

# آثار آلودگی نیتراتی و فسفات بر وضعیت یوتریفیکاسیون در تالاب بین‌المللی گمیشان

سپیده عمرانی<sup>۱\*</sup>، محمدعلیدری<sup>۲</sup>

۱ کارشناسی ارشد محیط‌زیست و آلودگی‌ها، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد تنکابن

۲ استادیار بخش تحقیقات جنگل و مرتع، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی گلستان، سازمان تحقیقات و آموزش کشاورزی، گرگان. mohamaddori@yahoo.com

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۶/۲/۲۲

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۵/۳/۱۷

## چکیده

نیترات و فسفات مواد مغذی محدودکننده تولید اولیه و مؤثر یوتریفیکاسیون است. به همین دلیل آثار آن در شش ایستگاه از تالاب بین‌المللی گمیشان و یک ایستگاه دریایی مطالعه شد. برخی پارامترهای محیطی در محل با دستگاه مولتی‌پارامتر و مواد مغذی در آزمایشگاه با اسپکتروفتومتر سنجیده شد. مقدار جذب فاکتور کلروفیل  $a$ ، پس از فیلتر کردن (G/FF, ۰/۴۵) و استخراج در استون ۹۰ درصد، در اسپکتروفتومتر به دست آمد. نتایج نشان داد، عمق کم تالاب موجب بارگذاری فسفر به ویژه در  $s^3$  و  $s^4$  است که تحت تأثیر فاضلاب و کود کشاورزی بودند. هر چند عوامل اقلیمی عوامل اولیه خشکسالی در منطقه مطرح است، اما تغییرات کاربری زمین نیز بر میزان تولید رواناب و خشکسالی هیدرولوژیکی مؤثر بود. کدورت در ایستگاه دریای خزر و دهانه گرگان رود بالا بود که با کاهش آن طی دوره مطالعه نرخ دسترس‌پذیری ارتوفسفات افزایش یافت. به علاوه، در این دو ایستگاه، نیترات نقش محدودکننده‌تری داشت. در سایر ایستگاه‌های مطالعاتی، همبستگی مثبت بین کدورت، کلروفیل  $a$  و ارتوفسفات وجود داشت و همبستگی پیرسون در تأیید آن، ارتباط معنادار ارتوفسفات و  $\log Chla$  را نشان داد ( $0/69^{**}$ ). بر اساس نتایج، اقدامات حفاظتی، پایش دوره‌ای و کنترل بارگذاری مواد مغذی، در کاهش یوتریفیکاسیون در تالاب بین‌المللی گمیشان ضروری است.

## کلیدواژه

ارتوفسفات، بارگذاری، تالاب بین‌المللی گمیشان، کلروفیل  $a$ ، نیترات.

## ۱. سرآغاز

عرض‌های جغرافیایی بر محدودیت مواد مغذی موجودات اتوتروف<sup>۱</sup> پیدا شده است (Elser, et al., 2007). حتی افزایش در مقادیر لحظه‌ای نیتروژن و فسفر، رشد و بهره‌وری را تحریک می‌کند (Addy & Green, 1996)، به طوری که Fong و همکاران (۲۰۰۳) به این نتیجه رسیدند که هنگامی که فسفر مقادیر بالای ۰/۰۴ میلی‌گرم/لیتر/روز و نیتروژن تا ۲/۱ میلی‌گرم/لیتر/روز باشد، زیست‌توده جلبک و افزایش مواد مغذی رابطه مثبتی دارند. غلظت‌های بالای فیتوپلانکتون در عکس‌العمل به

نیتروژن و فسفر از عناصر اصلی محدودکننده تولید اولیه در سیستم‌های آبی است و رشد جلبک‌ها نسبت به مقدار نیازشان به آن محدود می‌شود (Elser et al., 2007). محدودیت فسفر در زمین‌های مناطق گرمسیری (بر مبنای سن خاک) و در مناطق دریایی (به دلیل آثار جداسازی در رسوبات آهکی) (Smith, 1984) و محدودیت نیتروژن در بسیاری از مناطق معتدله و مصب‌ها مطرح است (Howarth & Marino, 2006). با این حال شواهد کمی برای تنوع

2002). در سال ۲۰۰۹ سازمان ملل متحد (WWAP) اعلام کرد، بیش از ۸۰ درصد فاضلاب در کشورهای درحال توسعه به صورت تصفیه نشده به محیط زیست رها شده است. همچنین، اتحادیه اروپا در بخشنامه تصفیه فاضلاب شهری، ضرورت کاهش بارگذاری هر دو عنصر نیتروژن و فسفر از جریان های فاضلاب شهری به آب های حساس ساحلی و برای مدیریت بهتر آنها از منابع کشاورزی را اعلام کرد (Chave, 2001).

باتوجه به گزارش های محققان مبنی بر افزایش بی رویه مواد مغذی و آثار نامناسب یوتریفیکاسیون، ضرورت انجام این مطالعه و نقش محدودکنندگی عناصر مغذی در تالاب بین المللی گمیشان آشکار بود. اگرچه شواهد قابل توجهی ارتباط بین توده های متراکم جلبک به آلودگی نیتروژن/فسفر را افزایش می دهد (Lapointe & Bedford, 2010)، اما EPA<sup>۱</sup> جلبک را نقطه پایانی در نظر نگرفته است، چون کلروفیل a شاخص بهتری برای معرفی آلودگی نیتروژن/فسفر عمل می کند. در نتیجه، ارتباط بین غلظت کلروفیل a، کدورت و عناصر مغذی و برخی پارامترهای محیطی مانند دمای آب، اکسیژن محلول (DO) و شوری در تالاب بین المللی گمیشان مطالعه شد. نتایج این مطالعه داده های پایه ای برای تحقیقات آینده در خصوص تأثیرات آلودگی در محیط های تالابی را فراهم خواهد کرد. به علاوه، مدیران و تصمیم گیران محیط زیستی برای کنترل شرایط محیطی می توانند از این نتایج در برنامه ریزی ها استفاده کنند. امیدواریم که این مطالعه توجه بیشتر به کنترل آلودگی ها در این مناطق آسیب پذیر از جهان را فراهم آورد.

## ۲. مواد و روش ها

### ۲.۱. منطقه مطالعاتی و ایستگاه های نمونه برداری

تالاب بین المللی گمیشان با مساحت ۲۰ هزار هکتار در استان گلستان، در ناحیه جنوب شرقی دریای خزر و حاشیه غربی دشت ترکمن صحرا قرار دارد. این زیستگاه منحصربه فرد در محدوده ای با طول جغرافیایی ۳۴° ۵۴' ۵۳" و عرض جغرافیایی ۳۷° ۹' ۹" است. گمیشان از سمت غرب با نوار

افزایش غنی سازی مواد مغذی (یوتریفیکاسیون)<sup>۲</sup>، آثار مخربی در محیط های دریایی داشته است (حاجی زاده ذاکر، ۱۳۸۷)، از آن جمله می توان به شکوفه فیتوپلانکتون<sup>۳</sup> اشاره کرد که به صورت لایه های گسترده روی سطح آب ظاهر (Wetzel, 2001) و در نتیجه استفاده از سواحل ناممکن می شود (Klein et al., 2002). این موضوع باعث کدورت بالای جلبکی و کم شدن میزان عمق ستون آب خواهد شد (Jaworski, 1981). ترکیب و فراوانی فیتوپلانکتون شاخص زیستی تغییرات کیفیت آب است و به دلیل حساسیت و پاسخ سریع آن به تغییرات شرایط محیطی مانند pH، نور، دما، شوری، کدورت و مواد مغذی در نظر گرفته می شود (Panda et al., 2012).

