بررسی کیفیت آب رودخانه گرگر با استفاده از جوامع کفزی و شاخص BMWP

- **پروانه شوکت*:** گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی خاتم الانبیاء بهبهان، صندوق‌پستی: ۱۵۱-۶۳۶۱۵
- **سیده‌سحر موسوی‌ده‌موردی:** گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی خاتم الانبیاء بهبهان، صندوق پستی: ۱۵۱-۶۳۶۱۵
- **سیمین دهقان مدیسه:** سازمان تحقیقات آموزش و ترویج کشاورزی، مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، پژوهشکده آبزی پروری جنوب کشور، اهواز
- **لاله موسوی‌ده‌موردی:** گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی خاتم الانبیاء بهبهان، صندوق‌پستی: ۱۵۱-۶۳۶۱۵

تاریخ دریافت: شهریور ۱۳۹۶ تاریخ پذیرش: آذر ۱۳۹۶

چکیده

این مطالعه به‌منظور ارزیابی کیفیت آب رودخانه گرگر براساس جوامع کفزی و شاخص BMWP انجام شده است. نمونه‌برداری از ۷ ایستگاه به‌صورت ماهیانه از بهمن ۱۳۹۳ تا آذر ۱۳۹۴ به‌مدت یک‌سال با استفاده از سوربر و گرب پترسون با سطح مقطع ۲۲۵ سانتی‌مترمربع صورت گرفت. جهت اندازه‌گیری میزان مواد آلی از روش فیزیکی سوختن در کوره الکتریکی و به‌منظور آنالیز دانه‌بندی رسوبات از روش سری الک استفاده شد. در طی دوره بررسی در مجموع ۱۹ رده، ۵۸ خانواده (۴۱ جنس و ۱۶ گونه) از جوامع کفزی شناسایی و شمارش شدند. بیش‌ترین میزان فراوانی به‌ترتیب مربوط به خانواده‌های مختلف بندپایان با ۵۲/۶ درصد، نرم‌تنان با ۲۵ درصد، کم‌تاران با ۲۲ درصد و سایر گروه‌ها با ۰/۴ درصد نسبت به کل جمعیت کفزیان بوده است. در این مطالعه بیش‌ترین فراوانی به‌ترتیب مربوط به جنس .sp *Tubifex* از رده کم‌تاران، جنس .sp *Astrosimulium* از رده دوبالان، گونه *Melanoides tuberculatus* از رده شکم‌پایان گزارش شده است. براساس نتایج میانگین سالانه مقادیر شاخص BMWP ایستگاه‌های نمونه‌برداری در رودخانه گرگر در سه طبقه کیفی طبقه‌بندی شد. در طی دوره بررسی ایستگاه‌های ۱ و ۲ در طبقه کیفی متوسط، ایستگاه‌های ۶ و ۷ در طبقه کیفی ضعیف و ایستگاه‌های ۳، ۴ و ۵ در طبقه کیفی بسیار ضعیف طبقه‌بندی شدند. هم‌چنین براساس نمره متوسط هر تاکسون ASPT، کلیه ایستگاه‌ها در طبقه کیفی احتمال آلودگی شدید قرار گرفتند.

کلمات کلیدی: جوامع کفزی، رودخانه گرگر، کیفیت آب، شاخص BMWP، شاخص ASPT

* پست الکترونیکی نویسنده مسئول: shoukat@bkatu.ac.ir

مقدمه

امروزه در بسیاری از نقاط مختلف دنیا رودخانه‌ها به‌عنوان محل تخلیه فاضلاب‌ها، پساب‌های کارخانه‌ها و زهکش‌های کشاورزی مورد استفاده قرار می‌گیرند. این امر موجب بروز مشکلات زیست محیطی گوناگونی در سطح جهانی شده است. با توجه به بروز خشک‌سالی‌های اخیر و اهمیت این اکوسیستم‌های آبی به‌عنوان یکی از مهم‌ترین منابع تأمین و انتقال آب مصرفی در بخش‌های صنعت، کشاورزی و مصارف شهری، حفظ این منابع از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است (Majnunian و همکاران، ۱۹۹۸). طبق نظر Qane (۲۰۰۴)، انواع آلودگی که وارد رودخانه‌ها می‌شوند شامل: آلاینده‌های صنعتی ناشی از کارخانجات و صنایع، آلودگی کشاورزی حاصل از سموم کشاورزی مورد استفاده در مزارع کشاورزی و آلودگی شهری شامل فاضلاب‌های خانگی و شهری می‌باشند. در این راستا با بررسی کیفیت آب رودخانه‌ها می‌توان این مشکلات و خطرات را تا حدی کنترل نمود. از آن‌جا که ظرفیت پذیرش آلاینده‌های ورودی برای هر رودخانه محدود است، با مشخص نمودن نقاطی از رودخانه که از نظر پارامترهای کیفی آب پایین‌تر از حد استاندارد می‌باشد می‌توان نقاط بحرانی را یافته و در جهت جلوگیری از کاهش کیفیت آب و یا بهبود آن راهکارهای مناسبی را ارائه نمود (نظری و همکاران، ۱۳۸۴). محققین برای تعیین کیفیت آب‌ها از شاخص‌های متعددی براساس ارزیابی پارامترهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی استفاده می‌نمایند. باید توجه داشت که به‌دلیل محدودیت مکانی و زمانی اطلاعات حاصل از مطالعات فیزیکی و شیمیایی آن‌ها نمی‌توانند به‌طور کامل بیانگر وضعیت کیفی اکوسیستم‌های آبی باشند (اسماعیلی‌ساری، ۱۳۸۱). بنابراین به‌منظور آگاهی از روند تغییرات کیفی آب رودخانه‌ها همراه با شناسایی عوامل اصلی آلودگی، پایش زیستی با استفاده از موجودات آبزی براساس گونه‌ها و موجودات اندیکاتور شاخص مناسب‌تری می‌باشد (Kenny و همکاران، ۲۰۰۹). با توجه به نقش مهم جوامع کفزی در زنجیره غذایی ماهیان، مطالعه این جوامع معیار مناسبی برای ارزیابی وضعیت اکولوژیکی و تشخیص سلامت و کیفیت یک اکوسیستم آبی می‌باشد (Zhu و Chang، ۲۰۰۸؛ Mustapha و Yakubu، ۲۰۱۵). آن‌ها بیش‌ترین اطلاعات را در رابطه با مدیریت منابع زیست محیطی فراهم می‌کنند و یکی از مهم‌ترین ابزارهای قابل اعتماد و قابل اندازه‌گیری برای پایش محسوب می‌شوند. این روش در بسیاری از نقاط جهان، در حال حاضر مورد استفاده قرار می‌گیرد و به‌عنوان یکی از تکنیک‌های مطرح در جهان پذیرفته شده است (Romachandra و همکاران، ۲۰۰۵؛ Kevin و همکاران، ۲۰۱۱). اندازه کوچک و تحرک کم، تنوع زیستی بالا، پراکندگی بالای آن‌ها در تمامی محیط‌های آبی و نمونه‌برداری سریع، آسان و نسبتاً ارزان، در دسترس بودن روش‌های تحقیق، عادات غذایی قابل انعطاف، درجات مختلف حساسیت و مقاومت نسبت به عوامل شیمیایی و استرس‌های ناشی‌ازکمبوداکسیژن،تأثیرپذیری‌ساختارجوامع‌ازاسترس‌های محیطی و پاسخ نسبتاً سریع به استرس از جمله نکاتی است که باعث شده است استفاده از آن‌ها به‌عنوان شاخص‌های زیست محیطی مورد توجه قرار گیرد (Rahbari و همکاران، ۲۰۰۶؛ Zhu و Chang، ۲۰۰۸؛ Pawar، ۲۰۱۵؛ Mark و همکاران، ۲۰۱۶؛ Walage و Canencia، ۲۰۱۶).

