

وزارت جهاد کشاورزی
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی
موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور - پژوهشکده آبی پروری جنوب کشور

عنوان پروژه تحقیقاتی:

ارزیابی و تاثیر پسابهای مزارع پرورش ماهی منطقه گرگر بر جوامع پلانکتونی رودخانه کارون

مجری:

منصور خلفه نیل ساز

شماره ثبت

وزارت جهاد کشاورزی
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی
موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور- پژوهشکده آبیاری پروری جنوب کشور

عنوان پروژه : ارزیابی و تاثیر پسابهای مزارع پرورش ماهی منطقه گرگر بر جوامع پلانکتونی رودخانه کارون

شماره مصوب پروژه : ۹۵۰۹۶۲-۹۵۰۳۳-۹۵۰۵۲-۱۲-۷۴-۱۲۴

نام و نام خانوادگی نگارنده/ نگارندگان : منصور خلفه نیل ساز

نام و نام خانوادگی مجری مسئول (اختصاص به پروژه ها و طرحهای ملی و مشترک دارد) :

نام و نام خانوادگی مجری /مجریان : منصور خلفه نیل ساز

نام و نام خانوادگی همکار(ان) : سیمین دهقان مدیسه، سارا سیزعلیزاده ، یوسف میاحی، جمیل بنی طرفی زادگان

نام و نام خانوادگی مشاور(ان) : -

نام و نام خانوادگی ناظر(ان) : -

محل اجرا : استان خوزستان

تاریخ شروع : ۹۵/۴/۱

مدت اجرا : ۱ سال و ۶ ماه

ناشر : موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور

تاریخ انتشار : سال ۱۳۹۷

حق چاپ برای مؤلف محفوظ است. نقل مطالب ، تصاویر ، جداول ، منحنی ها و نمودارها با ذکر مأخذ بلامانع است .

«سوابق طرح یا پروژه و مجری مسئول / مجری»

پروژه: ارزیابی و تاثیر پسابهای مزارع پرورش ماهی منطقه گرگر بر

جوامع پلانکتونی رودخانه کارون

کد مصوب: ۹۵۰۹۶۲-۹۵۰۳۳-۹۵۰۵۲-۱۲-۷۴-۱۲۴

شماره ثبت (فروست): تاریخ:

با مسئولیت اجرایی جناب آقای منصور خلفه نیل سازدارای مدرک تحصیلی کارشناسی ارشد در رشته شیلات می باشد.

پروژه توسط داوران منتخب بخش اکولوژی منابع آبی در تاریخ

۹۷/۳/۲۱ مورد ارزیابی و با رتبه عالی تایید گردید.

در زمان اجرای پروژه، مجری در:

سناد پژوهشکده مرکز ایستگاه

با سمت کارشناس پلانکتون شناسی در پژوهشکده آبیزی پروری

جنوب کشور مشغول بوده است.

**Ministry of Jihad – e – Agriculture
AGRICULTURAL RESEARCH, EDUCATION & EXTENSION ORGANIZATION
Iranian Fisheries Science Research Institute–
Aquaculture Research Center- South of Iran**

**Project Title : Evaluation and Effect of Wastewater from fish Farms of Gor-Gor Region
on Planktonic Communities of Karoon River**

Approved Number: 124-74-12-052-95033- 950962

Author: Mansour Khalefeh Nilsaz

Project Researcher: Mansour Khalefeh Nilsaz

**Collaborator(s) : Simin Dehghan Madiseh, Sarah Sabzalizadeh, Yousef Mayahi, Jamil
Bani Torfizadegan**

Advisor(s): -

Supervisor: -

Location of execution : Khouzestan province

Date of Beginning :2016

Period of execution : 1 Year & 6 Months

Publisher: Iranian Fisheries Science Research Institute

Date of publishing : 2018

**All Right Reserved . No Part of this Publication May be Reproduced or Transmitted
without indicating the Original Reference**

MINISTRY OF JIHAD - E - AGRICULTURE
AGRICULTURAL RESEARCH, EDUCATION & EXTENSION ORGANIZATION
Iranian Fisheries Science Research Institute -
Aquaculture Research Center- South of Iran

Project Title :
Evaluation and Effect of Wastewater from fish Farms of Gor-Gor Region on Planktonic
Communities of Karoon River

Project Researcher :
Mansour Khalefeh Nilsaz

Register NO.

به نام خدا

صفحه	عنوان	فهرست مندرجات
۱	چکیده
۲	۱- مقدمه
۱۴	۲- مواد و روشها
۲۳	۳- نتایج
۳۴	۴- بحث و نتیجه گیری
۳۹	پیشنهادها
۴۱	منابع
۴۶	چکیده انگلیسی

فهرست جداول

عنوان	صفحه
جدول ۱-۲ : شاخص آلودگی پالمربلیکی	۱۷
جدول ۲-۲: دسته بندی کیفیت بر اساس مقادیر شاخص ساپروبی	۱۸
جدول ۳-۲: کلاسه بندی ساپروبی بر اساس استاندارد استرالیا.....	۱۹
جدول ۴-۲: طبقه بندی وضعیت آلودگی با میزان شاخص شانون - واینر	۲۰
جدول ۱-۳: مجموع و درصد فراوانی (تعداد در میلی لیتر) فیتوپلانکتون ها در رودخانه گرگر	
جدول ۱-۴: ضریب همبستگی شاخص ساپروبی گروههای مختلف فیتوپلانکتونی با فاکتورهای	
فیزیکی و شیمیایی رودخانه گرگر و پسابهای ورودی	۳۰

- شکل ۱-۲ : نقشه ایستگاههای مطالعاتی در شاخه گرگر در محدوده مزارع پرورشی گرمایی
- شکل ۱-۳ : درصد فراوانی رده های مختلف فیتوپلانکتون در طول سال در رودخانه گرگر
- شکل ۲-۳ : درصد فراوانی رده های فیتوپلانکتونی در فصول مختلف رودخانه گرگر... ۲۵
- شکل ۳-۳ : فراوانی رده های فیتوپلانکتونی در فصول مختلف در ایستگاههای نمونه برداری
- شکل ۴-۳ : شاخص تنوع زیستی شانون - واینر در ایستگاههای رودخانه گرگر..... ۲۷
- شکل ۵-۳ : شاخص سیمپسون در ایستگاههای رودخانه گرگر..... ۲۸
- شکل ۶-۳ : شاخص ترازوی زیستی در ایستگاههای رودخانه گرگر..... ۲۸
- شکل ۷-۳ : شاخص آلودگی پالم در ایستگاههای رودخانه گرگر..... ۲۹
- شکل ۸-۳ : مقادیر شاخص ساپروبی در ایستگاههای رودخانه گرگر..... ۳۰
- شکل ۹-۳ : آنالیز خوشه ای بین ایستگاههای مختلف فیتوپلانکتونی رودخانه گرگر..... ۳۱
- شکل ۱۰-۳ : آنالیز خوشه ای بین فصول مختلف فیتوپلانکتونی رودخانه..... ۳۲
- شکل ۱۱-۳ : آنالیز ANOSIM بین ایستگاهها و فراوانی فیتوپلانکتونی رودخانه گرگر..... ۳۳
- شکل ۱۲-۳ : آنالیز ANOSIM بین فصول و فراوانی فیتوپلانکتونی رودخانه گرگر..... ۳۳

چکیده

این مطالعه با هدف تاثیر پسابهای مزارع پرورش ماهی بر جوامع پلانکتونی رودخانه گرگر انجام شد. این پژوهش در هفت ایستگاه از بهمن تا دی ماه ۹۴-۱۳۹۳، در شاخه گرگر، رودخانه کارون و پساب های مزارع پرورشی مورد بررسی قرار گرفت. فراوان ترین رده فیتوپلانکتونی، باسیلاریوفیسه بوده، که غالب ترین آن جنس سیکلوتلا است. حضور فراوان رده سیانوفیسه در تابستان مشخصه بالا بودن بار مواد آلی رودخانه گرگراست و رابطه تنوع فیتوپلانکتونی و آلودگی رودخانه گرگر، بیان کننده وضعیت نیمه آلوده این رودخانه می باشد. ارزیابی شاخص پالمیر، نشان می دهد که به جزء ایستگاه یک، سایر ایستگاهها دارای شاخص آلودگی آلی می باشند. شاخص ساپروبی همه ایستگاهها، نیز وجود آلودگی متوسطی با مشاء مواد آلی را نشان می دهد. بین شاخص ساپروبی و فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آب رودخانه گرگر همبستگی معنی داری وجود ندارد. نتایج کلی نشان داد که ایستگاه یک در بالادست و قبل از انشعاب کارون به دو شاخه، از جنبه شاخص های زیستی فاقد آلودگی می باشد، اما با عبور آب شاخه گرگر از شهر شوشتر (ایستگاه دو)، شاخص های زیستی بیانگر آلودگی متوسط می باشند. به دلیل اینکه منبع آلوده کننده ایستگاه دو، مواد آلی شهر شوشتر است و شباهت ایستگاه دو و هفت از جنبه آلودگی، مشخص کننده این واقعیت است که پسابهای پرورش ماهی آلودگی آب را افزایش نداده اند.

کلمات کلیدی: فیتوپلانکتون، مزارع پرورش ماهی، پساب، رودخانه کارون، رودخانه گرگر

پساب خروجی از سیستم های آبرزی پروری ممکن است باعث تغییراتی در اکوسیستم های دریافت کننده پساب می شود و با افزایش غلظت مواد جامد معلق و مواد آلی محلول، کاهش سطح اکسیژن محلول در آب و ایجاد شرایط بی هوازی، افزایش غلظت نیترات و فسفات، افزایش غلظت مواد سمی مانند آمونیاک، سبب کاهش غنای گونه ای و تنوع جوامع زیستی و افزایش فراوانی و غالبیت موجودات مقاوم به آلودگی و تغییر ساختار جامعه زیستی گردد (Lenat, 1988). بنابراین یکی از مؤثرترین روش های مناسب برای بررسی اثر پساب مزارع پرورش ماهی بر آب های دریافت کننده پساب، ارزیابی تغییرات جوامع زیستی آن است (Lenat, 1988 ; Stephens and Farris, 2004).

رودخانه ها به عنوان یکی از مهمترین منابع تأمین و انتقال آب مصرفی بخش های صنعت، کشاورزی و مصارف شهری، از اهمیت خاصی برخوردارند (Majnunian *et al.*, 1998). از طرفی این منابع به عنوان محل تخلیه فاضلاب ها، پساب های کارخانه ها و زهکش های کشاورزی قرار گرفته اند. با توجه به اهمیت این مجاری و خشکسالی های اخیر، حفظ این منابع یکی از وظایف مهم می باشد. از آنجا که هر رودخانه تا حدود معینی ظرفیت پذیرش آلاینده های ورودی را دارا می باشد، بنابراین امروزه بررسی کیفی و محیط زیستی این منابع مطرح می باشد. چنانچه در صورت امکان بتوان نقاطی از رودخانه را که از نظر پارامترهای مورد نظر پایین تر از حد استاندارد می باشد مشخص نمود، یافتن نقاط بحرانی و راه کار مناسب برای رفع آنها آسان تر می شود (نظری و همکاران، ۱۳۸۴). تخلیه پساب ها به منابع آب های سطحی در گوشه و کنار دنیا فجایع

زیست محیطی گوناگونی را به وجود آورده است. در این راستا با بررسی اجتماعات فیتوپلانکتونی رودخانه ها می توان این مشکلات و خطرات را تا حدی پیش بینی نمود.

پساب آبی پروری حاوی مقادیر زیادی مواد زاید می باشد که عمدتاً با افزایش بار مواد غذایی رودخانه همراه خواهد بود. ورود این پسابها به محیطهای طبیعی بدون نظارت سازمانهای مربوطه و کنترل توسط پرورش دهندگان می تواند موجب به هم خوردن شرایط کیفی یک منبع آبی شود، و در صورت مدیریت نادرست، می تواند برای محیط زیست مضر باشد. نظارت و مدیریت پسابهای آبی پروری یک موضوع مورد توجه در سراسر دنیا است. بیشتر این نگرانیها ناشی از آسیبهای اکولوژیکی، روشهای تعیین اثرات منفی و هزینههای مالی مرتبط با کاهش بار آلودگی پسابها می باشد (موسوی و سهرابی، ۱۳۹۲). نیاز به داشتن اطلاعات درباره اثرات اکولوژیکی پسابهای آبی پروری امری شناخته شده است و نشان داده شده که تکنیکهای ارزیابی کیفی آب با استفاده از پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب به تنهایی کافی نمی باشد. بنابراین می توان از شاخصهای زیستی برای شناخت اثرات اکولوژیکی آلایندههای نقطه ای استفاده کرد (بساط نیا، ۱۳۹۰). پایش زیستی به طور موفقیت آمیزی برای سنجش یکپارچگی اکولوژیکی در طیف گسترده ای از اکوسیستم های آبی استفاده شده و جزء مهمی از برنامه هایی است که قبلاً بر روی ارزیابی های فیزیکی و شیمیایی تمرکز داشته اند. پایش زیستی عمدتاً با استفاده از وجود و عدم وجود گروه های شاخص محیط انجام می شود. از آنجایی که موجودات آبی شاخص های تجمع دهنده کل شرایط زیست محیطی اکوسیستم هستند، نه فقط به آلاینده ها بلکه به تغییرات درون رودخانه و شرایط فیزیکی حوضه آبخیز نیز پاسخ می دهند و سنجش این تغییرات با روش های پایش شیمیایی و سمی، قدیمی و مشکل

است. بنابراین پایش زیستی از طریق این جلبک ها و سایر جانوران حساس می تواند مؤثر باشد. برنامه هایی که در آن ها از روش های پایش زیستی برای تعیین پیامد های زیست شناختی رودخانه ها استفاده می شود به خوبی در سراسر جهان به اثبات رسیده اند (Kevin and Vincent , 2011). اگرچه با استفاده از آب رودخانه نیازهای بسیاری از صنایع و مراکز شهری و کشاورزی، آب شرب و انرژی برطرف می گردد، اما به دلیل ورود مازاد آب کشاورزی و پسابهای دیگر در رودخانه، زمین های اطراف و تالاب ها موجب آلودگی های متعددی می گردند. رودخانه ها به عنوان یکی از زیستگاه های مهم آبریان، از اکوسیستم هایی هستند که کمتر مورد توجه قرار گرفته اند. رودخانه ها با توجه به موقعیت و شرایط جغرافیایی دارای فون و فلور متفاوتی می باشند. آشنایی با ویژگی های رودخانه ها از نظر بیولوژیکی می تواند حداقل در ممانعت از بهره برداری نادرست از آنها مؤثر واقع شود (Reynolds, 1990). یکی از مهم ترین روش ها برای پاسخ دادن به سؤال های مطرح شده در پیرامون وضعیت فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیک آب ها، مطالعه مستقیم گیاهان یا جانورانی است که در آن زیست می کنند. ارگانیزم های آبی و جوامع آن ها وضعیت فعلی و هم چنین تغییرات در گذر زمان و اثرات تجمعی آلودگی ها را نشان می دهند. استفاده از بیواندیکاتورها مانند پلانکتونها که از ویژگی های فیزیکی و شیمیایی محیط خود تاثیر می پذیرند، می تواند در ارزیابی کیفیت زیست بوم های پیچیده رودخانه نقش مهمی را فراهم نماید.