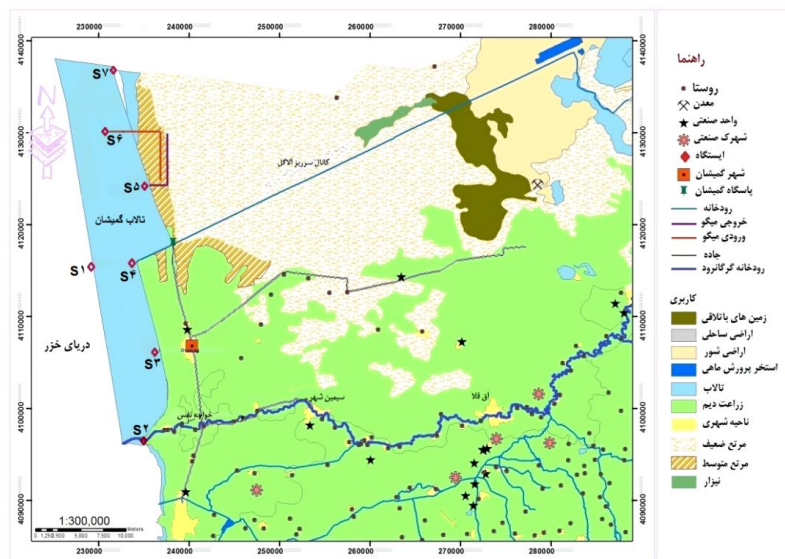
آثار بارگذاری مواد مغذی در اکوسیستم های تالابی کمتر مطالعه شده است، با اینکه به شدت تحت تأثیر یوتریفیکاسیون قرار دارد (Crosbie & Chow-Fraser, 1999). تالاب ساحلی دریای خزر (گمیشان)، به واسطه گسترش اراضی زراعی و سیستم های زهکشی، شهرنشینی و فاضلاب و تخلیه مواد زائد و آبی پروری، در معرض وقوع یوتریفیکاسیون است و به ندرت مطالعه و پایش شده است. زمان ماندگاری آب<sup>۴</sup> و تغییرات آب و هوایی هم، الگوهای یوتریفیکاسیون در سراسر اکوسیستم های مختلف ساحلی را تحت تأثیر قرار می دهد (Philippart, 2011). تحقیقات انجام شده در سواحل جنوبی دریای خزر، نشان دهنده افزایش رشد سیانوباکتری ها<sup>۵</sup> و شکوفه سمی جلبک در اواخر تابستان و اوایل پاییز ۲۰۰۵، همچنین اواسط تابستان ۲۰۰۹ و ۲۰۱۰ بوده است (Roohi et al., 2009). آن ها اعلام کردند افزایش مواد مغذی به ویژه فسفات همراه با بالا رفتن دما، عامل مهم این شکوفه ها مطرح بود که منجر به توسعه فوم شیری و چشم انداز نامطلوب بر سطح دریای خزر شد. خیرآبادی و همکاران (۱۳۹۳) در مطالعه تغییرات فصلی جوامع فیتوپلانکتون در تالاب گمیشان، چهارده گونه از خانواده سیانوفیتا را شناسایی کردند. علاوه بر فسفات، میزان نیتروژن معدنی محلول در اثر ورود فاضلاب به آب دریا در حال افزایش است (Cep,

مهر ماه ادامه می‌یابد (قربانلی و همکاران، ۱۳۸۸-۱۳۸۹). برای نمونه‌برداری در این منطقه، شش ایستگاه حساس به بارگذاری مواد مغذی، در امتداد تالاب بین‌المللی گمیشان انتخاب شد، شامل دهانه گران رود (S۲)، کانال زهکش شهرستان گمیشان (S۳)، کانال سرریز تالاب بین‌المللی آلاگل (S۴)، کانال خروجی مجتمع پرورش میگو (S۵)، کانال ورودی مجتمع میگو (S۶) و ناحیه مرزی مختوم‌قلی (S۷). علاوه بر این، ایستگاهی از دریای خزر (S۱) انتخاب شد. فاصله S۲ تا S۷، ۴۰ کیلومتر بود. موقعیت جغرافیایی و نقشه کاربری اراضی در محدوده ایستگاه‌های مطالعاتی در جدول ۱ و شکل ۱ ارائه شده است.

ماسه‌ای بسیار باریک از دریای خزر جدا شده است، به طوری که تقریباً تمام آب آن از طریق دریا تأمین می‌شود. بافت خاک منطقه گمیشان سنگین و رسی و اقلیم آن متأثر از آب‌وهوای خشک و نیمه‌بیابانی دشت ترکمن صحراست. تبخیر سالیانه در ایستگاه هواشناسی گمیشان ۱۳۰۰-۱۷۵۰ میلی‌متر گزارش شده است. همچنین، طبق آمار درازمدت (۲۷ ساله)، متوسط بارندگی در ایستگاه معرف محدوده مطالعاتی ۳۱۷/۲ میلی‌متر بوده است. بر اساس همین گزارش، فصل تابستان با ۳۲/۵ میلی‌متر و تیرماه با ۶/۴ میلی‌متر، کمترین میزان بارش را دریافت می‌کند. دوره خشکی در این منطقه از اواخر فروردین ماه آغاز و تا اواسط

جدول ۱. موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری

ایستگاه	N	E
S۱	۰۸°۳۷' ۴۷/۲"	۵۳°۵۷' ۵۳/۳"
S۲	۰۸°۳۶' ۲۶/۷"	۵۳°۵۹' ۵۵/۲"
S۳	۰۳°۳۷' ۳۸/۶"	۵۴°۰۱' ۵۴/۲"
S۴	۰۸°۵۳' ۳۷'	۵۴°۰۰' ۰۴/۳"
S۵	۱۳°۳۷' ۰۷/۶"	۵۳°۵۹' ۲۴/۲"
S۶	۱۶°۳۷' ۴۱/۶"	۵۳°۵۷' ۵۵/۱"
S۷	۲۰°۳۷' ۲۱/۵"	۵۳°۵۸' ۱۲/۴"



شکل ۱. نقشه کاربری اراضی محدوده تالاب بین‌المللی گمیشان و ایستگاه‌های نمونه‌برداری

منبع: نویسنده مقاله حاضر، و اداره کل محیط‌زیست استان گلستان

$$a \text{ کلروفیل} = 11/85 \text{ OD}664-1/54 \text{ OD}647-0/08 \text{ OD}630 * v/V * Z \quad (1)$$

در رابطه بالا، واحد کلروفیل (میکروگرم/لیتر)، (Abs750 - OD = Abs664) و ضرایب جذب در طول موج‌های ۶۶۴، ۶۴۷ و ۶۳۰ نانومتر است که با در نظر گرفتن ضریب کدورت عصاره استون در طول موج ۷۵۰ نانومتر، تصحیح شد. همچنین،  $v$  حجم عصاره (میلی‌لیتر)،  $V$  حجم آب صافی شده (لیتر) و  $Z$  طول نور عبور کرده از سلول (سانتی‌متر) است.

#### ۴.۲. تجزیه و تحلیل داده

برای به دست آوردن روابط همبستگی و رگرسیون خطی بین عناصر مغذی و کلروفیل  $a$  از نرم‌افزار SPSSV. ۱۸ استفاده شد. داده‌های کلروفیل  $a$  قبل از تجزیه و تحلیل آماری با استفاده از تبدیل لگاریتمی نرمال شد (Rasmussen et al., 2009). تغییرات منحنی پارامترهای کلروفیل  $a$  کدورت و عناصر مغذی در نرم‌افزار Excel رسم شد. همچنین، در رابطه (۲)، با قراردادن میانگین  $Chla$  در فرمول تجربی TSI<sup>۲</sup> (Carlson, 1977)، سطح تغذیه‌گرایی تالاب به دست آمد.

(۲)

$$TSI = 30/6 + LN(a \text{ کلروفیل}) / 9/81 = (\text{میکروگرم/لیتر})$$

#### ۳. یافته‌ها

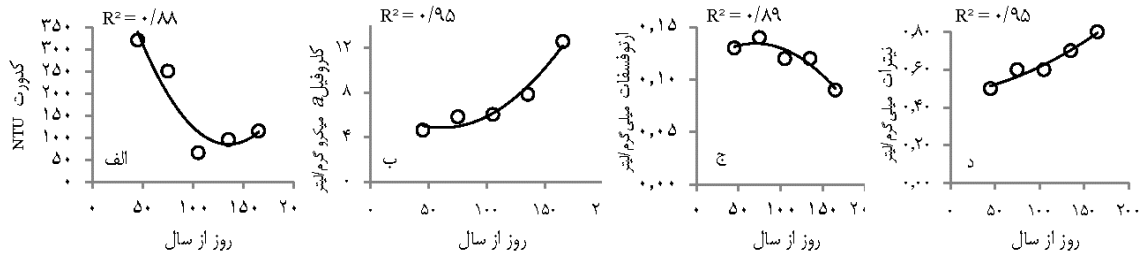
با توجه به تغییرات پارامترهای هیدروبیولوژیکی در ایستگاه دریا (S۱)، کدورت در ماه‌های اردیبهشت و خرداد بسیار زیاد ولی در فصل تابستان کمتر بود (شکل ۲ الف). غلظت کلروفیل  $a$  و نیترات روند افزایشی داشت (شکل ۲ ب و د)، در حالی که ارتوفسفات روند کاهشی نشان داد (شکل ۲ ج). براساس نتایج، کدورت بالای ۸۰ NTU طی دوره مطالعه در دهانه گرگان‌رود (S۲) اندازه‌گیری شد که در ماه‌های اردیبهشت تا مرداد مقدار آن افزایش ولی در شهریور کاهش داشت (شکل ۳ الف). غلظت کلروفیل  $a$  و نیترات روند افزایشی داشت (شکل ۳ ب و د)، در حالی که ارتوفسفات در S۲ روند کاهش نشان داد (شکل ۳ ج).

