

بررسی تأثیر نوترینتها بر تولید اولیه و تراکم پلانکتونهای دریاچه ولشت

مسعود هدایتی فرد^۱، رضوان موسوی ندوشن^۲،

ناهید خم خاجی^{۳*}، فاطمه وحیدی^۴

تاریخ دریافت: ۸۹/۱۰/۲۱

تاریخ تصویب: ۹۰/۲/۲۵

چکیده

در این مطالعه ساختار جمعیت زئوپلانکتونها و فیتوپلانکتونها به همراه پارامترهای نثرگذار بر تولید اولیه و وضعیت تروفي از جمله فسفات محلول (PO_4^{3-}) و فسفر کل (TP)، نترات (NO_3^-)، نیترژن کل (TN)، کل مواد جامد معلق (TSS)، عمق شفافیت آب (SD)، نسبت TN/TP، درصد اشباعیت اکسیژن محلول ناحیه هیپولیمنیون (% DO) طی یک دوره یکساله در سه ایستگاه بررسی گردید. در این تحقیق وضعیت رژیم گردشی آب نیز مورد مطالعه قرار گرفت. بدین منظور پارامترهای درجه حرارت و غلظت اکسیژن محلول طی یک دوره یکساله در سه ایستگاه در سطح و در عمیقترین ایستگاه در اعماق مختلف اندازه گیری شد. بر اساس بررسی های بعمل آمده دریاچه ولشت دریاچه ای یک چرخه (Monomectic) و تمام گردش (Holomectic) مشخص گردید که در این بین درصد ناحیه هیپولیمنیون به منظور به کارگیری در روابط برمیک، در فصل بهار و تابستان % ۵۷/۲ محاسبه گردید. میانگین تراکم زئوپلانکتونها در طول سال در این دریاچه ۱۰۰۸۶ عدد در متر مکعب به دست آمد. میانگین تراکم فیتوپلانکتون ها در طول سال در این دریاچه ۲۷۶۹۶۷ عدد در لیتر به دست آمد. بر اساس روابط برمیک در این مطالعه پتانسیل توان تولید اولیه ۲۴۱/۲ گرم کربن در متر

۱. استادیار گروه زیست. دانشگاه آزاد اسلامی واحد قائم شهر

۲. استادیار گروه زیست دانشگاه آزاد اسلامی واحد تهران شمال

۳. کارشناس ارشد شیلات، دانشگاه آزاد اسلامی واحد قائم شهر n_kh_95@yahoo.com

۴. دانشجوی دکترای زیست شناسی دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات تهران

مربع در سال و پتانسیل توان تولید ماهی ۲۸/۱۹ کیلوگرم در هکتار در سال برآورد گردید.

واژه های کلیدی: فیتوپلانکتون، زئوپلانکتون، توالی جمعیت، لایه بندی حرارتی، اکسی کلاین، نوترینتها، تولید اولیه

مقدمه

(Wetzel). مطالعات متعدد نشان می دهد، رابطه فسفات کل آب با میزان تولید اولیه فیتوپلانکتونی و ماهی رابطهای محکم است، لذا میتوان براین اساس توده زنده، محصول و تولید ماهی را با دقتی به مراتب بالاتر از توده زنده بنتوز و یا ویژگیهای مورفومتریک برآورد نمود. بدین ترتیب، رابطه فسفر کل - تولید اولیه - پتانسیل تولید ماهی در سال ۱۹۸۱ توسط Koschel و همکاران برای دریاچههایی با لایه بندی منظم (نسبت ناحیه هیپولیمینون به ناحیه سطحی برابر با ۰.۴۵٪ است) طراحی گردید. در ادامه مطالعات این دانشمند در سال ۲۰۰۳ مدل Bramick جهت برآورد توان تولید اولیه و در نهایت توان تولید ماهی در دریاچههای کم عمق و دارای لایه بندی شدید ابداع گردید (Bramick, 2003). عوامل گوناگونی بر روی تولید اولیه و تراکم پلانکتونهای دریاچه تأثیر گذار هستند، که از مهم ترین آنها می توان به ژئولوژی و ساختار مرفولوژیک منطقه، فاضلابهای شهری و صنعتی، فضولات دامی، فعالیتهای آبرزی پروری، کودهای کشاورزی، فرایندهای جوی (باران اسیدی) و گرم شدن هوای زمین اشاره کرد (Smith, 1999; Bronmark, 2005; Kalytite, 2007). دریاچه ولشت در عرض جغرافیایی ۲۸° ۳۲' و طول جغرافیایی ۵۱° ۱۷' ۳۰" در شمال

یکی از موارد مهم در برنامههای ارزیابی و مدیریت منابع آبی، برآورد و تعیین توان تولید اولیه است که در نهایت به تعیین پتانسیل تولید ماهی می انجامد. تولید اولیه، مبنا و پایه زیستی هر بدنه آبی را تشکیل می دهد. در تولید اولیه در واقع تثبیت انرژی خورشید طی فرآیند فتوسنتز توسط گیاهان صورت می پذیرد. در محیط های آبی این تولید توسط فیتوپلانکتونها، گیاهان ماکروفیت و پرفیتون ها صورت می گیرد. از طرفی ازت و فسفر، رایجترین نوترینتهای محدود کننده تولید اولیه در آبهای شیرین هستند. بنابراین غلظت و نسبت آنها، میزان تولید اتوتروفها را در اکوسیستمهای آبی تعیین میکند (Jorgensen, 1998; Nixon, 2003). به استثناء آبهای 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. تولید و توده جلبکی را می توان از طریق میزان کربن تثبیت شده طی فرآیند فتوسنتز محاسبه نمود. عملاً فیتوپلانکتونها قادرند ۱۰ تا ۱۲/۵ برابر وزن کربن تثبیت شده آب را جذب نموده، ۲ تا ۲/۵ برابر وزن آن، وزن خشک جلبکی تولید کنند. بنابراین ضریب تبدیل کربن به فیتوپلانکتون بین ۲۰ تا ۳۱/۲۵ متغیر است (2001).

انجام گردید. سعی شد که اندازه گیری شفافیت در بهترین زمان آن، یعنی ساعت ۱۰ الی ۱۴ انجام پذیرد (Edmondson, 1980). به منظور جمع آوری 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. این روند در هر ایستگاه با ۳ تکرار انجام گرفت. در این روش سرعت کشیدن تور باید به آرامی و به میزان ۱-۰/۵ متر در ثانیه باشد (Standard method, 2005). در این روش حجم آب با توجه به ارتفاع آب فیلتر شده و قطر دهانه تور بر طبق فرمول روبرو محاسبه شد (Standard method, 2005)

$$V=A \times d$$

که در آن: A = مساحت دهانه تور، d = عمق کشش و V = حجم آب فیلتر شده
برای تثبیت کردن نمونه ها از فرمالین ۴٪ به میزان ۲۰ سی سی استفاده شد (Standard method, 2005).

