



انجمن علمی پژوهشی گیاهان دارویی

بهره‌برداری و پرورش آبزیان

جلد سوم، شماره چهارم، زمستان ۱۳۹۳

<http://japu.gau.ac.ir>

استفاده از ترکیب جمعیت و الگوی پراکنش بی‌مهرگان کفزی، به منظور ارزیابی زیستی و پایش کیفیت آب رودخانه شاهرود (استان قزوین)

* عباس محمودی فرد^۱، جاوید ایمان‌پورنمین^۲، مسلم شریفی‌نیا^۳، حمید علاف‌نویریان^۴

و کامیاب غلامی‌دشتکی^۱

^۱دانش‌آموخته کارشناسی ارشد گروه شیلات، دانشگاه گیلان، صومعه‌سرا،

^۲استادیار گروه شیلات، دانشگاه گیلان، صومعه‌سرا،

^۳عضو باشگاه پژوهشگران جوان و نخبگان رشت، دانشگاه آزاد اسلامی واحد رشت، رشت

تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۱۱/۱۱؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۲/۹

چکیده

ارزیابی زیستی منابع آب با استفاده از بی‌مهرگان کفزی یکی از مناسب‌ترین و مرسوم به صرفه‌ترین روش‌های مطالعات اثرات انسانی بر پیکره‌ی اکوسیستم آبی است. در مطالعه حاضر، به منظور ارزیابی زیستی رودخانه شاهرود (استان قزوین) ترکیب جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی این رودخانه بررسی شد. جهت نمونه‌برداری از کفزیان، ۸ ایستگاه تعیین شد و نمونه‌گیری، به صورت فصلی و با استفاده از نمونه‌بردار سوربر با سه تکرار در هر ایستگاه و به مدت یک‌سال به انجام رسید. نمونه‌های استحصال‌ی در محلول فرمالین ۴ درصد فیکس و جهت شناسایی و شمارش به آزمایشگاه منتقل شدند. در مجموع تعداد ۱۱۶۳۶ نمونه از موجودات کفزی شناسایی شدند که شامل ۳۲ جنس از ۳۱ خانواده، ۹ راسته، ۵ رده و ۴ شاخه بودند. از مهم‌ترین این کفزیان به ترتیب فراوانی می‌توان به *Trichoptera* (۴۲/۲۷٪)، *Diptera* (۲۳/۷۷٪)، *Ephemeroptera* (۱۶/۶۴٪) و *Pelecoptera* (۱۱/۷۴٪) اشاره کرد. از ایستگاه‌های بالادست به طرف پایین‌دست؛ مقادیر شاخص‌های زیستی - جمعیتی و فراوانی ارگانیزم‌های حساس کاهش و فراوانی ارگانیزم‌های مقاوم افزایش یافت. شاخص زیستی

*مسئول مکاتبه: abbasmahmoudifard@gmail.com

BMWP/ASPT در ایستگاه ۴ (۷/۰۶) بیشترین و در ایستگاه ۸ (۳/۵۱) کمترین مقدار را داشت به گونه‌ای که در ایستگاه‌های ۲ و ۸ که به ترتیب فاضلاب‌های مزارع کشاورزی و شهری - صنعتی را دریافت می‌کردند کیفیت آب تنزل یافت. بر اساس میانگین سالانه شاخص زیستی BMWP/ASPT (۵/۵۱) کیفیت کلی آب در رودخانه شاهرود در طبقه آب‌های با آلودگی اندک قرار گرفت.

واژه‌های کلیدی: بی‌مهرگان کفزی، ترکیب جمعیت، رودخانه شاهرود، شاخص‌های زیستی - جمعیتی، کیفیت آب

مقدمه

مطالعه آلودگی منابع آب با روش‌های مختلف قابل بررسی است لیک کیفیت آب در روش‌های سنتی (سنجش فاکتورهای فیزیکی - شیمیایی آب)، به صورت دقیق قابل ارزیابی نیست زیرا این روش‌ها فقط اطلاعاتی درباره زمان نمونه‌برداری به دست می‌دهند و به منظور طبقه‌بندی کیفی آب در درازمدت چندان قابل اتکا نیستند. امروزه به منظور رفع این نقیصه آبزیان را، به عنوان شاخص کیفی آب به کار می‌برند. این روش یکی از مناسب‌ترین روش‌های علمی و اقتصادی جهت مطالعه کیفی اکوسیستم آبی و بررسی تاثیر فعالیت‌های انسانی، بر کیفیت آب است (الیوت، ۲۰۱۱).

بنا به گزارش کوپر و نایت (۱۹۹۱) در فرایند ارزیابی زیستی احتمالاً در مناطق غیر آلوده (دور از فعالیت‌های انسانی)، ارگانیزم‌های غیرمقاوم غالب‌اند، علاوه بر این احتمالاً نرخ تنوع گونه‌ای در این مناطق نسبت به مناطق آلوده بیشتر است زیرا در نواحی آلوده ارگانیزم‌های مقاوم غالب‌اند و این موجودات معمولاً از تنوع کمتری هم برخوردارند. از مهمترین جوامع زیستی به کار رفته در این زمینه، میتوان به بی‌مهرگان کفزی، ماهیان و جلبک‌ها اشاره کرد. اما در این بین، بی‌مهرگان کفزی رایج‌ترین ارگانیزم‌های بکار رفته در این پروسه‌اند. توان حرکتی محدود، واکنش نسبت به شرایط زودگذر محیطی، سهولت در نمونه‌برداری، قابلیت اسکان در بسترهای مختلف و تنوع بالای بی‌مهرگان کفزی از جمله دلایل و مزایای مطالعه این جوامع، نسبت به سایر جوامع زیستی در بیان تغییرات کیفی آب است (هاینس، ۱۹۷۰؛ لالی و پارسونس، ۱۹۹۷؛ فمینلا، ۱۹۹۹).

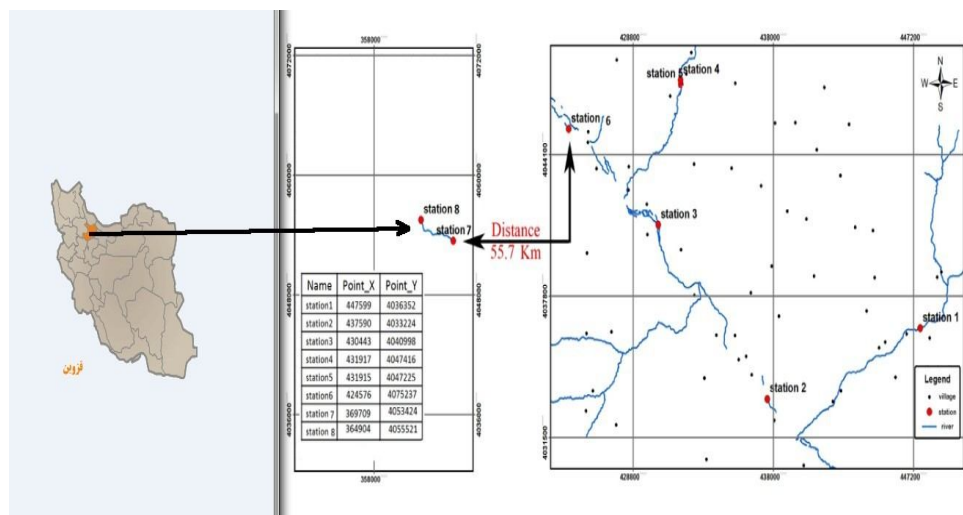
در سال ۲۰۱۲ طی یک پروژه تحقیقاتی، جمعیت بی‌مهرگان کفزی رودخانه یامونا (Yamuna) هندوستان در شش ایستگاه بررسی شد. بر اساس نتایج شاخص زیستی BMWP/ASPT، ایستگاه‌های ۱ و ۲ در طبقه آلوده، ایستگاه‌های ۳ و ۴ در طبقه با آلودگی متوسط و ایستگاه‌های ۵ و ۶ در طبقه با

