تعیین کیفیت آب رودخانه فوشه (استان گیلان) با استفاده از شاخص‌های زیستی ماکروبنتوز

- **عاطفه رضی‌رشت‌آبادی**: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه سرا، ایران
- **جاوید ایمانپورنمین***: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه سرا، ایران
- **مسعود ستاری**: گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه سرا، ایران

تاریخ دریافت: اسفند ۱۳۹۷ تاریخ پذیرش: خرداد ۱۳۹۸

چکیده

کیفیت آب رودخانه فوشه (استان گیلان) با استفاده از ماکروبنتوزها و شاخص زیستی هیلسنهوف و شاخص تنوع شانون-وینر به‌منظور پایش محیط زیست بررسی شد. تعداد ٤ ایستگاه انتخاب و نمونه‌برداری به‌صورت ماهیانه از اردیبهشت تا آذر ۱۳۹٦ انجام شد نمونه‌برداری از ماکروبنتوزها با استفاده از نمونه‌بردار سوربر با اندازه چشمه ۳۰۰ میکرون و مساحت ۹۰۰ سانتی‌مترمربع با ۳ تکرار در هر ایستگاه صورت گرفت. نمونه‌های جمع‌آوری شده در اتانول ۹٦ درصد تثبیت و برای شمارش و شناسایی به آزمایشگاه منتقل شدند. در مجموع تعداد ٤۹۲۸ نمونه ماکروبنتوز از ۲ شاخه، ۳ رده، ۸ راسته، ۲۵ خانواده و ۳۱ جنس شناسایی شدند. لارو حشرات آبزی بیش‌ترین فراوانی را نشان دادند. فراوان‌ترین گروه‌ها به‌ترتیب از راسته Diptera (۵۳/۰۹٪) خانواده Simuliidae، از راسته Trichoptera (۲۸/٤٤٪) خانواده Hydropsychidae و از راسته Ephemeroptera (۱٦/۲٤٪) خانواده Baetidae بودند. با استفاده از امتیازهای اختصاص داده شده هر خانواده براساس میزان مقاومت و یا حساسیت آن‌ها به آلودگی، شاخص زیستی هیلسنهوف (HFBI) محاسبه شد. نتایج به‌دست آمده از این شاخص آب رودخانه فوشه را در وضعیت کیفی خوب (دارای مقداری آلودگی آلی) قرار داد. شاخص زیستی BMWP/ASPT ایستگاه‌های ۱ و۲ (بالادست) را در طبقه مشکوک به آلودگی و ایستگاه‌های ۳ و٤ (پایین‌دست) را در طبقه آلودگی متوسط نشان داد. شاخص تنوع شانون وینر برای ایستگاه‌های ۱، ۲ و ٤ وضعیت نسبتاً آلوده و ایستگاه ۳ وضعیت آلوده را نشان داد (P≤۰/۰۵).

