اثر سد زاینده‌رود بر جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی و کیفیت آب رودخانه زاینده‌رود با استفاده از شاخص‌های زیستی BMWP و ASPT

هاجر ابراهیمی دستگردی[۱]، عیسی ابراهیمی[۱*] و سیما فاخران اصفهانی[۱]

(تاریخ دریافت: ۹۴/۱۱/۱۷ ؛ تاریخ پذیرش: ۹۶/۵/۱۰)

چکیده

سدها منافع زیادی برای جوامع انسانی فراهم می‌کنند. اما در حال حاضر از مهم‌ترین عوامل مؤثر بر تخریب زیستگاه‌ها و تغییرات هیدرولوژیک آب‌های جاری محسوب می‌شوند. به‌منظور ارزیابی اثرات اکولوژیک سد زاینده‌رود بر جوامع کفزی و کیفیت آب این رودخانه، با استفاده از شاخص‌های زیستی BMWP و ASPT، تعداد ۶ ایستگاه نمونه‌برداری در بستر رودخانه انتخاب و از طریق نمونه‌برداری با ۳ تکرار در هر ایستگاه، وضعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی آن به‌روش کمی از تیرماه ۱۳۹۲ تا خرداد ۱۳۹۳ با تناوب ۴۵ روز یک‌بار بررسی شد. کفزیان شناسایی شده متعلق به ۳۱ خانواده از ۱۶ راسته و ۷ رده بودند. نتایج مقایسه میانگین شاخص BMWP در ایستگاه‌های مورد مطالعه بسیار معنی‌دار (p < ۰/۰۰۱) و در بین فصول مختلف سال در همه ایستگاه‌ها به‌جز ایستگاه آورگان معنی‌دار (p <۰/۰۵) بود. شاخص ASPT نیز بین ایستگاه‌ها اختلاف بسیار معنی‌دار نشان داد (p<۰/۰۱). علاوه بر آن محاسبه شاخص تنوع شانون نیز نشان داد که ایجاد سد زاینده‌رود به‌دلیل تغییر در عمق، شدت و سرعت جریان آب و ساختار بستر باعث ایجاد تغییرات قابل توجه در تنوع و ترکیب جوامع کفزی پایین دست سد شده است.

واژه‌های کلیدی: سد زاینده‌رود، کفزیان، تنوع، عوامل محیطی

۱. دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان

*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: e_ ebrahimi@cc.iut.ac.ir

مقدمه

شناخت ویژگی‌های کمی و کیفی منابع آب از عوامل اساسی اعمال مدیریت مناسب و تعیین اولویت نوع کاربری آن منابع می‌باشد. این کار از طریق شناخت اختصاصات اکولوژیک اکوسیستم‌های آبی امکان پذیر است (۲۸). رودخانه‌ها شریان های حیاتی به شمار می‌آیند که هر گونه فعالیت انسانی در حوزه آبخیز به‌صورت مستقیم یا غیرمستقیم بر آنها تأثیرگذار است (۳۰). گسترش روزافزون جوامع انسانی، توسعه صنایع و کاربری‌های گوناگون اراضی هر چند مزیت‌هایی داشته، ولی باعث بروز مشکلاتی نیز شده است. امروزه وارد شدن انواع فاضلاب‌های صنعتی، شهری و کشاورزی و دفع غیراصولی آنها سبب بروز مشکلات زیادی مانند آلودگی آب، خاک و هوا در حوزه‌های آبخیز شده است. این وضعیت به‌ویژه در برخی موارد مانند احداث سدها تشدید شده و با ایجاد تغییر در شرایط طبیعی رودخانه، در ویژگی‌های مؤثر بر سلامت زیستمندان نیز تغییراتی را ایجاد کرده است (۱۸ و ۲۶). به‌عنوان نمونه بررسی اثر افزایش دمای آب بر جوامع ماهی و بی‌مهرگان در زیردست سدهایی که آب را از سطح آزاد می‌کنند ثابت کرد که افزایش دمای آب در تابستان در پایین دست آنها تغییرات قابل توجهی را در جوامع کفزی باعث می‌گردد (۲۱). تزیدل و همکاران درسال ۲۰۰۹، اثر حذف سد بر جمعیت تریکوپترا در رودخانه درزویزکا را بررسی کرده و ثابت کردند که تغییر در شدت جریان رودخانه ناشی از احداث سدها باعث تغییر در الگوی زیستگاه شده و رسوبات حمل شده از پایین دست مخازن سدها زیستگاه بی‌مهرگان کفزی فیلتر کننده‌ای را که در سرعت جریان‌های بالا، روی شن و سنگریزه‌ها ساکن هستند اشغال و تخریب می‌نماید (۳۳). در مطالعات مشابه ریباک و سادلک در سال ۲۰۱۰، در رودخانه‌های مناطق کوهستانی (۲۹)، سوخمانی و همکاران در سال۲۰۱۰، در رودخانه‌های آفریقای جنوبی (۳۱) و تاگلیفرو و همکاران در سال ۲۰۱۳، در رودخانه سانتاکروز (۳۲)، نشان دادند که سدها با تغییر در سرعت و کیفیت آب، ترکیب بستر آب‌های جاری را دستخوش تغییر کرده و تنوع زیستگاه‌های در دسترس برای بی‌مهرگان کفزی را کاهش می‌دهند. در همین ارتباط کالیستو و همکاران درسال ۲۰۱۲، با بررسی اثر حداقل جریان روی درشت بی‌مهرگان کفزی در پایین دست سدهای برق آبی در برزیل، اعلام کردند که سدها به‌دلیل اثرات منفی بر جریان طبیعی رودخانه، زیستگاه‌های رودخانه، بقاء، رشد و تولید مثل بسیاری از موجودات آبزی، برای زیستمندان آب‌های شیرین و کیفیت آب تهدیدی جدی هستند (۱۱).

سد سازی و ایجاد مخازن در حال حاضر از مهم‌ترین دلایل از بین رفتن زیستگاه و تغییرات هیدرولوژیک در آب‌های جاری است (۳۶). سدها باعث تغییر در رژیم جریان و آبدهی در امتداد مسیر رودخانه می‌شوند. تغییر این دو ویژگی ممکن است در ساختار بستر، غذا و استراتژی‌های تولید مثلی گونه‌ها تغییراتی را القا کند (۲۳). این فاکتورها به‌عنوان عوامل اصلی ایجاد تغییر در ساختار و عملکرد موجودات آبزی درنظر گرفته می‌شود (۱۰). تاکنون اثر احداث سدها بر جوامع ماهی مورد بررسی قرارگرفته است اما مطالعات زیادی در خصوص اثر احداث سدها بر جوامع بزرگ بی‌مهرگان کفزی صورت نگرفته است. یک روش مناسب برای بررسی اثر سدها بر اکوسیستم رودخانه ارزیابی تغییرات ایجاد شده در جوامع زیستی آن است. بی‌مهرگان کفزی به‌دلیل قدرت تحرک کم، وابستگی و تأثیرپذیری از شرایط فیزیکی، شیمیایی و زیستی محیط رودخانه بهتر می‌توانند اثرات ناشی از تخریب زیستگاه و تغییرات کوتاه مدت یا بلند مدت آن را نشان دهند (۱۳، ۱۶ و ۱۹).