آلودگی اندک قرار گرفتند (سارکار، ۲۰۱۲). همچنین رودخانه‌های جنوب غربی جورجیا (ولکر و رن، ۲۰۰۰)، کارولینای شمالی (انترکین و همکاران، ۱۹۹۹) و رودخانه وایت (لوچ و همکاران، ۱۹۹۹) در ایالات متحده، با استفاده از شاخص‌های زیستی و ترکیب جمعیت بی‌مهرگان کفزی مطالعه شدند. نتایج بررسی‌های فوق نشان داد در هر سه رودخانه با پیشروی از ایستگاه‌های بالادست به طرف پایین‌دست، به موازات افزایش نرخ فعالیت‌های انسانی، تنوع و تراکم کفزیان تنزل یافته و کیفیت آب با کاهش یافته بود. بررسی‌های زیستی و غیر زیستی رودخانه کرج از کیفیت مناسب آب این رودخانه حکایت داشت به نحوی که در اکثر ایستگاه‌ها، ارگانیزم‌های شاخص آب‌های تمیز غالب بودند (خاتمی و همکاران، ۲۰۰۷). بررسی جمعیت بی‌مهرگان کفزی در رودخانه‌های لاسم (کمالی و اسماعیلی، ۲۰۰۹) و تجن (شریفی‌نیا و همکاران، ۲۰۱۲) در استان مازندران نیز از غالبیت لارو حشرات آبی حکایت داشت. همچنین بر اساس نتایج شاخص‌های زیستی HFBI و BMWP/ASPT کیفیت آب و تنوع کفزیان از بالادست به پایین‌دست با کاهش روبرو شد.

در بررسی حاضر در راستای مطالعات فوق، سعی شد ترکیب جمعیت بی‌مهرگان کفزی در مواجهه با آلودگی‌های انسانی مطالعه شود. از عوارض مهم و تاثیرگذار در اکوسیستم رودخانه شاهرود می‌توان به ورود آلاینده‌های انسانی نظیر فاضلاب‌های صنعتی، شهری و پساب مزارع کشاورزی و پرورش ماهی اشاره کرد. موارد ذکر شده ممکن است ترکیب جمعیت کفزیان را تغییر داده و از تنوع و فراوانی آبزیان بکاهند. عوامل فوق بخشی از دلایل لزوم انجام پروژه حاضر بود تا با بررسی ترکیب جمعیت بی‌مهرگان کفزی؛ و با استفاده از شاخص‌های زیستی، کیفیت آب در هر ایستگاه تعیین شود و نحوه اثرپذیری این کفزیان از متغیرهای محیطی و انسانی مطالعه شود.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه: رودخانه شاهرود یکی از مهم‌ترین سرشاخه‌های سفیدرود است و با طولی بالغ بر ۱۵۰ کیلومتر، به عنوان مهم‌ترین و پر آب‌ترین رودخانه استان قزوین به شمار می‌رود. این رود از ارتفاعات طالقان کوه، و ارتفاعات البرز مرکزی سرچشمه گرفته و پس از دریافت چندین شاخه فرعی به دریاچه سد منجیل می‌ریزد. این رود از مهم‌ترین رودخانه‌های حوضه جنوبی دریایی خزر محسوب می‌شود و نقش مهمی در فعالیت‌های کشاورزی و زراعی در حوضه آبخیز خود دارد.



شکل ۱- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری و نقشه منطقه مطالعاتی (رودخانه شاهرود- قزوین)

در این پژوهش رودخانه شاهرود در قالب سه ناحیه مختلف (نواحی بالادست، میانی و پایین‌دست) بررسی شد. نمونه‌برداری از بی‌مهرگان کفزی در ۸ ایستگاه به انجام رسید (جدول ۱). به نحوی که ایستگاه‌های ۱، ۲، ۳، ۶، ۷ و ۸ به ترتیب استقرار از بالا به پایین دست در طول مسیر رودخانه قرار داشتند اما ایستگاه‌های ۴ و ۵ در یکی از شاخه‌های فرعی شاهرود موسوم به نینه‌رود در فاصله ۱۳ کیلومتری از ایستگاه ۳ واقع بودند. این شاخه در محل شهر رازمیان به شاهرود می‌پیوندد. ایستگاه ۴ در فاصله ۱۰۰ متری قبل از استخر پرورش ماهی و ایستگاه ۵ در فاصله ۱۰۰ متری بعد از استخر، قرار داشتند. ایستگاه‌های ۱ و ۴ به دلیل قرار گرفتن در مناطق کوهستانی با بستر قلوه سنگی، دبی بالا و دوری از آلاینده‌های انسانی به عنوان ایستگاه‌های شاهد در نظر گرفته شدند (نواحی بالادست). ایستگاه‌های ۲ و ۳ متأثر از پساب مزارع کشاورزی و ایستگاه ۶ علاوه بر پساب کشاورزی، فاضلاب روستای ده دوشاب را نیز دریافت می‌کرد (نواحی میانی). ایستگاه‌های ۷ و ۸ نیز به ترتیب فاضلاب‌های کارخانه چرم‌سازی و شهر لوشان را دریافت می‌کردند (نواحی پایین‌دست).

جدول ۱- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری در منطقه مورد مطالعه (۹۲-۱۳۹۱)

ایستگاه	خصوصیات	طول		عرض جغرافیایی	فاصله از		جنس بستر	عوارض موثر
		جغرافیایی	جغرافیایی		ایستگاه اول	ایستگاه ماقبل		
۱		N ۴۴°۷۵'۹۹	E ۴۰°۳۶'۳۵	۰	۰	قلوه سنگی	-	
۲		N ۴۳°۷۵'۹۰	E ۴۰°۳۳'۲۲	Km ۱۳	Km ۱۳	شنی	پساب کشاورزی	
۳		N ۴۳°۰۴'۴۳	E ۴۰°۴۰'۹۹	Km ۲۷	Km ۱۴	شنی	پساب کشاورزی	
۴		N ۴۳°۱۹'۱۷	E ۴۰°۴۷'۴۱	Km ۳۹/۷	Km ۱۲/۷	قلوه سنگی	-	
۵		N ۴۳°۱۹'۱۵	E ۴۰°۴۷'۲۲	Km ۳۸/۱	Km ۰/۱	قلوه سنگی	پساب استخر ماهی	
۶		N ۴۲°۴۵'۷۶	E ۴۰°۴۵'۲۳	Km ۳۶	Km ۹	شنی	پساب کشاورزی	
۷		N ۳۶°۹۷'۰۹	E ۴۰°۵۳'۴۲	Km ۹۱/۷	Km ۵۵/۷	شن - ماسه	فاضلاب صنعتی	
۸		N ۳۶°۴۹'۱۷	E ۴۰°۵۵'۵۲	Km ۹۵/۷	Km ۴	شن - ماسه	فاضلاب شهری و صنعتی	