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

$$\text{که در آن}$$

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

C = تعداد ارگانیسیمهای شمارش شده، V' = حجم نمونه تغلیظ شده (میلی لیتر)

V'' = حجم نمونه ای که شمارش شده (میلی لیتر)،

V''' = حجم آب فیلتر شده (متر مکعب) (Standard method, 2005)

برای جمع آوری نمونه های فیتوپلانکتون نیز، یک لیتر نمونه آب از عمق نیم متر و با استفاده از بطری روتنر برداشت شد و نمونه ها در محل با محلول

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 در منطقه معتدله زمین قرار گرفته است (رضوی، ۱۳۷۳). ورود رسوبات، پسابهای مزارع کشاورزی و آلایندهها، دریاچه ولشت را در معرض افزایش بار نوترینتها بویژه ازت و فسفر قرار داده است. هدف از این مطالعه بررسی میزان تأثیر این آلاینده ها بر تعادل اکولوژیک دریاچه ولشت و ارائه راهکارهای مناسب برای حفظ این ذخیره ارزشمند بوده است.

مواد و روش ها

در این تحقیق، نمونه برداری بصورت ماهانه از فروردین ۱۳۸۸ تا فروردین ۱۳۸۹ در سه ایستگاه و با سه تکرار در نواحی مرکزی، غربی و شرقی انجام شد (شکل ۱). به منظور اندازه گیری دمای آب، میزان اکسیژن محلول در لایه های مختلف آب از دستگاه CTD (Conductivity Temperature Depth) استفاده گردید. اندازه گیری دو پارامتر ذکر شده در ناحیه سطحی ایستگاه اول و سوم بدلیل عمق کم (۴-۲ متر) و در ایستگاه دوم یعنی عمیق ترین ناحیه دریاچه (۲۰ متر) در کلیه لایه های آب انجام پذیرفت. نوترینتها به روش اسپکتروفتومتری و کل مواد جامد معلق (TSS) به روش رنگ سنجی اندازه گیری شدند (Bain, 1999; Standard Method, 2005). عمق شفافیت آب با استفاده از صفحه سچی (Secchi disc) به قطر ۳۰ سانتی متر، خواندن صفحه در نور آفتاب و به حالت نیمه ایستاده

به منظور برآورد توان تولید اولیه در دریاچه هایی با لایه بندی شدید ($Hd < 0$) از روابط زیر استفاده می گردد (Bramick, 2003).

$$PP(g C/m^2 \cdot a) = (1 + [Hd/100]) \cdot \{148 \cdot \log TP - 39.6\}$$

PP = برآورد توان تولید اولیه، TP = فسفات کل،

Hd = تفاوت هیپولیمنیون به منظور برآورد توان تولید

ماهی در دریاچه هایی با ($PP \leq 380$) از رابطه زیر

استفاده می گردد (Bramick, 2003).

$$FYP(kg/ha \cdot a) = 6.315 \cdot e^{0.0062 \cdot PP}$$

لوگول ۷ درصد تثبیت گردید (Vollenweider, 1974).

جهت محاسبه فراوانی فیتوپلانکتون در یک لیتر آب از فرمول مقابل استفاده گردید:

$$D = (N \cdot v) / V$$

که در این رابطه D = تعداد گونه در لیتر، N = تعداد

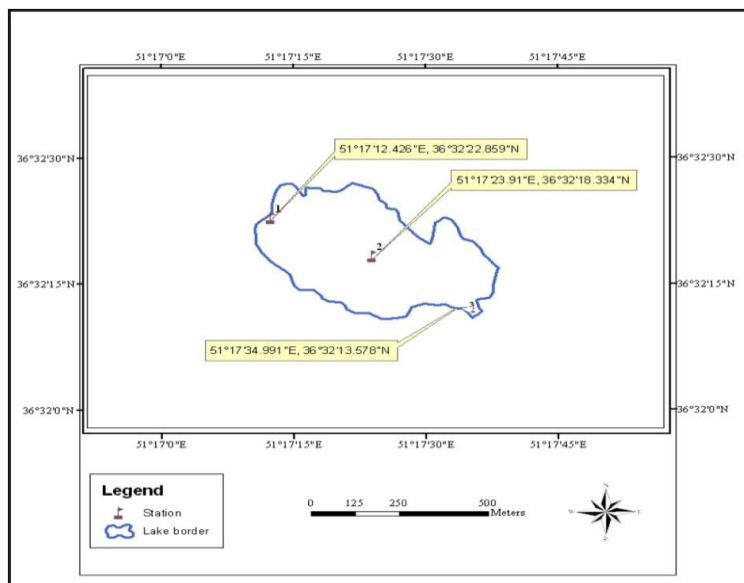
ارگانسیم های شمارش شده در نمونه میکروسکوپی

(سانتی متر مکعب)، V = حجم آب تغلیظ شده از

یک لیتر نمونه (سانتی متر مکعب)، V = حجم نمونه

بررسی شده (سانتی متر مکعب) می باشد

(Standard method, 2005).

