تغییرات جوامع فیتوپلانکتونی در ارتباط با کیفیت آب در سواحل جنوب غربی دریای خزر(استان گیلان)

فاطمه جعفری*[۱]، زهره رمضانپور[۲]، مسعود ستاری[۳]

تاریخ دریافت:۹۴/۰۹/۲۳
تاریخ تصویب: ۹۵/۰۲/۲۷

چکیده

ساختار جمعیت فیتوپلانکتون ها در نواحی ساحلی نتیجه عوامل محیطی مثل مواد غذایی، نور، چرا، دما وشوری است. دریای خزردر منطقه معتدله واقع شده است و تحت تاثیر آب هایی است که به آن وارد می شوند. شش ایستگاه در امتداد ساحل دریای خزر در استان گیلان از لحاظ وجود فعالیت های مختلف انسانی انتخاب شد. نمونه برداری به صورت ماهانه در دو فصل تابستان وپاییز ۱۳۹۱ انجام شد. در هر ایستگاه از فیتوپلانکتون ها به دو صورت کمی و کیفی نمونه تهیه شد و غلظت نیترات، فسفات و سیلیکات در هر بار نمونه برداری در آزمایشگاه اندازه گیری شد. میانگین غلظت نیترات، فسفات و سیلیکات به ترتیب ۰/۳۸±۰/۵۷، ۰/۰۳±۰/۱۱ و ۰/۳±۰/۸۷ میلی گرم در لیتر بود. غلظت نیترات و فسفات اختلاف معنی داری در بین ایستگاه ها نشان نداد، ولی در غلظت سیلیکات اختلاف معنی دار مشاهده شد.دیاتومه ها، هم از لحاظ ترکیب گونه ای و هم فراوانی، گروه غالب بودند و بعد از آن، سیانوفیت، پیروفیت، کلروفیت، اوگلنوفیت و کریسوفیت قرار داشتند. تراکم فیتوپلانکتون در مدت مطالعه ۱۰۳×۱۰^{۳} ±۲×۱۰^{۵} سلول در لیتر محاسبه شد. شاخص شانون با میانگین کل ۰/۷۷±۲/۰۰ اختلاف معنی داری بین ایستگاه دهکده

*۱-دانشجوی دکتری زیست شناسی دریا، دانشکده علوم پایه، دانشگاه گیلان.
(نویسنده مسئول: Jafari_fateme63@yahoo.com)
۲-دانشیار گروه اکولوژی انستیتو بین المللی ماهیان خاویاری، گیلان، رشت
۳-دانشیار گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه گیلان

ساحلی با ایستگاه-های چابکسر و تالش نشان داد. در بین ایستگاه ها، از نظر تراکم فیتوپلانکتون ها اختلاف معنی دار مشاهده نشد. ساختار جمعیت فیتوپلانکتونی در منطقه مورد مطالعه، نسبت به مطالعات پیشین، تغییرات زیادی نشان داد. متغیرهای شیمیایی و زیستی در بینایستگاه های مختلف تقریباً متفاوت بودند و تحت تاثیر فعالیت های جامعه ساحلی قرار داشتند.

واژه های کلیدی: دریای خزر،عوامل محیطی،فیتوپلانکتون،متغیرهای شیمیایی

مقدمه

ساختارجمعیتی فیتوپلانکتون ساحلی تحت تأثیر محیط زیست آن است و واکنش های پیچیده ای در پاسخ به این تأثیرات دیده می شود. تغییرات ترکیب جمعیت فیتوپلانکتون ها به صورت تغییر در تنوع گونه ای(ترکیب گونه ای) و تراکم آنها رخ می دهد و این تغییر در پاسخ به رویارویی با شرایط جدید در محیط اتفاق می افتد (Huisman et al., 2001). از تغییر در ترکیب گونه ای جمعیت های فیتوپلانکتونی، به عنوان شاخصی برای تعیین خصوصیات کیفی آب های ساحلی استفاده می شود. بررسی جمعیت های فیتوپلانکتونی با استفاده از روش های متفاوت، مانندپایش طولانی مدت گونه های غالب و ارتباط این جمعیت ها با تغییرات فصلی محیط زیست آن ها انجام می شود(Jones et al., 2001, Roelke et al., 2003). بنابراین، تغییر در کمیت و کیفیت جمعیت فیتوپلانکتون ها در آب های ساحلی می تواند مفاهیم متفاوتی برای اکوسیستم داشته باشد (Poornima.,2005 et al., 2006, Alvarez-Gongora et al.,). دو عامل مهم تاثیرگذار بر ساختار جمعیت فیتوپلانکتونی شناسایی شده اند که شامل فرایندهای فیزیکی مثل اختلاط توده آب، نور، دما، تلاطم و شوری؛ و فرایندهای شیمیایی مثل ترکیبات شیمیایی موجود در اکوسیستم هستند. در این بین، مهم ترین عامل تاثیرگذار، مواد مغذی هستند که در دسته عوامل شیمیایی قرار دارند (Troccoli et al., 2004). فعالیت های مختلف انسانی در نواحی ساحلی، پساب هایی را تولید می کند که سبب تغییر در شرایط هیدرولوژیک طبیعی سیستم های ساحلی (مانند تغییر در غلظت های مواد مغذی و نسبت بین آنها)، مانند فراغنی شدن (یوتریفیکاسیون) می شود. تغییر در ترکیب جوامع فیتوپلانکتون ها در پاسخ

به تغییر شرایط تغذیه ای، شاخص زیستی مناسبی برای یوتریفیکاسیون محسوب می شود (Livingston, 2001). ارتباط بین غلظت های مواد مغذی و تنوع و فراوانی ریزجلبکها برای مدیریت یوتریفیکاسیون حائز اهمیت است (Jin et al., 2011).

تغییرات شدیدی در رژیم های هیدرولوژیک و آب و هوایی، از اواخر دهه ۱۹۸۰در دریای خزر در حال وقوع است. از آنجا که تغییرات عمده در یک اکوسیستم می تواند بر روی سطوح تروفی و زنجیره غذایی اثر داشته باشد، این دگرگونی های اکولوژیک و زیست محیطی نیز می تواند در سطح فیتوپلانکتون ها با اهمیت باشد (Kideys et al., Ganjian et al., 2010., 2005).

تنوع و فراوانی فیتوپلانکتون ها، عاملی کلیدی در اکولوژی محسوب می شود که مستقیماً با تنظیم و عملکرد اکوسیستم در ارتباط است (Tahami et al., 2012). تفسیر ساختار و عملکرد جمعیت فیتوپلانکتون ها در نواحی دارای آلودگی، به شناخت توالی طبیعی فیتوپلانکتون ها در ارتباط با تغییرات هیدرولوژیک حوضه آبریز و اثرات دگرگونی های مدیریت آب نیاز دارد. چنین اطلاعاتی برای ارزیابی استرس های ناشی از طبیعت و انسان ضروری است و پیش نیازی برای توسعه استراتژی های مدیریتی نواحی دارای آلودگی به حساب می آید. به خاطر وجود تهاجم بیولوژیک و آلاینده های انسانی و همچنین، تغییرات طبیعی آب وهوایی که منجر به تغییر شکل بیوتای (موجودات) محلی در پیکره آبی می شود (Tahami et al., 2012) و از آنجاکه این فرآیندها در نواحی آبی کم-عمق بسیار با اهمیت هستند (Mathisov et al., 2011)، تأثیر جوامع انسانی بر روی جمعیت فیتوپلانکتونی سواحل جنوب-غربی دریای خزر مورد بررسی قرار گرفت.