روش نمونه‌برداری از بزرگ بی‌مهرگان کفزی: در بررسی حاضر جهت نمونه‌برداری از کف‌زیان، از نمونه‌بردار سوربر به ابعاد ۴۰ × ۴۰ سانتی‌متر (به مساحت ۱۶۰۰ سانتی‌متر مربع) با چشمه تور ۱۰۰ میکرون استفاده شد. نمونه‌برداری به صورت فصلی (فصلی دو بار) از مهر ۱۳۹۱ تا شهریور ۱۳۹۲ در مسیری به طول ۹۵ کیلومتر از رودخانه شاهرود و در ۸ ایستگاه تحقیقاتی به انجام رسید. نمونه‌های جمع‌آوری شده در ظروفی که مشخصات ایستگاه، محل و تاریخ نمونه‌برداری در آن ثبت شده بود تخلیه و در محلول فرمالین ۴ درصد تثبیت و به آزمایشگاه بیولوژی دانشکده منابع طبیعی دانشگاه گیلان انتقال یافتند (شریفی‌نیا و همکاران، ۲۰۱۲). در آزمایشگاه نمونه‌ها با استفاده از لوپ با بزرگ‌نمایی ۱۰ تا ۴۰ و با استفاده از کلیدهای شناسایی معتبر (پسکادور و همکاران، ۲۰۰۴؛ ندهام، ۱۹۷۶؛ کویگلی، ۱۹۸۶؛ تاجت و همکاران، ۲۰۰۰) شمارش و شناسایی شدند.

محاسبه شاخص‌های زیستی و آنالیز آماری داده‌ها: در بررسی حاضر جهت تعیین کیفیت آب در هر ایستگاه از شاخص زیستی BMWP/ASPT در سطح خانواده استفاده شد. این شاخص زیستی متداول‌ترین سیستم طبقه‌بندی کیفیت آب در بریتانیا است که با جمع‌آوری و شناسایی نمونه‌ها در سطح خانواده، مورد ارزیابی قرار می‌گیرد و به هر خانواده که کمترین مقاومت را در برابر آلودگی آب دارد؛ بیشترین امتیاز را اختصاص می‌دهد و سپس با توجه به مقادیر استاندارد جدول ۲، کیفیت آب در هر ایستگاه مشخص می‌گردد. این شاخص با استفاده از فرمول ذیل محاسبه گردید (شریفی‌نیا و همکاران، ۲۰۱۲؛ والی و هاوکس، ۱۹۷۶؛ آرمیتاج و همکاران، ۱۹۸۳).

$$BMWP/ASPT = \sum B(n)/N$$

B: امتیاز BMWP/ASPT در سطح خانواده؛ n: فراوانی هر خانواده؛ N: تعداد کل افراد خانواده در هر ایستگاه

علاوه بر این، شاخص‌های جمعیتی شامل شاخص مارگالف (R) و شاخص تنوع شانون-وینر (H) نیز، براساس جنس و بر اساس روابط ذیل محاسبه شدند (واشنگتون، ۱۹۸۴).

$$H = -\sum_i^s (p_i \ln p_i) \quad R = S-1/\ln(N)$$

P_i: فراوانی نسبی افراد تاکزونی i در نمونه مورد نظر؛ S: تعداد جنس‌های شمارش شده در هر نمونه؛ N: تعداد کل افراد شناسایی شده در هر نمونه است.

برای محاسبه غنای EPT، تعداد جنس‌های راسته‌های Trichoptera، Plecoptera، Ephemeroptera در هر واحد نمونه‌برداری مورد استفاده قرار گرفت. مجموع فراوانی افراد متعلق به این سه راسته نیز برآورد شد (رش و باربور، ۱۹۹۵؛ لوچ و همکاران، ۱۹۹۹).

جدول ۲- طبقات کیفی آب رودخانه به روش BMWP/ASPT (اسماعیلی، ۲۰۰۲)

کیفیت آب	BMWP/ASPT
آب‌های تمیز	بیشتر از ۶
آب‌های با آلودگی اندک	۵-۶
آب‌های با آلودگی متوسط	۴-۵
آب‌های با آلودگی شدید	کمتر از ۴

آنالیز آماری داده‌های بدست آمده در محیط نرم‌افزار آماری SPSS ورژن ۱۶ و با استفاده از آزمون واریانس یک طرفه (ANOVA One way) انجام شد. جهت بررسی نرمال بودن داده‌ها از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف استفاده شد. به منظور مقایسه میانگین گروه‌های مختلف از آزمون توکی (Tukey) و برای مقایسه فراوانی افراد در گروه‌های مختلف از آزمون مربع کای (Chi-square test) استفاده شد. همچنین محاسبه داده‌ها و ترسیم نمودارها با نرم‌افزار Excel 2010 انجام شد (لوچ و همکاران، ۱۹۹۹؛ شریفی‌نیا و همکاران، ۲۰۱۲).

نتایج

طی یک سال نمونه برداری در منطقه مورد نظر، تعداد ۱۱۶۳۶ نمونه از بزرگ بی مهرگان کفزی جداسازی، شناسایی و شمارش شدند. ارگانیزم‌های شناسایی شده به ۳۲ جنس، ۳۱ خانواده، ۹ راسته، ۵ رده و ۴ شاخه تعلق داشتند (جدول ۳). لارو حشرات آبی بیشترین فراوانی جمعیت بی مهرگان کفزی را به خود اختصاص دادند. راسته‌های شناسایی شده در ایستگاه‌های نمونه برداری در طول دوره مطالعه به ترتیب درصد فراوانی، شامل بال موی داران (Trichoptera) (۴۲/۲۷ درصد)، دوبالان (Diptera) (۲۳/۷۷ درصد)، یک‌روزه‌ها (Ephemeroptera) (۱۶/۶۴ درصد) و بهاره‌ها (Pelechoptera) (۱۱/۷۴ درصد) بودند. سایر گروه‌های کفزی فراوانی ناچیزی (۵/۵۸ درصد) داشتند (شکل ۲). همچنین بیشترین تنوع گروه‌های شناسایی شده به ترتیب مربوط به دوبالان (۱۳ جنس از ۱۱ خانواده)، بال موی داران (۷ جنس از ۷ خانواده)، یک‌روزه‌ها (۵ جنس از ۵ خانواده) و بهاره‌ها (۳ جنس از ۲ خانواده) بود (جدول ۳).

با توجه به نتایج شاخص زیستی BMW/ASPT که در جدول ۴ ارائه شده است و با مقایسه آن، با مقادیر استاندارد ارائه شده این شاخص در جدول ۲، کیفیت آب در ایستگاه‌های مختلف شاهرود به چهار لایه، طبقه‌بندی شد. بنابراین کیفیت آب در ایستگاه‌های ۱ و ۴ تمیز، در ایستگاه‌های ۳، ۵، ۶ و ۷ با آلودگی اندک و در دو ایستگاه ۲ و ۸ به ترتیب با آلودگی متوسط و با آلودگی شدید طبقه‌بندی شد. مضاف بر این ارگانیزم‌های شاخص هر ناحیه در نمودار شکل ۳ نشان داده شده است.