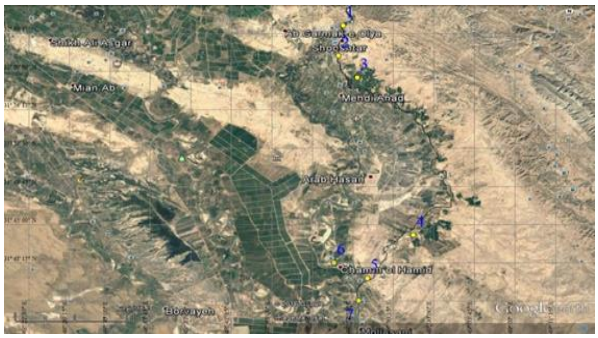
شاخص BMWP (Biological Monitoring Working Party) یکی از سیستم‌های امتیازی است که برای ارزیابی کیفیت بیولوژیکی آب‌ها استفاده می‌گردد و مورد تأیید سازمان بین‌المللی استاندارد قرار گرفته‌است(اسماعیلی‌ساری، ۱۳۸۱). با توجه به این‌که شاخص ASPT (Average Score Per Taxon) بیانگر نمره متوسط هر تاکسون می‌باشد جهت به حداقل رساندن اثر اندازه نمونه از این شاخص نیز استفاده می‌گردد. در ارتباط با کارآیی این شاخص‌ها در ایران و سایر نقاط مختلف دنیا مطالعاتی انجام شده است که می‌توان به این موارد اشاره نمود: محمدی‌روزبهانی و همکاران(۱۳۹۲)، شکری و همکاران(۱۳۹۳)، Kazanci و همکاران (۲۰۱۳)، Zeybek و همکاران(۲۰۱۴)، Arslan و همکاران (۲۰۱۶). مطالعه حاضر نیز می‌تواند تکمیل کننده تحقیقات پیشین در این زمینه باشد. امید است در صورت تداوم این بررسی‌ها و تحقیقات از آن‌ها به‌عنوان مطالعات بنیادی و پایه‌ای استفاده شود. رودخانه کارون قبل از رسیدن به شوشتر به‌وسیله یک مانع مصنوعی به نام بند میزان به دو شاخه تقسیم می‌شود که تقریباً ۲/۳ آب رودخانه، شاخه غربی به نام شطیط و ۱/۳دیگر از آن، شاخه شرقی به نام گرگر را تشکیل می‌دهد(خلفه‌نیلساز و همکاران، ۱۳۷۲).شاخه گرگر رودخانه کارون منبع اصلی مزارع پرورش ماهیان گرمابی در حوضه کارون است که بخش مهمی از تخریب کیفیت آب و مشکلات زیست محیطی آن را می‌تواند 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 می‌گردد، اما به‌دلیل ورود مازاد آب کشاورزی و پساب‌های دیگر در رودخانه، زمین‌های اطراف و تالاب‌ها موجب آلودگی‌های متعددی می‌گردند (افخمی، ۱۳۸۰). در پی کاهش دبی رودخانه کارون به‌ویژه شاخه گرگر و تخلیه پساب‌های کشاورزی، صنعتی، شهری، روستایی و پرورش ماهی به‌داخل آن کیفیت آب رودخانه به‌شدت تحت تأثیر قرارگرفته است و علاوه بر کاهش کیفیت آب رودخانه موجب کاهش تولیدات ماهی در مزارع پائین‌دست شده است. هدف بنیادی در این تحقیق بررسی نقش پساب پرورش ماهیان گرمابی بر کیفیت آب رودخانه گرگر در ایستگاه‌های مطالعاتی می‌باشد. در همین راستا، تحقیق حاضر به‌منظور ارزیابی وضعیت سلامتی این رودخانه و با تکیه بر جوامع کفزی و شاخص BMWP در

منطقه مورد مطالعه طراحی شده است. نتایج این تحقیق می‌تواند در ارائه برنامه‌های مدیریتی و حفاظتی رودخانه برای بهره‌برداری از آب رودخانه و تصمیم‌گیری مطلوب به مدیران کمک کند.

مواد و روش‌ها

نمونه‌برداری این مطالعه از بهمن‌ماه سال ۱۳۹۳ آغاز و به‌مدت یک‌سال در شاخه گرگر رودخانه کارون ادامه داشته است. 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 شطیط کارون اصلی و نهایتاً ۱ ایستگاه بعد از تلاقی شاخه شطیط و گرگر و دز، در کارون بزرگ)، به‌صورت ماهیانه نمونه‌برداری‌های منظم از آب، رسوبات و کفزیان صورت گرفت. ایستگاه‌های ۳ و ۴ دقیقاً در نقطه تخلیه پساب مزارع پرورشی بوده‌اند. طول شاخه گرگر ۷۸ کیلومتر می‌باشد. فاصله ایستگاه ۱ و ۲ حدود ۶ کیلومتر، فاصله ایستگاه ۲ تا ۵ حدود ۷۱ کیلومتر و فاصله ایستگاه ۵ تا ۷ حدود ۷ کیلومتر بوده است. عمق ایستگاه‌های نمونه‌برداری حدود ۱/۵ تا ۲ متر گزارش شده است. پوشش گیاهی در منطقه مورد نظر همان گیاهان حاشیه رودخانه است که عمدتاً نی و Chenopodacea می‌باشد. موقعیت دقیق ایستگاه‌ها با استفاده از موقعیت‌یاب ماهواره‌ای (Global Position System=GPS) مشخص گردید. نقشه منطقه مورد مطالعه و ایستگاه‌های تعیین‌شده در شکل ۱ ارائه شده است.

جهت نمونه‌برداری از کفزیان، از گرب پترسون با سطح مقطع ۲۲۵ سانتی‌متر مربع استفاده شد و از آن‌جایی‌که بخش‌هایی از بستر رودخانه گرگر سنگلاخی است، در ایستگاه‌های ۱ و ۲ از نمونه‌بردار سوربر با سطح مقطع ۲۲۵ سانتی‌مترمربع نیز استفاده گردید. به‌منظور افزایش دقت در انجام محاسبات آماری نمونه‌برداری از هر ایستگاه با ۴ تکرار انجام گرفت. از سه تکرار برای شناسایی و شمارش درشت کفزیان و ثبت میانگین فراوانی آن‌ها و از یک تکرار نیز برای تعیین درصد مواد آلی (Total Organic Matter=TOM) و آنالیز دانه‌بندی رسوبات (Grain Size Analysis=GSA) استفاده شد. نمونه‌های موردنیاز برای آنالیز رسوبات در کیسه‌های پلاستیکی در مجاورت یخ به آزمایشگاه انتقال داده شدند. نمونه‌های مربوط به موجودات کفزی نیز در محل نمونه‌برداری با استفاده از الک ۵۰۰ میکرون شستشوی اولیه داده شدند. سپس باقی‌مانده رسوب در ظروف نمونه‌برداری جمع‌آوری شده و به‌میزان ۲ برابر حجم رسوب، الکل اتیلیک ۹۶ درجه به آن‌ها اضافه شده و به آزمایشگاه منتقل گردیدند. پس از انتقال نمونه‌های رسوب به آزمایشگاه، محتوای هر ظرف نگه‌داری رسوب، با الک ۵۰۰ میکرون شستشو داده شدند تا دیگر هیچ رسوب و گل و لایی از الک خارج نشد. برای رنگ آمیزی نمونه ها از محلول یک گرم در لیتر رز بنگال به‌مدت ۴۵ دقیقه استفاده گردید (Walton، ۱۹۷۴). گروه‌های مختلف کفزیان به‌وسیله استریومیکروسکوپ جداسازی وبااستفاده‌ازکلیدهای شناسایی فون کفزی در حد خانواده و در صورت امکان در حد جنس و گونه شناسایی‌وشمارش گردیدند (Sterreer، ۱۹۸۱؛ Jones، ۱۹۸۶؛ Barnes، ۱۹۸۷؛ Ramesh و همکاران، ۲۰۰۴؛ Pennak، ۲۰۰۷؛ Mellenby، ۲۰۱۰؛ Oscoz، ۲۰۱۱؛ Keshavarz و همکاران ۲۰۱۶). جهت تعیین درصد مواد آلی رسوبات در هر ایستگاه از روش فیزیکی سوختن در کوره‌الکتریکی به‌مدت ۸ ساعت در دمای ۵۵۰ درجه سانتی‌گراد استفاده گردید (Holme و Mcintyre، ۱۹۸۴). به‌منظور آنالیز دانه‌بندی رسوبات از روش سری الک استفاده شد (Buchanan، ۱۹۸۴).



شکل ۱: ایستگاه‌های مطالعاتی در رودخانه گرگر در محدوده مزارع پرورشی گرمابی

به‌منظور تعیین شاخص BMWP کفزیان جمع‌آوری شده از ایستگاه‌های مختلف تا سطح خانواده مورد شناسایی قرار گرفتند. سپس خانواده‌ها براساس میزان حساسیت هر خانواده نسبت به استرس‌های محیطی در محدوده ۱ تا ۱۰ امتیازدهی شدند. خانواده‌هایی که کم‌ترین مقاومت را در برابر آلودگی داشتند (حساس‌ترین خانواده)، با گرفتن نمره ۱۰ بیش‌ترین امتیاز را به‌خود اختصاص داده و خانواده‌های خیلی مقاوم نیز نمره ۱ را کسب نمودند. سپس نمرات مربوط به هر خانواده در هر نمونه را با هم جمع نموده تا امتیازکلی BMWP در هر ایستگاه به‌دست آید. برای این‌که اثر اندازه نمونه در این روش امتیازدهی به حداقل برسد باید نمره متوسط هر تاکسون که از تقسیم نمره کل خانواده بر تعداد کل خانواده در یک نمونه به‌دست می‌آید را نیز محاسبه نمود. نمره BMWP بالای ۱۰۰ و مقدار ASPT بیش‌تر از ۴ نشان‌دهنده کیفیت خوب آب است. در جداول ۱ و ۲ به‌ترتیب طبقه‌بندی کیفی آب براساس شاخص BMWP و نمره متوسط هر تاکسون ارائه شده است.