موادوروش ها

ناحیه مورد مطالعه در سواحل جنوبغربی دریای خزر واقع شده است که شامل شش ایستگاه بود: چابکسر(۱)منطقه ای گردشگری و مسکونی، امیربکنده انزلی(۲) منطقه ای ماهیگیری وگردشگری، دهکده ساحلی انزلی(٤) منطقه ای مسکونی و هتل سفیدکنار انزلی(٥) منطقه ای گردشگری که به ترتیب در عرض های جغرافیایی ′ ۳۳ ٥٥ ، ′ ٤٤٤٩، ′ ۳۰٤۹ و ′ ۲۱٤۹ در استان گیلان واقع شده اند. مصب سفیدرود(۲) در عرض جغرافیایی ′ ٥٦ ° ٤۹ واقع شده است که آب سفیدرود را به دریا مرتبط می کند. در حاشیه اینرود فعالیت های کشاورزی و صنعتی صورت می گیرد و پساب ناشی از آنها به محیط رودخانه راه می یابد. تالش(٦) در عرض جغرافیایی ′ ٥٥ ° ٤٨ واقع شده است و در این منطقه فعالیت آبزی پروری صورت می گیرد. آبی که در استخرهای این منطقه جریان دارد، ازطریق کانال خروجی مزرعه به محیط دریا وارد

می شود(شکل ۱). این مناطق ساحلی به خاطر وجود فعالیت های مختلف انسانی

شکل۱: موقعیت ایستگاه های نمونه برداری در استان گیلان

نمونه برداری تا عمق ۱ متری به صورت ماهانه در دو فصل تابستان و پاییز سال ۱۳۹۱ انجام شد. در هر ایستگاه و هر بار نمونه-برداری، غلظت های سیلیکات، فسفات و نیترات با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر(BR5000 ساخت شرکت PERKIN ELMER آمریکا) اندازه گیری شد. برای شناسایی گونه های فیتوپلانکتونی از نمونه های کیفی استفاده شد و این نمونه ها توسط تور فیتوپلانکتون گیر با مش ۲۰ میکرون، پس از ۱۰ بار تورکشی افقی تهیه شدند. نمونه های فیتوپلانکتون به بطری های ۱۰۰ میلی لیتری انتقال می یافتند و با ۲ میلی لیتر فرمالین تثبیت می شدند (Soumia,1978). سپس شناسایی گونه های فیتوپلانکتونی(با استفاده از کلیدهای Proshkina Lavrenko and Makarova, 1968, Bellinger 1992, Cox 1996,Sonneman et al., 1997, John et al., 2002,Wehr and Sheath 2003,http://www.algaebase.org) با میکروسکوپ نوری (مدل BX51OLYMPUS)صورت می گرفت. نمونه های کمی مستقیماً توسط بطری های ۱۰۰ میلی لیتری از آب دریا تهیه و توسط ۲ میلی لیتر فرمالین تثبیت می شد. در آزمایشگاه ۱۰ میلی لیتر از نمونه همگن شده به ظرف مخصوص شمارش فیتوپلانکتون ها انتقال می یافت و با استفاده از میکروسکوپ اینورت (مدل OLYMPUS IX51) و بابزرگنمایی X200 شمارش گونه ها به صورت جداگانه انجام شد. محاسبه شاخص تنوع شانون-وینر با استفاده از نرم افزار Ecological Methodology for windows version 6.0 انجام شد. در این شاخص، اطلاعات مربوط به تعداد گونه های متعلق به یک جمعیت و فراوانی نسبی آن ها با هم در محاسبه لحاظ می شود؛ و در حقیقت تخمینی از ترکیب جمعیت است (Lydy et., 2000 al).آزمون واریانس یک طرفه (One- Way

ANOVA) بـرای معنـی دار بـودن اختـلاف بیـن ایسـتگاه هـا، از تسـت توکـی (Tukey's test) بـرای شناسـایی اختـلاف بیـن ایسـتگاه هـا و بـرای بررسـی همبسـتگی متغیرهـا از آزمـون همبسـتگی اسـپیرمن (Spearman correlation)درنرمافـزار SPSS ۱۶استـفاده شـد. سـطح معنـی داری (p) در تمـام تجزیـه و تحلیـل هـای آمـاری ایـن مطالعـه ۰/۰۵ بـود (Clarke and Warwick,1994).

نتایج

متغیرهای شیمیایی

میانگیـن کل نیتـرات (NO_3-) در بیـن ایسـتگاه هـا ۰/۳۸±۰/۵۷میلـی گـرم در لیتـر بـود. حداقـل مقـدار آن در امیربکنـده و حداکثـر آن در ایسـتگاه مصـب سـفیدرود بـه ثبـت رسـید. اختـلاف معنـی داری در غلظـت نیتـرات در بیـن ایسـتگاه هـا مشـاهده نشـد (P>0/05، 5= df، F=۰/۵۲۳)(جـدول ۱).میانگیـن کل فسـفات ($PO4_4^{-3}$) در بیـن ایسـتگاه هـا ۰/۰۳±۰/۱۱ میلـی گـرم در لیتـر بـود. حداقـل مقـدار آن در تالـش و حداکثـر آن در دهکـده سـاحلی انـدازه گیـری شـد. اختـلاف معنـی داری در غلظـت فسـفات در بیـن ایسـتگاه هـا مشـاهده نشـد (P>۰/۰۵، df=۵، F=۰/۴۲)(جـدول۱). میانگیـن کل سـیلیکات (SiO_4^{-4}) در بیـن ایسـتگاه هـا ۰/۳±۰/۸۷ میلـی گـرم در لیتـر بـود. حداقـل مقـدار آن در ایسـتگاه چابکسـر و حداکثـر آن در ایسـتگاه مصـب سـفیدرود بـه ثبـت رسـید. اختـلاف معنـی داری در بیـن ایسـتگاه هـای چابکسـر و مصـب سـفیدرود در غلظـت سـیلیکات مشاهدهشـد، ولـی ایـن دو ایسـتگاه بـا دیگـر ایسـتگاه هـا اختـلاف معنـی داری را نشـان ندادنـد (P>۰,۰۵، df=۵، F=۲/۶)(جـدول ۱).

جدول ۱:متوسط(میانگین± انحراف معیار mg/l)متغیرهای شیمیایی آب درایستگاه های موردمطالعه دریای خزر(گیلان)- ۱۳۹۱

ایستگاه / متغیر	چابکسر	مصب سفیدرود	امیربکنده	دهکده ساحلی	سفیدکنار	تالش
نیترات(mg/L)	۰/۴۶ ±۰/۰۷	۰/۶۹±۰/۱۹	۰/۴۱±۰/۰۹	۰/۶۷ ±۰/۱	۰/۵۷±۰/۱۱	۰/۶۵ ±۰/۲۸
فسفات(mg/L)	۰/۱۴ ±۰/۰۶	۰/۱±۰/۰۴	۰/۱±۰/۰۵	۰/۱۵±۰/۰۵	۰/۱ ±۰/۰۴	۰/۰۷۵±۰/۰۳
سیلیکات(mg/L)	a۰/۲ ± ۰/۱	b۲ ± ۰/۹	ab۰/۴±۰/۲۶	ab۱/۳±۰/۳	ab۰/۵۴±۰/۱۵	ab۰/۶۵. ±۰/۴

حروف متفاوت نشان دهنده وجود اختلاف معنادار است (p, One - Way ANOVA<۰/۰۵)

مشخصات جمعیت فیتوپلانکتون ها در ساحل جنوب غربی دریای خزر

در این مطالعه ٤٠ جنس فیتوپلانکتون شناسایی و شمارش شدند.ترکیب جمعیت فیتوپلانکتون ها در ساحل جنوب غربی دریای خزر (استان گیلان) در مدت مطالعه متشکل از شش گروه فیتوپلانکتونی بود. این گروه ها شامل Bacillariophytes، Cyanophytes،Dinoflagellates،Chloro Phytes،Euglenophytesو Chrysophytes بودند. Bacillariophytes *(٨٣%* فراوانی کل و ٣٠/٨% ترکیب گونه ای*)* دارای دامنه فراوانی نسبی بین ٨٥%-٥٢/٦% در طی مدت مطالعه بودند (جدول٢). فراوان ترین پلانکتون ها از این گروه که در هر شش ایستگاه حضور داشتند، شامل جنس های .*Nitzschia* sp.، *Thalassionema* sp. و.*Coscinodicus* sp. بودند. این گروه درایستگاه دهکده ساحلی انزلی بیشترین فراوانی را داشت (جدول٢) . فراوان ترین جنس این گروه .*Chaetoceros* sp. بود *(٨١/٥%)* و در فراوانی کل نیز همین جنس غالب بود (٦٧/٥%). فراوانی نسبی Dinoflagellates (٥٠/٧% فراوانی کل و ١٨/٧% ترکیب گونه ای*)* در دامنه ٣٩/٦% - ١/٣٧% بود (جدول٢).