تنوع، پراکنش، فراوانی و تنوع عوامل زیستی، اطلاعات مربوط به چرخش انرژی را در سیستم های آبی بیان می کند. جوامع فیتوپلانکتون تنها به تغییرات طبیعی در بدنه آبی پاسخ نمی دهند، بلکه ممکن است تغییرات را نیز به عنوان یک نتیجه از مداخلات انسان که بر بدنه آب تاثیر می گذارد، به طور مستقیم یا از طریق فعالیت

های انجام شده در منبع آبی به طور کلی ارائه نمایند. این تأثیرات بر روی رودخانه منجر به تغییر ساختار و پویایی فیتوپلانکتون می شود، که ممکن است به شکل تغییراتی در رده ها، فراوانی، غنا، تنوع گونه ای یا سایر ویژگی های دیگر ایجاد گردد (Forsberg, 1982).

رودخانه کارون به طول ۹۰۰ کیلومتر و عرض متفاوت، بزرگترین رودخانه ایران بوده که سرچشمه آن ارتفاعات زردکوه بختیاری در سلسله جبال زاگرس می باشد (رهبر و همکاران، ۱۳۹۲). این رودخانه از نظر فعالیت های شیلانی در ایران دارای اهمیت فراوان می باشد. رودخانه کارون قبل از رسیدن به شوشتر بوسیله یک مانع مصنوعی به نام بند میزان به دو شاخه تقسیم می شود که تقریباً $\frac{2}{3}$ آب رودخانه، شاخه ای به نام شطیط و $\frac{1}{3}$ دیگر از آن، شاخه ای بنام گرگر را تشکیل می دهد (خلفه نیلساز و همکارانش، ۱۳۷۲). شاخه گرگر رودخانه کارون منبع اصلی مزارع پرورش ماهیان گرمابی در حوضه کارون است که بخش مهمی از تخریب احتمالی کیفیت آب و مشکلات زیست محیطی آن را می تواند موجب شود. اگرچه با استفاده از آب این رودخانه نیازهای بسیاری از صنایع و مراکز شهری و کشاورزی استان خوزستان و کشور از نظر تأمین آب و انرژی برطرف می گردد، اما به دلیل ورود مازاد آب کشاورزی و پسابهای دیگر در رودخانه، زمینهای اطراف و تالاب ها موجب آلودگی های متعددی می گردند (طهماسبی و همکاران، ۱۳۹۰). از جمله عوامل آلاینده احتمالی رودخانه گرگر استخرهای پرورش ماهی می باشد که از بالادست تا پایین دست رودخانه گرگر در وسعتی حدود ۲۰۰۰ هکتار توسعه یافته و در حال بهره برداری می باشند. عمده تخلیه فاضلابهای صورت گرفته مربوط به تعویض آب استخرها در ماههای گرم سال می باشد که به منظور کاهش دما و افزایش اکسیژن محلول در

استخرهای پرورش ماهی به طور مداوم آب به رودخانه تخلیه می‌گردد. حجم تخلیه این واحدها در طول سال به طور متوسط ۱/۱۸ مترمکعب بر ثانیه بوده که این رقم در فصل تابستان به ۲ مترمکعب در ثانیه افزایش می‌یابد (جعفرزاده و همکاران، ۱۳۸۳). در سال های اخیر استفاده چند منظوره از پتانسیل های بالقوه منابع آبی و به ویژه رودخانه های استان در راستای استفاده بهینه از این منابع و ایجاد اشتغال به صورت جدی مورد توجه قرار گرفته است. احداث استخرهای پرورش ماهی در بالادست بعضی از رودخانه های دائمی و استفاده از آب آنها برای پرورش ماهی نمونه ای از این گونه فعالیت ها می باشد (باقریان و همکاران، ۱۳۸۸). پساب این گونه استخرها معمولاً به طور مستقیم وارد آب این رودخانه ها می شود. مدیریت استفاده از پساب استخرهای پرورش ماهی به علل و عوامل متعددی وابسته است و بدیهی است هرچه میزان همسویی این عوامل بیشتر باشد مدیریت اعمال شده موفق تر بوده و از راندمان بالاتری برخوردار می باشد. آگاهی از اطلاعات مربوط به ویژگی های غیرزیستی و زیستی رودخانه و تأثیری پذیری آن از پساب استخرهای پرورش ماهی، ارتقاء سطح دانش کشاورزان منطقه در خصوص قابلیت استفاده از پسابها جهت آبیاری مزارع کشاورزی، افزایش و ارتقاء اطلاعات بهداشتی و زیست محیطی مالکان این استخرها، نظارت کافی بر فعالیت استخرهای پرورش ماهی، لزوم پایش و بررسی ویژگی های کمی و کیفی آب رودخانه و تأثیری پذیری اثرات پساب استخرهای پرورش ماهی به آب رودخانه از مواردی می باشند که توجه جدی به آنها برای مدیریت بهینه پساب استخرهای پرورش ماهی ضروری می باشد. با توجه به نگرانی های زیست محیطی ناشی از فعالیتهای آبی پروری و نقش آنها در آلودگی منابع آبی، این مطالعه به منظور تعیین وضعیت فعلی و اثرات احتمالی پساب آبی پروری بر جوامع پلانکتونی رودخانه گرگر انجام می پذیرد.

حوضه رودخانه کارون دارای وسعتی قریب ۴۵۲۲۱ کیلومتر مربع می باشد. بخشی از آن که در استان خوزستان واقع شده دارای آب و هوای گرم و خشک همراه با سازندهای تبخیری و شورکننده در دامنه های جنوبی زاگرس می باشد. الحاق رودخانه های شور واقع در این محدوده به همراه فاضلاب صنایع و زهاب های کشاورزی که بدون تصفیه مستقیماً وارد رودخانه می شوند، موجب افت کیفیت آب رودخانه کارون به ویژه در ماههای کم آبی تبستان شده و در سال های اخیر نگرانی هایی را از نظر تخریب کیفی این منبع حیاتی ایجاد نموده است (طرح جامع کاهش آلودگی رودخانه کارون، ۱۳۸۳). آب این رودخانه برای سایر مصارف مانند کشاورزی بالاخص کشت برنج، مصارف صنعتی مانند کشتارگاه استفاده می شود. از این رو این رودخانه برای بسیاری از سازمان ها و نهادها و مردم منطقه از اهمیت خاصی برخوردار است (Jafarzadeh, 2006).

با توجه به اهمیت کارون بزرگ مطالعات فراوانی به ویژه در سال های اخیر بر این رودخانه صورت پذیرفته است که همه دال بر آلودگی این رودخانه و افزایش بحران در آن می باشد (هوشمند و همکاران، ۱۳۷۸ : حسینی ، ۱۳۸۵). رودخانه کارون پس از عبور از کوههای زاگرس، پس از سد گتوند وارد دشت عقیلی شده و از تنگه های بین کوههای فدلک و کوشکک می گذرد و به طور کامل در جلگه خوزستان جاری می شود. این رودخانه پس از عبور در بند میزان به دوشاخه گرگر و شطیط تقسیم می شود. رودخانه گرگر واقع در حد فاصل شهرستان شوشتر تا بندقیر (در ۵۵ کیلومتری شمال اهواز)، شاخه شرقی رودخانه کارون بوده که در شمال شهر شوشتر توسط بندمیزان از شاخه غربی آن یعنی شطیط جدا شده و با عبور از شوشتر و طی مسافتی حدود ۸۴ کیلومتر و با مسیری پرپیچ و خم در محل بندقیر در ۶۰

کیلومتری جنوب شوستر، مجدداً به شاخه شطیط و دز پیوسته و کارون بزرگ را تشکیل میدهد. رودخانه گرگر از لحاظ موقعیت جغرافیایی بین طول جغرافیایی ۴۸° تا ۴۸° ۲۰' شرقی و عرض جغرافیایی ۳۱° ۳۱' تا ۳۲° ۴۰' شمالی واقع شده است (شکری و همکاران، ۱۳۹۳).

در پی کاهش دبی رودخانه کارون به ویژه شاخه گرگر و تخلیه پسابهای کشاورزی، صنعتی، شهری و پرورش ماهی به داخل آن کیفیت آب رودخانه به شدت تحت تأثیر قرار گرفته است و علاوه بر کاهش کیفیت آب رودخانه موجب کاهش تولیدات ماهی در مزارع پائین دست شده است. منطقه‌ی در سمت چپ رودخانه از شهرستان شوستر تا پائین دست و بین رودخانه گرگر تا جاده آسفاته مسجد سلیمان جهت مطالعه این تأثیرات در نظر گرفته شد. در حاشیه سمت چپ رودخانه طول و عرض جغرافیایی منطقه ۴۸° ۵۰' تا ۴۹° و ۳۱° ۴۰' تا ۳۲° ۵' قرار دارد.

در منطقه مورد بررسی بیش از ۱۰۰ مزرعه پرورش ماهی بالغ بر ۲۰۷۱ هکتار می‌باشد. در منطقه مسیل‌ها و دره‌های عمیق متعددی وجود داشته که بر اثر فرسایش خاک بواسطه حوضه‌های آبریز بالادست در طول سالیان دراز ایجاد شده‌است و پرورش دهندگان ماهی از این دره‌ها و مسیل‌های بزرگ به وسیله عملیات خاکی آنها را به استخرهای غالباً نامنظم و با اعماق زیاد تبدیل کرده‌اند و مابین استخرها به صورت زهکش‌هایی درآمدی که پساب مزارع را به رودخانه گرگر هدایت می‌نمایند. بنابراین زهکش‌ها مابین استخرها به صورت طبیعی با عرض و عمق زیاد تشکیل شده و علاوه بر تخلیه پساب مزارع روان آب‌های بارندگی را به رودخانه هدایت می‌کنند. بیش از ۲۷ رشته زهکش طبیعی توسط تصاویر ماهواره‌ای در منطقه شناسایی شده است.

برنامه های پایش زیستی، به طور گسترده در ارزیابی شرایط رودخانه ها مورد استفاده قرار می گیرد. استفاده از گونه های آبی محاسن متعددی در ارزیابی کیفیت زیست بوم های پیچیده رودخانه ای دارد. از آنجا که جوامع زیستی از ویژگی های فیزیکی و شیمیایی تاثیر پذیرند، شرایط زیستی آبریان شرایط کلی اکوسیستم رودخانه را نمایش می دهند. در طول دهه های گذشته، ارزیابی رودخانه ها بر استفاده از عوامل فیزیکی و شیمیایی کیفیت آب متمرکز بود. علیرغم وجود روش های متعدد ارزیابی زمین ریخت شناختی / فیزیکی و شیمیایی، نیاز به توسعه روش های ارزیابی دقیق و برقراری ارتباط بین روشهای غیر زیستی و زیستی وجود دارد. از این رو، امروزه اکولوژیست ها به دنبال روشهای علمی و عملی ارزیابی تمامیت اکولوژیکی (Ecological Integrity) آب های جاری هستند. طبق تعریف، تمامیت اکولوژیکی عبارت است از حفظ تمامی فرآیندها و ویژگی های درونی و برونی مرتبط با محیط زیست به نحوی که وضعیت جوامع زیستی (گیاهان و جانوران) مشابه حالت طبیعی آنها در محیط های آبی مشابه باشد. ارزیابی زیستی می تواند بر مبنای فیتوپلانکتونها، فیتوبنتوز ها، ماکروفیت ها، بی مهره گان کفزی و ماهی ها انجام گیرد. در حقیقت، ارزیابی زیستی از حیات گونه های گیاهی و جانوری به عنوان ابزاری جهت نشان دادن شرایط زیست محیطی و ارزیابی کیفیت آن استفاده می کند. در ارزیابی رودخانه ها در مناطق گرم معمولاً با استفاده از ماهی ها به عنوان شاخص ارزیابی تاکید می شود که با مفاهیمی همچون اکوهیدرولوژی، اهداف مدیریتی را در قالب زیست بوم دنبال می کند. در انتخاب گروه شاخص موجودات باید به میزان خطا و دقت گروه های مختلف شاخص در تخمین شرایط رودخانه توجه کرد.

یکی دیگر از اثرات زیست محیطی آبی پروری تخلیه پساب می باشد که در سال های اخیر به علت افزایش نگرانی های زیست محیطی ناشی از این فعالیت، اثرات تخلیه پساب توجه ویژه ایی را به خود جلب کرده است. در اکثر استخرهای پرورشی، معمولاً تخلیه آب قبل از برداشت محصول انجام می شود و در برخی موارد ممکن است یک بار در سال یا هر دو تا سه سال یک بار انجام می شود. ذرات و املاح غذایی موجود در منابع تامین کننده آب مزارع پرورش همراه با کودهای شیمیایی و ذرات غذایی، از طریق تبادل مواد با آب و خاک استخر باعث تولید ارگانسم های غذایی برای گونه های مورد پرورش می شوند. شرایط کیفی آب مزرعه بستگی به گونه ای دارد که پرورش داده می شود. اما تا آنجائیکه امکان دارد باید کیفیت آب استخرها را به حداقل مشابه با کیفیت آبهای طبیعی حفظ نمود (صالحی ژاد و رضایی، ۱۳۸۹).

افزایش مواد مغذی آبهای طبیعی (هیپرتروفیکاسیون)، مهمترین اثر مواد زاید تکثیر و پرورش آبزیان است که باعث افزایش تعداد پلانکتون ها و میکروب ها می شود. هر نوع افزایش قابل توجه در میزان مواد غذایی محلول سبب افزایش بار مواد غذایی می گردد. تغییرات ایجاد شده در زیستگاه فیتوپلانکتون ها ممکن است در شکوفایی جلبکی موثر باشد که می تواند برای موجودات پرورشی و وحشی مضر باشد. افزایش بار مواد غذایی و یوتروفیکاسیون دو فرآیند عمده ایی هستند که در نتیجه تخلیه پساب مزارع آبی پروری به وجود می آیند. در محیط های آب شیرین که اصطلاح یوتروفیکاسیون کاربرد بیشتری دارد، فسفر معدنی محلول و در محیط های دریایی نیتروژن معدنی محلول مهمترین عامل محدود کننده رشد محسوب می شوند. متشاه اصلی مواد مغذی عمدتاً از غذای هدر رفته ماهیان است که به صورت محلول

وارد آب می شوند. به طور معمول دریافت کننده مواد زائد محلول، ستون آب است و گیرنده ی مواد دفعی آلی، رسوبات می باشد. قسمتی از غذای خورده شده را نیز ماهیان نمی توانند هضم کنند که به صورت مدفوع جامد دفع میشود و همانند غذای هدر رفته، بار مواد مغذی را افزایش می دهد. قسمتی که جذب بدن می شود، برای فرایندهای متابولیسمی و رشد بافت ها مصرف می شود. در اثر این فرآیند مواد زائد نیتروژن دار تولید می شود که به صورت آمونیاک محلول به داخل آب آزاد می گردد.

