بررسی روند تغییرات تراکم زئوپلانکتون ها با غلظت کلروفیل a در دریاچه ولشت

مسعود هدایتی فرد[۱]؛ رضوان موسوی ندوشن [۲]؛ ناهید خم خاجی[۳]*؛ فاطمه وحیدی[۴]

n_kh_95@yahoo.com

۱- استادیار، دانشگاه آزاد اسلامی واحد قائم شهر صندوق پستی:۱۶۳

۲- استادیار، دانشگاه آزاد اسلامی واحد تهران شمال صندوق پستی:۱۹۸۷۹۷۴۶۳۵

۳-کارشناس ارشد شیلات، دانشگاه آزاد اسلامی واحد قائم شهر صندوق پستی:۱۶۳

۴- کارشناس ارشد شیلات، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات تهران صندوق پستی:۷۷۵-۱۴۱۵۵

تاریخ دریافت : فروردین ۱۳۹۰ تاریخ پذیرش : تیر ۱۳۹۰

چکیده

در این مطالعه ساختار جمعیت زئوپلانکتون‌ها به همراه ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی آب نظیر دمای آب، عمق شفافیت آب (SD)، فسفر کل(TP)، نیترات(NO_3^-)، نیتروژن کل(TN)، نسبت TN/TP و کلروفیل a بصورت ماهانه از فروردین ماه ۱۳۸۸ تا فروردین ماه ۱۳۸۹ (۱۳ ماه) در سه ایستگاه مطالعاتی در دریاچه ولشت بررسی گردید. بدین منظور زئوپلانکتون ها، کلروفیل a و دیگر پارامترها در هر ایستگاه در سه تکرار جمع آوری گردید. در این مطالعه مجموعاً ۷۱ جنس از زئوپلانکتون ها شناسایی گردید که متعلق به ۹ شاخه،۱۲ رده،۲۱ راسته و ۴۳ خانواده می باشد. میانگین تراکم کل زئوپلانکتون های دریاچه ولشت ۱۰۰۸۶ عدد در متر مکعب محاسبه گردید. بیشترین تراکم زئوپلانکتون ها در فروردین ماه ۱۳۸۸ با میانگین ۲۴۵۰۶ عدد در متر مکعب و حداقل آن در دی ماه با میانگین ۸۴۶ عدد در متر مکعب مشاهده گردید. همچنین میانگین سالانه غلظت کلروفیل a دریاچه ولشت ۲/۸۷ میکروگرم در لیتر با حداکثر ۶/۴۷ در شهریور ماه و حداقل ۱/۱۳ میکروگرم در لیتر در اسفند ماه اندازه‌گیری شد. در این میان میزان غلظت کلروفیل a با میزان نیترات همبستگی منفی و با فراوانی گونه هایی متعلق به دو شاخه Ciliophora و Rhizopoda، همچنین با فراوانی گونه *Chydorus sphaericus* متعلق به گروه Cladocera از شاخه Arthropoda همبستگی منفی نشان داد.

کلمات کلیدی : دریاچه ولشت، تراکم، کلروفیل a، زئوپلانکتون.

*نویسنده مسئول

۱.مقدمه

در بخش آب های داخلی، بررسی جوامع موجودات زنده و عوامل مؤثر بر آنها دانشی است که ابزارها و راهکارهای توسعه پایدار را برای شیلات و محیط زیست آبزیان فراهم می آورد و برای مدیران اجرایی و دست اندر کاران محیط زیست آبزیان، راهنمایی برای شناخت، حفاظت و توسعه پایدار این محیط ها می باشد(۵). اینگونه مطالعات شامل بررسی سیستم های فیزیکی و شیمیایی در آب و نیروها و مراحلی که در این سیستم ها شکل می گیرد همراه با رابطه بین آب با موجودات زنده و سیر انرژی و چرخه مواد در این اکوسیستم های آبی است. در اینگونه اکوسیستم های ساکن، ارزیابی زیستی با استفاده از جلبک های بنتیک، فیتوپلانکتون ها، زئوپلانکتون ها، بنتوزها و ماهیان صورت می پذیرد(۱۱).

زئوپلانکتون ها مصرف کنندگان اصلی مواد آلی اولیه هستند که در عمق آب طی فرآیند فتوسنتز به وجود می آیند و در بدن جانوران دگرگون شده و به سطح غذایی جدید منتقل می شوند (۱). نقش بسیار مهمی که این موجودات در دینامیک غذایی اکوسیستم های آبی به عهده دارند به خوبی آشکار است زیرا آنها به عنوان منابع غذایی لارو ماهی ها و بی مهرگان شکارچی مورد استفاده قرار می گیرند(۴). به استثناء آب های جاری و با جریان زیاد، در بدنه‌های آبی نظیر دریاچه‌ها، همچنین در رودخانه‌های بزرگ و دریاها بخش عمده و اصلی تولید اولیه بر عهده فیتوپلانکتون‌ها می‌باشد(۳۰). تولید و زیتوده جلبکی را می‌توان از طریق میزان کربن تثبیت شده طی فرآیند فتوسنتز محاسبه نمود. عملاً فیتوپلانکتون‌ها قادرند ۱۰ تا ۱۲/۵ برابر وزن خود، کربن تثبیت شده آب را جذب نموده، همچنین قادرند ۲ تا ۲/۵ برابر وزن خود، وزن خشک جلبکی تولید کنند(۳۰). کلروفیل a رنگدانه اصلی فرآیند فتوسنتزی در فیتوپلانکتون ها می باشد که با اندازه گیری آن نه تنها می توان بیوماس آنها را تخمین زد بلکه یک شاخص واقعی قابل رؤیت برای حالت های تروفیک یک اکوسیستم آبی به شمار می رود(۱۹،۶). به عبارتی غلظت کلروفیل a جهت بررسی میزان تولید اولیه در دریاچه ها اندازه گیری می شود(۲۳). بر طبق تحقیقات (۹)، زمانی که تولید اولیه در دریاچه کم باشد(غلظت کلروفیل a به نمایندگی از تولید اولیه)، گونه های زئوپلانکتونی کوچکتر غالب شده و از منابع غذایی در دسترس استفاده می کنند و بدین ترتیب با کاهش مواد غذایی باعث کم شدن تراکم گونه های گیاه خوار بزرگتر گردیده و در نتیجه شاهد سیر نزولی تراکم گونه های بزرگتر زئوپلانکتونی در آن اکوسیستم آبی خواهیم بود. همچنین تحقیقات انجام شده بر روی دریاچه های شمالی برزیل نشان داده است که مقدار کم غلظت کلروفیل a باعث غالب شدن گونه های کوچکتر زئوپلانکتونی در آن دریاچه گردیده است(۲۰).

دریاچه ولشت در طول جغرافیایی "۳۰,۱۷′ ۵۱° و عرض جغرافیایی "۲۸,۳۲′ ۳۶° تقریباً در شمال شرقی کلاردشت در استان مازندران واقع شده است. این دریاچه با عمق متوسط ۱۳ متر وسعتی نزدیک به ۲۱ هکتار دارد. حوزه ولشت از اقلیم نیمه مرطوب(Sub-Humide) برخوردار است و جزء آب و هوای نیمه خشک مدیترانه‌ای محسوب می‌شود. منشأ دریاچه ولکانیک و منابع تأمین کننده آب، چشمه های زیرزمینی، سیلاب های فصلی و آبشار لورچال می باشد(۳).