.*Prorocentrum* sp و .*Exuviaella* sp متداول ترین پلانکتون های این گروه در ایستگاه های نمونه برداری بودند که در تمام ایستگاه ها مشاهده شدند. Dinoflagellates در امیربکنده انزلی بیشترین فراوانی را نشان دادند (جدول ٢). .*Exuviaella* sp پلانکتون غالب در گروه *Dinoflagellates* بود *(٨٥%)* و همچنین دومین پلانکتون فراوان *(٤/٨٤%)* در جمعیت فیتوپلانکتون ها را در منطقه مورد مطالعه تشکیل داد. *Cyanophytes (٧/٨%* فراوانی کل و ٢٧% ترکیب گونه ای*)* دارای فراوانی نسبی بین ٩% - ٠/٤٣% بودند (جدول ٢).تنها گونه *Anabaena sp*.از این گروه در تمامی ایستگاه ها مشاهده شد. این گروه در ایستگاه دهکده ساحلی انزلی بیشترین فراوانی را داشت (جدول ٢). .*Lyngbya* sp در گروه Cyanophytes فراوان-ترین جنس*(٥١/٦%)* و در فراوانی کل، چهارمین (٤%) جنس تشکیل دهنده جمعیت فیتوپلانکتونی بود. Chlorophytes*(٢/١٥%* فراوانی کل و ٢٠/٩% ترکیب گونه ای*)* در همه ایستگاه ها حضور داشتند و دارای فراوانی نسبی ٤% - ٠/٨% بودند (جدول٢). *Binuclearia* .sp تنها جنس از این گروه بود که در تمام ایستگاه ها مشاهده شد.Chlorophytes در ایستگاه مصب سفید رود بیشترین فراوانی را داشتند (جدول٢). فراوان ترین پلانکتون این گروه .*Scenedesmus* sp *(٤٦/٤%)* بود. Euglenophytes*(١/١%* فراوانی کل و ١/١% ترکیب گونه ای*)* در تمام ایستگاه ها حضور داشتند و فراوانی نسبی آنها بین ٥% - ٠/٨% محاسبه شد

(جدول ۲). *Euglenophytes* در ایستگاه امیربکنده انزلی بیشترین فراوانی را داشتند (جدول۲). Chrysophytes(۰/۲٤% فراوانی کل و ۱/۱% ترکیب گونه ای) ششمین گروه فیتوپلانکتونی شناسایی شده است که تنها در ایستگاه مصب سفید رود مشاهده نشدند و در دیگر ایستگاه ها دارای فراوانی نسبی ۲/۲% - ۰/۰٦% بودند (جدول ۲) و بیشترین فراوانی را در چابکسر داشتند (جدول۲). فیتوپلانکتون های شناسایی شده در مطالعه حاضر در جدول ۳ ارائه شده اند. تراکم کل محاسبه شده درمدت بررسی۲×۱۰۵±۱۰۷×۱۰۲ سلول در لیتربود.

جدول۲ : درصد فراوانی نسبی گروه های مختلف فیتوپلانکتونی در ایستگاههای مختلف ساحل دریای خزر (گیلان) -۱۳۹۱

گروه فیتوپلانکتون	چابکسر	سفیدرود	امیربکنده	دهکدهساحلی	سفیدکنار	تالش
Euglenophytes	۱/۶	۰/۸۴	۵/۱	۲	۴/۷	۴/۳
Dinoflagellates	۲۰	۲۶	۳۹/۶	۱/۴	۱۸	۱۰/۹
Bacillariophytes	۷۲	۵۶	۵۳	۸۵	۷۴/۵	۸۲
Cyanophytes	۰/۴۳	۳/۶	۱/۳۵	۹	۱/۵	۱/۱
Chrysophytes	۲/۲	-	۰/۵۵	۰/۱۴	۰/۰۶	۰/۰۸
Chlorophytes	۴	۱۳	۰/۸	۲/۴	۱/۴	۱/۱

جدول ۳: فهرست فیتوپلانکتونهای شناسایی شده دردوفصل تابستان وپاییزایستگاه های مختلف ساحل دریای خزر (گیلان) ۱۳۹۱

	تابستان	پاییز		تابستان	پاییز
Bacillariophytes			***Chlorophytes***	+	+
Chaetoceros sp.	+	+	*Actinastrum* sp.	+	+
Cocinodiscus sp.	+	+	*Binuclearia* sp.	+	+
Cyclotella sp.	+	+	*Closterium* sp.	-	+
Diatoma sp.	-	+	*Coelastrum* sp.	+	+
Melosira sp.	+	+	*Cosmarium* sp.	+	-
Nitzschia sp.	+	+	*Crucigenia* sp.	+	-
Podosira sp.	-	+	*Dictyosphaerium* sp.	+	+
Rhizosolenia sp.	+	+	*Oocystis* sp.	+	+
Sceletonema sp.	+	+	*Pediastrum* sp.	+	+
Stephanodiscus sp.	-	+	*Scenedesmus* sp.	+	+
Thalassionema sp.	+	+	*Staurastrum* sp.	+	+
Thalassiosira sp.	-	+	***Cyanophytes***		
Dinoflagellates			*Anabaena* sp.	+	+
Exuviaella sp.	+	+	*Anabaenopsis* sp.	+	+

Glenodinium sp.	+	+	*Gloeocapsa* sp.	+	+
Gonyaulax sp.	+	+	*Gomphosphaeria* sp.	+	+
Gymnodinium sp.	+	+	*Lyngbya* sp.	+	-
Peridinium sp.	+	+	*Merismopedia* sp.	+	+
Prorocentrum sp.	+	+	*Microcystis* sp.	+	+
Euglenoids			*Oscilatoria* sp.	+	+
Euglena sp.	+	+	*Phormidium* sp.	+	-
Chrysophytes					
Ebria sp.	-	+			

مشخصات جمعیت فیتوپلانکتون ها در هر ایستگاه

فهرست جنس فیتوپلانکتون های شناسایی شده در ساحل دریای خزر (گیلان) در جدول ۳ ارایه شده است. جنس هایی که در فصل تابستان بیشترین فراوانی را داشتند، به ترتیب شامل *Chaetoceros* sp.(۷٤/۲%)، *Anabaenopsis* sp.(۹/٦%)، (۳/۲%) *Exuviaella* sp. ، (٦/٤%) *Lyngbya* sp. بودند. جنس هایی که در فصل پاییز بیشترین فراوانی را داشتند به ترتیب شامل(۹/۲۱%) *Thalassionema*sp. ،(۱۰%)*Exuviaella* sp. ،(1/9%)*Chaetoceros* sp. (۳/۳%) *Daitoma* sp.بودند. جنس های ، *Crucigenia* sp. ، *Gloeocapsa* sp.،*Gomphosphaeria* sp. ، *Lyngbya* sp. ، *Peridinium* sp. ،*Phormidium* sp. ، *Scenedesmus* sp. و *Gonyaulax* sp. در تابستان دیده شدند. جنس های *Coelastrum* sp. ،*Cosmarium* sp.، *Merismopedia* sp. ،*Pediastrum* sp.و *Staurastrum* sp. در ایستگاه سفید رود در فصل تابستان دیده شدند(جدول ۳). جنس *Peridinium* sp. در ایستگاه دهکده ساحلی در فصل تابستان دیده شد. *Diatoma* sp. ، *Ebria* sp.، *Podosira* sp.، *Sceletonema* sp. ، *Stephanodiscus* sp. و *Thalassiosira* sp. جنس هایی هستند که در فصل پاییز مشاهده شدند.

