مطالعه تغییرات الگوی ساختاری فیتوپلانکتون برای استنباط کیفیت آب در حوزه جنوبی دریای خزر

آسیه مخلوق[۱]
حسن نصراله زاده ساروی[۲*]
ابوالقاسم روحی[۳]
عباسعلی آقایی مقدم[۴]

۱. کارشناس ارشد آزمایشگاه، پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج جهاد کشاورزی، مازندران، ساری، ایران
۲. دانشیار بخش اکولوژی، پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج جهاد کشاورزی، مازندران، ساری، ایران
۳. استادیار بخش اکولوژی، پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج جهاد کشاورزی، مازندران، ساری، ایران
۴. استادیار، مرکز تحقیقات ذخایر آبزیان آب‌های داخلی، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج جهاد کشاورزی، گلستان، گرگان، ایران

***مسئول مکاتبات:**
hnsaravi@gmail.com

کد مقاله: ۱۳۹۹۰۲۰۸۰۴
تاریخ دریافت: ۱۳۹۹/۰۳/۰۸
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۹/۰۵/۳۰
این مقاله پژوهشی و برگرفته از طرح پژوهشی است.

چکیده

فیتوپلانکتون یکی از گروه‌های مهم زیستی در محیط آبی می باشد که مطالعه و پایش آن در سال‌های مختلف سبب آشکار شدن تغییرات محیطی و درک کیفیت آب می‌شود. اهداف مطالعه حاضر بررسی الگوی ساختاری فیتوپلانکتون با تأکید بر گونه‌های شاخص جدید (به‌ویژه، مضر و سمی)، گونه‌های بومی و مطلوب و گونه‌های غالب در دریای خزر در سال ۹۸-۱۳۹۷ و مقایسه تغییرات آن نسبت به سال‌های ۱۳۷۵، ۱۳۸۸ و ۱۳۹۲ می‌باشد. نمونه‌برداری در ۸ نیم‌خط حوزه ایرانی دریای خزر و در اعماق ۵ تا ۳۰ متر صورت پذیرفت. طبق نتایج، حداکثر و حداقل تراکم فیتوپلانکتون (میلیون در مترمکعب) به ترتیب در فصول زمستان (۳۵۸±۴۳) و تابستان (۶۱±۱۳) ثبت شد. باسیلاریوفیتا به‌عنوان نخستین شاخه غالب، بیش از ۸۰ درصد از تراکم فیتوپلانکتون را تشکیل داد. مقایسه نتایج به‌دست‌آمده در سال (۱۳۹۸-۱۳۹۷) با سال‌های پیشین (۱۳۷۵، ۱۳۸۸، ۱۳۹۲) نشان داد که درصد مشارکت باسیلاریوفیتا پس از کاهش از سال ۱۳۷۵ به ۱۳۸۸، دارای روند افزایشی از ابتدای دهه ۱۳۹۰ (سال ۱۳۹۲) تا مطالعه حاضر گردید. پس از ایجاد اغتشاش در اکوسیستم دریای خزر در اوایل دهه ۱۳۸۰، طبق مطالعه حاضر، شواهد مثبت در بهبود اکوسیستم دریای خزر شامل کاهش تنوع گونه‌های مضر و سمی، کاهش درصد مشارکت تراکم سیانوفیتا، افزایش درصد تراکم و تنوع گونه‌های مطلوب بومی و ساکن، عدم مشاهده گونه سمی و مضر *Pseudonitzschia seriata* در تابستان (در آخرین سال مطالعه در ۹۸-۱۳۹۷)، ضریب تغییرات کمتر، پراکندگی یکنواخت‌تر و ثبات بالاتر گونه‌های غالب بومی و ساکن (*Cyclotella meneghiniana*، *Thalassionema nitzschioides* و *Binuclearia lauterbornii*) در مقایسه با *Pseudonitzschia seriata* می‌باشد. نکته منفی مهم در وضعیت کیفیت آب این اکوسیستم، بالا بودن شدت تراکم *Pseudonitzschia seriata* در فصل زمستان، گسترش توزیع و تراکم قابل‌توجه آن در فصل بهار (غیر از دوره سرما) بوده است.

واژگان کلیدی: فیتوپلانکتون، پایش، وضعیت اکوسیستم، دریای خزر، ایران.

مقدمه

پایش اکوسیستم آبی با برنامه مطالعاتی منظم، روند تغییرات پارامترهای زیستی و غیر زیستی را بررسی نموده و به شناخت موضوعات جدید زیست‌محیطی کمک می‌نماید. نتایج پایش، مدیران را از کارایی استراتژی‌های بکار برده شده در حفظ محیط‌زیست، روند کیفیت آب و بهره‌وری

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-01-07]

مطلع می‌سازد (Genitsaris *et al*., 2019). در مقیاس جهانی، افزایش فعالیت‌های انسانی به همراه تغییرات آب و هوایی خطر یوتریفیکاسیون (پر غذایی) آب‌های ساحلی را در دهه‌های آتی افزایش خواهد داد (Genitsaris *et al*., 2019). یوتریفیکاسیون به افزایش زی‌توده و تراکم فیتوپلانکتون (بخصوص گونه‌های مضر و سمی) منجر خواهد شد. چنانکه در دستورالعمل مربوط به دریاهای مناطق اروپایی (Marine Strategy Framework Directive) شامل دریای سیاه، مدیترانه و بالتیک و دریای شمال بر پایش گونه‌های مضر و مهاجم تأکید شده است (http://www.devotes-project.eu/deliverables-and-milestones). دریای سیاه در دهه ۱۹۸۰ و اوایل ۱۹۹۰ میلادی، تحت تأثیر دو عامل عمده یوتریفیکاسیون (افزایش مواد مغذی ناشی از پسماندهای کشاورزی) و حضور شانه‌دار مهاجم *Mnemiopsis leidyi* دچارِ مخاطره شد. این شرایط نامطلوب تحت تأثیر آلودگی و صید بیش‌ازحد تشدید شد. اثرات این رویدادهای نامطلوب ابتدا در ساختار فیتوپلانکتون (افزایش تراکم، جابجایی و تغییر زمان‌های بروز حداکثر تراکم، تغییر در ترکیب گونه‌ای ازجمله افزایش تاژک‌داران) و سپس در سایر حلقه‌های زنجیره غذایی دیده شد (Kideys, 2002). طبق مطالعات انجام‌شده در اوایل دهه ۱۳۷۰ (سال‌های ۱۳۷۳ تا ۱۳۷۵) شواهد مختلفی دال بر ثبات اکولوژیکی در دریای خزر وجود داشته است (نصر اله زاده ساروی و همکاران، ۱۳۹۴). ازجمله این دلایل می‌توان به عدم‌بارگذاری شدید مواد مغذی، عدم وجود گونه مهاجم *Mnemiopsis leidyi* (Leroy *et al*., 2020) اشاره نمود. دیگر خصوصیات اکوسیستم آبی "باثبات" شامل تراکم کم یا نادر گونه‌های مضر، وجود موازنه و تعادل بین تراکم گونه‌های مختلف (Olenin *et al*., 2007 Palmer, 1980;) نیز در الگوی ساختاری فیتوپلانکتون در دهه ۱۳۷۰ گزارش‌شده است (Nasrollahzadeh *et al*., 2008). عوامل استرس‌زا که در دریای سیاه بیان شد، دریای خزر را نیز بخصوص در دو دهه اخیر دچار مخاطره نمود (Nasrollahzadeh *et al*., 2014 ،Roohi *et al*., 2010). مطالعات نشان داد که پس از ورود شانه‌دار مهاجم به حوزه ایرانی دریای خزر در سال ۱۳۸۰، تراکم و زی‌توده فیتوپلانکتون افزایش زیادی بخصوص در شاخه سیانوفیتا نشان داد (Makhlough, 2002). مطالعه مخلوق و همکاران (۱۳۹۰) بیانگر حضور ۱۵ گونه جدید فیتوپلانکتون در حوزه ایرانی دریای خزر در دهه‌ی ۱۳۸۰ بوده است که خصوصیات مضر، غیرماکول بودن، توان تولید سم و شکوفایی برای بیشتر آن‌ها به ثبت رسیده است. بررسی سواحل دریای خزر در استان مازندران، در سال ۱۳۹۱ بیانگر افزایش تراکم گونه‌های کوچک سایز، گونه‌های دارای زوائد بلند و دارای پتانسیل شکوفایی (*Chaetoceros throndsenii* و *Apedinella spinifera*) و گونه‌های تاژک‌دار بود (مخلوق و همکاران، ۱۳۹۳). افزایش گونه‌های کوچک سایز فیتوپلانکتون در سواحل کم‌عمق دریای خزر در حوزه روسیه نیز گزارش گردید (Guseynov *et al*., 2019). این رویدادها اختلال در جایگزینی گونه‌ای و عدم ثبات اکوسیستم را نشان داد (Nesterova *et al*., 2008).