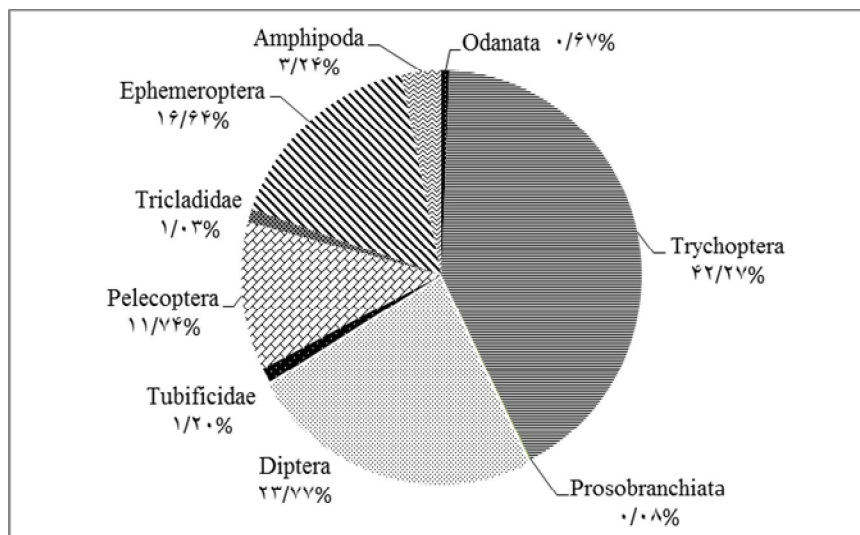
جنس‌های *Hydropsyche* sp. (۸۰/۲۵ درصد) و *Rhyacophila* sp. (۱۲/۱۰ درصد) به ترتیب بیشترین درصد فراوانی راسته بال موی داران را به خود اختصاص دادند و هر دو جنس در تمامی ایستگاه‌های مطالعاتی مشاهده شدند. جنس‌های *Polycentropus* sp. و *Helicopsyche* sp. نیز به ترتیب فقط در ایستگاه ۴ شناسایی شدند. در راسته دوبالان جنس *Simulium* sp. (۴۰/۲۴٪) بیشترین فراوانی را داشت و جنس *Diamesinae* sp. (۱۲/۷۱٪) در رتبه بعدی قرار گرفت. در راسته یک‌روزه‌ها جنس‌های *Cinygmula* sp. (۴۲/۴۷٪) و *Baetis* sp. (۳۳/۶٪) بیشترین فراوانی را داشتند و جنس *Serratella* sp. (۱۶/۴۹٪) در رتبه بعدی قرار گرفت. در راسته بهاره‌ها نیز جنس‌های *Alocapnia* sp. (۳۴/۵۲٪) و *Acroneturia* sp. (۳۶/۴۲٪) به ترتیب بیشترین فراوانی را به خود اختصاص دادند. و هیچ‌یک از جنس‌های این راسته در دو ایستگاه پایین دست مشاهده نشدند (جدول ۳)، (شکل ۳).

بهره‌برداری و پرورش آبزیان (۳)، شماره (۴) زمستان ۱۳۹۳

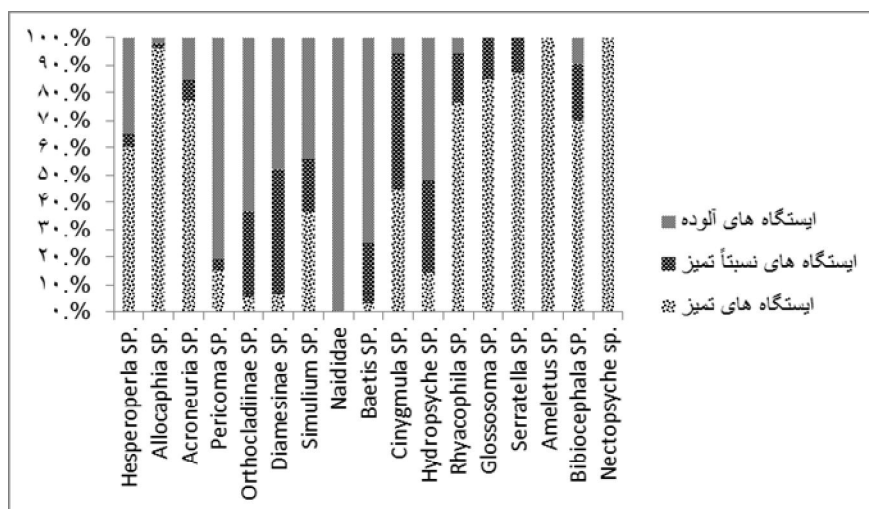
جدول ۳- رده‌بندی سیستماتیک و پراکنش بزرگ بی‌مهرگان کفزی در نواحی مختلف رودخانه شاهرود (۹۲-۱۳۹۱)

بی‌مهرگان کفزی			وضعیت ایستگاه‌ها		
راسته	خانواده	جنس	فاقد آلودگی	آلودگی اندک	آلودگی شدید
Tricladidae	Planariidae	<i>Phagocata</i> sp.	++	-	-
Tubificidae	Naididae	-	-	+	++
Prosobranchiata	Valvata	<i>Valvata</i> sp.	++	-	-
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis</i> sp.	+	+	++
	Ectyonuridae	<i>Ectyonurus</i> sp.	-	+	-
	Heptageniidae	<i>Cinygmula</i> sp.	+	+	++
	Ephemeralidae	<i>Serratella</i> sp.	++	+	-
	Siphonuridae	<i>Ameletus</i> sp.	++	-	-
Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Hydropsiche</i> sp.	+	++	+
	Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila</i> sp.	+	+	+
	Glossomatidae	<i>Glossoma</i> sp.	++	-	-
	Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i> sp.	+	+	-
	Helicopsychidae	<i>Helicopsiche</i> sp.	++	-	-
	Limnephilidae	<i>Dicosmecus</i> sp.	+	-	-
	Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i> sp.	++	-	-
Pelecoptera	Perlidae	<i>Hesperoperla</i> sp.	++	-	-
	Acroneturia	<i>Acroneturia</i> sp.	++	-	-
	Capanidae	<i>Allocapnia</i> sp.	++	-	-
Diptera	Tipulidae	<i>Tipula</i> sp.	+	++	+
	Tabanidae	<i>Prionocera</i> sp.	+	+	-
		<i>Tabanus</i> sp.	+	+	+
		<i>Chrysops</i> sp.	+	+	++
	Simuliidae	<i>Simulium</i> sp.	+	+	+
	Chironomidae	<i>Diamesinae</i> sp.	+	+	++
		<i>Orthocladina</i> sp.	+	+	++
		<i>Bezzia</i> sp.	+	++	+
		<i>Pericoma</i> sp.	+	+	++
		<i>Thaumlea</i> sp.	+	+	-
		<i>Pteromicra</i> sp.	+	+	-
		Antomydae	-	+	+
		<i>Bibiocephala</i> sp.	++	+	-
Muscidae	-	+	-		
Odanata	Gomphidae	<i>Ophiogomphus</i> sp.	-	-	+
	Cenagrionidae	<i>Argia</i> sp.		+	+
Amphipoda	Gammaridae	<i>Gammarus</i> sp.	+	+	-