شاخص شانون- وینر

حداقل مقدار شاخص شانون-وینر در مدت زمان بررسی به ترتیب در ایستگاه چابکسر(۰/۹۹۸) در شهریور ماه و حداکثر آن در ایستگاه دهکده ساحلی (۳/۸۰۷) در مهر ماه محاسبه شد. نتایج حاصل از آزمون One-Way ANOVA بین ایستگاه های مختلف نشان داد که ایستگاه دهکده ساحلی با چابکسر و تالش اختلاف معنی داری داشتند ($F=۲/۹۸$ ،$df=۵$ ،$P<۰/۰۵$) (جدول ٤). از مقایسه میانگین های دو فصل اختلاف معنی داری مشاهده نشد و حاکی از عدم گرایش فصلی شاخص شانون وینر در سواحل گیلان در مدت مطالعه است ($F=۰/۰۰۳$ ،$df=۱$ ،$P>۰/۰۵$).

تراکم فیتوپلانکتون

حداقل تراکم فیتوپلانکتون شمارش شده در ایستگاه چابکسر (1×10^3cell/L) در تیرماه و حداکثر آن در ایستگاه دهکده ساحلی (1×10^6 cell/L) در آبان ماه به ثبت رسید. نتایج حاصل از آزمون One -Way ANOVA بین ایستگاه ها اختلاف معنی داری نشان نداد ($P>0/05$، $df=5$، $F=1/35$)(جدول ٤). تراکم فیتوپلانکتون هادر ایستگاه های مورد بررسی در مدت مطالعه گرایش فصلی نشان ندادند ($P>0/05$، $df=1$، $F=2/63$).

جدول٤: میانگین انحراف معیار متغیرهای زیستی آب در هر یک از ایستگاه های مورد مطالعه ساحل دریای خزر -گیلان - ۱۳۹۱

متغیر	چابکسر	مصب سفیدرود	امیربکنده	دهکده ساحلی	سفیدکنار	تالش
شاخص شانون- وینر	^{b}۱/۶±۰/۴۵	^{ab}۲/۱۱±۰/۸	^{ab}۲ ± ۰/۶	^{a}۲/۷ ± ۱	^{ab}۲/۲ ±۰/۶	^{b}۱/۵ ± ۰/۳
تراکم فیتوپلانکتون(*cell/L*)	۱۰^{۵}±۹۸×۱۰^{۳} ×۳	۱۰^{۵}±۴۱×۱۰^{۳} ×۲	۱۰^{۵}±۷۹×۱۰^{۳} ×۳	۱۰^{۵}±۱۶۱×۱۰^{۳} ×۴	۱۰^{۵}±۸۲×۱۰^{۳} ×۲	±۵۳×۱۰^{۳} ۲×۱۰^{۵}

حروف متفاوت نشان دهنده وجود اختلاف معنادار است(One - Way ANOVA، p<0/05)

ارتباط بین متغیرهای زیستی و متغیر ها یشیمیا یی

جدول ٥ همبستگی شاخص شانون- وینر و تراکم فیتوپلانکتون ها ر ابا مواد مغذی در ایستگاه های مختلف طی مدت مطالعه نشان می دهد. در ایستگاه چابکسر مقدار سیلیکات و شاخص شانون – وینر دارای ارتباط قوی و معنی دار منفی ($rs=-0/8$ و $P<0/05$) بود. در ایستگاه دهکده ساحلی نیز شاخص شانون- وینر با مقادیر نیترات و فسفات ارتباط معنی دار مثبت داشت(به ترتیب$rs=0/8$ و$P<0/05$، $rs=0/9$ و $P<0/05$). ایستگاه مصب سفیدرود تراکم فیتوپلانکتونی با مقادیر نیترات و سیلیکات همبستگی معنی دار منفی نشان داد (به ترتیب$rs= -0/83$ و$P<0/05$، $rs= -0/83$ $P<0/05$).

جدول ۵: ارتباط بین تراکم فیتوپلانکتون ها با مواد مغذی بر اساس تفکیک ایستگاه ها -گیلان ۱۳۹۱

	تراکم			شانون		متغیرزیستی
سیلیکات (mg/L)	فسفات (mg/L)	نیترات (mg/L)	سیلیکات (mg/L)	فسفات (mg/L)	نیترات (mg/L)	متغیرشیمیایی ایستگاه
-۰/۲	-۰/۳	-۰/۲۳	-۰/۸*	-۰/۱	۰/۲	چابکسر
-۰/۸۳*	۰/۰۳	-۰/۸۳*	۰/۱۴	۰/۴۴	۰/۱۴	مصبسفیدرود
۰/۵	-۰/۲	-۰/۶	۰/۱	۰/۰۳	۰/۴	امیربکنده
۰/۶	۰/۵	-۰/۱۴	۰/۶	۰/۹*	۰/۸*	دهکدهساحلی
۰/۸۶	-۰/۸۶	۰/۲	۰/۳	۰/۴	-۰/۴	سفیدکنار
۰/۶	۰/۳	۰/۷	-۰/۰۳	۰/۱	-۰/۲	تالش

*: وجود همبستگی در سطح اطمینان ۰/۹۵(p<۰/۰۵).

بحث و نتیجه گیری

متغیرهای شیمیایی

با توجه به فرضیه این مطالعه که پیش بینی تاثیر جوامع حاشیه ای بر روی جمعیت فیتوپلانکتونی ساحلی است، نیترات و فسفات که از ترکیباتموجود در پساب های ناشی از فعالیت های انسانی هستندو بر تراکم و ترکیب گونه ای جمعیت فیتوپلانکتون ها تاثیر دارند (Millie et al., 2004, Rochelle-Newall et al., 2011)، اختلاف معنی داری در بین ایستگاه ها نشان ندادند. میانگین کل نیترات در مدت مطالعه حاضر ۰/۳۸± ۰/۵۷ میلی گرم در لیتر بود، در حالی که در بررسی های Bagheri و همکاران (2011, 2012b) در سواحل جنوب غربی دریای خزر مقادیر نیترات در سال های ۲۰۰۶ و ۲۰۱۰-۲۰۰۹ به ترتیب ۰/۱۲ و ۰/۰۹۷ میلی گرم در لیتر گزارش شد. میانگین کل فسفات در مدتمطالعه حاضر ۰/۰۳±۰/۱۱ میلی گرم در لیتر به دست آمد، در حالی که Bagheri و همکاران (2011, 2012b)مقادیر فسفات را به ترتیب ۰/۰۹ و ۰/۱۰ میلی گرم در لیتر اندازه گیری کردند. با مقایسه این مطالعات با مطالعه حاضر به نظر می رسدکه مقدار نیترات و فسفات در طی زمان افزایش یافته است که ممکن است احتمالاً دلیلی بر افزایش فعالیت های انسانی در نواحی ساحلی و ورود بیشتر نیترات و فسفات به محیط دریا باشد، اگر چه این اختلاف در بین ایستگاه ها معنی دار نبوده است. از طرف دیگر، جریان آب دریا از شمال غربی به سمت جنوب شرقی (Kostianoy, 2009 and Kosarev) احتمالاً باعث پراکنده شدن این ترکیبات در نواحی ساحلی یا مناطق دیگر دریایی میشود. در مطالعه

حاضر، مقادیر سیلیکات اندازه گیری شده در بین ایستگاه ها متفاوت بود و در ایستگاه مصب سفید رود بیشترین مقدار آن اندازه گیری شد. مقادیر این ترکیب در دو فصل مورد بررسی در ایستگاه مصب سفیدرود بیش از ایستگاه های دیگر بود که این افزایش ممکن است احتمالاً به دلیل سیلیکات ناشی از فرسایش در مسیر رودخانه باشد (Bien et al.,1958, 1970., Burton et al) که از سفیدرود وارد دریا می شود. میانگین کل سیلیکات در مدت مطالعه حاضر ۰/۳۰±۰/۸۷ میلی گرم در لیتر محاسبه شد. در مطالعه سال های 2006 و 2010-2009 در منطقه، مقادیر سیلیکات به ترتیب ۰/۷۰ و ۰/۸۷ میلی گرم در لیتر اندازه گیری شد (Bagheri et al., 2011, 2012b). بنابراین، مقدار سیلیکات نسبت به سال ۲۰۰۶، در بررسی حاضر افزایش نشان می دهد.