جدول ۱: طبقه‌بندی کیفی آب براساس شاخص BMWP (Mandaville، ۲۰۰۲)

شرح طبقه	طبقه‌بندی کیفی آب	نمرات کلی شاخص BMWP
آلودگی شدید	خیلی ضعیف	۰ - ۱۰
آلوده یا تحت تأثیر قرارگرفته	ضعیف	۱۱ - ۴۰
تحت تأثیر قرار گرفتگی متوسط	متوسط	۴۱ - ۷۰
تمیز ولی کمی تحت تأثیر قرارگرفته	خوب	۷۱ - ۱۰۰
غیر آلوده	خیلی خوب	>۱۰۰

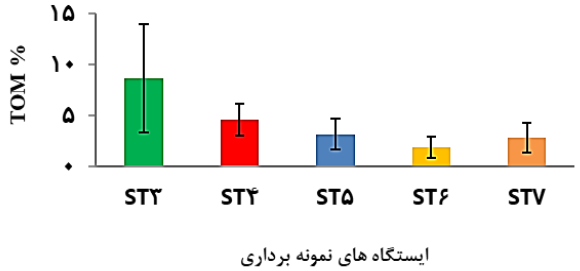
جدول ۲: طبقه‌بندی کیفی آب براساس نمره متوسط هر تاکسون ASPT (Mandaville، ۲۰۰۲)

ارزیابی کیفیت آب	امتیاز بر اساس ASPT
آب پاکیزه	>۶
کیفیت مشکوک	۶- ۵
احتمال آلودگی محدود	۵- ۴
احتمال آلودگی شدید	۴<

در این مطالعه جهت محاسبات آماری، تجزیه و تحلیل داده‌ها و رسم جداول، نمودارها و شاخص‌های مختلف از نرم‌افزارهای Biological Tools، SPSS۱۹ و Excel ۲۰۱۰ استفاده شده است. نرمال بودن توزیع داده‌ها براساس آزمون کولموگراف- اسمیرنف انجام شد. تجزیه و تحلیل داده‌ها از طریق آنالیز واریانس یک‌طرفه One-way ANOVA Single factor انجام پذیرفت و در صورت وجود اختلاف معنی‌دار با توجه به همگن بودن واریانس‌ها (Test Leven) از پس آزمون Tukey در سطح اطمینان ۹۵٪ (a=۰/۰۵) جهت مقایسه میانگین‌ها استفاده گردید. میزان همبستگی بین فراوانی و تنوع درشت کفزیان، آنالیز رسوبات و شاخص‌های مورد مطالعه از طریق آزمون همبستگی پیرسون مورد بررسی قرار گرفت.

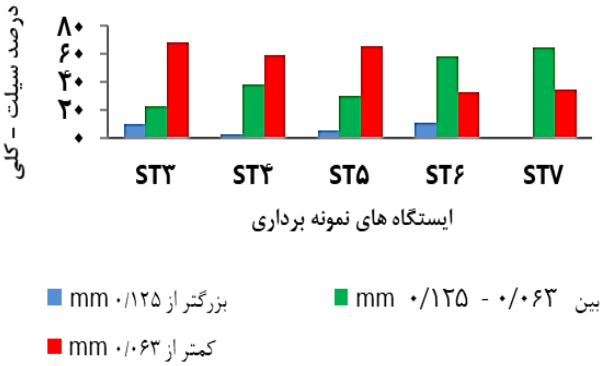
نتایج

بیش‌ترین و کم‌ترین درصد مواد آلی به‌ترتیب در دی‌ماه با میانگین ۱۴/۷۱ درصد و شهریور ماه با میانگین ۰/۹۲ درصد به ثبت رسیده است. در طی دوره بررسی ایستگاه‌های ۳ و ۴ که در مدخل خروج پساب بودند به‌ترتیب با میانگین‌های ۸/۶۴ درصد و ۴/۵۸ درصد بیش‌ترین درصد مواد آلی را به‌خود اختصاص داده بودند. هم‌چنین کم‌ترین درصد مواد آلی در ایستگاه ۶ با میانگین ۱/۸۹ درصد مشاهده گردیده است. با توجه به شکل ۲ در ارتباط با درصد مواد آلی بین ایستگاه ۳ با سایر ایستگاه‌های مطالعاتی اختلاف معنی‌داری مشاهده گردید (P<۰/۰۵).



شکل ۲: میانگین درصد مواد آلی رسوبات در ایستگاه‌های مختلف رودخانه گرگر (۹۴-۱۳۹۳)

براساس نتایج حاصل از آنالیز دانه‌بندی رسوبات در طی دوره بررسی بیش از ۵۸ درصد اندازه ذرات بستر ایستگاه‌های ۳، ۴ و ۵ را ذرات کم‌تر از ۶۳ میکرون و در ایستگاه‌های ۶ و ۷ نیز بیش از ۵۷ درصد اندازه ذرات بستر را ذرات بین ۱۲۵ و ۶۳ میکرون تشکیل داده بودند (شکل ۳). در این تحقیق ذرات کم‌تر از ۶۳ میکرون با میانگین ۵۲ درصد و ذرات بین ۱۲۵ و ۶۳ میکرون با میانگین ۴۳ درصد به ترتیب بیش‌ترین درصد دانه‌بندی را به‌خود اختصاص داده بودند.



شکل ۳: اندازه ذرات رسوبات بستر در ایستگاه های مختلف رودخانه گرگر (۹۴-۱۳۹۳)

در طی دوره یک‌ساله نتایج حاصل از شناسایی و شمارش کفزیان در ایستگاه‌های مورد مطالعه نشان می‌دهد که در مجموع ۱۹ رده، ۵۸ خانواده (۴۱ جنس و ۱۶ گونه) از موجودات کفزی حضور داشته‌اند. فهرست انواع درشت کفزیان شناسایی‌شده و حضور یا عدم حضور آن‌ها در ایستگاه‌های مختلف در جدول ۳ ارائه گردیده است. در این تحقیق به‌طور میانگین ۳۵۵ فرد در متر مربع از جانوران کفزی گزارش شده است. حداکثر تراکم درشت کفزیان در بهمن ماه (۹۴۵ فرد در مترمربع) و حداقل آن در تیرماه (۱۱۲ فرد در مترمربع) مشاهده گردیده است. بیش‌ترین تراکم درشت کفزیان در واحد سطح مربوط به ایستگاه ۲ با مجموع میانگین سالانه ۹۶۷ فرد در مترمربع و پس از آن

ایستگاه ۴ با مجموع میانگین سالانه ۴۸۵ فرد در مترمربع بوده است. کم‌ترین تراکم در ایستگاه ۶ در شاخه شطیط قبل از بند قیر و پس از آن ایستگاه ۵ در انتهای گرگر گزارش شده است که به‌ترتیب با مجموع میانگین سالانه ۶۸ و ۷۴ فرد در مترمربع درطول دوره مطالعه محاسبه شده‌اند.

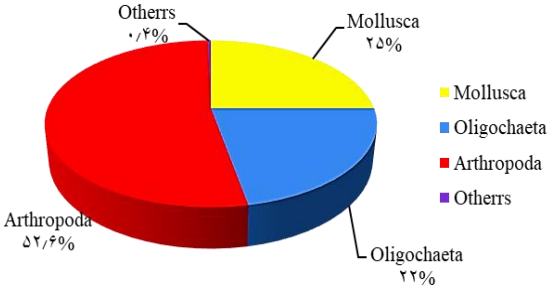
جدول ۳: فهرست انواع درشت کفزیان شناسایی‌شده در ایستگاه‌های مختلف در رودخانه گرگر در طی دوره بررسی ۹۴-۱۳۹۳

رده	خانواده	گونه / جنس	ایستگاه ۱	ایستگاه ۲	ایستگاه ۳	ایستگاه ۴	ایستگاه ۵	ایستگاه ۶	ایستگاه ۷
Gastropoda	Ampullariidae		+						
	Lymnaeidae	*Austropeplea sp.*		+					
		Lymnaea sp.	+	+	+				
		Radix bactriana	+	+	+	+			
	Valvatidae	*Valvata cristata*					+	+	+
	Acroloxidae	*Acroloxus pseudolacustris*			+				
	Melanopsidae	*Melanopsis costata*		+					
	Physidae	*Physa sp.*	+		+	+	+	+	
	Hydrobiidae	*Hydrobia sp.*	+	+					
	Neritidae	*Theodoxus fluviatilis*	+	+					
		Neritina schlaeflii	+						
		Neritina euphratica	+	+				+	
	Planorbidae	*Gyraulus convexiusculus*					+		+
		Gyraulus piscinarum					+		+
		Planorbis intermixtus		+				+	
		Planorbella sp.				+			
	Thiaridae	*Melanoides tuberculatus*		+	+	+			+
Bivalves	Sphaeriidae		+	+		+	+	+	+
	Unionidae								+
Oligochaeta	Salifidae	*Barbronia sp.*	+	+				+	
	Tubificidae	*Tubifex sp.*	+	+	+	+	+	+	+
	Naididae		+	+	+		+	+	+
Amphipoda	Paraleptamphopidae	*Paraleptamphopus sp.*							+
	Phreatogammaridae	*Phreatogammarus sp.*					+	+	
	Talitridae								+
Isopoda	Aegidae							+	
Copepoda	Calanoida		+						+
	Cyclopoida				+				+
Decapoda	Hymenosomatidae	*Amarinus sp.*							+
	Palaemonidae				+	+			
Ostracoda								+	
Archanida	Hygrobatidae		+	+					
	Limnocharidae		+	+					
	Pisauridae				+		+		
Diptera	Ceratopogoniidae	*Bezzia sp.*	+	+			+	+	+
	Empididae			+					
	Simulidae	*Astrosimulium sp.*	+	+					
	Dolichopodidae		+						
	Dixidae		+	+					
	Psychodidae	*Psychoda sp.*						+	
	Limoniidae	*Limonia sp.*						+	
	Chironomidae	*Corynoneura sp.*	+	+					
		Chironomus sp.	+	+	+	+		+	+
		Lobodiamesa sp.	+	+				+	
		Paucispiningera sp.	+	+					+
		Podonominae sp.		+					+
		Polypedilum sp.	+	+	+		+	+	+
		Tanypodinae sp.	+	+				+	
		Tanytarsini sp.		+					
	Muscidae			+					
	Blephariceridae		+						