#### ۲.۲. نمونه‌برداری از پارامترهای هیدروبیولوژیکی

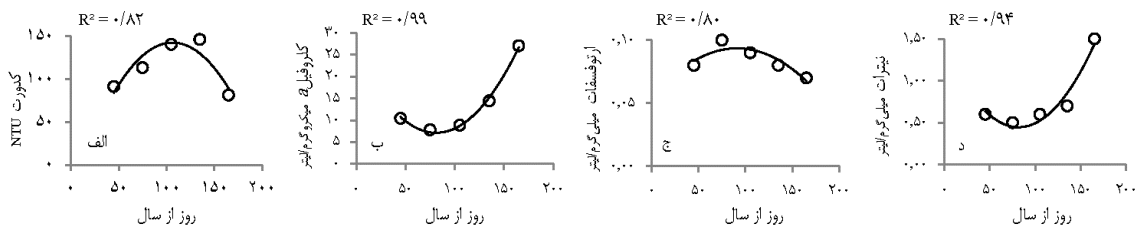
در ایستگاه‌های مطالعاتی، نمونه‌ها در اواسط هر ماه طی اردیبهشت تا شهریور و در برخی ایستگاه‌ها با قایق برداشت شد. متغیرهایی مانند دمای آب، اکسیژن محلول، pH، شوری و کدورت با دستگاه مولتی پارامتر قابل حمل اندازه‌گیری شد (مدل DKK ۶۶۶۲۹۳). تالاب گمیشان به دلیل عمق بسیار کم، شیب حرارتی نداشت و نمونه‌های آب در ظروف شیشه‌ای تیره برای کلروفیل  $a$  و ظروف پلی‌اتیلن برای ارتوفسفات ( $PO_4^{3-}$ ) و نیترات ( $NO_3^-$ ) نزدیک به سطح فوقانی آب گرفته شد. نمونه‌ها سپس در دمای  $4^\circ C$  نگهداری و به آزمایشگاه محیط‌زیست دریایی بندرترکمن انتقال یافت.

#### ۳.۲. آنالیز شیمیایی و زیستی

در آزمایشگاه، اندازه‌گیری مواد مغذی به روش‌های دستی با دستگاه اسپکتروفتومتر شرکت Hach انجام شد (مدل Hach, DR ۲۸۰۰). غلظت نیترات به روش احیای کادمیوم و در محدوده صفر تا ۳۰ میلی‌گرم/لیتر (روش ۸۰۳۹) و غلظت ارتوفسفات به روش اسید اسکوربیک و در محدوده ۰/۰۲ تا ۲/۵ میلی‌گرم/لیتر اندازه‌گیری شد (روش ۸۰۴۸). برای فیلتر کردن نمونه‌های فیتوپلانکتون، ۰/۵ لیتر آب از هر ایستگاه برداشت و با کاغذ صافی (GF/F, ۰/۴۵  $\mu$ ) با پمپ خلأ در آزمایشگاه فیلتر شد. استخراج بلافاصله پس از فیلتر کردن با ۱۵ میلی‌لیتر استون ۹۰ درصد و برای یک شب در تاریکی و در  $4^\circ C$  انجام شد. استفاده از استون کاربرد دقیق معادلات اسپکتروفتومتری را فراهم می‌کند (Jeffrey et al., 1997). سپس، عصاره به دست آمده از استخراج، به مدت ۱۲ دقیقه در ۴۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ شد (مدل SIGMA۲-۱۶ PK). در نهایت، با استفاده از روش استاندارد، جذب عصاره‌ها در طول موج‌های مربوط به رنگدانه کلروفیل  $a$  با طیف‌سنج اسپکتروفتومتر (مدل ۱۶۰۱ UV- خواننده شد و با روش Trichromatic (1975) Jeffrey and Humphrey, در رابطه (۱) به دست آمد.



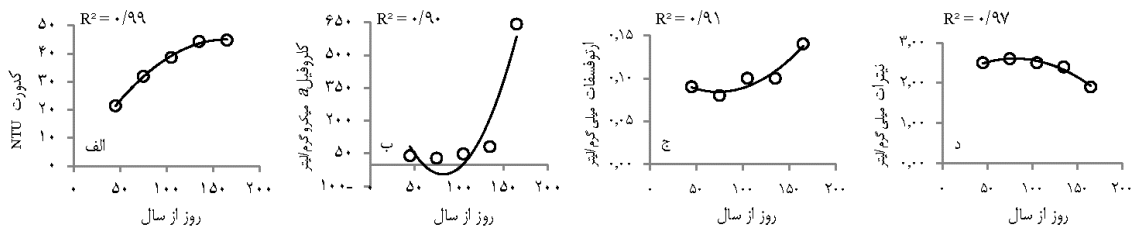
شکل ۲. تغییرات پارامترهای کدورت، کلروفیل  $a$  و عناصر مغذی طی دوره مطالعه (روز از سال)، دریای خزر (S1)



شکل ۳. تغییرات پارامترهای کدورت، کلروفیل  $a$  و عناصر مغذی طی دوره مطالعه (روز از سال)، دهانه گرگان رود (S2)

و ارتوفسفات روند افزایشی داشت (شکل ۴ الف و ج)،  
درحالی که نیترات در S3 روند کاهشی نشان داد. غلظت  
نیترات ۱/۹ میلی گرم/لیتر در شهریور ثبت شد (شکل ۴ د).

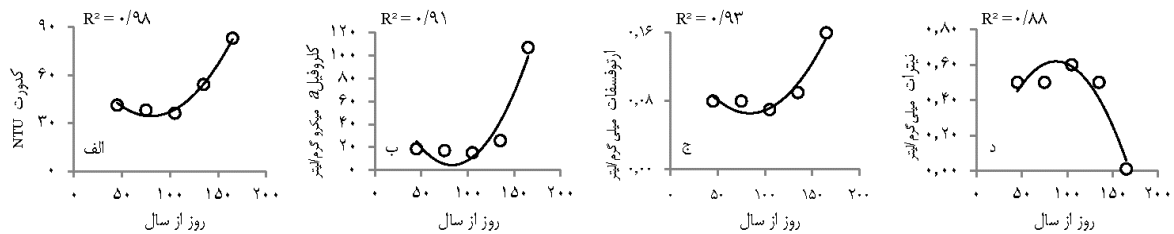
نتایج پارامترهای هیدروبیولوژیکی در زهکشی گمیشان  
(S3) نشان دهنده بیشترین مقادیر غلظت کلروفیل  $a$  در  
ایستگاه‌های مطالعاتی بود، زیرا در شهریور غلظت بالای  
۶۰۰ میکروگرم/لیتر اندازه‌گیری شد (شکل ۴ ب). کدورت



شکل ۴. تغییرات پارامترهای کدورت، کلروفیل  $a$  و عناصر مغذی طی دوره مطالعه (روز از سال)، زهکشی گمیشان (S3)

روند کاهشی نشان داد، به طوری که بیشترین (۰/۱۶) و  
کمترین (۰/۰۱) مقادیر غلظت (میلی گرم/لیتر) در شهریور  
ثبت شد (شکل ۴ ج و د).

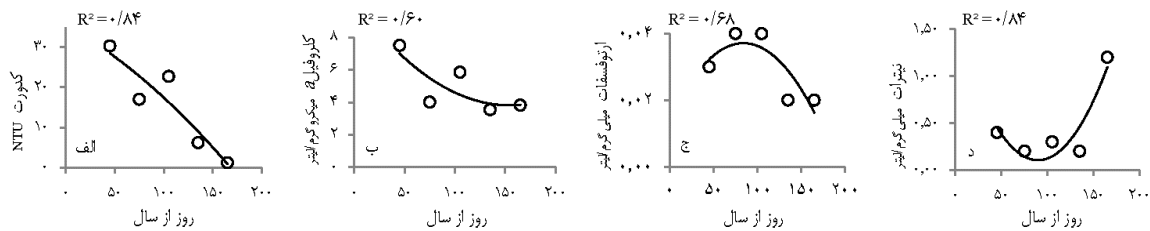
بر اساس نتایج در سرریز آلاگل (S4)، کدورت و  
کلروفیل  $a$  روند افزایشی داشت و غلظت رنگدانه در  
شهریور، بالای ۱۰۰ میکروگرم/لیتر اندازه‌گیری شد (شکل  
۴ الف و ب). در S4، ارتوفسفات روند افزایشی و نیترات



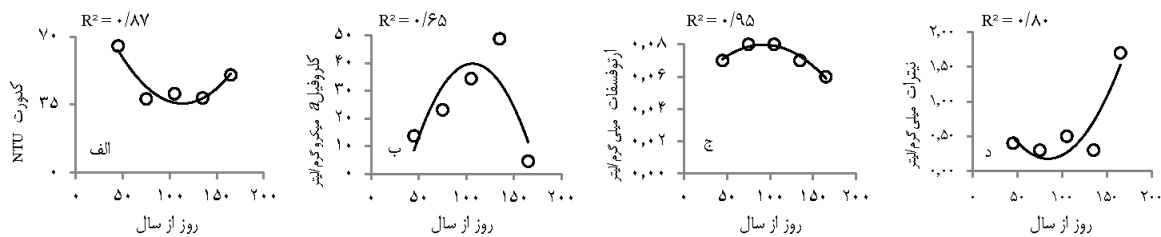
شکل ۵. تغییرات پارامترهای کدورت، کلروفیل *a* و عناصر مغذی طی دوره مطالعه (روز از سال)، سرریز آلاگل (S۴)

خروجی کانال میگو (S۵) نشان‌دهنده افزایش غلظت کلروفیل *a* تا مرداد و کاهش آن در شهریور بود (شکل ۷ب). در S۵، ارتوفسفات روند کاهشی و نیترات روند افزایشی نشان داد (شکل ۷ج و د).