در مطالعه حاضر در مجموع ٤٠جنس فیتوپلانکتونی شناسایی شد که شامل گروه های،Bacillariophytes،Cyanophytes ،Dianoflagellates،Chlorophytes Euglenophytes و Chrysophytes بودند. درمطالعات Bagheri و همکاران (2011, 2012a , 2012b) که تا عمق ۵۰ متری در سواحل جنوب غربی دریای خزر انجام شد،به ترتیب ۳۹، ٤۳ و ٤٤ گونه فیتوپلانکتونی گزارش شد. در مطالعه حاضر Bacillariophytes در تمام مدت بررسی ۲۹% ترکیب گونه ای (۲۷ گونه) و فراوانی کل ۸۳% را به خود اختصاص دادند. در بررسی سالهای ۲۰۰٦، ۲۰۰۸ و ۲۰۱۰-۲۰۰۹ ترکیب گونه ای Bacillariophytes با توجه به عمقی که نمونه برداری شده بود، به ترتیب ٤۱/۱%(۱٦ گونه)، ۵۸/۲%(۲۵ گونه) و ٦۱/٤% (۲۷ گونه) و فراوانی کل به ترتیب ٦۱%، ٦۹% و ۷۰/۲% را در سواحل جنوب غرب دریای خزر به خود اختصاص داده بود (Bagheri et al., 2011, 2012a, 2012b). لذا به نظر می رسد که سهم Bacillariophytes در ترکیب گونه ای در مطالعه حاضر کاهش، و سهم این گروه در فراوانی افزایش یافته است. در بررسی Bagheri و همکاران(a,b2012) در منطقه مورد مطالعه جنس های *Melosira* sp. ، *Nitzschia* sp. ، *Stephanodiscus* sp. و *Thalassiosira* sp. مشاهده نشدند. *Podosira* sp.در هیچ کدام از مطالعاتی که پیش از این در منطقه مطالعه حاضرصورت گرفته بود، مشاهده نشده بود. با توجه به افزایش مواد مغذی در سواحل جنوب غربی دریا احتمالاً وجود این جنس ها ممکن است ناشی از ورود و افزایش مواد مغذی از طریق فعالیت های انسانی باشد (Lie et al., 2005, Mozetic et al., 2012) Bacillariophytes به نیترات و سیلیکات برای ساختن پوسته خود نیاز دارند و با توجه به افزایش این مواد مغذی در محیط آبی، افزایش دیاتومه ها قابل پیش بینی

است. Bacillariophytes به نسبت ۱ به ۱ سیلیکات و نیترات را جذب می کنند. لذا زمانی که مقدار هردو ترکیب بالا باشد، آنها گروه غالب جمعیت فیتوپلانکتونی را تشکیل خواهند داد (Gle et al., 2008). در مطالعه Bagheri و همکاران(۲۰۱۱) در نمونه های سال ۲۰۰۶ جنس های *Thalassionema* sp. و *Cyclotella* sp. جنس های غالب بودندو در مطالعه نمونه های سال ۲۰۰۸، گونه های *Dactyliosolen fragilissimus* (Bergon) Hasle 1996، *Thalassionema nitzschioides* (Grunow) Mereschkowsky 1902 و(Cleve 1873 *Skeletonema costatum* (Greville گونه های غالب را در جمعیت فیتوپلانکتونی تشکیل می دادند.در سال 2009-2010 نیز Dactyliosolen fragilissimus (Bergon) Hasle 1996 و Skeletonema costatum(Greville)Cleve 1873 گونه های غالب بودند (Bagheri et al., 2011). در مطالعه حاضر جنس *Chaetoceros* sp.بیشترین فراوانی را داشت و جنس های *Thalassionema* sp. و *Chaetoceros* sp. و *Skeletonema* sp. گروه های غالب بودند. این جنس ها به صورت کلونی های کوچک وبه شکل زنجیره ای بوده و بیشتر در محیط هایی دیده می شوند که آلوده بوده یا مواد مغذی بالایی داشته باشند(Zamora et al., 2008 , Jane et al., 2008).در نواحی ساحلی که تحت تاثیر روان آب های سطحی هستند، مواد مغذی افزایش می یابند و با توجه به غالب شدن گونه های کوچک Bacillariophytes در محیط های آلوده می توان اثر جوامع انسانی حاشیه ای را بر دیاتومه ها مشاهده کرد. در مطالعاتی که در مناطق نفتی گیونشلی(Giouneshly) و چیراگ (Chirag) در سال ۱۹۹۲ و اینام (Inam) در سال ۱۹۹۳ در دریای خزر صورت گرفت، Bacillariophytes دارای بیشترین تنوع گونه ای و فراوانی بودند. جنس *Chaetoceros Ehrenberg* 1844 بیشترین فراوانی را داشت. (Ghasemov, 1994).در مطالعه حاضر Cyanophytes دومین گروه مهم از لحاظ ساختار جمعیت فیتوپلانکتونی در منطقه مورد مطالعه بودند که ۲۸% ترکیب گونه ای(۲۶ گونه) و ۷/۸% فراوانی کل را به خود اختصاص دادند. Bagheri وهمکاران(2011, 2012b,2012a) در سالهای ۲۰۰۶، ۲۰۰۸ و ۲۰۱۰-۲۰۰۹،سهم Cyanophytes را در ترکیب گونه ای به ترتیب ۲۰/۵%(۸ گونه)، ۹/۳%(٤ گونه) و ۱۳/٦%(٦ گونه) و فراوانی کل به ترتیب ۲٦%، ۳/۷% و ۲۵% را در منطقه مورد مطالعه گزارش کرد. لذا به نظر می رسد که در مطالعه حاضر احتمالاً سهم فراوانی گونه و تعداد گونه های Cyanophytes در طی زمان افزایش، ولی فراوانی کل Cyanophytes کاهش یافته باشد. در بررسی سال های 2008 و 2009-2010 فقط جنسهای *Anabaena*

Oscillatoria و sp.، *Lyngbya* sp. sp. در منطقه مورد مطالعه مشاهده شدند(Bagheri et al., 2012a, 2012b). در سال ۲۰۰۶ جنس های *Anabaenopsis* sp.، *Merismopedia* sp. و *Microsystiss* sp.، *Oscillatoria* sp. نیزگزارش شدند(Bagheri et al., 2011). جنس-های، *Phormidium* sp. *Gomphosphaeria* sp.و *Gloeocapsa* sp.که در مطالعه حاضر مشاهده شده است، در منطقه جنوب غربی دریای خزر گزارش نشده بودند. در بررسی های انجام شده در سواحل جنوبی دریای خزر جنس های *Gleoecapsa* sp. و *Gomphosphaeria* sp. در هیچ قسمتی از سواحل ایرانی دریای خزر مشاهده نشده بودند (Bagheri et al., 2011, 2012a, 2012b, Ganjian et al., 2010, Tahami et al., 2012, Nasrollahzadeh et al., 2008،)ولی در مطالعه حاضر این دسته از فیتوپلانکتون ها مشاهده شدند. جنس هایی که در این تحقیق مشاهده شده اند، به صورت رشته ای و کلونی بودند. این فرم از Cyanophytes بیشتر در شرایط یوتروف زیست کرده و در محیط هایی با مواد مغذی زیاد دیده می شوند (Jin et al., 2011). از آنجا که مواد مغذی در دوره بررسی حاضر افزایش نشان می دهد، این گروه از فیتوپلانکتون ها ممکن است از لحاظ ترکیب گونه ای در جمعیت فیتوپلانکتونی افزایش یابند (Moncheva et al., 2001).