۲. مواد و روش ها

در این تحقیق، نمونه برداری به صورت ماهانه از فروردین ماه ۱۳۸۸ تا فروردین ۱۳۸۹ در سه ایستگاه و با سه تکرار در نواحی مرکزی، غربی و جنوب شرقی انجام شد (شکل ۱). در خصوص ویژگی‌های ایستگاه های مطالعاتی لازم به ذکر است که ایستگاه اول در ساحل غربی دریاچه با عمق ۷/۵ متر و در محل ورود نهر لورچال به آن، با رویش اندک گیاهان بن در آب (به خصوص نی) واقع می باشد. ایستگاه دوم در مرکز و عمیق ترین ناحیه دریاچه با عمق ۲۰ متر و در محل چشمه های تغذیه کننده آن انتخاب گردید. این ایستگاه فاقد هرگونه گیاه آبزی می باشد. ایستگاه سوم نیز در سمت جنوب شرقی با عمق ۶/۵ متر که از تراکم بالای گیاهان آبزی غوطه ور و بن در آب برخوردار است.

به منظور اندازه گیری دما از دستگاه YSI-57 با دقت ۰/۰۱ استفاده گردید. همچنین برای اندازه گیری غلظت نیترات نمونه‌آب برداشت شده با استفاده از فیلتر فایبرگلاسی با قطر۰/۵ میکرون(یا فیلتر واتمن) صاف گردید. نمونه‌های فیلتر شده در دمای ۴ الی ۵ درجه سانتیگراد در درون(ظرف نمونه)(دبه‌های پلاستیکی درب‌دار با پوشش پلاستیکی تمیز برای جلوگیری از خارج شدن آب) و در درون یخدان(حاوی خورده یخ) نگهداری شده و حداکثر ظرف مدت ۲۴ ساعت مورد آزمایش قرار گرفتند. اندازه‌گیری این متغیرها با روش " DR/ 2500 Spectrophotometer HACH Cadmium Reduction Method وDR/2500 Spectrophotometer HACH Diazotization Method " صورت پذیرفت. برای اندازه گیری نیتروژن کل نمونه آب مورد نیاز با استفاده از بطری روتنر برداشت گردید. حجم نمونه مورد نیاز حداقل ۵۰۰ سی‌سی است که به ظرف نمونه ترجیحاً شیشه‌ای، منتقل و در شرایط ۵-۴ درجه سانتی‌گراد تا رساندن به آزمایشگاه نگهداری شد. سنجش این متغیر با روش 4500-Norg-Nitrogen Organic.C.Semi-Micro Kejeldon Method انجام گرفت(۲۷).

عمق شفافیت آب با استفاده از صفحه سِچی(Secchi disc) به قطر ۳۰ سانتی متر، خواندن صفحه در نور آفتاب و به حالت نیمه ایستاده انجام گردید. سعی شد که اندازه گیری شفافیت در بهترین زمان آن، یعنی ساعت ۱۰ الی ۱۴ انجام پذیرد(۲۷). همچنین جهت اندازه گیری کلروفیل a، با استفاده از بطری نمونه بردار، یک لیتر آب ازعمق ۰/۵ متری در ایستگاه های مورد بررسی تهیه و در محیط تاریک و خنک نگهداری شد. نمونه آب در آزمایشگاه با فیلترهای به قطر۰/۴۵ میکرون میلی پور تحت فشار پمپ خلاء فیلتر و سپس جهت استخراج کلروفیل a به آن استون ۹۰٪ اضافه گردید و یک شبانه روز در یخچال نگهداری و پس از هم زدن نمونه، در سانتریفیوژ با دور 4000 rpm قرار داده شد و میزان جذب محلول شفاف در طول موج های ۶۳۰ ، ۶۴۷، ۶۶۴ و ۷۵۰ نانومتر اندازه‌گیری شد. سپس میزان کلروفیل a بر اساس فرمول زیر محاسبه گردید(۲۲).

$$Chl.a=11/84(E664) - 1/54(E647) - 0/08(E630)$$

$$mg\ chlorophyll\ a = (C \times v) /(V \times L)$$

که در آن C := میزان جذب قرائت شده، v = حجم استون ۹۰٪ افزوده شده بر حسب میلی لیتر

V= حجم آب فیلتر شده دریاچه توسط فیلترهای میلی پور بر حسب لیتر، L = قطر سل اسپکتروفتومتر بر حسب سانتی متر نمونه های زئوپلانکتون به وسیله کشش ستونی تور مخروطی پلانکتون گیری با اندازه مش ۴۵ میکرون از فاصله ۱ متر بالای بستر تا سطح آب، جمع آوری گردید. در این روش سرعت کشیدن تور باید به آرامی و به میزان ۱-۰/۵ متر در ثانیه باشد(۲۷). حجم آب با توجه به ارتفاع آب فیلتر شده و قطر دهانه تور بر طبق فرمول زیر محاسبه شد(۲۷).

$$V=A\times d$$

که در آن : A = مساحت دهانه تور d= عمق کشش

V= حجم آب فیلتر شده

برای تثبیت کردن نمونه ها از فرمالین ۴٪ به میزان ۱۰ سی سی در هر ۱۰۰ سی سی نمونه استفاده شد(۲۷).

به منظور شناسایی زئوپلانکتون ها، پس از تکان دادن بسیار آرام و همگن کردن نمونه، از هر تکرار۳ الی ۵ نمونه جداگانه به حجم ۱۰ سی سی با استفاده از لام بوگاروف مورد بررسی قرار گرفت و نتیجه شمارش لام ها گزارش شد. به منظور بررسی دقیق تر اجزای ظریف ساختار بدنی زئوپلانکتون ها نظیر پاها و آنتن ها، نمونه ها از لام بوگاروف به کمک میکروپیپت انتخاب و بر روی لام معمولی قرار داده شد و عملیات تشریح و جداسازی قسمت های کلیدی توسط سوزن های خاص انجام گرفت. در صورت نیاز به بررسی میکروزئوپلانکتون ها و همچنین بررسی زوائد بسیار حساس و ظریف دیگر زئوپلانکتون ها از میکروسکوپ اینورت با بزرگنمایی ۴۰ استفاده شد. در نهایت از کل نمونه زئوپلانکتون و اندام های کلیدی لام دائمی تهیه گردید.

شناسایی نمونه های زئوپلانکتون با استفاده از کلیدهای شناسایی (۲)، (۸)، (۱۲)، (۱۴)، (۲۱) انجام شد .

جهت محاسبه تراکم زئوپلانکتون ها در یک متر مکعب آب از فرمول زیر استفاده گردید :

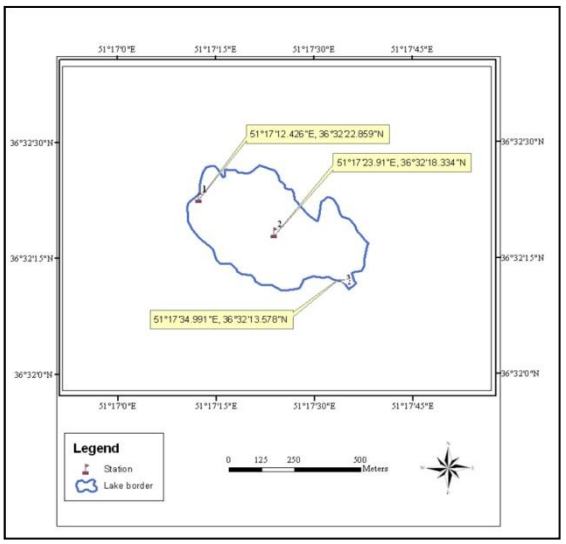
$$No/m^3 = \frac{C \times V'}{V'' \times V'''}$$

که در آن: C = در آن تعداد ارگانیسم های شمارش شده، V'= حجم نمونه تغلیظ شده (میلی لیتر)

V''= حجم نمونه ای که شمارش شده (بر روی لام ریخته شده) (میلی لیتر)

V'''= حجم آب فیلتر شده (متر مکعب)(۲۷).