نتایج به دست آمده در کانال ورودی میگو (S۶) نشان‌دهنده روند کاهش کدورت، کلروفیل *a* و ارتوفسفات (شکل ۶الف، ب و ج) و افزایش نیترات بود (شکل ۶د). S۶ کمترین مقادیر غلظت پارامترهای هیدروبیولوژیکی در بین ایستگاه‌های مطالعاتی بوده است (شکل ۶). نتایج در



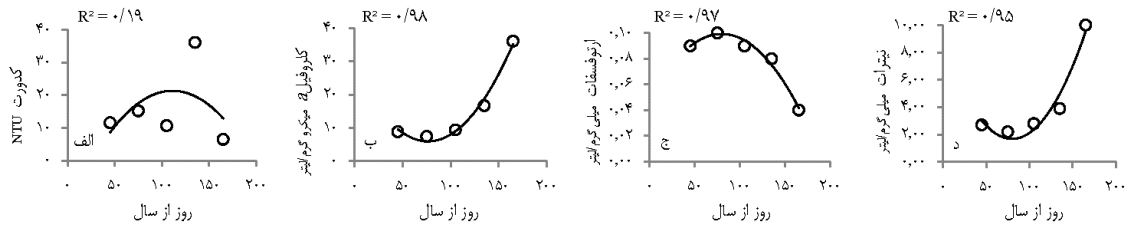
شکل ۶. تغییرات پارامترهای کدورت، کلروفیل *a* و عناصر مغذی طی دوره مطالعه (روز از سال)، ورودی میگو (S۶)



شکل ۷. تغییرات پارامترهای کدورت، کلروفیل *a* و عناصر مغذی طی دوره مطالعه (روز از سال)، خروجی میگو (S۵)

کاهشی نشان داد (شکل ۸ج). پارامترهای هیدروبیولوژیکی طی پنج ماه مطالعه در تالاب بین‌المللی گمیشان در جدول ۲ ارائه شده است.

در ناحیه مرزی مختوم‌قلی (S۷، شمالی‌ترین ایستگاه از تالاب گمیشان)، غلظت کلروفیل *a* و نیترات روند افزایشی داشت (شکل ۸ب و د)، درحالی‌که ارتوفسفات روند



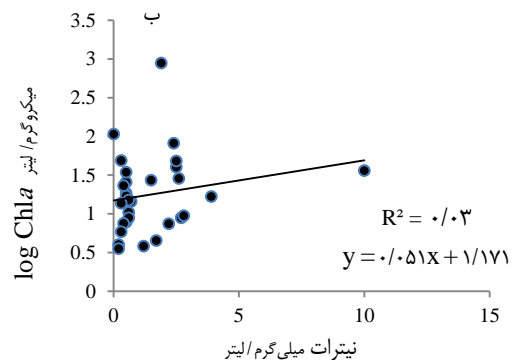
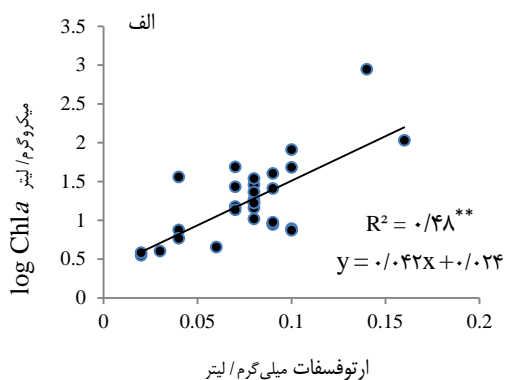
شکل ۸. تغییرات پارامترهای کدورت، کلروفیل  $a$  و عناصر مغذی طی دوره مطالعه (روز از سال)، ناحیه مرزی مختوم قلی (SY)

جدول ۲. میانگین پارامترهای هیدروبیولوژیکی طی دوره مطالعه

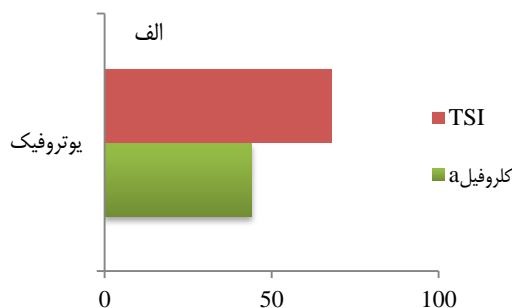
DO	دمای آب	pH	شوری	کدورت	کلروفیل $a$	ارتوفسفات	نیترات
میلی گرم/لیتر	درجه سانتی گراد		ppt	NTU	میکروگرم/لیتر	میلی گرم/لیتر	میلی گرم/لیتر
۶/۱۵	۲۹/۷	۸/۱	۳۱/۲	۴۶/۵	۴۳/۹۷	۰/۰۷	۱/۵

بر اساس نتایج همبستگی پیرسون،  $\log \text{Chl } a$  دارای ضریب همبستگی ۰/۶۹ با ارتوفسفات بود که در سطح  $P < 0/01$  معنادار شد. این همبستگی برای پارامترهای کدورت و ارتوفسفات در سطح  $P < 0/05$  معنادار بود. همچنین، نیترات دارای ضریب همبستگی ۰/۲۰ با  $\log \text{Chl } a$  بود. رگرسیون خطی عناصر مغذی در معادله پیش‌بینی

بر اساس نتایج همبستگی پیرسون،  $\log \text{Chl } a$  دارای ضریب همبستگی ۰/۶۹ با ارتوفسفات بود که در سطح  $P < 0/01$  معنادار شد. این همبستگی برای پارامترهای کدورت و ارتوفسفات در سطح  $P < 0/05$  معنادار بود. همچنین، نیترات دارای ضریب همبستگی ۰/۲۰ با  $\log \text{Chl } a$  بود. رگرسیون خطی عناصر مغذی در معادله پیش‌بینی



شکل ۹. رگرسیون خطی عناصر مغذی ارتوفسفات و نیترات با مقادیر پیش‌بینی شده  $\log \text{Chl } a$



وضعیت های بیوتروفیکی در شهر یور (ب) وضعیت یوتروفیکی توسط سیانوباکتری‌ها

شکل ۱۰. سطح تغذیه‌گرایی TSI در تالاب بین‌المللی گمیشان

منبع: نویسندگان

آب و موجب افزایش کدورت است. این امر، یکی از مهم‌ترین دلایل غلظت کلروفیل کم در محیط‌های دریایی و نشان‌دهنده دسترس‌پذیری کمتر مواد مغذی است (Cloern, et al., 1985). کدورت غیرجلبکی نسبت کلروفیل به مواد مغذی کمی تولید می‌کند و باعث عدم ارتباط بین کلروفیل و فسفر می‌شود (Carlson, 1991).