ادامه جدول ۳: فهرست انواع درشت کفزیان شناسایی‌شده در ایستگاه‌های مختلف در رودخانه گرگر در طی دوره بررسی ۹۴-۱۳۹۳

رده	خانواده	گونه / جنس	ایستگاه ۱	ایستگاه ۲	ایستگاه ۳	ایستگاه ۴	ایستگاه ۵	ایستگاه ۶	ایستگاه ۷
Trichoptera	Hydropsychidae	*Ceratopsyche sp.*	+	+					
		Cheumatopsyche sp.	+	+					
		Hydropsyche sp.	+	+					
		Aoteapsyche sp.		+					
		Diplectrona sp.		+				+	
		Orthopsyche sp.		+					
	Hydroptilidae	*Hydroptila sp.*	+	+				+	
		Agraylea sp.	+	+					
	Leptoceridae	*Nectopsyche sp.*	+						
	Limnephilidae	*Limnephilus sp.*	+						
	Rhyacophilidae		+	+					
	Polycentropodidae			+					
	Philopotamidae	*Chimarra sp.*	+						
	Oeconesidae	*Oeconesus sp.*	+						
	Phryganeidae	*Ptilostomis sp.*	+						
Coleoptera	Eubriinae		+						
	Psephenidae		+						
	Elmidae		+						
Ephemeroptera	Heptageniidae		+	+					
	Arthropleidae	*Arthroplea congener*		+					
	Caenidae	*Caenis simulans*	+	+				+	
		Caenis youngi	+	+					
	Baetidae	*Baetis sp.*	+	+	+				
		Centroptilum luteolum	+	+					
	Oligoneuridae			+					
	Ephemerllidae	*Ephemerella ignita*	+	+					
	Leptophlebiidae	*Austronella sp.*		+					
Hemiptera	Corixidae	*Diaprepocoris sp.*	+						
	Saldidae	*Saldula sp.*						+	
Odonta	Corduliidae	*Antipodochlora sp.*							+
Nematomorpha				+					
Nematoda				+			+	+	+
Hydridae			+	+	+			+	
Oceanidae		*Cordylophora sp.*	+					+	

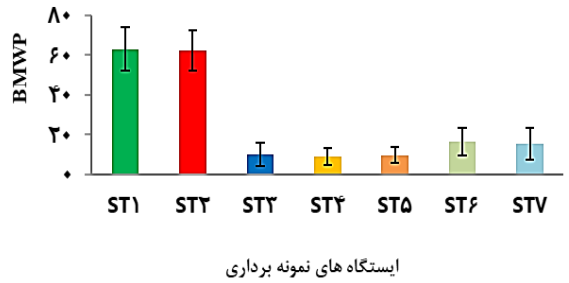
بیش‌ترین درصد فراوانی به‌ترتیب مربوط به خانواده‌های مختلف شاخه بندپایان با ۵۲/۶ درصد، نرم‌تنان با ۲۵ درصد، کم تاران با ۲۲ درصد و سایر گروه‌ها با ۰/۴ درصد نسبت به کل جمعیت درشت کفزیان بوده است (شکل ۴). حشرات از شاخه بندپایان با ۴۹ درصد فراوانی بیش‌ترین گروه را به‌خود اختصاص داده بودند. در بین حشرات دوبالان با ۳۴/۸ درصد و یک‌روزه‌ها با ۱۱/۷ درصد بیش‌ترین فراوانی را داشتند.



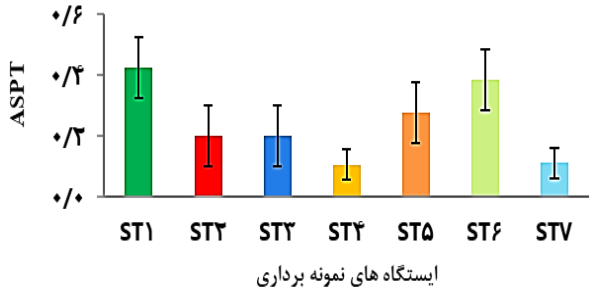
شکل ۴: درصد فراوانی گروه‌های غالب درشت کفزیان در رودخانه گرگر در طی دوره بررسی ۹۴-۱۳۹۳

در این مطالعه بیش‌ترین فراوانی به‌ترتیب مربوط به جنس *Tubifex* sp. از رده کم‌تاران، جنس *Astrosimulium* sp. از رده دوبالان، گونه *Melanoides tuberculatus* از رده شکم‌پایان گزارش‌شده است. در این بررسی جنس *Tubifex* sp. در مقایسه با سایر کفزیان فراوانی بیش‌تری را کسب نموده است و بیش‌ترین تراکم آن در ایستگاه ۷ در آذرماه ۱۳۹۴ ثبت شده است. در ایستگاه ۱ در بند میزان بیش‌ترین درصد فراوانی به‌ترتیب متعلق به یک‌روزه‌ها با ۳۰ درصد، شکم‌پایان با ۲۲ درصد عنکبوتیان با ۱۸/۵ درصد و دوبالان با ۱۴ درصد نسبت به کل جمعیت کفزیان بوده است. در ایستگاه ۲ در شهر شوشتر (در منطقه کشتارگاه) بیش‌ترین درصد فراوانی متعلق به دوبالان با ۷۴ درصد بوده است. پس از آن به‌ترتیب فراوانی، یک‌روزه‌ها با ۲۰/۳ درصد و موی‌بالان با ۳ درصد حضور دارند. در ایستگاه ۳ کم‌تاران با ۸۵/۶ درصد بیش‌ترین فراوانی را به‌خود اختصاص داده بودند. پس از آن رده‌های دوبالان با ۶/۳ درصد و شکم‌پایان با ۶ درصد حضور دارند. در ایستگاه ۴ شکم‌پایان ۹۸ درصد از جمعیت درشت کفزیان را تشکیل می‌دادند. در

ایستگاه ۵ بیش‌ترین درصد فراوانی متعلق به کم‌تاران با ۴۴ درصد گزارش شده است. بعد از آن نرم‌تنان (شکم‌پایان و دوکفه‌ای‌ها) و دوبالان بیش‌ترین فراوانی را به‌خود اختصاص داده بودند. در ایستگاه ۶ کم‌تاران با ۴۶ درصد و پس از آن دوبالان با ۲۹/۸ درصد بیش‌ترین فراوانی را داشته‌اند. در ایستگاه ۷ کم‌تاران با ۸۴/۳ درصد بیش‌ترین فراوانی کسب نموده بودند. دامنه تغییرات میانگین شاخص BMWP در ایستگاه‌های مختلف بین حداکثر ۶۳ و ۶۲/۳ به‌ترتیب در ایستگاه‌های ۱ و ۲ و حداقل ۹/۱ در ایستگاه ۴ نوسان داشته‌است(شکل ۵).بیش‌ترین و کم‌ترین میزان این شاخص به‌ترتیب در ماه‌های اردیبهشت و تیر محاسبه شده است. براساس نتایج به‌دست‌آمده از این شاخص، ایستگاه‌های نمونه‌برداری در رودخانه گرگر در طبقات کیفی متوسط، ضعیف و خیلی ضعیف قرار گرفتند. حداکثر مقادیر عددی شاخص ASPT ۰/۴۲ در ایستگاه ۱ و حداقل آن ۰/۱۱ در ایستگاه‌های ۴ و ۷ محاسبه‌شده است (شکل ۶). بیش‌ترین و کم‌ترین میزان این شاخص به‌ترتیب در ماه‌های آذر و بهمن محاسبه شده است. براساس نتایج به‌دست‌آمده از این شاخص، ایستگاه‌های نمونه‌برداری در رودخانه گرگر در شرایط احتمال آلودگی شدید قرار گرفتند. نتایج شاخص‌های BMWP، ASPT و درجه‌بندی کیفیت ایستگاه‌های مورد مطالعه در طی دوره بررسی در جدول ۴ نشان داده شده است.



شکل ۵: میانگین شاخص BMWP در ایستگاه‌های مختلف رودخانه گرگر (۱۳۹۳-۹۴)



شکل ۶: میانگین شاخص ASPT در ایستگاه‌های مختلف رودخانه گرگر (۱۳۹۳-۹۴)

جدول ۴: نتایج شاخص‌های BMWP ، ASPT و درجه‌بندی کیفیت ایستگاه‌های مورد مطالعه رودخانه گرگر (۱۳۹۳-۹۴)

ایستگاه‌ها	میانگین سالانه (N/m^2)	گونه‌ها	BMWP	EQS	ASPT	EQS
۱	۲۵۴	۱۴۱	۶۳	متوسط	۰/۴۲	احتمال آلودگی شدید
۲	۹۶۷	۱۶۰	۶۲/۳	متوسط	۰/۲	احتمال آلودگی شدید
۳	۱۶۲	۲۸	۱۰	خیلی ضعیف	۰/۲	احتمال آلودگی شدید
۴	۴۸۵	۱۸	۹/۱	خیلی ضعیف	۰/۱۱	احتمال آلودگی شدید
۵	۷۴	۲۴	۹/۷	خیلی ضعیف	۰/۲۸	احتمال آلودگی شدید
۶	۶۸	۴۱	۱۶/۶	ضعیف	۰/۳۸	احتمال آلودگی شدید
۷	۳۴۳	۳۷	۱۵/۶	ضعیف	۰/۱۱	احتمال آلودگی شدید

براساس نتایج آزمون همبستگی پیرسون فقط بین شاخص ASPT و فراوانی کفزیان ارتباط معنی‌دار مثبت مشاهده گردید ($p<0/05$، $r=0/881$). هم‌چنین بین شاخص BMWP و ذرات بین ۰/۰۶۳ - ۰/۱۲۵ میلی‌متر ارتباط معنی‌دار مثبت ($p<0/05$، $r=0/889$) و با ذرات کوچک‌تر از ۰/۰۶۳ میلی‌متر ارتباط معنی‌دار منفی ($p<0/05$، $r=-0/957$) ثبت شده است (جدول ۵).