- عدم حضور کفزیان + درصد تراکم کفزیان کمتر ۵۰٪ ++ درصد تراکم کفزیان بیش از ۵۰ درصد



شکل ۲- درصد فراوانی گروه‌های بی‌مهرگان کفزی در طول یک سال نمونه‌برداری در رودخانه شاهرود (۱۳۹۱-۹۲)



شکل ۳- درصد فراوانی جنس‌های بزرگ بی‌مهرگان کفزی در ایستگاه‌های فاقد آلودگی، با آلودگی اندک و با آلودگی شدید در رودخانه شاهرود (۱۳۹۱-۹۲)

بهره‌برداری و پرورش آبزیان (۳)، شماره (۴) زمستان ۱۳۹۳

بر اساس نتایج آزمون مربع کای (Chi-square test) مقایسه تعداد جنس‌های بزرگ بی‌مهرگان کفزی شمارش شده در هر ایستگاه، در بین فصول مختلف سال، دارای اختلاف معنی‌دار نبود. همچنین بررسی‌های کمی و آزمون واریانس یک طرفه (One way ANOVA) نشان داد میانگین شاخص‌های تنوع شانون-وینر و غنای تاکزونی مارگالف در بین فصول مختلف دارای اختلاف معنی‌دار نبود اما در بین ایستگاه‌های مختلف دارای اختلاف معنی‌دار بود ($P \leq 0/05$) (جدول ۴). علاوه بر این نتایج آزمون مربع کای (Chi-square test) نشان داد فراوانی کفزیان در هر ایستگاه در بین فصول مختلف سال دارای اختلاف معنی‌دار بود ($P \leq 0/05$).

جدول ۴- مقادیر (انحراف معیار \pm میانگین) شاخص‌های زیستی - جمعیتی بزرگ بی‌مهرگان کفزی در طول دوره مطالعه در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه شاهرود (۹۲-۱۳۹۱)

ایستگاه	شاخص	مارگالف (R)	شانون (H)	BMWP/ASPT	کیفیت آب
۱		۱/۷۱±۰/۱۱ ^{ab}	۱/۷۴±۰/۳۴ ^{ab}	۶۷۳±۰/۱۱ ^a ^{bc}	تمیز
۲		۱/۴±۰/۰۹ ^{ab}	۱/۴±۰/۲۲ ^{ab}	۴/۷۱±۰/۵۶ ^{bc}	آلودگی متوسط
۳		۱/۲۲±۰/۱۳ ^b	۱/۲۱±۰/۲۵ ^b	۵/۵۹±۰/۲۴ ^b	آلودگی اندک
۴		۱/۹۵±۰/۳۴ ^a	۱/۷±۰/۳۱ ^a	۷/۰۶±۰/۲۱ ^a	تمیز
۵		۱/۶۶±۰/۲۶ ^{ab}	۱/۶۶±۰/۲۵ ^{ab}	۵/۲۲±۰/۳۲ ^a ^{bc}	آلودگی اندک
۶		۱/۴±۰/۲ ^{ab}	۱/۴۴±۰/۳۱ ^{ab}	۵/۳۸±۰/۶۴ ^a ^{bc}	آلودگی اندک
۷		۱/۲۱±۰/۱۵ ^b	۱/۲۱±۰/۲۱ ^b	۵/۳۶±۰/۱۶ ^{bc}	آلودگی اندک
۸		۱/۲۷±۰/۱۷ ^b	۱/۲۷±۰/۱۲ ^b	۳/۵۱±۱/۵۲ ^{bc}	آلودگی شدید

بحث

در بررسی حاضر اثرات متغیرهای محیطی و فعالیت‌های انسانی بر کیفیت آب و ترکیب جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی در رودخانه شاهرود نسبتاً محسوس بود. همان‌گونه که پیش‌تر اشاره شد بر اساس طبقه‌بندی شاخص زیستی BMWP/ASPT کیفیت آب در ایستگاه‌های بالایی، میانی و پایین‌دست، به طبقات کیفی مختلف تقسیم‌بندی شد آن‌چنان که به نظر می‌رسد از نواحی بالادست به طرف پایین‌دست به موازات افزایش نرخ فعالیت‌های انسانی (ورود آلاینده‌های انسانی) کیفیت آب شاهرود نیز روند نزولی داشته است. با مقایسه ایستگاه‌های بالایی، میانی و پایینی شاهرود به نظر می‌رسد

ارگانیزم‌های حساس به آلودگی در ایستگاه‌های بالایی (که دارای کیفیت آب مناسب‌تری بودند) نسبت به ایستگاه‌های پایینی، از فراوانی و تنوع بیشتری برخوردار بودند. عکس این موضوع نیز در مورد ارگانیزم‌های مقاوم، صادق بود. همچنین با توجه به درصد فراوانی جنس‌های معرفی شده در نمودار شکل ۳ مشاهده شد جنس‌های *Nectopsyche* sp. (۱۰۰ درصد)، *Ameletus* sp. (۱۰۰ درصد)، *Hesperoperla* sp. (۶۰ درصد)، *Allochpania* sp. (۹۸ درصد)، *Acroneuria* sp. (۸۵ درصد)، *Glossoma* sp. (۸۶ درصد)، *Ameletus* sp. (۱۰۰ درصد)، *Serratella* sp. (۸۷ درصد) و *Bibiocephala* sp. (۷۰ درصد) یا منحصراً در ایستگاه‌های تمیز بالا دست مشاهده شدند، و یا اینکه بیشترین درصد فراوانی خود را در آن نواحی داشتند. همچنین جنس‌های *Orthocladinea* sp. (۶۲ درصد)، *Simulium* sp. (۴۸ درصد)، *Baetis* sp. (۷۵ درصد)، *Pericoma* sp. (۸۱ درصد)، *Hydropsyche* sp. (۵۳ درصد) و خانواده‌ی *Naididae* (۱۰۰ درصد) بیشترین درصد فراوانی خود را در ایستگاه‌های آلوده‌تر (ایستگاه‌های دوم و هشتم) داشتند (شکل ۳). پیرو گزارش سیمیک (۱۹۹۹) احتمالاً گروه اول را می‌توان به عنوان شاخص آب‌های با آلودگی اندک و گروه دوم را به عنوان شاخص اکوسیستم‌های پر استرس به شمار آورد.

