بررسی کیفیت آب رودخانه دز با استفاده از شاخص BMWP

مریم محمدی روزبهانی[۱]
نسرین روغنی زاده گان[۲*]
سیمین دهقان مدیسه[۳]

۱. دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات خوزستان، اهواز، ایران
۲. دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات خوزستان، دانشجوی کارشناسی ارشد محیط زیست، اهواز، ایران
۳. پژوهشکده آبزی پروری جنوب کشور، عضو هیات علمی، اهواز، ایران

*** نویسنده مسئول مکاتبات**
Sepideh.roqhani@yahoo.com

تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۰۴/۲۰
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۲/۰۸/۳۰
کد مقاله: ۱۳۹۲۰۴۰۱۳۴
این مقاله برگرفته از پایان‌نامه کارشناسی ارشد است.

چکیده

در سال ۱۳۹۱-۱۳۹۰ در ۵ ایستگاه در رودخانه دز نمونه‌برداری در دو فصل زمستان و تابستان با چهار تکرار با استفاده از سوربر و گرب پترسون با سطح مقطع ۲۲۵ سانتی‌متر مربع صورت گرفت. از سه تکرار برای شناسایی و شمارش ماکروبنتوزها و از یک تکرار برای تعیین دانه‌بندی و درصد مواد آلی رسوبات استفاده شد. جهت اندازه‌گیری میزان مواد آلی از روش فیزیکی سوختن در کوره الکتریکی و به منظور آنالیز دانه‌بندی رسوبات از روش سری الک استفاده شد. پارامترهای فیزیکو شیمیایی آب نیز اندازه‌گیری شد. در طول دو فصل نمونه‌برداری جمعاً ۱۸ گونه از ۵ رده جانوری ماکروبنتوزها شناسایی و شمارش شدند. در بین رده‌های شناسایی شده بیش‌ترین درصد فراوانی مربوط به رده کم‌تاران با ۸۰ درصد و پس از آن‌ها رده شکم‌پایان با ۱۴/۵ درصد بوده است. در کلیه ایستگاه‌ها به جز ایستگاه ۴، غالبیت با رده کم‌تاران بود. بر اساس محاسبات شاخص BMWP کیفیت آب در محدوده مورد نظر در دو طبقه کیفی طبقه‌بندی شد. بدین صورت که در دو فصل و کل دوره مطالعاتی ایستگاه ۲ و ۳ در طبقه کیفی ضعیف و ایستگاه‌های ۱ و ۵ در طبقه کیفی بسیار ضعیف طبقه‌بندی شدند. همچنین بر اساس نمره متوسط هر تاکسون (ASPT) ایستگاه‌های ۱، ۲، ۳ و ۵ در طبقه کیفی احتمال آلودگی شدید قرار گرفتند. به علت عدم وجود هیچ گروه جانوری در ایستگاه ۴ این ایستگاه به عنوان ایستگاه Azoic معرفی شد.

واژگان کلیدی: رودخانه دز، ASPT، BMWP، ماکروبنتوزها.

مقدمه

جوامع کفزی در رودخانه‌ها نقش مهمی در زنجیره غذایی ماهیان بازی می‌کنند. کفزیان به عنوان دومین یا سومین سطح غذایی مورد استفاده آبزیان، می‌توانند نشان دهنده میزان کل تولیدات و شاخصی برای کیفیت آب محسوب شوند (Owen, 1974). جوامع بزرگ بی‌مهره کفزی در همه جا حاضر و فراوانند، تنوع طبقه‌بندی دارند و طیف گسترده‌ای از تحمل به استرس‌های گوناگون را نشان می‌دهند. علاوه بر این، این جوامع به انواع متعددی از عوامل استرس‌زا شامل شهرنشینی، کشاورزی، مواد مغذی، رسوبات و انحرافات آب پاسخ می‌دهند (Roy *et al*., 2003). این جوامع وضعیت عمومی محیط را در یک دوره طولانی از زمان منعکس و معرفی می‌نمایند و بدون شک بهترین شاخص برای تشخیص سلامت و کیفیت محیط آبی هستند (Zhu and Chang, 2008). از این رو پایش بیولوژیکی از طریق جوامع بزرگ بی‌مهره کفزی می‌تواند مؤثر باشد. برنامه‌هایی که در آن‌ها از روش‌های پایش زیستی برای تعیین پیامدهای زیست‌شناختی رودخانه‌ها استفاده می‌شود به خوبی در سراسر جهان به اثبات رسیده‌اند (Kevin and Vincent, 2011). ارزیابی زیستی با کمک ماکروبنتوزها بر مبنای گروه‌های شاخص استوار بوده و فرض بر این است که موجودات مختلف در محدوده‌های متفاوتی از شرایط کیفیتی آب قادر به بقاء هستند و در صورت تغییر شرایط محدوده آبی، در آن‌جا حضور نخواهند داشت. جلبک‌ها، ماکروبنتوزها و ماهیان متداول‌ترین موجودات آبزی به‌کار رفته در این راستا می‌باشند که در این میان کاربرد فون ماکروبنتوز یکی از مؤثرترین و ارزان‌ترین ابزار ارزیابی زیستی منابع آبی می‌باشد (Taylor,

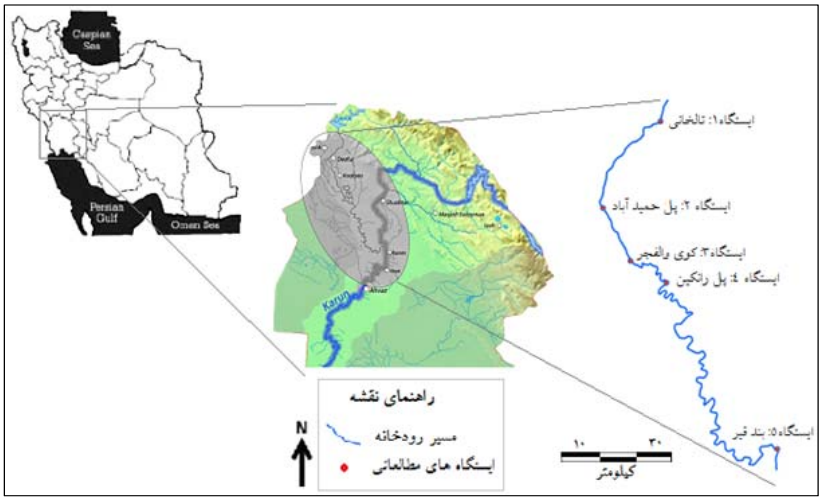
1997). رابطه بین جوامع ماکروبنتوز و اثر آلودگی‌ها بر آن‌ها در مطالعات متعدد بیان شده است (Saunders *et al*., 2007; Tabatabaie *et al*., 2009; Peter *et al*., 2005; Mandaville, 2002; Morley, 2000; Karr, 1999) شاخص BMWP (Biological Monitoring Working Party) یکی از سیستم‌های امتیازی است که مورد تأیید سازمان بین‌المللی استاندارد قرار گرفته است و هدف آن ارزیابی کیفیت بیولوژیکی آب‌های جاری است. مطالعاتی مشابه با استفاده از این شاخص انجام شده است. جرجانی و همکاران (۱۳۸۵) به تعیین وضعیت کیفی آب با استفاده از شاخص BMWP در نهر مادرسو در پارک ملی گلستان پرداختند. طباطبایی و همکاران (۱۳۸۹) کیفیت آب رودخانه حله بر اساس این شاخص بررسی کردند. شاپوری و همکاران (۱۳۸۹) نیز با کمک این شاخص کیفیت آب رودخانه گرگان‌رود را ارزیابی و ثبت کردند.