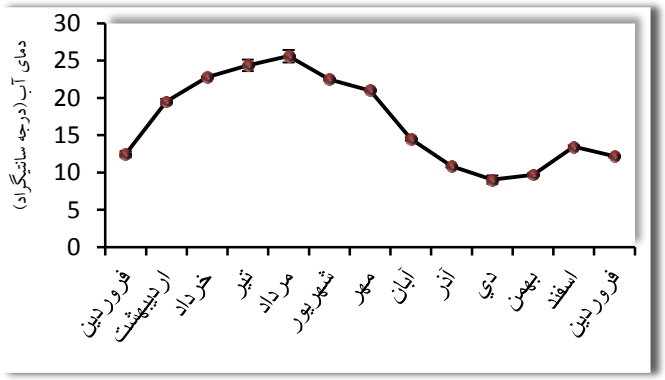
جهت بررسی اختلاف فراوانی ها بین ماه ها و ایستگاه های مورد مطالعه(زمانی و مکانی)، از آنالیز واریانس یک طرفه و در صورت لزوم از آزمون تعقیبی LSD استفاده شد. همچنین جهت بررسی روابط احتمالی میان پارامترهای فیزیکی و شیمیایی و بیولوژیک از آزمون همبستگی (Pearson) استفاده گردید.



شکل ۱: نقشه موقعیت ایستگاه های مطالعاتی در دریاچه ولشت

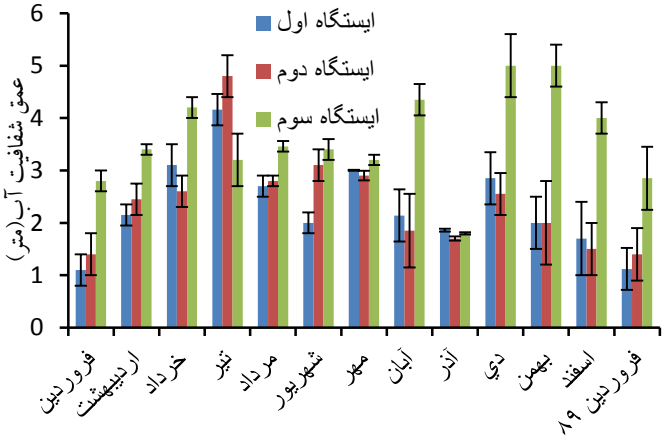
۳. نتایج

روند تغییرات دمای سطحی آب دریاچه ولشت نشان می دهد، در طول سال دما بین حداقل ۰/۵۵±۹/۰۳ درجه سانتیگراد در دی ماه و حداکثر ۰/۷۸±۲۵/۶۰ درجه سانتیگراد در تیرماه متغیر است. میانگین دمای سالانه آب سطحی دریاچه ولشت طی دوره بررسی ۵/۹۹±۱۶/۷۶ درجه سانتیگراد بوده است(شکل ۲).



شکل ۲: روند تغییرات دمای آب های سطحی دریاچه ولشت (۱۳۸۹-۱۳۸۸)

کمترین میزان عمق شفافیت آب دریاچه ولشت طی دوره بررسی در ایستگاه اول۰/۸۴± ۲/۲۹ متر و نیز در فروردین ماه ۸۸ ۰/۹۱±۱/۷۶ متر و حداکثر آن در ایستگاه سوم۰/۹۰± ۳/۵۹ و در تیرماه ۰/۸۱± ۴/۰۵ متر اندازه گیری شد. میانگین سالانه آن نیز ۰/۶۸± ۲/۷ متر به دست آمد(شکل ۳).



شکل ۳: تغییرات عمق شفافیت آب دریاچه ولشت (۱۳۸۹-۱۳۸۸)

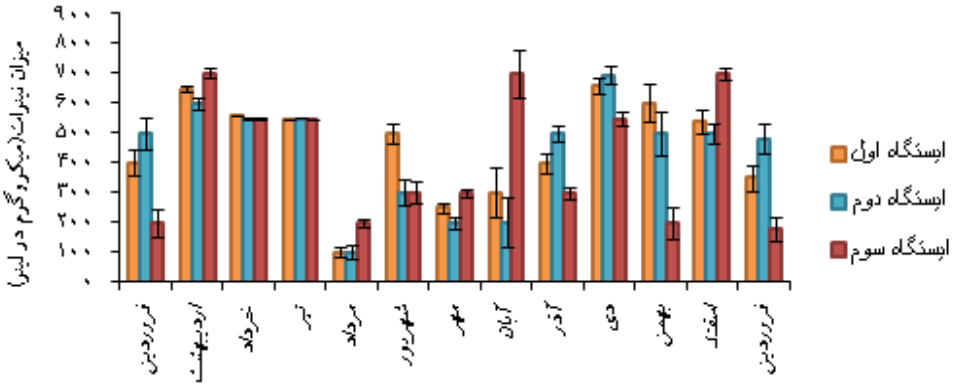
میانگین سالانه نیترات آب دریاچه ولشت(۱۵۲/۹۰±۴۵۰/۰۵ میکروگرم درلیتر) محاسبه گردید که بیشترین میزان آن در ایستگاه اول (۱۶۸/۰۵±۴۶۹/۰۸ میکروگرم در لیتر) و نیز در اردیبهشت ماه (۵۰/۱۲±۶۵۰/۰۰ میکروگرم در لیتر) و حداقل آن در ایستگاه سوم(۲۱۰/۱۸±۴۳۶/۴۶ میکروگرم در لیتر) و همچنین در مرداد ماه

(۵۷/۷۴±۱۳۳/۳۳ میکروگرم در لیتر) مشاهده شد(n=۱۳) (شکل ۴).

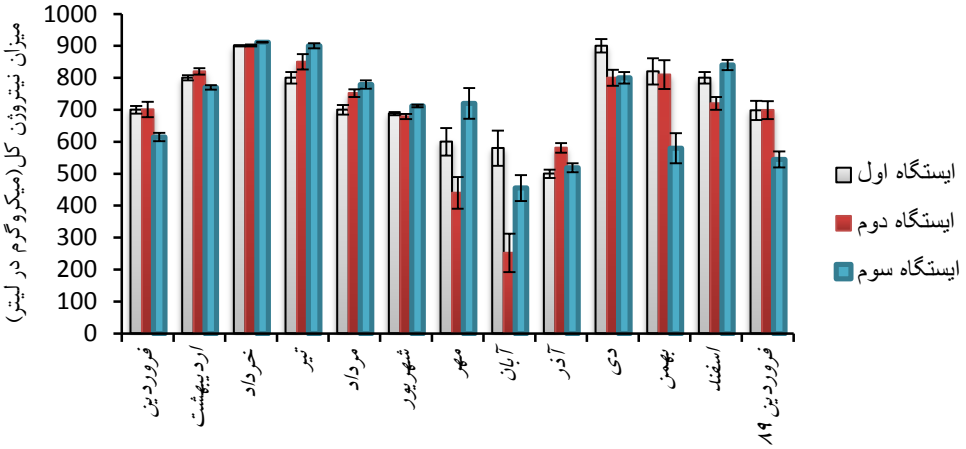
بیشترین میزان نیتروژن کل ۱۱/۳۹±۷۱۱/۲۳ میکروگرم در لیتر در ایستگاه اول و نیز در خرداد ماه ۶/۰۸±۹۰۴/۰۰ میکروگرم در لیتر و کمترین میزان آن در ایستگاه سوم ۱۴۸/۳۴± ۷۰۳/۵۳ و در آبان ماه ۱۶۵/۵۳± ۴۲۹/۰۰ میکروگرم در لیتر به دست آمد. میانگین سالانه میزان نیتروژن کل در دریاچه ولشت ۱۳۵/۰۰± ۷۰۸/۶۴ میکروگرم در لیتر محاسبه گردید(n=۱۳).(شکل ۵)

بیشترین مقادیر فسفر کل در ایستگاه اول با میانگین (۱۷/۸۴±۵۴/۵۹ میکروگرم در لیتر) و نیز در اردیبهشت ماه با میانگین (۸/۱۹±۸۰/۰۰ میکروگرم در لیتر) مشاهده گردید. میانگین فسفر کل آب دریاچه ولشت در طول مدت این تحقیق ۱۴/۸۹ ±۵۲/۶۱ میکروگرم در لیتر به دست آمد. (n=۱۳)(شکل ۶).