سومین گروه شناسایی شده در مطالعه حاضر در سواحل جنوب غربی دریای خزر Chlorophytes با ترکیب گونه ای ۱۹%(۱۹ گونه) و فراوانی کل ۱/۳% هستند. در بررسی های انجام شده توسط Bagheri و همکاران(2011, 2012 a, 2012 b)، سهم این گروه از فیتوپلانکتون ها در ترکیب گونه ای جمعیت فیتوپلانکتونی درمنطقه مورد مطالعه به ترتیب۱۷/۹%(۷ گونه)، ۱۳/۹%(٦گونه) و ٤/٥٤%(۲ گونه) و فراوانی کل به ترتیب ۱%، ۰/۸٦% و ۰/۲۹% گزارش شد. به نظر می رسد که در مطالعه حاضر، سهم این گروه هم در تعداد گونه ها و هم در فراوانی کل آن افزایش یافته باشد. با توجه به اینکه این گروه از فیتوپلانکتون ها با افزایش مواد مغذی افزایش می یابند، افزایش در فراوانی و ترکیب گونه ای مورد انتظار است (Sebastia et al., 2012).

Pyrrophyas با ۱۹%(۱۸ گونه) ترکیب گونه ای و فراوانی کل ۵/۷% چهارمین گروه تشکیل دهنده جمعیت فیتوپلانکتونی ساحلی دریای خزر در مطالعه حاضربودند. در بررسی های Bagheri و همکاران(2011, 2012 a, 2012 b) سهم این گروه از فیتوپلانکتون ها در ترکیب گونه ای درمنطقه مورد مطالعه به ترتیب ۱۵/٤%(٦ گونه)، ۱٦/۳%(۷ گونه) و ۱۸/۲%(۸ گونه) و فراوانی کل به ترتیب ۱۲%، ۲٦/٤% و ٤/۰۳% گزارش شده است. در مطالعه حاضر،Dianoflagellates نیز

مانند Cyanophytes و Chlorophytes افزایش در تعداد گونه و سهم فراوانی گونه در جمعیت فیتوپلانکتونی در منطقه مورد مطالعه را نشان می دهد. فراوانی کل آن نیز نسبت به سال 2010-2009 افزایش نشان می دهد. محققان فوق جنس .sp *Exuviaella* و .sp *Goniaulax* را در این منطقه در بررسی های خود مشاهده نکردند و در سال 2006 نیز جنس .sp *Glenodinuim* مشاهده نشد. با توجه به افزایش مواد مغذی می توان گفت این گروه در شرایط یوتروف افزایش می یابند(Lie et al., 2011, Sebastia et al., 2012).

Euglenophytes با فراوانی کل جنس ۱% و فراونی کل ۱/۱% در تشکیل جمعیت فیتوپلانکتونی در منطقه مورد مطالعه شرکت داشتند. در بررسی های Bagheri و همکاران(2011,2012 a, 2012 b) سهم این گروه از فیتوپلانکتون ها در ساختار ترکیب گونهای درمنطقه مورد مطالعه به ترتیب ۵/۱%(۲ گونه)، ۲/۳%(۱ گونه) و ۲/۲٦% و فراوانی کل ۰%، ۰/۰٤% و ۰/۰۵% گزارش شده است. به نظر می رسد که سهم Euglenophytes از سال 2006 به بعد در ترکیب گونه ای جمعیت فیتوپلانکتونی کاهش و فراوانی کل آن افزایش یافته باشد. این گروه از فیتوپلانکتون ها در شرایط یوتروف در اکوسیستم افزایش می یابند (Sebastia et al,.2012). در مطالعه حاضر Chrysophytes با فراوانی کل ۱% و یک جنس به نام *Ebria* sp. با فراوانی کل ۰/۲٤% در منطقه مورد مطالعه مشاهده شد. با توجه به اینکه این گونه از دیگر نانو پلانکتون ها تغذیه کرده و نانو پلانکتون ها در شرایط یوتروف افزایش می یابند، انتظار می رود این جنس در شرایط یوتروف دیده شود (Jin et al., 2011). در مطالعه حاضر فراوانی کل Bacillariophytes بیش از بقیه بودو بعد از آن Cyanophytes دومین گروه فراوان در جمعیت فیتوپلانکتونی بودند. Bacillariophytes فیتوپلانکتون های فرصت طلبی هستند که در هر شرایطی می توانند به شکوفایی برسند(Alvarez-Gongor et al., 2006). همچنین پساب های شهری رشد و نمو جمعیت Bacillariophytes را افزایش می دهند(Candida Savage et al., 2010). در مطالعه انجام شده بر روی اثر ورود متناوب مواد مغذی بر روی ساختار وشکوفایی جمعیت فیتوپلانکتون های ساحلی دریای اژه، Bacillariophytes به عنوان گروه غالب و فراوان معرفی شدند(Spatharis et al., 2007). در بررسی اندازه فیتوپلانکتون ها در آبهای ساحلی دریای آدریاتیک مشاهده شد که Bacillariophytes گروه غالب منطقه و Dianoflagellates دومین گروه غالب در ساختار جمعیت فیتوپلانکتونی بوده اند

(Letizia et al., 2005).

در بررسی حاضر مقدار شاخص شانون- وینر در ایستگاه های مطالعاتی متفاوت بود و ایستگاه دهکده ساحلی بیشترین تنوع را داشت. نتایج مطالعه تاثیر جوامع ساحلی بر روی فیتوپلانکتون های ساحلی خلیج مکزیکنیز نشان داد که ورودپساب ها از طریق آب های زیرزمینی بر روی تنوع گونه ای در منطقه مورد مطالعه تاثیر معنی داری داشته اند(Alvarez-Gongora et al., 2006). هیچ گونه اختلاف معنی داری در شاخص شانون در ایستگاه های مختلف مصب آمیلیا در فلوریدا که پساب ناشی از کارخانه کاغذ سازی را دریافت می کردند، مشاهده نشد(Livinston et al., 2002). در مطالعه حاضر ارتباط معنی داری از نظر شاخص شانون- وینر در ایستگاه ها و پارامترهای شیمیایی یافت نشد، ولی در ایستگاه دهکده ساحلی ارتباط معنی داری با نیترات و فسفات مشاهده شد که می تواند تاییدی بر بالابودن شاخص شانون- وینر در این ایستگاه باشد(جدول ٤). ارتباط هریک از پارامتر های شیمیایی اندازه گیری شده را به تنهایی نمی توان به عنوان پارامتر غیر زیستی موثر بر ساختار جامعه فیتوپلانکتونی معرفی کرد (Jin et al., 2011, Lie et al., 2011).به طور کلی به نظر می رسد که با توجه به پیچیدگی اکوسیستم و واکنشهای بین مواد مغذی و جامعه فیتوپلانکتونی، یافتن عامل ویژه ای که بر فیتوپلانکتون ها در محیط آبی تاثیرگذار باشد، مشکل است. دینامیک افزایش یا کاهش سریع جمعیت فیتوپلانکتون ها بحث مهمی در اکولوژی دریا است(Madihah et al., 2008). در مطالعه حاضرمیانگین تراکم کل فیتوپلانکتون ها در مدت مطالعه$۱۰^۳$×۱۰۳±$۱۰^۳$×۲۳۱سلول در لیتر بود.در مطالعات Bagheri و همکاران (2011, 2012 a, 2012 b) در طی سالهای مورد مطالعه، فراوانی متوسط فیتوپلانکتون ها در منطقه جنوب غربی دریای خزر به ترتیب$۱۰^۳$×۳ ,$۱۰^۳$×۵۷،۹/٤ و$۱۰^۳$×۱۰۸/۵ سلول در لیتر گزارش شد. در مطالعه حاضر به نظر می رسد که تراکم فیتوپلانکتون ها نسبت به سال های پیشین افزایش یافته باشد. این تغییر در مقادیر مواد مغذی ممکن است مربوط به تاثیر آلودگیهایی که توسط انسان ها به محیط آبی تحمیل می شود و تغییرات اتمسفری و هیدرولوژیک منطقه باشد که باعث افزایش مقادیر مواد مغذی و به دنبال آن افزایش تراکم فیتوپلانکتون ها می شود. (Salmanov , 1999، CEP, 2006، Stolberg et a.l, 2006). تغییر در جمعیت فیتوپلانکتون ها می تواند نشان دهنده تغییرات جدی در نواحی ساحلی دریای خزر باشد (Ramezanpour et al., 2011). در تحقیق حاضر در تراکم فیتوپلانکتون ها در شش ایستگاه مورد مطالعه اختلاف معنی داری وجود نداشت. از آنجا که