در این راستا شاخص‌های زیستی از جمله روش‌های عملی و با صرفه اقتصادی جهت تعیین سلامت بوم شناختی آب‌ها و تعیین این‌که آیا فعالیت‌های انسانی موجب کاهش کیفیت آب و تغییر در فراوانی بزرگ بی‌مهرگان کفزی شده است یا خیر، می‌باشد (۶ و ۲۰). ویژگی‌های عملکردی و ساختاری جوامع کفزی این اجازه را می‌دهد که پاسخ رودخانه به عوامل استرس‌زا را بررسی کرده و آسیب‌های وارده را با شاخص‌های زیستی برآورد کنیم (۱ و ۱۴).

هدف از برآورد شاخص زیستی یا سیستم امتیازی (BMWP: Biological Monitoring Working Party) و میانگین امتیاز به‌ازای هر تاکسون (ASPT:Average Score Per Taxa)، ارزیابی کیفیت زیستی آب‌های جاری است (۷ و ۱۲). در این روش‌ها، اساس کار بر پایه حساسیت گونه‌های مختلف نسبت به تغییرات کیفی آب بنا شده است. این بدین معنی است که گروه‌های مختلف کفزیان از نظر میزان مقاومت در برابر آلودگی و یا تغییرات ایجاد شده در شرایط زیستی با یکدیگر متفاوت هستند (۱۹ و ۳۴).

از این شاخص‌ها برای ارزیابی کیفی منابع آب در معرض آلودگی یا آشفتگی‌های ناشی از فعالیت‌های انسانی به دفعات استفاده شده است. بررسی اثر فعالیت‌های انسانی بر توزیع و تنوع جوامع کفزی و کیفیت آب رودخانهٔ لانگات مالزی (۸)، ارزیابی زیستی بخش میانی رودخانه زاینده‌رود (۲۴)، تالاب چغاخور (۳)، رودخانه قشلاق سنندج (۴) و اثر پساب مزارع آبزی‌پروری بر جوامع درشت بی‌مهرگان کفزی و کیفیت آب رودخانه زاینده‌رود (۱)، از جمله مطالعات انجام شده در این خصوص می‌باشند. اگرچه بیش از نیمی از رودخانه‌های جهان متأثر از سد سازی هستند، اما مطالعات زیستی که سیستم‌های رودخانه‌ای را قبل و بعد از احداث سدها مقایسه کرده باشد بسیار محدود است. هدف از مطالعه حاضر، ارزیابی اثر سد زاینده‌رود به‌عنوان عامل ایجاد آشفتگی در ویژگی‌های اکولوژیک رودخانه بر کیفیت آب و جوامع کفزی رودخانه با استفاده از شاخص شانون-وینر وشاخص‌های زیستی BMWP و ASPT بود.

مواد و روش‌ها

رودخانه زاینده‌رود مهم‌ترین رودخانه جاری در مرکز فلات ایران است. حوضه آبریز این رودخانه با وسعت ۳۶ هزار کیلومتر مربع بین ´۳۰ °۳۱ تا ´۳۲ °۳۳ عرض شمالی و ´۳۰ °۴۹ تا ´۴۹ °۵۲ طول شرقی قرار دارد. عملیات ساخت سد چادگان برروی این رودخانه درسال ۱۳۴۵ آغاز شد و در سال ۱۳۴۹ مورد بهره‌برداری قرار گرفت. این سد با حجم مفید ۱۰۹۰ میلیون مترمکعب و مساحت ۵۴ کیلومتر مربع یک زیست بوم پویای محلی را به‌وجود آورده است. دریاچه این سد به‌دلیل تأمین بخشی از آب شرب استان‌های اصفهان، چهارمحال و بختیاری و یزد، تأمین آب کشاورزی حوضه زاینده‌رود، تولید برق و تأمین آب مورد نیاز صنایع از اهمیت بسیاری برخوردار بوده و به‌دلیل هم‌جواری با قطب‌های بزرگ جمعیتی، صنعتی و گردشگری، نقش مهمی در حیات اقتصادی منطقه ایفا می‌کند (۱ و ۲).

محدوده مورد مطالعه در این تحقیق بخشی از رودخانه زاینده‌رود در استان‌های چهارمحال و بختیاری و اصفهان، از منطقه خرسونک تا هوره بود (شکل ۱). در مسیر رودخانه تعداد ۶ ایستگاه، شامل ایستگاه‌های خرسونک و آورگان در قسمت بالا دست سد، ایستگاه چادگان بلافاصله بعد از سد و ایستگاه‌های حجت آباد، مارکده و هوره در قسمت پایین دست سد انتخاب و موقعیت آنها با استفاده از دستگاه موقعیت‌یاب جهانی (GPS) ثبت گردید. انتخاب ایستگاه‌های نمونه‌برداری با درنظر گرفتن امکان دسترسی به محل، سهولت دسترسی به بستر رودخانه برای نمونه‌برداری و اختلاط کامل آب رودخانه صورت گرفت (۲۲).

نمونه‌برداری از کفزیان در تناوب‌های زمانی ۴۵ روزه (هر فصل دو نمونه) از تیر ماه سال ۱۳۹۲ تا خرداد ۱۳۹۳ به‌کمک نمونه‌بردار سوربر (مساحت سطح ۲۵ × ۲۵ سانتی‌متر و تور ۳۰۰ میکرون) انجام شد. نمونه‌برداری در هر ایستگاه با ۳ تکرار و به‌صورت تصادفی در امتداد عمود بر جهت جریان آب انجام گرفت. پس از آماده‌سازی نمونه‌ها در آزمایشگاه به کمک لوپ و با استفاده از کلیدهای شناسایی (۵، ۱۵، ۱۸، ۲۵ و ۲۷) اقدام به شناسایی و شمارش تک‌تک نمونه‌ها گردید و نتایج حاصل برای محاسبه شاخص‌های زیستی و شاخص شانون مورد استفاده قرار گرفت.