کلمات کلیدی: شاخص تنوع، رودخانه فوشه، شاخص زیستی هیلسنهوف، ماکرو بنتوز

* پست الکترونیکی نویسنده مسئول: javidiman@gmail.com

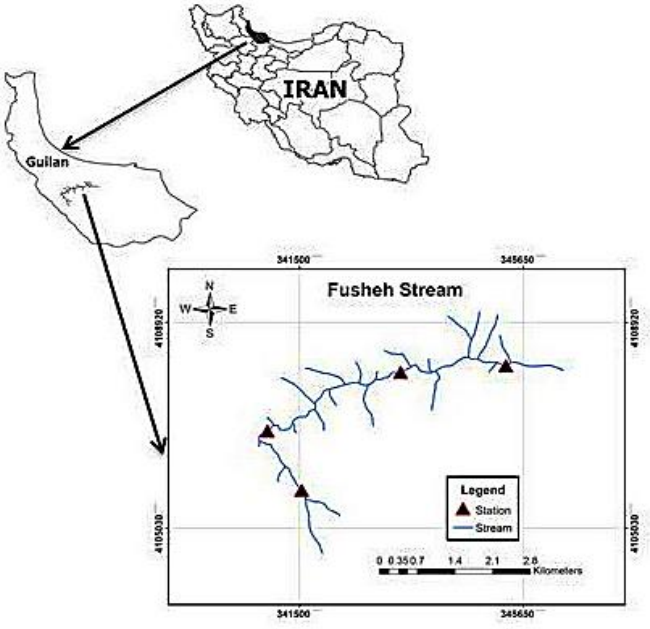
مقدمه

حفظ کیفیت آب امری مهم و حیاتی است لذا برای بررسی کیفیت آب‌ها، از روش‌های گوناگونی از قبیل آنالیز شیمیایی و یا شاخص‌های زیستی استفاده می‌شود (آخوندی و همکاران، ۱۳۹۰). منابع آب‌شیرین،محدود و بسیار آسیب‌پذیر بوده(Ferreira و همکاران، ۲۰۱۷)و برای زندگی پایدار، توسعه و تعادل اکولوژیکی حیاتی هستند. استفاده از این منابع مستلزم این است که از نظر کیفی و کمی دارای شاخص‌های مناسبی باشند(Davies و Day، ۱۹۹۸).باافزایش جمعیت انسان‌ها (Dos Santos و همکاران، ۲۰۱۱) بسیاری از رودخانه‌ها چنان تحت تاثیر فعالیت‌های انسانی قرار گرفته‌اند که گاهی شرایط لازم جهت استفاده انسانی را از دست داده‌اند (Wang و همکاران، ۱۹۹۷). سلامت رودخانه‌ها کلید پایداری اکولوژیکی است (Munyika و همکاران، ۲۰۱۴). برای تعیین کیفیت آب از شاخص‌های متعددی استفاده می‌شود. مبنای این روش‌ها سنجش پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب است اما به‌دلیل محدود بودن اطلاعات به‌دست آمده (از نظر زمان و مکان)، امروزه موجودات آبزی به‌عنوان شاخص‌های کیفی آب به‌کار گرفته می‌شوند (Ramachandra و همکاران، ۲۰۰۵). این روش برای اولین بار در اروپا در سال‌های ابتدایی قرن بیستم، تحت عنوان پایش زیستی با استفاده از جانوران آبزی (مانند ماکروبنتوزها، ماهی‌ها و پریفیتون‌ها) برای تعیین کیفیت آب مورد استفاده قرار گرفت. ماکروبنتوزها جانوران بی‌مهره‌ای هستند که دست کم بخشی از زندگی خود را در بستر رودخانه سپری کرده (Prouty و همکاران، ۲۰۱۶) و اثرات ناشی از آلودگی‌های محیطی را به‌صورت تغییر در تنوع یا تراکم خود منعکس می‌کنند، به‌همین دلیل در پایش‌های زیستی استفاده می‌شوند(Stefanidis و همکاران، ۲۰۱۶). جمع‌آوری ماکروبنتوزها نسبت به سایر موجودات ساده‌تر است، دارای چرخه زندگی نسبتاً طولانی و غنای گونه‌ای بالا هستند و در گستره‌های متفاوت آلودگی (از حالت تمیز تا آلودگی شدید) یافت می‌شوند (Cheimonopoulou و همکاران، ۲۰۱۱؛ Schultz and Dibble، ۲۰۱۲). ماکروبنتوزها از متنوع‌ترین و فراوان‌ترین موجودات آب هستند و در عملکرد اکوسیستم‌های آبی نقشی کلیدی دارند (Johnson و همکاران، ۲۰۰۷؛ Dalu و همکاران، ۲۰۱۳؛ Nhiwatiwa و همکاران، ۲۰۱۳). آن‌ها در تغذیه دوزیستان، ماهی‌ها و دیگر بی‌مهرگان نقش دارند لذا از اجزای مهم شبکه‌های غذایی اکوسیستم