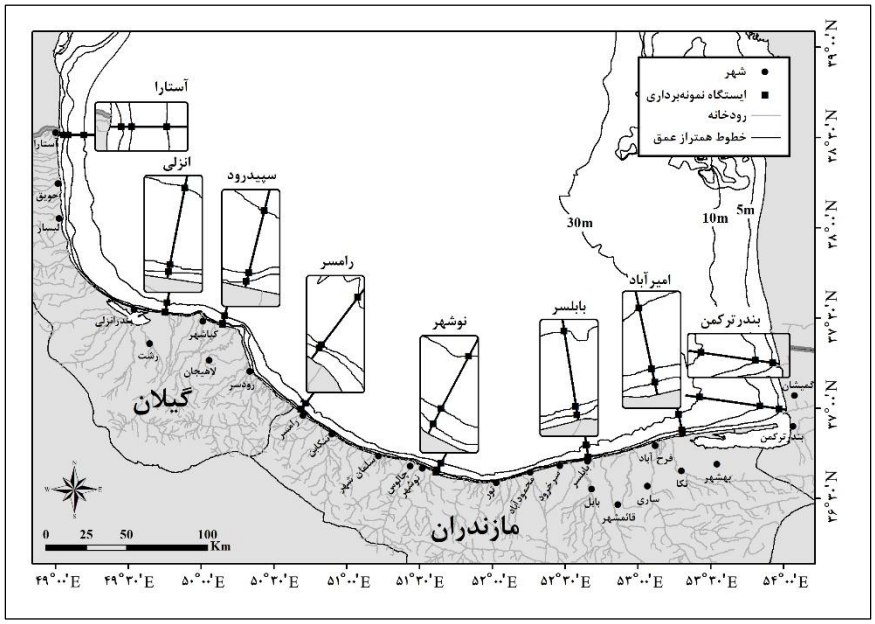
در بسیاری از موارد داده‌های یک مقطع زمانی قابل استنتاج و تفسیر نیستند و نتایج باارزش و قابل‌انتشار بعد از چند سال نمونه‌برداری قابل‌ارائه می‌باشند (Sukhotin and Berger, 2013). فیتوپلانکتون یکی از گروه‌های عملکردی مهم در محیط آبی می‌باشد که نمونه‌برداری و مطالعه آن در برش‌های مختلف زمانی ازجمله بررسی فصلی، در سال‌های مختلف برای تعیین ثبات (Dutkiewicz *et al*., 2020)، آشکار نمودن تغییرات و روندهای ناشی از حوادث طبیعی، تغییرات آب و هوایی یا تأثیرات فعالیت‌های جوامع انسانی بکار گرفته می‌شود (Sukhotin and Berger, 2013). در سال ۹۸-۱۳۹۷، دو رویداد مهم در اکوسیستم دریای خزر روی داد. مورد اول بارندگی‌های شدید بوده که از هفته آخر اسفند ۱۳۹۷ تا اوایل فروردین ۱۳۹۸، منجر به شکل‌گیری سیلاب‌های متعدد در مناطق شمالی کشور، بخصوص استان‌های شرقی آن شد (زارع، ۱۳۹۸). رویداد دوم گزارش رسمی حضور شانه‌دار *Beroe ovata* در آب‌های ایرانی دریای خزر در پاییز ۱۳۹۸ بود (http://www.ifsri.ir/news/view-49783.aspx، پایگاه اینترنتی موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور). این رویدادها، بر ضرورت مطالعه پایشی و آگاهی بر وضعیت این اکوسیستم می‌افزاید. با توجه به اهمیت پایش و تعیین روند تغییرات، هدف مطالعه حاضر بررسی تجمع فیتوپلانکتون در سال ۱۳۹۸-۱۳۹۷ در حوزه ایرانی دریای خزر و مقایسه آن با مطالعات پیشین (سال‌های ۱۳۷۵، ۱۳۸۸ و ۱۳۹۲) می‌باشد. در این مطالعه تغییرات

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-01-07]

گونه‌های شاخص فیتوپلانکتونی شامل گونه‌های جدید (به‌ویژه با ماهیت تهاجمی، سمی و مضر) و گونه‌های غالب بومی و مطلوب مورد تأکید قرارگرفته است.

مواد و روش‌ها

بر اساس ویژگی‌های توپوگرافی و سابقه مطالعاتی در سواحل ایرانی حوزه جنوبی دریای خزر، نمونه‌برداری در سه ناحیه شرقی، مرکزی و غربی به ترتیب شامل نیم‌خط‌های (بندر ترکمن، امیرآباد)، (بابلسر، نوشهر، رامسر) و (سفیدرود، انزلی و آستارا)، در اعماق ۵، ۱۰ و ۳۰ متر، طی سال ۱۳۹۷ (پاییز و زمستان) و ۱۳۹۸ (بهار و تابستان) انجام گردید. شایان‌ذکر است که به علت محدودیت‌های فنی، در فصل پاییز نمونه‌برداری در عمق ۳۰ متر انجام نشد. نمونه‌برداری به‌وسیله دستگاه نسکین در همه فصول در لایه‌های سطحی، ۱۵ و ۳۰ متر صورت پذیرفت (شکل ۱).



شکل ۱: ایستگاه‌های نمونه‌برداری به همراه نیم‌خط‌ها و اعماق مختلف در نوار ساحلی حوزه جنوبی دریای خزر.

به‌منظور بررسی فیتوپلانکتون نمونه‌های آب به حجم ۵۰۰ سی‌سی پس از تثبیت با فرمالین به آزمایشگاه فرستاده شدند. بررسی فیتوپلانکتون به روش تغلیظ سازی (سیفون و سانتریفوژ) انجام گرفت و سپس نمونه‌ها به کمک میکروسکوپ نرمال و به روش اسلاید موردبررسی کیفی (شناسایی گونه‌ای) و کمی (تعیین تراکم گونه‌ها) و قرار گرفتند (APHA, 2005). شناسایی گونه‌ها نیز بر اساس کلیدهای معتبر صورت گرفت (Wehr and Sheath, 2003; Hartley *et al.*, 1996; Habit and Pankow, 1976; Proshkina-Lavrenko and Makarova, 1968). در این مقاله تعیین وضعیت اکوسیستم و روند تغییرات بر پایه مقایسه داده‌های مطالعه حاضر و مطالعات انجام‌شده در سال‌های ۱۳۸۸ و ۱۳۹۲، با مقادیر مرجع در سال ثبات اکوسیستم (سال ۱۳۷۵) صورت گرفت. داده‌های سال‌های ۱۳۷۵ (حسینی، ۱۳۸۹)، ۱۳۸۸ (مخلوق، ۱۳۹۲)، ۱۳۹۲ (مخلوق و همکاران، ۱۳۹۵) پس از یکسان‌سازی اعماق و لایه‌های نمونه‌برداری، مورداستفاده قرار گرفتند. شاخص تنوع گونه‌ای شانون با استفاده از فرمول ارائه‌شده در Washington (۱۹۸۴) محاسبه شد. ضریب تغییرات (CV=Coefficient of variation) تراکم برای بیان میزان

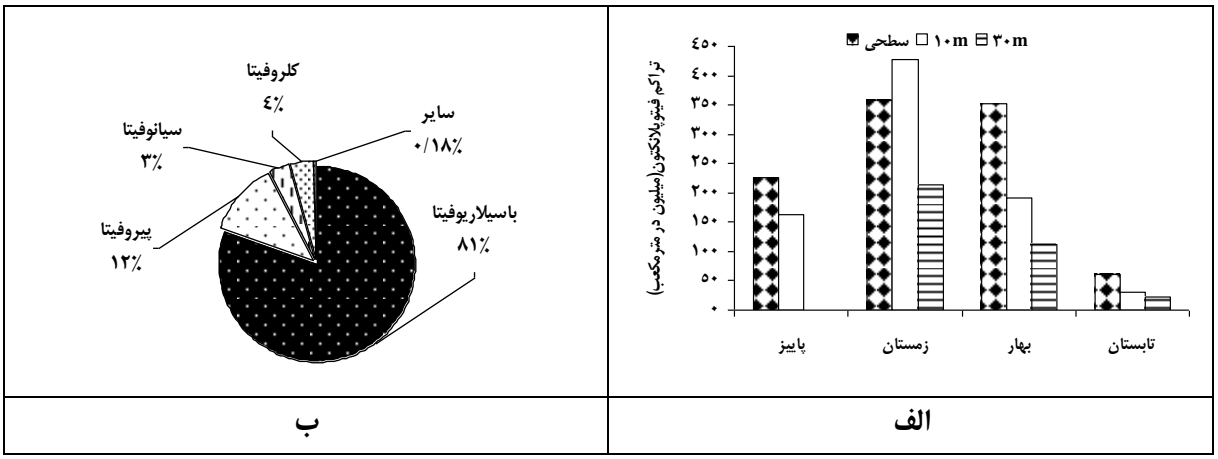
[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-01-07]

پراکندگی داده‌ها به ازای یک واحد از میانگین، بکار برده شد و از تقسیم انحراف معیار بر میانگین محاسبه شد. تمام میانگین‌ها به همراه خطای استاندارد (Mean±SE) آورده شده است. بر روی‌داده‌های انتقال‌یافته و نرمال آزمون پارامتریک (ANOVA) در برنامه آماری SPSS نسخه ۱۱/۵ صورت گرفت.