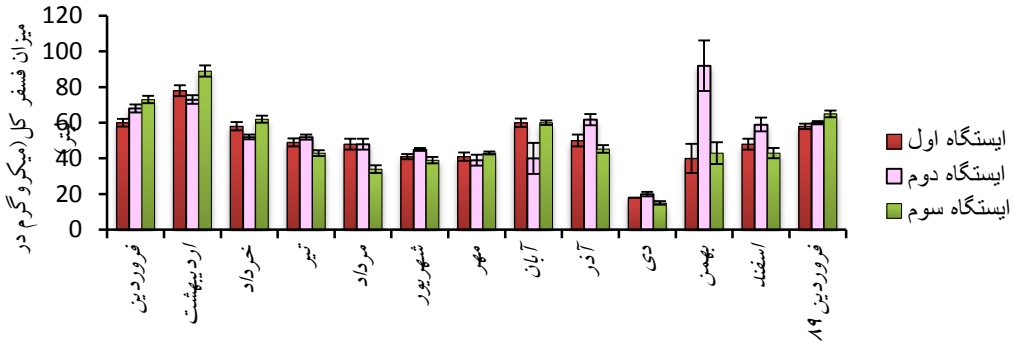
در این تحقیق میانگین سالانه کلروفیل a دریاچه ولشت ۱/۵۵± ۲/۸۷ میکروگرم در لیتر به دست آمد. بیشترین میزان آن در ایستگاه سوم۲/۴۳ ± ۳/۳۶ میکروگرم در لیتر و نیز در شهریورماه ۲/۹۴± ۶/۴۷ میکروگرم در لیتر و کمترین میزان آن در ایستگاه اول ۱/۸۱±۲/۵۹ و در اسفند ماه۰/۲۶ ± ۱/۱۳ میکروگرم در لیتر اندازه‌گیری شد(شکل ۷).



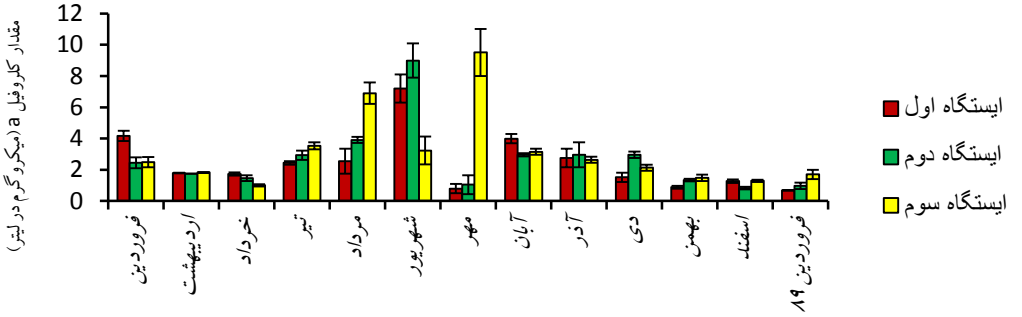
شکل ۴: روند تغییرات مقادیر نیترات آب دریاچه ولشت (۱۳۸۹-۱۳۸۸)



شکل ۵: روند تغییرات مقادیر نیتروژن کل آب دریاچه ولشت (۱۳۸۹- ۱۳۸۸)



شکل ۶: روند تغییرات مقادیر فسفر کل آب دریاچه ولشت در ایستگاه ها و در ماه های مورد مطالعه (۱۳۸۹-۱۳۸۸)



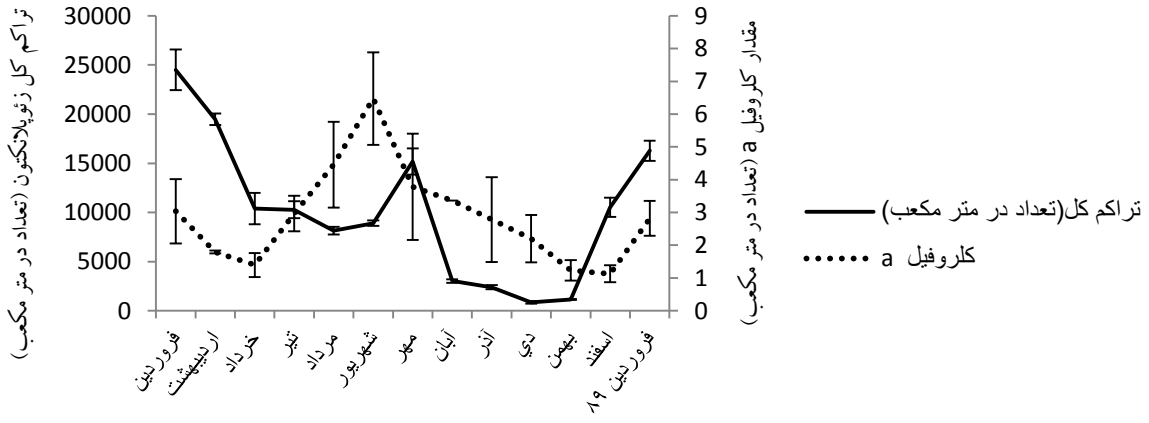
شکل ۷ : روند تغییرات غلظت کلروفیل a (۱۳۸۹-۱۳۸۸)

بر اساس آنالیز واریانس یک طرفه و آزمون تعقیبی LSD، در مقایسه مقادیر پارامترهای شیمی، فیزیکی وشیمیایی آب در ماه های مورد بررسی، تمامی مقادیر پارامترهای شیمی، فیزیکی و شیمیایی آب دارای اختلاف معنی دار بوده اند (P<۰/۰۵).در مقایسه پارامترهای مختلف آب در ایستگاه های مختلف در مدت زمان بررسی، اختلاف معنی داری در غلظت اکسیژن و میزان عمق رؤیت دیسک سچی بین ایستگاه سوم با دو ایستگاه دیگر مشاهده گردید(P<۰/۰۵). مقادیر نیتریت(NO_2) در ایستگاه دوم با دو ایستگاه دیگر دارای اختلاف معنی دار بوده اند(P<۰/۰۵). بین مقادیر دیگر پارامترها در ایستگاه های مختلف اختلاف معنی داری مشاهده نگردید(P>۰/۰۵).