آبی محسوب می‌شوند (Jiang و همکاران، ۲۰۱۰؛ Dalu و همکاران، ۲۰۱۳) کاهش یا افزایش این موجودات در محیط آبی باعث کم یا زیاد شدن تولید نهایی اکوسیستم‌ها می‌شود (Merz و همکاران، ۲۰۰۵). ترکیب جمعیت ماکروبنتوزها ارتباط نزدیکی با شرایط محیطی دارد (Smith و همکاران، ۲۰۱۳). آشفتگی‌های فیزیکی و شیمیایی به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم به‌واسطه پراکنش و حضور گیاهان آبزی، جمعیت این موجودات را تحت تاثیر قرار می‌دهند. بنابراین ماکروبنتوزها برای تعیین وضعیت اکولوژیکی اکوسیستم‌های آبی مناسب هستند (Tchakonté و همکاران، ۲۰۱۴). ارزیابی زیستی روش کم هزینه‌ای است که به تجهیزات آزمایشگاهی کمی نیاز دارد ونتایج قابل قبولی ارائه می‌دهد، امکان بررسی اثرات تجمعی آلاینده‌ها، قابلیت نمایش استرس های محیطی در طول زمان را داشته و آلودگی کم‌تری در محیط زیست ایجاد می‌کند (Aazami، ۲۰۱۵). با استفاده از این شاخص‌ها می‌توان وضعیت سلامت رودخانه را تعیین کرد. ویژگی‌های عملکردی و ساختاری جوامع کفزی، پاسخ رودخانه را به عوامل استرس‌زا را مشخص می‌کند (Stephens و Farris، ۲۰۰۴). طبقه‌بندی کیفی آب بر شناسایی گونه‌های آبزیان استوار است و وابستگی شدیدی بین میزان آلودگی و تراکم و تنوع موجودات آن وجود دارد (Mahboobi و همکاران، ۲۰۱۲). عواملی مانند شرایط فیزیکی و شیمیایی حاکم بر زیستگاه (McLaughlin، ۲۰۱۷) تغییرات فصلی، نوع بستر، مقدار غذا، آلودگی محیط زیست، مقدار موادآلی، اندازه ذرات رسوب، میزان اکسیژن محلول، نوع ماهی و تعداد ماهیان کفزی‌خوار می‌تواند بر فراوانی و تنوع موجودات کفزی تاثیرگذار باشد (نظامی و خارا، ۱۳۸۴). گروه‌های‌مختلف کفزیان از نظر میزان مقاومت در برابر آلودگی‌ها تفاوت دارند (Galbrand و همکاران، ۲۰۰۷). شاخص‌های زیستی عبارت‌های عددی هستند تنوع گونه‌ای را با اطلاعات کیفی در مورد حساسیت‌های اکولوژیک هر گروه از موجودات بیان می‌کنند (Czeniawska-Kusza، ۲۰۰۵). قبل از به‌کارگیری شاخص‌های زیستی، باید اطلاعات جامعی از شرایط خاص زیست محیطی منطقه مورد نظر یا انواع آلودگی‌های آن جمع‌آوری شود (Czeniawska-Kusza، ۲۰۰۵). شاخص زیستی هیلسنهوف (HFBI) از ساده‌ترین و کم هزینه‌ترین روش‌ها برای ارزیابی سریع منابع آبی است، امکان بیان میانگین ارزش‌بردباری‌ماکروبنتوزها را در قالب مقدار عددی مشخص فراهم می‌کند. شاخص زیستی هیلسنهوف (۱۹۸۸) اصلاح شد، در سطح خانواده ارزش بردباری اجتماعات متعلق به راسته بندپایان بین ۱۰-۰ درنظر گرفته شد (Hilsenhoff، ۱۹۸۸).