نتایج

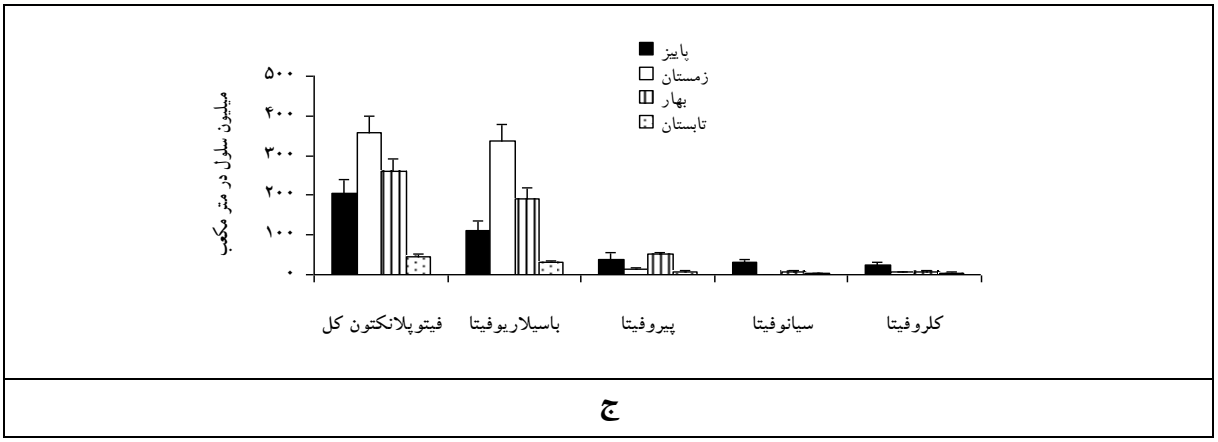
تعداد گونه‌های فیتوپلانکتون در نیم‌خط‌های بندر ترکمن، امیرآباد، بابلسر، نوشهر (توسکاتوک)، رامسر، سفیدرود، انزلی و آستارا به ترتیب ۸۸، ۶۶، ۶۶، ۵۴، ۵۵، ۵۹، ۵۸ و ۵۵ ثبت شد و در فصول پاییز، زمستان، بهار و تابستان به ترتیب تعداد ۵۰، ۵۶، ۸۵ و ۷۶ گونه مشاهده شد. مجموع ۱۲۵ گونه شناسایی‌شده در ۷ شاخه‌ی Bacillariophyta (۶۱ گونه)،Pyrrophyta (۲۱ گونه)، Cyanophyta(۱۵ گونه), Chlorophyta (۱۶ گونه)،Euglenophyt (۹ گونه)، Chrysophyta (۲ گونه) و Haptophyta (۱ گونه) طبقه‌بندی گردیدند. بیشترین تعداد گونه در کلیه نیم‌خط‌ها و فصول در شاخه‌های باسیلاریوفیتا و پیروفیتا مشاهده شد. به‌طوری‌که درصد مشارکت باسیلاریوفیتا و پیروفیتا، سیانوفیتا و کلروفیتا در تعداد کل گونه‌ها به ترتیب ۴۹ و ۱۷، ۱۲ و ۱۳ بوده است. بیشترین تعداد گونه‌ها در تمام شاخه‌ها در نیم‌خط بندر ترکمن و در فصول بهار و تابستان دیده شد. تعداد گونه‌ها در عمق ۵ متر از نیم‌خط‌های موردمطالعه به‌طور معنی‌داری بیش از سایر اعماق بود (ANOVA, P <۰/۰۵).

در طی مطالعه حداکثر و حداقل تراکم فیتوپلانکتون (میلیون در مترمکعب) به ترتیب در فصول زمستان (۳۵۸±۴۳) و تابستان (۶۱±۱۳) ثبت شد. به‌طورکلی تراکم فیتوپلانکتون در فصول مختلف از لایه سطح تا ۳۰ متر و نیز از عمق ۵ تا ۳۰ متر (شکل ۲، الف)، روند کاهشی نشان داد (ANOVA, P <۰/۰۵). تغییرات تراکم کل و شاخه‌های غالب آن در بین نواحی اختلاف معنی‌دار نشان نداد (ANOVA, p>۰/۰۵). باسیلاریوفیتا به‌عنوان نخستین شاخه غالب، بیش از ۸۰ درصد از تراکم فیتوپلانکتون را تشکیل داد. سایر شاخه‌ها (پیروفیتا، سیانوفیتا، کلروفیتا، یوگلنافیتا، هاپتوفیتا و کریزوفیتا) مجموعاً ۲۰ درصد از تراکم را شامل شدند (شکل ۲، ب). لذا الگوی تغییرات مکانی و زمانی فیتوپلانکتون از الگوی تغییرات باسیلاریوفیتا تبعیت نمود. حداکثر تراکم باسیلاریوفیتا و پیروفیتا به ترتیب در زمستان و بهار و حداکثر تراکم دوشاخه سیانوفیتا و کلروفیتا در پاییز ثبت شد. حداقل تراکم در تمام شاخه‌ها در فصل تابستان گزارش شد (شکل ۲، ج). درمجموع ۷ گونه بیش از ۷۰ درصد از تراکم فیتوپلانکتون را تشکیل دادند. جدول (۱) تغییرات فصلی تراکم در ۷ گونه غالب فوق و ضریب تغییرات تراکم (CV) آن‌ها را نشان می‌دهد.



الف ب

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-01-07]



ج

شکل ۲: تغییرات فصلی تراکم در لایه‌های مختلف نمونه‌برداری (الف)، درصد مشارکت شاخه‌ها در تراکم فیتوپلانکتون کل (ب)، تراکم فصلی شاخه‌های مختلف فیتوپلانکتون (ج) در نوار ساحلی حوزه جنوبی دریای خزر

جدول ۱: تراکم گونه‌های غالب (میلیون سلول در مترمکعب) در کل ستون آب در نوار ساحلی حوزه جنوبی دریای خزر (۱۳۹۸-۱۳۹۷).

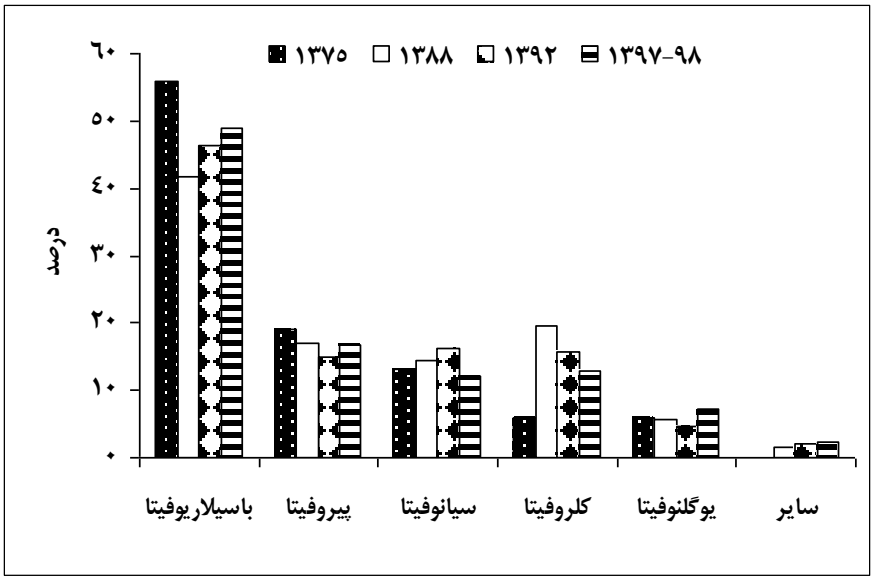
گونه	پاییز	زمستان	بهار	تابستان	ضریب تغییرات (c_v)
Cyclotella meneghiniana	۲/۰±۴۳/۶۲	۸۲/۱۰±۲۶/۶۷	۷۵/۱۰±۸۰/۷۵	۴/۱±۶۷/۶۱	۱/۴۴
Dactyliosolen fragilissima	۰/۰±۰۳/۰۳	۱۰/۳±۷۷/۷۶	۲۲/۷±۳۹/۵۲	۰/۰±۰۱/۰۱	۳/۴۱
Pseudonitzschia seriata	۱۳/۳±۷۷/۹۸	۱۸۷/۳۶±۱۵/۴۷	۱۷/۵±۹۳/۶۱	۰/۰±۰/۰	۲/۶۱
Thalassionema nitzschioides	۷۹/۲۰±۱۶/۱۶	۵۰/۷±۲۹/۸۶	۴۱/۷±۲۶/۰۳	۲۵/۳±۰۷/۹۲	۱/۳۰
Prorocentrum cordata	۳۳/۱۹±۴۸/۰۶	۴/۰±۵۹/۵۹	۳۷/۳±۲۳/۷۹	۵/۱±۸۳/۶۴	۲/۲۲
Oscillatoria sp.	۲۴/۵±۱۸/۹۰	۰/۰±۱۹/۰۵	۴/۱±۱۴/۰۲	۰/۰±۳۳/۱۰	۲/۹۲
Binuclearia lauterbornii	۱۵/۵±۰۳/۰۸	۵/۱±۴۶/۳۶	۷/۱±۸۲/۵۳	۱/۰±۱۰/۳۷	۲/۰۴

در بین گونه‌های غالب، ۴ گونه در شاخه باسیلاریوفیتا (*Cyclotella meneghiniana*، *Dactyliosolen fragilissima*، *Pseudonitzschia seriata* و *Thalassionema nitzschioides*) و ۱ گونه در هر یک از شاخه‌های پیروفیتا (*Prorocentrum cordata*)، سیانوفیتا (*Oscillatoria* sp.) و کلروفیتا (*Binuclearia lauterbornii*) جای داشتند. گونه غالب در شاخه‌های سیانوفیتا و کلروفیتا در فصل پاییز بیشترین مشارکت را در تراکم دارا بودند. *Prorocentrum cordata* در فصول بهار و پاییز، *Cyclotella meneghiniana* در زمستان و بهار، *Dactyliosolen fragilissima* در بهار، *Thalassionema nitzschioides* در پاییز و *Pseudonitzschia seriata* در زمستان تراکم بالاتری نسبت به سایر فصول نشان دادند. کمترین و بیشترین ضریب تغییرات تراکم به ترتیب در گونه *Thalassionema nitzschioides* و *Pseudonitzschia seriata* مشاهده شد. طبق آزمون آماری اختلاف معنی‌داری بین تراکم فیتوپلانکتون (کل، شاخه‌ها و گونه‌های غالب) در فصول مختلف وجود داشته است (ANOVA, P <۰/۰۵).