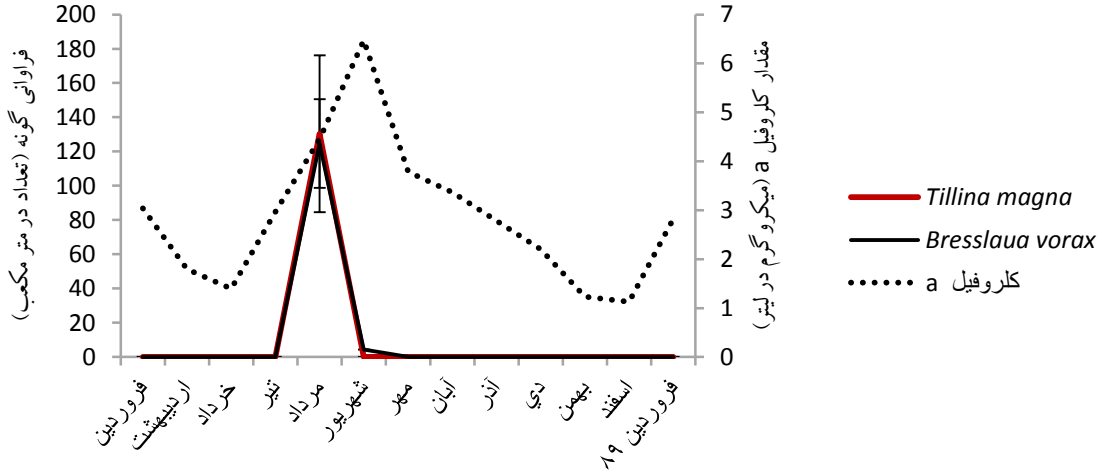
در این مطالعه مجموعاً ۱۲۰ گونه شناسایی شد که متعلق به۲ سلسله، ۹ شاخه، ۱۲ رده، ۲۱ راسته، ۴۳ خانواده و ۷۱ جنس است. در این میان ۶ راسته، ۱۱ خانواده، ۲۳ جنس، ۴۴ گونه متعلق به شاخه Arthropoda (بندپایان)، ۳ راسته ،۱۳ خانواده، ۲۵ جنس، ۴۹ گونه، متعلق به شاخه Rotatoria (روتیفرها)،۱ راسته،۲ خانواده،۲ جنس و ۳ گونه متعلق به شاخه Rhizopoda (ریشه پایان)،۱ راسته،۲ خانواده،۲ جنس و ۲ گونه متعلق به شاخه Actinopoda (شعاییان)، ۶ راسته،۱۲ خانواده، ۱۵ جنس و ۲۰ گونه متعلق به شاخه Ciliophora (مژه داران)، ۱ خانواده، ۱ جنس و ۱ گونه متعلق به شاخه Platyhelmintes (کرم های پهن)، ۱ خانواده، ۱جنس و ۱ گونه متعلق به شاخه Gastrotrichia، ۱ خانواده،۱جنس و ۱ گونه متعلق به شاخه Ectoprocta و در نهایت شاخه Nematoda (کرم های لوله ای) می باشد، لازم به ذکر است این شاخه در حد جنس شناسایی نگردید.

بررسی ها نشان داد میانگین تراکم زئوپلانکتون ها در طول سال در این دریاچه ۱۳۱۱± ۱۰۰۸۶ عدد در متر مکعب می باشد. حداکثر تراکم در فروردین ماه ۱۳۸۸ با میانگین ۲۰۵۶±۲۴۵۰۶ عدد در متر مکعب و حداقل آن در دی ماه با میانگین۱۲۵ ±۸۴۶ عدد در متر مکعب مشاهده گردید(شکل ۸).

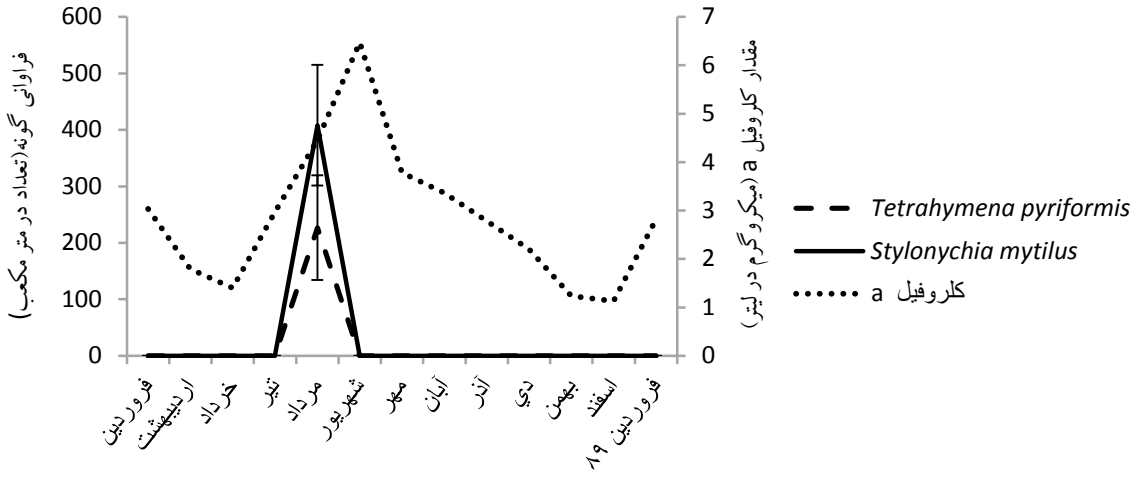
همچنین در این تحقیق یک همبستگی منفی بین میزان کلروفیلa و فراوانی گونه های *Bresslaua vorax* (*Tillina magna*, *Tetrahymena pyriformis*, *Stylonychia mytilus*) از شاخه Ciliophora(P<۰/۰۵، r= -۰/۴۶) و گونه (*Astramoeba radiosa*) از شاخه (P<۰/۰۵، r= -۰/۴۵) Rhizopoda و نیز فراوانی گونه (*Chydorus sphaericus*) متعلق به گروه Cladocera از شاخه Arthropoda مشاهده گردید (P<۰/۰۵، r= -۰/۴۳) (شکل ۹ و ۱۰ و ۱۱ و۱۲).



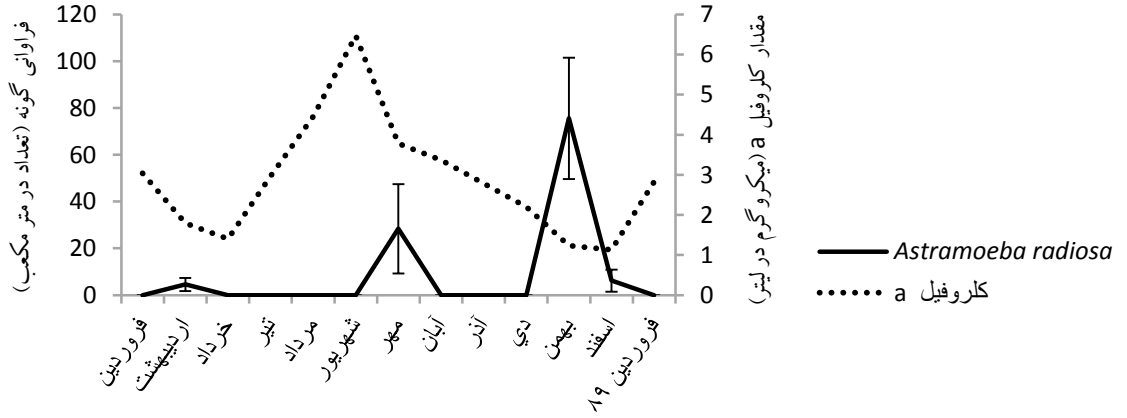
شکل ۸: روند تغییرات تراکم کل زئوپلانکتون با میزان کلروفیل a در مدت بررسی(۱۳۸۹- ۱۳۸۸)



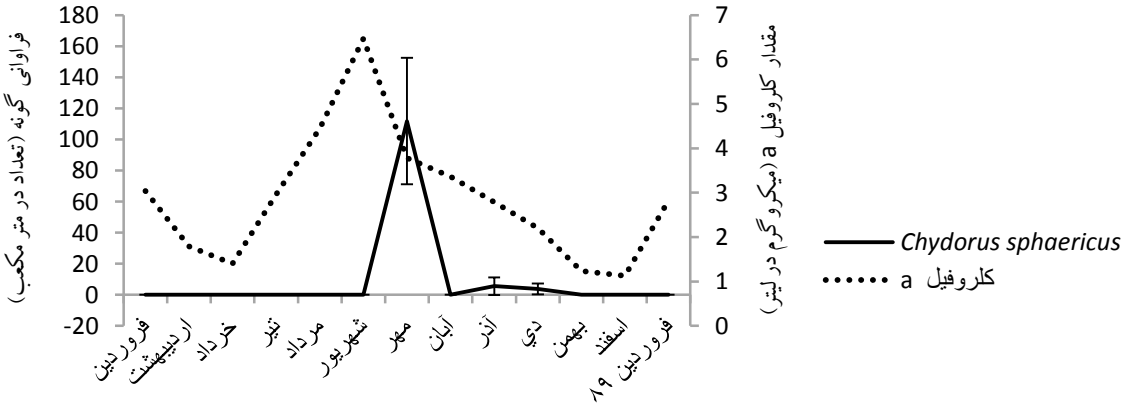
شکل ۹: بررسی تغییرات فراوانی دو گونه *Tillina magna* و *Bresslaua vorax* با مقادیر کلروفیلa در دریاچه ولشت