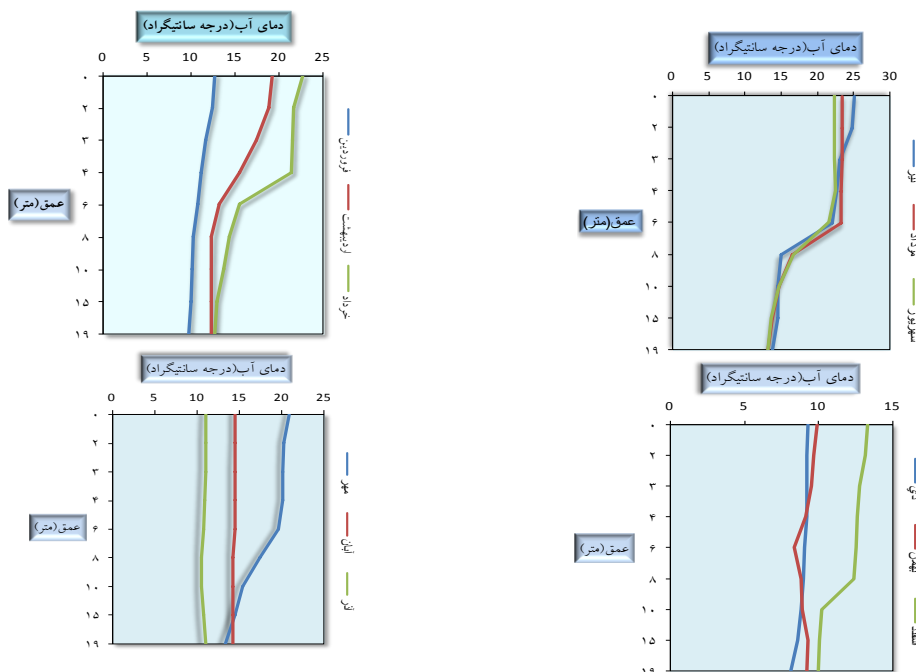


شکل ۱: نقشه موقعیت ایستگاههای مطالعاتی در دریاچه ولشت

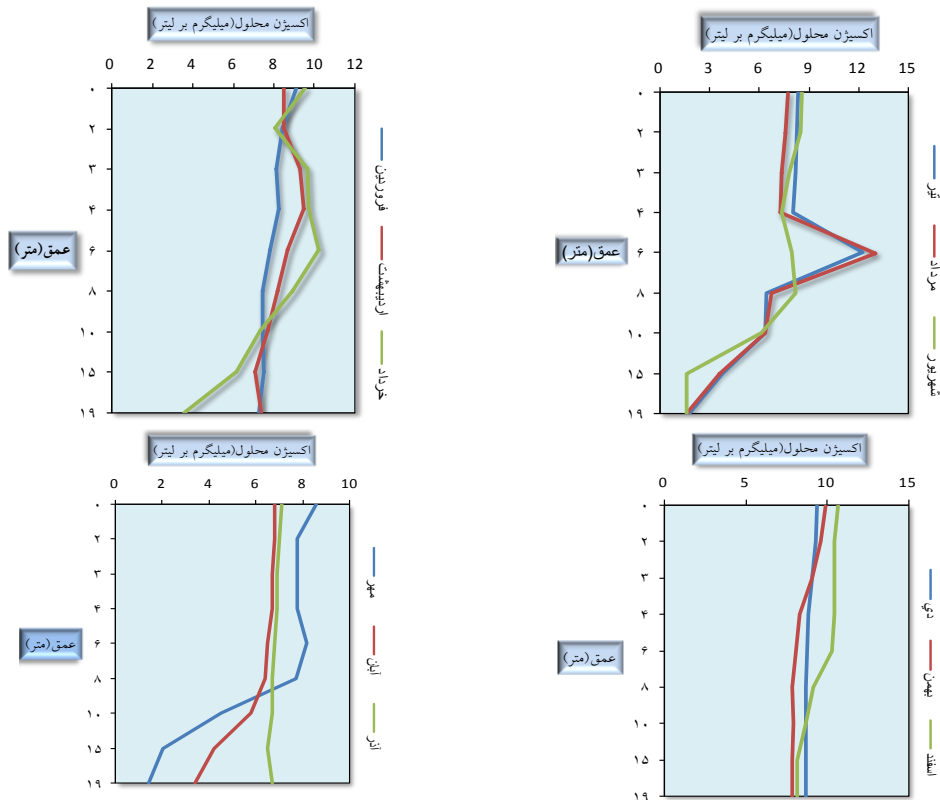
نتایج

پیرامون وضعیت لایه بندی حرارتی دریاچه ولشت، نشان میدهد این دریاچه Monomictic (یک چرخه) و Holomictic (تمام گردش) است. نتایج مربوط به تغییرات غلظت اکسیژن در اعماق مختلف و در تمام ماهها به جز ماههای گرم سال (خرداد، تیر و مرداد) نشان داد با افزایش عمق میزان غلظت اکسیژن کاهش می یابد و فقط در سه ماه مذکور یک افزایش میزان غلظت اکسیژن در اعماق ۴-۶ متر مشاهده گردید. حداقل غلظت اکسیژن در فصل تابستان در مرداد ماه معادل ۱/۵ میلی گرم در لیتر و در عمق ۱۹/۵ متر ثبت گردید (شکل ۳). همچنین میانگین درصد اشباعیت اکسیژن در ناحیه هیپولیمنیون ۶۰/۴۹ درصد، حداقل در تابستان ۴۵/۴۹ درصد و حداکثر در زمستان ۷۴/۹۷ درصد محاسبه گردید. (شکل ۲ و ۳)

در این تحقیق مقادیر درجه حرارت و غلظت اکسیژن در اعماق مختلف دریاچه ولشت بصورت ماهانه و طی یک دوره یک ساله اندازه گیری و نتایج مربوط به روند تغییرات آنها در قالب نمودار (پروفیل) عمودی ترسیم گردید (شکل ۲ و ۳). در اردیبهشت ماه، با بالا رفتن درجه حرارت آب لایه سطحی و رسیدن به دمای 19.5 ± 0.35 و تشکیل ترموکلاین، دوره سکون آغاز گردید. همچنین در نمودار مربوط به ماه های سکون مشخص گردید که ضخامت ترموکلاین و عمق استقرار آن در ماههای مختلف، متفاوت است. این لایه در فصل بهار در عمق ۴-۶ متری و در فصل تابستان در عمق ۶-۸ متری ملاحظه گردید. (شکل ۲). و سرانجام با سرد شدن لایه های سطحی آب در آبان ماه 14.5 ± 0.2 دوره گردش دریاچه آغاز گردید. لذا نتایج حاصل از این بررسی

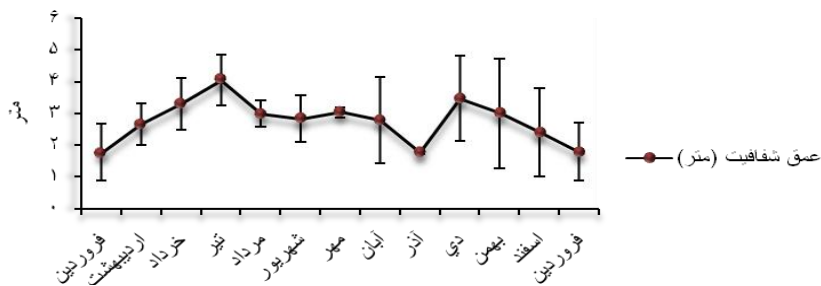


شکل ۲: پروفیلهای عمودی درجه حرارت در دریاچه ولشت در دوره مطالعه



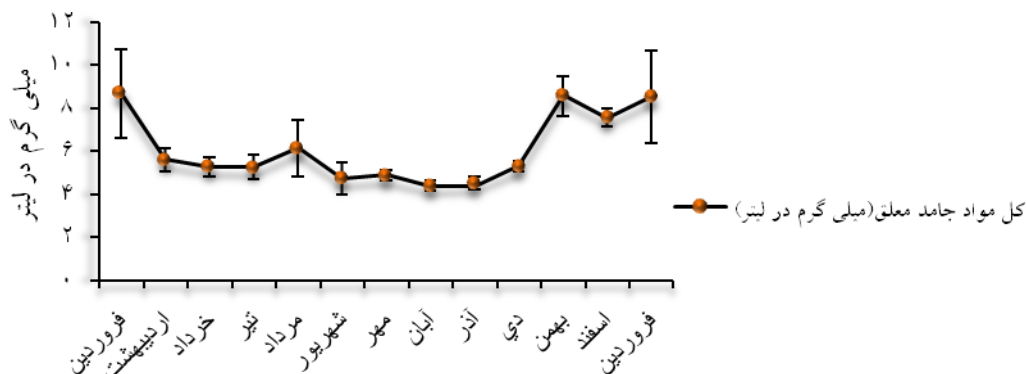
شکل ۳: پروفیل‌های عمودی اکسیژن محلول در دریاچه ولشت در دوره مطالعه

کمترین میزان عمق شفافیت آب دریاچه ولشت طی دوره بررسی ۱/۷۶ متر در فروردین ماه ۸۸ و حداکثر آن ۴/۰۵ متر در تیرماه اندازه گیری شد که میانگین سالانه آن نیز ۲/۷ متر می باشد (شکل ۴).