برای محاسبه شاخص BMWP در هر ایستگاه، ابتدا تعداد خانواده‌های کفزیان موجود در نمونه‌های برداشت شده مشخص شد. سپس با استفاده از جدول امتیازهای سیستم BMWP

جدول ۱. طبقه‌بندی کیفیت آب براساس شاخص BMWP (۲۲)

وضعیت کیفی آب	طبقه کیفی	امتیاز شاخص
آلودگی شدید	خیلی بد	۰-۱۰
آلوده یا تحت تأثیر قرار گرفته	بد	۱۱-۴۰
به‌صورت متوسط تحت تأثیر قرار گرفته	متوسط	۴۱-۷۰
تمیز ولی کمی تحت تأثیر قرار گرفته	خوب	۷۱ -۱۰۰
غیرآلوده، تحت تأثیر قرار نگرفته	خیلی خوب	۱۰۰<

جدول ۲. طبقه‌بندی کیفیت آب براساس شاخص ASPT (۲۲)

ارزیابی کیفیت آب	امتیاز شاخص
آب تمیز	۶<
کیفیت مشکوک	۵-۶
آلودگی متوسط احتمالی	۴-۵
آلودگی شدید احتمالی	۴>

جدول ۳. طبقه‌بندی کیفیت آب براساس شاخص شانون- وینر (۳۵)

طبقه‌بندی کیفی آب	شاخص شانون- وینر
آب تمیز	۳-۵
آلودگی متوسط	۱-۳
آلودگی اساسی	۱>

(۲۰ و ۲۲) مجموع امتیاز BMWP برای هر نمونه محاسبه گردید. نتایج حاصل برمبنای شاخص‌های BMWP و ASPT (جداول ۱ و ۲) به منظور ارزیابی اثر سد بر جوامع کفزی رودخانه مورد استفاده قرار گرفت.

شاخص تنوع شانون در خصوص بزرگ بی‌مهرگان کفزی نیز از جمله شاخص‌های زیستی است که ویلم در سال ۱۹۶۸ براساس آن به طبقه‌بندی اکوسیستم‌های آبی از نظر شدت آلودگی پرداخت (جدول۳)

جهت بررسی آماری داده‌های مربوط به ایستگاه‌های نمونه برداری و مقایسه بین زمان‌های نمونه‌برداری ابتدا نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون شاپیرو- ویلک (Shapiro- Wilk) و یکنواختی واریانس‌ها با استفاده از آزمون لون (Leven test) بررسی شد. سپس از آزمون تجزیه واریانس (ANOVA) استفاده گردید و در ادامه برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون دانکن در سطح اطمینان ۹۵ درصد استفاده شد. تمام تحلیل‌های آماری با استفاده از نرم افزارSPSS، نسخه ۲۱ انجام شد.

نتایج

در ایـن تحقیـق در مجمـوع تعـداد ۳۱ خـانواده از درشـت بی‌مهرگان کفزی متعلق به ۷ رده و ۱۶ راسته در محدوده مـورد مطالعه شناسایی شد (جدول ۴).

در تمام زمان‌های نمونه‌برداری کمترین تعـداد خـانواده در ایستگاه سد چادگان و بیشـترین تعـداد آن در ایسـتگاه آورگـان دیده شد. از نظر مکانی نیـز بیشـترین تعـداد خـانواده در تمـام فصول سال به دو ایستگاه بالا دست سد و کمترین تعداد آن بـه ایستگاه سد چادگان اختصاص داشت. پس از کاهش قابل توجه کفزیان در ایستگاه سد چادگان، در ایستگاه‌های پایین دست بـه تدریج تعداد خـانواده‌هـای کفزیـان افـزایش یافـت (شـکل ۲). آزمون‌های تجزیه واریانس وجود تفاوت بین ایستگاه‌های نمونه برداری در هر فصل را تأیید کرد ($p <$ ۰/۰۰۱).

مقایسه مقادیر شاخص BMWP بین ایستگاه‌های مـورد مطالعـه در هر فصل نشان‌دهنده وجود اختلاف معنـی‌دار ($p <$ ۰/۰۰۱) بود. میزان شـاخص محاسـبه شـده در ایسـتگاه‌هـای اورگـان و خرسونک تقریباً مشابه بـود و پـس از کـاهش در ایسـتگاه سـد چادگان، در ایستگاه‌های پایین دست با دور شدن از سـد رونـد افزایشی نشان داد (شکل ۳).

میـزان شـاخص ASPT بـین ایسـتگاه‌هـای مختلـف ($p <$ ۰/۰۰۱) و همچنین بین فصول مختلف در تمام ایستگاه‌هـا به‌جز ایستگاه حجـت آبـاد و ایسـتگاه هـوره تفـاوت معنـی‌دار ($p <$ ۰/۰۵) نشان داد (شکل ۴).

مقادیر شاخص تنوع شانون در ایستگاه‌های مورد مطالعه در شکل ۵ نشان داده شده است. آزمـون تجزیـه واریـانس وجـود اختلاف معنی‌دار بین میزان شاخص تنوع شانون در ایستگاه‌های مورد مطالعه را نیز تأیید کرد ($p <$ ۰/۰۱).

بحث و نتیجه‌گیری

براساس نتایج حاصل به‌طور کلـی فراوانـی و تنـوع آرایـه‌هـای شناسایی شده در ایستگاه سد چادگان کاهش یافته است. در بین خـانواده‌هـای متعلـق بـه راسـته Ephemeroptera، خـانواده Baetidae و از راسـته Trichoptera، خـانواده‌هـای Hydropsychidae و Rhyacophilidae به‌عنوان گروه‌هـایی کـه در سرعت جریان‌های زیاد زیست می‌کنند، در بالا دست سـد و خانواده Gammaridae از راسته Amphipodae بلافاصله در زیر دست سد غالب بوده و بیشترین تراکم جوامع کفزی را بـه‌خـود اختصـاص دادنـد. در حـالی کـه فراوانـی خـانواده‌هـای رده Oligochaeta بـه‌خصـوص Naididae در ایسـتگاه‌هـای پـایین دست سد افزایش یافته بود (جدول ۴).