رودخانه دز از رودخانه‌های پر آب کشور و یکی از شاخه‌های اصلی تشکیل دهنده رودخانه کارون می‌باشد. طول رودخانه دز از سرچشمه تا محل تلاقی با کارون حدود ۵۲۰ کیلومتر است. حوضه آبریز رودخانه دز از لحاظ موقعیت جغرافیایی بین ۴۸^{O} و ۱۰ دقیقه تا ۵۰^{O} درجه و ۲۱ دقیقه طول شرقی و ۳۱^{O} درجه و ۳۴ دقیقه تا ۳۴^{O} درجه و ۷ دقیقه عرض شمالی محدود شده است (کردوانی، ۱۳۸۱). عمده‌ترین فاضلاب‌های صنعتی وارد شده به رودخانه دز به ترتیب مربوط به کارخانجات کاغذسازی پارس، کشت و صنعت نیشکر هفت تپه و شیر پاستوریزه شوش می‌باشد. هیچ یک از کارخانجات فوق مجهز به سیستم تصفیه فاضلاب نبوده و پساب خام خود را مستقیماً به رودخانه تخلیه می‌نمایند (فدایی، ۱۳۸۴).

هدف از این مطالعه بررسی جوامع درشت بی‌مهره کفزی و محاسبه شاخص BMWP به منظور ارزیابی کیفی اکوسیستم آبی رودخانه دز می‌باشد تا اینکه بتوان با استناد بر شواهد علمی تصمیمات جدی‌تری برای حفاظت از این منبع ارزشمند گرفت.

مواد و روش‌ها

این مطالعه در سال ۹۱-۱۳۹۰ در دو فصل تابستان و زمستان در ۵ ایستگاه تعیین شده در رودخانه دز انجام شده است. محدوده مورد مطالعه به طول ۱۹۵ کیلومتر از منطقه تالخانی به مختصات ۳۲َ،۲۷ْ عرض شمالی و ۴۸َ،۲۹ْ طول شرقی شروع و در ۳۱َ،۳۸ْ عرض شمالی و ۴۸َ،۵۲ْ طول شرقی در منطقه بند قیر (۵ ایستگاه) خاتمه می‌یابد. در شکل ۱ موقعیت ایستگاه‌های مورد مطالعه مشخص گردیده است. موقعیت ایستگاه‌ها بر اساس منبع آلودگی مشخص موجود در منطقه انتخاب شده است. در هر ایستگاه نمونه‌برداری با چهار تکرار صورت گرفت. نمونه‌برداری در ایستگاه ۳ با سوربر (در هر فصل نمونه‌برداری در ایستگاه شماره ۳ به علت سنگلاخ بودن بستر جهت نمونه‌برداری از نمونه‌بردار سوربر با سطح مقطع ۲۲۵ سانتی‌متر مربع استفاده شد. در این روش نمونه‌برداری، سوربر را در جهت حرکت مسیر آب نگه داشته سپس سنگ‌های بستر مقطع مورد نظر را درون سوربر با آب رودخانه شستشو داده و به این صورت ماکروبنتوزهای سطح سنگ شسته شده و درون توری سوربر جای می‌گیرند. در نهایت محتویات توری درون ضروف نمونه‌برداری جمع‌آوری شده و به آزمایشگاه منتقل شدند.) و در بقیه ایستگاه‌ها (۱، ۲، ۴ و ۵) با گرب پترسون (با سطح مقطع ۲۲۵ سانتی‌متر مربع) انجام شد. از سه تکرار برای شناسایی و شمارش ماکروبنتوزها و از یک تکرار برای تعیین دانه‌بندی و درصد مواد آلی رسوبات استفاده شد. نمونه‌های مربوط به ماکروبنتوز به وسیله الک ۰/۵ میلی‌متری شستشو داده شده و به وسیله فرمالین ۵ درصد فیکس شدند. پس از انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه از الکل اتانول ۷۰ درصد برای نگهداری نمونه‌ها استفاده گردید. رنگ‌آمیزی نمونه‌ها با استفاده از روش Walton (۱۹۷۴) انجام گرفت، بدین صورت که از محلول ۱ گرم در لیتر رزبنگال برای رنگ‌آمیزی نمونه‌ها استفاده شد. گروه‌های جانوری مختلف با کمک استریومیکروسکوپ و کلیدهای شناسایی فون بنتیک در حد خانواده، جنس و تا حد ممکن گونه دسته‌بندی و شناسایی شدند (Oscoz *et al*., 2011; Barnes, 1987; Sterreer, 1981; Jones, 1986) جهت تعیین درصد میزان مواد آلی با استفاده از روش فیزیکی سوختن به مدت ۸ ساعت در ۵۵۰ درجه سانتی‌گراد در کوره الکتریکی (Holme and Micintyre, 1984) و به منظور آنالیز دانه‌بندی رسوبات از روش سری الک استفاده شد (Buchanan, 1984). اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب نظیر دما، اکسیژن محلول، اسیدیته، کدورت و هدایت الکتریکی با سه بار تکرار به صورت پرتابل و با استفاده از دستگاه مولتی‌متر WTW ساخت کشور آلمان انجام شد.



شکل۱: موقعیت ایستگاه‌های مورد مطالعه در رودخانه دز (۹۱-۱۳۹۰).