سایر تحقیقات نشان داده‌اند فعالیت‌های انسانی قبیل پساب‌های شهری، صنعتی و کشاورزی مقادیر زیادی از آلاینده‌های سمی را به محیط آبی وارد کرده و تنوع و فراوانی بی‌مهرگان کف‌زی را تحت‌الشعاع قرار می‌دهند (دوران، ۲۰۰۶؛ مارتینز و استیو، ۲۰۰۷). در این مطالعه ارگانیزم‌های مقاوم (*Orthocladinea* sp.، *Simulium* sp.، *Pericoma* sp. و *Naididae*) در ایستگاه‌های آلوده‌تر (۲، ۳، ۷ و ۸) نسبت به ایستگاه‌های شاهد (۱ و ۴) فراوانی بیشتری داشتند. مهم‌ترین عامل افزایش فراوانی گروه‌های فوق در ایستگاه‌های ۲ و ۳ ورود پساب کشاورزی و در ایستگاه‌های ۷ و ۸ به ترتیب ورود فاضلاب صنعتی و شهری بود. افراد خانواده *Naididae* از رده کم‌تاران (*Oligocheta*) که تحمل بالایی در برابر تنش‌های محیطی دارند تنها در دو ایستگاه پایین‌دست شاهرود شناسایی شدند و در سایر ایستگاه‌ها حضور نداشتند. به گزارش ورما و ساکسنا (۲۰۱۰) ایستگاه‌های دوم و سوم در رودخانه مورار هندوستان نیز به دلیل ورود فاضلاب‌های انسانی، از شرایط کیفی ضعیفی برخوردار بودند همچنین بر اساس طبقه‌بندی شاخص زیستی HFBI کیفیت آب در این دو ایستگاه آلوده تشخیص داده شد به نحوی که مقادیر این شاخص با ایستگاه‌های مرجع دارای اختلاف معنی‌دار بود و

ارگانیزم‌های مقاوم نظیر Chironomidae و Naididae، در این دو ایستگاه غالب بودند. این یافته با نتایج مطالعه حاضر مطابقت دارد. با توجه به گزارشات اخیر، به نظر می‌رسد خانواده‌های Naididae، Tubificidae و Chironomidae را می‌توان به‌عنوان شاخص آب‌های آلوده و پر استرس به شمار آورد چرا که معمولاً در این گونه محیط‌ها غالب‌اند و در عوض در محیط‌های کم‌استرس، غالب نبوده و به مراتب فراوانی کمتری دارند (رابرت و همکاران، ۲۰۰۹؛ سلانگ و هلفریچ، ۱۹۹۸؛ هلاول، ۱۹۸۶).

تنوع و غنای گونه‌ای بی‌مهرگان کفزی معمولاً به شرایط کیفی آب، اکسیژن محلول، دانه‌بندی بستر و سرعت جریان آب بستگی دارد (تونسند، ۱۹۸۹). موارد یاد شده در نواحی و ایستگاه‌های مختلف بعضاً ممکن است شرایط کاملاً متفاوتی داشته باشند. اما در یک ایستگاه با تغییرات فصلی، تفاوت قابل ملاحظه‌ای در موارد فوق ایجاد نمی‌شود. لذا به همین دلیل تنوع و غنای جمعیت بی‌مهرگان کفزی در رودخانه شاهرود، تابع شرایط فصلی نیست. در عین حال توزیع فراوانی و تراکم جمعیت کفزیان به عواملی نظیر میزان دسترسی به مواد غذایی (گراکا و همکاران، ۱۹۹۴)، شرایط مناسب تولید مثلی (درست و همکاران، ۱۹۹۲) و نرخ مرگ و میر (واندرهوک و کوپن، ۱۹۹۸) بستگی دارد بدیهی است موارد فوق در فصول مختلف متغییر خواهند بود. بنا به دلایل فوق به نظر می‌رسد فراوانی کفزیان در رودخانه شاهرود تابع شرایط فصلی نیز هست. وربرک و همکاران (۲۰۰۲)، تنوع و فراوانی بی‌مهرگان کفزی در بین ایستگاه‌ها و فصول مختلف را بررسی کردند. نتایج نشان داد فراوانی کفزیان هم در بین ایستگاه‌ها و هم در بین فصول مختلف دارای اختلاف معنی‌دار بود اما تنوع این کفزیان در بین فصول مختلف دارای اختلاف معنی‌دار نبوده و تنها در بین ایستگاه‌ها، اختلاف معنی‌دار مشاهده شد همچنین با پیش‌روی از ایستگاه‌های بالا دست به طرف پایین دست، تنوع، غنا و تراکم کفزیان با کاهش روبرو شد موارد ذکر شده با نتایج بررسی حاضر مشابهت دارد.

گاه بر اساس شرایط محیطی می‌توان حضور برخی ارگانیزم‌های کفزی را پیش‌بینی کرد (رایت و همکاران، ۱۹۹۸؛ متای و همکاران، ۱۹۹۷). در بررسی حاضر فراوانی افراد دوبالان در بین ایستگاه‌های مختلف دارای اختلاف معنی‌دار بود. این یافته با نتایج مطالعات بزرگی ماکرانی (۲۰۱۱)، جرجانی و همکاران (۱۹۹۹) و پذیرا و همکاران (۱۹۹۹) مغایرت داشت. تفاوت در نتایج بررسی حاضر و مطالعات فوق در مورد ترکیب جمعیت دوبالان، احتمالاً به این دلیل بود که ایستگاه‌های بالادست، میانی و پایین‌دست شاهرود به لحاظ ورود آلاینده‌های انسانی و عوارض طبیعی شرایط

متفاوتی داشتند و به موجب این امر طیف وسیعی از جنس‌های این راسته (۱۳ جنس) در نواحی مختلف شاهرود مشاهده شدند. با توجه به یافته‌های بررسی حاضر و مطالعات مشابه، به نظر می‌رسد بعضی جنس‌های دوبالان (*Bibiocephal sp.*) را می‌توان معرف آب‌های تمیز و برخی دیگر (*Pericoma sp.*) را شاخص محیط‌های پر استرس به شمار آورد چرا که عمدتاً در این‌گونه محیط‌ها غالبند (روزنبرگ و رش، ۱۹۹۳).

بیشترین فراوانی بهاره‌ها و بال موی‌داران مربوط به ایستگاه‌های شاهد و به ویژه فصل زمستان بود. به نظر می‌رسد در این فصل به دلیل بارندگی و افزایش دبی آب دو پیامد مهم در پی داشته است. اولاً با افزایش دبی آب، احتمالاً نرخ آلودگی آلی در پایین‌ترین سطح خود قرار گرفته و با توجه به حساسیت زیاد و نیاز اکسیژنی بالای بهاره‌ها، رشد جمعیت این گروه میسر می‌گردد. بنابراین با توجه به یافته فوق و گزارشات مشابه بهاره‌ها را میتوان شاخص آب‌های تمیز در نظر گرفت و عدم حضور آنها در محیط‌های آبی، ممکن است نشان‌دهنده تنش‌های محیطی در اکوسیستم باشد (بونادا و همکاران، ۲۰۰۰؛ جیاکومتی و برسوسا، ۲۰۰۶؛ استویانوا و همکاران، ۲۰۱۰؛ عباسپور و همکاران، ۲۰۱۱). احتمال شسته شدن کفزیان، دومین پیامد ناشی از افزایش دبی در ایستگاه‌های شاهد در زمستان است، بدیهی است در چنین شرایطی گروه‌هایی نظیر بال موی‌داران که قابلیت بالایی در چسبیدن به سطوح سنگ دارند غالب میشوند. با استناد به گزارش بزرگی ماکرانی (۲۰۱۱) بیشترین فراوانی راسته بال موی‌داران در رود تجن مربوط به ایستگاه چهارم بود. در این ایستگاه، رود تجن پس از الحاق شاخه فرعی و افزایش دبی، شرایط زیستی مناسبی را برای غالبیت افراد این راسته فراهم آورده بود. این یافته با نتایج پذیرا و همکاران (۱۹۹۹) و جرجانی و همکاران (۱۹۹۹) نیز مطابقت دارد.