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-01-07]

بحث و نتیجه‌گیری

بررسی کیفی و کمی فیتوپلانکتون نقش ارزشمندی در ارزیابی آلودگی‌های آلی و سمی اکوسیستم آبی (Krupa, 2019) و مطالعات پایشی (Sukhotin and Berger, 2013) دارا می‌باشد در مطالعه حاضر، مقایسه نتایج به‌دست‌آمده در سال (۱۳۹۸-۱۳۹۷) با سال‌های پیشین (۱۳۷۵، ۱۳۸۸، ۱۳۹۲) موردتوجه قرارگرفته است. از مهم‌ترین مشخصه‌های سال‌های منتخب به ترتیب عدم حضور شانه‌دار مهاجم در دریای خزر و ثبات اکوسیستم در سال ۱۳۷۵، حضور ۱۵ گونه جدید و مضر فیتوپلانکتون در سال ۱۳۸۸ و سپس کاهش آن‌ها در سال ۱۳۹۲ می‌باشد. در سال‌های موردمطالعه، درصد مشارکت شاخه باسیلاریوفیتا در تعداد کل گونه‌های فیتوپلانکتون از سایر شاخه بالاتر بود (شکل ۳) و اولین شاخه غالب را تشکیل داد. ثبات نسبتاً بالای باسیلاریوفیتا به هنگام تغییر عوامل غیرزنده اکوسیستم و نیز عدم محدودیت منابع سیلیسی در دریای خزر سبب شده که این شاخه بتوانند در کل دریا توزیع و غالبیت داشته باشد (Kasymov, 2004).



شکل ۳: درصد مشارکت شاخه‌های مختلف در تعداد گونه‌ها در نوار ساحلی حوزه جنوبی دریای خزر طی سال‌های* ۱۳۷۵، ۱۳۸۸، ۱۳۹۲ و ۱۳۹۸-۱۳۹۷.

*داده‌های سال ۱۳۷۵: حسینی، ۱۳۸۹؛ داده‌های سال ۱۳۸۸: مخلوق، ۱۳۹۲؛ داده‌های سال ۱۳۹۲ (مخلوق و همکاران، ۱۳۹۵)

بر اساس مطالعه Olenin و همکاران (۲۰۰۷)، آلودگی زیستی ناشی از گونه مهاجم به ۴ دوره: ورود، استقرار، گسترش و سازگاری (تعدیل) تقسیم‌بندی می‌شود. ویژگی‌های اکوسیستم، تجمع زیستی ساکن و بومی، تجمع موجود مهاجم و کارایی اکوسیستم در هر یک از دوره‌های فوق مطالعه و تعیین‌شده است. در خصوص آلودگی زیستی دریای خزر به گونه مهاجم *Mnemiopsis leidyi* مشخصه‌های مهم در هر یک از ۴ دوره (ورود، استقرار، گسترش، سازگاری) در تجمع شانه‌دار مهاجم، به ترتیب شامل تعداد کم در مناطق محدود، تراکم نسبتاً زیاد در بسیاری از مناطق، تراکم زیاد در همه مناطق، تعداد کم در همه مناطق می‌باشد. برای تجمع زیستی ساکن و متأثر از تهاجم (به‌عنوان‌مثال فیتوپلانکتون) مشخصات فوق به ترتیب: عدم جابجایی در لیست گونه‌ای، جابجایی شدید در لیست گونه‌ای و بخصوص گونه‌های غالب، حذف گونه‌های شاخص و افزایش گونه‌های فیتوپلانکتون با خصوصیت تهاجمی، الگوی گونه‌های غالب مانند دوره پیش از تهاجم (ولی جابجایی قابل‌مشاهده در لیست گونه‌ای) بیان گردید. مطالعه Pourang و همکاران (۲۰۱۶) نشان داد که آلودگی زیستی حوزه ایرانی دریای خزر به شانه‌دار مهاجم بر اساس

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-01-07]

تقسیم‌بندی فوق به ترتیب در دوره‌های زمانی: اواخر دهه ۱۳۷۰، اوایل دهه ۱۳۸۰، اواخر دهه ۱۳۸۰ و اوایل دهه ۱۳۹۰ روی‌داده است. لذا در مطالعه حاضر داده‌های پیشین (۱۳۷۵، ۱۳۸۸، ۱۳۹۲) که با داده‌های سال ۹۸-۱۳۹۷، مقایسه گردیدند با دوره‌های پیش از تهاجم، گسترش و سازگاری منطبق می‌شود. درصد مشارکت باسیلاریوفیتا (بخصوص گونه‌های غالب بومی) در سال ۱۳۸۸ (در دوره گسترش شانه‌دار در دریای خزر) نسبت به سال ۱۳۷۵ (دوره پیش از ورود شانه‌دار مهاجم) کاهش یافت اما در سال ۱۳۹۲ (در دوره سازگاری شانه‌دار در دریای خزر) تغییر نمود و دارای روند افزایشی شد. این تغییرات با خصوصیات بیان‌شده توسط Olenin و همکاران (۲۰۰۷) در مراحل مختلف تهاجم بیولوژیکی انطباق دارد. ضمن آنکه در سال ۹۸-۱۳۹۷، در ادامه مرحله سازگاری، ورود شانه‌دار خوار به دریای خزر نیز احتمالاً بر ادامه روند افزایشی این تغییرات نقش مثبتی داشته است. بیشترین تعداد گونه‌ها در سال‌های ۱۳۷۵، ۱۳۸۸ و ۱۳۹۲، عموماً در نیم‌خط انزلی (ناحیه غربی) (حسینی، ۱۳۸۹; مخلوق، ۱۳۹۲; مخلوق و همکاران، ۱۳۹۵; Makhlough *et al*., 2019) گزارش شد؛ اما در سال ۹۸-۱۳۹۷، حداکثر تعداد گونه‌ها در نیم‌خط بندر ترکمن (در ناحیه شرقی) به ثبت رسید، افزایش تراکم و نیز تعداد گونه‌های فیتوپلانکتون در بهار (سال ۱۳۹۸) احتمالاً به دلیل جاری شدن سیل و در پی آن، شستشوی زمین‌ها و افزایش جریانات رودخانه‌های منتهی به دریا در ناحیه شرقی روی‌داده است.

مطالعه نصراله‌زاده ساروی و همکاران (۱۳۹۴)، نشان داد که در سال ۱۳۷۵، پارامترهای طول مدت روز و روشنایی، مواد مغذی، تغذیه زئوپلانکتونی و درجه حرارت طی یک سیکل طبیعی بر تغییرات فیتوپلانکتون اثر گزارده و نوسانات معمول در اکوسیستم‌های طبیعی را ایجاد نمودند اما از دهه ۱۳۸۰، منابع غیرمعمول و آنتروپوژنیک و آلودگی‌های بیولوژیک نقش بارزی بر تغییرات و بی‌نظمی الگوی تغییرات تجمع فیتوپلانکتون در بین فصول مختلف و نیز بین سال‌های مختلف داشته‌اند. در سال ۱۳۸۸ کاهش مشارکت باسیلاریوفیتا فرصت مناسبی را برای افزایش تعداد گونه‌های سیانوفیتا (بخصوص گونه‌های مضر و دارای رشد تهاجمی) و کلروفیتا و درصد مشارکت آن‌ها در تراکم فیتوپلانکتون فراهم نمود. تا جایی که در اواسط تابستان ۱۳۸۸ شکوفایی گونه سمی *Nodularia spumigena* (سیانوفیتا) گزارش گردید (Nasrollahzadeh Saravi *et al*., 2014)؛ اما در سال ۹۸-۱۳۹۷، همراه با افزایش مجدد باسیلاریوفیتا کاهش مشارکت سیانوفیتا و کلروفیتا مشاهده شد.

شاخص تنوع گونه‌ای شانون می‌تواند بیانگر اثرات عوامل استرس‌زا بر تجمع گروه‌های عامل فیتوپلانکتون باشد (Genitsaris *et al*., 2019). با مقایسه شاخص تنوع گونه‌ای شانون (جدول ۲) مشخص گردید که میزان آن در تمام فصول (به‌جز تابستان) از سال‌های موردمطالعه (سال‌های ۱۳۸۸، ۱۳۹۲ و ۹۸-۱۳۹۷) بیش از سال ثبات اکوسیستم (۱۳۷۵) بوده است. به‌طوری‌که بیشترین افزایش در فصول مربوط به سال ۱۳۸۸ ثبت شد.