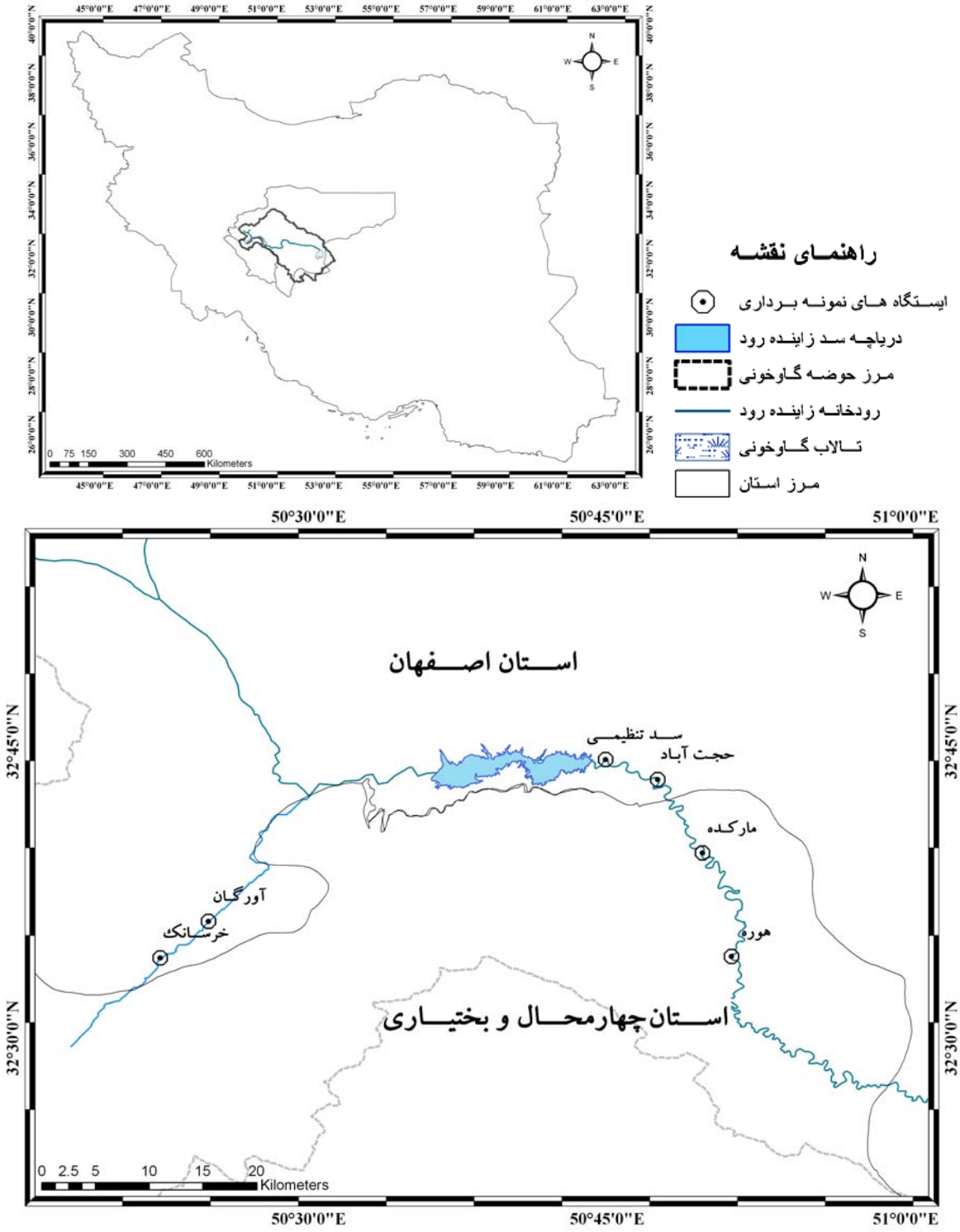
همچنـین راسـته Diptera (خـانواده‌هـای Simuliidae و Chironomidae) به‌دلیل انعطاف‌پذیری و مقاومت بـه تغییـرات زیستگاه، در ایستگاه‌های پایین دسـت سـد از فراوانـی بـالاتری نسبت به ایستگاه‌های بالادست برخوردار بود. دلیل ایـن امـر را می‌توان ناشی از این واقعیت دانست که سـدها بـه‌دلیـل کنتـرل جریان آب و جلوگیری از انتقال رسوبات آلی و مواد معدنی بـه مناطق پایین دست، زیستگاه‌های وابسته به آب‌هـای بـا سـرعت جریان بالا را تغییر می‌دهند. این پدیده کـه عامـل تشـکیل یـک لایه همگن در پایین دست رودخانه است برای مهاجرت مکانی کم تاران، نرم تنان و Chironomidae و توسعه سریع آنها بسـیار مناسب است (۱۷ و ۳۲).

گفته می‌شود سد سازی حداقل یک یا هر دو حالت زیـر را برروی رودخانه‌هـا باعـث مـی‌گـردد: ابتـدا، فضـاهای بینـابینی لایه‌های عمقی توسط ذرات آزاد شده از مخزن مسدود می‌شود، به‌همین علت سیستم‌های زیستی پایین دست همگن‌تـر شـده و مناطق قابل دسترس برای حیات بسیاری از گروه‌های کفزیان از بین رفته و تنوع آنها کاهش می‌یابـد، کـاهش تنـوع کفزیـان در ایستگاه‌های پایین دست سد به‌خصوص ایسـتگاه سـد چادگـان ناشی از همین واقعیت است (شکل ۵). در مقابل به‌دلیل همگـن شدن زیستگاه‌ها فراوانی کلی بی‌مهرگان در آنها افزایش پیدا می کند اما تنوع گونه‌ای همواره سیر نزولی نشان می‌دهد. در حالت دوم همراه با نوسان‌های شدید روزانـه و کوتـاه مـدت جریـان، کمیت و کیفیت کفزیان تحت تأثیر قرار مـی‌گیـرد (۳۳) وجـود اخـتلاف معنـی‌دار در شـاخص‌هـای مـورد بررسـی در ایـن

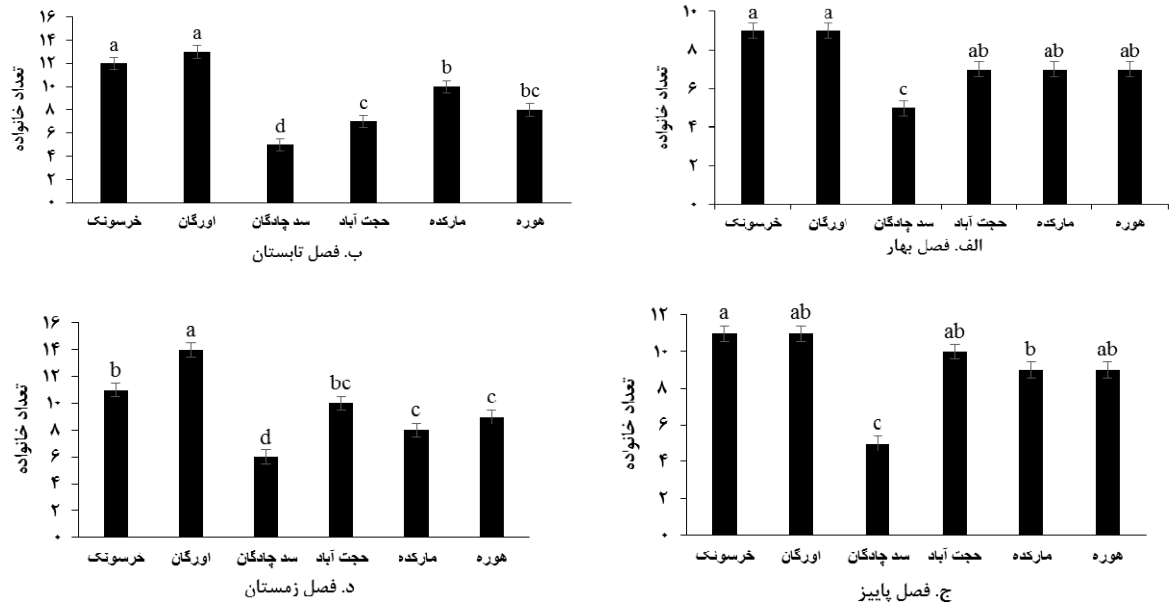
جدول ۴. خانواده‌های شناسایی شده و میانگین تراکم سالانه آنها در ایستگاه‌های نمونه‌برداری (تعداد در مترمربع)