مواد و روش‌ها

محدوده مورد مطالعه: روستای فوشه در ۲۲ کیلومتری جنوب غربی شهرستان فومن در استان گیلان قرار دارد. با درنظر گرفتن ارتفاع از سطح دریا، جنس بستر، دبی آب، ورود فاضلاب‌های روستایی، باغات و زمین‌های کشاورزی و پوشش گیاهی حاشیه رودخانه تعداد

۴ ایستگاه (۲ سایت در بالادست و دو سایت در پایین‌دست) جهت نمونه‌برداری ماهیانه انتخاب شد.



شکل ۱: نقشه مسیر رودخانه فوشه و مختصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری

جدول ۱: مختصات جغرافیایی ایستگاه های نمونه برداری در رودخانه فوشه (۱۳۹۶)

ایستگاه‌های نمونه‌برداری	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی
۱	۴۹° ۱۳ ′ ۲۰۹. ″	۳۷° ۰۵ ′ ۹۴۱. ″
۲	۴۹°۱۲ ′ ۴۵۶. ″	۳۷°۰۵ ′ ۴۴۳. ″
۳	۴۹°۱۴ ′ ۸۷۶. ″	۳۷° ۰۶ ′ ۳۶۸. ″
۴	۴۹°۱۵ ′ ۹۸۱. ″	۳۷° ۰۶ ′ ۳۸۴ ″

روش بررسی: نمونه‌برداری از ماکروبنتوزها با توجه به دستورالعمل (RBPs: Rapid Bioassessment Protocols) برای آب‌های جاری و سطحی، با استفاده از نمونه‌بردار سوربر با چشمه ۳۰۰ میکرون و مساحت ۹۰۰ سانتی‌متر مربع به‌صورت ماهیانه از اردیبهشت ۱۳۹۶ تا آذر ۱۳۹۶ در ۴ ایستگاه (۲ ایستگاه در بالادست و ۲ ایستگاه در پایین‌دست) با ۳تکرار، درمسیری به طول ۱۰۰ مترانجام شد.نمونه‌های ماکروبنتوز با اتانول ۹۶ درصد فیکس و به آزمایشگاه شیلات دانشکده منابع طبیعی دانشگاه گیلان انتقال داده شدند و با استفاده از کلیدهای شناسایی (Imanpour، ۲۰۰۴؛ Tachet و همکاران، ۲۰۰۰؛ Merritt و Cummins، ۱۹۹۶) تا حد خانواده و جنس شناسایی شدند. شاخص زیستی هیلسنهوف (Hilsenhoff Family Biotic Index) برای هر یک از ایستگاه‌های نمونه‌برداری محاسبه و تغییرات ماهانه آن ثبت شد. این شاخص آلودگی‌های ناشی از مواد مغذی را نشان می‌دهد و امکان ارزیابی از تغییرات کیفیت آب یک رودخانه با استفاده از میزان مقاومت هر تاکسون نسبت به آلودگی را فراهم می‌کند. در این روش آب‌ها از نظر آلودگی به مواد آلی در هفت طبقه قرار گرفتند و از فرمول ذیل استفاده شد (Hilsenhoff، ۱۹۸۸):

$$HFBI= \Sigma(x_i t_i)/N$$

x_i: تعداد افراد در هر گروه، t_i: ارزش تحمل به آلودگی در آن گروه، N: تعداد کل افراد

جدول ۲: طبقه‌بندی کیفیت آب براساس هیلسنهوف (HFBI) (Hilsenhoff، ۱۹۸۸)

درجه آلودگی آلی	کیفیت آب	هیلسنهوف
بدون آلودگی آلی	عالی	۳-۰/۷۵
احتمال مقداری ناچیز آلودگی آلی	خیلی خوب	۳/۴-۷۶/۲۵
وجود مقداری آلودگی آلی	خوب	۴/۵-۲۵
احتمال آلودگی آلی نسبتاً قابل توجه	متوسط	۵/۵-۰۱/۷۵
احتمال آلودگی آلی قابل توجه	نسبتاً بد	۵/۶-۷۶/۵۰
آلودگی آلی اساسی	بد	۶/۷-۵۱/۲۵
آلودگی آلی خیلی شدید	خیلی بد	۷/۱۰-۲۶