شکل ۴: تغییرات عمق شفافیت آب دریاچه ولشت (۸۸-۸۹)

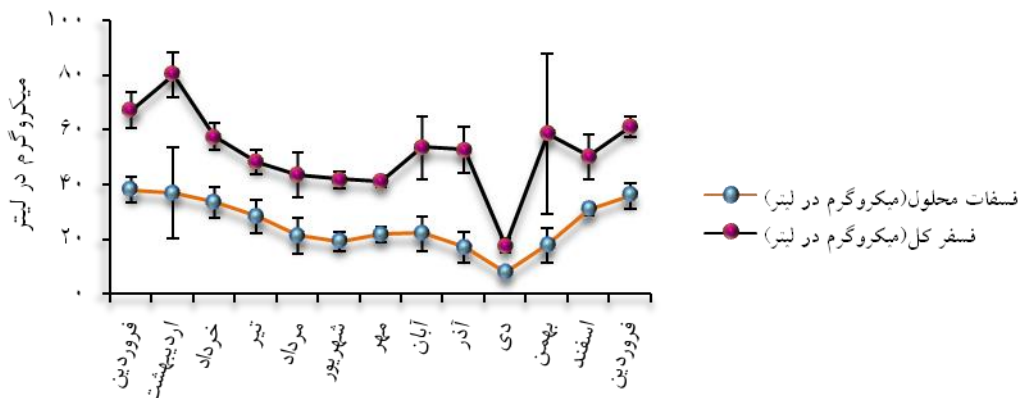
بر مبنای نتایج و داده های حاصله، متوسط میزان مواد جامد معلق ۶/۱ میلی گرم در لیتر با حداکثر ۸/۶ میلی گرم در لیتر در فروردین ماه و حداقل ۴/۴ میلی گرم در لیتر در آبان ماه مشاهده شده است. (شکل ۵)



شکل ۵: روند تغییرات مقادیر کل مواد جامد معلق آب دریاچه ولشت

ترتیب میانگین سالانه آن ۵۱/۶۱ میکروگرم در لیتر با حداکثر ۸۰ میکروگرم در لیتر در اردیبهشت ماه و حداقل ۱۷/۶۶ میکروگرم در لیتر در دی ماه به ثبت رسید (n=13). (شکل ۶)

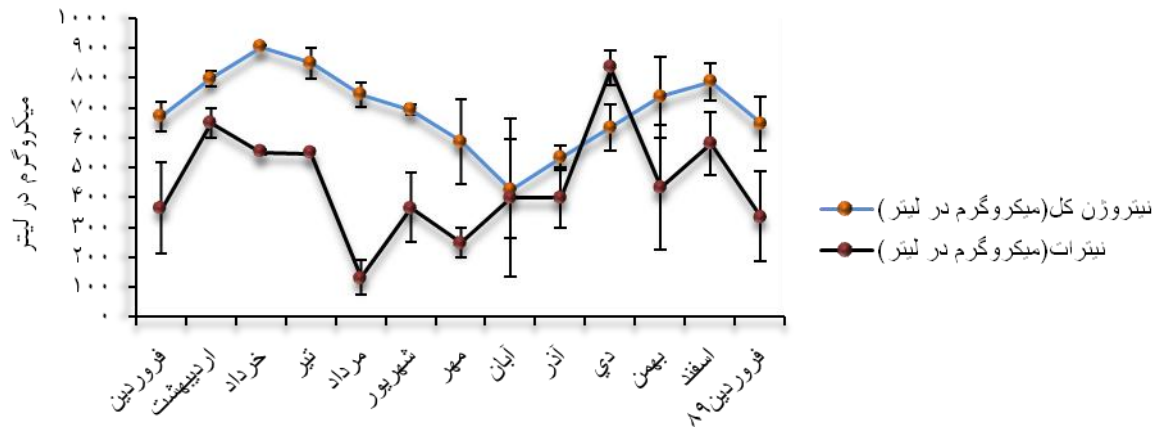
میانگین فسفات محلول طی دوره بررسی ۲۵/۲۶ میکروگرم در لیتر با بیشینه ۳۷/۸ میکروگرم در لیتر در فروردین ماه و کمینه آن ۸ میکروگرم در لیتر در دی ماه اندازه گیری شده است. TP (فسفر کل) هم از الگوی نسبتاً مشابه پیروی می کند به این



شکل ۶: مقایسه مقادیر فسفی کل و فسفات محلول آب دریاچه ولشت

دریاچه ولشت ۵۳۳/۳۸ با حداکثر مقدار ۹۰۴ میکروگرم در لیتر در خرداد ماه و حداقل ۴۲۹ میکروگرم در لیتر در آبان ماه اندازه گیری شد (n=13). (شکل ۷)

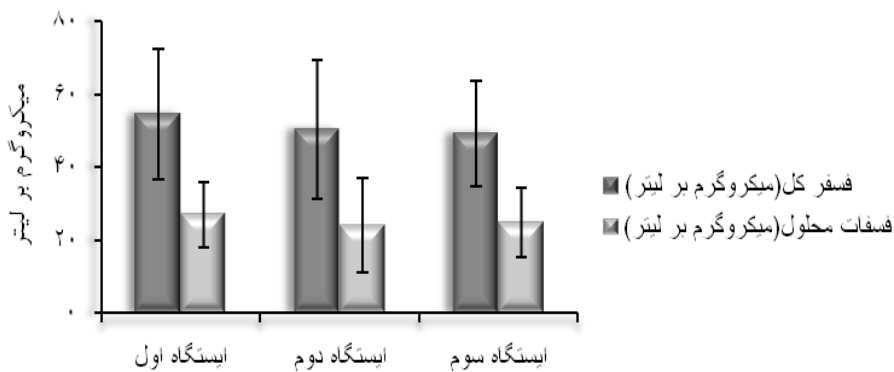
میانگین سالانه نترات آب دریاچه ولشت ۴۵۰/۰۵ با حداکثر مقدار ۸۳۳/۳ میکروگرم در لیتر در دی ماه و حداقل ۱۳۳/۳ میکروگرم در لیتر در مرداد ماه اندازه گیری شد. همچنین میانگین سالانه نیتروژن کل آب



شکل ۷: روند تغییرات مقادیر نیترات و نیتروژن کل آب دریاچه ولشت در طول مدت بررسی

کمترین مقادیر فسفی کل (۴۹/۶۳ میکروگرم در لیتر) و فسفات محلول (۲۴/۰۳ میکروگرم در لیتر) بوده اند (n=13). (شکل ۸)

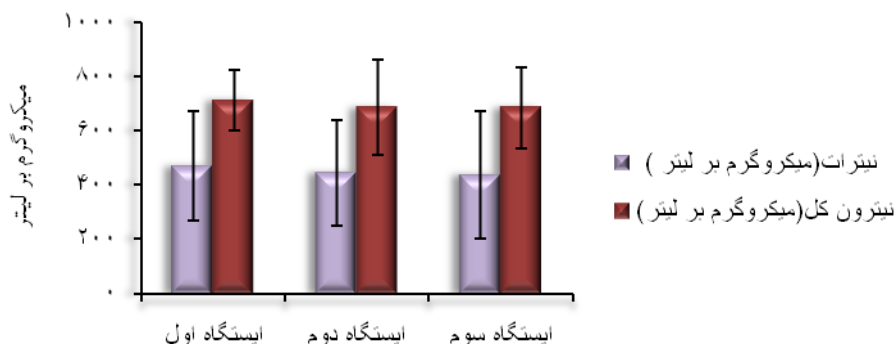
در بین ایستگاههای مطالعاتی در دریاچه ولشت ایستگاه اول دارای بیشترین میزان مقادیر فسفر کل (۵۴/۵۹ میکروگرم در لیتر) و فسفات محلول (۲۶/۹۳ میکروگرم در لیتر) و ایستگاه سوم دارای



شکل ۸: مقایسه مقادیر فسفی کل و فسفات محلول آب دریاچه ولشت در ایستگاههای مورد بررسی

و نیتروژن کل (۶۸۴/۲۷ میکروگرم در لیتر) بوده اند
(n=13). (شکل ۹)