شکل ۱۰: بررسی تغییرات فراوانی دو گونه *Tetrahymena pyriformis* و *Stylonychia mytilus* با مقادیر کلروفیلa



شکل ۱۱: بررسی تغییرات فراوانی گونه *Astramoeba radiosa* با مقادیر کلروفیلa در دریاچه ولشت



شکل۱۲: بررسی تغییرات فراوانی گونه *Chydorus sphaericus* با غلظت کلروفیل a در دریاچه ولشت

بیشترین تراکم و تنوع زئوپلانکتونها در دریاچه ولشت متعلق به دو گونه *Polyarthra dolicoptera* و *Keratella cochlearis* بوده است.گونه *Polyarthra dolicoptera* با میانگین ۶۸۷± ۱۶۵۷ عدد در متر مکعب دارای بیشترین تراکم در فروردین ماه(۲۷۳۹± ۱۳۵۳۳ عدد در متر مکعب) و کمترین تراکم در بهمن ماه(۰/۰۹±۱ عدد در متر مکعب) بوده است.بیشترین تراکم گونه *Keratella cochlearis* در فروردین ۱۳۸۹(۲۷۶۷±۵۴۷۵ عدد در متر مکعب) و کمترین تراکم آن در آذر ماه (۵±۶ عدد در متر مکعب) مشاهده گردید. میانگین تراکم کل این گونه در طول مدت بررسی ۷۴۱ ± ۲۱۲۱ عدد در متر مکعب به دست آمد(شکل ۱۳).

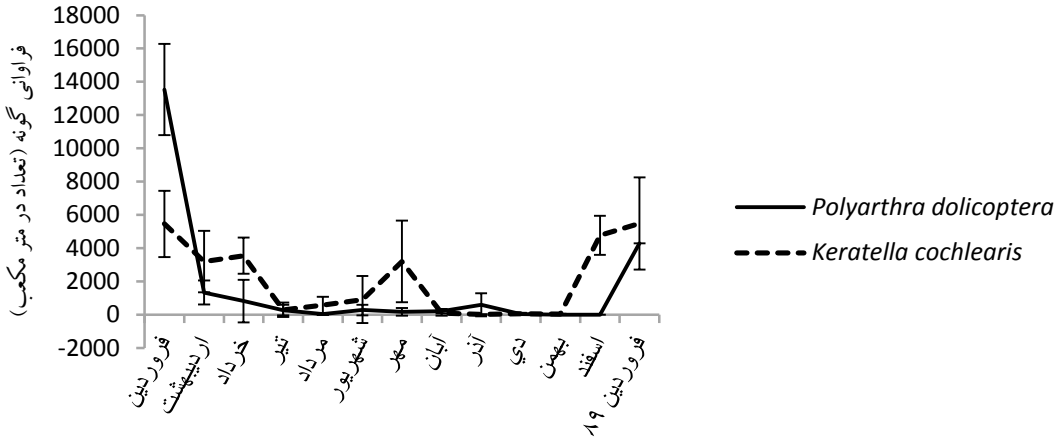
بیشترین تراکم کل زئوپلانکتون طی ماه های نمونه برداری مربوط به ایستگاه سوم با میانگین۳۸۹۷± ۱۶۳۸۰ عدد در متر مکعب و کمترین تراکم در ایستگاه اول با میانگین ۱۰۲۸± ۴۸۸۰ عدد در متر مکعب مشاهده گردید(شکل ۱۴).

نتایج بر اساس آنالیز واریانس یک طرفه و آزمون تعقیبی LSD نشان داد که اختلاف مکان ها ، شاخه ها و زمان ها و اثر متقابل همه اینها با یکدیگر از نظر آماری معنی دار می باشد. میانگین فراوانی کل زئوپلانکتون ها در طول بررسی در ایستگاه های اول و سوم دارای اختلاف معنی دار بوده است (P<۰/۰۵).

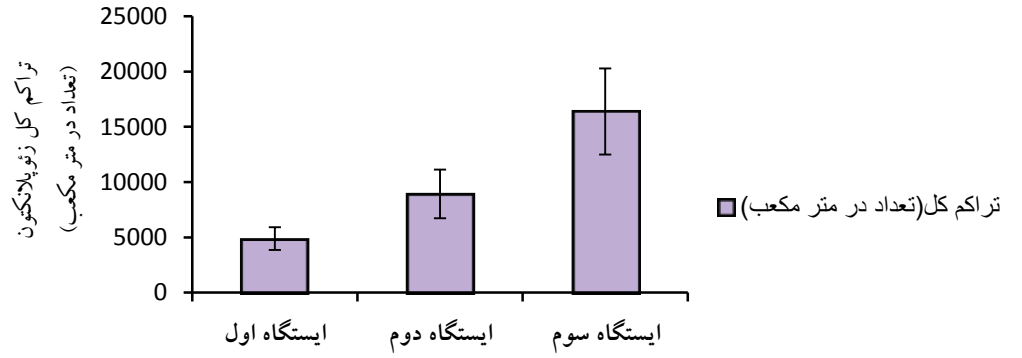
محاسبه نسبت TN/TP:

TN/TP=۱۳/۴۷ TN=۷۰۸/۶۴

TP=۵/۶۱



شکل۱۳ : بررسی تغییرات فراوانی دو گونه *Polyarthra dolicoptera* و *Keratella cochlearis* در دریاچه ولشت (۱۳۸۸-۱۳۸۹)



شکل ۱۴: تغییرات مکانی فراوانی زئوپلانکتون ها در ایستگاه های مورد مطالعه (۱۳۸۸- ۱۳۸۹)

۴.بحث

در مناطق معتدله با تغییر فصول، دمای هوا و به تبع آن دمای آب، نوسانات بارزی را نشان می دهد(۳۰). در دریاچه ولشت با زمستان های سرد و خشک و تابستان های معتدل شاهد نوسانات قابل توجهی در دمای آب هستیم. تغییرات آب و هوایی به طور مستقیم و غیر مستقیم بر ساختار و عملکرد اکوسیستم دریاچه های آب شیرین، به خصوص پلانکتون ها تاثیر می گذارد(۱۶). روند تغییرات سالیانه مواد مغذی(ترکیبات ازته و فسفاته) در دریاچه ولشت نشان می دهد با گرم شدن هوا و افزایش فعالیت های زیستی میزان آنها کاهش یافته و در ماه های سرد سال با کاهش فعالیت های زیستی افزایش پیدا می کند. از نظر مکانی بیشترین غلظت ترکیبات فسفاته و ازته در ایستگاه اول مشاهده گردید. دلیل این امر ورود نهر لورچال و ریزش سیلاب های فصلی و به تبع آن شسته شدن فضولات دامی و پساب های کشاورزی به این ایستگاه است. البته آلودگی بیشتر ایستگاه اول که به سبب تردد بیشتر مسافرین ایجاد می شود را نباید نادیده گرفت. همچنین کمترین میزان ازت و فسفر در ایستگاه سوم مشاهده گردید. پوشش متراکم نی و گیاهان آبزی و تراکم بالاتر فیتوپلانکتون ها از دلایل این امر است(۲۸).

درواقع رقابت بین گیاهان آبزی و فیتوپلانکتون ها بر سر به دست آوردن مواد مغذی باعث کاهش این عناصر گردیده است(۲۹). دریاچه ولشت نیز از جمله دریاچه های آب شیرین مناطق معتدله می باشد که با اثر محدودکنندگی ازت در طول سال روبه رو است. از دلایل این امر میتوان به سنگ های آهکی غالب در منطقه اشاره کرد(۲۴).