شاخص شانون- وینر (۱۹۴۹) به‌صورت جداگانه توسط شانون وینر ارائه شده است معمولاً برای محاسبه تنوع زیستی در محیط‌های آبی و خشکی به‌کار می‌رود. با افزایش تعداد و توزیع یکنواخت نمونه‌ها (یکنواختی)در بین جامعه میزان شاخص شانون-وینر افزایش می‌یابد (Washington، ۲۰۰۳):

$$H^\circ = -\sum(pi)(ln\ pi)$$

که در آن p_i فراوانی نسبی گونه i ام و ln لگاریتم طبیعی می‌باشد (Barbour و همکاران، ۱۹۹۸؛ Lydy و همکاران، ۲۰۰۰).

جدول ۳: طبقه‌بندی کیفیت آب براساس شاخص تنوع شانون- وینر (Washington، ۲۰۰۳)

طبقه کیفی آب	شاخص شانون – وینر
تمیز	۵-۳
آلودگی کم	۳-۱
شدیداً آلوده	۱>

شاخص زیستی BMWP/ASPT متداول‌ترین سیستم در بریتانیا است،هرخانواده‌ای که کم‌ترین مقاومت را در برابر آلودگی دارد بیش‌ترین امتیاز را به‌خود اختصاص می‌دهد (Rosenberg، ۲۰۰۴).

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

n= تعداد افراد خانواده مورد نظر در ایستگاه، N= تعداد کل نمونه‌ها در تمام خانواده در هر ایستگاه، B= امتیاز BMWP/ASPT در سطح خانواده

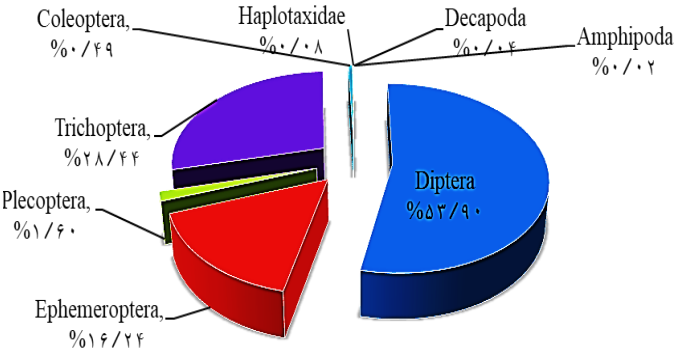
تجزیه و تحلیل نتایج به‌دست آمده با استفاده از نرم‌افزار SPSS22 انجام شد. نرمال بودن داده‌ها با کولموگروف- اسمیرنوف بررسی شد. اختلاف بین ایستگاه‌ها و ماه‌ها با استفاده از آنالیز واریانس یک‌طرفه (ANOVA) و برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون Tukey استفاده شد. ترسیم نمودارها با نرم‌افزار Excel ۲۰۱۰ انجام شد.

جدول ۴: طبقه بندی کیفیت آب رودخانه در سیستم MWP/ASPT

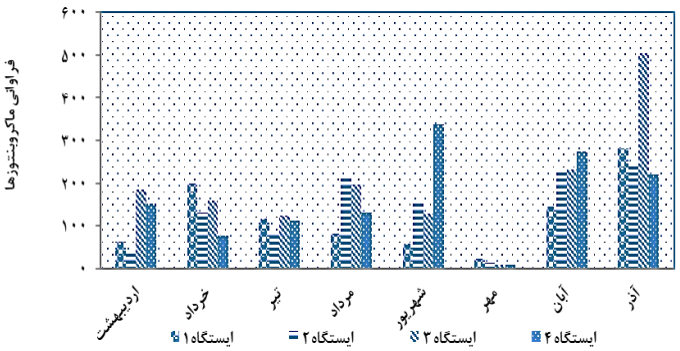
کیفیت آب	BMWP/ASPT
تمیز	۶>
مشکوک به آلودگی	۵-۶
احتمال آلودگی متوسط	۴-۵
آلودگی شدید	۴<

