	۲۰۰۰۰۰	۲۴۴۹۴۹	۱۰۰۰۰	۲۰۰۰۰۰
۷	Bacillariophyta	Nitzschia	۱۱۲۵۰۰	۱۰۳۰۷۸	۱۷۵۰۰۰	۱۷۰۷۸۳
۸	Bacillariophyta	Synedra	۶۲۵۰۰	۱۲۵۰۰۰	۰	۰
۹	Bacillariophyta	Stephnodiscus	۰	۰	۴۰۰۰۰	۴۸۹۹۰
۱۰	Cyanophyta	Anabaena	۶۱۲۵۰۰	۸۱۶۸۸۷۹	۰	۰
۱۱	Cyanophyta	Anabaenopsis	۱۲۵۰۰۰	۱۸۹۲۹۷	۷۵۰۰۰۰	۹۵۷۴۲۷
۱۲	Cyanophyta	Gomphosphaeria	۱۰۰۰۰۰	۱۴۱۴۲۱	۵۰۰۰۰	۱۰۰۰۰۰
۱۳	Cyanophyta	Merismopedia	۲۰۰۰۰۰	۴۰۰۰۰۰	۰	۰
۱۴	Cyanophyta	Oscillatoria	۲۸۲۳۷۵۰۰	۳۲۰۸۲۲۷۴	۱۷۶۱۰۰۰۰	۲۰۵۳۹۵۳۳
۱۵	Cyanophyta	Microcystis	۱۷۵۰۰۰	۲۵۹۸۰۸	۲۰۰۰۰	۴۰۰۰۰
۱۶	Cyanophyta	Thiospira	۰	۰	۱۲۳۵۰۰۰۰	۲۴۶۳۳۷۸
۱۷	Cyanophyta	Rhaphidiopsis	۲۷۵۰۰۰	۳۴۰۳۴۳	۰	۰
۱۸	Cyanophyta	Spirulina	۷۵۰۰۰	۱۵۰۰۰۰	۰	۰
۱۹	Cyanophyta	Chladophora	۰	۰	۱۵۰۰۰۰	۳۰۰۰۰۰
۲۰	Cyanophyta	Golenkinia	۰	۰	۲۵۰۰۰	۵۰۰۰۰

ردیف	شاخه	جنس	مهر ۱۳۹۶		مرداد ۱۳۹۶	
			انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار	میانگین
۲۱	Cyanophyta	Oscystis	۴۷۲۵۸	۳۵۰۰۰	۰	۰
۲۲	Cyanophyta	Ankistrodesmus	۲۰۶۱۵۵	۱۷۵۰۰۰	۵۰۰۰۰	۲۵۰۰۰
۲۳	Cyanophyta	Scenedesmus	۱۳۴۶۶۰۱	۸۰۰۰۰۰	۳۸۲۹۷۱	۳۰۰۰۰۰
۲۴	Cyanophyta	Micractinium	۱۰۰۰۰۰	۵۰۰۰۰	۰	۰
۲۵	Cyanophyta	Tetraedron	۵۰۰۰۰	۲۵۰۰۰	۰	۰
۲۶	Dinoflagellata	Peridinium	۱۵۰۰۰۰	۱۲۵۰۰۰	۵۵۰۰۰۰	۲۷۵۰۰۰
۲۷	Dinoflagellata	Phormidium	۰	۰	۴۵۰۰۰۰	۲۲۵۰۰۰
۲۸	Euglenophyta	Euglena	۲۲۸۲۵۴	۱۴۵۰۰۰	۱۳۷۶۸۹	۱۳۷۵۰۰
۲۹	Euglenophyta	Phacus	۱۴۶۹۶۹	۸۰۰۰۰	۹۵۷۴۳	۷۵۰۰۰
۳۰	Euglenophyta	Lepocinclis	۱۰۰۰۰	۵۰۰۰	۱۸۹۲۹۷	۱۲۵۰۰۰