فیتوپلانکتون ها بزرگترین تولید کنندگان اولیه در هر اکوسیستم آبی هستند و از لحاظ تولید مواد آلی و قرار گرفتن در قاعده هرم انرژی، از جمله ذخایر مهم و با ارزش به شمار می روند. آنها منبع مهم غذایی برای موجودات دیگر به شمار می آیند. با توجه به پیچیدگی حضور فیتوپلانکتون ها در هر محیط و روابط متفاوت این موجودات با گروه های زیستی دیگر، شناخت گروه های مختلف فیتوپلانکتونی در هر محیط آبی از اهمیت ویژه ای برخوردار است (قریب خانی و همکاران، ۱۳۸۸). پویایی جمعیت فیتوپلانکتون ها (تنوع، فراوانی، پراکنش و تغییرات فصلی) بستگی به شرایط محیطی مانند دما، میزان نور، مواد مغذی، ته نشینی آنها و مصرف توسط زئوپلانکتون ها دارد (Ortega-Mayagoitia *et al.*, 2003). معمولاً بین فراوانی فیتوپلانکتون ها در زمان و مکان با شرایط محیطی ارتباط وجود دارد (Chowdhury *et al.*, 2008). فیتوپلانکتون ها نه تنها در تولید ماهی دخالت دارند، بلکه با تجمع و جذب عناصر سنگین و دیگر مواد سمی نقش مهمی را در اکوسیستم های آبی ایفا می کنند.

فیتوپلانکتون ها شاخص زیستی مهمی برای ارزیابی سلامت یک اکوسیستم آبی محسوب و بیانگر وضعیت اکولوژیکی آن اکوسیستم می باشند و از آنها برای تعیین

وضعیت کیفی و ارزیابی آلودگی منابع آب شیرین و شور استفاده می شود. فیتوپلانکتون ها می توانند به عنوان یک ابزار مفید برای مطالعات کنترل زیستی و ارزیابی آلاینده ها به کار روند (اسماعیلی ساری، ۱۳۷۹). در میان فیتوپلانکتون ها، خانواده دیاتومه ها به عنوان شاخص زیستی، دارای واکنش توأم به تغییرات مختلف و پیچیده زیست محیطی هستند (Wu, 1984; Kumar *et al.*, 2012; Li *et al.*, 2010). به طور کلی جوامع فیتوپلانکتونی به دلیل مزیت های فراوانی همچون چرخه زندگی کوتاه و سرعت تولیدمثل بالا، تأثیرپذیری بالا در برابر فاکتورهای فیزیکوشیمیایی محیط زیست، تعداد نفرات کم نمونه بردار، نمونه برداری آسان و ارزان قیمت، تأثیرگذاری کم روی موجودات زنده دیگر، روش های مطالعه استاندارد و علمی در دسترس به عنوان شاخص های زیستی مناسب مطرح می باشند و برنامه های پایش زیستی می تواند به شکلهای کیفی، نیمه کمی و کمی انجام شود (Ramakrishnan, 2003).

شاخص ساپروبی یکی از روشهای پایش زیستی و ابزار مدیریت منابع آبی در اکثر کشورهای دنیا بوده که نشان دهنده کیفیت آب، وضعیت آلودگی به مواد آلی و سمی منابع آبی مختلف شور و شیرین می باشند (Czerniawska-Kusza, 2005; Abbasi and Rejeki *et al.*, 2012). به طور کلی مفهوم ساپروبی، بیانگر شدت تجزیه مواد آلی در آب توسط باکتری ها است (اسماعیلی ساری، ۱۳۷۹). وجود موجودات ساپروبیکی شاخص کیفیت آب هستند. بنابراین تأمین تعادل و سلامت در اکوسیستم های آبی بستگی به شرایط پارامترهای غیرزیستی و تنوع زیستی سطوح مختلف موجودات در آن اکوسیستم دارد (Shinde *et al.*, 2012). الگوی پراکنش جمعیت جلبک ها، معمولاً دارای همبستگی با فاکتورهای زیست محیطی همچون نور خورشید، درجه حرارت و مواد مغذی و کیفیت آب می باشد. به طور کلی وجود آلودگی در منابع آبی

سبب کاهش شدید و غالبیت بعضی از گونه های جلبکی مشخص و مقاوم به این شرایط می شود. سیستم ساپروبی منبع آبی دارای همبستگی با فعالیت های حیاتی موجودات زنده و فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آب می باشد (Wu, 1984).

بنابراین، با توجه به اهمیت زیستی جوامع فیتوپلانکتونی از جنبه انعکاس میزان آلودگی در منابع آبی مختلف، در این مطالعه ارزیابی زیستی کیفیت رودخانه گرگر تحت تاثیر پساب استخرهای پرورش ماهیان گرمابی با استفاده از شاخص های ساپروبی و پالمر بر اساس جوامع فیتوپلانکتونی انجام شده است.

پیشینه

مطالعات راستی و همکاران (۱۳۸۵) در بررسی تأثیر پساب های پرورش ماهی بر کیفیت آب رودخانه با استفاده از جلبک ها به عنوان شاخص زیستی، نشان داد که بر اساس شاخص تنوع شانون، فیتوپلانکتون ها در تمام ماههای سال، رودخانه دارای آلودگی متوسط می باشند. اما بر اساس شاخص شانون پری فیتون در بسترهای گیاهی که در محدوده تخلیه پساب مزارع ماهی قرار دارند در تمام ماهها آلودگی زیاد و در فروردین آلودگی متوسط مشاهده می شود. در مطالعه خلفه نیلساز و کیان ارثی (۱۳۹۲) در بررسی تأثیر پساب های کشاورزی بر روی رودخانه کارون با استفاده از شاخص پالمر مشخص شد که اکثر ایستگاهها دارای آلودگی بالا هستند. پوررفراسبی و رمضان پور (۲۰۱۴) در بررسی وضعیت سلامت رودخانه سفیدرود با استفاده از فیتوپلانکتون ها نشان دادند که ۴ راسته از فیتوپلانکتون ها در این رودخانه شناسایی شده و تفاوت معنی داری در تنوع و فراوانی آنها در مراحل مختلف نمونه برداری مشاهده گردید. همچنین نتایج این مطالعه نشان داد که در ایستگاههایی که تحت تأثیر

پساب های فعالیت های کشاورزی بودند فقط یک جنس از فیتوپلانکتون ها مشاهده گردید (Pourafasyabi and Ramezanzpour, 2014).

کمالی سنزبقی و رحیمی (۱۳۹۳)، پژوهشی در خصوص جوامع فیتوپلانکتونی و شاخص آلودگی ساپروبی استخرهای پرورش ماهیان گرم آبی شرق استان گلستان انجام دادند. طبق نتایج به دست آمده هیچ اختلاف معنی داری بین مقادیر شاخص ساپروبی بین استخرهای مختلف مشاهده نگردید. شاخص ساپروبی کیفیت آب، حاکی از کلاسه کیفی بتامزوساپروب و مقادیر این شاخص از ابتدا تا انتهای دوره پرورش دارای روند کاهشی بود. عواملی همچون افزایش بیوماس ماهیان پرورشی، افزایش تجمع کودهای حیوانی و شیمیایی مصرفی، مواد غذایی خورده نشده، مواد دفعی ماهیان و عدم تعویض منظم آب در استخرها از دلایل این تغییرات می باشند (کمالی سنزبقی و رحیمی، ۱۳۹۳).

گان چارو (۱۹۹۶) در مطالعه ای گسترده در رودخانه های کوچک روسیه، ترکیب جمعیتی، شاخص های تنوع و فراوانی فیتوپلانکتون ها و پارامترهای آب مانند نیترات، نیتريت، فسفات و آلودگی هایی مثل فنل ها و تولیدات نفتی و بعضی از فلزات سنگین را اندازه گیری کرد. نتایج این تحقیق ارتباط معنی داری را بین شاخص های فیتوپلانکتونی و آلودگی های شیمیایی غیر سمی نشان داد. این محقق نشان داد که عامل اصلی در تغییر و کاهش ترکیب جمعیتی و تنوع جلبکی در طی سالهای اخیر فعالیت های انسانی بوده است. Maznah (۲۰۱۰) نشان داد که شاخص های زیستی میکرو جلبک ها شرایط کیفی آب را به خوبی مشخص می کند و نسبت به دیگر شاخص های محیطی کامل تر و پاسخگو تر است. نتایج مطالعه Vutukura و همکاران (۲۰۱۲) در

رودخانه Moosi در هند نشان داد که با افزایش ورود آلودگی های آلی به رودخانه تنوع گونه های فیتوپلانکتونی کاهش و فراوانی آنها افزایش می یابد .

مطالعات Olena و همکاران (۲۰۱۲) در رودخانه Bug در اوکراین نشان داد که تغییرات جمعیتی فیتوپلانکتون ها ارتباط بسیار معنی داری با تغییرات فسفات و آمونیاک آب دارد. هم چنین طبق نتایج این محققین این رودخانه دارای دو بخش متفاوت از نظر شرایط غذایی بوده است. در بخش کم غذا و پرغذا این رودخانه تنوع و تراکم گونه های فیتوپلانکتونی بسیار با هم متفاوت است. Natividad و همکاران (۲۰۱۴) کیفیت آب رودخانه Dao را با استفاده از شاخص شانون و پالمر مشخص کردند. نتایج این مطالعه نشان داد که شاخص شانون در قسمت های میانه رودخانه بیشترین مقدار و کمترین مقدار را در قسمت های پایین دست رودخانه دارد. هم چنین شاخص آلودگی پالمر نشان داد که رودخانه از نظر آلودگی مواد آلی در معرض خطر است. بررسی های همزمان میزان پارامترهای کیفی آب نیز مؤید همین مسئله بوده است.

هدف اصلی در مطالعه حاضر، ارزیابی تأثیر پساب کارگاههای پرورش ماهی با استفاده از ترکیب و فراوانی فیتوپلانکتون ها بر اساس شاخص زیستی مانند پالمر، شانون- واینر و ساپروبی است. از این رو تأثیر پساب های مزارع پرورش ماهی منطقه گرگر بر ترکیب فیتوپلانکتون ها مورد ارزیابی قرار گرفته است. لزوم افزایش تولیدات آبی پروری در کشور از یک سو و اهمیت توسعه این صنعت همگام با اهداف زیست محیطی، اهمیت این تحقیق را آشکار می سازد.

۲-مواد و روش ها

۲-۱: منطقه نمونه برداری

نمونه برداری این مطالعه از بهمن ماه سال ۱۳۹۳ آغاز و به مدت یک سال در شاخه گرگر رودخانه کارون انجام گردید. از ۷ ایستگاه، ۱ ایستگاه قبل از دوشاخه شدن رودخانه و در محل بند میزان و ۴ ایستگاه در طول رودخانه گرگر و پساب مزارع پرورشی و ۱ ایستگاه از شاخه شطیپ کارون اصلی و نهایتاً ۱ ایستگاه بعد از تلاقی شاخه شطیپ و گرگر و دز، در کارون بزرگ، به صورت فصلی نمونه برداری انجام شد. نقشه منطقه مورد مطالعه و ایستگاههای تعیین شده در شکل ۲-۱ ارائه شده است.



شکل ۲-۱: نقشه ایستگاههای مطالعاتی در شاخه گرگر در محدوده مزارع پرورشی گرمابی

۲-۲: عملیات نمونه برداری

جهت شناسایی ترکیب گونه ها در هر ایستگاه یک لیتر آب توسط بطری نمونه برداری نانس از عمق میانی برداشت شد و سپس نمونه های مربوط به هر ایستگاه در ظروف پلاستیکی جمع آوری و توسط فرمالین ۴ درصد فیکس گردیدند.

۲-۳: عملیات آزمایشگاهی

در آزمایشگاه پس از به هم زدن و همگن کردن نمونه‌ها، ۵ سی سی از نمونه را در لام حفره دار (Plankton Chamber) ریخته و در زیر میکروسکوپ اینورت با بزرگنمایی کل ۲۰۰ با استفاده از کلیدهای شناسایی معتبر و در دسترس (Jhon *et al.*, 2002) حتی الامکان در حد جنس و گونه شناسایی و شمارش شدند (Bellinger and Sigee, 2010; Eaton *et al.*, 2005).

برای مقایسه شاخص های زیستی نیاز به برخی از پارامترهای فیزیکی و شیمیایی بود، که اطلاعات این بخش از طرح کلی ارزیابی کمی و کیفی پساب مزارع پرورش ماهی شاخه گرگر و تاثیر آن بر رودخانه کارون که توسط دهقان مدیسه و همکاران همزمان با اجرای این پروژه که شامل pH، شوری، دمی آب، اکسیژن محلول، COD، TDS، PO_4 ، NH_3 ، NO_2 ، BOD_5 ، NO_3 ، کدورت و فسفر کل، ازت کل استفاده شد.

در شاخص های کیفیت با استفاده از گونه های فیتو پلانکتونی با شناسایی گونه ها، شمارش و تعیین ارزش زیستی گونه های مختلف در قالب شاخص های زیستی مختلف، کیفیت رودخانه از نظر آلودگی مورد ارزیابی قرار گرفته و نیز گونه های شاخص آلودگی قبل و بعد از ورود پساب مقایسه شدند.

شاخص Palmer : سطح مواد آلی را با استفاده از شاخص پالمر و بر اساس نوع و فراوانی گونه های شاخص آلودگی می توان مورد ارزیابی کیفی قرار داد. در واقع این شاخص میزان آلودگی به مواد آلی را با مطالعه فیتوپلانکتون های موجود در نمونه آب که معرف وضعیت آلودگی هستند، مورد ارزیابی قرار می دهد (Palmer, 1969). طبق نظر پالمر ۲۰ جنس فیتوپلانکتون شاخص آلودگی آلی آب می باشند. جنس های شاخص با اعدادی از ۱ تا ۵ مشخص شده اند. جنس های مقاوم در

برابر آلودگی با عدد ۵ و جنس هلی با مقاومت کمتر در برابر آلودگی به ترتیب با اعدادی کمتر از ۵ معرفی شده اند. با توجه به اینکه امتیازدهی شاخص پالمر مشخص کننده آلودگی مواد آلی است، امتیاز ۲۰ یا بیشترین آلودگی می باشد. اگر امتیاز بین ۱۵ تا ۱۹ باشد احتمالاً آلودگی آلی متوسطی است. امتیازات کمتر از ۱۵ نیز نشان دهنده آلودگی کم به مواد آلی است (Jafari and Gunale, 2006) (جدول ۲-۱).

جدول ۲-۱: شاخص آلودگی جلبکی پالمر (Palmer, 1969)

Genus index	شاخص	Genus Index	شاخص
<i>Anacystis</i>	۱	<i>Micractinium</i>	۱
<i>Ankistrodesmus</i>	۲	<i>Navicula</i>	۳
<i>Chlamydomonas</i>	۴	<i>Nitzschia</i>	۳
<i>Chlorella</i>	۳	<i>Oscillatoria</i>	۵
<i>Closterium</i>	۱	<i>Pandorina</i>	۱
<i>Cyclotella</i>	۱	<i>Phacus</i>	۲
<i>Euglena</i>	۵	<i>Phormidium</i>	۱
<i>Gomphonema</i>	۱	<i>Scenedesmus</i>	۴
<i>Lepocindis</i>	۱	<i>Stigeoclonium</i>	۲
<i>Melosira</i>	۱	<i>Syndra</i>	۲

در ارزیابی اکولوژیکی از روش طبقه بندی ساپروفیتی نیز استفاده شد. بر پایه تقسیم بندی

Libermann چرخه های زیستی آبی از نظر سامانه ساپروبی به چهار گروه کیفی تقسیم می شوند:

گروه کیفی ۱- الیگوساپروب: آب درحالت مطلوب از نظر اکسیژن محلول بوده و فرآیند

معدنی شدن ترکیبات آبی به طور کامل صورت می گیرد و جانداران شناسایی شده شاخص آب تمیز

هستند.