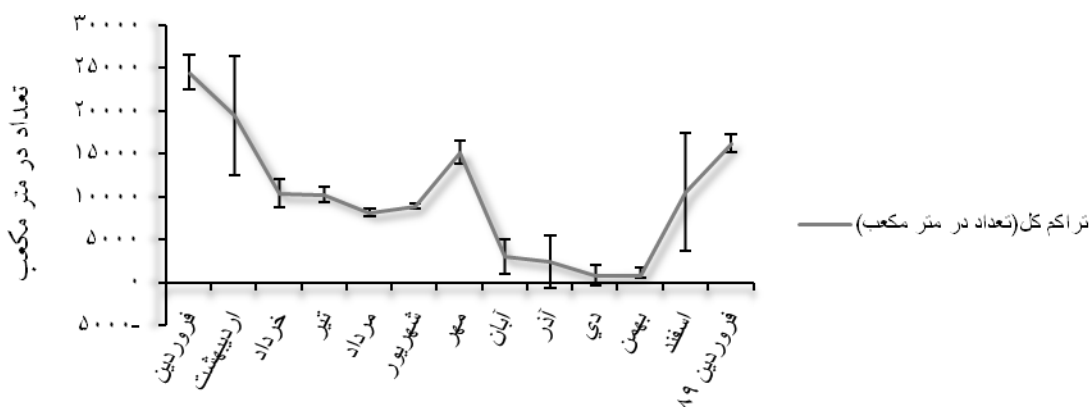
در بین ایستگاههای مختلف در دریاچه ولشت
ایستگاه اول دارای بیشترین میزان مقادیر نیترات
(۴۶۹/۰۸ میکروگرم در لیتر) و نیتروژن کل
(۷۱۱/۲۳ میکروگرم در لیتر) و ایستگاه سوم دارای
کمترین مقادیر نیترات (۴۳۶/۴۶ میکروگرم در لیتر)



شکل ۹: روند تغییرات نیتروژن کل آب دریاچه ولشت در طول مدت بررسی

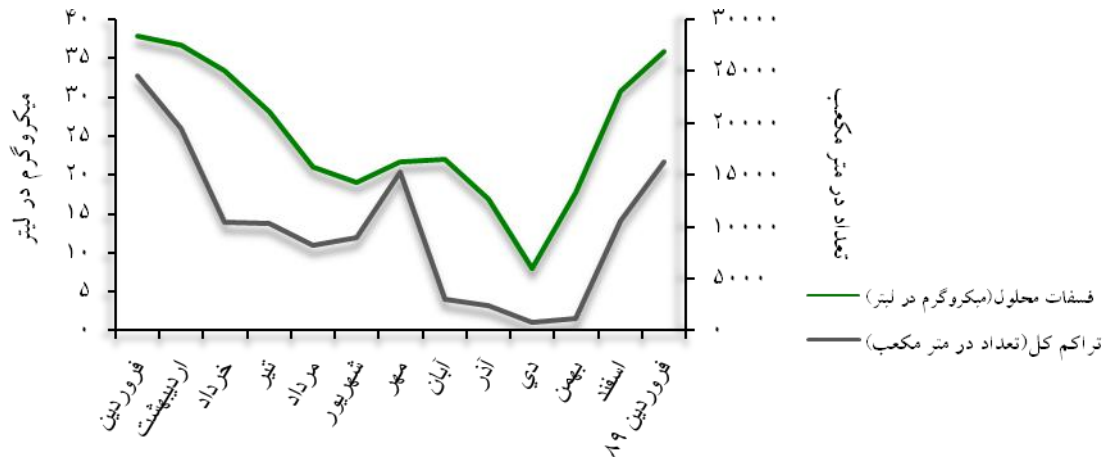
میانگین ۲۴۵۰۶ عدد در متر مکعب و حداقل آن در
دی ماه با میانگین ۸۴۶ عدد در متر مکعب مشاهده
گردید. (شکل ۱۰)

بررسیها نشان داد میانگین تراکم زئوپلانکتونها در
طول سال در این دریاچه ۱۰۰۸۶ عدد در متر مکعب
می باشد. حداکثر تراکم در فروردین ماه ۱۳۸۸ با



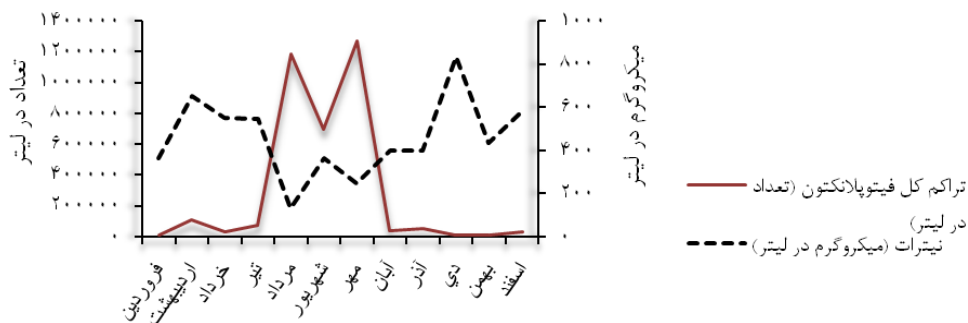
شکل ۱۰: روند تغییرات تراکم زئوپلانکتونها در دریاچه ولشت (فروردین ۱۳۸۸ - فروردین ۱۳۸۹)

مقایسه روند تغییرات فراوانی زئوپلانکتونها با غلظت فسفات محلول و فسفر کل نشان از همبستگی قوی مثبت میان آنهاست ($r=0.84, r=0.58, p < 0.05$) (شکل ۱۱)



شکل ۱۱: مقایسه روند تغییرات تراکم زئوپلانکتونها با فسفات محلول (فروردین ۱۳۸۸ - فروردین ۱۳۸۹)

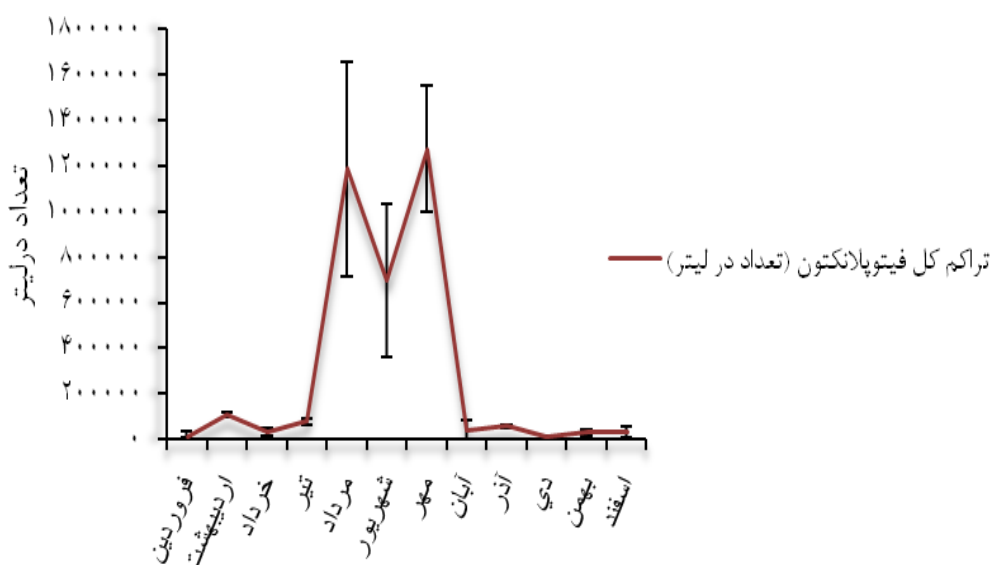
میانگین فراوانی فیتوپلانکتون ها در طول سال در این دریاچه ۲۷۶۹۶۷ عدد در لیتر می باشد. حداکثر فراوانی در مهرماه با میانگین ۱۲۷۴۴۳۸ عدد در لیتر و حداقل آن نیز در دی ماه با میانگین ۱۳۴۰۷ عدد در لیتر مشاهده گردید. (شکل ۱۲)