(ایستگاه فقدان گیاه سنبل آبی) در مدت مطالعه در نوسان بود. تغییرات فراوانی شاخه های سیانوفیتا، کلروفیتا و داینوفلاژلا در ایستگاه های حضور گیاه سنبل آبی (سنبل ۱ و ۲) و فقدان گیاه سنبل آبی (شاهد ۳ و ۴) مشابه آنچه که برای فیتوپلانکتون اشاره شد، مشاهده گردید. همچنین فراوانی داینوفلاژلا و کلروفیتا در ایستگاههای حضور گیاه سنبل آبی صفر و در ایستگاههای شاهد فراوانی آنها بیشترین میزان بود (شکل ۴). براساس آنالیز آماری بین ایستگاه های سنبل و شاهد اختلاف معنی دار مشاهده شد ($p < 0.05$).

یافته‌ها نشان داد، فراوانی فیتوپلانکتون در ایستگاه های حضور گیاه سنبل آبی کمتر از ایستگاههای شاهد بوده است (شکل ۴). فراوانی فیتوپلانکتون در ایستگاه سنبل ۱ به میزان ۴ میلیون سلول در لیتر اندازه گیری شد، در حالیکه فراوانی فیتوپلانکتون در ایستگاه شاهد ۱ (ایستگاه فقدان گیاه سنبل آبی) افزایش شدیدی را با میزان ۵۴ میلیون سلول در لیتر نشان داد (شکل ۴). این روند تغییرات در ایستگاه سنبل ۲ و شاهد ۲ نیز مشاهده شد، بطوریکه فراوانی فیتوپلانکتون بین ۲/۵ و ۶۶ میلیون سلول در لیتر بترتیب در ایستگاههای سنبل ۲ و شاهد ۲



شکل ۴: فراوانی فیتوپلانکتون در ایستگاههای حضور و عدم حضور سنبل آبی در تالاب عینک، ماههای مرداد و مهر ۱۳۹۶

Figure 4: Phytoplankton abundance at the stations of present and lack *Eichhornia crassipes* in the Eynak wetland, Aug-Oct 2018.

بحث

مطالعات فیتوپلانکتون تالاب عینک نشان داد، از نظر میزان شاخه های شناسائی شده با تالاب انزلی، دریاچه های مهاباد، ماکو، اردلان، قلعه چای و نئور مشابه بوده است (جدول ۴). بجز دریاچه تهم که تعداد شاخه های فیتوپلانکتون آن ۷ عدد بود (میرزاجانی، ۱۳۸۸)، تعداد شاخه های فیتوپلانکتون در بقیه دریاچه ها با اختلاف یک عدد در مقایسه با تالاب عینک مشاهده شد (جدول ۴). از نظر تنوع جنس های فیتوپلانکتونی تعداد جنس های

تالاب عینک تقریباً مشابه دریاچه های میرزاخانلو با ۳۲ جنس (میرزاجانی، ۱۳۸۹) و قلعه چای با ۲۷ جنس (یوسف زاد، ۱۳۹۱) بوده است. بر اساس مطالعات پیشین بیشترین تنوع جنس های فیتوپلانکتون را دریاچه های تهم با ۴۵ جنس (میرزاجانی، ۱۳۸۸)، مهاباد با ۵۳ عدد (عبدالملکی، ۱۳۸۰)، ماکو با ۴۸ عدد (سبک آرا و مکارمی، ۱۳۸۲) و تالاب انزلی با ۶۲ عدد (میرزاجانی و همکاران ۱۳۸۸) داشتند (جدول ۴).

جدول ۴: تنوع شاخه ها و جنس های فیتوپلانکتون در دریاچه های ایران
Table 4: Diversity of phylum and genera of phytoplankton in the Iranian lakes.