بر اساس نتایج در دهانه گرگان‌رود (S۲)، کدورت بالا در خرداد تا مرداد اندازه‌گیری شد که غلظت آن در شهریور کمتر بود (شکل ۳الف). پساب پارک‌های صنعتی و فاضلاب‌های انسانی در بالادست رودخانه گرگان‌رود (شکل ۱) از دلایل عمده این کدورت است. همچنین، روند افزایش منحنی کلروفیل  $a$  و نترات (شکل ۳ب و د) بر اهمیت غنی‌سازی نیتروژن در S۲ تأکید داشت، به طوری که در شهریور غلظت نترات ۱/۵ میلی‌گرم/لیتر اندازه‌گیری شد (شکل ۳د). سطح غنی‌سازی ترکیبات نیتروژن را می‌توان به تخلیه زباله‌های صنعتی، خانگی و کشاورزی

#### ۴. بحث و نتیجه‌گیری

##### ۱.۴. تغییرات پارامترهای هیدروبیولوژیکی و اثر آن

##### بر منحنی کلروفیل $a$

پارامترهای فیزیکی-شیمیایی عوامل اصلی در کنترل پویایی و ساختار فیتوپلانکتون در اکوسیستم‌های آبی است. تغییرات فصلی در این پارامترها در توزیع، دوره تناوب و ترکیب کمی و کیفی گونه‌های ساکن در اکوسیستم‌ها نقش مهمی دارد (Hulyal & Kaliwal, 2009). طبق نتایج، کدورت بسیار زیاد در اردیبهشت و خرداد در دریای خزر (S۱) اندازه‌گیری شد (شکل ۲الف) که در نتیجه، غلظت کلروفیل  $a$  مقادیر کمتری نسبت به مرداد و شهریور داشت (شکل ۲ب). ایستگاه انتخاب‌شده در دریای خزر عمق بیشتری از تالاب داشت و به دلیل اختلاط همیشگی آب و طوفان دریایی، باعث افزایش کدورت در آن بود. در محیط‌های دریایی، جامدات معلق حاصل از جزر و مد و رسوبات، عوامل کلیدی و مؤثر بر عمق نفوذ نور در ستون



مغذی در  $S_3$  مؤثر است (شکل ۴ ج و د). ۵۰-۸۰ درصد از آلودگی نیترات در مناطق دریایی ساحلی اروپا بر اثر رواناب زمین‌های کشاورزی ایجاد می‌شود (2011 Philippart,). نمونه مشابه این وضعیت، در چین و تالاب کم‌عمق Baiyangdian است. زیرا پساب کشاورزی و جریان فاضلاب خانگی به‌طور مستقیم از طریق رواناب سطحی بالادست وارد تالاب می‌شود و شاخه سیانوفیتا از گونه‌های غالب جامعه فیتوپلانکتون آن در تابستان است که با فسفات معنادار است ( $P < 0.01$ ) (Wang et al., 2013). علاوه بر این موارد، شرق شهرستان گمیشان سایت دفع زباله استان گلستان است که خطر نفوذ شیرابه به تالاب و آلودگی سفره آب زیرزمینی را با توجه به سطح بالای آن افزایش داده است.

نتایج مطالعه در سرریز آلاگل ( $S_4$ ) نشان‌دهنده افزایش کدورت و ظرفیت فیتوپلانکتون طی دوره مطالعه بود (شکل ۵ الف و ب). غلظت کلروفیل  $a$  و ارتوفسفات روند افزایشی داشت و در شهریور به ترتیب ۱۰۷ میکروگرم/لیتر و ۰/۱۶ میلی‌گرم/لیتر اندازه‌گیری شد (شکل ۵ ب و ج). نیترات هم با نرخ ۰/۰۱ میلی‌گرم/لیتر، کمترین مقدار غلظت در این ماه و در کل مطالعه بود (شکل ۵ د). در توجیه چنین وضعیتی و در کمبود شدید نیترات در تالاب‌های یوتروف، تمایل به تثبیت نیتروژن سیانوباکتری‌ها افزایش می‌یابد تا در ضمن پاسخ به غلظت بالای ارتوفسفات، کسری نیتروژن را هم جبران کند (Schindler, 1977; Smith, 1983). به عبارتی، نسبت‌های بحرانی  $N/P$  باعث تثبیت نیتروژن گونه‌های مختلف سیانوباکتری‌هاست (Lehman, 2007) و این یکی از مهم‌ترین سازوکارهای تنظیم تولید اولیه و یوتریفیکاسیون توسط فسفر است (Smith, 1983; Schindler, 1977). با این حال، تثبیت نیتروژن در سیستم‌های دریایی-ساحلی با تنظیم فعل و انفعالات پیچیده از عوامل شیمیایی، زیستی و فیزیکی است (Marino et al., 2002). ورود باقی‌مانده‌های کودهای شیمیایی مصرف‌شده و پساب‌های آبی‌پروری

نسبت داد (Qasim, 2003). بنابراین، کنترل آلودگی پساب‌های صنعتی از منابع نقطه‌ای بسیار مهم (Schindler, 2006) و راه‌حل مشکل یوتریفیکاسیون در مصب‌هاست. در نتیجه نیاز بیشتری به کنترل در ورودی‌های نیتروژن است (Howarth et al., 2000). با توجه به مطالعه Nejatkhah Manavi و همکاران (۲۰۰۹)، غلظت فسفات ۰/۰۹ میلی‌گرم/لیتر در اواخر خرداد و در خواجه‌نفس سنجش شد که با اندازه‌گیری در مطالعه ما هم مطابقت داشت (شکل ۳ ج). رودخانه گرگان‌رود پس از عبور از منطقه خواجه‌نفس و ایجاد ناحیه مصیبه با تالاب به آب‌های ساحلی جنوب‌شرقی دریای خزر منتهی می‌شود (شکل ۱).

طبق نتایج پارامترهای مطالعاتی، غلظت کلروفیل  $a$  بیشترین مقدار را در زهکش گمیشان ( $S_3$ ) داشت و در شهریور ۶۴۱/۴۴ میکروگرم/لیتر اندازه‌گیری شد (شکل ۴ ب). شدت مصرف مواد مغذی توسط فیتوپلانکتون و آب‌وهوای آرام همراه با افزایش دمای سطح آب در تابستان به شکوفایی فیتوپلانکتونی در این ایستگاه منجر شد. تحقیقات نشان می‌دهد که آب‌وهوای آرام به نفع توسعه سیانوباکتری‌هاست (Balla et al., 1994). دریاچه کم‌عمق و یوتروفه Pampean در آرژانتین نیز عمدتاً دارای ارزش کلروفیل  $a$  بین ۱۴۰۰ تا ۴۵ میکروگرم/لیتر است (Canziani et al., 2008). ارتوفسفات و نیترات در این شکوفایی به ترتیب ۰/۱۴ و ۱/۹ میلی‌گرم/لیتر بود (شکل ۴ ج و د). در تدوین راهنمای سیستم‌های کم‌عمق بیان‌شده غلظت‌های  $N \geq 0.7$  و  $P \geq 0.1$  باعث ایجاد شرایط بحرانی در تالاب‌های کم‌عمق است (Melbourne, 2005). شهرستان گمیشان در فاصله ۴/۵ کیلومتری از تالاب گمیشان قرار دارد که بدون سیستم تصفیه فاضلاب است (شکل ۱)، در نتیجه فاضلاب از طریق کانال زهکشی در شهرستان ( $S_3$ ) به تالاب وارد می‌شود. به‌علاوه، رواناب‌های کشاورزی بالادست (شکل ۱) و حاوی کودهای شیمیایی فسفات و نیتروژن در غنی‌سازی عناصر

است و با کاهش آن طی دوره مطالعه، نرخ در دسترس پذیری ارتوفسفات افزایش یافت (شکل ۲، ۳ و ۸الف و ج). به علاوه، در این ایستگاه‌ها، در شهرپور نسبت به مرداد، بین افزایش غلظت کلروفیل  $a$  و نترات و کاهش در ارتوفسفات ارتباط مثبت وجود داشت (شکل ۲، ۳ و ۸ب، د و ج)، زیرا در دسترس بودن نیتروژن، احتمال تثبیت غیرنیتروژن سیانوباکتری‌ها را افزایش داد (Sivonen, 1990) و منجر به محدودکنندگی بیشتر نیتروژن شد. این در حالی است که در سایر ایستگاه‌های مطالعاتی از جمله S۳، S۴، S۵ و S۶، بین افزایش یا کاهش کدورت، کلروفیل  $a$  و ارتوفسفات ارتباط مثبت وجود داشت (شکل ۴-۷الف، ب و ج). به علاوه، در S۳ و S۴، در شهرپور نسبت به مرداد، غلظت نترات کم و ارتوفسفات زیاد بود (شکل ۴ و ۵د و ج). این امر نشان می‌دهد در محدودیت منابع نیتروژن، به محض فراهم شدن میزان کمی از منابع فسفات، نسبت N/P کاهش و شکوفه سطح سیانوباکتری‌ها در شهرپور افزایش یافت (Pip & Bowman, 2014)، زیرا تثبیت نیتروژن سیانوباکتری‌ها، مانع از بروز گسترده محدودیت نیتروژن در فیتوپلانکتون است، و بنابراین فسفر منبع اصلی یوتریفیکاسیون باقی می‌ماند (Schindler & Hecky, 2009).