محدودیت نوترینت ازت در دریاچه ولشت از دو طریق قابل اثبات است:۱- همبستگی قوی منفی بین تراکم فیتوپلانکتون ها و غلظت نیترات($P<۰/۰۵$، $r=-۰/۸۴$).۲- نتیجه بدست آمده از نسبت Red field در دریاچه ولشت(۱: ۱۳/۴۷ TN:TP). نسبت Red field (۱: ۱۶ TN/TP) یکی از راه های مؤثر جهت تشخیص نوترینت محدود کننده تولید اولیه در اکوسیستم های آبی است. این نسبت در تعیین وضعیت تروفی، آشکار ساختن عوامل محدود کننده رشد تولیدکنندگان اولیه و به تبع در تغییر ساختار جمعیت فیتوپلانکتون ها و نهایتاً در مدیریت اکوسیستم کاربرد دارد. اعداد زیر۱۶ بیانگر محدودیت ازت و اعداد بالای۱۶بیانگر محدودیت فسفر میباشد(۳۰). از دیگر عوامل محدود کننده تولید اولیه در دریاچه ولشت می توان به کدورت و میزان گل آلودگی آب اشاره نمود. بالا بودن عمق رؤیت دیسک سچی در فصل تابستان(۴/۰۵ متر)، پایین بودن آن در ماه های بارندگی(۱/۷ متر) و همبستگی قوی منفی بین عمق رؤیت دیسک سچی و کل مواد جامد معلق در طول مطالعه($P<۰/۰۵$، $r=-۰/۸۲$) بیانگر تأثیر میزان تولید اولیه آب دریاچه ولشت از عامل فوق است(۱۳). کلروفیل a رنگدانه اصلی فرآیند فتوسنتزی در فیتوپلانکتون ها می باشد که با اندازه گیری آن نه تنها می توان بیومس آنها را تخمین زد بلکه یک شاخص واقعی قابل رؤیت برای حالت های تروفیک یک اکوسیستم آبی به شمار می رود(۱۹،۶). به عبارتی غلظت کلروفیل a به جهت تعیین میزان تولید اولیه در دریاچه ها اندازه گیری می شود(۲۳). روند تغییرات مقادیر کلروفیل a در دریاچه ولشت، بیانگر پایین بودن غلظت آن در ماه های سرد و کم تولید و بالا بودن مقادیر آن در ماه های گرم و پر تولید است. حداکثر غلظت کلروفیل a در شهریورماه و حداقل آن در اسفندماه بوده است. هم چنین بالاترین میزان کلروفیل a در ایستگاه سوم مشاهده گردید، که با بالاتر بودن فراوانی فیتوپلانکتون ها (۲۷۶۹۶۷ عدد در لیتر) و گیاهان آبزی در این ناحیه مطابقت دارد.

در دریاچه ولشت طی دوره بررسی دوپیک اصلی جمعیت زئوپلانکتون ها در ماه های فروردین ۸۸ و مهر مشاهده گردید. در فروردین ماه همزمان با ذوب برف مقادیر زیادی مواد مغذی وارد آب شده و باعث افزایش تراکم زئوپلانکتون ها در این ماه گردیده است چراکه وارد شدن نوترینت بیشتر به دریاچه ها یا مخازن، چگالی و بیومس سخت پوستان زئوپلانکتونی را تقویت می کند(۲۵،۷). در این دریاچه بیشترین تراکم زئوپلانکتون ها در

فروردین ماه مربوط به شاخه روتیفرها بوده است. از پارامترهای تأثیرگذار بر افزایش فراوانی روتیفرها می توان به پارامترهای ازت، فسفات، سولفات، درجه حرارت، آهن و کلراید اشاره کرد(۱۷). همچنین مواد جامد معلق آب در فروردین ماه دارای بیشترین غلظت خود بوده، غالبیت گونه های کوچکتر زئوپلانکتونی در دریاچه ها به وجود ذرات معلق در آب نیز وابسته است(۲۳). در دریاچه ولشت نیز غلظت مواد جامد معلق در فروردین ماه در بیشترین میزان خود مشاهده گردید(۲۰). نیز در تحقیقی بر روی ساختار جمعیتی زئوپلانکتون ها نشان دادند که وجود ذرات معلق از عوامل مهم و تأثیرگذار در اکوسیستم های طبیعی است. همچنین تحقیقات در دریاچه های قسمت شمالی برزیل نشان داد برخی گونه های روتیفرها در برابر افزایش غلظت مواد جامد معلق مقاوم می باشند چراکه ساختار تاج و آرواره آنها بیشترین کارایی را در تشخیص و انتخاب مواد غذایی داشته و از فرو بردن مواد غیر آلی(مواد جامد معلق) توسط تاژک های حسی دهان اجتناب خواهند کرد این گونه ها شامل: *Keratella cochlearis* و *Polyarthra dolicoptera* و *Polyarthra vulgaris* می باشند(۲۶). از گونه های غالب روتیفرهای دریاچه ولشت و مشابه با تحقیق مذکور می توان به گونه های *Keratella cochlearis* و *Polyarthra dolicoptera* اشاره نمود. در مدت تحقیق یک همبستگی مثبت بین فراوانی شاخه روتیفرها با کل مواد جامد معلق وجود داشت که نشان از تأیید نتایج فوق است (P<۰/۰۱، r= ۰/۴۷). همچنین میانگین غلظت کلروفیل a در دریاچه ولشت(۱/۵۵± ۲/۸۷ میکروگرم در لیتر) و مقایسه آن با تحقیقات مکتوب در رابطه با ارتباط غلظت کلروفیلa و زئوپلانکتون (۲۵و۱۸و۱۰) در میابیم که دریاچه ولشت درای غلظت کلروفیل a نسبتاً کمی است که این درواقع نشان از غالبیت گونه های کوچکتر زئوپلانکتونی(*Polyarthra dolicoptera*) و تغذیه این گونه و دیگر گونه های کوچکتر زئوپلانکتونی نظیر گونه های (*Bresslaua vorax, Stylonychia mytilus, Tetrahymena pyriformis* از شاخه Ciliophora(P<۰/۰۵، r= -۰/۴۶) و گونه (*Astramoeba radiosa*) از شاخه Rhizopoda (P<۰/۰۵، r= -۰/۴۵) از این منابع غذایی در دسترس در ماه های مرداد، مهر و بهمن بوده است. همچنین با کاهش غلظت کلروفیل a شاهد افزایش فراوانی گونه (*Chydorus sphaericus*) متعلق به گروه Cladocera از شاخه Arthropoda هستیم چراکه این گونه گیاه خوار بوده و از فیتوپلانکتون ها که محتوی کلروفیل a هستند تغذیه می کند(P<۰/۰۵، r= -۰/۴۳). در مطالعه حاضر، حداکثر فراوانی زئوپلانکتون‌ها در طول سال در ایستگاه سوم مشاهده گردید. بالا بودن عمق شفافیت آب و قابلیت بیشتر نفوذ نور به تبع آن افزایش میزان تولیدات اولیه(کلروفیل a) در این ایستگاه از دلایل لازم برای فراوانی بالاتر زئوپلانکتون ها می باشد. همچنین بسترهای دارای پوشش گیاهی سبب ایجاد پناهگاه در برابر شکار ماهیان زئوپلانکتون خوار در آن منطقه شده در نتیجه جمعیت زئوپلانکتون ها در چنین منطقه ای زیاد بوده است(۱۳). نتایج آماری نشان داد که میانگین فراوانی کل زئوپلانکتون ها در طول بررسی در ایستگاه های اول و سوم دارای اختلاف معنی دار بوده است(P<۰/۰۵). گل آلودگی و بالاتر بودن میزان مواد جامد معلق ،کمتر بودن عمق رؤیت سچی ناشی از ورود نهر لورچال و سیلاب‌های عظیم فصلی و به تبع آن کاهش یافتن قابلیت نفوذ نور و نیز آشفتگی آب به دلیل نزدیک بودن به نهر ورودی و فعالیت های قایقرانی گردشگران در ایستگاه اول از دلایل مؤثر بر این اختلاف است.