گروه کیفی ۲- بتامزوساپروبی: تقریباً مشابه گروه ۱ با غلبه بر فعالیت های هوازی می باشد و

جانداران شناسایی شده شاخص آب نسبتاً آلوده هستند.

گروه کیفی ۳- آلفا مزوساپروبی: میزان اکسیژن محلول در روز زیاد و در شب، به شدت

کاهش می یابد. استشمام بوی H_2S از مشخصه های این ناحیه است. جانداران شناسایی شده شاخص

آب آلوده هستند.

گروه کیفی ۴- پلی ساپروبی: در این ناحیه غلبه ی فعالیت های غیر هوازی کاملاً مشهود است.

رنگ آب کدر و خاکستری تیره بوده و بوی تعفن به مشام می رسد. جانداران شناسایی شده شاخص

آب شدیداً آلوده هستند (Popescui et al., 2013). در جداول ۲-۲ و ۳-۲، دسته بندی مقادیر عددی

شاخص ساپروبی ارائه شده است.

شاخص ساپروبی با استفاده از فرمول زیر محاسبه می گردد:

$$S = \sum (s_i \times h_i) / \sum h_i$$

S = ارزش عددی گونه i در شاخص ساپروبی

h= فراوانی گونه مورد نظر i

بر اساس مقادیر شاخص ساپروبی ، کلاسه بندی کیفیت آب انجام می گردد(جدول ۲-۲).

جدول ۲-۲ - دسته بندی کیفیت بر اساس مقادیر شاخص ساپروبی (Popescui *et a.l*, 2013)

شاخص ساپروبی	کلاس	وضعیت کیفیت
۱-۱/۵	I	آلودگی خیلی کم
۱/۵-۲/۵	II	آلودگی متوسط
۲/۵-۳/۵	III	آلودگی شدید
۳/۵-۴	IV	آلودگی بسیار شدید

جدول ۲-۳- کلاسه بندی ساپروبی بر اساس استاندارد استرالیا (ONORM M

ساپروبیته	مقدار شاخص ساپروبی	کلاس کیفیت آب ساپروبیك
اولیگوسا پروب	۱/۲۵ >	غیر آلوده (I)
اولیگوسا پروب-بتا مزوسا پروب	۱/۲۵-۱/۷۵	آلودگی کم (I-II)
بتامزوسا پروب	۱/۷۶-۲/۲۵	آلودگی متوسط (II)
بتامزوسا پروب-آلفامزوسا پروب	۲/۲۶-۲/۷۵	آلودگی بحرانی (II-III)
آلفامزوسا پروب	۲/۷۶-۳/۲۵	آلودگی شدید (III)
آلفامزوسا پروب-پلی سا پروب	۳/۲۶-۳/۷۵	آلودگی خیلی شدید (III-IV)
پلی سا پروب	۳/۷۵ <	آلودگی فزاینده (IV)

(6232)

محاسبه شاخص های زیستی: در این تحقیق شاخص های تنوع سیمپسون (Simpson)، شانون -

وینر (Shannon - Winer -)، و همچنین شاخص یکنواختی (Evenness) از طریق نرم افزارهای

Biological Tools محاسبه شدند. نحوه محاسبه به این صورت بود که در هر ایستگاه بعد از شناسایی

گونه های موجود در هر تکرار، افراد مربوط به هر گونه شمارش و ثبت شدند، سپس با اعمال میانگین

گونه های مختلف هر ایستگاه، این شاخص ها محاسبه گردیدند.

شاخص تنوع شانون-وینر: مقدار شاخص شانون - واینر از یک محیط تحت استرس شدید

با آلودگی زیاد از مقدار عددی صفر شروع می شود و تا حدود ۵ الی ۶ که بیانگر یک محیط سالم

است می‌رسد. از این شاخص به منظور سنجش تأثیر فاضلاب‌ها و منابع آلاینده بر موجودات زنده و تنوع گونه‌ها، استفاده زیادی می‌شود. فرمول شانون-وینر بصورت زیر است (اردکانی، ۱۳۸۴).

تعداد جمعیت گونه i ام $n_i =$ و تعداد کل جمعیت افراد $N =$

$$H' = - \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{N} \right) \log \left(\frac{n_i}{N} \right)$$

برای پی بردن به وضعیت رودخانه از نظر رابطه تنوع و آلودگی از طبقه بندی زیر استفاده

می‌شود (Welch, 1992).

جدول ۲-۴: طبقه بندی وضعیت آلودگی با میزان شاخص شانون- واینر

(Welch, 1992)

میزان شاخص شانون- واینر	وضعیت آلودگی
$H' < 1$	به شدت آلوده
$H' = 1-3$	نیسه آلوده
$H' > 3$	عاری از آلودگی

شاخص غالبیت سیمپسون: این شاخص به عنوان اولین شاخص تنوع در بررسی‌های اکولوژیک بوده است که نشان می‌دهد، دو فردی که به طور تصادفی از یک جامعه بیرون کشیده می‌شوند تا چه اندازه احتمال دارد که به یک گونه تعلق داشته باشند. بنابراین هرچه قدر که میزان این احتمال بیشتر باشد، تنوع اجتماع نمونه برداری شده پایین تر است، فرمول سیمپسون به صورت زیر است (Zimmerman, 1993).

n_i = تعداد افراد در گونه i ام

$$C - 1 - \sum_{i=1}^C \left(\frac{n_i}{N} \right)$$

n = تعداد کل افراد گونه ها

C = شاخص سیمپسون

مقدار C از صفر تا یک متغیر است و درجه غالبیت را نشان می‌دهد و بیشتر از این شاخص برای تعیین غالبیت بین جمعیت گونه‌ها استفاده می‌شود.

شاخص ترازی محیطی (یکنواختی) یا کامارگو یا Evenness: این شاخص بیانگر میزان فراوانی افراد گونه‌ها و نحوه توزیع این فراوانی در یک نمونه می‌باشد (نوری پور، ۱۳۹۰). در واقع این شاخص نشان دهنده پراکندگی مناسب در بین گونه‌ها می‌باشد و زمانی که تمام گونه‌ها در یک نمونه دارای فراوانی یکسان باشند، شاخص ترازی زیستی به حداکثر می‌رسد. هنگامی که یک گونه به تنهایی، بیش از سایر گونه‌ها، در نمونه غالب باشد مقدار آن به صفر نزدیک می‌شود (Ludwig and Reynolds, 1988).

$$F = \frac{\left(\frac{1}{\lambda}\right)^H - 1}{e^{H^2 - 1}} = \frac{N2 - 1}{N1 - 1}$$

H' = شاخص شانون

λ = شاخص سیمپسون

$N1$ = تعداد گونه‌های غالب

$N2$ = تعداد گونه‌های بسیار غالب

برای تعیین رابطه بین ایستگاهها، فصول و جامعه فیتوپلانکتونی از روش دسته بندی خوشه ای یا Bray-Curtis استفاده گردید. بنابراین با توجه به ماهیت داده ها برای تعیین وجود اختلاف در ترکیب جامعه فیتوپلانکتونی بین دو کاربری از آنالیز تشابه (ANOSIM) استفاده شد. آنالیز تشابه در حقیقت یک نوع آنالیز تک عاملی واریانس بر پایه تشابه داده های چند متغیره است. در ANOSIM تشابه داخل گروهی نسبت به تشابه بین گروهی بر اساس ضریب عدم تشابه بری-کورتیس مقایسه و آماره ای بنام R محاسبه می شود. مقیاس R از ۱ تا -1 است. +1 نشان می دهد که همه نمونه های مشابه در گروه های مشابه هستند. مقدار صفر بیان کننده این می باشد که مقیاس هایی با تشابه کم یا زیاد کاملاً با هم مخلوط و هیچ ارتباطی با گروه ندارند. مقدار -1 نشان می دهد که بیشتر نمونه های مشابه در خارج از گروه قرار دارند.

اهمیت این آزمون مقایسه شباهتی است که بین رتبه بندی در داخل و بین گروه ها و شانس

تصادفی بودن می باشد. اساساً نمونه ها به صورت تصادفی به گروه های ۱۰۰۰ تایی مجزا شده و R

برای هر جایگزینی محاسبه می شود. مقدار مشاهدات R سپس در مقایسه با توزیع تصادفی برای تعیین اینکه آیا آنها به طور قابل توجهی متفاوت از آنچه که می تواند به صورت تصادفی رخ دهد، مقایسه می شوند.

روش تجزیه و تحلیل اطلاعات : در این مطالعه جهت محاسبات آماری ، تجزیه و تحلیل داده‌ها و رسم جداول ، نمودارها و شاخص های مختلف از نرم افزارهای Biological Tools و Excel 2010 استفاده شده است. نرمال بودن توزیع داده‌ها بر اساس آزمون Kolmogorov – Smirnov (Normality Test) انجام شد. تجزیه و تحلیل داده‌ها از طریق آنالیز واریانس یک طرفه One-way ANOVA Single factor انجام پذیرفت و مقایسه میانگین‌ها نیز بر اساس آزمون دانکن در سطح اطمینان ۹۵٪ ($\alpha = 0.05$) انجام شد.

۳-نتایج

بررسی انواع رده های فیتوپلانکتون در طی ۱۲ ماه نمونه برداری از ۷ ایستگاه مورد مطالعه، بیانگر حضور ۵ رده و ۲۶ جنس یا گونه در منطقه مورد بررسی می باشد. نتایج انواع فیتوپلانکتون های رودخانه گرگر و زهکش های منتهی به آن بر اساس رده بندی در جدول ۳-۱ ذکر گردیده است.

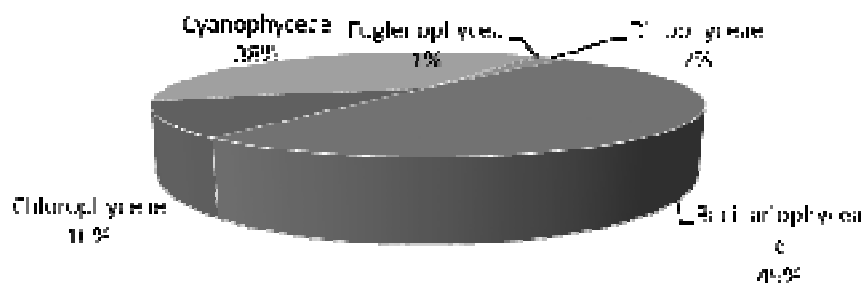
از بین رده های فیتوپلانکتون رده باسیلاریوفیسه با ۱۰ جنس یا گونه دارای بیشترین درصد فراوانی (۴۹٪) که غالب ترین آنها جنس *Cyclotella* و بعد از آن رده سیانوفیسه با ۵ جنس (۳۸٪)، که غالب ترین آن جنس *Cylindrospermopsis sp.* و کلروفیسه با ۸ جنس یا گونه (۱۰٪) که غالب ترین آن جنس *Spirogira sp.* و رده دینوفیسه با ۲ جنس (۲٪) که غالب ترین آنها جنس *Ceratium hirudinella* ورده اوگلنافیسه با ۱ جنس (۱٪) کل فراوانی فیتوپلانکتون را تشکیل داده اند (جدول ۳-۱ و شکل ۳-۱).

جدول ۳-۱: مجموع و درصد فراوانی (تعداد در میلی لیتر) فیتوپلانکتون ها در رودخانه

گرگر (۹۵-۱۳۹۴)

رده	جنس یا گونه	جمع	درصد
Bacillariophyceae	<i>Navicula placentula</i>	۶۹	۰/۴۴
	<i>Nitzschia closterium</i>	۶۰۷	۳/۸۶
	<i>Nitzschia sigma</i>	۲۳۷	۱/۵۱
	<i>Campilodiscus sp.</i>	۱۸	۰/۱۱
	<i>Cymbella sp.</i>	۳۷	۰/۲۴
	<i>Nitzschia sigmaidea</i>	۳۱	۰/۲۰
	<i>Synedra acus</i>	۲۷۸	۱/۷۷
	<i>Cyclotella</i>	۵۹۰۷	۳۷/۵۶
	<i>Diatoma sp.</i>	۴۴۴	۲/۸۲
	<i>Gyrosigma sp.</i>	۱۳۵	۰/۸۶
Chlorophyceae	<i>Scendesmus quadricauda</i>	۲۱۹	۱/۳۹

	<i>Scendesmus acuminatus</i>	۱۷۰	۱/۰۸
	<i>Ankistrodesmus acicularis</i>	۲۵۱	۱/۶۰
	<i>closteriopsis acicularis</i>	۱۰۶	۰/۶۷
	<i>Monoraphidium contortum</i>	۱۶۷	۱/۰۶
	<i>Cosmarium sp.</i>	۶۲	۰/۳۹
	<i>Mougeotia sp.</i>	۱۵۴	۰/۹۸
	<i>Spirogira sp.</i>	۵۰۳	۳/۲۰
Cyanophyceae	<i>Merismopedia sp.</i>	۴۴۲	۲/۸۱
	<i>Osillatoria sp.</i>	۱۹۰۹	۱۲/۱۴
	<i>Chroococcus sp.</i>	۱۷۸	۱/۱۳
	<i>Cylindrospermopsis sp.</i>	۳۲۳۹	۲۰/۶۰
	<i>Anabaenopsis sp.</i>	۱۸۶	۱/۱۸
Euglenophyceae	<i>Euglena sp.</i>	۷۹	۰/۵۰
Dinophyceae	<i>Peridinium sp.</i>	۶	۰/۰۴
	<i>Ceratium hirudinella</i>	۲۹۲	۱/۸۶