#### ۲.۴. بررسی میانگین پارامترهای هیدروبیولوژیکی طی دوره مطالعاتی

در مطالعه‌ای که ریاضی (۱۳۸۱) از تالاب بین‌المللی گمیشان انجام داد آن را کولاب ساحلی با آب لب‌شور نامید. به علاوه، شوری در تالاب گمیشان طی اردیبهشت-شهریور ۱۳۷۸، ppt ۱۸/۷ بود (قربانلی و همکاران، ۱۳۸۸-۱۳۸۹)، اما در مطالعه ما، غلظت آن ppt ۳۱/۲ اندازه‌گیری شد (جدول ۲). گرچه آب تالاب به‌طور عمده از دریای خزر تأمین می‌شود، با توجه به شرایط خشک تا نیمه‌خشک محیط اطراف تالاب که تبخیر سطحی را بالا می‌برد، وجود تشکل‌های شور زمین‌شناسی و از همه مهم‌تر عمق بسیار

مزارع پرورش ماهیان آلاگل (شکل ۱) بر تالاب تاثیر گذار بود، و باعث افزایش بهره‌وری فیتوپلانکتون در S۴ شد (شکل ۱).

باتوجه به شکل ۷ج و د و غنی‌سازی مواد مغذی در کانال خروجی میگو (S۵)، کدورت و کلروفیل  $a$  بیشتری نسبت به ورودی میگو (S۶) اندازه‌گیری شد (شکل ۷ و ۶الف و ب). منبع تأمین آب برای حوضچه‌های پرورش میگو از تالاب (S۶) و پساب خارج‌شده در مجاورت تالاب (S۵)، بدون داشتن سیستم مناسب تصفیه، آن را تحت تأثیر قرار می‌دهد. تصفیه ناقص پساب‌های آبی‌پروری، در آسیب رساندن به اکوسیستم‌های آبی نظیر تالاب‌ها و برهم‌زدن تعادل طبیعی آن نقش بسزایی داشته است. در تعدادی از کشورها، پساب‌های خروجی استخرهای پرورش میگو مستقیماً وارد تالاب و سبب آلودگی شدید سواحل می‌شود (Jones et al., 2002). همچنین، در ماه شهرپور تعویض آب مزارع پرورش میگو، به کاهش زمان ماندآب و شدت بهره‌وری کلروفیل  $a$  در S۵ منجر شد (شکل ۷ب).

به‌طور کلی، تصرف‌های غیرقانونی و تغییر استفاده زمین، از مشکلات عمده تالاب‌های ساحلی، به‌ویژه در گمیشان است. ساخت‌وساز غیرمجاز زهکش‌های روباز برای بهره‌وری زمین‌های شور و کم‌بازده محدوده اطراف، منجر به انتقال آب‌های سطحی و غیرسطحی به تالاب شده است. تحقیقات IUCN<sup>۱</sup> نشان می‌دهد که مهم‌ترین عوامل در تخریب تالاب‌ها، امکانات انسان‌ساخت با رویکرد زهکشی و کشاورزی است. در این وضعیت، می‌توان افزایش بارگذاری فسفر در ارتباط با تغییرات استفاده در زمین را تخمین زد (Reckhow & Simpson 1980). این نکته هم اهمیت دارد که چرای مفرط دام و مدفوع آن به غنی‌سازی مواد مغذی از مراتع اطراف تالاب منجر می‌شود (شکل ۱). در نهایت، با توجه به منحنی پارامترهای هیدروبیولوژیکی در شکل ۲ تا ۸ می‌توان گفت که کدورت در ایستگاه‌های S۱، S۲ و S۷ عموماً غیرجلبکی

قابل بحث و نیاز به مطالعات تکمیلی برای استنتاج بهتر آن در آب‌های ساحلی شور است. شرایط پایدار آب هم بر بارگذاری داخلی<sup>۹</sup> فسفر و شتاب یوتریفیکاسیون مؤثر است، زیرا اثر تنوع آب و هوا بر زمان بندی جریان آب، زمان اقامت، اندازه و زمان پالس مواد مغذی و در نتیجه پاسخ‌های زیستی مؤثر است (Miller et al., 2006) در نتیجه، این یوتریفیکاسیون داخلی توضیح می‌دهد که چرا سطح مواد مغذی بالا مدت‌ها در تالاب، حتی پس از به حداقل رسیدن آلودگی مواد مغذی، باقی می‌ماند. ادامه روند یوتریفیکاسیون بر اساس دلایل ذکر شده، فراغنی شدن تالاب و متعاقب آن بلوم‌های یوتروفیکاسیونی بیشتر را در پی خواهد داشت (Mungall & McLaren, 1991). در نتیجه، امکان دیستروفی<sup>۱۰</sup> در این منطقه را افزایش می‌دهد که عواقب خطرناک محیط‌زیستی و آب‌وهوایی آن در سطح محلی و جهانی برای کارشناسان آشکار است. از جمله مهم‌ترین این آثار، احتمال وقوع طوفان گردوغبار و غبار نمک است که بر مناطق مجاور و استان گلستان تأثیر می‌گذارد. تخریب مراتع هم عاملی در افزایش گردوغبار بوده است. همان‌طور که Akhani (۲۰۱۵) بیان کرد، از نکات برجسته این موضوع خاص وعده یک دوره جدید برای ایران است.

#### ۴.۴. بررسی سطح تغذیه‌گرایی در تالاب گمیشان

نتایج سطح تغذیه‌گرایی در تالاب گمیشان وضعیت یوتروفیکی را نشان داد، زیرا  $TSI = 60-70$ ، در سطح تغذیه‌ای یوتروفیکی است (شکل ۱۰ الف) و کاهش شفافیت، تسلط سیانوباکتری‌ها و احتمال رؤیت کفاب جلبک<sup>۱۱</sup> (شکل ۱۰ ب) از نشانه‌های آن است (Carlson, 1977). مانند سواحل کم‌عمق Grande در پرو که یوتروفیک قلیایی و در معرض گونه‌های سیانوباکتری‌هاست (Montoya, 2009). اگرچه، افزایش در مقادیر لحظه‌ای عناصر مغذی، بلافاصله به شکوفایی سنگین زیست‌توده جلبک و وضعیت هایپرتروفیکی در شهر یور منجر نبود (شکل ۱۰ ج) و عواملی نظیر بار تأخیر

پایین آب، میزان املاح موجود در آن را در مقایسه با دریای خزر، به‌خصوص در فصل تابستان، بیشتر می‌کند. با توجه به اینکه گزارش‌های اخیر از سنجش مواد مغذی در تالاب گمیشان پیدا نشد، اما طبق استناد بر اندازه‌گیری ارتوفسفات ( $0/001$  میلی‌گرم/لیتر) و نترات ( $0/14$  میلی‌گرم/لیتر) اداره کل محیط‌زیست استان گلستان (ادیهشت - شهریور ۱۳۷۸)، این غلظت‌ها در مطالعه ما به ترتیب حدود ۷۰ و ۱۱ برابر بیشتر بوده است (جدول ۲). دمای آب هم در مطالعه ما  $2/6$  درجه افزایش داشت (جدول ۲) (قربانلی و همکاران، ۱۳۸۸-۱۳۸۹). افزایش قابل توجه مواد مغذی، به‌ویژه فسفات، بر روند توسعه شهرنشینی، آلودگی فاضلاب و کودهای کشاورزی اشاره دارد که در خشکسالی‌های هیدرولوژیکی تالاب بی‌تأثیر نیست. علاوه بر آن، اثر گرم شدن کره زمین و کمبود بارش بر شرایط آب‌وهوایی منطقه خزر، شدت تبخیر در فصول گرم، همراه با افزایش فعالیت‌های انسانی و کشاورزی در حوضه آبریز دریای خزر، از دلایل کم‌عمق شدن تالاب گمیشان و افزایش غنی‌سازی آن در سال‌های اخیر است.