رده	راسته	خانواده	خرسونک	آورگان	سد چادگان	حجت آباد	مارکده	هوره
Insecta	Ephemeroptera	Heptageniidae	۷۳۶	۶۵۹	۴۸	۳۶	۳۳۲	۱۰۳
		Baetidae	۱۳۳۲	۱۱۸۹	۸۰۱	۸۲۲	۸۸۵	۲۱۸
		Ephemerellidae	۹۴۲	۱۱۵۹	–	–	۳۲*	–
		Caenidae	۱۰۹۶	۱۰۳۱	–	–	–	–
	Trichoptera	Hydropsychidae	۲۹۹۳	۲۵۲۴	۳۸	۳۸	۸۳	۵۸۴
		Rhyacophilidae	۲۹۲	۱۰۴	۱۶	۳۶*	۴۰	۲۴
		Psycomyiidae	۵۰۱	۴۲۱	–	۳۲	۴۸	۴۴
	Diptera	Stratiomyidae	۲۰	۳۲	–	۳۲	–	–
		Tabanidae	۲۱	۴۰	–	۵۳	۶۴	۱۶
		Tipulidae	۴۸۲	۳۲۱	۳۲	–	–	–
		Simuliidae	۲۷۷	۳۴۵	۳۲۵	۹۵۶	۱۷۰۵	۲۰۵
		Chironomidae	۴۵۸۰	۲۲۴۱	۵۴۳	۳۰۹۵	۳۱۳۷	۴۶۷۵
	Coleoptera	Elmidae	۱۲۲	۲۵۳	–	–	۴۰	۳۹
	Odonata	Agridae	–	–	–	۹۵	–	۳۸
		Cordulegasteridae	–	–	–	–	–	۱۶*
		Gomphidae	–	–	–	–	–	۲۰
Crustacea	Amphipoda	Gammaridae	۱۸۳۳	۲۴۱۶	۴۳۵۳	۲۱۰۶	۳۸۹۸	۸۳۲
Bivalvia	Veneroida	Sphaeridae	۱۲۸	۸۱	–	۴۰	۵۳	–
Gastropoda	Basommatophora	Lymnaeidae	۱۶	۵۱	۳۲*	۸۰*	–	۱۶*
		Planorbidae	۱۶	–	۸۰*	۵۱	۳۲	۱۶
		Ancylidae	۱۶	۱۶	–	۲۴	۸۰*	–
		Physidae	۳۵	۲۰۳	–	۶۶	۲۱	۲۱
	Heterostropha	Valvatidae	–	–	–	۶۴	–	–
Hirudinae	Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	–	۳۲*	–	–	–	–
Oligochaeta	Arhynchobdellida	Erpobdellidae	۳۷	۵۶	۳۰	۶۹	۵۰	۵۷
	Tubificida	Tubificidae	۱۲۰	–	۱۶*	۸۵	۵۸	۸۰
		Naididae	۲۵۶	۲۹۳	۴۸	۵۲۰	۲۴۰*	۲۷۷
	Lmbricida	Lumricidae	۳۲	۳۲	۲۸	۲۸	۳۷	۳۲
	Lumbriculida	Lumbriculidae	۴۱	۳۳	۸۰*	۳۹۴	۲۸	۲۴
	Haplotaxida	Haplotaxidae	–	۱۶	۱۶*	۵۱	۱۶	۶۸
Arachnida	Trombidiformes	Hygrobatidae	۶۳۵	۲۹۰	–	۵۶	۷۴	۴۰

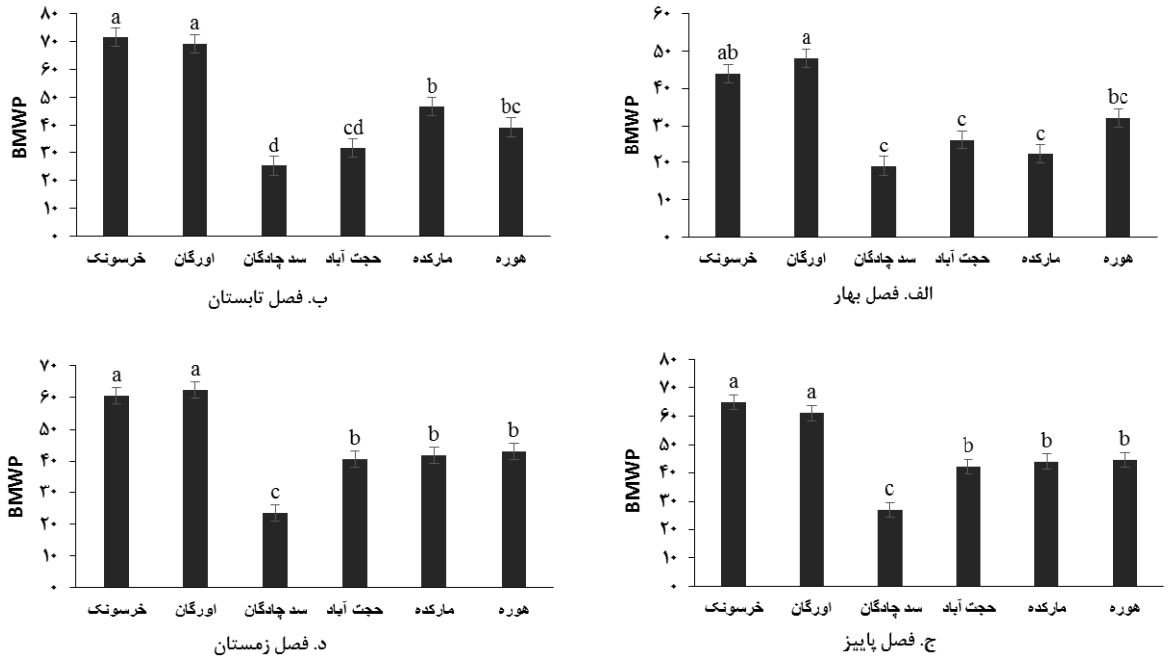
* حضور گونه شناسایی شده تنها در یک مرحله از نمونه‌برداری