ایستگاه هفتم به دلیل ورود فاضلاب صنعتی و بار مواد آلی، بیشترین فراوانی یک‌روزه‌ها را به خود اختصاص داد. در این ایستگاه جنس‌های *Baetis sp.* و *Cinygmula sp.* نسبت به تمامی کفزیان غالب بودند. در بررسی حاضر جنس *Baetis sp.* به دلیل تغذیه به روش فیلترینگ، در مناطق پایین‌دست مزارع پرورش ماهی و ایستگاه‌های حاوی آلودگی آلی، تراکم بیشتری داشت بررسی اثرات پساب مزرعه پرورش ماهی بر جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی رودخانه چشمه کیله تنکابن، خبر از افزایش فراوانی خانواده *Baetidae* در ایستگاه پایین‌دست استخر پرورش ماهی داشت (عباس‌پور و

همکاران، (۲۰۱۱). بررسی جمعیت کفزیان رودخانه تجن نیز نشان داد بیشترین فراوانی راسته یکروزه‌ها مربوط به ایستگاه پنجم (ایستگاه پایین‌دست) بود (بزرگی و همکاران، ۲۰۱۱). همچنین جرجانی و همکاران (۱۹۹۹)، عنوان کردند که با کاهش دبی آب، افزایش مواد آلی و رشد جلبک‌های چسبیده به سنگ، شرایط مناسبی برای افزایش فراوانی راسته یکروزه‌ها فراهم می‌گردد.

یکی دیگر از عوامل مؤثر در تغییر ترکیب جمعیت کفزیان، پساب خروجی مزارع پرورش ماهی است. آنچنان‌که نتایج بررسی حاضر و نتایج مطالعات کامارگو (۱۹۹۲؛ ۱۹۹۴) نشان می‌دهند این پساب‌ها می‌توانند منجر به افزایش گروه‌های فیلترکننده (*Simulium sp.*, *Baetis sp.*، گروه‌های مقاوم (راسته‌های *Dipetera* و *Oligocheta*) و کاهش گروه‌های حساس (*Acroneuria sp.*، *Hesoperilla sp.*, *Allocapnia sp.*, *Ameletus sp.*, *Nectopsyche sp.*) شوند. بررسی تأثیر پساب خروجی مزرعه پرورش ماهی بر جمعیت کفزیان در رودخانه‌های فیروزکوه و چافرود نشان داد پساب مزارع پرورشی در ایستگاه‌های دریافت‌کننده موجب کاهش گروه‌های EPT و افزایش گروه‌های مقاوم نظیر راسته دوبالان (عمدتاً خانواده‌های *Simuliidae* و *Chironomidae*) شده بود (نیکبین آزموده و همکاران، ۲۰۱۱؛ قانع ساسان‌سرایبی، ۲۰۰۴). نتایج بررسی رودخانه لیمستون (Limestone) اسپانیا، خبر از کاهش فراوانی راسته‌های *Coleptera*, *Trichoptera*, *Planaria* (*Plecoptera*, *Amphipoda*, *Ephemeroptera* و افزایش فراوانی خانواده‌های *Tubificidae*, *Simuliidae* و *Chironomid* در ایستگاه‌های متأثر از پساب استخر ماهی، داشت (جولیو، ۱۹۹۲). این گزارش با یافته‌های بررسی حاضر و با نتایج زیویک و همکاران (۲۰۰۹) و کامارگو (۱۹۹۲) مشابهت دارد.

به نظر می‌رسد با به کارگیری شاخص‌های زیستی - جمعیتی می‌توان تفاوت‌های کیفی آب در ایستگاه‌های مختلف را به خوبی بیان کرد. از این روش در ارزیابی زیستی رودخانه شاهرود استفاده شد تا ضمن تعیین کیفیت آب در هر ایستگاه عوامل عمده آلودگی این رودخانه به ترتیب اهمیت (فاضلاب‌های صنعتی، شهری، کشاورزی و استخر پرورش ماهی) طبقه‌بندی شوند. در این پژوهش بررسی ترکیب جمعیت کفزیان و نتایج شاخص‌های زیستی - جمعیتی، در ایستگاه‌های مختلف نشان داد آثار ناشی از فعالیت‌های انسانی در ایستگاه‌های پایین‌دست نسبت به بالا دست طبق انتظار شدیدتر بود. آثار مخرب فاضلاب‌های انسانی و تأثیر آن بر اکوسیستم آبی بر هیچکس پوشیده نیست، لیک به نظر می‌رسد با برنامه‌ریزی و مدیریت مناسب می‌توان از شدت آسیب‌های وارده کاست.

منابع

1. Abbaspour, R., Hedayatifard, M., Mesgarankari, M. and Tousi, A. 2011. Assessment of effects of pollution on population structure of macrobenthic invertebrates base on biotic indexes in Tonehkabon Cheshme kileh. Quarterly Journal of Animal Biology. 12(4): 42-50. (In Persian)
2. Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. and Furse, M. 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.
3. Bonada, N., Rieradevall, M. and Prat, N. 2000. Temporalidad y contaminacion como claves para interpretar la biodiversidad de macroinvertebrados en un arroyo mediterraneo, Riera de Sant Cugat, Barcelona. Limnetica. 18: 81-90.
4. Bozorgimackerani, A. 2011. Monitoring Water Quality Using Benthic Macroinvertebrates and Physicochemical Parameters of Tajan River in Iran. M.Sc. Thesis, 94p. (In Persian).
5. Camargo, J.A. 1992. Structural and trophic alterations in macrobenthic communities downstream from a fish farm outlet. Hydrobiology. 242: 41-49.
6. Camargo, J.A. 1994. The importance of biological monitoring for the ecological risk-assessment of freshwater pollution: A case study. Environment International. 20: 229-238.
7. Cooper, C.M. and Knight, S.S. 1991. Water quality cycles in two hill land streams subject to natural, municipal, and non-point agricultural stresses in the Yazoo Basin of Mississippi. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 1654-1663.
8. Drost, M.B.P., Cuppen, H.P.J.J., Nieuwerkerken, V. and Schreijer, M. 1992. De waterkevers van Nederland. Uigeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht. 33: 21-30.
9. Duran, M. 2006. Monitoring water quality using benthic macroinvertebrates and physico-chemical parameters of Behzat stream in Turkey. Polish Journal of Environmental Studies. 15: 709-717.
10. Elliot, M. 2011. Marine science and management means tackling exogenic unmanaged pressures and endogenic managed pressures – a numbered guide. Marine Pollution Bulletin, (Published online).
11. Entekin, S., Gollady, S., Ruhlman, M. and Hedman, C. 1999. Unique steep Head sream segments in Southwest Georgia: Invertebrate diversity and biomonitoring. The University of Georgia, Athens., Georgia, 4p.
12. Esmaili, A. 2002. Pollutants, the standard in environmental health. Publications of Naghshe Mehr. 399p. (In Persian)
13. Feminella, J.W. 1999. Biotic Indicators of water quality the Alabama watershed demonstration project. Auburn University. 31: 52-62.
14. Ghanesansaree, A. 2004. Idintifiti of puppiolation structure of macrobenthic invertebrates base on some water quality factors. (in villages Avrmal boredom). Master's thesis Tarbiat Modares University, 98p. (In Persian)