تراکم فیتوپلانکتون ها به موازات افزایش مواد مغذی افزایش می یابد، عدم وجود اختلاف در مقادیر مواد مغذی(نیترات و فسفات) در ایستگاه های نمونه برداری می تواند منجر به عدم مشاهده اختلاف در تراکم فیتوپلانکتون ها باشد. در مطالعه ای تاثیر پساب شهری بر روی فیتوپلانکتو نهای منطقه هاوایی بررسی شد و نتایج نشان داد که پساب رها شده به این منطقه تاثیری بر روی تراکم فیتوپلانکتون ها نداشته است(Parnell et al., 2003). در مطالعه حاضر در بررسی ارتباط بین پارامترهای فیزیک وشیمیایی ارتباط معنی داری بین این پارامترها و تراکم فیتو پلانکتون ها در ایستگاه ها مشاهده نشد، بجز ایستگاه سفیدرودکه ارتباط منفی معنی داری با مقدار نیترات و سیلیکات داشت. احتمالاً وجود فعالیت های مختلف انسانی در حاشیه سفیدرود برتراکم فیتوپلانکتون های دریای خزر در مجاورت رودخانه تاثیر گذار است. عوامل کنترل کننده توزیع بیولوژیک در سیستم های آبی بیشمار هستند و هیچ عاملی به تنهایی نمی تواند مسئول کنترل یا متاثر نمودن شرایط محیطی شود. در مصب و سیستم های ساحلی، آبی که از مناطق خشکی وارد شده و با آب دریا مخلوط می شوند، منجر به ایجاد شیب مولفه های آلی و غیرآلی می شوند. به خوبی دیده شده است که مواد مغذی از عوامل مهم در تعیین توزیع فیتوپلانکتون ها در محیط های آبی هستند و بر روی تنوع فیتوپلانکتونی تاثیر می گذارند(Rochelle-Newall et al., 2011,GESAMP, 1995. Pannard et al., 2008).در بررسی جوامع پلانکتونی در سواحل نروژ نشان داده شد که بین مقادیر نیترات ، فسفات و سیلیکات با تعداد فیتوپلانکتونها در این سواحل، در بعضی موارد ارتباط منفی و در بعضی موارد ارتباط مثبت وجود داشته است(Bratbak et al., 2011). در مورد ارتباط شاخص شانون و تراکم فیتوپلانکتون ها با مواد مغذی می توان گفت با ورود پساب های ناشی از فعالیت های انسانی،تنها مواد مغذی به محیط های آبی وارد نمی شوند، بلکه عناصر و ترکیباتی از قبیل فلزات سنگین، آفت کش ها و غیره نیز وارد محیط آبی می شوند و این امر بر ارتباط مواد مغذی و فیتوپلانکتون ها تاثیرگذار است و به علت پیچیدگی محیط های طبیعی، به راحتی نمی توان ارتباطی بین پارامترهای شیمیایی و فیتوپلانکتون ها یافت و آنرا تفسیر کرد.

نتیجه گیری نهایی

با توجه به نتایج مطرح شده در این بررسی می توان چنین نتیجه گیری کرد که عوامل محیطی مانند مواد مغذی و فعالیت های انسانی بر روی کمیت و کیفیت جمعیت فیتوپلانکتونی ساحلی دریای خزر تاثیر دارند. تغییر در مواد

مغذی می تواند به عنوان فاکتور محرکی برای تغییر ترکیب گونه ای و تراکم فیتوپلانکتون ها در نواحی ساحلی باشد. جمعیت فیتوپلانکتونی در سواحل جنوب غربی دریای خزر دارای تنوع و فراوانی بالا بود و گروه دیاتومه ها غالب بودند. در صورتی که در فصل تابستان در مناطق معتدله بایستی گروه های غیرسیلیکاتی غالب باشند، اما در این مطالعه در درجات بعدی اهمیت قرار داشتند. مقادیر نیترات، فسفات و سیلیکات نسبت به سال های گذشته به دلیل افزایش فعالیت های مختلف انسانی در نواحی ساحلی دریای خزر بالا بود. با توجه به نتایج این بررسی تغییر در مقادیر مواد مغذی(نیترات، فسفات و سیلیکات) در آب های ساحلی استان گیلان در دو فصل تابستان و پاییز باعث تغییر در کمیت و کیفیت جمعیت فیتوپلانکتون ها شده است. در سواحل جنوب غربی دریای خزر بین خصوصیات هیدرولوژیک منطقه ای و تغییرات آب و هوایی فصلی و ساختار جمعیت فیتوپلانکتون ها ارتباط وجود دارد. نتایج حاصل از این مطالعات تدوین برنامه پایش برای سواحل استان گیلان راضروری می کند.

منابع

Alvarez-Gongora, C., Herrera-Silveira, J. A. (2006) Variations of phytoplankton community structure related to water quality trends in a tropical karstic coastal zone. Marine Pollution Bulletin 52: 48-60.

Bagheri, S., Mashhor, M., Makaremi, M., Sabkara, J., Wan Maznah, W.O., Mirzajani, A., Khodaparast, S. H., Negarestan, H., Ghandi, A., Khalilpour, A. (2011) Fluctuations of Phytoplankton Community in the Coastal Waters of Caspian Sea in 2006. American Journal of Applied Sciences 8: 1328-1336.

Bagheri, S., Mashhor, M., Turkoglu, M., MakaremiM., Babaaei, H. (2012b) Temporal distribution of phytoplankton in the south-western Caspian Sea during 2009–2010: a comparison with previous surveys. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 92: 1243–1255.

Bagheri, S., Mashhor, M., Turkoglu. M., Makaremi, M., Wan Maznah, W. O., Negarestan, H. (2012a) Phytoplankton Species Composition and Abundance in the SouthWestren Caspian Sea Ekoloji 21: 83 32-43.

Bellinger E.G.(1992) A key to common algae, freshwater, estuarine and some coastal species. 4th ed. British library document supply centre.

Bien, S., Contoisd, E., Thomas, W. H.(1958)The removal of soluble silica from fresh water entering the sea. Geochimica et Cosmochimica Acta 14: 35-54.

Burton .j, D., Liss, P. S., Venugopalav, K.(1970)The behavior of dissolved silicon during estuarine mixing 1. Investigations in Southampton Water. Journal du Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Me 33: 134-140

Bratbak, G., Jacquet, S., Larsen, A., Pettersson, L. H. (2011) The plankton community in Norwegian coastal and diel variation. Continental Shelf Research 31: 1500-1514.

Candida, S., Peter, R. L., Ragnar, E. (2010) Effects of land use, urbanization, and climate variability on coastal eutrophication in the Baltic Sea. Limnology and Oceanography 55: 1033–1046.

Caspian Environment Programme. (2006) Strategic Action Programme (SAP) for the Caspian Sea. Caspian environment programme, Technical Representative.

Clarke, K.R., Warwick, R.M. (1994) Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.

Cox, E.J. (1996) Identification offreshwater diatoms from live material, Principal scientific officer, department of Botany. The natural history museum, London, UK.

Ganjian, A., Wan Maznah, W.O., Yahya, K., Vahedi M., Roohi, A., Farabi, S. M.V. (2010) Seasonal and regional distribution of phytoplankton in the southern part of the Caspian Sea. Iranian Journal of Fisheries Sciences 9: 382-401.

Gesamp. (1995) IMO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP. Joint group of experts on the scientific aspects of marine pollution. Biological indicators and their use in the measurements of the condition of the marine environment. Reports and StudiesGESAMP, no. 155, UNESCO, 55 pp.

Gle, C., Amo, Y. D., Sautour, B., Laborde, P., Chardy, P. (2008)Variability of nutrient and phytoplankton primary production in a shallow macrotidal coastal ecosystem (Arcachon Bay, France). Estuarine, Coastal and Shelf Science 76: 642-656.