جدول ۲: تغییرات شاخص تنوع گونه‌ای شانون در فصول و سال‌های مختلف در نوار ساحلی حوزه جنوبی دریای خزر.

*سال	بهار	تابستان	پاییز	زمستان	کل دوره
۱۳۷۵	۱/۸۰	۲/۱۸	۰/۶۱	۰/۷۹	۱/۵۲
۱۳۸۸	۲/۹۲	۰/۹۵	۲/۴۰	۱/۷۰	۲/۳۹
۱۳۹۲	۱/۹۹	۱/۷۳	۲/۳۱	۱/۶۳	۲/۵۳
۹۸-۱۳۹۷	۲/۴۱	۱/۷۷	۲/۰۷	۱/۴۶	۲/۲۰

* منابع داده‌ها مشابه شکل ۳

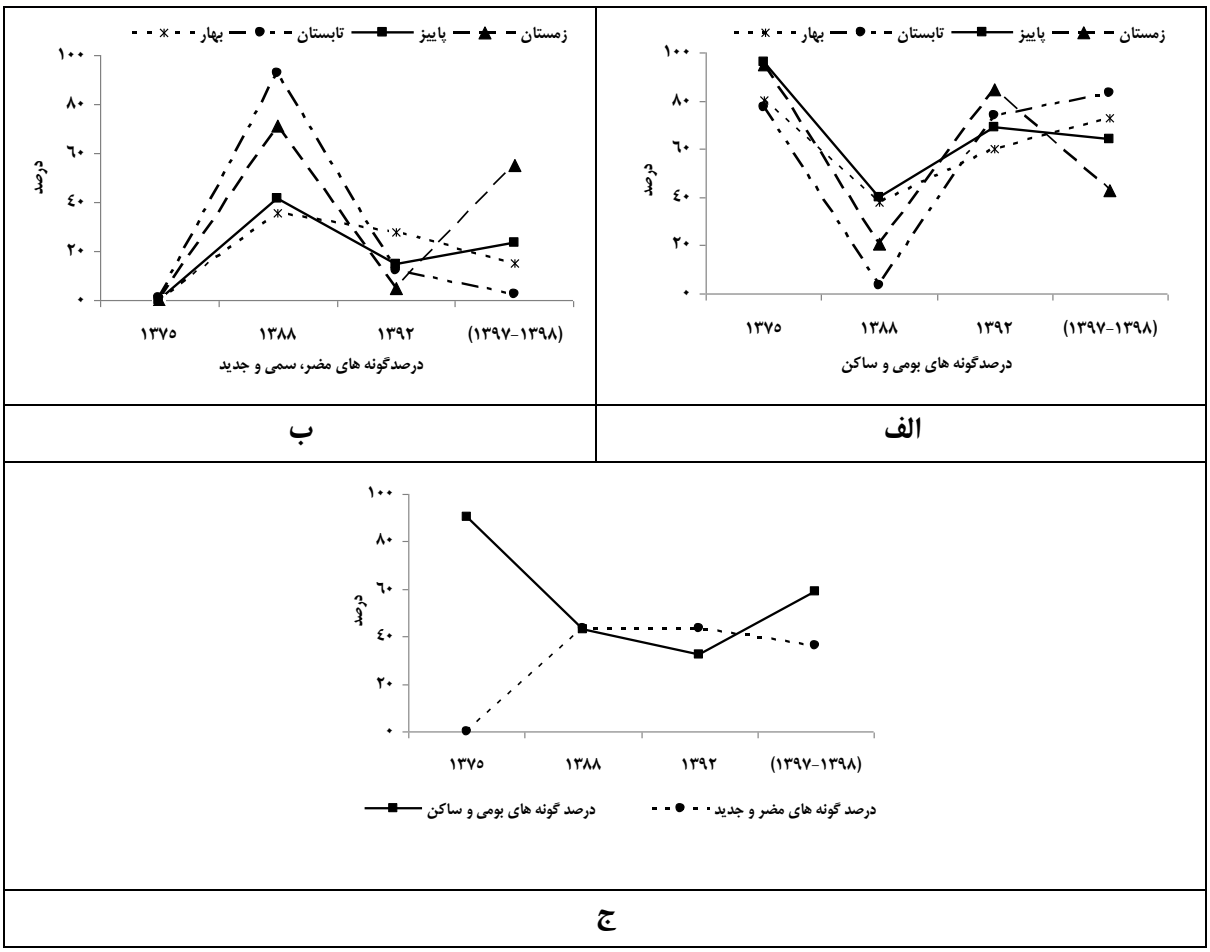
اثرات کاهشی حضور شانه‌دار مهاجم بر الگوی ساختاری و تراکم زئوپلانکتون و درنتیجه کاهش فشار تغذیه‌ای زئوپلانکتون بر فیتوپلانکتون ازجمله دلایل افزایش شاخص شانون در سال ۱۳۸۸ نسبت به سال ۱۳۷۵ می‌باشد (نصراله زاده و همکاران، ۱۳۹۴). کاهش شاخص شانون در سال (۹۸-۱۳۹۷) و نزدیک شدن به میزان پیشین (دوره ثبات) می‌تواند از شواهد بهبود اکوسیستم باشد. بررسی ضریب تغییرات (cv) یا پراکندگی میزان

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-01-07]

تراکم گونه‌های غالب در سال ۹۸–۱۳۹۷ نشان داد که ۳ گونه بومی و مطلوب شامل *Cyclotella meneghiniana*، *Thalassionema nitzschioides* و *Binuclearia lauterbornii* دارای ضریب تغییرات کمتر، پراکندگی یکنواخت‌تر و ثبات بالاتر تراکم در طی فصول مختلف بودند. درحالی‌که گونه مضر و سمی *Pseudonitzschia seriata* در کل سال نتوانست ثبات تراکم خود را حفظ نماید، به‌طوری‌که در تابستان ۱۳۹۸، حضور آن ثبت نشد. حتی در فصل زمستان که ضریب تغییرات *Pseudonitzschia seriata* به ۱/۳۵ رسید و ۵۰ درصد از تراکم فیتوپلانکتون را تشکیل داد، گونه‌های بومی و مطلوب (*Cyclotella meneghiniana*، *Thalassionema nitzschioides*) دارای ضریب تغییرات کمتر (کوچک‌تر از ۱/۱۰) و پراکندگی یکنواخت‌تر بودند. این امر مطلوبیت اکولوژیکی بهتر در ارتباط با حفظ تراکم گونه‌های بومی را نشان می‌دهد. ضمن آن‌که بر اساس Reynold (۲۰۰۶) اگرچه ممکن است عوامل مختلف سبب غالب شدن گونه‌های غیربومی گردند ولی در شرایط یکسان گونه‌های بومی بر آن‌ها غلبه می‌کنند.

در برآورد کیفیت و ثبات اکوسیستم، مطالعه تغییرات گونه‌های شاخص (دارای ویژگی خاص از قبیل مطلوبیت غذایی، بومی، مضر و سمی، جدید و مهاجم بودن) و مؤثر در کاهش یا بهبود وضعیت کیفیت، سودمند است. طبق شکل ۴، درصد گونه‌های بومی و ساکن در مطالعه حاضر نسبت به مطالعات پیشین افزایش نشان داد. این بررسی در فصول مختلف از سال‌های موردمطالعه نشان داد که پس از کاهش شدید درصد گونه‌های بومی و ساکن در سال ۱۳۸۸، این گونه‌ها در سال ۱۳۹۲ و ۹۸–۱۳۹۷ در فصول بهار، تابستان و پاییز (به میزان زیادی) افزایش یافتند. در زمستان ۹۸–۱۳۹۷ درصد گونه‌های بومی و ساکن نسبت به سال ۱۳۹۲ تقریباً نصف گردید. درحالی‌که درصد گونه‌های مضر و جدید (عمدتاً *Pseudonitzschia seriata*) در زمستان ۹۸–۱۳۹۷ حدوداً ۱۰ برابر نسبت به سال ۱۳۹۲، افزایش نشان داد. به‌عبارت‌دیگر، کمترین شواهد بهبود اکوسیستم دریای خزر در فصل زمستان مشاهده شد. درصد سالانه (شکل ۴، ج) گونه‌های مضر و سمی نسبت به تراکم کل فیتوپلانکتون از ۴۳ و ۴۴ درصد به ترتیب در سال‌های ۱۳۸۸ و ۱۳۹۲، در سال ۹۸–۱۳۹۷ کاهش یافت و به ۳۶ درصد رسید. درحالی‌که گونه‌های بومی که از سال ۱۳۸۸ (۴۳ درصد) تا ۱۳۹۲ (۳۲ درصد)، دارای روند کاهشی بودند، در سال ۹۸–۱۳۹۷ به میزان ۲۷ درصد نسبت به سال ۱۳۹۲ افزایش نشان دادند و ۵۹ درصد از تراکم کل فیتوپلانکتون را شامل شدند. بنابراین در بررسی بین سالی (مورداستفاده در این مطالعه) بهبود شرایط اکولوژیکی، به دلیل کاهش بین سالی درصد تراکم گونه‌های مضر و افزایش مجدد گونه‌های بومی و ساکن تائید می‌شود. مطالعه Kideys (۲۰۰) در دریای سیاه نشان داد که از اواسط دهه ۱۹۹۰، ورود شانه‌دار شکارگر (*Beroe ovata*) سبب کاهش شانه‌دار مهاجم *Mnemiopsis leidyi* شد. ضمن آنکه ورود مغذی کاهش یافت و علائم بهبود در اکوسیستم از قبیل افزایش دیاتومه‌های مطلوب مشاهده شد. دریای خزر و دریای سیاه ازلحاظ مساحت، شوری کم و مساحت حوضه شبیه به هم هستند (Kideys, 2002). همچنین به دلیل تشابهات جغرافیایی و منشأ مشترک این دو پیکره‌ی آبی ((Ponto-Caspian، ترکیب فیتوپلانکتونی دریای خزر بسیار شبیه به گونه‌های موجود در دریای سیاه می‌باشد Kosarev and (Yablonskaya, 1994). لذا وقوع رویدادهای اکولوژیکی مشابه نیز در این دوبدنه آبی انتظار می‌رود (Kideys, 2002). نخستین گزارش رسمی بر مبنی بر حضور *Beroe ovata* در آب‌های ایرانی دریای خزر در پاییز ۱۳۹۸ صورت گرفت، اما حضور احتمالی*Beroe ovata* و اثرات مثبت آن بر روند بهبود این اکوسیستم در دوره مطالعاتی ۹۸–۱۳۹۷، دور از انتظار نمی‌باشد. ترشح موکوس از شانه‌دار و نیز توده سقوط کرده آن پس از مرگ سبب افزایش مواد مغذی در اکوسیستم و رسوبات می‌شود (Shiganova *et al*., 2003). لذا از دیگر دلایل بهبود اکوسیستم دریای خزر همانند دریای سیاه می‌تواند ناشی از کاهش حضور شانه‌دار و کاهش یکی از منابع داخلی ورود مواد مغذی به پیکره آبی باشد.