نتایج

در نمونه‌برداری از رودخانه فوشه در مجموع تعداد ۴۹۲۸ نمونه ماکروبنتوز از ۳۱ جنس، ۲۶ خانواده، ۸ راسته، ۳ رده و ۲ شاخه شناسایی شدند. در ایستگاه‌های نمونه‌برداری ۵ راسته از حشرات آبزی دوبالان (Diptera) با ۹ خانواده و ۱۰ جنس، بال‌موی‌داران (Trichoptera) با ۳ خانواده و ۳ جنس، یک‌روزه‌ها (Ephemeroptera) با ۶ خانواده و ۱۱ جنس، بهاره‌ها (Plecoptera) با ۳ خانواده و ۳ جنس و قاب بالان (Coleoptera) با ۱ خانواده و ۱ جنس شناسایی شدند بیش از ۹۹ درصد نمونه را تشکیل دادند. یک راسته از ناجور پایان (Amphipoda) و یک راسته از ده‌پایان (Decapoda) و یک راسته از کرم‌ها (Haplotaxida) نیز مشاهده شد. به‌طور متوسط بیشینه و کمینه فراوانی کفزیان به‌ترتیب در ایستگاه ۳ در ماه آذر و در ایستگاه ۴ در ماه مهر مشاهده شد. خانواده Simuliidae از راسته دوبالان، خانواده Hydropsychidae از راسته بال‌موی‌داران و خانواده Baetidae از یک‌روزه‌ها گروه‌های غالب در رودخانه فوشه بودند.



شکل ۲: درصد فراوانی ماکروبنتوزهای نمونه‌برداری شده، طی ۸ ماه در رودخانه فوشه (۱۳۹۶)



شکل ۳: فراوانی ماکروبنتوزها در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه فوشه (۱۳۹۶)

جدول ۵: ارزش مقاومتی ماکروبنتوزهای موجود در رودخانه فوشه به منظور کاربرد در شاخص زیستی هیلسنهوف (Hilsenhoff، ۱۹۸۸)

شاخه	رده	راسته	خانواده	امتیاز هیلسنهوف
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	۴
			Caenidae	۷
			Ephemerellidae	۱
			Oligoneuriidae	۲
			Heptageniidae	۴
			Trichorytidae	۴
		Trichoptera	Hydropsychidae	۴
			Rhyacophilidae	۰
			Lepidostomatidae	۱
		Plecoptera	Perlidae	۱
			Perlodidae	۲
			Chloroperlidae	۱
		Diptera	Dolichopodidae	۴
			Blephariceridae	۰
			Tabanidae	۶
			Simuliidae	۶
			Chironomidae	۶
			Tipulidae	۳
			Athericidae	۲
			Empididae	۶
			Dixidae	۱
		Coleoptera	Dytiscidae	۴
	Crustacea	Amphipoda	Gammaridae	۴
		Decapoda	Potamidae	۶
Annelidae	Clitellata	Haplotaxidae	Lumbricidae	۱۰

براساس شاخص هیلسنهوف ایستگاه ۱ در آبان ماه (۵/۹۵) بالاترین و ایستگاه ۲ در اردیبهشت ماه (۳/۴۵) پایین‌ترین میزان را داشتند. میانگین این شاخص کیفیت آب رودخانه فوشه را در یک طبقه خوب (احتمال مقداری آلودگی آلی) قرار داد، تمامی ایستگاه‌ها در این طبقه قرار گرفتند. ماه آبان و آذر با تمامی ماه‌های نمونه‌برداری اختلاف معنی‌دار آماری را نشان دادند (P≤۰/۰۵). در عین‌حال این اختلاف در بین ایستگاه ها مشاهده نشد.