جدول ۵: ماتریکس همبستگی و سطح معنی‌داری دانه‌بندی رسوبات و شاخص‌های مورد مطالعه با تنوع و فراوانی کفزیان در طی دوره بررسی

	فراوانی کفزیان	شاخص شانون	شاخص BMWP	شاخص ASPT	ذرات بزرگ‌تر از ۰/۱۲۵ میلی‌متر	ذرات بین ۰/۱۲۵ تا ۰/۰۶۳ میلی‌متر	ذرات کوچک‌تر از ۰/۰۶۳ میلی‌متر
فراوانی کفزیان	۱						
شاخص شانون	-۰/۶۶۸	۱					
شاخص BMWP	-۰/۲۲۱	۰/۸۰۶	۱				
شاخص ASPT	-۰/۸۸۱*	۰/۷۶	۰/۳۳۹	۱			
ذرات بزرگ‌تر از ۰/۱۲۵ میلی‌متر	-۰/۷۴۶	۰/۶۶	۰/۱۰۵	۰/۷۸۴	۱		
ذرات بین ۰/۰۶۳-۰/۱۲۵ میلی‌متر	۰/۱۸۲	۰/۴۷۷	۰/۸۸۹*	۰/۰۰۹	-۰/۳۱۴	۱	
ذرات کوچک‌تر از ۰/۰۶۳ میلی‌متر	-۰/۰۱۶	۰/۶۵۴	-۰/۹۵۷*	-۰/۱۹۲	۰/۰۹۶	۰/۹۷۵**	۱

BMWP = مقادیر عددی شاخص، EQS = درجه کیفیت اکولوژیک، ASPT= درجه کیفی گونه‌ها، *سطح معنی‌داری ۰/۰۵، ** سطح معنی‌داری ۰/۰۱

بحث

در اکوسیستم‌های آبی، فراوانی، بیوماس و تولید ثانویه موجودات کفزی می‌تواند به‌عنوان شاخصی برای شناخت منابع آبی، تشخیص سلامتی محیط زیست، ارزیابی ظرفیت شیلاتی و در نتیجه تعیین پتانسیل‌های بهره‌برداری معقول از ذخایر غذایی زنده کفزیان مورد استفاده قرار گیرد(Desroy وهمکاران، ۲۰۰۲؛Putro وهمکاران، ۲۰۱۵). در مطالعه اخیر در مجموع ۱۹ رده، ۵۸ خانواده، ۴۱ جنس و ۱۶ گونه جداسازی، شناسایی و شمارش گردید. جنس *Tubifex* sp. با میانگین ۴۶۲ فرد در مترمربع بیش‌ترین فراوانی را به‌خود اختصاص داده بود. این نتیجه با مطالعه محمدی‌روزبهانی و همکاران (۱۳۹۲)، در رودخانه دز مطابقت دارد. استفاده از شاخص BMWP و نمره متوسط هر تاکسون ASPT برای ارزیابی آلودگی‌های آلی ناشی از پساب مزارع به‌صورت گسترده گزارش‌شده است (Blomqvist، ۱۹۹۱؛ Chapman و Jackson، ۱۹۹۶؛ Camargo و Gonzalo، ۲۰۰۷).از آن‌جایی‌که درمحاسبه شاخص BMWP، خانواده‌های با مقاومت بیش‌ترنسبت‌به آلودگی، امتیاز کم‌تری می‌گیرند، کاهش این شاخص به معنی افزایش گروه‌های مقاوم به آلودگی و نشان‌دهنده کاهش کیفیت آب است. در این تحقیق، منطقه مورد مطالعه براساس شاخص BMWP در سه طبقه کیفی متوسط، ضعیف و خیلی ضعیف قرار گرفت و براساس شاخص ASPT، مشخص شد که در رودخانه گرگر آلودگی بسیار شدید وجود دارد. براساس نتایج آزمون همبستگی پیرسون فقط بین شاخص ASPT و فراوانی کفزیان ارتباط معنی‌دار مثبت مشاهده گردید ($p<۰/۰۵$، $r=۰/۸۸۱$). در ایستگاه‌های ۴ و ۷ با افزایش فراوانی کفزیان و در ایستگاه‌های ۶ و ۵ با کاهش فراوانی کفزیان به‌ترتیب کم‌ترین و بیش‌ترین میزان شاخص ASPT ثبت شده است. نتایج حاصل بیانگر وجود ارتباط معنی‌دار مثبت بین‌این‌شاخص‌وفراوانی‌کفزیان‌می‌باشد. مطالعه‌شاخص‌زیستی BMWP و شاخص ASPT براساس گروه‌های درشت کفزیان نشان داد که سلامت زیستی بستر رودخانه در خطر است و کیفیت پایینی را نشان می‌دهد. وضعیت سلامت ایستگاه‌های مورد مطالعه در موقعیت نامطلوبی ارزیابی شد. به‌جز ایستگاه ۱ و ۲ که در دسته‌بندی کیفی شرایط بهتری را از نظر سلامت زیستی نشان می‌دهند سایر ایستگاه‌ها وضعیت مشابهی داشته و این شامل ایستگاه ۶ در شاخه شطیط نیز می‌گردد. ایستگاه ۱ یعنی ایستگاه بند میزان در شهر شوشتر و در بالادست رودخانه کارون، قبل از دو شاخه شدن گرگر و شطیط قرار دارد. فاصله این ایستگاه با محل ورود انواع پساب حاصل از کاربری‌های مختلف در طول رودخانه گرگر، دلیلی برای بالا بودن کیفیت آب این ایستگاه به‌شمار می‌آید. در طی دوره بررسی با توجه به مقادیر شاخص BMWP می‌توان چنین نتیجه‌گیری نمود که ایستگاه‌های ۱ و ۲ در مقایسه با سایر ایستگاه‌ها در وضعیت زیستی بهتری قرار دارند و طبقه کیفی متوسط را به‌خود اختصاص داده‌اند. درحالی‌که ایستگاه‌های ۶ و ۷ در طبقه کیفی ضعیف و ایستگاه‌های ۳، ۴ و ۵ در طبقه کیفی بسیار ضعیف طبقه‌بندی شدند. به‌طورکلی از ایستگاه ۳ به بعد با افزایش فراوانی گونه‌های مقاوم به آلودگی آلی به‌ویژه کم‌تاران دیده شد و بیش‌ترین درصد حضور آن‌ها با غالبیت بالا به‌ترتیب درایستگاه‌های ۳ و ۷ مشاهده شده است. تراکم بالای کم‌تاران شاخص خوبی در تشخیص آلودگی‌های آلی است (Yap و همکاران، ۲۰۰۳). بیش‌ترین درصد تراکم دوبالان نیز به‌ترتیب در ایستگاه‌های ۲ و ۶ گزارش‌شده است. در این بررسی حضور فراوان‌تر خانواده‌هایی از رده کم‌تاران و دوبالان، با گونه‌هایی با درجه مقاومت بالا، شاخص‌های زیستی مورد مطالعه را تحت تأثیر قرار داده‌اند. افرادی از خانواده‌هایی مانند Tubificidae، Naididae و Chironomidaeازجمله‌این‌گونه‌ها‌هستند.بیش‌ترین‌تراکم درشت کفزیان در واحد سطح مربوط به ایستگاه ۲ با مجموع میانگین سالانه ۹۶۷ فرد در مترمربع و پس از آن ایستگاه ۴ با مجموع میانگین سالانه ۴۸۵ فرد در مترمربع بوده است. کم‌ترین تراکم در ایستگاه ۶ در در شاخه شطیط قبل از بند قیر و ایستگاه ۵ در انتهای گرگر گزارش شده است که به‌ترتیب با مجموع میانگین سالانه ۶۸ و ۷۴ فرد در مترمربع در طول دوره مطالعه محاسبه شده‌اند. تراکم و تنوع جوامع کفزی تحت تأثیر ترکیبی از فاکتورهای مختلف مانند عمق، ویژگی‌های رسوبات و شرایط هیدرودینامیکی‌اکوسیستم‌آبی‌قرارمی‌گیرد(فارسی و همکاران، ۱۳۹۲). در این تحقیق علی‌رغم اختلاف در ترکیب گونه‌ای کفزیان، اختلاف معنی‌داری در میانگین تراکم جمعیت کفزیان ایستگاه‌های مورد مطالعه در طول دوره مشاهده نشده است که این خود نشان‌دهنده شرایط نسبتاً یکسان در ایستگاه‌های مورد مطالعه ازنظر جوامع زیستی بنتیک و درنتیجه وضعیت کیفی رودخانه است. حضور بالای رده شکم‌پایان با غالبیت بالا به‌ویژه در ایستگاه ۴ با میانگین ۹۸ درصد در مدخل پساب و در ماه خرداد، به‌علت عمق کم آب و دمای بالا خصوصاً در ماه‌های گرم سال است. در ماه خرداد هنوز تخلیه پساب مزارع انجام نشده است. شکم‌پایان در آب‌های کم عمق و در دمای بالا یافت می‌شوند و به نوع پوشش گیاهی رودخانه وابسته هستند (Page، ۲۰۰۶). تأثیر دما در رشد و تولیدمثل کفزیان و در نتیجه تغییر تنوع زیستی توسط محققین بسیاری گزارش شده است (Zalmon و همکاران، ۲۰۱۱؛ Ekeroth و همکاران، ۲۰۱۶). کم‌ترین میزان شاخص BMWP و هم‌چنین نمره متوسط هر تاکسون ASPT در این ایستگاه ثبت شده است که وضعیت ایستگاه موجودرا تأیید می‌نماید. درمطالعه اخیر درشاخه‌گرگر بیش‌ترین میزان مواد آلی در ایستگاه‌های ۳ و ۴ گزارش شده است که دقیقاً در مدخل خروج پساب قبل از اختلاط با آب رودخانه می‌باشند و این میزان مواد آلی