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-01-07]



شکل ٤: مقایسه روند تغییرات فصلی (الف و ب) و سالانه (ج) درصد تراکم گونه‌های شاخص مضر و جدید با گونه‌های بومی و ساکن در سال‌های* مختلف در نوار ساحلی حوزه جنوبی دریای خزر.

* منابع داده‌ها مشابه شکل ۳

شکل ۴، روند تغییرات تراکم گونه‌ها را در تجمع فیتوپلانکتون نشان می‌دهد؛ اما دانستن سطح تراکم هرگونه به‌طور انفرادی نیز دارای اهمیت است. مطالعه مخلوق و همکاران (۱۳۹۵) نشان داد که تراکم گونه‌های شاخص در ۳ دامنه عددی متفاوت (کوچک‌تر یا مساوی ۱، بین ۱ تا ۴ و بیش از ۴ میلیون سلول در مترمکعب)، قرار دارد. جدول ۳، با در نظر گرفتن این گروه‌بندی آورده شده است.

جدول ۳: گروه‌بندی گونه‌های شاخص بر اساس میزان تراکم در سال‌های* ۱۳۷۵، ۱۳۸۸، ۱۳۹۲ و ۱۳۹۸-۱۳۹۷ در نوار ساحلی حوزه جنوبی دریای خزر.

گونه‌ها	سال	بهار	تابستان	پاییز	زمستان	سالانه	گونه‌ها	سال	بهار	تابستان	پاییز	زمستان	سالانه
Cerataulina pelagica	۱۳۷۵	–	–	–	–	–	*Dissodonium pseudolunula*	۱۳۷۵	–	–	–	–	–
	۱۳۸۸	۱	۱	۱	۳	۱		۱۳۸۸	–	–		۱	۱
	۱۳۹۲	–	–	–	۳	۱		۱۳۹۲	–	–	۱	–	۱

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-01-07]

گونه‌ها	سال	بهار	تابستان	پاییز	زمستان	سالانه	گونه‌ها	سال	بهار	تابستان	پاییز	زمستان	سالانه
	۹۸–۱۳۹۷	۲	–	–	۱	۱		۹۸–۱۳۹۷	–		–	۱	۱
Chaetoceros peruvianus	۱۳۷۵	–	–	–	–	–	*Prorocentrum cordata*	۱۳۷۵	۲	۱	۱	۲	۲
	۱۳۸۸	۱	۱	۲	۱	۱		۱۳۸۸	۳	۲	۱	۱	۲
	۱۳۹۲	۱	۱	۲	۱	۱		۱۳۹۲	۲	۱	۱	۳	۲
	۹۸–۱۳۹۷	۱	۱	۲	۱	۱		۹۸–۱۳۹۷	۳	۲	۲	۲	۳
Chaetoceros throndsenii	۱۳۷۵	–	–	–	–	–	*Prorocentrum proximum*	۱۳۷۵	–	–	–	–	–
	۱۳۸۸	۱	۱	۱	۱	۱		۱۳۸۸	۱	۱	۲	۲	۲
	۱۳۹۲	۱	۲	۱	۱	۱		۱۳۹۲	۲	۱	۱	۲	۱
	۹۸–۱۳۹۷	۱	۱	۱	–	۱		۹۸–۱۳۹۷	۲	۱	۱	۲	۱
Cyclotella menenghiniana	۱۳۷۵	۲	۱	۱	۱	۲	*Prorocentrum scutellum*	۱۳۷۵	۱	۱	۱	۱	۱
	۱۳۸۸	۱	۱	۱	۱	۱		۱۳۸۸	۱	۱	۱	۱	۱
	۱۳۹۲	۲	۱	۲	۲	۲		۱۳۹۲	۱	–	۱	۱	۱
	۹۸–۱۳۹۷	۳	۲	۲	۳	۳		۹۸–۱۳۹۷	۳	۱	۱	۲	۱
Dactyliosolen fragilissima	۱۳۷۵	۱	۱	۱	۱	۱	*Oscillatoria* sp.	۱۳۷۵	–	–	–	–	–
	۱۳۸۸	۱	۱	۱	۳	۱		۱۳۸۸	۲	۳	۲	۲	۲
	۱۳۹۲	۱	۱	۱	۳	۱		۱۳۹۲	۱	۱	۳	۲	۲
	۹۸–۱۳۹۷	۳	۱	۱	۲	۱		۹۸–۱۳۹۷	۲	۱	۳	۱	۱
Pseudosolenia calcar-avis	۱۳۷۵	۱	۱	۱	۱	۱	*Nodularia spumigena*	۱۳۷۵	–	–	–	–	–
	۱۳۸۸	۱	۱	–	۱	۱		۱۳۸۸	–	۱	۱	۱	۱
	۱۳۹۲	۱	۱	۱	۲	۱		۱۳۹۲	۱	۱	–	۱	۱
	۹۸–۱۳۹۷	۱	۱	۱	۱	۱		۹۸–۱۳۹۷	–	–	–	–	–
Pseudonitzschia seriata	۱۳۷۵	–	–	–	–	–	*Binuclearia lauterbornii*	۱۳۷۵	۱	۱	۱	۱	۱
	۱۳۸۸	۱	۱	۳	۳	۳		۱۳۸۸	۱	۱	۱	۱	۱
	۱۳۹۲	۱	۱	۲	۳	۱		۱۳۹۲	۱	۲	۳	۱	۲
	۹۸–۱۳۹۷	۳	–	۳	۳	۳		۹۸–۱۳۹۷	۳	۱	۳	۲	۲
Thalassionema nitzschioides	۱۳۷۵	۱	۱	۳	۳	۲							
	۱۳۸۸	۱	۱	۳	۲	۲							
	۱۳۹۲	۱	۲	۳	۳	۲							
	۹۸–۱۳۹۷	۳	۳	۳	۳	۳							

۱، ۲، ۳ به ترتیب تراکم (میلیون سلول در مترمکعب) گونه کمتر از ۱؛ بزرگ‌تر و مساوی ۱ یا کوچک‌تر و مساوی ۴؛ بزرگ‌تر از ۴.

* منابع داده‌ها مشابه شکل ۳

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-01-07]

طبق جدول فوق، در بررسی سالانه، محدوده تراکمی گونه مضر و سمی *Pseudonitzschia seriata* از سال ۱۳۸۸ تا ۹۸–۱۳۹۷ بشدت افزایش یافت و میانه فصلی (به‌جز تابستان) و سالانه آن از کمتر از ۱ به بیش از ۴ میلیون سلول در مترمکعب جابجا گردید. از سوی دیگر، تعداد زیادی از گونه‌های مضر کاهش محدوده تراکمی داشتند *Cerataulina pelagica* و یا بدون تغییر گروه تراکمی (*Dissodonium pseudolunula*)، به‌عنوان پتانسیل حضور گونه‌های مضر ثبت گردیدند. در مطالعه انجام‌شده در دوره ثبات اکوسیستم سه گونه *Thalassionema nitzschioides*، *Cyclotella menenghiniana* و*Pseudosolenia calcar-avis* به‌عنوان شاخص‌های کمی رشد فیتوپلانکتون معرفی شدند (پور غلام، ۱۳۷۴). در مطالعه حاضر، تعدادی از گونه‌های بومی و ساکن و نیز گونه‌های فوق (به‌جز *Pseudosolenia calcar-avis*) افزایش گروه تراکمی نشان دادند. این امر در مورد گونه‌های خوراکی مطلوب از قبیل *Thalassionema nitzschioides* مثبت ارزیابی می‌شود؛ اما در مورد بعضی از گونه‌ها از قبیل *Prorocentrum cordata* اندکی متفاوت می‌باشد. زیرا *Prorocentrum cordata* اگرچه ساکن دریای خزر بوده و به‌عنوان منبع غذایی مناسب برای زئوپلانکتون مطرح می‌باشد (Kasymov, 2004)، ولی با توجه به ویژگی‌هایی مانند توانایی شکوفایی (شریعتی، ۱۳۷۲) و رشد تهاجمی، دارای توان به هم زدن موازنه جمعیتی در ساختار فیتوپلانکتون و درنتیجه اکوسیستم می‌باشد. چنانکه شکوفایی *Prorocentrum cordata* (در اوایل ۱۹۸۰) در دریای سیاه بعد از جمله‌ی *Mnemiopsis leidyi* درنهایت به یوتریفیکاسیون دریای سیاه ختم گردید (Sorokin,1999). لذا لازم است که جنبه‌های منفی افزایش گروه تراکمی آن (از ۲ به ۳) در فصل بهار و در بررسی سالانه موردتوجه قرار گیرد.