منابع

۱- بنایی، م.، رعیت پیشه، م.، ۱۳۸۵. اکولوژی دریا (اکوسیستم های دریایی و اقیانوس). نقش مهر، ۲۶۹ ص .

۲- سندهال و برگرن، ترجمه اسماعیلی ساری، ع.، ۱۳۸۱. اطلس رنگی پلانکتون‌شناسی، مؤسسه تحقیقات شیلات ایران - مدیریت

اطلاعات علمی . شماره ۵- ۲۵- ۵۹۷۵-۹۶۴ . ۱۳۳ص . ۱۱۹ - ۷۲ .

۳-کارتیه، ا.، ۱۹۷۱. نقشه زمین شناسی و سنگ شناسی دره ولشت. سازمان حفاظت محیط زیست چالوس. ؟ ص.

۴- کریوچکووا، ن.م.، ترجمه حیدرپور، ف.، ۱۹۸۹. رابطه غذایی متقابل زئوپلانکتون ها و فیتوپلانکتون ها. انتشارات نااوکا، سال ۱۹۸۹. مسکو. زیر نظر آکادمی علوم اتحاد جماهیر شوروی، انجمن هیدروبیولوژی روسیه. مؤسسه تحقیقات و آموزش شیلات ایران، ۱۳۷۴. ۱۴۹ ص .

۵- ولی الهی، ج.، ۱۳۸۳. لیمنولوژی کاربردی(دستورالعمل های اجرای طرح های شناخت محیط زیست آبزیان). چاپ اول. طاق بستان. شماره ۵۵۳، ۲۰۰۰ ص .

6-Carlson,R. E., 1977. A trophic state index for lakes. *Limno .Oceanogr*. 22(2):361-370.

7-Coelho,S.,Gamito.S & Perez-Ruzafa,A.,2006.Trophic state of Fozde Almargem coastal lagoon based on the water quality and the phytoplankton community,Estuarin,Coastal and shelf science 71,Spain.pp:218-231.

8-Covich, A.P & Thorp, J.H., 2001. Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. Second Edition, Academic press, Inc.1073 p.

9-De Mott, W.R. 1989. The role of competition in zooplankton succession. In: Sommer,U. ed. Plankton ecology. Brock/Springer-Verlag, New York. p:195-252.

10-De Mott,W. R and Edington, J.R., 2004. Testing zooplankton food limitation across gradients of depth and productivity in small stratified lakes. *Limnol Oceanogr*., 49,1408–1416.

11- Dokulil, M.T., 2003. Algae as ecological bioindicators. In: Market B.A,Breure A.M & Zechmeistter H.G. Bioindicators and Biomonitors, Oxford: *Elsevier*.pp. 285-327.

12- Douglas, G.S.,2001.Pennak' s freshwater invertebrates of the United States . 4th edition . John Wiley & Sons,Inc. Porifera to crustacean:40-543.

13-Dzialowski, A.R; Lennon, J.T; Smith,V.H., 2007. Food web structure provides biotic resistance against plankton in vasion attempts. *Biol Invasions*. 9:257–267.DOI 10.1007/s 10530-006-9030-8.

14-Edmonndson. W.T., 1959. Freshwater biology. second edition, John Wiley & Sons, Inc. 1248 pp. 190 -867

15-Edmondson, W.T., 1980. Secchi disk and chlorophyll. *Limnol oceanogr*, vol. 25:.378-379.

16-Forsstrom, L., Sorrari, S & Korhola, A., 2005. Seasonality of phytoplankton in subarctic lake Saanjarvi in NW Finnish Lapland, *Polar Biol*, DoI 10. 1007.

17-Gülle, I.;Turna, I.I.; Serkan Güçlü, S.; Gülle, P.; Güçlü, Z., 2010. Zooplankton Seasonal Abundance and Vertical Distribution of Highly Alkaline Lake Burdur, *Turk. J. Fish. Aquat. Sci*. 10:245-254.

18- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T., Pedersen, L. J., Jensen, L., 1997.Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia,* 342/343: 151–164.

19-Kalytyte, D., 2007. Summer phytoplankton in deep Lithuanian lakes, *Ekologica*, rol, 53: 52-58.

20-Kirk, K.L and Gilbert, J.J., 1990. Suspended clay and the population dynamics of plankton rotifers and cladocerans. *Ecology*, 71:1741-1755

21- Moor, J., 2006. An introduction to the Invertebrates . Second Edition. Academic Press, 0-12-690647-5, 339 pp.

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

23-Pedrozo, C. DAS. & Rocha, O., 2005. Zooplankton and water quality of lakes of the

Northern Coast of Rio Grande do Sul State, Brazil. *Acta Limnol*. Bras., 17(4):445-464.

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

25-Primicerio, R., 2000. Seasonal changes in vertical distribution of zooplankton in an oligotrophic, Subarctic lake (Lake Takvatn, Norway). *Limnologica*,3: 301-310.

26-Sinistro, R., Sanchez, M.L., Marinone, C., Izaguirre,I.,2007. Experimental study of the zooplankton impact on the trophic structure of phytoplankton and the microbial assemblages in a temperate wetland (Argentina). *Limnologica*, 37:88–99

27-Standard methods for the examination of water and wastewater, 2005. 3th edition. Washington, DC20005, APHA, ANWA.WPCE press.267p.

28-Tolotti, M., 2001. Phytoplankton and littoral epilithic diatoms in high mountain lakes of the Adamello-Brenta Regional Park (Trentino,Italy) and their relation to trophic status and acidification risk,*limnol*.,6.(2):171-188.

29- Van Donk, E and van de Bund W. J., 2002. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto-and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany*, 72:261–274.

30-Wetzel, R.G., 2001. limnology: lake and river Ecosystems. Third Edition, Academic Press,San Diego.1006 pp.

Changes in the density of zooplankton with chlorophyll-a Concentration in the Valasht Lake

Hedayatifard M.[(1)]; Mousavi Nodoshan R.[(2)]; Kham Khaji[(3)*];Vahidi F.[(4)]

n_kh_95@yahoo.com

1-Assistant Professor, Islamic Azad University Ghaem shahr Branch, P.O.BOX:163

2-Assistant Professor, Islamic Azad University Tehran North Branch, P.O.BOX:1987974635

3-Master of Fisheries, Islamic Azad University Ghaem shahr Branch, P.O.BOX:163

4-Master of Fisheries, Islamic Azad University, Tehran Science and Research, P.O.BOX:14155-775

Received: May 2011 Accepted: July 2011

Abstract

In this study considered the construction of zooplankton population along with features of chemical, physical water such as water temperature, depth water transparency (SD), total phosphorus(TP), Nitrate (NO_3^-), total nitrogen (TN), the vision of TN/TP and chlorophyll-a in the form of being monthly from April 2009 to April of 2010 (13months) in three studying Stations.For this aim sampeled zooplankton density, chlorophyll-a concentration and other parameters in three replicates at each station. In this study, identified about 71 genera of zooplankton wich are belong to the 9 phylum, 12 class, 21 orders and 43 family. The whole mean density of zooplanktons Valasht lake estimated 10086 individual per meters. The maximum density of zooplankton observed in April of 2009 with average of 24,506 individual per meters and least of it in January with average of 846 m^3. Also, the annual average of chlorophyll-a concentration Valasht Lake estimated 2/87 micrograms per liter with the maximum of 6/47 in March and the least 1/13 micrograms per liter in September. In this period the rate of water chlorophyll-a concentration showed a negative correlation with the nitrate rate and also with density of species with belong to two phylum Ciliophora and Rhizopoda,also with density of species (*Chydorus sphaericus*) belonging to the cladocera group of the phylum Arthropoda.

Keywords: Valasht lake, Density, Chlorophyll-a, Zooplankton.

*Corresponding author