بدیهی به‌نظر می‌رسد. افزایش آلودگی باعث کاهش تنوع و فراوانی گونه‌های درشت کفزیان می‌شود، درحالی‌که در این مناطق گونه‌های فرصت‌طلب که شاخصی برای بیان آلودگی هستند، غالب می‌شوند (Saunders و همکاران، ۲۰۰۷). مطالعات بسیاری در رابطه با استفاده از شاخص‌های BMWP و ASPT به‌منظور بررسی کیفیت منابع آبی مختلف کشور انجام شده است که نتایج برخی از آن‌ها به نتایج حاصل از این تحقیق بسیار نزدیک می‌باشد. مطالعه روغنی‌زاده‌گان (۱۳۹۱)، در رودخانه دز، ایستگاه بند قیر در مقایسه با سایر ایستگاه‌ها بدترین شرایط زیستی را نشان داده است و کم‌تاران و زالوها که از گروه‌های فرصت‌طلب در شرایط نامناسب محیطی هستند فراوان‌ترین گونه‌های کفزی در این ایستگاه بوده‌اند. در مطالعه میررسولی و همکاران (۱۳۹۱)، ایستگاه‌های بعد از مزارع پرورش ماهی قزل‌آلا، نسبت به ایستگاه‌های قبل مزارع پرورش ماهی تنوع درشت کفزیان و فراوانی خانواده‌های حساس به آلودگی کاهش و خانواده‌های مقاوم به آلودگی افزایش‌یافته است که نشانگر کاهش کیفیت آب اعلام‌شده است. طبق مطالعات محمدی‌روزبهانی و همکاران (۱۳۹۲)، براساس نتایج حاصل از شاخص BMWP ، کیفیت آب رودخانه دز (فاقد فعالیت آبزی‌پروری گرمابی) در دو طبقه کیفی ضعیف و بسیار ضعیف گزارش شد. هم-چنین شاخص ASPT محدوده مورد نظر را در طبقه کیفی احتمال آلودگی شدید قرار داد. در این تحقیق ایستگاه ۴ که در پایین دست کارخانه کاغذ پارس و کشت و صنعت نیشکر هفت تپه انتخاب شده‌بود در مقایسه با سایر ایستگاه‌ها از بدترین شرایط زیستی برخوردار بود و با توجه به این‌که در کل دوره مطالعاتی هیچ گروه جانوری در این ایستگاه مشاهده و ثبت نشده بود شاخص‌های مورد مطالعه برای این ایستگاه محاسبه نشده و خالی از حیات و دارای بیش‌ترین آلودگی اعلام شده بود. فتحی و همکاران (۱۳۹۲)، نیز در مطالعه‌ای مشابه بر روی تالاب چغاخور، کیفیت آب تالاب را براساس شاخص BMWP در طبقه‌ضعیف و براساس نتایج شاخص ASPT در دو طبقه آلودگی متوسط و شدید گزارش نمودند. حاتمی و همکاران (۱۳۹۰)، نیز در بررسی اثر پساب آبزی‌پروری بر جوامع کفزی و کیفیت آب رودخانه زاینده‌رود با استفاده از شاخص BMWP، به این نتیجه رسیدند که ایستگاه‌های خروجی مزارع با تولید بالا، در طبقه کیفی ضعیف قرار دارد. در این مطالعه کاهش معنی‌دار ($p<۰/۰۱$) شاخص BMWP، به‌ویژه در خروجی مزارع با تولید بالا، با افزایش گروه‌های مقاوم به آلودگی مانند Simulidae، Chironomidae و Oligochaeta و کاهش گونه‌های حساس به آلودگی نظیر Ephemeroptera و Trichoptera همراه بوده است. Sharifinia و همکاران (۲۰۱۲) در بررسی‌های بوم‌شناختی رودخانه تجن، گزارش نموده‌اند که در ایستگاه‌های پایین‌دست، به‌علت وجود مزارع پرورش ماهی و کارخانه چوب و کاغذ، کیفیت آب به‌طور معنی‌داری کاهش می‌یابد. طبق نظر این محققین مزارع پرورش ماهی، معادن، واحدهای خدماتی و رستوران‌ها از مهم‌ترین آلاینده‌های رودخانه هراز به‌شمار می‌رود. طباطبایی و همکاران (۱۳۸۹)، به‌منظور پی بردن به وضعیت اکولوژیکی و کیفیت آب رودخانه حله، از BMWP استفاده نمودند. براساس این شاخص وضعیت کیفیت آب منطقه از نظر میزان آلودگی در بیش‌تر ایستگاه‌های نمونه‌برداری ضعیف اعلام شده است. شکری و همکاران (۱۳۹۳)، در ارتباط با ارزیابی رودخانه تجن ساری براساس طبقه‌بندی شاخص BMWP ایستگاه‌های مطالعاتی را در طبقه کیفی خوب، متوسط و بد قرار دادند. دیانتی‌نسب (۱۳۹۳)، نیز در بررسی کیفیت زیستی رودخانه کمبل گچساران براساس شاخص‌های بنتیک، ایستگاه‌های مورد بررسی را در طبقه کیفی ضعیف ارزیابی نمود. این در حالی است که جرجانی و همکاران (۱۳۸۷)، در تعیین وضعیت کیفی نهر مادرسو در پارک ملی گلستان، نشان دادند که رودخانه مذکور دارای آبی با کیفیت مناسب می‌باشد که این نتیجه با مطالعه حاضر و سایر مطالعات مشابه مطابقت ندارد. براساس نتایج این تحقیق و سایر مطالعات مشابه در مورد کیفیت پساب‌های آبزی پروری، پساب، کیفیت آب رودخانه را تحت تأثیر قرار می‌دهد، اما بزرگی این اثر تخریب، به‌عنوان تنها منبع اثرگذار، کم‌تر از آن است که اثر معنی‌داری را روی اکوسیستم رودخانه ایجاد نماید (Amirkolaie، ۲۰۰۸). به‌طورکلی بررسی میزان مواد آلی رسوبات نشان می‌دهد که ذرات ریز رسوبات پتانسیل بالایی را برای به دام انداختن مواد آلی و غیرآلی از ستون آب دارند(Gray، ۱۹۸۱).ذرات بسترهای نرم و گلی با داشتن مواد آلی بیش‌تر نسبت به بسترهای شنی و ماسه‌ای، آلاینده‌های بیش‌تری را در خود نگه می‌دارند (Mora و Sheikholeslami، ۲۰۰۲). با توجه به نتایج به‌دست آمده از بررسی بستر رودخانه‌ها در شرایط عدم وجود استرس محیطی، جنس رسوبات به‌عنوان یکی از عوامل تعیین‌کننده در پراکندگی و تراکم موجودات کفزی محسوب می‌شود. جنس بستر در قسمت‌های مختلف رودخانه متفاوت است. بسترهای مختلف سبب تنوع گونه‌ای می‌شوند و هرگونه بنا به نیاز خود، در قسمتی از رودخانه زندگی می‌کند. نوع ذرات رسوبی و میزان مواد آلی موجود در آن‌ها یکی از عوامل بسیار مهمی هستند که نوع و تراکم گونه‌های زیست‌کننده را تعیین می‌نمایند (Hilsenhof، ۱۹۸۲). طبق نتایج جدول ۵ بین شاخص BMWP و ذرات بین ۱۲۵/۰۶۳-۰/۰ میلی‌متر ارتباط معنی‌دار مثبت ($p<۰/۰۵$، $r=۰/۸۸۹$) با ذرات کوچک‌تر از ۰/۰۶۳ میلی‌متر ارتباط معنی‌دار منفی ($p<۰/۰۵$، $r= -۰/۹۵۷$). ثبت شده است. در مطالعه اخیر اندازه ذرات رسوبات در ایستگاه‌های مختلف درصد بالایی از میزان سیلت- کلی را در ایستگاه‌های ۳، ۵ و ۴ نشان می‌دهد (بیش از ۵۲ درصد). کم‌ترین میزان شاخص BMWP در این ایستگاه‌ها گزارش شده است که بیانگر