برای دست‌یابی به شاخص BMWP، بی‌مهرگان از ایستگاه‌های مختلف جمع‌آوری شده و تا سطح خانواده مورد شناسایی قرار می‌گرفتند. بر اساس میزان حساسیت هر خانواده نسبت به آشفتگی‌های محیطی، امتیازدهی در محدوده ۱ تا ۱۰ انجام می‌شود. حساس‌ترین خانواده‌ها نمره ۱۰ گرفته و خانواده‌های خیلی مقاوم نمره ۱ داده شد. سپس نمرات مربوط به هر خانواده موجود در هر نمونه با هم جمع شده تا نمره کلی به دست آید. برای اینکه اثر اندازه نمونه در این روش امتیازدهی به حداقل برسد، باید نمره متوسط هر تاکسون ASPT (Average Score Per Taxon) که در واقع از تقسیم نمره کل خانواده بر تعداد کل خانواده در یک نمونه بدست می‌آید را نیز محاسبه کرد. نمره BMWP بالاتر از ۱۰۰ با ای اس پی تی بیش از ۴ نشان دهنده کیفیت خوب آب است. در جدول ۱ طبقه‌بندی کیفی آب بر اساس این شاخص نشان داده شده است (Bartram and Balance, 1996). در جدول ۲ نیز طبقه‌بندی کیفی بر اساس نمره متوسط هر تاکسون مشخص شده است (Mandaville, 2002).

جدول۱: طبقه بندی کیفی آب بر اساس BMWP.

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

جدول۲: طبقه‌بندی کیفی بر اساس نمره متوسط هر تاکسون (Armitage *et al*., 1983; Friedrich *et al*., 1996; Hynes, 1998; Mackie, 2001).

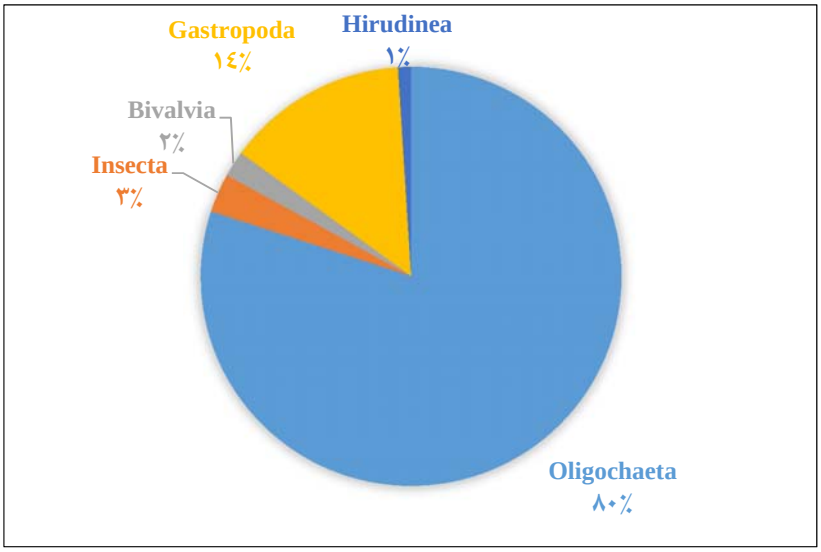
ارزش ASPT	ارزیابی کیفیت آب
>۶	آب پاکیزه
۵-۶	کیفیت مشکوک
۴-۵	احتمال آلودگی محدود
<۴	احتمال آلودگی شدید

جهت بررسی‌های آماری داده‌ها، ابتدا با استفاده از آزمون کولموگراف اسمیرنوف نسبت به نرمال بودن داده‌ها اقدام شده است. سپس از آزمون‌های LSD و آزمون کروسکال والیس در ایستگاه‌های مختلف مطالعاتی و از آزمون تی و آزمون من ویتنی در فصول مختلف جهت مقایسه میانگین‌ها استفاده شد. در کلیه‌ی آزمون‌ها سطح معنی‌داری برای تمام فرضیه‌ها ۰/۰۵ در نظر گرفته شده است. همچنین جهت نشان دادن همبستگی بین گروه‌های ماکروبنتوزی با پارامترهای فیزیکو شیمیایی آب، فاکتورهای مورد بررسی در رسوبات و شاخص‌های زیستی، از ضریب همبستگی پیرسون استفاده شده و ارتباط مورد نظر با سطح معنی‌داری ۰/۰۵ و ۰/۰۱ بیان شده است (به منظور استفاده از همبستگی پیرسون داده‌های غیرنرمال با لگاریتم‌گیری نرمال شدند).

نتایج

بررسی‌های پارامترهای فیزیکو شیمیایی آب نشان داد که بین ایستگاه‌های مطالعاتی از نظر کلیه فاکتورها (دما، اکسیژن محلول، اسیدیته، کدورت و هدایت الکتریکی) در هر فصل اختلاف معنی‌دار وجود دارد ($P<۰/۰۵$). بین دو فصل مطالعاتی اختلاف معنی‌داری میان مقادیر دما، اکسیژن محلول و اسیدیته مشاهده شد ($P<۰/۰۵$) در حالی‌که بین مقادیر کدورت و هدایت الکتریکی اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد ($P>۰/۰۵$). حداقل دما در زمستان در ایستگاه تالخانی (۱۴/۴۷±۰/۴۹) و حداکثر آن در تابستان در ایستگاه کوی والفجر (۳۱/۳±۰/۷۵) ثبت شد. به طور میانگین بیش‌ترین میزان کدورت (۶۹/۱۷±۹/۱۷) و هدایت الکتریکی (۲۰۰۲/۵±۱۱۲/۵) در ایستگاه بند قیر ثبت شد.

در طول دو فصل نمونه‌برداری جمعاً ۱۸ گونه از ۱۲ خانواده و ۵ رده ماکروبنتیک شناسایی و شمارش شدند. فراوانی گونه‌های شناسایی شده در فصل‌های مطالعاتی در جدول ۵ نشان داده شده است. در کل دوره مطالعاتی به طور میانگین تعداد ۸۴۷۲ فرد ماکروبنتوز در مترمربع جمع‌آوری شد. به طور میانگین فراوانی ماکروبنتوزها در فصل زمستان به تعداد ۱۱۴۴۰ فرد در مترمربع بیش‌تر از فصل تابستان به تعداد ۵۵۰۴ فرد در مترمربع بوده است. در کل دوره در ایستگاه ۱، جنس‌های ۳ خانواده از ۲ رده ماکروبنتیک که شامل رده کم‌تاران ۹۹/۴ درصد و رده حشرات ۰/۶ درصد بودند، شناسایی شدند. در ایستگاه ۲، جنس‌های ۸ خانواده از ۴ رده ماکروبنتوزها که شامل رده کم‌تاران ۷۲ درصد، رده حشرات ۵ درصد، رده دوکفه‌ای‌ها ۲ درصد و رده شکم‌پایان ۲۱ درصد بودند، شناسایی شد. در ایستگاه ۳، ۱۰ خانواده از ۴ رده ماکروبنتوز که شامل رده کم‌تاران ۵۶ درصد، رده شکم پایان ۳۴ درصد، رده حشرات ۶/۵ درصد و رده دوکفه‌ای‌ها ۳/۵ درصد هستند، شناسایی شدند. در ایستگاه ۵ جنس‌های دو خانواده از دو رده ماکروبنتوزها که شامل کم‌تاران ۳۹ درصد و زالوها ۶۱ درصد بودند شناسایی شدند. در مجموع بیش‌ترین فراوانی ماکروبنتوزها در دو فصل مطالعاتی مربوط به ایستگاه ۱ با ۱۹۷۴۹ فرد در مترمربع و کم‌ترین فراوانی ماکروبنتوزها مربوط به ایستگاه ۵ با ۶۳۸ فرد در مترمربع بوده است. در بین گروه‌های شناسایی شده در فصل زمستان، تابستان و در کل دوره مطالعاتی به طور میانگین بیش‌ترین فراوانی مربوط به کم‌تاران و کم‌ترین فراوانی مربوط به زالوها بود. به‌طوری‌که در کل دوره بیش‌ترین درصد فراوانی به ترتیب مربوط به رده کم‌تاران ۷۹/۷ درصد، شکم پایان ۱۴/۵ درصد، حشرات ۳/۴ درصد، دوکفه‌ای‌ها ۱/۵ درصد و زالوها ۰/۹ درصد بوده است (شکل ۲).