#### ۳.۴. همبستگی بین مواد مغذی و $\log Chl a$

با توجه به نتایج همبستگی پیرسون در این مطالعه و در بین عناصر مغذی، ارتوفسفات ضریب همبستگی معناداری با  $\log Chl a$  داشت ( $P < 0/01$ )، به‌علاوه، بیشترین تأثیر رگرسیونی را با مقادیر پیش‌بینی شده  $\log Chl a$  نسبت به نترات نشان داد ( $R^2 = 0/48^{**}$ ) (شکل ۹ الف و ب). این مسئله ممکن است به دلیل کمبود آهن در مناطق ساحلی یوتروف یا ترکیب آن با آنیون‌های دیگر (سولفات) باشد که موجب رهاسازی فسفر در ستون آب و در نتیجه دسترس‌پذیری بیشتر فسفات محلول توسط فیتوپلانکتون شده است (Blomqvist et al., 2004; Cooke et al., 2005). به‌علاوه، در تالاب‌های ساحلی مانند گمیشان که ورودی‌های آب شیرین و فاضلاب به آن وارد می‌شوند (شکل ۱)، نقش فسفر تأثیرگذارتر است. با این حال، نتیجه

افزایش مواد مغذی، کاهش تابش خورشیدی و کاهش درجه حرارت آب مؤثرتر بود (Simis et al., 2005) با این حال، می‌توان استنباط کرد که نرخ لحظه‌ای عناصر مغذی، به غلظت بالای کلروفیل *a* و فیتوپلانکتون منجر شد. چنین وضعیتی در طولانی‌مدت، تنوع زیستی در تالاب گمیشان را کاهش خواهد داد، از آنجا که افزایش غلظت فیتوپلانکتون منجر به کاهش جوامع گیاهی آبی و علفی و تغییر آن به سوی کشت خالص<sup>۱۲</sup> می‌شود (Bayley & Prather, 2003). تالاب گمیشان از مهم‌ترین سایت‌های توقف و زادآوری پرندگان زمستان‌گذران مانند پلیکان پاخاکستری، فلامینگو و عقاب دریایی دم‌سفید و در توجه جهانی است. بنا به آمار اداره کل محیط‌زیست گلستان (۱۳۹۵)، در سال ۱۳۹۱ در مجموع ۱۴۶,۸۶۱ پرنده مهاجر شمارش شد که در سال ۱۳۹۴ به ۶۵,۳۳۹ پرنده کاهش یافت. اکثر این پرندگان از ماهی تغذیه می‌کنند. بنابراین، حفاظت از این اکوسیستم ساحلی که بافر بین زمین و دریاست به ثبات چرخه زیستی در آن کمک شایانی خواهد کرد.

#### پیشنهادها

اکوسیستم‌های کم‌عمق مانند تالاب گمیشان به علت تبادل کم آب، بیشتر در معرض شکوفایی جلبکی در ساحل است. در تالاب گمیشان سیانوباکتری‌ها، جزو گونه‌های غالب جامعه فیتوپلانکتون در فصول گرم بود که قادر به تثبیت نیتروژن است. اگرچه شکوفه سطح سیانوباکتری‌ها علائم به‌طور موقت از محدودیت نیتروژن در زمان شکوفه تابستان نشان داد، اما یوتریفیکاسیون تالاب با رواناب فسفر از زهکش‌های کشاورزی و فاضلاب شهری هدایت می‌شود. بنابراین، سریع‌ترین راه‌حل کنترل یوتریفیکاسیون، کاهش بار غلظت ورودی با تمرکز بر عامل محدودکننده فسفر است. به‌علاوه، تفسیر غلظت کلروفیل مشاهده‌شده به ورودی‌ها یا ترکیب رسوب در مقیاس‌های محلی محدود نمی‌شد، بلکه به مدت‌زمان و گسترش جغرافیایی رویدادهای اقلیمی هم بستگی داشت.

برای مدیریت پایدار منابع مغذی بر اساس مطالعات

کتابخانه‌ای و میدانی می‌توان مواردی را پیشنهاد کرد. انجام پایش دوره‌ای و تولید داده‌های مستمر لازم است تا امکان تهیه نقشه‌های ملی رواناب و پیش‌بینی مقدار نیتروژن و فسفر ورودی از حوضه‌های آب‌شیرین به محیط‌های ساحلی- دریایی، و تحت سناریوهای مختلف تغییرات آب‌وهوا فراهم شود. در نتیجه تصمیم‌گیرندگان قادر خواهند بود قبل از ایجاد بحران آن را مدیریت کنند. با توجه به اینکه طیف وسیعی از بافت خاک منطقه رس سنگین است و زهکشی مناسب ندارد، بهتر است در منطقه گمیشان تغییر کاربری انجام شود تا از توسعه زهکش‌های سطحی برای کشاورزی در مرزهای قانونی تالاب اجتناب شود. کاشت چمن بافری در حاشیه رودخانه‌گرگان‌رود محسوب و بسیار توصیه می‌شود. برای کنترل و کاهش خطر شکوفایی جلبکی می‌توان از برخی روش‌ها مانند سیستم‌های بیوفیلتر و حوضچه اکسایشی استفاده کرد. با استفاده از سیستم‌های بیوفیلتر می‌توان از رشد جلبک‌های سمی و سیانوباکتری‌ها با برداشتن بخش قابل‌توجهی از فسفر (بیش از ۹۰ درصد) در فاضلاب جلوگیری کرد. سیستم بیوفیلتر برای استفاده در سپتیک تانکخانه‌های روستایی و دیگر مناطق دورافتاده مانند منطقه مورد مطالعه مناسب است. اگرچه برای ساخت حوضچه‌های اکسایشی در کانال خروجی مزارع آبی‌پروری نیاز به منطقه بزرگی است، در منطقه کم‌جمعیت مورد مطالعه زمین عامل محدودکننده نیست و در نتیجه ساخت این حوضچه‌ها با مانعی همراه نیست.

#### تشریح و قدردانی

این پژوهش هیچ کمک مالی خاصی از واحدهای دانشگاهی یا سازمان‌های اداری در بخش‌های عمومی، تجاری و جزآن برای سود دریافت نکرد. با قدردانی از کارشناسان محترم اداره حفاظت محیط‌زیست استان گلستان، مهندس سحاب میرا، رئیس بخش محیط‌زیست طبیعی، مهندس محمود شکیب، به‌ویژه رئیس بخش محیط‌زیست دریایی مهندس وحید خیرآبادی که از انجام

## ۹. یادداشت‌ها

1. autotrophs
2. eutrophication
3. phytoplankton bloom
4. residence time
5. cyanobacteria
6. Environmental Protection Agency
7. Trophic State Index
8. International Union Conservation of Nature
9. internal recycling
10. dystrophy
11. Algal Scum
12. monoculture

این مطالعه حمایت کردند و مشورت‌های ارزنده‌ای دادند. از آزمایشگاه محیط‌زیست دریایی بندر ترکمن و آقای اصغر علیزاده برای همکاری در نمونه‌برداری‌های میدانی و آزمایشگاهی تشکر می‌کنیم. همچنین، از دانشگاه آزاد اسلامی واحد تنکابن، آزمایشگاه بخش شیلات و گیاهی، مهندس باقری، خانم دکتر نوروزی، به‌ویژه دکتر محمدرضا قومی به‌دلیل راهنمایی‌هایشان سپاسگزاریم.

## منابع

- حاجی‌زاده ذاکر، ن. ۱۳۸۷. خصوصیات کلروفیل آ و تغییرات فصلی آن در فلات قاره جنوبی دریای خزر. محیط‌شناسی، ۳۴(۴۵): ۴۵-۵۲.
- خیرآبادی، و.، میردار، ج.، قرائی، ا. ۱۳۹۳. مطالعه تغییرات فصلی جامعه فیتوپلانکتونی در تالاب بین‌المللی گمیشان. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه زابل.
- دفتر حفاظت از محیط‌زیست استان گلستان. ۱۳۹۵. گزارش سرشماری سالانه پرندگان مهاجر آبی و کنار آبی به اتحادیه جهانی تالاب‌ها.
- ریاضی، ب. ۱۳۸۱. بررسی بی‌مهرگان کفزی در تالاب گمیشان. مجله منابع طبیعی ایران، ۵۵: ۲۱۱-۲۲۳.
- قربانلی، م.، ابراهیمیان، م.، خوش‌روش، ر. ۱۳۸۸-۱۳۸۹. مطالعه فلورستیک حاشیه شرقی دریای خزر (تالاب بین‌المللی و منطقه شکار و تیراندازی ممنوع گمیشان). حوزه معاونت محیط‌زیست دریایی، سازمان حفاظت محیط‌زیست. دفتر مرکزی گلستان: ۱-۲۲۹.
- Addy, K. and Green, L. 1996. Phosphorus and lake aging. University of Rhode Island: Natural Resources Facts; Report nr: 92-96. .
- Akhani, H. 2015. Iran's environment under siege. *Science*, 350(6259): 392. Doi: 10.1126/science.350.6259.392-a.
- Balla, S., Lavery, P. and Frond, R. 1994. Wetlands of the swan coastal plain volume I: their nature and management. Water Authority of Western Australia and the Western Australian Department of Environmental Protection.
- Bayley, S.E. and Prather, C. M. 2003. Do wetland lakes exhibit alternative stable states? Submerged aquatic vegetation and chlorophyll in western boreal shallow lakes. *Limnology and Oceanography*, 48 (6): 2335-2345.
- Blomqvist, S., Gunnars, A. and Elmgren, R. 2004. Why the limiting nutrient differs between temperate coastal seas and freshwater lakes: A matter of salt. *Limnology and Oceanography*, 49(6):2236-2241.
- Canziani, G., Ferrati, R., Marinelli, C. and Dukatz, F. 2008. Artificial neural networks and remote sensing in the analysis of the highly variable Pampean Shallow Lakes, Argentina. *Mathematical Biosciences and Engineering*, 5(4): 691-711.
- Carlson, R.E. 1991. Expanding the trophic state concept to identify non-nutrient limited lakes and reservoirs. In: Enhancing the State's lake management programs: Proceedings of a conference, Chicago, North American Lake Management Society: 59-71.
- Carlson, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Journal of Limnology and Oceanography*, 22: 361-369.
- Caspian Environment Program (CEP). 2002. National Action Caspian. Pollution. St Ed.