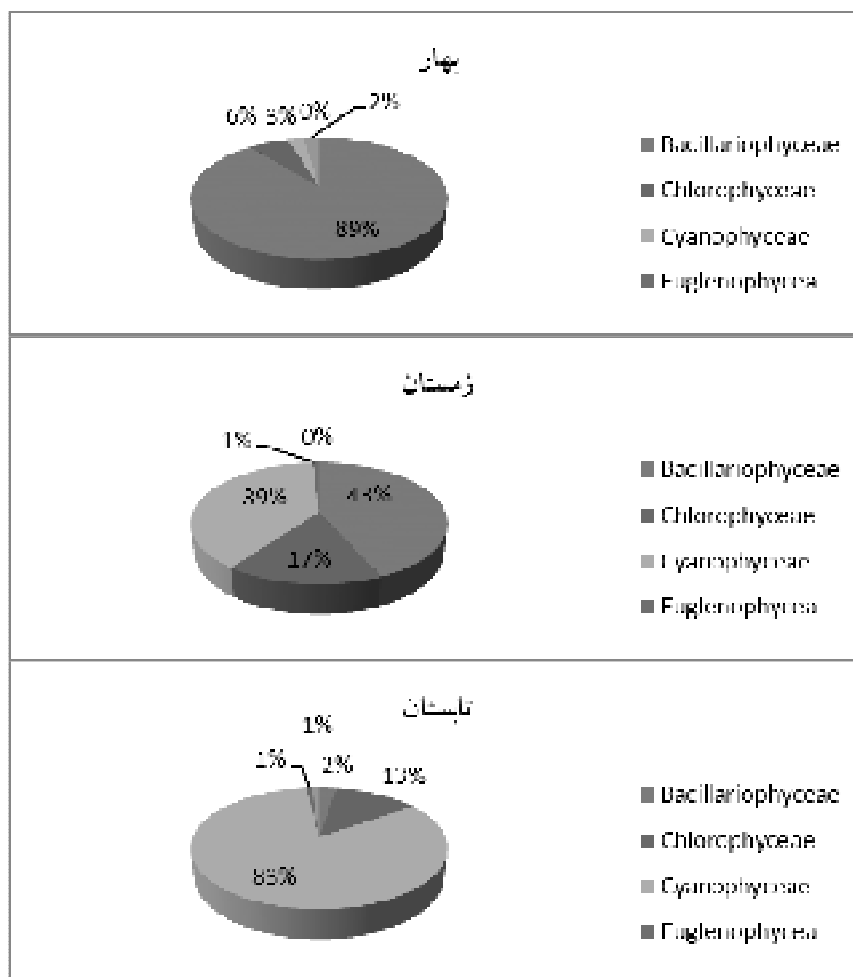
شکل ۳-۱: درصد فراوانی رده های مختلف فیتوپلانکتون در طول سال در رودخانه گرگر

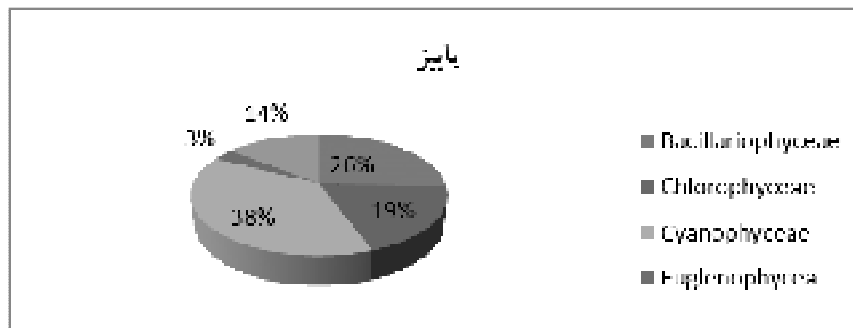
(۱۳۹۴-۹۵)

در فصل زمستان رده باسیلاریوفیسه ۴۰، سیانوفیسه ۳۹، کلروفیسه ۱۷، اوگلنایسه ۱ و

دینوفیسه صفر درصد به ترتیب بیشترین درصد فراوانی نسبی فیتوپلانکتونی را داشته اند. در فصل بهار

رده باسیلاریوفیسه ۸۹ ، کلروفیسه ۶ ، سیانوفیسه ۳ ، دینوفیسه ۲ و اوگلنایسه صفر درصد به ترتیب بیشترین درصد فراوانی نسبی فیتوپلانکتونی را داشته اند. در فصل تابستان رده سیانوفیسه ۸۳ ، کلروفیسه ۱۳ ، باسیلاریوفیسه ۲ ، دینوفیسه ۱ و اوگلنایسه ۱ درصد به ترتیب بیشترین درصد فراوانی نسبی فیتوپلانکتونی را داشته اند. در فصل پاییز رده سیانوفیسه ۳۸ ، باسیلاریوفیسه ۲۶ ، کلروفیسه ۱۹ ، دینوفیسه ۱۴ ، اوگلنایسه ۳ به درصد ترتیب بیشترین درصد فراوانی نسبی فیتوپلانکتونی را داشته اند (شکل ۳-۲).

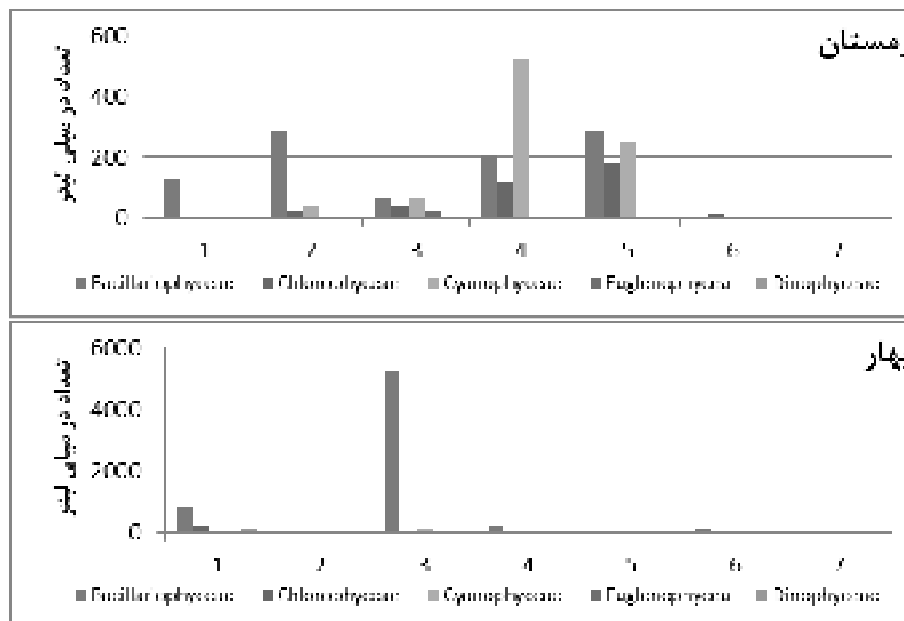


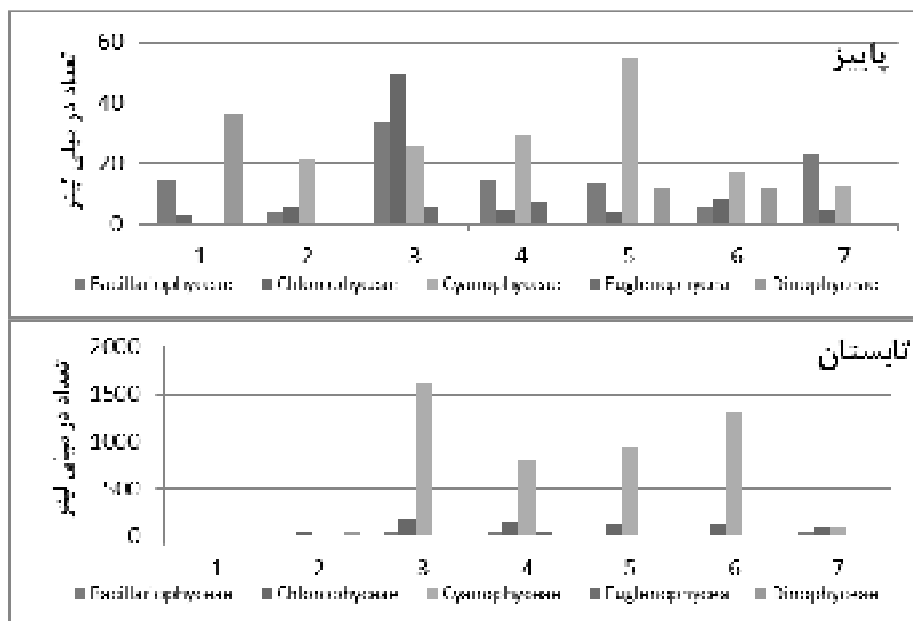


شکل ۳-۲: درصد فراوانی رده های فیتوپلانکتونی در فصول مختلف رودخانه گر گر (۹۵-).

(۱۳۹۴)

در فصل زمستان در اکثر ایستگاهها رده باسیلاریوفیسه غالب و فقط در ایستگاه ۴ سیانوفیسه ها غالب بودند. در فصل بهار فراوانی باسیلاریوفیسه در ایستگاه ۳ افزایش محسوسی داشته است. در فصل تابستان ایستگاههای ۳، ۴، ۵، ۶ فراوانی سیانوفیسه محسوس بوده و در فصل پاییز در تمام ایستگاهها، سایر رده ها با نسبت متفاوت حضور داشته اند (شکل ۳-۳).

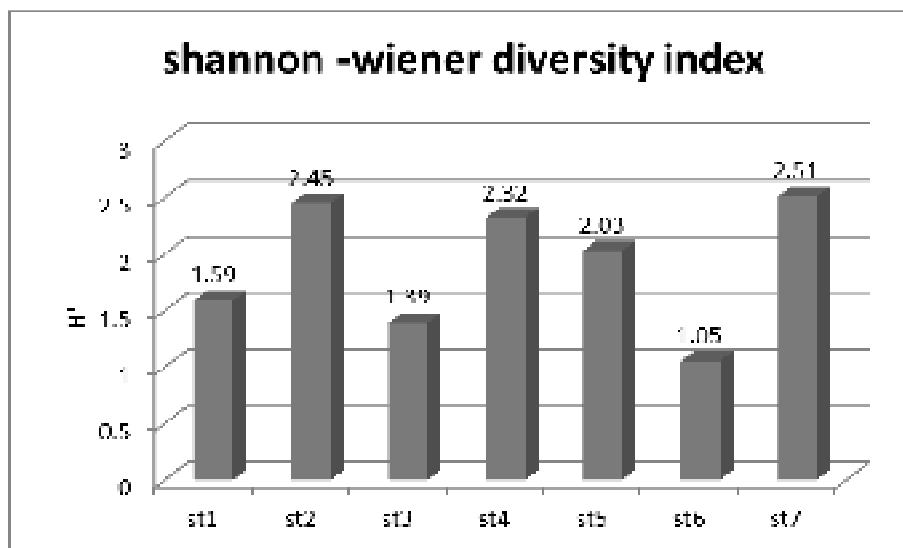




شکل ۳-۳: فراوانی رده های فیتوپلانکتونی در فصول مختلف در ایستگاههای نمونه برداری از رودخانه گرگر (۹۵-۱۳۹۴)

شاخص های زیستی

شاخص تنوع زیستی شانون-واینر در ایستگاههای مورد بررسی بر رودخانه گرگر نشان می دهد که ایستگاه ۱ و ۶ که بر شاخه شطیپ از رودخانه کارون قرار گرفته اند، از تنوع کمتری برخوردارند. از دو زهکش مزارع پرورش ماهی متاهی به شاخه گرگر (۳و۴)، زهکش ابتدای گرگر (۳) از تنوع زیستی کمتری برخوردار است. روند تنوع زیستی از ابتدای گرگر تا انتهای آن تا حدی روند کاهشی داشته است. نهایتاً ایستگاه ۷ که بعد از سه تلاقی شاخه شطیپ، گرگر و دز می باشد، از تنوع بیشتری را نشان می دهد (شکل ۳-۴).

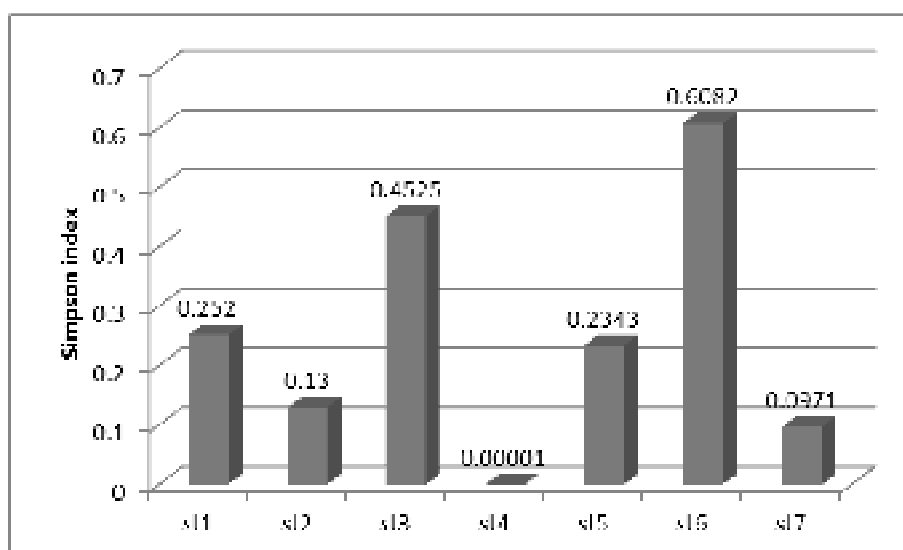


شکل ۳-۴: شاخص تنوع زیستی شانون- واینر در ایستگاههای رودخانه گرگر (۹۵-۱۳۹۴)

شاخص سیمپسون در ایستگاههای مورد بررسی بر رودخانه گرگر نشان می دهد که ایستگاه ۶

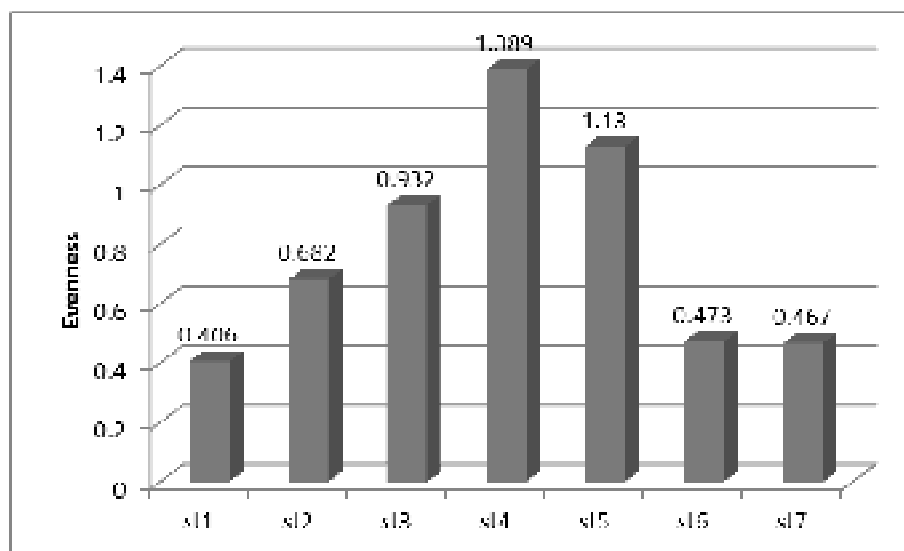
که بر شاخه شطیط از رودخانه کارون قرار گرفته است، دارای مقدار بیشتری است. همچنین در ایستگاه

۴ مقادیر این شاخص بسیار کم است (شکل ۳-۵).