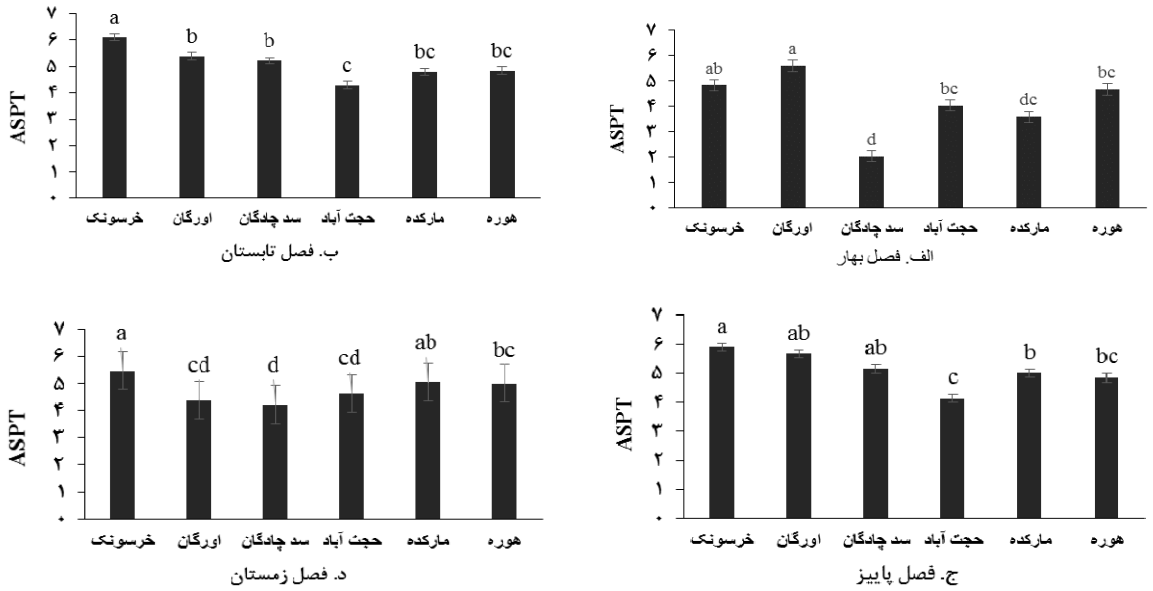
شکل ۱. موقیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری



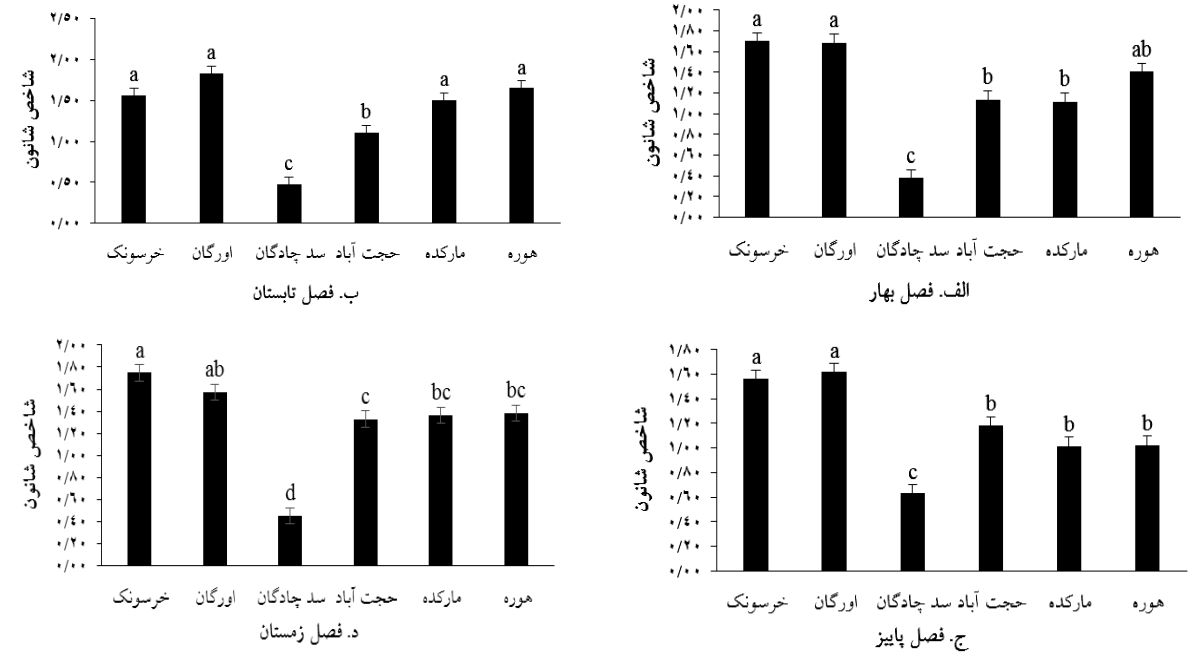
شکل ۲. تغییر تعداد خانواده‌های درشت بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه‌های نمونه‌برداری در فصول مختلف سال: الف) فصل بهار، ب) فصل تابستان، ج) فصل پاییز، د) فصل زمستان، حروف مشابه نشان‌دهنده عدم وجود تفاوت معنی‌دار است (p<۰/۰۱).



شکل ۳. تغییرات شاخص زیستی BMWP در ایستگاه‌های نمونه‌برداری در فصول مختلف سال: الف) فصل بهار، ب) فصل تابستان، ج) فصل پاییز، د) فصل زمستان، (حروف مشابه نشان‌دهنده عدم وجود تفاوت معنی‌دار است (p<۰/۰۱).



شکل ۴. تغییرات شاخص ASPT در ایستگاه‌های نمونه‌برداری در فصول مختلف سال: الف) فصل بهار، ب) فصل تابستان، ج) فصل پاییز و د) فصل زمستان، حروف مشابه نشان‌دهنده عدم وجود تفاوت معنی‌دار است (p<۰/۰۱).



شکل ۵. تغییرات شاخص تنوع شانون در ایستگاه‌های نمونه برداری در فصول مختلف سال: الف) فصل بهار، ب) فصل تابستان، ج) فصل پاییز و د. فصل زمستان، حروف مشابه نشان‌دهنده عدم وجود تفاوت معنی‌دار است (p<۰/۰۱).

تحقیق بین ایستگاه‌های بالادست (اورگان و خرسونک) و ایستگاه‌های پایین دست سد (سد چادگان، حجت آباد، مارکده و هوره) (شکل‌های ۱ تا ۵) به‌خوبی نشان‌دهنده این تغییرات می‌باشد.

تغییر در میزان شاخص‌های زیستی و تنوع زیستمندان می‌تواند به‌دلیل تغییر در زیستگاه و یا تفاوت در چرخه زیست گونه‌های مختلف کفزیان باشد. کاهش میزان شاخص‌های BMWP و ASPT در فصل بهار احتمالاً به‌دلیل افزایش حجم و سرعت جریان آب است که به نوعی باعث از بین رفتن زیستگاه قابل دسترس و امکان استقرار موجودات شده است (۱۱، ۲۹ و ۳۱).