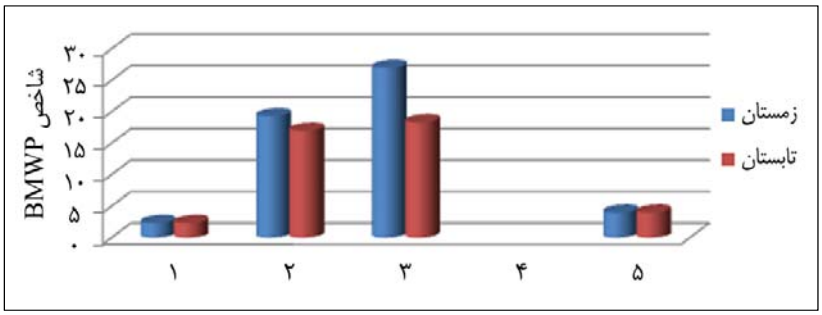


شکل ۲: درصد فراوانی رده‌های ماکروبنتوزی رودخانه دز در کل دوره مطالعاتی (۱۳۹۱-۱۳۹۰).

بر اساس نتایج حاصل از محاسبه شاخصBMWP، کیفیت آب محدوده مورد نظر در دو طبقه کیفی بسیار ضعیف و ضعیف ثبت شد (جدول ۳ و شکل ۳). همچنین بر اساس نتایج حاصل از محاسبه نمره متوسط هر تاکسون محدوده مورد نظر در طبقه کیفی احتمال آلودگی شدید قرار گرفت (جدول ۴ و شکل ۴). در ایستگاه ۴ بر خلاف سایر ایستگاه‌ها در کل دوره مطالعاتی هیچ گروه جانوری مشاهده و ثبت نشده است. از این‌رو شاخص مذکور برای این ایستگاه محاسبه نشده و به عنوان ایستگاه خالی از حیات شناخته شده است.

جدول ۳: مقادیر فصلی شاخص BMWP در کل دوره مورد مطالعه در رودخانه دز (۹۱-۱۳۹۰).

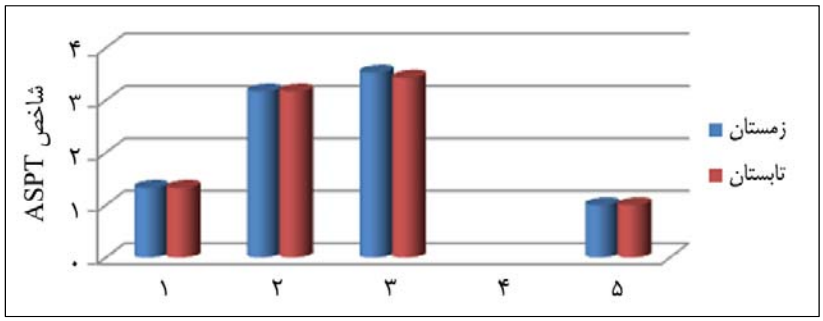
شاخص / ایستگاه	BMWP			طبقه کیفی
	زمستان	تابستان	کل دوره	
۱	۲/۳۳±۰/۶۷	۲/۳۳±۰/۶۷	۲/۳۳	خیلی ضعیف
۲	۱۹/۳۳±۴/۳۳	۱۷±۱/۵۳	۱۸/۱۷	ضعیف
۳	۲۷±۴/۹۳	۱۸/۳۳±۲/۰۳	۲۲/۶۷	ضعیف
۴	Azoic	Azoic	Azoic	بیش‌ترین آلودگی
۵	۴	۴	۴	خیلی ضعیف



شکل ۳: مقادیر فصلی شاخص BMWP در ایستگاه‌های مورد مطالعه رودخانه دز (۱۳۹۱-۱۳۹۰).

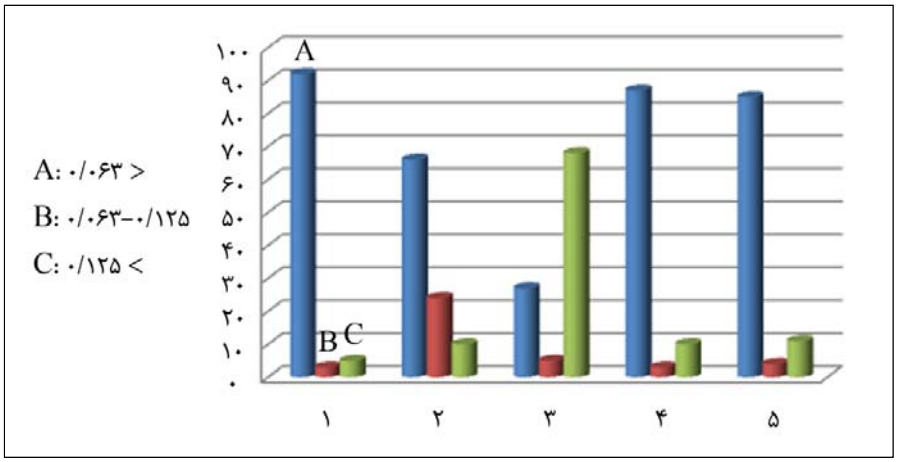
جدول ٤: مقادیر فصلی شاخص ASPT در کل دوره مورد مطالعه در رودخانه دز (۱۳۹۱-۱۳۹۰).