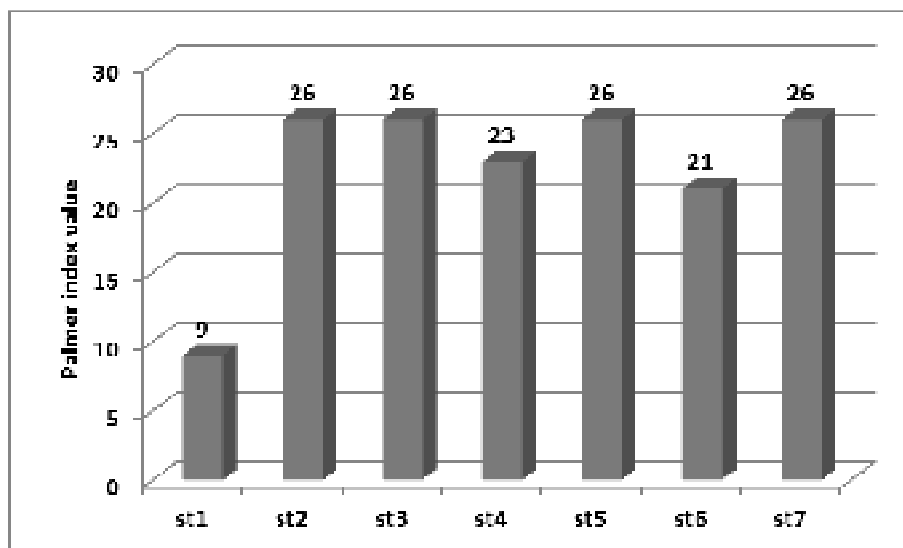
شکل ۳-۵: شاخص سیمپسون در ایستگاههای رودخانه گرگر (۹۵-۱۳۹۴)

شاخص ترازوی زیستی (evenness) در ایستگاههای مورد بررسی بر رودخانه گرگر نشان می دهد که ایستگاه ۴ که زهکش مزارع پرورش ماهی است، دارای مقدار بیشتر و ایستگاه ۱ و ۲ بر روی رودخانه کارون دارای مقدار کمتری می باشند (شکل ۳-۶).



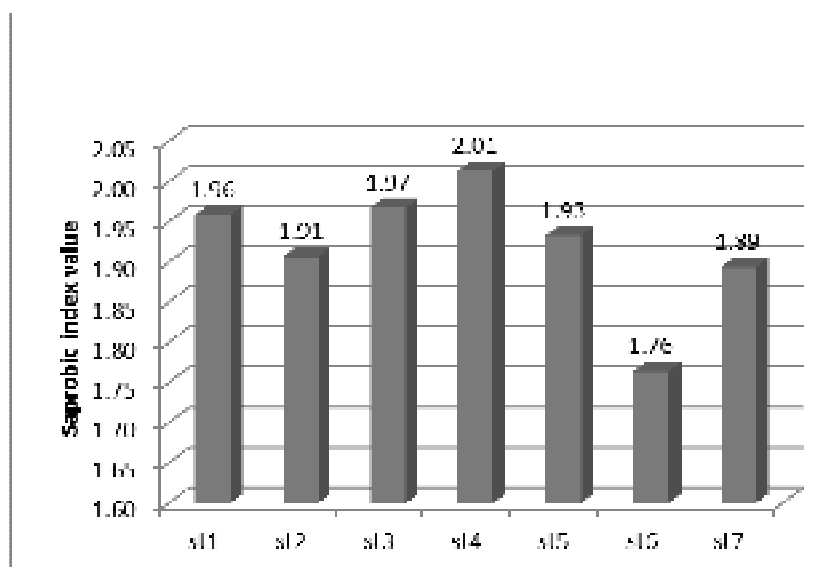
شکل ۳-۶: شاخص ترازوی زیستی در ایستگاههای رودخانه گرگر (۹۵-۱۳۹۴)

شاخص آلودگی آلی پالم در ایستگاههای مورد بررسی بر رودخانه گرگر نشان می دهد که ایستگاه ۱ که قبل از دو شاخه شدن رودخانه کارون قرار گرفته، دارای مقدار کمتر و به معنی آلودگی آلی کمتری می باشد. سایر ایستگاهها که دارای مقادیر بالای ۲۰ می باشند، از نظر این شاخص دارای آلودگی آلی هستند. به عبارتی دیگر همگی ایستگاههای رودخانه گرگر دارای آلودگی آلی می باشند (شکل ۳-۷).



شکل ۳-۷: شاخص آلودگی پالم در ایستگاههای رودخانه گرگر (۹۵-۱۳۹۴)

مقادیر شاخص ساپروبی در ایستگاههای رودخانه گرگر نشان می دهد که همگی در دامنه بتا مزوساپروب و در حد آلودگی متوسط (II) قرار دارند. از نظر مقایسه ای ایستگاه ۶ نسبت به سایر ایستگاهها از جنبه این شاخص مقدار کمتری را به خود اختصاص داده است (شکل ۳-۸).



شکل ۳-۸ : مقادیر شاخص ساپروبی در ایستگاههای رودخانه گرگر (۹۵-۱۳۹۴)

از جنبه تجزیه و تحلیل آماری بین شاخص ساپروبی و فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آب رودخانه گرگر و پسابهای ورودی به این رودخانه نشان می دهد که همبستگی معنی داری بین شاخص ساپروبی و فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی در سطح ۹۵ درصد وجود ندارد (جدول ۴-۱).

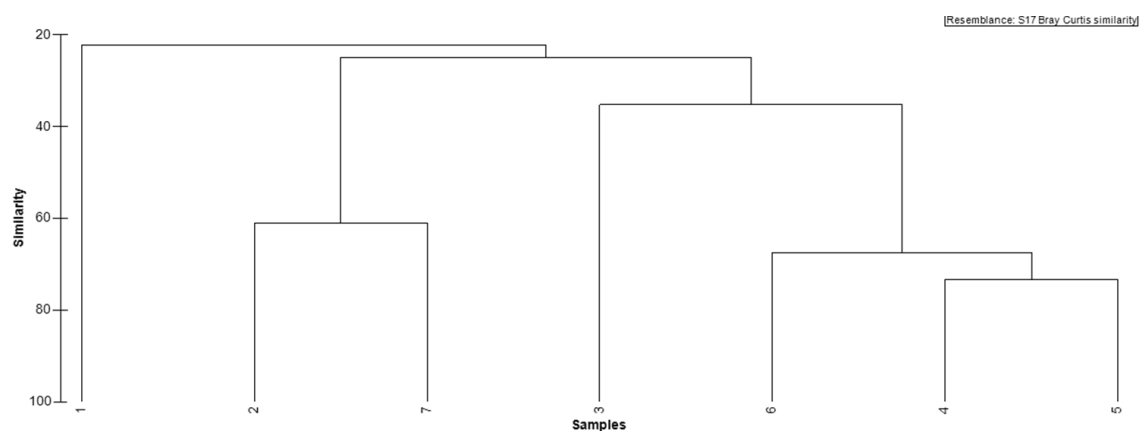
جدول ۴-۱: ضریب همبستگی شاخص ساپروبی گروههای مختلف

فیتوپلانکتونی با فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی رودخانه گرگر و پسابهای ورودی

فاکتورهای هدف	مقدار همبستگی	سطح معنی داری
pH	۰.۵۷۶	۰.۳۳۱
شوری	۰.۶۹۹	۰.۱۲۱
درجه حرارت آب	۰.۶۲۴	۰.۱۸۵
اکسیژن محلول	۰.۳۲۵	۰.۵۲۷
کل جامدات محلول (TDS)	۰.۷۰۷	۰.۱۱۵
COD	۰.۲۶۸	۰.۶۰۵
هدایت الکتریکی	۰.۶۹۸	۰.۱۲۲
PO_4^{3-}	۰.۶۲۲	۰.۱۸۶
BOD ₅	۰.۶۴۸	۰.۱۶۳
NO_2^-	۰.۶۶۷	۰.۱۴۷
NH_3	۰.۲۳۳	۰.۵۹۹
TN	۰.۱۹۴	۰.۷۱۱
NO_3^-	۰.۱۸۱	۰.۷۳۹
کدورت	۰.۰۲	۰.۹۶۹
TP	۰.۱۹۲	۰.۷۱۲

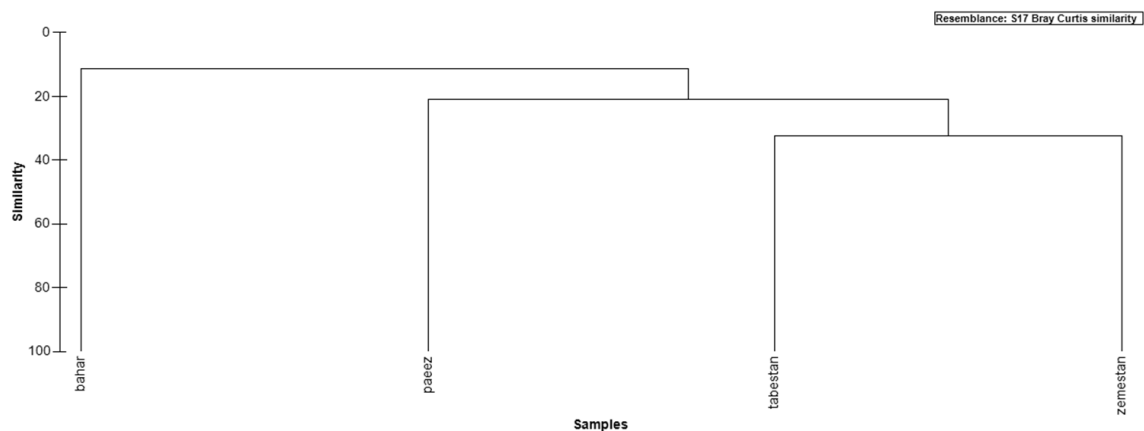
در سطح اطمینان ۵ درصد مورد بررسی قرار گرفته است.

آنالیز خوشه ای بین ایستگاههای مختلف فیتوپلانکتونی در منطقه مورد بررسی نشان می دهد که در گروه اول ایستگاه ۱، که مستقل از بقیه ایستگاهها است و گروه دوم (ایستگاههای ۲ و ۷) با حدود ۶۰٪ و گروه سوم ایستگاه ۳ با حدود ۳۵٪ و گروه چهارم ایستگاه ۶ با حدود ۷۰٪ و گروه پنجم (ایستگاههای ۴ و ۵) دارای تشابه می باشند (شکل ۳-۹).



شکل ۳-۹: آنالیز خوشه ای بین ایستگاههای مختلف فیتوپلانکتونی رودخانه گرگر (۹۵-۱۳۹۴)

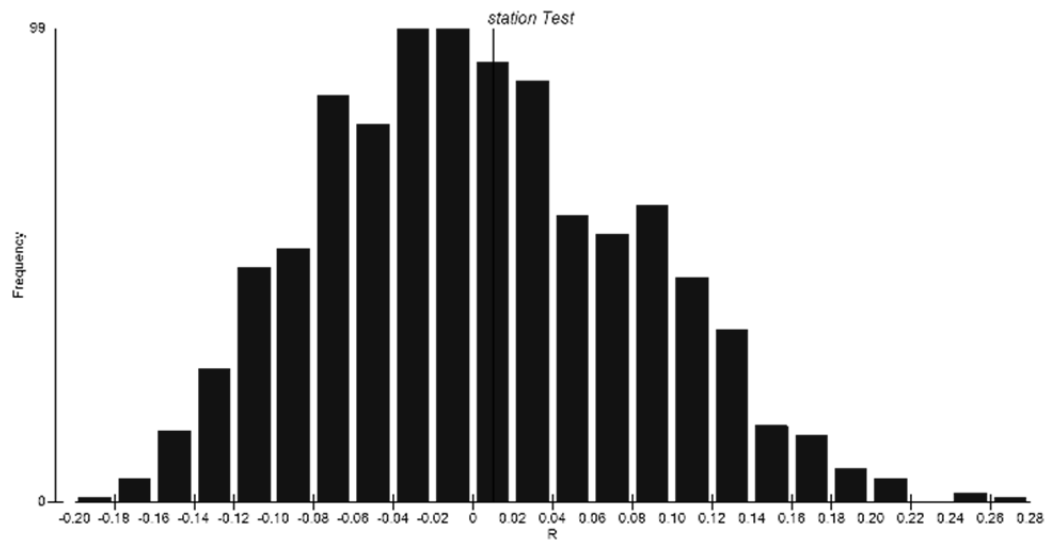
آنالیز خوشه ای فیتوپلانکتونی در فصول مورد بررسی نشان می دهد که در گروه اول فصل بهار، که مستقل از بقیه ایستگاهها است و گروه دوم (فصل پاییز) با حدود ۲۰٪ و گروه سوم (فصل تابستان و زمستان) با حدود ۳۰٪ دارای تشابه می باشند (شکل ۳-۱۰).



شکل ۳-۱۰: آنالیز خوشه ای بین فصول مختلف فیتوپلانکتونی رودخانه گرگر (۹۵-۱۳۹۴)

در آنالیز ANOSIM بین ایستگاهها و فراوانی فیتوپلانکتونها نشان دهنده این است که با R

statistic=0.01 و $p \leq 0.42$ مقدار بسیار جزئی شباهت بین ایستگاهها وجود دارد (شکل ۳-۱۱).



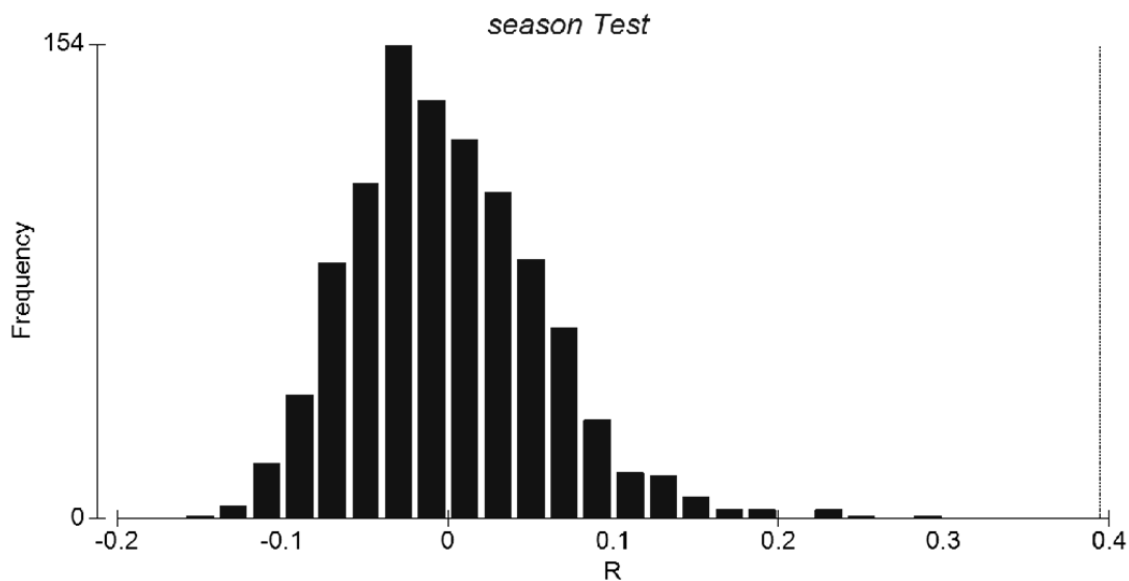
Station- anosim

شکل ۳-۱۱: آنالیز ANOSIM بین ایستگاهها و فراوانی فیتوپلانکتونی رودخانه گرگر (۹۵-)

(۱۳۹۴)

در آنالیز ANOSIM بین فصول و فراوانی فیتوپلانکتونها نشان دهنده این است که با R

statistic=0.39 و $p \leq 0.001$ شباهت بین فصول و فراوانی وجود دارد (شکل ۳-۱۲).