منبع	فیتوپلانکتون		دریاچه	استان
	جنس	شاخه		
عبدالملکی، ۱۳۸۰	۵۳	۵	مهاباد	آذربایجان غربی
سبک آرا و مکارمی، ۱۳۸۲	۴۸	۵	ماکو	آذربایجان غربی
سبک آرا و مکارمی، ۱۳۹۲	۴۱	۴	ارس	آذربایجان غربی
باقری، ۱۳۸۵	۳۴	۴	دشت مغان	اردبیل
میرزاجانی، ۱۳۸۸	۴۵	۷	تهم	زنجان
میرزاجانی و همکاران، ۱۳۸۹	۶۲	۵	تالاب انزلی	گیلان
میرزاجانی، ۱۳۸۹	۳۶	۶	شویر	زنجان
میرزاجانی، ۱۳۸۹	۳۲	۶	میرزاخانلو	زنجان
روحی، ۱۳۸۹	۴۰	۶	الخلج	آذربایجان شرقی
روحی، ۱۳۸۹	۳۶	۵	اردلان	آذربایجان شرقی
یوسف زاد، ۱۳۹۱	۲۷	۵	قلعه چای	آذربایجان شرقی
باقری و همکاران، ۱۳۹۶	۳۵	۶	چیتگر	تهران
Mirzajani et al., 2011	۳۷	۵	نئور	اردبیل
مطالعه حاضر	۳۰	۵	عینک	گیلان

(عبدالملکی، ۱۳۸۰)، دریاچه میرزاخانلو ۱۶ میلیون سلول در لیتر (میرزاجانی، ۱۳۸۹)، دریاچه قلعه چای ۱۶ میلیون سلول در لیتر (یوسف زاد، ۱۳۹۱)، دریاچه شویر ۱۵ میلیون سلول در لیتر (میرزاجانی، ۱۳۸۹)، دریاچه حسنلو ۵ میلیون سلول در لیتر (سبک آرا، ۱۳۸۱)، دریاچه چیتگر ۲/۵ میلیون سلول در لیتر (باقری و مکارمی، ۱۳۹۶)، دریاچه ماکو ۲/۴ میلیون سلول در لیتر، (سبک آرا و مکارمی، ۱۳۸۲) و دریاچه تهم ۲/۲ میلیون سلول در لیتر (میرزاجانی، ۱۳۸۸) بوده است. بر این اساس تالاب

میانگین فراوانی فیتوپلانکتون در تالاب عینک با میانگین ۳۲ میلیون سلول در لیتر اندازه گیری شد (شکل ۳)، در مقایسه ای با سایر دریاچه ها و تالاب ها، در مطالعات پیشین میانگین فراوانی فیتوپلانکتون در تالاب انزلی ۶۶ میلیون لیتر در سلول (سبک آرا و مکارمی، ۱۳۸۲)، دریاچه ارس ۴۶ میلیون سلول در لیتر (سبک آرا و مکارمی، ۱۳۹۲)، دریاچه الخلیج ۲۸ میلیون سلول در لیتر (روحی، ۱۳۸۹)، دریاچه ارسباران ۱۸ میلیون سلول در لیتر (عابدینی، ۱۳۹۲)، دریاچه مهاباد ۱۷ میلیون سلول در لیتر