- Chave, P. 2001. The EU Water Framework Directive: An introduction. International Water Association Publications (IWA Publishing), London.
- Cloern, J.E., Cole, B.E., Wong, R.L.J. and Alpine, A.E. 1985. Temporal dynamics of estuarine phytoplankton: a case study of San Francisco Bay. *Journal of Hydrobiologia*, 129: 153-176.
- Cooke, G.D., Welch, E.B., Peterson, S. and Nichols, S.A. 2005. Restoration and management of lakes and reservoirs. 3<sup>rd</sup> Edition, CRC Press, 616 pp.
- Crosbie, B. and Chow-Fraser, P. 1999. Percentage land use in the watershed determines the water and sediment quality of 22 marshes in the Great Lakes Basin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56: 1781-1791.
- Elser, J.J., Bracken, M.E.S., Cleland, E.E., Gruner, D.S., Harpole, W. S., Hillebrand, H., Ngai, J. T., Seabloom, E. W., Shurin, J.B. and Smith, J.E. 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 10 (12):1135-1142. ???-???
- Fong, P., Boyer, K.E., Kamer, K. and Boyle, K.A. 2003. Influence of initial tissue nutrient status of tropical marine algae on response to nitrogen and phosphorus additions. *Marine Ecology Progress Series*, 262: 111-123.
- Hach DR 2800 Procedures Manual. Method 8048 Phosphorus Reactive (Orthophosphate) and Method 8039 Nitrate.
- Howarth, R.W. and Marino, R. 2006. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography*, 51: 364-376.
- Howarth, R., Anderson, D., Cloern, J., Elfring, C. and Hopkinson, C. 2000. Nutrient pollution of coastal rivers, bays, and seas. *Ecology*, 7: 1-15.
- Hulyal, S.B. and Kaliwal, B.B. 2009. Dynamics of phytoplankton in relation to physic-chemical factors of Almatti reservoir of Bijapur district, Karnataka State. *Environmental Monitoring and Assessment*, 153: 45-59.
- International Union for Conservation of Nature (IUCN). <http://www.IUCN.org>.
- Jaworski, N.A. 1981. Sources of nutrients and the scale of eutrophication problems in estuaries. In *Estuaries and Nutrients*, edited by B. J. Neilson and L. E. Cronin. Clifton, NJ: Humana Press.
- Jeffrey, S.W., Mantoura, R.F.C. and Wright, S.W. 1997. *Phytoplankton pigments in oceanography: guidelines to modern methods*. UNESCO Publishing, Paris, 661pp.
- Jones, A.B., Perston, N.P. and Dennison, W.C. 2002. The efficiency and condition of oysters and macroalgae used as biological filter of shrimp pond effluent. *Journal of Aquaculture Research*, 33: 1-19.
- Klein, G., Perera, P., Volterra, P. and Boualam, M. 2002. Regional office for Europe. Eutrophication and Health- World Health Organization: f7-f8.
- Lapointe, B.E. and Bedford, B.J. 2010. Ecology and nutrition of invasive *Caulerpa brachypus* f. *parvifolia* blooms on coral reefs off southeast Florida, U.S.A. *Harmful Algae*, 9(1): 1-12.
- Lehman, E.M. 2007. Seasonal occurrence and toxicity of *Microcystis* in impoundments of the Huron River, Michigan, USA. *Water Research*, 41: 795-802.
- Marino, R., Chan, F., Howarth, R., Pace, M. and Likens, G. 2002. Ecological and biogeochemical interactions constrain planktonic nitrogen fixation in estuaries. *Ecosystems*, 5: 719-725.
- Melbourne Water's Constructed Wetland Systems. Design Guidelines for Developers. 2005. Constructed Shallow Lake Systems-Version 2.
- Miller, W.D., Kimmel, D.G. and Harding Jr, L.W. 2006. Predicting spring discharge of the Susquehanna River from a winter synoptic climatology for the eastern United States. *Water Resources Research*, 42, W05414. Doi: 10.1029/2005WR004270, 2006.
- Montoya, H. 2009. Algal and cyanobacterial saline biofilms of the Grande Coastal Lagoon, Lima, Peru. *Natural Resources and Environmental*, 15(23). <http://digitalcommons.usu.edu/nrei/vol15/iss1/23>.

- Mungall, C. and McLaren, D.J. 1991. Planet under stress: the challenge of global change. New York, NY: Oxford University Press.
- Nejatkhah Manavi, P., Pasandi, A.A., Saghali, M., Beheshtinia, N. and Mirshekar, D. 2009. Study of nitrate and phosphate in eastern south Caspian Sea in spring and summer. *Journal of Marine Sciences and Technology Research*, 3: 70-76.
- Panda, S.S., Dhal, N.K. and Panda, C.R. 2012. Phytoplankton diversity in response to abiotic factors along Orissa coast, Bay of Bengal. *International Journal of Environmental Sciences*, 2(3): 1818-1832.
- Philippart, C.J.M., Anadón, R., Danovaro, R., Dippner, J.W., Drinkwater, K.F., Hawkins, S.J., Oguz, T., O'Sullivan, G. and Reid, P.C. 2011. Impacts of climate change on European marine ecosystems: Observations, expectations and indicators. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 400: 52-69.
- Pip, E. and Bowman, L. 2014. Microcystin and algal chlorophyll in relation to nearshore nutrient concentrations in Lake Winnipeg, Canada. *Environment and Pollution*, 3(2): 36-47.
- Qasim, S. Z., 2003. *Indian Estuaries*. Allied Publishers, New Delhi. P. 259.
- Rasmussen, P.P., Gray, J.R., Glysson, G.D. and Ziegler, A.C. 2009. Guidelines and procedures for computing time-series suspended-sediment concentrations and loads from in-stream turbidity-sensor and streamflow data: U.S. Geological Survey Techniques and Methods book 3, chap. C4, 53 p. <http://pubs.usgs.gov/tm/tm3c4/>.
- Reckhow, K.H. and Simpson, J.T. 1980. A procedure using modeling and error analysis for the prediction of the lake phosphorus concentration from land use information. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 1439-1448.
- Roohi, A., Kideys, A.E., Sajjadi, A., Hashemian, A., Pourgholam, R., Fazli, H., Ganjian Khanari, A. and Eker-Develi, E. 2009. Changes in biodiversity of phytoplankton, zooplankton, fishes and macrobenthos in the Southern Caspian Sea after the invasion of the ctenophore *Mnemiopsis Leidyi*. *Journal of Biological Invasions*, 12(7): 2343-2361.
- Schindler, D.W. 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Journal of Limnology and Oceanography*, 5: 356-363.
- Schindler, D. W. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*, 195: 260-262.
- Schindler, D.W. and Hecky, R.E. 2009. Eutrophication: more nitrogen data needed. *Science*, 324(5928): 721-2.
- Simis, S.G.H., Tjeldens, M., Hoogveld, H.L. and Gons, H.J. 2005. Optical changes associated with cyanobacterial bloom termination by viral lysis. *Journal of Plankton Research*, 27: 937-949.
- Sivonen, K. 1990. Effects of light, temperature, nitrate, orthophosphate and bacteria on growth of and hepatotoxin production by *Oscillatoria agardhii* strains. *Applied Environmental Microbiology*, 56: 2658-2666.
- Smith, S.V. 1984. Phosphorus versus nitrogen limitation in the marine environment. *Limnology and Oceanography*, 29: 1149-1160.
- Smith, V.H. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*, 221: 669-671.
- United Nations World Water Assessment Programme (UN WWAP) (2009) Water and Industry. Retrieved December 16. [http://www.unesco.org/water/wwap/facts\\_figures/water\\_industry.shtml](http://www.unesco.org/water/wwap/facts_figures/water_industry.shtml).
- Wang, X., Wang, Y., Liu, L., Shu, J., Zhu, Y. and Zhou, J. 2013. Phytoplankton and eutrophication degree assessment of Baiyangdian Lake Wetland, China. *The Scientific World Journal*, Article ID 436965, 8 pp. <https://www.hindawi.com/journals/tswj/2013/436965/>.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology: Lake and river ecosystems*. 3<sup>rd</sup> ed., San Diego: Academic Press.