شکل ۳-۱۲: آنالیز ANOSIM بین فصول و فراوانی فیتوپلانکتونی رودخانه گرگر (۹۵-۱۳۹۴)

۴- بحث و نتیجه گیری

نتایج یک سال بررسی نشان داد که دیاتومه ها در رودخانه گرگر غالب بودند، که با نتایج Mann در سال ۲۰۰۰ همخوانی دارد. این محقق عنوان نمود که معمولا ۶۰ تا ۸۰ درصد ترکیب گونه‌ای در رودخانه ها را دیاتومه‌ها تشکیل می‌دهند (Mann, 2000). جنس *Cyclotella* بیشترین غالبیت فراوانی را در این بررسی داشته است. این جنس بیشتر در مناطق بالای مصبی یافت می‌شود (Koenraad *et al.*, 2009) و از جمله دیاتومه‌هایی است که معمولا در تابستان غالب و در رودخانه‌هایی که گل آلود و دارای آبی مخلوط شده هستند، یافت می‌شوند (Jassby, 2005). بستر رودخانه گرگر بدلیل گلی بودن، امکان ته نشینی سیانوفیسه‌های رشته‌ای را فراهم نموده است و هنگام افزایش دبی به دلیل بارندگی یا افزایش خروجی زهکش‌ها موجب آشفته‌گی بستر رودخانه گرگر و موجب جدا شدن آنها از بستر و معلق شدن آنها در آب می‌گردد و در آن موقع فراوانی آنها چشمگیر می‌گردد (Green, 1968).

برخی مطالعات نشان می‌دهد که فراوانی سیانوفیسه‌ها با افزایش مقادیر pH افزایش می‌یابد. همچنین در آبهایی با سختی بالا کمترین فراوانی سیانوفیسه‌ها مشاهده می‌شود (Shapiro, 1973; Whitton, ۱۹۹۲). بنابر این با توجه به ویژگی‌های رودخانه گرگر که در محدوده pH بالای ۸ می‌باشد، امکان حضور سیانوفیسه‌ها با این خصوصیات وجود دارد.

در رودخانه گرگر با توجه به بستر گلی و جریان کم آب، سیانوفیسه‌ها در بخشی از طول سال فراوان می‌گردند. سیانوفیسه‌ها در آب‌های جاری عمیق با سرعت

کم فراوان می شوند و گونه هایی که اپی بلون (سطح رسوبات گلی) می باشند، در بستر رودخانه های گلی یافت می شوند و به دلیل حرکت چرخشی عمودی این رودخانه ها از سطح بستر جدا و به صورت شناور در آب می گردند (Casamatta and Hasler, 2016).

معمولاً جنس های سیانوفیسه ها مانند *Cylindrospermopsis* آبپایی با دمای بالا (مناطق گرمسیری و نیمه گرمسیری)، فسفر زیاد و شفافیت کم را در زیستگاه خود ترجیح می دهند (Han and Liu, 2012). بنابراین این حضور گونه *Cylindrospermopsis* با خصوصیات رودخانه گرگر به عنوان یک زیستگاه منطبق می باشد.

رده کلروفیسه در رودخانه گرگر تنها ۱۰ در صد فراوانی را به خود اختصاص داده است و معمولاً رده کلروفیسه در رودخانه هایی که دارای آلودگی کمتری می باشند، حضور دارند (Barman et al., 2015). بسیاری از گونه های کلروفیسه حساس به آلودگی و برخی از گونه های دیگر آن مقاوم در برابر آلودگی می باشند. به طور معمول حضور گونه هایی دیگری از جلبک ها که برخی در رودخانه گرگر هم حضور دارند مانند *Oscillatoria*, *Euglena*, *Scenedesmus*, *Chlorella*, *Closterium*, *Cyclotella*, *Navicula*, *Nitzschia*, *Stigeoclonium*, *Ankistrodesmu*, *Gomphonema*, *Melosira* از جمله جلبک هایی هستند که در آبهای آلوده حضور دارند و قادرند که مواد آلی را تجزیه کنند (Gunale and Balakrishnan, 1981; Hosmani, and Bharati, 1981). گونه های *Ankistrodesmus*, *Oscillatoria*, *Euglena*, *Chlorella* مشخصه آبهای آلوده می باشند (Ratnasabapathy, 1975). گونه هایی مانند *Oscillatoria*, *Euglena* دارای بیشترین دامنه تحمل در برابر آلودگی های با شدت بالا هستند (Patrick, 1965).

تغییرات فصلی در پلانکتونها متأثر از تغییرات درجه حرارت آب، مقدار بارندگی و انتقال و تجمع ضایعات زیستی و زهکش های کشاورزی به بدنه آب می باشد. تغییرات فصلی در انواع جلبک ها در رودخانه می تواند بستگی زیادی به مقدار pH، شفافیت آب و مواد مغذی درون آب باشد (Barman et al., 2015). با توجه به تغییرات فصلی پلانکتونی مشاهده شده در رودخانه گرگر، نشان می دهد که در فصل بهار رده باسیلاریوفیسه و در فصل تابستان سیانوفیسه ها نسبت به سایر رده ها غالب می شوند. معمولاً در مطالعات انجام شده در رودخانه کارون رده باسیلاریوفیسه از اواخر بهار تا تابستان غالب می شوند (خلفه نیلساز و همکاران، ۱۳۷۳). تغییرتوالی فصلی در مطالعه کنونی حاکی از این می باشد که سیانوفیسه ها در تابستان نسبت به سایر رده ها غالب

ترند. طبقاً با ردیابی این روند در ایستگاهها، نشان می دهد که سیانوفیسه ها در ایستگاههای خروجی آب مزارع پرورش ماهی و در پایین دست رودخانه گرگر غالب می گردند. بنابراین ورود زهکش مزارع پرورش ماهی می تواند سبب افزایش این رده در تابستان گردد. آلودگی های محیطی از منابع ورودی به رودخانه می توانند سبب تغییر در ساختار و عملکرد سیستم های بیولوژیکی رودخانه شوند (Odiete, 1999).

کیفیت موجودات یک اکوسیستم بستگی به کیفیت فیزیکی و شیمیایی آب و تنوع بیولوژیکی آن سیستم می باشد (Irfanullah, 2006). از یک طرف جلبک ها منبع غذایی بسیار مهمی برای مراحل اولیه زنجیره غذایی موجودات آبی خصوصاً ماهیان هستند (Krishnamurthy, 2000; Easa, 2004) و از طرف دیگر شاخص زیستی کیفیت آب و آلودگی نیز می باشند (Mondhare and Panagle, 1995). بنابر این تراکم و تنوع فیتوپلانکتون ها تحت تاثیر کیفیت آب است.

کمترین مقدار شاخص سیمپسون در ایستگاه ۴ و بیشترین آن در ایستگاه ۶ می باشد. به دلیل اینکه ایستگاه ۴ خروجی، بخش کمی از زهکش های مزارع پرورش ماهی است، لذا از ویژگیهای خاصی برخوردار می باشد و فقط گونه های خاصی قادر به رشد هستند که باعث برهم زدن هموژنی جمعیت گردیده است. در ایستگاه ۶ این وضعیت برعکس می باشد. چنانچه تنوع گونه ای امکان حضور گونه را به دلایل شرایط مناسب فراهم کند، قادر است که همسانی جامعه را بیشتر نماید. البته مقادیر این شاخص نزدیک به هم نبوده و تفاوت معنی داری بین آنها وجود دارد ($p < 0.05$).

شاخص ترازوی زیستی چون نحوه پراکنده شدن افراد در بین گونه های یک نمونه می باشد. افزایش میزان این شاخص نشان دهنده جورشدگی مناسب افراد در میان گونه ها و یک شرایط محیطی مساعد و پایدار است. بیشترین مقدار میانگین آن در

ایستگاه ۴ و ۵ و کمترین آن در در ایستگاه ۶ و ۱ است. حضور گونه های غالب در نمونه باعث کاهش این شاخص می شود و نهایتاً تفاوت معنی داری بین آنها وجود دارد ($p < 0.05$).

از ارزیابی با شاخص پالمر که بیان کننده آلودگی آلی رودخانه می باشد، می توان نتیجه گرفت که ایستگاه یک که بالاترین نقطه از منطقه مورد بررسی است، به دلایلی مانند موقعیت مکانی آن قبل از شهر شوستر و مزارع پرورش ماهی و داشتن بستر سنگی موجب تمایز آن گردیده و فاقد آلودگی به مواد آلی می باشد. اما سایر ایستگاهها با عبور از شهرها ، مزارع پرورش ماهی، کشاورزی و سایر فعالیت های انسانی دچار این آلودگی شده اند.

طبق نتایج به دست آمده از وضعیت ساپروبی ایستگاههای مورد بررسی ، همگی از وجود آلودگی متوسطی با منشاء مواد آلی می باشند. حجم زیاد خروجی فاضلاب ها، سرعت کم آب رودخانه گرگر و افزایش انباشت مواد آلی در این اکوسیستم آبی سبب این بار آلودگی شده است و این تحقیق حاکی از دخالت انسان بر روی اکوسیستم این منبع آبی باشد (Rakaj, 2010).

با توجه به نتایج حاصل از این تحقیق مبنی بر عدم وجود رابطه همبستگی و رگرسیون معنی دار بین شاخص ساپروبی با فاکتور محیطی، می توان ابراز نمود که عوامل محیطی بر روی فیتوپلانکتون های رودخانه تاثیرگذار نبوده است (Ziglio *et al.*, 2008).

طبقه بندی منطقه ای فیتوپلانکتون ها از نظر شباهت نشان دهنده این است که ایستگاه ۱ با ویژگی های خاص خود که دارای بستر سنگی، سرعت جریان آب بیشتر و شفافیت بالا، قبل از انشعاب کارون و تشکیل شاخه گرگر، متمایز از سایر ایستگاهها می

باشد. شباهت ایستگاههای ۲ و ۷ که ابتدای رودخانه گرگر و انتهای منطقه مورد بررسی است، نشان می دهد که اختلاف چندانی با همدیگر ندارند، به عبارتی دیگر از نظر حضور جمعیت های فیتوپلانکتونی با هم شباهت دارند. بنابر این می توان نتیجه گرفت ورود پساب های مزارع پرورش ماهی نمی تواند تغییر چندانی بر ساختار فیتوپلانکتونی رودخانه داشته است. مستقل بودن ایستگاه ۳ که آبراهه بخش زیادی از پساب مزارع پرورش ماهی است، نیز موید این واقعیت است. از جنبه دیگر شباهت ایستگاههای ۴ و ۵ که پساب مزارع پرورش ماهی با حجم کم و منتهی الیه به رودخانه گرگر، نشان دهنده این است که این منطقه تاثیر پساب ها را تا حدی بیان می کنند. از جنبه دیگر طبقه بندی زمانی فیتوپلانکتون ها از نظر شباهت نشان دهنده این است که فصل بهار که با ویژگی خاص خود یعنی مناسب بودن دمای آب و شرایط نوری از دیگر فصول متمایز شده است. و در کل نیز می توان گفت سایر فصول نیز شباهت چندانی با جمعیت های فیتوپلانکتونی نداشته اند.

در رتبه بندی ANOSIM بین ایستگاهها و فراوانی تشابه چندانی وجود ندارد یا به عبارتی دیگر ارتباط درون گروهی آنها بسیار ناچیز است. بنابر این موقعیت ایستگاهها تاثیر چندانی بر فراوانی فیتوپلانکتونی نداشته است. در رتبه بندی بین فصول و فراوانی از نظر این آزمون مقدار جزئی با هم شباهت دارند. نهایتاً اینکه موقعیت های مکانی بر روی فراوانی فیتوپلانکتونی تاثیر نداشته اند.

در جمع بندی نهایی با توجه به روند آلودگی رودخانه کارون و شاخه گرگر نشان می دهد، که ایستگاه یک در بالاست و قبل از انشعاب کارون به دو شاخه از جنبه شاخص های زیستی فاقد آلودگی می باشد. با عبور آب از شاخه گرگر که از شهر شوشتر عبور می نماید (ایستگاه ۲)، شاخص های زیستی بیابگر آلودگی متوسط آن می

باشد. در فرض اول منبع آلوده کننده مواد آلی از شهر شوشتر به شاخه گرگر منتقل شده است. از جنبه دیگر عملکرد فیتوپلانکتونها به مواد آلی، نشان دهنده فرض دوم می باشد که در طبقه بندی ایستگاه ۲ و ۷ شباهت نزدیکی به هم دارند. به عبارتی دیگر پسابهای پرورش ماهی نمی توانند عامل افزایش آلودگی آب نسبت به نقطه اولیه (ایستگاه ۲) و نقطه انتهایی (ایستگاه ۷) باشند.

پیشنهادها

ضرورت پایش منظم زیستی و سطح آلودگی در این اکوسیستم های مهم تجاری

آزبی پروری

تهیه اطلاعات کافی از ویژگی های فیزیکی و شیمیایی و میکروبی آب رودخانه گرگر

تعیین استاندارد مناسب و قطعی برای پساب خروجی استخرهای پرورش ماهی با

توجه به کودهای استفاده شده در مزارع و خروج مواد مغذی آن به رودخانه

پایش فاضلاب های شهر شوشتر و پیامد تاثیر آن بر رودخانه گرگر

اتخاذ سیاستهای تشویقی و تنبیهی مناسب برای مالکان استخرهای پرورش ماهی در

جهت تصفیه پساب

ترویج فرهنگ استفاده از پساب استخرهای پرورش ماهی در آبیاری مزارع کشاورزی

تشکر و قدردانی

بدینوسیله ضمن سپاس از خداوند متعال، از همه کسانی که به نحوی در انجام این تحقیق مرا یاری نموده اند از جمله جناب آقای دکتر جاسم غفله مررضی ریاست محترم پژوهشکده، سرکار خانم دکتر سیمین دهقان مدیسه معاون تحقیقاتی پژوهشکده و مجری طرح، مهندس سیدمحمد حسین طاهرزاده از شیلات استان خوزستان، مهندس هوشنگ انصاری معاونت برنامه ریزی و پشتیبانی ومهندس حمید بجای زاده طرح و برنامه پژوهشکده، آقایان احمد رحمتی و رضا غلامی و همچنین از برادران نقلیه، خدمات و سایر کسانی که در این امر ما را یاری کرده اند، کمال تشکر و سپاسگزاری را دارم.