شکل ۱۲: روند تغییرات فراوانی فیتوپلانکتونها در دریاچه ولشت (فروردین ۱۳۸۸ - اسفند ۱۳۸۸)

افزایش تولید ، مصرف نیتروژن به شکل نترات
بوسیله فیتوپلانکتونها افزایش یافته است. (شکل ۱۳)

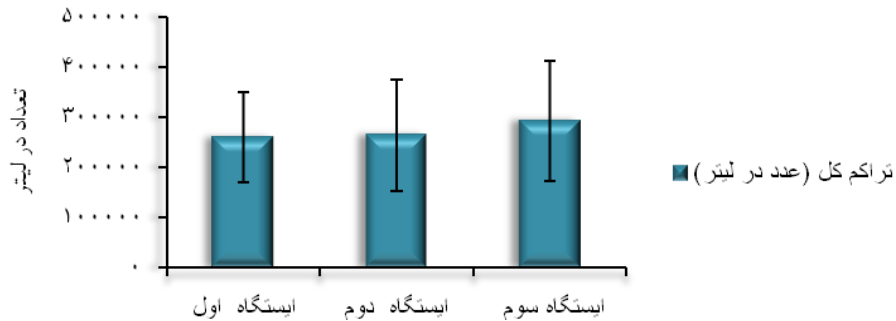
همچنین مقایسه روند تغییرات فراوانی فیتوپلانکتون
ها با غلظت نترات محلول نشان از همبستگی منفی
میان آنهاست ($r = -0.84$ $p < 0.05$). در واقع با



شکل ۱۳: مقایسه روند تغییرات فراوانی فیتوپلانکتونها با غلظت نترات آب (فروردین ۱۳۸۸ – اسفند ۱۳۸۸)

بیشترین تراکم طی ماههای نمونه
برداری مربوط به ایستگاه سوم با میانگین ۱۶۳۸۰
عدد در متر مکعب و کمترین تراکم در ایستگاه اول
با میانگین ۴۸۸۰ عدد در متر مکعب مشاهده گردید.
(شکل ۱۴).

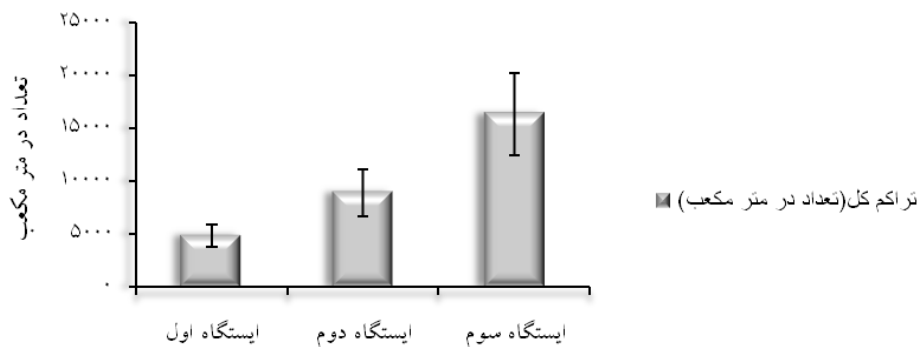
نتایج بر اساس آنالیز واریانس یکطرفه و آزمون
تعقیبی LSD نشان داد که اختلاف مکانها، شاخه ها
و زمانها و اثر متقابل همه اینها با یکدیگر از نظر
آماري معنی دار می باشد . میانگین فراوانی کل
ژئوپلانکتونها در طول بررسی در ایستگاههای اول و
سوم دارای اختلاف معنی دار بوده است



شکل ۱۴: تغییرات مکانی فراوانی زئوپلانکتونها در ایستگاههای مورد مطالعه (فروردین ۱۳۸۸ - فروردین ۱۳۸۹)

فیتوپلانکتون اختلاف معنی دار ندارند ولی یک اختلاف معنی دار و در سطح احتمال ۱٪ میان فراوانی فیتوپلانکتون ایستگاه سوم و دو ایستگاه دیگر مشاهده گردید (شکل ۱۵).

نتایج تجزیه واریانس در دریاچه ولشت و در مدت مطالعه، اختلافی را میان مکانها، شاخه های فیتوپلانکتونی و زمانها و اثرات متقابل همه آنها بر یکدیگر نشان داد. نتایج مقایسه میانگین بین مکانها نشان داد که ایستگاه اول و دوم بر مبنای فراوانی



شکل ۱۵: فراوانی فیتوپلانکتون ناحیه سطحی در ایستگاه های مورد مطالعه در دریاچه ولشت (فروردین ۱۳۸۸ - اسفند ۱۳۸۸)

بحث

الگوهای پروفیل ماهانه دما در مدت یکسال (فروردین ۱۳۸۸ الی فروردین ۱۳۸۹) در دریاچه ولشت نشان می‌دهد این دریاچه مونومکتیک گرم (Warm Monomectic) بوده، از الگوی لایه بندی سالانه، مشابه با الگوی گردش و سکون در دریای خزر تبعیت می‌کند. دریاچه های مونومکتیک گرم عمدتاً در نواحی نیمه گرمسیری زمین قرار دارند. سطح این دریاچه ها هرگز یخ نمی‌زند و دمای آب عمق آنها از ۴ درجه سانتیگراد کمتر نمی‌شود (Hutchinson & Loffer, 1956). در مطالعه حاضر مشخص گردید لایه بندی در دریاچه ولشت از اواخر اردیبهشت آغاز، در مهر ماه ضعیف و سرانجام در آبان ماه با رسیدن دمای لایه های سطحی و عمیق به ۱۴ درجه سانتیگراد، گردش کامل می‌گردد. بنظر می‌رسد شرایط اقلیمی حاکم بر دریاچه ولشت، وسعت کم و عمق نسبتاً زیاد منجر به بروز شرایط پایدار تعادل حرارتی با یک دوره سکون و یک دوره گردش طولانی و پیوسته در چرخه سالانه گردیده است (Striebel et al., 2010). در بررسی تغییرات ماهانه پروفیل عمودی مقادی اکسیژن در دریاچه، نوسانات قابل توجهی در ۴ ماه گرم و پر تولید (خرداد، تیر، مرداد و شهریور) در لایه های مختلف بویژه یک کاهش قابل توجه در ناحیه هیپولیمنیون مشاهده شد و کمترین مقادیر اکسیژن محلول در ناحیه هیپولیمنیون، حدود ۲ میلی گرم در لیتر، در ماههای فصل تابستان در عمق ۱۹/۵ متر ثبت گردید. براساس نظرات محققان چنانچه غلظت اکسیژن محلول ۱ متر بالاتر از سطح بستر