15. Giacometti, J. and Bersosa, F. 2006. Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de calidad del agua en el rio Alambi. Boletín Técnico 6, Serie Zoológica. 2: 17-32.
16. Graca, M.A.S., Maltby, L. and Calow, P. 1994. Comparative ecology of *Gammarus pulex* (L.) and *Asellus aquaticus* (L.) I: population dynamics and microdistribution. Hydrobiologia. 28: 155-162.
17. Hellawell, J.M. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier, London. 36: 91-102.
18. Hynes, H.B.N. 1970. The ecology of running Waters. Toronto University Press Canada, 555p.
19. Julio, A.C. 1992. Structural and trophic alteration in macrobenthic communities downstream from a fish farm outlet. Centro de Investigación y Tecnología del Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias (CIT-INIA). Valdeolmos, Madrid, Spain, 58: 23-30.
20. Jurjani, S.A., Ghelichi, A. and Akrami, R.A. 1999. Assessment of biological pollution base on biotic index and benthic organism in Madarsou River in Golestan national park. Journal of Fisheries. 2(1): 41-52. (In Persian)
21. Kamali, M. and Ismail, A.S. 2009. Biological monitoring of Lasm river using by population structure of macrobenthic invertebrates. Journal of Biological Sciences Branch Unit. 3(31): 41-53. (In Persian)
22. Karr, J.R. 1999. Defining and measuring river health. Fresh water Biolog. 41:221-234.
23. Khatami, S.H., Riazi, B. and Modiri, S.A. 2007. Water quality study base in diversity of macrobenthic invertebrates in Karaj River. Journal of Sciences and Environmental Technology. 9(1): 72-81. (In Persian)
24. Lalli, C.M. and Parsons, T.R. 1997. Biological oceanography Hy. Butterworth. Heinemann. Canada. 314p.
25. Loch, D.D., West, J.L. and Perlmuter, D.G. 1999. The effect of trout farm effluent on the taxa richness of benthic macro invertebrates. Aquaculture. 147:37-55.
26. Martínez, J. and Esteve, M. 2007. Gestión integrada de cuencas costeras: dinámica de los nutrientes en la cuenca del Mar Menor (sudeste de España). Revista de Dinámica de Sistemas. 3: 2-20.
27. Matthaei, C.D., Werthmueller, D. and Frutiger, A. 1997. Invertebrate recovery from a bed-moving spate: The role of drift versus movements inside or over the substratum. Arch. Hydrobiol. 140: 221-235.
28. Needham, J.G. 1976. A guide to the study of freshwater biology. Holden Sanfrancisco. 107p.
29. Nickbinazmoode, M.R., Kamali, A.G., Sahpouri, M., Maghsoudloo, A. and Manouchehri, H. 2011. Biological monitoring of water quality using by some water parameters and macrobenthic invertebrates in Namrud River. Journal of

- Biological Sciences Branch Unit. Journal of Biological Sciences Branch Unit. 1: 346-353. (In Persian)
30. Pazira, A., Emami, S.M., Vatandoust, S. and Akrami, R. 1999. Effects of environmental factors on macro benthos diversity in Dallaki and Heleh rivers in bushehr province. Iranian Fishery Journal. 2(4): 68-99. (In Persian)
 31. Pescador, M.L., Rasmussen, A.K. and Harris, S.C. 2004. Identification manual for the caddis fly (Trichoptera) larvae of Florida, Department of Environmental Protection, Florida. 653p.
 32. Quigley, M. 1986. Invertebrates of streams and rivers. Head of Studies in Environmental Biology. Nene College. Northampton, Edward Arnold. 83p.
 33. Resh, W.H. and Barbour, M.T. 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. Australian Journal of Ecology. 20: 101-135.
 34. Resonberg, D.M. and Resh V.H. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. *Chapman and Hall*. New York, 448p.
 35. Roberts, L., Boardman, G. and Voshell, R. 2009. Benthic macroinvertebrate susceptibility to trout farm effluents. Water Environmental Research. 81: 150-159.
 36. Sarkar, A. 2012. Bioindicators of river Yamuna at agra. International Journal of Geology, Earth and Environmental Sciences, 2: 25-33.
 37. Selong, J.H. and Helfrich, L.A. 1998. Impacts of trout culture effluent on water quality and biotic communities in Virginia headwater streams. The Progressive Fish-Culturist. 60: 247-262.
 38. Simic and Simic, 1999. Use of the river macrozoobenthos of Serbia to formulate a biotic index. Hydrobiologia. 416: 51-64.
 39. Sharifinia, M., Imanpournamin, J. and Bozorgimackerani, A. 2012. Ecological assessment of the Tajan River using feeding groups of benthic macroinvertebrates and biotic indices. Iranian Journal of Applied Ecology, 1(1): 80-95. (In Persian)
 40. Stoyanova, T., Traykov, I., Yaneva, I. and Bogoev, V. 2010. Ecological quality assessment of Luda River, Bulgaria. Natura Montenegrina, Podgorica. 9: 341-348.
 41. Tachet, H., Richoux, H., Richoux, P., Oumaud, M. and Usseglio-Polatera, P. 2000. Invertebrates d Eau Douce. Systematique, Biologie, Ecologie. CNRS Editions Paris ISBN 2-271 057450.
 42. Townsend, C.R. 1989. The patch dynamics concept of stream community ecology. J. N. Journal of the North American Benthological Society. 8: 36-50.
 43. Verberk, W.C.E.P., Brock, A.M.T., Duinen, G.J.A.V., Van es, M., Kuper, H.T., Peeters, T.M.J., Smits, M.H.A., Timan, L. and Esselink, H. 2002. Seasonal and spatial pattern in macro-invertebrate assemblage in a heterogeneous landscape. Proc. Exper. Appl. Entomol., Nen Amsterdam. 13: 35-43.

44. Verma, A.K. and Saksena, D.N. 2010. Impact of Pollution on Sewage Collecting River Kalpi (Morar) Gwalior (M.P.) with special reference to Water quality and Macrozoobenthic fauna. *Asian Journal of Experimental Biological Sciences*. 1: 155-161.
45. Voelker, D.C. and Renn, D.E. 2000. Benthic invertebrates and quality of streambed sediments in the White River and selected tributaries in and near Indiannapolis, Indiana. *United States Geological Survey Science for a Changing World*. 55p.
46. Walley, W.J. and Hawke's, H.A. 1996. Acomputer-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.
47. Wright, J.F., Furse, M.T. and Moss, D. 1998. River classification using invertebrates. *Rivpacs Applications. Aquat. Conserv.* 8: 617-631.
48. Zivic, I., Markovic, Z., Filipovic-Rojka, Z. and Zivic, M. 2009. Influence of a trout farm on water quality and macrozoobenthos communities of the receiving stream (Tresnjica River, Serbia). *International. Review of Hydrobiology*. 94:673-687.