براساس طبقه‌بندی ارائه شده توسط مانداویل (۲۲) با استفاده از معیار ASPT، ایستگاه‌های خرسونک و آورگان در طبقه کیفی مشکوک به آلودگی، ایستگاه زیردست سد در طبقه کیفی مشکوک به آلودگی تا آلودگی متوسط احتمالی و سه ایستگاه پایین‌دست سد در طبقه آلودگی متوسط احتمالی قرار می‌گیرند. با توجه به این‌که شاخص ASPT میانگینی از تعداد خانواده را نشان می‌دهد. نسبت به شاخص BMWP با دقت بیشتری وضعیت و مطلوبیت شرایط زیست کفزیان را در محیط مورد بررسی نشان می‌دهد. کاهش مقدار این شاخص در ایستگاه‌های سد چادگان و حجت آباد نسبت به ایستگاه‌های بالا دست سد به‌خوبی گویای اثر نامطلوب سد بر جوامع کفزی رودخانه است. افزایش مقدار این شاخص در ایستگاه‌های بعدی همزمان با افزایش فاصله از سد نشان‌دهنده تعدیل اثر سد بر زیستگاه‌های پایین‌دست است. به‌طور کلی در ایستگاه‌های بالا دست سد مقدار شاخص‌های BMWP و ASPT نسبتاً بالا است که نشان‌دهنده یک محیط متعادل و فاقد عوامل آلاینده است (شکل‌های ۳ و ۴). با توجه به تغییر در تنوع کفزیان در محدوده مورد مطالعه و مطابق با طبقه‌بندی کیفی آب براساس شاخص تنوع شانون (جدول ۳)، ایستگاه‌های خرسونک، آورگان و ایستگاه‌های حجت آباد، مارکده و هوره در طبقه کیفی متوسط و ایستگاه سد چادگان در طبقه کیفی آلودگی اساسی قرار می گیرند. لازم به توضیح است که کاهش کیفیت آب در ایستگاه سد چادگان براساس شاخص تنوع نمی‌تواند ناشی از عوامل آلاینده به‌گونه‌ای که در مورد آب‌های آلوده تصور می‌شود، باشد. بلکه این کاهش ناشی از تأثیر ساختار سد بر جوامع کفزی رودخانه است که به‌صورت کاهش در مقدار عددی شاخص مذکور نمایان شده است.

در ایستگاه سد چادگان به‌دلیل تغییر ایجاد شده در اثر احداث سد، از جمله از بین رفتن زیستگاه‌های مطلوب برای کفزیان، تغییرات شدید سرعت جریان (۹، ۱۷ و ۲۹)، فقیر بودن محیط از نظر مواد غذایی (۲۱ و ۳۳) و وجود دیواره سد و در نتیجه جلوگیری از توزیع و انتقال کفزیان از مناطق بالا دست به این ناحیه (۹)، ترکیب جوامع کفزی به‌شدت کاهش یافته است. این امر منجر به کاهش مقدار شاخص BMWP گردیده است. به تدریج با فاصله گرفتن از سد و بازگشت شرایط رودخانه به حالت عادی، ترکیب جوامع کفزی افزایش نشان داد. در اینجا نیز باید به این نکته تأکید کرد که کاهش کیفیت آب در ایستگاه سد چادگان براساس شاخص BMWP نمی‌تواند ناشی از عوامل آلاینده باشد. بلکه به‌دلیل ساختار سد و شرایط خاص ناشی از آن بر بستر رودخانه است.

از آنجایی‌که شاخص تنوع شانون و شاخص‌های BMWP و ASPT از جمله شاخص‌هایی هستند که با توجه به تنوع، حضور و فراوانی آرایه‌های کفزیان نسبت به کیفت آب قضاوت می‌کنند، به‌نظر می‌رسد تفاوت‌های مشاهده شده در آنها ناشی از اثر سد بر عواملی است که می‌توانند جمعیت‌های کفزیان را تحت تأثیر قرار دهند. این نتیجه‌گیری با مطالعات انجام شده برروی بسیاری از سدهای ساخته شده در جهان، هم خوانی داشته و همانند آنها عوامل اصلی تغییر دهنده ترکیب و ساختار جامعه بی‌مهرگان کفزی را سرعت جریان، تغییر ساختار بستر، تغییر در عملکرد گروه‌های تغذیه‌ای و تغییر الگوی پراکنش آنها در سرعت جریان‌های ترجیحی می‌داند (۳، ۱۷، ۲۲، ۳۳ و ۳۵).

به عنوان یک نتیجه‌گیری کلی می‌توان گفت، مخازن سدها

معمولاً مقدار آب رها شده به پایین‌دست را کنترل کرده و در شدت و تناوب جریان طبیعی رودخانه‌ها اختلال ایجاد می‌کنند. این امر باعث تغییر در عمق، سرعت و کیفیت آب رودخانه شده و به همگن‌تر شدن بستر در ناحیه پایین دست کمک می‌کند. افزایش یکنواختی بستر، تنوع زیستگاه‌های موجود برای بی‌مهرگان را کاهش داده و بر فراوانی و تنوع آنها اثر منفی خواهد داشت (۱۱). اختلال‌های ایجاد شده در ویژگی‌های جمعیتی ارگانیزم‌ها از طریق ارزیابی پارامترهای جمعیت و شاخص‌های زیستی قابل ارزیابی است. همان‌گونه که نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد شاخص تنوع شانون و همچنین شاخص‌های زیستی BMWP و ASPT می‌توانند به منزله ابزاری مناسب برای بررسی وضعیت کیفی آب رودخانه زاینده‌رود استفاده شده و تأثیر ساختار سد بر جوامع کفزی رودخانه را نشان دهند. در عین حال باید توجه داشت که عواملی از جمله نوع مصارف آب و کاربری اراضی حاشیه رودخانه نیز می‌تواند بر کیفیت آب مؤثر باشد که می‌تواند موضوعی برای تحقیقات آتی باشد.

سپاسگزاری

بدین‌وسیله از همکاری و تلاش‌های کارشناسان محترم آزمایشگاه‌های گروه شیلات دانشگاه صنعتی اصفهان آقایان مهندس سعید اسدالله و مهندس ابراهیم متقی و خانم مهندس نرگس رجایی تشکر و قدردانی می‌گردد.

منابع مورد استفاده

۱. حاتمی، ر.، ن. محبوبی صوفیانی، ع. ابراهیمی و م. ر. همامی. ۱۳۸۹. ارزیابی اثر پساب آبزی‌پروری بر جوامع ماکروبنتوز و کیفیت آب رودخانه زاینده‌رود با استفاده از شاخص BMWP. *محیط شناسی* ۵۹ : ۵۴-۴۳.