کمتر از ۲ میلی گرم در لیتر باشد در ناحیه بین آب و رسوب شرایط احیا و فعالیتهای تجزیه باکتریایی آغاز می‌شود (Peter, 2004; Livingston, 2006). لذا بنظر می‌رسد در ماه های گرم سال، در ناحیه بین آب و رسوب در دریاچه ولشت واکنش های تجزیه باکتریایی و احیایی برقرار گردد. همچنین در تحقیق حاضر درصد اشباعیت اکسیژن در ناحیه هیپولیمنیون در دریاچه ولشت در محدوده ۴۵-۷۴ درصد محاسبه گردید. لازم به ذکر است حداکثر غلظت اکسیژن محلول در ۴ ماه فوق در ناحیه متالیمنیون (۱۳ میلی گرم در لیتر) مشاهده گردید که می‌تواند ناشی از مهاجرت و تجمع فیتوپلانکتونها در این ناحیه باشد (Wetzel, 2001). غلظت نوترینتها در اکوسیستم های آبی بستگی به نوع سنگهای غالب منطقه، پسابهای کشاورزی، فضولات دامی، سیلابهای فصلی و سایر آلاینده های محیطی از قبیل کانال خروجی کارگاه تکثیر و پرورش ماهی دارد (Plessis, 2007). دریاچه ولشت نیز از جمله دریاچه های آب شیرین مناطق معتدله می‌باشد که با اثر محدودکنندگی ازت در طول سال روبه رو است. از دلایل این امر میتوان به سنگهای آهکی غالب در منطقه اشاره کرد (Pilkaityte et al, 2007).

محدودیت نوترینت ازت در دریاچه ولشت از دو طریق قابل اثبات است:
 ۱- همبستگی قوی منفی بین تراکم فیتوپلانکتونها و غلظت نترات ($r = -0.84$, $p < 0.05$). ۲- نتیجه بدست آمده از نسبت Red field در دریاچه ولشت

- (Tavernini et al, 2009). یکی دیگر از دلایل کاهش فسفات در ماههای سرد سال این است که تولیدات فیتوپلانکتونی در این ماهها کاهش یافته و ماکروفیت ها و گیاهان آبی از بین رفته اند .
- ماکروفیت ها و فیتوپلانکتونها پس از مصرف فسفات دوباره آن را به چرخه بر می گردانند . از نظر مکانی بیشترین غلظت ترکیبات فسفات و از ته در ایستگاه اول مشاهده گردید. دلیل این امر ورود نهر لورچال و ریزش سیلابهای فصلی و به تبع آن شسته شدن فضولات دامی و پسابهای کشاورزی به این ایستگاه است. البته آلودگی بیشتر ایستگاه اول که به سبب تردد افزون تر مسافری ایجاد می شود را نباید نادیده گرفت. همچنین کمترین میزان ازت و فسفر در ایستگاه سوم مشاهده گردید. پوشش متراکم نی و گیاهان آبی و تراکم بالاتر فیتوپلانکتونها از دلایل این امر است (Art, 1999; Tolotti, 2001).
- در دریاچه ولشت طی دوره ب بررسی دوپیک اصلی جمعیت زئوپلانکتونها در ماههای فروردین ۸۸ و مهر مشاهده گردید. در فروردین ماه همزمان با ذوب برف مقادیر زیادی مواد مغذی وارد آب شده و باعث افزایش تراکم زئوپلانکتونها 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 (Primicerio,2003; Coelho et al.,2005).
- این دریاچه بیشترین تراکم زئوپلانکتونها در فروردین ماه مربوط به شاخه روتیفرها بوده است. از پارامترهای تأثیرگذار بر افزایش فراوانی روتیفرها می توان به پارامترهای ازت، فسفات، سولفات،
- (1: TN:TP ۱۳/۷۸). نسبت Red field (۱): ۱۶ (TN/TP) یکی از راههای 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 تولید کنندگان اولیه و به تبع در تغییر ساختار جمعیت فیتوپلانکتونها و نهایتاً در مدیریت اکوسیستم کاربرد دارد. اعداد زیر ۱۶ بی مانگر محدودیت ازت و اعداد بالای ۱۶ بیانگر محدودیت فسفر میباشد (etzel,2001). البته در برخی از منابع جدید اعداد ۱۷-۱۰ مرز بین دو محدودیت در نظر گرفته می شوند (Forsberg et al ,1980). 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 ماههای بارندگی (۱/۷ متر) و همبستگی قوی منفی بین عمق رؤیت دیسک سچی و کل مواد جامد معلق در طول مطالعه ($r = 0.82, p < 0.05$) بیانگر تأثیر میزان تولید اولیه آب دریاچه ولشت از عامل فوق است (Domingues,2005). روند تغییرات سالیانه مواد مغذی (ترکیبات ازته و فسفات) در دریاچه ولشت نشان می دهد با گرم شدن هوا و افزایش فعالیتهای زیستی و از طرفی با شروع لایه بندی حرارتی میزان آنها کاهش یافته و در ماههای سرد سال که منطبق بر شکست لایه بندی حرارتی است ، افزایش پیدا می کند. دریاچه ولشت از این حیث با برخی از دریاچه های دارای لایه بندی حرارتی پایدار در فصل تابستان مشابه می باشد (Petrucio et al, 2006)

های غالب روتیفرهای دریاچه ولشت و مشابه با تحقیق مذکور می توان به گونه های *Keratella* 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 ($r=0.47, p<0.01$). پیک مهم دیگر جمعیت زئوپلانکتونها در دریاچه ولشت در مهرماه بوده است. در مهر ماه همزمان با ضعیف شدن لایه بندی حرارتی و شروع به شکست این لایه ذرات معلق از رسوبات در عمق دریاچه به گردش درآمده و به مصرف فیتوپلانکتونها و به دنبال آن زئوپلانکتونها می رسند. کمترین تراکم زئوپلانکتونها در دی ماه به علت دمای پایین آب در این ماه بوده است. در دریاچه ولشت طی دوره بررسی دوپیک اصلی جمعیت فیتوپلانکتونها در ماههای مرداد (۱۱۸۴۹۷۴ عدد در لیتر) و مهر (۱۲۷۴۴۳۸ عدد در لیتر) مشاهده گردید. عامل اصلی این پیک را می توان بالا بودن دمای آب و قابلیت بالای نفوذ نور خورشید و بالا بودن عمق رؤیت صفحه سچی در این ماه از سال نسبت به سایر ماهها دانست (Guenther, 2004). همچنین کاهش دما، مرگ و اضمحلال گیاهان آبرزی و فیتوپلانکتونها، شدت گرفتن باد، ضعیف شدن لایه بندی، گردش نسبی ستون آب و بالا آمدن مواد مغذی به ناحیه سطحی موجب زیاد شدن جمعیت فیتوپلانکتونها و شکل گیری پیک بزرگ مهرماه می شود (Vega, 1999). از طرفی فراوانی فیتوپلانکتونها در دی ماه (۱۳۴۰۷ عدد در لیتر) نسبت به سایر ماهها کمتر بوده و این اختلاف نسبت