شاخص / ایستگاه	ASPT			ارزش کیفیت آب
	زمستان	تابستان	کل دوره	
۱	۱/۳۳±۰/۶۷	۱/۳۳±۰/۶۷	۱/۳۳	احتمال آلودگی شدید
۲	۳/۱۷±۰/۱۷	۳/۱۷±۰/۰۹	۳/۱۷	احتمال آلودگی شدید
۳	۳/۵۳±۰/۰۳	۳/۴۳±۰/۲۲	۳/۴۸	احتمال آلودگی شدید
۴	Azoic	Azoic	Azoic	بیش‌ترین آلودگی
۵	۱	۱	۱	احتمال آلودگی شدید



شکل ٤: مقادیر فصلی شاخص ASPT در ایستگاه‌های مورد مطالعه رودخانه دز (۹۱-۱۳۹۰).

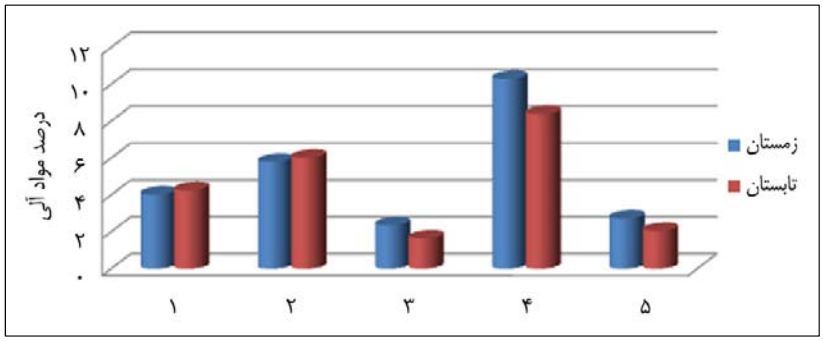
بر اساس نتایج حاصل از آنالیز دانه‌بندی رسوبات، در کل دوره مطالعاتی بیش از ۶۸ درصد اندازه ذرات بستر ایستگاه ۳ را ذرات >۰/۱۲۵ و در ۴ ایستگاه دیگر بیش از ۶۵ درصد اندازه ذرات بستر را ذرات <۰/۰۶۳ تشکیل دادند (شکل ۵). بیش‌ترین درصد مواد آلی در فصل زمستان با میانگین ۵/۰۴ درصد و کم‌ترین درصد مواد آلی در فصل تابستان با میانگین ۴/۴۸ درصد به ثبت رسیده است. بیش‌ترین درصد مواد آلی در فصل زمستان و تابستان مربوط به ایستگاه ۴ با میانگین ۹/۳۵ درصد و کم‌ترین میزان آن با میانگین ۲/۰۱ درصد مربوط به ایستگاه ۳ بوده است (شکل ۶). اختلاف معنی‌داری میان درصد مواد آلی در ایستگاه‌های مطالعاتی فصل زمستان و تابستان و در دو فصل مطالعاتی مشاهده شد (P<۰/۰۵).



شکل ۵: اندازه ذرات رسوبات بستر رودخانه دز بر حسب میلی‌متر در ایستگاه‌های مطالعاتی در کل دوره (۱۳۹۱-۱۳۹۰).

جدول ۵: فراوانی گونه‌های ماکروبنتوز شناسایی شده در رودخانه دز در فصل زمستان و تابستان (۹۱-۱۳۹۰).

رده	خانواده	گونه	فصل زمستان				فصل تابستان			
			ایستگاه‌ها				ایستگاه‌ها			
			۱	۲	۳	۵	۱	۲	۳	۵
Oligochaeta	Tubificidae	Tubifex tubifex	۹۷۳۹±۱۶۵۲	–	–	۳۳۷±۱۸۷/۳	۵۴۲۷±۲۷۱۷/۶	-	–	۱۶۱±۱۴/۷
	Naididae	Specaria josinae	۱۶۱۳۳±۷۰۴/۶	۹۶۲۱±۴۴۲۹	۹۰۹۳±۴۹۵۶	–	۷۹۷۹±۹۱۹/۶	۵۲۵۶±۴۸۵/۷	۳۷۵۵±۱۸۹۱	–
Hirudinea	Erpobdellidae	Erpobdella SP.	–	–	–	۶۰۱±۱۶۳/۳	–	-	–	۱۷۶±۶۷/۲
Insecta	Chironomidae	Chironomus riparius	۱۱۷±۷۷/۶	۶۷۵±۵۸۶/۷	۱۱۴۴±۸۵۴/۷	–	۱۰۳±۵۲/۹	۳۹۶±۳۱۲/۲	۳۹۶±۲۴۲	–
	Stratiomyidae	Hermetia illucens	-	–	۲۹±۲۹	-	–	–	–	–
Bivalvia	Corbicolidae	Corbicula fluminea	-	۲۶۴±۲۶۴	۷۶۳±۴۱۰/۷	-	–	۱۱۸±۱۱۸	۱۳۲±۱۳۲	-
	Hydrobiidae	Tryonia clathrata	–	-	۲۹±۲۹	–	-	-	۴۴±۴۴	–
		Tryonia exigua	–	-	۲۹±۲۹	–	–	-	-	–
	Bithyniidae	Bithynia tentaculata	–	۳۰۸±۱۱۰/۷	۳۹۶±۱۵۲	–	–	۱۷۶±۱۰۱/۶	۱۹۱±۱۹۱	–
	Melanopsidae	Melanopsis frustulum	–	۳۵۲±۱۹۱/۸	۴۱۱±۲۵۵/۷	–	–	۵۱۳±۱۴۰	۴۸۴±۱۷۷/۸	–
		Melanopsis attenuata	–	۷۹۲±۱۱۶	۱۰۱۲±۳۸۳/۶	–	–	۲۰۵±۱۰۳	۱۹۱±۶۴	–
Gastropoda		Melanopsis buccinoidea	–	۱۳۲±۹۱/۶	۲۰۵±۲۰۵	–	–	-	۱۳۲±۱۳۲	–
	Physidae	Physella acuta	–	۴۷۰±۴۷۰	۵۹±۵۹	–	–	۱۱۷±۹۴	–	–
	Neritidae	Nerita funiculate	–	۴۹۹±۳۳۸	۸۹۵±۴۸۷	–	–	۲۴۹±۱۰۳	۶۴۵±۲۷۸/۶	–
		Theodoxus danubialis	–	–	۶۰۱±۹۶/۲	–	–	۱۳۲±۷۶	۲۰۵±۱۱۴/۶	–
		Neritodryas dubia	–	۴۱۱±۴۱۱	۱۲۰۳±۴۷۱	–	–	-	۱۷۶±۱۰۱/۶	–
		Theodoxus fluviatilis	–	–	۲۹۳±۱۶۵/۳	–	–	-	–	–
	Ferrissidae	Pettancylus nipponicus	–	۲۹±۲۹	۵۵۷±۳۳۱	–	–	-	۱۶۱±۸۹/۲	–



شکل٦ : میانگین درصد مواد آلی رسوبات در ایستگاه‌ها مورد مطالعه در فصل‌های تابستان و زمستان (۹۱-۱۳۹۰).