۲. حسینی ابری، ح. ۱۳۷۹. زاینده‌رود از سرچشمه تا مرداب .انتشارات گلها، اصفهان، ۹۱ ص.

۳. فتحی، پ.، ع. ابراهیمی، ن. میرغفاری و ع. ر. اسماعیلی. ۱۳۹۲. ارزیابی کیفی آب تالاب چغاخور با استفاده از شاخص‌های BMWP و ASPT. *مجله منابع طبیعی ایران* ۶۶(۱): ۹۳-۸۳.

۴. کریمیان، ع.، ا. بذرافشان، ا. جوان‌شیر و ر. قربانی. ۱۳۸۸. تعیین شاخص‌های زیستی کیفیت آب رودخانه قشلاق سنندج، ایران. *نشریه محیط زیست طبیعی، مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی* ۱۶(۲): ۹۱-۷۵.

5. Adams, S. M. 2002. Biological Indicators of Aquatic Ecosystem Steress. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 720 p.
6. Allan, J. D. 1995. Stream Ecology: Structure and function of running water. Chapman and Hill, New York, 388 p.
7. Armitage, P. D., D. Moss, J. F. Wright and M. Furse. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running- water sites. *Water Research* 17: 333-347.
8. Azrina, M. Z., C. K. Yap, A. Rahim Ismail, A. Ismail and S. G. Tan. 2005. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2: 1-10.
9. Brebenhand, E. and M. J. Samways. 2009. Impact of a dam on benthic macroinvertebrates in a small river in a biodiversity hotspot: Cape Floristic Region. South Africa. *Insect Conservation* 13: 297- 307.
10. Bunn, S. E. and A. H. Arthington. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30: 492-507.
11. Callisto, M., T. Tupinambas, D. Castro and D. Maroneze. 2012. Minimum flow effects on benthic macroinvertebrates as bioindicators downstream of hydroelectric dams. 9th International Symposium on Ecohydraulics, Vienna, Austria, 17-21 Sep.
12. Czeniawska- Kusza, I. 2005. Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water quality assessment. *Limnologica* 35: 169-176.
13. Feminella, J. W. and K. M. Flynn. 1999. The Alabama watershed demonstration project: Biotic indicators of water quality ANR-1167. Auburn University, Alabama, U.S.A. Available at: www.aces.edu/pubs/docs/A/ANR-

1167/index2.tmpl. (Accessed 5 April 2017).
14. Fries, L. T. and D. E. Bowles. 2002. Water quality and macroinvertebrate community structure associated with a sportfish hatchery outfall. *North American Journal of Aquaculture* 64: 257-266.
15. Haase, R. and U. Nolte. 2007. The invertebrate species index (ISI) for streams in southest Queensland, Australia. *Ecological Indicators* 329: 1-19.
16. Hilsenhoff, W. L. 1977. Use of arthropods to evaluate water quality of streams. Technical Bulletin No. 132, Department of Natural Resources Madison, Wisconsin, 45 p.
17. Horsa´k, M., J. Bojkova´, S. Zahra´dkova´, M. Omesova´ and J. Heles˘ic. 2009. Impact of reservoirs and channelization on low- land river macroinvertebrates: a case study from Central Europe. *Limnologica- Ecology and Management of Inland Water* 39: 140- 151.
18. Hynes, H. B. 1977. Key to the Adults and Nymphs of the British Stoneflies (Plecoptera). *Freshwater Biological Association*. Scientific Publication, No 17.
19. Lenat, D. R. 1988. A Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *North American Benthological Society* 17(3): 222-233.
20. Lenat, D. R. 1993. Abiotic index for the southern Snited States derivation and of tolerance values with criteria for assigning water. *Journal of North American Benthological Society* 12: 279-290.
21. Lessard, J. L. and D. B. Hayes. 2003. Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities below small dams. *River Reserch and Application* 19: 721-723.
22. Mandawille, S. M. 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwater – Taxa Tolerance Values, Matrics and Protocols. Chapter III. Project H-1. (Nova Scotia Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax), 120 p.
23. Milhous, R. T., M. A. Updike and D. M. Schneider. 1989. Physical habitat simulation system reference manual-version II. U.S. Fish and Wildlife Service Instream Flow Information. Biological Report 89(16).
24. Nemati, M., E. Ebrahimi, N. Mirghafari and A. Safianian. 2009. Biological assessment of the Zayandeh rud river, iran, using benthic macroinvertebrate. *Limnologica* 3: 1-6.
25. Pescador, M. L., A. K. Rasmussen and J. C. Harris. 2004. Identification Manual for the Caddisflies (Trichoptera) larvae of Florida. Department of Environmental Protection. Florida, 136 p.
26. Poff, N., J. D. Olden, D. M. Merritt and D. M. Pepin. 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implication. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 14: 5732-5737.
27. Robinson, C. T. and U. Uehlinger. 2001. Spatial and temporal variation in macroinvertebrates assemblages of glacial streams in Swiss, Alps. *Freshwater Biology* 46: 1663-1672.
28. Rosenberg, D. M. 1999. Protocols for measuring biodiversity: Benthic macroinvertebrates in freshwater. Department of Fisheries and Oceans Freshwater Institute, Wainnipage, Manitoba, 42 p.
29. Rybak, J. and W. Sadlek. 2010. Ecological impact of a dam on benthic macroinvertebrates in Montane Rivers of lower Silisia. *Environment Protection Engineering* 36: 143-151.
30. Sioli, H. 1975. Tropical Rivers as Expressions of Their Terrestrial Environments, Trend in Terrestrial and Aquatic Research. Springer- Verlag pub, New York, 438 p.
31. Sukhmani, K. M., A. H. Denis and W. J. M. Nikite. 2010. Ecological impacts of small dams on south African rivers Part 1: Drivers of change – water quantity and quality. *Water South Africa* 36: 351-360.
32. Tagliaferro, M., M. L. Miserendinob, A. Liberoff, A. Quiroga and M. Pascuala. 2013. Dams in the last large free-flowing rivers of Patagonia, the Santa Cruz River, environmental features, and macroinvertebrate community. *Limnologica- Ecology and Management of Inland Water* 43: 500-509.
33. Tszydel, M., M. Grzybkowska and A. Kruk. 2009. Influence of dam removal on trichopteran assemblages in the lowland Drzewiczka River, Poland. *Hydrobiologia* 630: 75- 89.
34. Wally, W. J. and H. A. Hawkes. 1996. A computer-based reappraisal of the biological monitoring working party score system using data from the 1990 river quality survey of England and Wales. *Water Research* 30: 2086-2094.
35. Washington, H. G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research* 18: 653-694.
36. Zganeca, K., P. Duric and S. Hudina. 2013. Population and distribution changes of two coexisting river amphipods after the closure of a new large dam. *Limnologica- Ecology and Management of Inland Water* 43: 460-468.