عینک در رتبه سوم از نظر تراکم فیتوپلانکتون بعد از تالاب انزلی و دریاچه ارس در منابع آبی کشور قرار گرفته است. در غالب دریاچه‌ها و اکوسیستم‌های آبی همچون دریاچه ارس (سبک آرا و مکارمی، ۱۳۹۲) دریاچه‌های مهاباد و ماکو (سبک آرا و مکارمی، ۱۳۸۲)، دریاچه‌های شویر و میرزاخانلو (میرزاجانی، ۱۳۸۹)، دریاچه دشت مغان (باقری، ۱۳۸۵)، دریاچه ارسباران (عابدینی، ۱۳۹۲)، دریاچه‌های الخلیج و اردلان (روحی، ۱۳۸۹)، تالاب انزلی (میرزاجانی و همکاران، ۱۳۸۸) و دریاچه نئور (خداپرست، ۱۳۹۵) جنس‌های *Euglena*، *Phacus* از شاخه *Euglenophyta* جنسهای *Oscillatoria* و *Microcystis* از شاخه سیانوفیتا و جنس‌های *Ankistrodesmus* و *Scenedesmus* از شاخه کلروفیتا حضور داشتند که از فیتوپلانکتون‌های شاخص آبهای آلوده می‌باشند (Palmer, 1996؛ Li and Mathias, 1994). در بررسی حاضر نیز گروه‌های فیتوپلانکتونی مذکور در تالاب عینک دارای بیشترین فراوانی بودند (جدول ۳) و مشابه مطالعات پیشین بود. بعلاوه، از شاخه باسیلاروفیتا از جنس‌های *Navicula*، *Melosira*، *Nitzschia*، *Synedra* که شاخص آبهای آلوده هستند، در مدت مطالعه در تالاب عینک نیز حضور داشتند (جدول ۳). بر اساس مطالعات Winder و همکاران (۲۰۰۹)، جنس‌های فیتوپلانکتون از شاخه‌های اگلنوفیتا و سیانوفیتا در دریاچه‌هایی که دارای غلظت مواد مغذی زیاد هستند و تحت تاثیر فعالیتهای انسانی می‌باشند، به وفور مشاهده می‌شوند (Bellinger and Sigeo, 2010). افزایش دمای آب در تابستان و ورود مواد مغذی از فاضلاب‌های غرب شهر رشت با حجم ۲۰۰ لیتر در ثانیه (خبرگزاری تسنیم، ۱۳۹۵) باعث شکوفائی سیانوفیتا از جنس‌های سمی *Oscillatoria* و *Microcystis* با فراوانی بیش از ۲۸ میلیون سلول در لیتر در تالاب عینک گردیده است (جدول ۳). همچنین مطالعات خداپرست (۱۳۸۶)، باقری و مکارمی (۱۳۹۶)، Resende و همکاران (۲۰۰۷)، در دریاچه‌های طبیعی و اکوسیستم‌های آبی مؤید مطالعه حاضر بوده است.

فراوانی فیتوپلانکتون در ایستگاه‌های مختلف تفاوت محسوسی را در تالاب عینک داشت، بطوریکه در ایستگاه‌های حضور سنبل آبی (۱ و ۲) به دلیل حضور پر تراکم این گیاه آبی مانع از ورود نور و فتوسنتز در آنها گردیده بود و فراوانی فیتوپلانکتون در ایستگاه‌های فوق تقریباً ۲۰ برابر کمتر از ایستگاه‌های عدم حضور سنبل آبی (شاهد: ۳ و ۴) مشاهده شد (شکل ۴). این روند تغییرات فراوانی، در شاخه‌های سیانوفیتا، کلروفیتا، دینوفلاژلا در ایستگاه‌های حضور سنبل آبی و ایستگاه‌های شاهد مشابه بود. بنابراین، حضور گیاه سنبل آبی سبب کاهش تراکم فیتوپلانکتون و نهایت کاهش تولیدات اولیه در تالاب عینک گردید و بر اساس یافته‌های حاضر تالاب عینک در گروه اکوسیستم‌های با سطح تغذیه گرائی بالا می‌باشد.

در پژوهش حاضر، ساختار فیتوپلانکتون و اثر گیاه سنبل آبی در تالاب عینک رشت برای اولین بار در مرداد و مهر ۹۶ گزارش شد و سعی شد تا ترکیب، پراکنش و فراوانی فیتوپلانکتون در این اکوسیستم آبی ارائه شود. جنس‌های فیتوپلانکتونی شاخص آبهای آلوده بیشترین فراوانی را در تالاب عینک داشتند و علت آن زیاد بودن غلظت مواد مغذی و بالا بودن دمای آب در ماه‌های مرداد و مهر بوده است. براساس یافته‌ها، غالب فراوانی فیتوپلانکتون این اکوسیستم آبی *Oscillatoria* sp. از شاخه سیانوفیتا بوده است و بیشتر گونه‌های آن نیز سمی می‌باشند. از اینرو، کنترل و جلوگیری شکوفائی این گونه از فیتوپلانکتون در تالاب عینک و مبارزه با گیاه سنبل آبی از اهمیت ویژه برخوردار است. در صورت عدم اعمال مدیریت صحیح توسط شهرداری و محیط زیست در حفاظت و توسعه پایدار این تالاب، روند فراغنی شدن بیشتر این اکوسیستم پیش رو خواهد بود.