در دو فصل مطالعاتی، بیش‌ترین فراوانی ماکروبنتوزها مربوط به خانواده Naididae بوده و کم‌ترین فراوانی در زمستان مربوط به خانواده Stratiomyidae و Hydrobiidae و در تابستان مربوط به خانواده Hydrobiidae بوده است.

نتایج آنالیزهای آماری اختلاف معنی‌داری میان تراکم کم‌تاران، شکم‌پایان و زالوها در ایستگاه‌های مطالعاتی فصل زمستان و تابستان نشان داد (P<۰/۰۵). در دو فصل و کل دوره همبستگی مثبت بین رده زالوها با ذرات رسوبی ۰/۱۲۵-۰/۰۶۳ مشاهده شد (P<۰/۰۱). در فصل زمستان، تابستان و کل دوره مطالعاتی همبستگی مثبت میان رده شکم‌پایان و دوکفه‌ای‌ها با مقادیر شاخص BMWP مشاهده شد (P<۰/۰۵).

بحث و نتیجه‌گیری

بر اساس نتایج حاصل از محاسبه شاخصBMWP در منطقه مطالعاتی، کیفیت آب محدوده مورد نظر در دو طبقه کیفی بسیار ضعیف و ضعیف ثبت شد. در فصل زمستان، تابستان و کل دوره مطالعاتی ایستگاه‌های ۲ و ۳ در طبقه کیفی ضعیف و ایستگاه‌های ۱ و ۵ در طبقه کیفی بسیار ضعیف طبقه‌بندی شدند. بر اساس ارزش‌گذاری نمره متوسط هر تاکسون ایستگاه‌های ۱، ۲، ۳ و ۵ همگی در طبقه کیفی احتمال آلودگی شدید قرار گرفتند. ایستگاه ۴ نیز به علت عدم وجود هیچ گروه جانوری، به عنوان ایستگاه خالی از حیات با بیش‌ترین میزان آلودگی معرفی می‌شود. در مطاله‌ای مشابه جرجانی و همکاران (۱۳۸۵) به تعیین وضعیت کیفی آب با استفاده از شاخص BMWP در نهر مادرسو در پارک ملی گلستان پرداختند. نتایج نشان داد که رودخانه مذکور دارای آبی با کیفیت مناسب است. در مطالعه طباطبایی و همکاران (۱۳۸۹) کیفیت آب رودخانه حله بر اساس این شاخص در طبقه کیفی ضعیف ارزیابی شد. در مطالعه شاپوری و همکاران (۱۳۸۹) نیز ارزیابی کیفی آب رودخانه گرگانرود بر اساس این شاخص در سه طبقه متوسط، ضعیف و خیلی ضعیف ثبت شد.

پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب، درصد مواد آلی و دانه‌بندی رسوبات از عوامل مؤثر در تغییر و نوسانات فراوانی و تنوع ماکرو بنتوزها می‌باشند. این مطلب در مطالعات زیادی به اثبات رسیده است (Boyle and Fraleigh, 2003). داده‌های فیزیکو شیمیایی و حضور و عدم حضور بی‌مهرگان کفزی در بالادست و پایین دست رودخانه‌ها، بر عملکرد ترکیبی آسیب‌های انسانی و طبیعی دلالت دارد. هیدرولوژی رودخانه‌ها در طول حوضه آب‌خیز می‌تواند تغییر کند اما فاکتورهای مؤثر و قابل توجه در تغییر توزیع ماکروبنتوزها ورودی‌های انسان ساخت هستند. این مطلب را نتایج موجود در پایین دست رودخانه‌ها که حاصل از فعالیت‌های انسانی است تأیید می‌کند و در مطالعه Yap و همکاران (۲۰۱۳) نیز به اثبات رسیده است (Yap *et al*., 2003).

میزان مواد آلی رسوبات در فصل زمستان به طور معنی‌داری از فصل تابستان بیش‌تر است (P <۰/۰۵). علت آن: ۱) کاهش دما و کاهش اکسیداسیون و تجزیه مواد آلی در فصل زمستان، ۲) افزایش آبشویی و رسوب‌گذاری در آب‌های سطحی بیشتر و در نتیجه ورود بار آلی بیش‌تری به آن‌ها در این فصل و ۳) اضافه شدن بقایای اندام‌های گیاهی و جانوری در فصل زمستان به رسوبات بستر. این نتایج با نتایج محققان دیگر در این زمینه هم‌خوانی دارد (ممبینی، ۱۳۸۷؛ رهبری، ۱۳۸۴). ذرات ریز رسوبات پتانسیل بالایی را برای به دام انداختن

آلاینده‌های آلی و غیرآلی از ستون آب دارند. ذرات بسترهای نرم و گلی با در بر داشتن مواد آلی بیشتر آلاینده‌های بیش‌تری را نسبت به بسترهای شنی و ماسه‌ای در خود نگه می‌دارند. Gray (۱۹۸۱) بیان می‌دارد که رسوبات دانه ریز مقادیر آب و مواد آلی بیش‌تری را در خود نگهداری می‌کنند.

رده کم‌تاران با فراوانی ۶۷۵۱ فرد در مترمربع، فراوان‌ترین رده شناسایی شده در این مطالعه می‌باشند که بیش‌ترین فراوانی کم‌تاران در ایستگاه ۱ ثبت شده است. فاضلاب پادگان غیرمتروکه نظامی قدس، اردوگاه شهید رجایی و اردوگاه شیخ انصاری در بالادست منطقه تالخانی و فاضلاب‌های مناطق روستایی چم گلک و چال کندی به طور عمده مستقیماً وارد رودخانه شده و سبب بالا رفتن بار آلودگی رودخانه در این منطقه شده است. از این رو گروه‌های مقاوم به آلودگی مثل افراد خانواده توبیفیسیده (Tubificidae) و نایدیده (Naididae) توسعه یافته‌اند. با افزایش بار آلودگی میزان اکسیژن محلول دارای نوساناتی می‌شود که این خود بسته به میزان آلودگی باعث حذف گروه‌های حساس و نیمه حساس به آلودگی خواهد شد. در نتیجه گروه‌های مقاوم به آلودگی غالب خواهند شد. نتایج حاصل از محاسبه شاخص BMWP در فصل تابستان، زمستان و کل دوره مطالعاتی در این ایستگاه در مقایسه با سایر ایستگاه‌ها کم‌ترین مقدار است که این امر با توجه به غالبیت گروه‌های مقاوم در این ایستگاه توجیه‌پذیر است. مشابه این مطلب در مطالعات دیگر نیز اثبات شده است (Saunders *et al*., 2007؛ طباطبایی و همکاران، ۱۳۸۹). تراکم بالای کم‌تاران شاخص خوبی جهت نشان دادن آلودگی‌های آلی است (Yap *et al*., 2003). کم‌تاران مقاوت بالایی به استرس‌های متنوع دارند و زمانی که به وفور وجود دارند شاخص خوبی برای نشان دادن آلودگی هستند (Barbour *et al*., 1996).