اکوسیستم در مواجهه با اختلالات با منشأ طبیعی یا انسانی، ممکن است آسیب ببیند، بهبود یابد، مقاومت کند و اساساً بدون تغییر باقی بماند و یا برگشت‌ناپذیر تغییر کند و مدت طولانی در حالت دیگری باقی بماند. هرکدام از احتمالات بیان‌شده، نمای کلی از ویژگی ثبات – بازیابی، مقاومت و برگشت‌پذیری اکوسیستم می‌باشند. فرآیند بازیابی اکوسیستم در صورتی کامل می‌شود که شدت و فاصله زمانی وقوع حوادث استرس در حدی باشد که به فروپاشی اکوسیستم منجر نشود (Palumbi *et al*., 2008). امید معظم و همکاران (۱۳۹۸)، بر اساس نمونه‌های جمع‌آوری‌شده در سواحل دریای خزر در سال ۱۳۹۵ و مقایسه آن با مطالعات پیشین برشدت یافتن عدم سلامتی اکوسیستم تأکید نمودند؛ اما در مطالعه حاضر، بر اساس روند تغییرات و اختصاصات تجمع فیتوپلانکتون و آخرین مشاهدات ثبت‌شده در دریای خزر در سال ۹۸–۱۳۹۷، شواهد مثبت در بهبود اکوسیستم دریای خزر شامل کاهش تنوع و درصد تراکم گونه‌های مضر و سمی در شاخه‌های مختلف بخصوص در شاخه سیانوفیتا و گونه‌های مضر آن (*Oscillatoria* sp؛ و *Nodularia spumigena*)، افزایش تنوع و درصد تراکم گونه‌های بومی و ساکن (گونه‌های شاخص مطلوب) بخصوص در شاخه باسیلاریوفیتا، عدم مشاهده گونه سمی و مضر *Pseudonitzschia seriata* در تابستان (در آخرین سال مطالعه در ۹۸–۱۳۹۷)، ضریب تغییرات کمتر، پراکندگی یکنواخت‌تر و ثبات بالاتر گونه‌های غالب بومی و ساکن گزارش گردید. لذا به نظر می‌رسد که بازیابی اکوسیستم دریای خزر پس از ورود شانه‌دار مهاجم از ویژگی‌های مثبتی برخوردار بوده است. شایان‌ذکر است که این استنتاج بر اساس داده‌های فیتوپلانکتون صورت گرفته است. برای قضاوت کلی وضعیت اکوسیستم، سایر سطوح زیستی (ماهی، زئوپلانکتون، موجودات کف زی و...)، عوامل غیر زیستی (فاکتورهای فیزیکوشیمی و مساکن زیستی) و عملکرد اکوسیستم نیز موردبررسی و رتبه‌بندی قرار می‌گیرند و درنهایت با ترکیب آن‌ها یک نتیجه واحد ارائه می‌شود (Olenin *et al*., 2007). از نکات منفی مهم در وضعیت اکوسیستم دریای خزر می‌توان به بالا بودن شدت تراکم *Pseudonitzschia seriata* در فصل زمستان، گسترش توزیع و بالا بودن تراکم این‌گونه در فصل غیر از دوره سرما (بهار) اشاره نمود. در ارتباط با تفاوت نتایج حاصله از این تحقیق و مطالعه‌ی امید معظم و همکاران (۱۳۹۸)، شایان‌ذکر است که مطالعه حاضر در کل سواحل ایرانی دریای خزر در تمامی فصول و بر اساس کل شاخه‌های موجود در تجمع فیتوپلانکنون صورت گرفت. ولی مطالعه امید معظم و همکاران (۱۳۹۸) در دونیم خط واقع در ناحیه میانی (بابلسر و ساری) و در دو فصل تابستان و زمستان و داده‌های مربوط به شاخه باسیلاریوفیتا صورت گرفت. نقطه مشترک در مطالعه حاضر و امید معظم و همکاران (۱۳۹۸)، شرایط نامساعد اکوسیستم دریای خزر در فصل زمستان می‌باشد. با توجه به نیمه بسته

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-01-07]

بودن اکوسیستم دریای خزر و سرعت افزایش دمای سطحی آب دریای خزر در مقایسه با سایر بدنه‌های آبی (Leroy *et al*., 2020) نکته کلیدی مهم در جهت حفظ روند بازیابی و بهبود اکوسیستم، مدیریت جدی فعالیت‌های انسانی به‌منظور کاهش ورود مواد مغذی با منشأ انسان‌ساخت به این اکوسیستم آبی می‌باشد. تعیین مدت‌زمان لازم برای "بازیابی" به معنای برگشت کامل به وضعیت ثبات (سال ۱۳۷۵) امکان‌پذیر نیست. زیرا تغییرات وسیع و مختلف ازجمله افزایش سطح تروفیکی (Nasrollahzadeh Saravi *et al*., 2019) و افزایش تراکم فیتوپلانکتون کل، شکوفایی و حضور گونه‌های سمی و مضر در این اکوسیستم به ثبت رسید و پیش‌بینی نوع و شدت حوادث و استرس‌های آتی نیز ممکن نیست. در چنین وضعیتی افزایش تعادل بین اجزای تجمع زیستی به‌عنوان اهرم مؤثر برای جلوگیری از سقوط اکوسیستم به فجایع اکولوژیکی از قبیل شکوفایی جلبکی مضر و سمی و کاهش بحرانی تراکم گونه‌های بومی و ساکن و عدم وقوع و ورود عامل استرس‌زای جدید مطلوب خواهد بود.

منابع

امید معظم، ط.، آخوندیان، م.، فلاحی کپورچالی، م. و امیرظهیر، ش.، ۱۳۹۸. تنوع و فراوانی فصلی باسیلاریوفیتای (دیاتومه‌ها) پلانکتونی در آب‌های ساحلی جنوب دریای خزر، مجله زیست‌شناسی دریا، ۱۱ (۴): صفحات ۱۰۸-۹۳.

پور غلام، ر.، ۱۳۷٤. پروژه هیدرولوژی و هیدرو بیولوژی سواحل ایرانی حوزه جنوبی دریای خزر با همکاری انسیتوتحقیقات کاسپنریخ (روسیه) و مرکز تحقیقات شیلات گیلان و مازندران،۷۴-۱۳۷۳. مرکز تحقیقات شیلات مازندران، موسسه تحقیقات شیلات ایران. ۳۸۹ ص.

شریعتی، ا.، ۱۳۷۲. نقش میکروفلورا و فیتوپلانکتون‌ها در پروسه‌های تولیدی دریای خزر. مرکز آموزش عالی و صنایع شیلاتی میرزا کوچک خان، رشت. ۳۴۷ ص.

حسینی، س. ع.، ۱۳۸۹. پروژه هیدرولوژی و هیدرو بیولوژی حوزه جنوبی دریای خزر (۷۶-۱۳۷۵). پژوهشکده اکولوژی آبزیان دریای خزر، موسسه تحقیقات شیلات ایران. ۱۶۰ ص.

زارع، ب.، ۱۳۹۸. سیلاب‌های بهاری ۹۸. مجله رشد آموزش علوم زمین، صفحات ۱۰-۵.

فارابی، س.م. و.، ۱۳۸۹. طرح پروژه هیدرولوژی، هیدرو بیولوژی و آلودگی‌های زیست‌محیطی حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۷. ساری: پژوهشکده اکولوژی دریای خزر. ۱۵۰ ص.

مخلوق، آ.، نصراله زاده ساروی، ح.، پور غلام، ر.، رحمتی، ر.، ۱۳۹۰. معرفی گونه‌های سمی و مضر جدید فیتوپلانکتون در آب‌های سواحل ایرانی حوزه جنوبی دریای خزر. مجله علوم زیستی، ۵ (۳): صفحات ۹۳-۷۷.

مخلوق، آ.، ۱۳۹۲. پروژه بررسی تنوع، بیوماس و فراوانی فیتوپلانکتون در حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۸. پژوهشکده اکولوژی آبزیان دریای خزر، موسسه تحقیقات شیلات ایران. ۲۹۶ ص.