تشکر و قدردانی

این مطالعه در قالب پروژه به شماره مصوب ۹۵۱۰۹۱-۹۵۰۳۹-۱۰۸-۱۲-۷۳-۱۲۴ در تالاب‌های استان گیلان انجام گردید، از مدیرکل محیط زیست استان گیلان و پژوهشکده آبی پروری آبهای داخلی، همچنین همکاران محترم بخش اکولوژی آقاییان مهندس یعقوبعلی زحمتکش،

منابع

- اسمعیل یوسف زاد در نمونه برداری ها و خانم فریبا مددی در آماده سازی نمونه ها در آزمایشگاه پلانکتون، بدلیل کمکهایشان طی مدت مطالعه سپاسگزاری می گردد.
- باقری، س. و مکارمی، م.**، ۱۳۹۶. ارزیابی اکولوژیک جوامع فیتوپلانکتون در دریاچه شهدای خلیج فارس چیتگر- تهران طی سال های ۹۲-۹۳، ۲۶(۱): ۱۲۶-۱۱۳.
- باقری، س.**، ۱۳۸۵. مطالعه لیمنولوژیک دریاچه دشت مغان. اداره کل شیلات استان اردبیل، پژوهشکده آبی پروری آبهای داخلی. موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور. ۶۷ صفحه.
- باقری، س.**، **سبک آرا، ج.**، **یوسف زاد، ا.** و **زحمتکش، ی.**، ۱۳۹۵. مطالعه اکولوژیک جوامع زئوپلانکتون دریاچه شهدای خلیج فارس (چیتگر-تهران) و اولین گزارش از ژله ماهی آب شیرین (*Craspedacusta* sp.) در ایران. مجله علمی شیلات ایران، ۲۵(۵): ۱۱۳-۱۲۸.
- DOI: 10.22092/ISFJ.2017.110319
- پورسلیمی، ش. ا. و رادمنش، ف.**، ۱۳۹۲. از زباله دانی تا تفرجگاه نمونه موردی تالاب عینک رشت. اولین همایش حفاظت از تالاب ها و اکوسیستم های آبی ایران، همدان، ۲۲ مرداد ۱۳۹۷.
- خبرگزاری تسنیم.**، ۱۳۹۵. ورود فاضلاب به تالاب عینک متوقف شد. قابل دسترسی به اینترنت: <https://www.tasnimnews.com/fa/news/1395/06/05/1166309> . دسترسی به سایت: ۲ مرداد ۹۶
- خداپرست، ح.**، ۱۳۸۶. طرح جامع شیلاتی و پتانسیل ماهی دار کردن دریاچه شورابیل. اداره کل شیلات استان اردبیل، پژوهشکده آبی پروری آبهای داخلی، ۱۳۳ صفحه.
- خداپرست، ح.**، ۱۳۹۵. مطالعات مدیریت جامع دریاچه نئور به منظور احیاء و حفاظت پایدار از دریاچه و
- مطالعات لیمنولوژیک دریاچه نئور. پژوهشکده آبی پروری آبهای داخلی، ۱۹۴ صفحه.
- روحی، ج. د.**، ۱۳۸۹. مطالعه دریاچه های سد خاکی اردلان و الخلیج استان آذربایجان شرقی بمنظور آبی پروری. پژوهشکده آبی پروری آبهای داخلی، موسسه تحقیقات شیلات ایران، ۷۰ صفحه.
- سبک آرا، ج. و مکارمی، م.**، ۱۳۸۲. بررسی تراکم و پراکنش پلانکتونی در دریاچه سد ماکو. مجله علمی شیلات ایران، ۱۲(۲): ۴۶-۲۹. DOI: 10.22092/ISFJ.2003.113595
- سبک آرا، ج. و مکارمی، م.**، ۱۳۸۱. گزارش پلانکتون طرح جامع شیلاتی دریاچه سد حسنلو. پژوهشکده آبی پروری آبهای داخلی، موسسه تحقیقات شیلات ایران، صفحه ۲۵-۲۲.
- سبک آرا، ج. و مکارمی، م.**، ۱۳۹۲. پراکنش و فراوانی پلانکتونی و نقش آن ها در پرورش ماهی در دریاچه سد ارس. مجله توسعه آبی پروری، ۷(۲): ۵۹-۴۱.
- صفائی، س.**، ۱۳۷۶. گزارش نهایی مطالعات جامع ارس. شرکت سهامی شیلات ایران. معاونت تکثیر و پرورش آبزیان. مرکز تحقیقات ماهیان استخوانی دریای خزر، ۱۴۰ صفحه.
- عابدینی، ع.**، ۱۳۹۲. بررسی لیمنولوژیکی مقدماتی دریاچه پشت سد ارسباران در آذربایجان شرقی با هدف توسعه آبی پروری، پژوهشکده آبی پروری آبهای داخلی، موسسه تحقیقات شیلات ایران، ۶۳ صفحه.
- عبدالملکی، ش.**، ۱۳۸۰. بررسی جامع شیلاتی دریاچه های ماکو و مهاباد. پژوهشکده آبی پروری آبهای داخلی، موسسه تحقیقات شیلات ایران، ۱۰۹ صفحه.
- مولا، س. و عبودی، ج.**، ۱۳۹۴. اهمیت و کارکردهای مهم تالاب ها در حفظ محیط زیست، سومین همایش سراسری کشاورزی و منابع طبیعی پایدار، تهران، ۲ مرداد ۹۷.
- میرزاجانی، ع.**، ۱۳۸۸. بررسی لیمنولوژی دریاچه سد تهم استان زنجان. سازمان جهاد کشاورزی استان زنجان. مدیریت شیلات استان زنجان. پژوهشکده ۱۰۱