وجود یک ارتباط معنی‌دار منفی بین این شاخص و ذرات مذکور می‌باشد. ایستگاه‌های ۶ و ۷ با بیش از ۳۲ درصد میزان سیلت کلی، رسوبات شنی بیش‌تری را درخود داشته‌اند. در این ایستگاه‌ها با افزایش میزان شاخص BMWP افزایش مقادیر ذرات بین ۰/۰۶۳-۰/۱۲۵ میلی‌متر ثبت شده است. برعکس در ایستگاه‌های ۴ و ۵ با کاهش میزان این شاخص کاهش مقادیر این ذرات نیز مشاهده می‌گردد. نتایج حاصل نیز وجود یک ارتباط معنی‌دار مثبت بین شاخص BMWP و ذرات بین ۰/۰۶۳-۱۲۵/۰ میلی‌متر را تأیید می‌نماید. بستر ایستگاه‌های ۱ و ۲، سنگلاخی بوده و نمونه‌برداری درشت کفزیان با سوربر انجام‌شده است. میزان بالاتر درصد سیلت کلی در ایستگاه‌های ۳، ۵ و ۴ کاملاً با میزان بالاتر مواد آلی در این ایستگاه‌ها هم‌خوانی دارد. هم‌چنین کم‌ترین درصد مواد آلی مربوط به ایستگاه ۶ در شطیط و بعدازآن با درصد اختلاف کم در ایستگاه ۷ قبل از ملاثانی درشاخه اصلی کارون به‌دست آمده است که میزان سیلت- کلی کم‌تری در رسوب آن‌ها گزارش شده است. در مطالعه روغنی‌زاده‌گان (۱۳۹۱)، روی رودخانه دز نیز دامنه میزان درصد مواد آلی ایستگاه‌های مورد مطالعه (۱۰/۳۰- ۱/۶۵) گزارش‌شده است که با نتایج تحقیق حاضر هم خوانی دارد.

در این مطالعه رودخانه گرگر براساس شاخص BMWP در سه طبقه کیفی متوسط، ضعیف و خیلی ضعیف قرار گرفت. نتایج شاخص ASPT، بیانگر آلودگی بسیار شدید در این رودخانه بود. مطالعه شاخص زیستی BMWP و شاخص ASPT براساس گروه‌های درشت کفزیان نشان داد که سلامت زیستی بستر رودخانه در خطر است و کیفیت پایینی را نشان می‌دهد. در این تحقیق وضعیت سلامت ایستگاه‌های مورد مطالعه درموقعیت نامطلوبی ارزیابی شد. به‌جز ایستگاه ۱ و ۲ که در دسته‌بندی کیفی شرایط بهتری را از نظر سلامت زیستی نشان می‌دهند سایر ایستگاه‌ها وضعیت مشابهی داشته و این شامل ایستگاه ۶ در شاخه شطیط نیز می‌گردد که بدون فعالیت آبزی‌پروری، نتایج کیفی مشابه‌ای را نشان داده است. به‌نظر می‌رسد یکی از عوامل مهم در تعیین میزان تأثیر پساب بر کیفیت آب، ظرفیت منبع آبی دریافت-کننده پساب است که در زمان احداث مزارع و تعیین حجم تولید باید به آن توجه داشت.

از آن‌جایی‌که آب خروجی رودخانه گرگر وارد سیستم رودخانه کارون در بالادست اهواز می‌گردد، بنابراین، ثبات کیفیت رودخانه گرگر تأثیر به‌سزایی بر روی کیفیت رودخانه کارون در اهواز دارد. بررسی بیش‌تر کیفیت آب رودخانه گرگر و نظارت بر انتخاب مناطق مناسب جهت احداث حوضچه‌های پرورش ماهی، طراحی سیستم‌های تصفیه پساب حوضچه‌های پرورش ماهی جهت کاهش بار آلودگی پساب ورودی به رودخانه و استفاده از پساب این حوضچه‌ها جهت آبیاری اراضی دیم، ازجمله پیشنهاداتی است که مستلزم مطالعه بیش‌تر می‌باشد.

منابع

۱. **اسماعیلی‌ساری، ع.، ۱۳۸۱.** آلاینده‌ها، بهداشت و استاندارد محیط‌زیست. تهران. انتشارات نقش مهر. ۷۶۷ صفحه.

۲. **افخمی، م.، ۱۳۸۰.** بررسی تأثیر پساب نیروگاه رامین بر کیفیت آب رودخانه کارون. سومین همایش ملی انرژی. گروه محیط زیست سازمان آب و برق خوزستان. ۱۰ صفحه.

۳. **جرجانی، س.؛ قلیچی، ا.؛ اکرمی، ر. و خیرآبادی، و.، ۱۳۸۷.** ارزیابی شاخص زیستی آلودگی و فون کفزیان نهر مادرسو پارک ملی گلستان. مجله شیلات. سال ۲، شماره ۱، صفحات ۴۱ تا ۵۲ .

۴. **حاتمی، ر.؛ محبوبی‌صوفیانی، ن.؛ ابراهیمی، ع. و همامی، م.، ۱۳۹۰.** ارزیابی اثر پساب آبزی‌پروری بر جوامع درشت کفزیان و کیفیت آب رودخانه زاینده‌رود با استفاده از شاخصBMWP. محیط‌شناسی. سال ۳۷، شماره ۵۹، صفحات ۴۳ تا ۵۴.

۵. **خلفه‌نیلساز، م.؛ نجف‌پور، ن.؛ سبزعلیزاده، س.؛ صفی‌خانی، ح.؛ خدادادی، م. و داودی، ف.، ۱۳۷۲.** گزارش نهایی پروژه بررسی لیمنولوژیک رودخانه کارون (گتوند تا بند قیر). وزارت جهاد سازندگی. سازمان تحقیقات و آموزش شیلات ایران. مرکز تحقیقات شیلاتی استان خوزستان.

۶. **دیانتی‌نسب، ع.، ۱۳۹۳.** بررسی تعیین کیفیت زیستی رودخانه کمبل گچساران براساس شاخص‌های بنتیک. پایان‌نامه کارشناسی ارشد علوم محیط‌زیست. دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات خوزستان.

۷. **روغنی‌زاده‌گان، ن.، ۱۳۹۱.** بررسی آلودگی رودخانه دز با استفاده از شاخص‌های تنوع زیستی درشت کفزیان. پایان‌نامه کارشناسی-ارشد علوم محیط زیست. دانشگاه آزاد اسلامی. واحد علوم و تحقیقات خوزستان .

۸. **شکری‌ساروی، م.؛ احمدی، م.؛ رحمانی، ح. و کامرانی، ا.، ۱۳۹۳.** ارزیابی کیفیت آب براساس شاخص‌های زیستی هیلسنهوف، تنوع شانون- وینر و شاخص‌های محیطی در رودخانه تجن. فصلنامه علمی پژوهشی دانشگاه تربیت مدرس علوم و فنون شیلات. دوره ۳، شماره ۴، صفحات ۴۳ تا ۵۵.

۹. **طباطبایی، ط.؛ امیری، ف.؛ پذیرا، ع. و ممبینی، ش.، ۱۳۸۹.** مطالعه ساختار و تنوع اجتماعات ماکروبنتیک در رودخانه حله. مجله علمی پژوهشی بیولوژی دریا. دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز. سال ۲، شماره ۱، صفحات ۳۷ تا ۴۶.

۱۰. **فارسی، ا.؛ سیف‌آبادی، ج. و عوفی، ف.، ۱۳۹۲.** تأثیر پارامترهای محیطی بر تراکم، بیوماس و تنوع درشت کفزیان سواحل استان بوشهر. نشریه بهره‌برداری و پرورش آبزیان. سال ۲، شماره ۱، صفحات ۱ تا ۱۱.

۱۱. **فتحی، پ.؛ ابراهیمی، ع.؛ میرغفاری، ن. و اسماعیلی، ع.، ۱۳۹۲.** ارزیابی کیفی آب تالاب چغاخور با استفاده از

شاخص‌های BMWP و ASPT. نشریه شیلات. مجله منابع طبیعی ایران. دوره ۶۶، شماره ۱، صفحات ۸۱ تا ۹۳.

۱۲. **میررسولی، ا.؛ نظامی، ش.؛ خارا، ح. و قربانی، ر.، ۱۳۹۱.** تأثیر پساب کارگاه‌های پرورش ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان بر روی بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه زرین گل. مجله توسعه آبزی‌پروری. سال ۶، شماره ۲، صفحات ۸۱ تا ۹۲.

۱۳. **محمدی‌روزبهانی، م.؛ روغنی‌زاده‌گان، ن. و دهقان‌مدیسه، س.، ۱۳۹۲.** بررسی کیفیت آب رودخانه دز با استفاده از شاخص BMWP. فصلنامه علمی پژوهشی اکوبیولوژی تالاب. دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز. سال ۵، شماره ، صفحات ۵۵ تا ۶۶.

۱۴. **نظری، ح.؛ قدسیان، م. و خدادادی، ا.، ۱۳۸۴.** مطالعه اثرات آلاینده‌ها بر کیفیت آب شفارود در استان گیلان. پنجمین کنفرانس بین‌المللی مهندسی محیطی. صفحات ۴۳ تا ۵۱.

۱۵. **Amirkolaie, K., 2008.** Environmental impact of nutrient discharged by Aquaculture wastewater on the Haraz River. Fish Aquaculture Science. Vol. 3, No. 5, pp: 275-279.