جدول۶: شاخص زیستی هیلسنهوف در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه فوشه (۱۳۹۶)

ماه / ایستگاه	ایستگاه ۱	ایستگاه ۲	ایستگاه ۳	ایستگاه ۴	میانگین
اردیبهشت	۳/۷۰	۳/۴۵	۳/۹۶	۳/۹۶	۳/۰±۷۶/۲۴
خرداد	۴/۵۴	۳/۶۷	۳/۹۲	۴/۱۰	۴/۰±۰۵/۳۶
تیر	۴/۲۴	۳/۵۱	۴/۲۳	۴/۰۹	۴/۰±۰۱/۳۴
مرداد	۳/۶۶	۵/۳۱	۴/۷۷	۴/۶۲	۴/۰±۵۹/۶۸
شهریور	۳/۵۲	۳/۴۸	۴/۵۷	۴/۵۸	۴/۰±۰۳/۶۲
مهر	۳/۷۸	۴/۱۴	۴/۴۴	۴/۲۲	۴/۰±۱۴/۲۷
آبان	۵/۹۵	۵/۸۳	۵/۸۰	۵/۸۱	۵/۰±۸۴/۰۶
آذر	۵/۴۶	۵/۴۸	۵/۶۵	۵/۴۱	۵/۰±۵۰/۱۰
میانگین	۴/۰±۳۵/۹	۴/۱±۳۵/۰۱	۴/۰±۶۶/۷۱	۴/۰±۵۹/۶۷	

بیش‌ترین تنوع براساس شاخص شانون وینر در مرداد ماه ایستگاه ۱ (۱/۹۹) و کم‌ترین تنوع در مهرماه ایستگاه ۲ (۰/۲۵) مشاهده شد. براساس میانگین شاخص شانون وینر، ایستگاه ۱ (۱/۰±۳۵/۴۴) و ماه اردیبهشت (۱/۰±۴۹/۰۹) دارای اندکی آلودگی، ایستگاه ۳ (۰/۰±۹۷/۳۳) و ماه مهر (۰/۰±۶۶/۲۸) دارای آلودگی آلی بودند. آنالیز واریانس یک‌طرفه اختلاف معنی‌دار آماری بین ماه اردیبهشت با مهر ماه از نظر شاخص شانون وینر نشان داد (P≤۰/۰۵).

جدول ۷: شاخص تنوع شانون وینر در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه فوشه (۱۳۹۶)

ماه / ایستگاه	ایستگاه ۱	ایستگاه ۲	ایستگاه ۳	ایستگاه ۴	میانگین
اردیبهشت	۱/۶۳	۱/۴۷	۱/۴۲	۱/۴۴	۱/۰±۴۹/۰۹
خرداد	۱/۴۵	۰/۷	۰/۳۷	۰/۷۷	۰/۰±۸۲/۴۵
تیر	۱/۷۹	۱	۱/۳۵	۰/۸۷	۱/۰±۲۵/۴۱
مرداد	۱/۹۹	۱/۱۲	۱/۱۲	۱/۱	۱/۰±۳۳/۴۳
شهریور	۱/۲۴	۱/۲۷	۱/۰۲	۱/۴۸	۱/۰±۲۵/۱۸
مهر	۰/۸۷	۰/۲۵	۰/۸۴	۰/۶۸	۰/۰±۶۶/۲۸
آبان	۰/۶۷	۱	۰/۹۵	۰/۹۷	۰/۰±۸۹/۱۵
آذر	۱/۲۲	۱/۲۵	۰/۷۳	۰/۹۷	۱/۰±۰۴/۲۴
میانگین	۱/۰±۳۵/۴۴	۱/۰±۰۷/۳۸	۰/۰±۹۷/۳۳	۱/۰±۰۳/۲۹	

براساس نتایج حاصل از شاخص BMWP/ASPT، آب‌در دو طبقه کیفی مشکوک به آلودگی (ایستگاه ۱ و ۲ در بالادست) و آلودگی متوسط (ایستگاه ۳ و ۴ در پایین‌دست) قرار گرفت.