- Sedimentological and Mineralogical Characterization of Surficial Sediments in Eynak Marsh (North of Iran). *Open Journal of Geology*, 6: 640-659.
- Li, S. and Mathias, J., 1994.** Freshwater Fish Culture in China: Principles and Practice, Volume 28, 1st Edition, U.S. Elsevier Science, 445P.
- Mirzajani, A.R., Heidari O. and Khodaparast, H., 2011.** Some biological aspects of *Gammarus lacustris* Sars, 1863 in Neur Lake Ardabil province, Iran. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 10(2): 242- 253.
- Newell, G.E. and. Newell, R.C., 1977.** Marine plankton aprtical guide. 5th Edn., Hutchinson, London. 244P.
- Palmer, C.M., 1977.** Algae and Water Pollution. Municipal Environmental Research Laboratory Office of Research and Development, USEPA EPA/600/9-77-036.
- Resende, P., Azeiteiro, U.M., Goncalves, F. and Pereira, M.J., 2007.** Distribution and ecological preferences of diatoms and dinoflagellata in the west Iberian coastalzone (North Portugal). *ActaOecologica*, 32: 224–235. DOI: 10.1016/j.actao.2007.05.004
- Richardson, A.J., 2008.** In hot water: zooplankton and climate change ICES. *J. Marine Science*, 65: 279–295. DOI: 10.1093/icesjms/fns028.
- Sourina, A., 1978.** Phytoplankton manual, United nations educational, Scientific and Culture Organization Paris, 337P.
- آبزی پروری آبهای داخلی، موسسه تحقیقات شیلات ایران، ۶۹ صفحه.
- میرزاجانی، ع.، ۱۳۸۹.** بررسی لیمنولوژی دریاچه شویر و میرزاخانلو استان زنجان. سازمان جهاد کشاورزی استان زنجان. مدیریت شیلات استان زنجان. پژوهشکده آبزی پروری آبهای داخلی، موسسه تحقیقات شیلات ایران، ۸۰ صفحه.
- میرزاجانی، ع.، خداپرست، ح.، بابائی، ه.، عابدینی، ا. و قندی، د.، ۱۳۸۸.** روند فراغنی شدن تالاب انزلی با استفاده از اطلاعات ده ساله ۱۳۸۱–۱۳۷۱. مجله محیط شناسی، ۵۲: ۷۶–۶۵.
- یوسف زاد، ا.، ۱۳۹۱.** مطالعات منابع آبی قلعه چای در استان آذربایجان شرقی. پژوهشکده آبزی پروری آبهای داخلی، موسسه تحقیقات شیلات ایران، ۱۰۴ صفحه.
- APHA., 2005.** Standard method for the examination of water and wastewater. Washigton, DC, USA. 1265 p.
- Bagheri, S., Mashhor, M., Makaremi, M., Mirzajani A., Babaei H., Negarestan H. and Wan-Maznah W.O., 2010.** Distribution and composition of phytoplankton in the south-western Caspian Sea during 2001–2002, a comparison with previous surveys. *World Journal of Fish and Marine Sciences*, 2: 416–426.
- Bellinger, E.G. and Sige, D.C., 2010.** Freshwater Algae: Identification and Use as Bioindicators. John Wiley and Sons publication, 136P.
- Boney, A.D., 1989.** Phytoplankton. Edward annoid. British Library Cataloguing Publication data, 118P.
- Hazermoshar, A., Lak, R., Espahbood, M.R., Ghadimvand, N.K. and Farajzadeh, R., 2016.** Geochemical,