با توجه به مقادیر شاخص BMWP در این مطالعه، ایستگاه ۲ در مقایسه با سایر ایستگاه‌ها، بعد از ایستگاه ۳ از نظر شرایط زیستگاهی قرار دارد. لیکن ورود فاضلاب‌های روستایی (۸ روستا) به محل ایستگاه ۲، اتصال شاخه رودخانه بالارود در بالا دست ایستگاه ۲ به رودخانه دز و وجود درصد مواد آلی بیشتر در رسوبات بستر ایستگاه ۲ نسبت به ایستگاه ۳، سبب شده که در ایستگاه شماره ۳ در مقایسه با ایستگاه ۲ شرایط اکوسیستمی مناسب‌تری برای زندگی کفزیان فراهم شود.

کم‌ترین میزان کدورت در دو فصل در ایستگاه ۳ مشاهده شد. جنس رسوبات بستر رودخانه در این ایستگاه بر خلاف سایر ایستگاه‌ها شنی رسی لومی می‌باشد. از طرفی در این ایستگاه بیش‌ترین میزان اکسیژن محلول ثبت شده که به علت عمق کم، شفافیت بالا و سرعت متوسط آب، اکسیژن زیادی از هوا جذب آب شده است. در ایستگاه ۳ رده شکم‌پایان با ۶ خانواده متنوع‌ترین رده در این ایستگاه است. به علت: ۱) فراوانی بیشتر شکم‌پایان در آب‌های کم‌عمق و مناطق گرم ۲) سازگاری این رده با گیاهانی مثل برونوس و مرغ (Page, 2006) و ۳) عادت تغذیه‌ای خراشیدن سطح رسوبات که در بسترهای درشت دانه سطح تغذیه‌ای بیش‌تری برایشان فراهم می‌شود. هم‌چنین بیش‌ترین مقدار عددی شاخص BMWP در فصل تابستان، زمستان و کل دوره مطالعاتی در این ایستگاه ثبت شده است. این مطالب با توجه به تنوع نسبتاً بالای گروه‌های ماکروبنتیک خصوصاً رده شکم‌پایان در این ایستگاه، همبستگی مثبت ($P<۰/۰۵$) میان مقادیر این شاخص با فراوانی رده شکم‌پایان و دوکفه‌ای‌ها در این ایستگاه و همچنین کم‌ترین میزان درصد مواد آلی ثبت شده در رسوبات بستر این ایستگاه، توجیه‌پذیر بوده و هم‌خوانی دارد.

ایستگاه ۴ در میان سایر ایستگاه‌ها از بدترین شرایط زیستگاهی برخوردار است. کم‌ترین میزان اکسیژن محلول در کل دوره در این ایستگاه مشاهده شد. در بالادست این ایستگاه کارخانه کاغذ پارس و کشت و صنعت نیشکر هفت تپه واقع شده‌اند. فاضلاب این صنایع حاوی مواد معلق بسیار، بار آلی بالا و هیدروکربن‌های نسوخته است که به همراه زهکش‌های کشاورزی وارد مسیر رودخانه می‌شود. که سبب ایجاد شرایط باتلاقی در منطقه پل رانکین شده است. از آن‌جایی که بیش‌ترین میزان درصد مواد آلی در رسوبات این ایستگاه ثبت شده و اینکه این ایستگاه خالی از حیات بوده و هیچ مقدار عددی برای شاخص BMWP در این ایستگاه محاسبه نشده است، می‌توان نتیجه گرفت که بیش‌ترین منشأ ترکیبات آلاینده آلی در این ایستگاه انسان ساخت بوده و از فاضلاب صنایع و زهکش‌های گفته شده ناشی شده است. نتایج به دست آمده در این ایستگاه در مطالعات مشابه نیز اثبات شده است (Boyle and Fraleigh, 2003).

به طور میانگین بیش‌ترین میزان کدورت و هدایت الکتریکی در ایستگاه ۵ ثبت شد. در منطقه‌بند قیر به علت اتصال سه شاخه رودخانه دز، گرگر و شطیط و ایجاد رودخانه کارون، سبب تلاطم و کدورت زیاد آب در این منطقه شده، آب کاملاً کدر بوده و فاقد عمق قابل رؤیت است. از طرفی جنس رسوبات بستر رودخانه در این ایستگاه رسی است.

افزایش آلودگی باعث کاهش تنوع و فراوانی گونه‌های درشت بی‌مهره کفزی می‌شود. در حالی که در این مناطق آلوده گونه‌های فرصت‌طلب که شاخصی برای بیان آلودگی هستند، غالب می‌شوند (Saunders *et al*., 2007). زهکش‌های کشاورزی حاصل از طرح‌های توسعه کشاورزی در محل ایستگاه ۵ وارد رودخانه می‌شوند. همچنین آلودگی‌های آلی موجود در شاخه‌های گرگر و شطیط (در اثر فعالیت حوضچه‌های پرورش ماهی) نیز به منطقه بند قیر وارد می‌شوند که این دو منبع آلودگی با هم سبب ایجاد شرایط نامساعد زیستی برای کفزیان این منطقه شده‌اند. از این رو گروه‌های مقاوم به آلودگی مثل کرم‌های حلقوی و زالوها در این منطقه غالبیت یافته‌اند. در رابطه با نتایج حاصل از شاخص BMWP، مقدار عددی محاسبه شده برای این شاخص در دو فصل تابستان، زمستان و کل دوره مطالعاتی در این ایستگاه خود تأییدی بر وضعیت شرح داده شده برای این ایستگاه است.

با توجه به نتایج این پژوهش و تأثیر ناشی از ورود فاضلاب‌ها و پساب‌های صنعتی و زهکش‌های کشاورزی، ضروری است که تمامی صنایع واقع در مسیر رودخانه در تصفیه فاضلاب‌ها تجدید نظر نموده و از آن‌جایی که بخش گسترده‌ای از بار آلودگی وارده به رودخانه ناشی از منابع آلاینده غیرنقطه‌ایی کشاورزی است، ضروری است که این مسئله در مطالعات آینده مد نظر قرار گیرد. هم‌چنین از آن‌جایی که شاخصBMWP بازه رودخانه مورد مطالعه را خیلی خوب ارزیابی کرده است، پیشنهاد می‌شود که در بازه‌های دیگر نیز این شاخص مورد محاسبه قرار گیرد.