۱۶. **Arslan, N.; Salur, A.; Kalyoncu, H.; Mercan, D.; Barisik, B. and Odabasi, D.A., 2016.** The use of BMWP and ASPT indices for evaluation of water quality according to macroinvertebrates in Kucuk Menderes River (Turkey). Biologia Section Zoology. Vol. 71, No. 1, pp: 49-57.

۱۷. **Barnes, R.D., 1987.** Invertebrate Zoology. Fifth Edition, Saaunders College Publishing. 893 p.

۱۸. **Blomqvist, S., 1991.** A Review: Quantitative sampling of soft-bottom sediments: problems and solutions". Marine Ecology Progress Series. Vol. 72, pp: 295-304.

۱۹. **Buchanan, D., 1984.** Sediment Analysis Methods. Blackwell Scientific. pp: 41-46.

۲۰. **Camargo, J.A. and Gonzalo, C., 2007.** Physicochemical and biological changes downstream from a trout farm outlet: Comparing 1986 and 2006 sampling surveys. Vol. 26, No. 2, pp: 405-414.

۲۱. **Chapman, D. and Jackson, j., 1996.** Water quality monitoring- A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes. Published on behalf of United Nations Environment Programme and the World Health Organization.

۲۲. **Desroy, N.; Warembourg, C.; Dewarumez, J.M. and Dauvin, J.C., 2002.** Macrobenthic Resources of the Shallow Soft Bottom Sediments in the Eastern English Channel and Southern North Sea. ICES Marine Science. Vol. 60, pp: 120-131.

۲۳. **Ekeroth, N.; Blomqvist, S. and Hall, P., 2016.** Nutrient fluxes from reduced Baltic Sea sediment: effects of oxygenation and macrobenthos. Marine Ecology Progress Series. Vol. 544, pp: 77-92.

۲۴. **Gray, J.S., 1981.** The ecology of marine sediments. Cambridge University press. Cambridge. 187 p.

۲۵. **Hilsenhoff, W.L., 1982.** Usinga bioticindex to evaluate water quality in streams. Technical Bulletin Number 132. Department of natural Resources, Madison, WI.

۲۶. **Jones, D.N., 1986.** A Find Guide to the Seashores of Kuwait and the Arabian Gulf. University of Kuwait, Bland Ford Press. 182 p.

۲۷. **Kazanci, N.; Turkmem, G.; Ekingen, P. and Basoren, O., 2013.** Preparation of a biotic index (Yeşilırmak-BMWP) for water quality monitoring of Yeşilırmak River (Turkey) by using benthic macroinvertebrates. Review of Hydrobiology. Vol. 6, No. 1, pp: 1-29.

۲۸. **Kenny, M.A.; Sutton-Grier, A.E.; Smith, R.F. and Gresens, S.E., 2009.** Benthic macroinvertebrates as indicators of water quality: The e intersection of science and policy. Journal of Terrestrial Arthropod. Vol. 2, pp: 99-128.

۲۹. **Keshavarz, M.; Dabbagh, A.B. and Soyuf Jahromi, M., 2016.** Biodiversity Indices for Macrobenthic Community structures of Mangrove Forests, Khamir Port, Iran. International Journal of Animal and Veterinary Sciences. Vol. 3, No. 1, pp: 1029-1043.

۳۰. **Kevin, B. Lunde., Vincent H. Resh., 2011.** Development and validation of a macroinvertebrate index of biotic integrity (IBI) for assessing urban impacts to northern California freshwater wetlanda. Environmental Monitoring and Assessment. Vol. 6, pp: 3653-3674.

۳۱. **Holme, N.A. and Mcintyre, A.D., 1984.** Methods for study of marine benthos, second edition, Oxford Blackwell Scientific publication. 387 p.

۳۲. **Majnunian, H., 1998**. River conservation, biophysical attributions, habitat values and extraction rules. (1nd Ed.). Tehran. environmental protection organization. pp: 16 -22 (In Persian).

۳۳. **Mandaville, S.M., 2002.** Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters- Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols. Soil and Water Conservation Society of Metro Halifax, Project. 128 p

۳۴. **Mark, A.; Walag, P.; Oljae, M. and Canencia, P., 2016.** Physico-chemical parameters and macrobenthic invertebrated of the intertidal zone of Gusa, Cagayan de Oro CITY, Philipines. Aes Bioflux. Vol. 8, No. 1, pp: 71-82.

۳۵. **Mellenby, H., 2010.** Animal life in freshwater. Great Britain, Cox & wyman Ltd., Fakenham. 308 p.

۳۶. **Mustapha, M. and Yakubu, H., 2015.** International Journal of Environmental Science and Development. Lakes, reservoirs and ponds. Vol. 9, pp: 56-66.

۳۷. **Mora, S.D. and Sheikholeslsmi, M.R., 2002.** ASPT: Contaminant Screening Program: Final report: Interpretation of Caspian Sea sediment data. Caspian Environment Program (CPE). 27 P.

۳۸. **Oscoz, J.; Galicia, D. and Miranda, R., 2011.** Identification Guide of Freshwater Macroinvertebrates of Spain. Springer 1st Edition. 174 p.

۳۹. **Page, L.R., 2006.** Modern insights on gastropod development: Reevaluation of the evolution of a novel body plan. Integrative and Comparative Biology. Vol. 2, pp: 134-143.

۴۰. **Pennak, R., 2007.** Freshwater invertebrates of the United States. The Ronald press company, New York. 953 p.

۴۱. **Qane, A., 2004.** Identifying macroinvertebrates population structure of Chaf-roud river in Guilan province regarding some water qualitative factors (within Urmal malal village Boundary). Msc.: Teaching training university. 98 p (Translate in Persian)

۴۲. **Pawar, P.R., 2015.** Monitoring of pollution using density, biomass and diversity indices of macrobenthos from mangrove ecosystem of Uran, Navi Mumbai, and West Coast of India. International Journal of Animal Biology. Vol. 1, pp: 136-145.

۴۳. **Putro, S.P.; Widowati, P. and Suhartana, D., 2015.** Assessment Level of Severity of Environmental Disturbance Caused by Aquaculture Activities Using Abundance-Biomass Curves of Macrobenthic Assemblages. International Journal of Environmental Science and Development. Vol. 6, pp: 178-181.

۴۴. **Rahbari, K.; Bagher Nabavi, S. M. and Moebed, P., 2006.** Study of different methods of biological assessment and

biodiversity for water resources quality calculating diversity indices of karoun River's bed from Molasani to Darekhovein, 7th International River Engineering Conference, Ahwaze. Iran.

۴۵. **Ramesh, C.; Sharma, G.B. and Sngh, D., 2004.** Aquatic macro invertebrate Diversity in Nanda Devi biosphere Reserve, India. Vol. 24, No. 4, pp: 211-221.

۴۶. **Romachandra, T.V.; Ahalya, N. and Murthy, C.R., 2005.** Aquatic ecosystems conservation, restoration and management capital publishing Company. 61 p.

۴۷. **Sharifinia, M.; Eimanpournamin, J. and Bozorgy Makrany, A., 2012.** Assessment Tajan river ecological using benthic invertebrates of great nutritional and biological indicators. Journal of Applied Ecology, No. 1, page 80. Pathogenic risks. International Journal of PharmTech Research. Vol. 6, No. 2, pp: 455-461.

۴۸. **Saunders, J.; Al ZahedKh, M. and Paterson, D., 2007.** The impact of organic pollution on the macrobenthic fauna of Dubai creek [UAE]. Marine pollution Bulletin. Vol. 11, pp: 1715-1723.

۴۹. **Sterreer, W., 1981.** Marine Fauna and Flora of Bermuda, A Systematic Guide to the Identification of Marine Organisms. John Willy and Sons. 742 p.

۵۰. **Walton, S.G., 1974.** Hand book of marine science, Vol.1, C RC press. Cleveland. pp: 117-126.

۵۱. **Walag, A.M.P. and Canencia, M.O.P., 2016.** Physico chemical parameters and macrobenthic invertebrates of the intertidal zone of Gusa, Cagayan de Oro City, Philippines. AES Bioflux. Vol. 8, pp: 71-82.

۵۲. **Yap, C.K.; Rahim Ismail, A.; Ismail, A. and Tan, S.G., 2003.** Species Diversity of Macrobenthic Invertebrates in the Semenyih River, Peninsular Malaysia. Pertanika J. Agric. Vol. 26, pp: 139-146.

۵۳. **Zalmon, L.R.; Krohling, W. and Ferrelra, C.E.L., 2011.** Abundance and diversity patterns of the sessile macrobenthic community associated with environmental gradients in Vitória Harbor, southeastern Brazil. Zoologia. Vol. 28, pp: 641-652.

۵۴. **Zeybek, M.; Kalyoncu, H.; Karakas, B. and Ozgul, S., 2014.** The use of BMWP and ASPT indices for evaluation of water quality according to macroinvertebrates in Degirmendere stream. Department of biology, faculty of Arts and sciences, Suleyman Demirel University. Isparta, Turkey. Turkish Journal of Zoohogy. Vol. 38, pp: 603- 613.

۵۵. **Zhu, D. and Chang, J., 2008.** Annual variations of biotic integrity in the upper Yangtze River using an adapted index of biotic integrity [IBI]. Ecological Indicators. Vol. 8, pp: 564-572.