منابع

- طرح جامع کاهش آلودگی رودخانه کارون (گزارش تفصیلی). ۱۳۸۳ اداره کل حفاظت محیط زیست استان خوزستان
- اردکانی، م. ۱۳۸۴. اکولوژی. تهران. انتشارات دانشگاه تهران. ۳۴۰ صفحه.
- اسماعیلی ساری، ع. ۱۳۷۹. مبانی مدیریت کیفی آب در آبی پروری. چاپ اول. انتشارات موسسه تحقیقات شیلات ایران 361 ص.
- باقریان کلات ع، انگشتری ح.، غفوریان ر.، محمودی م.، ۱۳۸۸. راهکارهای کاهش آلودگی آب رودخانه ناشی از پساب استخرهای پرورش ماهی. همایش ملی مدیریت بحران آب. دانشگاه آزاد اسلامی واحد مرودشت.
- بساط نیا، ن. ۱۳۹۰. اثر پساب استخرهای پرورش آبزیان بر تنوع و فراوانی بزرگ بی مهرگان کفزی تالاب گمیشان. پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.
- جعفرزاده حقیقی، ن.، بسیم ی، افشاری م.، ۱۳۸۳. مطالعه موردی طرح سامان دهی آبراهه کارون - روشی جدید در ارزیابی زیست محیطی، فصلنامه تحقیقات جغرافیایی، شماره 47، ص 143-158
- حسینان س. (۱۳۸۵)، طبقه بندی کیفیت رودخانه های کارون و دز در بازه گتوند تا خرمشهر و دزفول تا بامدژ با استفاده از شاخص WQI و بررسی انتروباکتریاسه های جدا شده در این مقطع، هفتمین سمینار بین المللی مهندسی رودخانه، اهواز، دانشگاه شهید چمران.
- خلفه نیل ساز م.، کیان ارثی ف.، ۱۳۹۲. ارزیابی فیتوپلانکتونها در پساب های کشاورزی بعنوان شاخصی در امکان سنجی آبی پروری در محدوده رودخانه کارون (اهواز تا خرمشهر). مجله علمی شیلات ایران. دوره ۲۲، شماره ۲، شماره پیاپی ۸۳ ص ۶۴-۵۵
- خلفه نیل ساز و همکاران، ۱۳۷۳. بررسی هیدرولوژیک و لیمنولوژی رودخانه کارون (گتوند تا بند قیر). موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور.
- دهقان مدیسه س.، سبزه علیزاده س.، خلفه نیلساز م.، آهنگرزاده م.، طاهرزاده س. م. ح.، میاحی ی.، بنی طرفی زادگان ج.، اسماعیلی فرج.، محسنی ل.، ۱۳۹۶. ارزیابی کمی و کیفی پساب مزارع پرورش ماهی شاخه گرگر و تاثیر آن بر رودخانه کارون. موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور.

راستی، م.، نبوی، م.، جعفرزاده حقیقی فرد ن. ۱۳۸۵. بررسی تأثیر پساب پرورش ماهی بر کیفیت آب رودخانه گرگر با استفاده از جلبک ها به عنوان شاخص های بیولوژیک. هفتمین سمینار بین المللی مهندسی رودخانه. دانشگاه شهید چمران اهواز. بهمن ۱۳۸۵.

رهبر، ک.، نبوی، م.، موبد، پ. ۱۳۹۲. شاخصهای تنوع بنتیک بیودایورسیتی در بررسی کیفیت آب رودخانه کارون از بازه ملاثانی تا دارخوین. دومین همایش ملی حفاظت و برنامه زبری محیط زیست.

صالحی ژاد، آ. رضایی، پ. ۱۳۸۹. ارزیابی خسارات زیست محیطی آبی ژروری اولین همایش ملی علوم آبیان. دانشگاه فردوسی مشهد.

طهماسبی، س.، افخمی، م.، تکدستان، ا.، ۱۳۹۰. تحلیل وضعیت فیزیکی، شیمیایی و میکروبی آب رودخانه گرگر با استفاده از شاخص کیفیت آب، فصلنامه علمی - پژوهشی علوم بهداشتی، سال سوم، شماره ۴.

کمالی سنزبکی م.، رحیمی ا.، ۱۳۹۳. جوامع فیتوپلاتکتونی و شاخص آلودگی ساپروبی استخرهای پرورش ماهیان گرم آبی شرق استان گلستان (مطالعه موردی: شهر گنبد کاووس). مجله بوم شناسی آبیان 4 (۳): 62-72

موسوی س.ع.، سهرابی پ.، ۱۳۹۲. مدیریت پساب های مزارع پرورش آبیان. دومین همایش ملی توسعه پایدار کشاورزی و محیط زیست سالم.

نظری، ح.، قدسیان، م.، خدادادی، ا.، ۱۳۸۴. مطالعه اثرات آلاینده ها بر کیفیت آب شفارود در استان گیلان. پنجمین کنفرانس بین المللی مهندسی محیطی. صفحات ۴۳ تا ۵۱.

نوری پور، م. ۱۳۹۰. سنجش تنوع گونه ای و ساختار جمعیتی ماکروبتوزهای رودخانه دز در بازه پل قدیم تا پل وحیدآباد دزفول. پایان نامه کارشناسی ارشد محیط زیست. دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات خوزستان

هوشمند، ع.ر.، جلالی، ع.ا. و صادقی لاری، ع. ۱۳۸۷. محاسبه توان خودپالایی رودخانه زهره در ایستگاه های مورد مطالعه. دومین همایش ملی مدیریت شبکه های آبیاری و زهکشی. دانشگاه شهید چمران اهواز، دانشکده مهندسی علوم آب. بهمن ۱۳۸۷.

موسوی، ع.، سهرابی، پ. ۱۳۹۲. مدیریت پساب های مزارع پرورش آبیان. دومین همایش ملی توسعه پایدار کشاورزی و محیط زیست سالم.

Abbasi T., Abbasi S.A., 2011. Water quality indices based on bioassessment: the biotic indices. *Journal of Water & Health*. 9(2): 330-348.

Barman D., Deka S.J., Barman B., 2015. Seasonal diversity and habitat characteristics of algae of wetlands in the west Garo Hill, Meghalaya, India. *Research Journal of Recent Sciences* Vol. 4, 274-279

Bellinger E.G., Sigeo D.C., 2010. *Freshwater Algae: Identification and Use as Bioindicators*. Wiley-Blackwell. Chichester, UK, 271 pp.

Casamatta D.A., Hasler P., 2016. *Blue-Green algae (Cyanobacteria) in Rivers*. Springer Publishing Company. 5-34p.

Chowdhury M.M.R., Mondol M.R.K., Dewan S., 2008. Seasonal dynamics of plankton in relation to some environmental factors in a beel ecosystem. *Univ. J. Zool. Rajshahi Univ.* 27: 55-58.

Czerniawska-Kusza I., 2005. Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment. *Limnologia*. 35(3): 169-176

Easa P.S., 2004. Biodiversity documentation for Kerala part; Algae, Keral forest Research Institute Peechi.

Eaton A.D., Clesceri L.S., Rice E.W., Greenberg, A.E., 2005. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21th edition. American Public Health Association. Washington, DC. Multiple pages.

Forsberg C., 1982. Limnological research can improve and reduce the cost of monitoring and control of water quality. *Hydrobiologia* 86:143-146.

Goncharov A.V., 1996. Experiments on biological indicators in small rivers (using phytoplankton). *Water Res.* 23: 190-197

Green J., 1968. *The biology of estuarine animals*. University of Washington, Seattle.

Gunale V. R., Balakrishnan M.S., 1981. Biomonitoring of eutrophication in Pavana, Mula, Mutha Rivers, flowing through Puna. *Indian J. Environ. Health* 23(4):316-322.

Han B.P., Liu Z., 2012. *Tropical and Sub-Tropical Reservoir Limnology in China: Theory and practice*. Springer Science & Business Media, 368 p.

Hosmani, S.P., Bharati S.G., 1981. A new genus of alga from Karnataka (India). Vol. 8(3): 579-580. (Haliyal, Karnataka).

Irfanullah H.M., 2006. Algal taxonomy in limnology; An example of the declining trend of taxonomical studies. *Hydrobiol.*, 559(1): 1-9

Jafari N.G., Gunale, V.R., 2006. Hydrobiological Study of Algae of an Urban Freshwater River. *Journal of Applied*

Jafarzadeh N., 2006. Studies on qualitative and quantitative Modeling of Gargar River. Environmental studies reports of Poorab consultants and department of water and power. Vol.1. (In Persian).

Jassby A.D. 2005. Phytoplankton regulation in a eutrophic tidal river (San Joaquin River, California). *San Francisco Estuary and Watershed Science*. Vol. 3, Issue, Article 3.

John D.M., Whitton, B.A. and Brook, A.J., 2002. *The Freshwater Algal Flora of the British Isles*. University of Cambridge Press, Cambridge, UK 702pp.

John, D.M., B.A. Whitton and A.J. Brook, 2002. *The Freshwater Algal Flora of the British Isles*. Cambridge University Press, UK.

Kevin B.L., Vincent H.R., 2011. Development and validation of a macroinvertebrate index of biotic integrity (IBI) for assessing urban impacts to northern California freshwater wetlands. *Environ Monit Assess*, 6:3653-3674

Koenraad M., Sabbe K., Vyverman W., 2009. Changes in phytoplankton diversity and community composition along the salinity gradient of the Schelde estuary (Belgium/The Netherlands). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 82: 335-340

Krishnamurthy V., 2000. Algae of India and neighbouring countries. Chlorophycota. Oxford & IBH Publishing Co. Pvt. Ltd. New Delhi.

Kumar P., Wanganeo, A., Sonaulah, F., Wanganeo, R. 2012. Limnological study on two high altitude himalayan ponds, Badrinath, Uttarakhand. *International Journal of Ecosystem* 5(5): 103-111.

Lenat D.R., 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *Journal of North American Benthological Society*, 7(3):222-233.

Li L., Zheng B., Liu L., 2010. Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. *Procedia Environmental Sciences*. 2: 1510-1524

Ludwig J.A., Reynolds, J.F. 1988. *Statistical Ecology* Wiley. New York.

Majnunian H., 1998. *Wetlands: Classifying and Protecting Wetlands*, Dayereye Sabz Publication Co, 10-49 p.

Mann K., 2000. *Ecology of Coastal Water. With implications for management*. London: Blackwell Science, 400p.

Maznah Wan Omar W., 2010. Water quality of tropical reservoir based on spatio-temporal variation in phytoplankton composition and physico-chemical analysis. *International Journal of Environmental Science and Technology*. Volume 12, Issue 7, pp 2221-2232

Mondhare S.B., Pangle. 1995. Occurrence and tolerance of some algae in distillery waste. *Journal of Aqua. Biology*, 10(1): 31-33.

Natividad F. L., Javier L.M.V., Pagaddu J.V.A., Glenn L. S.S.G.L., 2014. Assessing water quality of Dao River, Batangas using phytoplankton biomonitoring. *Int j Currsci*, 12: E 98-102

Odiete W.O., 1999. *Environmental Physiology of Animals and Pollution*. Diversified Resources Ltd, Lagos, 261

Olena B., Barinova S., Klochenko P., 2012. Phytoplankton communities in ecological assessment of the Southern Bug River upper reaches (Ukraine). *Ecology & Hydrobiology*. Vol. 12. No. 3, 211-230

Ortega-Mayagoitia E., Rojo C., Rodrigo M.A., 2003. Controlling factors of phytoplankton assemblages in wetlands: an experimental approach. *Hydrobiologia*, Volume 502, Issue 1-3, pp 177-186

Palmer C.M., 1969. Composite rating of algae tolerating organic pollution. *Journal of Phycology*, 5: 78-82

Patrick R., 1965. Algae as indicator of pollution. In *Biological Problems in water pollution*. 3rd Seminar Bot. A. Tuft. Sanitary Eng. Center. Cincinnati, Ohio. 223-232. Publication. 490 p.

Popescui A., Ibanescui D. and Fetecai M. 2013. The assessment of aquatic through phytoplankton Saprobity index. *Lucrări Științifice-Seria Zootehnie*, vol. 60, 253-257

Pourafiasyabi M., Ramezani Z., 2014. Phytoplankton as bio-indicator of water quality in Sefid Rud River, Iran (South of Caspian Sea). *CJES*, Vol. 12. Issue 1. Winter 2014, Page 31-40

Rakaj M., 2010. Biological water quality of lake Shkodra based on the diatoms and cyanobacteria bioindicator species, Book of papers, Balwois. Ohrid, 25-29 May.

Ramakrishnan N., 2003. Bio-Monitoring Approaches for Water Quality Assessment In Two Water bodies At Tiruvannamalai Tamil Nadu, India. *Proceedings of the Third International Conference on Environment and Health*, Chennai, India: 374-385.

Ratnasabapathy M., 1975. Biological aspects of Wardieburn sewage oxidation pond. *Malaysian Sci.* 3 (a): 75-87.

Rejeki S., Suryanto A., Hutabarat J., Anggoro S., 2012. Evaluation of idle eroded coastal water for mariculture based on thropic saprobic index analysis (Case study: Coast of sayung district Demak, Central Java Indonesia). *Journal of Coastal Development*. 15(3): 324-333.

Reynolds C.S. 1990. Temporal scales of variability in pelagic environments and the response of phytoplankton. *Freshwater Biology* 23, 25-53

Shapiro J., 1973. Blue-green algae: why they become dominant. *Science* 179:382-384.

Shinde S.E, Pathan T.S., Sonawane DL., 2012. Seasonal variations and biodiversity of phytoplankton in Harsool-Savangi dam, Aurangabad, India. *Journal of Environmental Biology*. 33(3): 643-647.

Stephen W. Farris. J.L. 2004. biomonitoring approach to aquaculture effluent characterization in channel catfish fingerling production. *Aquaculture*, v.241, p.319-330,

Vutukuru S.S, Asadi SS., Vasantha Rao B.V.T, Raju M.V., 2012. Plankton biodiversity as indicators of the ecological status of River Moosi, Hyderabad, India. *International Journal of Earth Sciences and Engineering* 5(3): 587-592.

Welch F B.,1992. *Ecological Effects and Waste Water*. 2ed edition.425p.

Whitton, B.A., 1992. Diversity, Ecology, and Taxonomy of the Cyanobacteria. 1-15. In *Photosynthetic Prokaryotes*. Plenum Press, New York.

Wu JT., 1984. Phytoplankton as bioindicator for water quality in Taipei. *Botanical Bulletin of Academia Sinica* 25(2): 205-214.

Ziglio G., Flaim, G., Siligardi, M., 2008. *Biological monitoring of rivers* (Vol. 19). John Wiley & Sons.

Zimmerman, M.C. 1993. The use of the biotic index as an indication of water quality. Department of Biology Lycoming College Williamsport, Pennsylvania 17701.

Abstract:

The aim of this study was to investigate the effect of wastewater fish farms on planktonic communities of the Gar-Gar River. This study was carried out from seven stations at February to December (2014-2015), in Gar-Gar branch, Karoon river and wastewater farms. The most abundant phytoplankton class was Bacillariophyceae and the most dominant being *cyclotella* genus. The high presence of Cyanophyceae in the summer was characterized by high levels of organic material load on the Gar-Gar River and the relationship between phytoplankton diversity and pollution of the Gar-Gar River, which indicates the semi-polluted part of the river. The Palmer index evaluation shows exception station 1, other stations have an organic pollution. saprobic index of all stations also shows a moderate pollution with the origin of organic matter. There is no significant correlation between saprobic index and physical and chemical factors of water Gar-Gar River. The overall results indicated that the station 1 in the upstream and before splitting the Karoon into two branches, was non-polluted. However, with the flow of water from the Gar-Gar branch of Shushtar (Station 2), the biological indices represent a moderate pollution. Because of the source of the pollution in station 2 were the organic matter in waste water Shushtar city, and the similarity of stations two and seven from pollution index, highlight the fact that the fish waste water did not increase water River pollution.

Keywords: Phytoplankton, fish farms, Wastewater, Karoon River, Gar-Gar River