مخلوق، آ.، نصراله زاده ساروی، ح.، اسلامی، ح. و موسوی، م.، ۱۳۹۳. بررسی تغییرات زمانی بوم زیست‌شناختی آب‌های سواحل دریای مازندران (سال ۱۳۹۱). اقیانوس‌شناسی، ۵ (۱۹)، صفحات ۴۴-۳۵.

مخلوق، آ.، ۱۳۹۵. بررسی تراکم و دینامیک جمعیت فیتوپلانکتون با تأکید بر پدیده شکوفایی جلبکی در منطقه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۹۲، پژوهشکده اکولوژی آبزیان دریای خزر، موسسه تحقیقات شیلات ایران. ۸۳ ص.

نصراله زاده ساروی، ح.، ۱۳۹۰. طرح پروژه هیدرولوژی، هیدرو بیولوژی و آلودگی‌های زیست‌محیطی حوزه جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۸. ساری: پژوهشکده اکولوژی دریای خزر. ۲۰۵ ص.

نصراله زاده ساروی، ح.، مخلوق، آ.، رحمتی، ر.، تهامی، ف.، کیهان ثانی، ع. و گل آقایی، م.، ۱۳۹٤. مطالعه وضعیت ثبات و اغتشاش در اکوسیستم دریای خزر (سواحل ایران) بر اساس الگوی ساختاری فیتوپلانکتون. مجله علمی-پژوهشی زیست‌شناسی دریا، اهواز. ۷ (۲۶): صفحات ۴۴-۲۷.

Anderson, C. R., Sapiano, M. R. P., Bala Krishna, M. B., Long, W., Tango, P. J., Christopher, W. B. and Raghu, M., 2010. Predicting potentially toxigenic *Pseudo-nitzschia* blooms in the Chesapeake Bay, Journal of Marine Systems, 83(3-4): 127-140.

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-01-07]

APHA (American Public Health Association). 2005. Standard method for examination of water and wastewater. Washington. USA: American Public Health Association Publisher, 18thedition, 1113 pp.

Chorus, I. and Bartram, J., 1999. Toxic cyanobacteria in water, a guide to their public health consequences, monitoring and management. London: UK. E & FN Son, 400 pp.

Dutkiewicz, S., Cermeno, P., Jahn, O., Follows, M. J., Hickman, A. E., Taniguchi, D. A. A. and Ward, B. A., 2020. Dimensions of marine phytoplankton diversity, Biogeosciences, 17: 609–634, https://doi.org/10.5194/bg-17-609-2020.

Genitsaris, S., Stefanidou, N., Sommer, U. and Moustaka-Gouni, M., 2019. Phytoplankton blooms, red tides and mucilaginous aggregates in the urban Thessaloniki Bay, eastern Mediterranean. Diversity, 11, 136, 22 P., DOI: 10.3390/d11080136.

Guseynov, M. K., Gasanova, A. S., Guseynov, K. M. and Khlopkova, M. V., 2019. Taxonomic composition of the phytoplankton in the middle Caspian Sea, Herald of the Dagestan Scientific Center, 75C: 11–17. DOI:10.31.291/vestdnc75/2. (In Russia)

Habit, R. N. and Pankow, H., 1976. Algenflora der Ostsee II, Plankton. Gustav Fischer Verlag. Germany: Jena University Rostock Publication. 385 pp.

Hartley, B. H. G., Barber, J. R. C. and Sims, P., 1996. An Atlas of British Diatoms. UK: Biopress Limited, Bristol.601 pp.

Kasymov, A., 2004. Ecology of the Caspian Sea plankton. Exxon Azerbaijan Operating Company. Baku, Azerbaijan: Publisher Adiloglu printing House.

Kideys, A., 2002. Fall and rise of the Black Sea ecosystem. Science, 297:1482-1484.

Kosarev, A. N. and Yablonskaya, E. A., 1994. The Caspian Sea. The Netherlands: SPB Academic Publishing, the Hague.274 pp.

Krupa, E., 2019. Assessment of changes in the structure of zooplankton communities to infer Water Quality of the Caspian Sea. Diversity, 11(122): 16P. DOI: 10.3390/d11080122.

Leroy, S. A. G., Lahijani, H. A. K., Crétaux, J. F., Aladin, N. V. and Plotnikov, I. S., 2020. Past and current changes in the largest lake of the world: The Caspian Sea, Large Asian Lakes in a Changing World**,** pp 65-107.

Makhlough, A., 2002. The effect of Mnemiopsis leidyi attack on cyanophyta in the Southern Caspian Sea. International Conference Present-Day Problems of the Caspian Sea, KaspNIRKH, Astrakhan, Russia, 398-399 pp.

Makhlough, A., Nasrollahzadeh Saravi, H., Eslami, F. and Keyhansani, A. R., 2019. Scale characteristics of the bloom event: A case study in the Iranian coastal waters of the Southern Caspian Sea. Iranian Journal of Fisheries Sciences, 18(1) 124-139, DOI: 10.22092/ijfs.2018.117600.

Nasrollahzadeh, H. S., Z. B. Din. S. Y. Foong and Makhlough, A., 2008. Trophic status of the Iranian Caspian Sea based on water quality parameters and phytoplankton diversity. Continental Shelf Research, 28:1153– 1165.

Nasrollahzadeh, H. S., Makhlough A.، Eslami F. and Suzanne Leroy G. A., 2014. Features of Phytoplankton Community in the Southern Caspian Sea a Decade after the Invasion of *Mnemiopsis leidyi*. Iranian Journal of Fisheries Sciences (IJFS), 13(1):145-167.

Nasrollahzadeh Saravi, H., Pourang, N., Foong, S. Y. and Makhlough, A., 2019. Eutrophication and trophic status using different indices: A study in the Iranian coastal waters of the Caspian Sea. Iranian Journal of Fisheries Sciences, 18 (3): 531-546. DOI: 10.22092/ijfs.2018.117717.

Nesterova, D., Moncheva, S. Mikaelyan, A., Vershinin, A., Akatov, V., Boicenco, L., Aktan, Y., Sahin, F., Gvarishvili, T., 2008. The state of phytoplankton, Chapter 5, p 112-147. In: BSC, 2008**.** State of the Environment of the Black Sea (2001-2006/7). Edited by Temel Oguz. Publications of the Commission on the Protection of the Black Sea against Pollution (BSC) 2008-3, Istanbul, Turkey, 421 pp.

Olenin, S., Minchin, D. and Daunys, D., 2007. Assessment of biopollution in aquatic ecosystems. Marine Pollution Bulletin, 55 (7-9):379-394.

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-01-07]

Palmer, C. M., 1980. Algae and water pollution. The identification, Significance, and Control of Algae in water Supplies and in Polluted Water. London: Castle House Publication.

Palumbi, S. R., McLeod, K. and Grubaum, D., 2008. Ecosystems in action: lessons from marine ecology about recovery, resistance, and reversibility. BioScience, 58(1):33-42.

Pourang, N., Eslami, F., Nasrollahzadeh Saravi, H. and Fazli, H., 2016. Strong biopollution in the southern Caspian Sea: the comb jelly *Mnemiopsis leidyi* case. Biological Invasions, 18 (6):2403–2414.

Proshkina-Lavrenko, A.I. and Makarova, I.V., 1968. Plankton Algae of the Caspian Sea. Leningrad, Nauka: L. Science. 291 pp. (In Russia)

Revilla, M., Franco, J., Bald, J., Borja, A., Seoane and S. and Valencia, V., 2009. Assessment of the phytoplankton ecological status in the Basque coast (northern Spain) according to the European Water Framework Directive. Journal of Sea Research, 61:60–67.

Reynolds, C. S., 2006. The ecology of phytoplankton.Cambridge University Press. UK. 551 pp.

Roohi, A., Kideys, A. E., Sajjadi, A., Hashemian, A., Pourgholam, R., Fazli, H., Ganjian Khanari, A. and Develi, E. E., 2010. Changes in biodiversity of phytoplankton, zooplankton, fishes and macrobenthos in the Southern Caspian Sea after the invasion of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi*. Biological Invasions, 12:2343-2361.

Shiganova, T. A., Sapozhnikov, V. V., Musaeva, E. I., Domanov, M. M., Bulgakova, Yu. V., Belov A. A., Zazulya, N. I., Zernova, V. V., Kuleshov, A. F., Sokol'skii, F., Imirbaeva, R. I. and Mikuiza, A. S., 2003. Factors Determining the Conditions of Distribution and Quantitative Characteristics of the Ctenophore Mnemiopsis leidyi in the North Caspian. Oceanology, 43(5): 676–693.

Sorokin. Y., 1999. Aquatic microbial ecology, a textbook for students in environmental sciences. Netherlands: Backhuys publishers, Leiden.

Sukhotin, A. and Berger, V., 2013. Long-term monitoring studies as a powerful tool in marine ecosystem research. Hydrobiologia, 706:1–9, DOI 10.1007/s10750-013-1456-2

Thomalla, S. J., Fauchereau, N., Swart, S. and Monterio, P. M. S., 2011. Regional scale chracteristics of the seasonal cycle of chlorophyll in the Southern Ocean, *Biogeosciences*, 8: 2849-2866.

Washington, H. G., 1984. Diversity, Biotic and Similarity Indices, A Review with special relevance to Aquatic Ecosystems. Water Research, 18(6): 653-694.

Wehr, J. D. and Sheath. R. G., 2003. Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification. USA: Academic Press. 950 pp.

[Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2025-01-07]