Ghasemov, A. G. (1994). Ecology of The Caspian Sea, Transleted by Shariati. A., Iranian Fisheries Research Organization. 272p.

Huisman, J., van Oostveen, P., Weissing, F.J. (2001)Critical depth and critical turbulence: two different mechanisms for the development of phytoplankton blooms. Limnology and Oceanography 44: 1781–1787.

Jane, T. P., Ramaiah, N., Sardessai, S. (2008)Nutrient regimes and their effect on distribution of phytoplankton in the Bay of Bengal. Marine Environmental Research 66: 337–344.

Jin, L., Hongjuan, W., Mengqiu, Ch. (2011) Effects of nitrogen and phosphorus on phytoplankton composition and biomass in 15 subtropical, urban shallow lakes in Wuhan, China Limnologica 41: 48-56.

John,D.M., Whitton, B.A and Brook, A.J. (2002) The freshwater algal flora of the british IsiesAn identification guide to freshwater and terrestrial algae. The natural history museum Cambridge.

Jones, A.B., O.,Donohue, M.J., Udy, J., Denison, W.C. (2001) Assessing ecological impacts of shrimp and sewage effluent: biological indicators with standard water quality analyses. Estuarine Coastal and Shelf Science 52: 91–109.

Kiedy, A. E., Soydemir, N., Eker, E., Vladymyrov, V., Soloviev, D., Melin, F. (2005) Phytoplankton distribution in the Caspian Sea during march 2001. Hydrobiologia 543: 159-168.

Kostianoy, A., Kosarev, A. (2009) The Caspian Sea Environment, Springer-verlag Berlin Heidelberg, 278 pp.

Letizia, S., Annita, F., Lucia, M., Fabio, V., Alberto, B., Olga, M., Gian, C. C.,Nicoletta, R., Carmela, I. (2005) Body size-abundance distributions of nano- and micro-phytoplankton guilds in coastal marine ecosystems. Estuarine, Coastal and Shelf Science 63: 645- 663.

Lie, A. A.Y., Wong, C.K.., Lam, J. Y. C., Liu, J.H., Yung, Y.K. (2011) Changes in the nutrient ratios and phytoplankton community after declines in nutrient concentration in a semi-enclosed bay in Hong Kong. Marine Environmental Research71: 178-188.

Livingston, R.J. (2001) Eutrophication processes in coastal systems: origin and sucession of plankton blooms and effects on secondary production in Gulf Coast estuaries. Center for Aquatic Research and Resource Management, Florida State University, CRC Press. 327pp.

Livingston, R. J ., Prasad, A. K., Niu. X., McGlynn, S. E. (2002) Effects of ammonia in plup mill effluents on estuarine phytoplankton assemblages: field descriptive and experimental results. Aquatic Botany 74: 343-367.

Madihah J. S., Rashed-Un-Nabi, M., Azharul Hoque, M. (2008) Distribution of phytoplankton community in relation to environmental parameters in cage culture area of Sepanggar Bay, Sabah, Malaysia Estuarine, Coastal and Shelf Science 80: 251–260.

Matishov, G. G., Gasanova, A. Sh., Kovaleva, G. V. (2011) Effect of changes in the hidrological and hydrochemical regime of the Caspian Sea on the development of microalgae in the coastal zone. Doklady akademii Nauk 437: 404-408.

Millie, D.F., Carricj, H.J., Doering, P.H., Steidinger, K.A. (2004) Intra-annual variability of water quality and phytoplankton in the North Fork of the St. Lucie River Estuary, Florida (USA): aquantitative assessment. Estuarine, Coastal and Shelf

Science 61: 137-149.

Moncheva, S., Gotsis-Skretas, O., Pagou, K., Krasteva, A. (2001) Phytoplankton blooms in Black Sea and Mediterranean coastal Ecosystems subjected to anthropogenic eutrophication: similarities and differences. Estuarine Coastal and Shelf Science 53: 281–295.

Nasrollahzadeh, H.S., Din, Z.B., Foonga, S.Y., Makhlough, A. (2008) Spatial and temporal distribution of macronutrients and phytoplankton before and after the invasion of the ctenophore, Mnemiopsis leidyi the Southern Caspian Sea. Journal of Chemical Ecology 24: 233–246.

Pannard, A., Claquin, P., Klein, C., Le Roy, B., Veron, B. (2008) Short-time variability of the phytoplankton community in coastal ecosystem in response to physical and chemical conditions' changes. Estuarine, Coastal and Shelf Science 80: 212-224.

Parnell, P. E. (2003) The effects of sewage discharge on water quality and phytoplankton of Hawaiian coastal waters. Marine Environmental Research 55: 293-311.

Poornima, E.H., Rajadurai, M., Rao, T.S., Anupkumar, B., Rajamohan, R., Narasimhan, S. V., Rao, V. N. R., Venugopalan, V. P. (2005). Impact of thermal discharge from a tropical coastal power plant on phytoplankton Journal of Thermal Biology 30: 307-316.

Proshkina Lavrenko, A.I., Makarova, I. V. (1968) Plankton of the Caspian Sea Leningrad. 191 pp. (in Russian).

Ramezanpour, Z., Imanpour,J., Arshad, U., Mehdinezhad, K. (2011) The algal bloom in the Caspian Sea, harmful algae news, an IOC newsletter on toxic algae and algal bloom, the intergovernmental oceanographic commission of UNECO no. 44.

Rochelle-Newall, E. J., Chu, V. T., Pringault, O., Amouroux. D, Arfi. R., Bettarel, Y., Bouvier, T., Bouvier, C., Got, P., Nguyen, T. M. H., Mari, X., Navarro, P., Duong, T. N., Cao, T. T. T., Pham, T. T., Ouillon. S., Torreton, J. P. (2011) Phytoplankton distribution and productivity in a highly turbid, tropical coastal system (Bach Dang Estuary, Vietnam). Marine Pollution Bulletin 62: 2317-2329.

Roelke, D., Augustine, S., Buyukates, Y. (2003) Fundamental predictability in multispecies competition: the influence of large disturbance The American Naturalist 162: 615–623.

Salmanov, M.A. (1999). Ecology and Biological Productivity of the Caspian Sea. Institute of Zoology, Baku, Azerbaijan.

Sebastia, M. T., Rodilla, M., Sanchis, J-A., Altur, V., Gadea, I., Falco., S. (2012). Influence of nutrient inputs from a wetland dominated by agriculture on the phytoplankton community in a shallow harbour at the Spanish Mediterranean coast. Agriculture, Ecosystems and Environment 152: 10– 20.

Soumia, A. (1978) Phytoplankton Maunual, Unesco, Muscum National d'Histoire Naturelle. Paris, p.340.

Spatharis, S., Tsirtsis, G., Danielidis, D. B., Do Chi, T., Mouillot, D. (2007) Effects of pulsed nutrient inputs on phytoplankton assemblage structure and bloom in an enclosed coastal area. Estuarine, coastal and Shelf Science 73: 807-815.

Sonneman, J. A Entwisle, T. J and Lewis, S.H. (1997) Freshwater algae in Australia . Sainty and associated, Australia.

Stolberg, F., Borysova, O., Mitrofanov, I., Barannik, V., Eghtesadi, P. (2006) Global international waters assessment Caspian Sea, Regional Assessment Report, University of Kalmar, Sweden.

Tahami, F.S., Mazlan, A.G., Negarestan, H., Najafpour, SH., Lotfi, W.W.M., Najafpour, G.D. (2012) Phytoplankton Combination in the Southern Part of Caspian Sea World Applied Sciences Journal 16: 99-105

Troccoli, G.L., Herrera-Silveira, J.A., Comı´n, F.A. (2004) Structural variations of phytoplankton in the coastal seas of Yucatan, Mexico Hydrobiologia 519: 85–102.

Wehr J.D. and Sheath R.G. (2003) Freshwater algae of North America. Academic press, San Diego, California, U. S.

Zamora-Ley, I., Gardinali, P., Jochem, F. J. (2006) Assessing the effects of Irgarol 1051 on marine phytoplankton population in Key Largo Harbor, Florida. Marine Pollution Bulletin 52: 935-941.