درجه حرارت، آهن و کلراید اشاره کرد (Gulle, 2010) در دریاچه ولشت و در ماه فروردین فسفات در حد بیشترین غلظت خود بوده، به نظر می رسد این امر در افزایش فراوانی زئوپلانکتونها در این ماه مؤثر باشد. در واقع غلظت فسفات آب تأثیر غیرمستقیمی بر روند رشد این زئوپلانکتونها دارد (DeMott & Edington, 2004). همبستگی مثبت فراوانی کل زئوپلانکتونها با فسفر محلول و فسفر کل تأییدی بر این نتایج است ($r = 0.84, r = 0.58, p < 0.05$). 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 (Pedrozo & Rocha, 2005). در دریاچه ولشت نیز غلظت مواد جامد معلق در فروردین ماه در بیشترین میزان خود مشاهده گردید. Kirk & Gilbert (1990) نیز در تحقیقی بر روی ساختار جمعیتی زئوپلانکتونها نشان دادند که وجود ذرات معلق از عوامل مهم و تأثیرگذار در اکوسیستمهای 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 تازکهای حسی دهان اجتناب خواهند کرد این گونه ها شامل: *Keratella cochlearis* و *Polyarthra dolicoptera* و *Polyarthra vulgaris* می باشند (Pedrozo, 2005). از گونه

- rican Fisheries Society Bethesda, Maryland.
- Bramick, U & Lemcke, R., (2003). Regional application of a fish yield estimation procedure yo lakes in north - east Germany. *Limnologica* 33, 205 -213.
- Coelho,S.,Gamito.S & Perez-Ruzafa, A., (2006). Trophic state of Fozde Almar-gem coastal lagoon based on the water quality and the phytoplankton comm.-unity, *Estuarin,Coastal and shelf science* 71,Spain.pp.218-231.
- DeMott, W. R and Edington, J.R., (2004). Testing zooplankton food limita-tion across gradients of depth and productivity in small stratified lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 49(4, part 2), 1408–1416.
- Domingues, R.B., Barbosa, A & Galvao, H., (2005). Nutrients, light and phytoplankton succession in temperate estuary (the Guadiana, south-western Iberia). *Estuarine, coastal and shelf science* (in press).
- Edmondson, W. T., (1980). Secchi disk and chlorophyll. *Limnol oceanogr*, vol. 25, No 2, pp. 378-379.
- Forsberg,C & Ryding, S. O., (1980). Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 swedish waste-receiving lakes. *Arc. Hydrobiol*, 89: 189-207.
- به ماههای کم تراکم سال (آذر، بهمن، اسفند، فروردین و خرداد) معنی دار نبوده و نسبت به مابقی ماههای مورد مطالعه معنی دار می باشد. دمای پایین آب، علت تراکم پایین تر فیتوپلانکتونها و حضور گونه های مقاوم به دما و نور کم در ماههای آذر، دی، بهمن، اسفند و فروردین است (Mencfel, 2004)
- بسیاری از پیکرهای آبی ایران دارای pH قلیایی و از نوع بیکربنات هستند بنابراین پتانسیل تولید اولیه در آنها بالا است. براساس اطلاعات بدست آمده از نقشه عمق سنجی دریاچه ولشت، میانگین درصد ناحیه هیپولیمنیون در فصل بهار و تابستان ۵۷/۲٪ محاسبه گردید و براین اساس دریاچه ولشت دارای لایه بندی شدید ($Hd < 0$) میباشد. براساس روابط Bramick در این مطالعه پتانسیل توان تولید اولیه ۲۴۱/۲ گرم کربن در متر مربع در سال و پتانسیل توان تولید ماهی ۲۸/۱۹ کیلوگرم در هکتار در سال برآورد گردید (Bramick, 2003).

منابع

رضوی، (۱۳۷۳). موقعیت و تشکیل دریاچه ولشت سماء، گزارش جهاد سازندگی استان مازندران.

Art, B.,Osumi, K & Nakazono, T., (1999). Identification of phytoplankton and the relationship between phytoplankton biomass and water quality in kumamoto zoo Basin, *Proc. Sch. Agric. Kyushu Tokai univ.* 18:23-33.

Bain, M.B & Sterenson, N. J., (1999). *Aquatic habitat assessment*, Ame-

- Guenther, M & Bozelli, R., (2004). Effects of inorganic turbidity on the phytoplankton of an Amazonian lake impacted by bauxite tailings
- Gülle, I.;Turna, I.I. ; Serkan Güçlü, S.; Gülle, P. ; Güçlü, Z ., (2010). Zooplankton Seasonal Abundance and Vertical Distribution of Highly
- Jorgensen, S.E & Vollenweider, R.A., (1998). Guidelines of lakes management, volume 1, principles of lake management, international lake environment comitte united nations environment programme.
- Kalytite, D., (2007). Summer phytoplankton in deep Lithuanian lakes, *Ekologica*, rol, 53, no. 4. p. 52-58 .
- Kirk, K. L & Gilbert, J. J., (1990). Suspended clay and the population dynamics of plankton rotifers and cladocerans. *Ecology*, 71:1741-1755.
- Livingston, R .J., (2006). Restoration of aquatic system, Taylor And Francis.
- Peter, C. R., 2004. An ecological assessment of the trophic structure of York Pond in Coos country, UNH center for freshwater biology research 6(3):45-62.
- 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.
- Petrucio, M. M., Barbosa, F.A. R & Furtado, A. L. S., (2006). Bacterioplankton and phytoplankton Alkaline Lake Burdur, Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 10:245-254. ISSN 1303-2712.
- Hutchinson, G.E & Loffer, H., (1957). The thermal classification of lakes. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 42:84 – 86.
- production in seven lakes in the middle Rio Doce basin, south-east Brazil, *J. limno.* 5001.
- Plessis, D.du., (2007). Impacts of cage aquaculture on the farm dam ecosystem and its use as a multipurpose resource : Implications for irrigation. university of Stellenbosch. 145 pp.
- Pilkaityte, R & Razinkovas, A., (2007). Seasonal changes in phytoplankton composition and nutrient limitation in a shallow Baltic lagoon. *Boreal environment research* 12 : 551-559.
- 22-Primicerio, R., (2000). Seasonal changes in vertical distribution of zooplankton in an oligotrophic, Subarctic lake (Lake Takvatn, Norway). *Limnologia* 3.(2000) 301-310.
- Smith ,V.H., Tilman, G. D & Nekola, J. C., (1999). Eutrophication:impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and Terrestrial ecosystems. *Environmental pollution* 100:179–196.
- Snyder, E. B., Robinson, C. T., Minshall, G. W. & Rushforth, S. r., (2002).

- Regional patterns in periphyton accrual and diatom assemblage structure in a heterogeneous nutrient landscape. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59:564-577.
- Standard methods for the examination of water and wastewater, (2005). 3th ed. Washington, DC, APHA, ANWA. WPCE.
- Striebel, M., Ptacnik, R & Stibor, H., (2008). Water column stratification, phytoplankton diversity and consequences for resource use and productivity, Hydralab III joint user meeting
- Tavernini, S., Nizzoli, D., Rossetti, G & Viaroli, P., 2009. Trophic state and seasonal dynamics of phytoplankton communities in two sand-pit lakes of different successional stages, *Limnol* 68(2): 217-228.
- 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.
- Vega, J.C., Hoyos, C. de & Aldasora, J. J., (1992). The Sanabria lake. The largest natural freshwater lake in Spain, *Limnetica*, 8:49-57.
- Vollenweider, A.R., (1974). A manual on methods for measuring primary production in aquatic environmental. Blackwell scientific publication. Oxford, London. 423 pp.
- Wetzel, R.G., (2001). *limnology: lake and river Ecosystems* Third Edition. Academic Press, San Diego. 1006 pp.