Thorp, J.H. and Covich, A.P., 2001. Ecology and classification of North American Freshwater Invertebrates, Second Edition-Academic Press, 1056P.

Winder, M., Reuter, J.E. and Schladow, S.G., 2009. Lake warming favours small-sized planktonic diatom species. *Proceedings of the Royal Society*, 276: 427–435. DOI: 10.1098/rspb.2008.1200.

Distribution, phytoplankton abundance and impact of *Eichhornia crassipes* in the Eynak Wetland, Guilan state-Iran

Bagheri S.¹; Makaremi M.¹; Mirzajani A.^{1*}

*armirzajani@gmail.com

1-Iranian Fisheries Sciences Research Institute, Inland Waters Aquaculture Research Center, Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO), Anzali, Iran

Abstract

This study focused on identification, phytoplankton structure and abundance in the Eynak wetland in 2017. Based on the condition of wetland, the samples were collected at 4 stations in the water body. This study identified 30 phytoplankton taxa comprised of Diatoms (9 genus), Chlorophyta (7 genus), Cyanophyta (9 genus), Dinoflagellata (2 genus) and Euglenophyta (3 genus) in the lake. The finding showed, the Cyanophyta abundance dominated (94 %) with average of 31300000 ± 21400000 cells.l⁻¹ in the Eynak wetland. The Cyanophyta *Oscillatoria* sp. was toxin which had been the highest abundance almost 28200 000 cells.l⁻¹ in the wetland. The lowest abundance was comprised of Euglenophyta almost 303000 ± 48000 cells.l⁻¹ during the study. Furthermore, there were the Euglenophyta *Lepocinlis* sp. and *Euglena* sp. in the wetland, which are water polluted index. The finding showed, decline of phytoplankton abundance at the *Eichhornia crassipes* stations and the abundance received from almost 1700000 to 5800 0000 cells.l⁻¹ at the stations of without *E. crassipes*. The increase in *E. crassipes* is reason of photosynthesis decries and phytoplankton abundance in the wetland which no control of *E. crassipes*, would be more negative impact in the Eynak wetland. The decrease of nutrients level and biological, chemical and mechanical control on *E. crassipes* are important for resuscitation of the ecosystem.

Keywords: Phytoplankton, abundance, *Eichhornia crassipes*, Eynak Wetland

*Corresponding author