سپاسگزاری

جناب آقای مهندس مسعود نوری پور کارشناس ارشد اداره محیط زیست شهرستان دزفول، که در گردآوری این مقاله همکاری نمودند کمال تشکر را داریم.

منابع

جرجانی، س.، قلیچی، الف.، اکرمی، ر. و خیرآبادی، و.، ۱۳۸۷. ارزیابی شاخص زیستی آلودگی و فون کفزیان نهر مادرسو پارک ملی گلستان ، مجله شیلات، جلد ۱: صفحات ۵۲-۴۱.

رهبری، ک.، ۱۳۸٤. مطالعه تأثیر برخی از پارامترهای زیست محیطی بر روی اجتماعات ماکروبنتیک در رودخانه کارون از بازه ملاثانی تا دارخوین، پایان نامه کارشناسی ارشد محیط زیست، واحد علوم و تحقیقات خوزستان .

شاپوری، م.، ذوالریاستین، ن. و آذرباد، ح.، ۱۳۸۹. ارزیابی سریع کیفیت آب رودخانه گرگانرود بر پایه شاخص های زیستی فصلنامه علوم و فنون منابع طبیعی، جلد ۳: صفحات ۱۲۹-۱۱۵.

طباطبایی،ط.، امیری، ف.، پذیرا، ع. ر. و ممبینی، ش.، ۱۳۸۹. مطالعه ساختار و تنوع اجتماعات ماکروبنتیک رودخانه حله مجله بیولوژی دریا، جلد ۱: صفحات ۴۶-۳۷.

فدایی، آ.، ۱۳۸٤. بررسی کیفیت آب رودخانه دز با استفاده از منحنی های شاخص کیفیت آب (از سد تنظیمی تا محل اتصال به بند قیر)، پایان نامه کارشناسی ارشد محیط زیست، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات خوزستان .

کردونی، م.، ۱۳۸۱. تعیین سهم سرشاخه های رودخانه دز در میزان رسوب گذاری مخزن سد دز، پایان نامه کارشناسی ارشد آبیاری، دانشگاه شهید چمران اهواز.

ممبینی، ش.، ۱۳۸۷. مطالعه ساختار اجتماعات ماکروبنتیک به عنوان شاخص های آلایندگی در رودخانه جراحی (محدوده مقبره سید عاشور تا ورودی شهر شادگان)، پایان نامه کارشناسی ارشد محیط زیست، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات خوزستان

Armitage, P. D., Moss D., Wright J. F. and Furse, M. T., 1983. The Performance of a new Biological Water Quality Score System Based on Macroinvertebrates over a Wide Range of Unpolluted Running-Water Sites. Water Res. 17:333-47.

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Griffith, G. E., Frydenborg, R., McCarron, E., White, J. S. and Bastian, L., 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. J. North Am. Benthol. 15: 185–211.

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

Bartram, J. and Balance, R., 1996. A Practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes.behalf of United Nations Environment Programme and the World Health Organization, 385p.

Boyle, T. P. and Fraleigh Jr, H. D., 2003. Natural and anthropogenic factors affecting the structure of the benthic macroinvertebrate community in an effluent-dominated reach of the Santa Cruz River, AZ. Ecological Indicators, 3: 93-117.

Buchanan, D., 1984. Sediment Analysis Methods.Blackwell Scientific, 41-46p.

Company. ISBN: 0-7872-7490-9. xxvi, 744pp.

Friedrich, G., Chapman, D. and Beim, A., 1996. The Use of Biological Material in Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring, 2nd ed. Deborah Chapman [ed.]. E & FN Spon, New York.

Gray, J. S., 1981. The Ecology of Marine Sediment .Cambridge University Press.Cambridge, 185 p.

Hawkes, H.A., 1998. Origin and development of the Biological Monitoring Working Party score system.*Water Research* 32: 964-968.

Holme, N. A. and Mcintyre, A. D., 1984. Methods for Study of MarinBenthos,Second edition, Oxford Blackwell Scientific publication, 387p.

Hynes, K. E., 1998. Benthic Macroinvertebrate Diversity and Biotic Indices for Monitoring of 5Urban and Urbanizing Lakes within the Halifax Regional Municipality [HRM], Nova Scotia, Canada. Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax.xiv, 114p.

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

Karr, J. R., 1999. Defining and measuring river health. Freshwater Biology, 41:221-234.

Kevin, B. L. and 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.

Mackie, G. L., 2001. Applied Aquatic Ecosystem Concepts. Kendall/Hunt Publishing

Mandaville, S. M., 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols. Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax,Project H-1.

Morley, S. A., 2000. Effects of urbanization on the biological integrity of Puget Sound lowland streams: Restoration with a biological focus. MSc thesis, University of Washington.

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

Owen, T. L., 1974. Handbook of common methods in limnology.Institute of Environmental studies and department of biology, Baylor University, Waco, Texas, U.S.A.120-130.

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

Peter, R. O., Andrew, C. R. and Jason, T. M., 2005. A Quantitative tool for assessing the integrity of southern coastal california streams. Environmental Management, 35:493 –504.

Roy, A. H., Rosemond, A. D., Paul, M. J., Leigh, D. S. and Wallace, J. B., 2003. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation [Georgia, USA].Freshwater Biology, 48:329 –346.

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. 11:1715-1723.

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

Tabatabaie, T., Amiri, F., Nabavi, M. B., Fazeli, M. Sh. and Afkhmi, M., 2009. Study on the effect of sewage pollutant of Bandar Imama Petrochemical Company on benthic macro fauna community Mossa creek using biodiversity indices and bioindicators. Asian Journal of Biotechnology. 1: 20-28.

Taylor, B.R., 1997. Technical Evaluation on Methoda for Benthic Invertebrates Data Analysis and Interpretation. AETE Project 2.1.3 prepared for Canada Center for Mineral and Energy Technology, Ottawa, Ontario, 93p.

Walton, S.G., 1974. Hand Book of Marine Science. Vol. 1. CRC Press. Cleveland .117-126p.

Yap, C. K., Ismail, A. R., Ismail, A. and Tan, S. G., 2003. Species Diversity of Macrobenthic Invertebrates in the Semenyih River, Peninsular Malaysia. Pertanika Journal of Tropical Agricultural Science. 26: 139–146.

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, 8:564-572.