جدول ۸: شاخص BMWP/ASPT در ایستگاه های مطالعاتی رودخانه فوشه (۱۳۹۶)

ماه / ایستگاه	ایستگاه ۱	ایستگاه ۲	ایستگاه ۳	ایستگاه ۴	میانگین
اردیبهشت	۵/۵۹	۵/۸۲	۵/۰۴	۵/۶۰	۵/۰±۵۱/۳۳
خرداد	۵/۹۵	۵/۴۶	۵/۰۱	۴/۷۸	۵/۰±۳۰/۵۱
تیر	۵/۶۳	۵/۸۹	۵/۷۹	۵/۱۵	۵/۰±۶۱/۳۲
مرداد	۵/۷۰	۴/۸۹	۵/۱۹	۴/۹۰	۵/۰±۱۷/۳۷
شهریور	۵/۶۱	۵/۹۶	۴/۹۳	۵/۰۵	۵/۰±۳۸/۴۸
مهر	۵/۵۲	۴/۷۸	۴/۲۲	۴/۵۵	۴/۰±۷۶/۵۵
آبان	۴/۲۷	۳/۷۵	۴/۱۳	۳/۸۳	۳/۰±۹۹/۲۴
آذر	۴/۵۸	۴/۵۱	۴/۹۲	۴/۸۴	۴/۰±۷۱/۱۹
میانگین	۵/۰±۳۵/۵۹	۵/۰±۱۳/۷۸	۴/۰±۹۰/۵۲	۴/۰±۸۳/۵۱	

بحث

لارو حشرات آبزی موجودات غالب فون کفزیان رودخانه فوشه را تشکیل دادند. در بررسی جمعیت ماکروبنتوزها در رودخانه‌های لاسم (کمالی و اسماعیلی‌ساری، ۱۳۸۸) و تجن (شریفی‌نیا و همکاران، ۱۳۹۱) نیز غالبیت با لارو حشرات آبزی بود. مطالعات دیگری با هدف بررسی کیفی آب‌های جاری انجام شد که در آن‌ها نیز لارو حشرات آبزی فون غالب جمعیت کفزیان بوده‌اند (Hepp و همکاران، ۲۰۱۰). افزایش فراوانی خانواده‌های Simuliidae، Hydropsychidae و Baetidae به‌خاطر بار مواد آلی در آب است که باعث غالبیت آن‌ها در رودخانه فوشه شد (موسوی، ۱۳۸۹). نتایج حاصل در رودخانه چافرود گیلان موافق با نتایج فوق در این بررسی است، زیرا خانواده Hydropsychidae و Baetidae بیش‌تر تمایل به حضور در قسمت‌هایی از رودخانه دارند که از مناطق جنگلی عبور می کنند (Yoshimaro و Maeto، ۲۰۰۶). در مطالعات متعددی از شاخص زیستی HFBI برای طبقه‌بندی کیفیت آب استفاده شده است (Lydy و همکاران، ۲۰۰۰) و با شناسایی ماکروبنتوزها در حد خانواده و تعیین میزان مقاومت آن‌ها نسبت به آلودگی تعیین می شود. امتیاز صفر بیانگر حساسیت خانواده به آلودگی و تمیزی آب و امتیاز ۱۰ مقاومت بالای خانواده را به آلودگی نشان می‌دهد (Hilsenhoff، ۱۹۸۸). ماکروبنتوزها در رودخانه فوشه در ۳ گروه متفاوت متناسب با میزان تحمل آلودگی قرار می گیرند، شامل: گروه اول: Perlidae، Perlodidae، Chloroperlidae، Rhyacophilidae، Ephemerellidae، Oligoneuridae، Lepidostomatidae، Athericidae و Blephariceridae که نسبت به کاهش اکسیژن و استرس ناشی از آن بسیار حساس هستند. حضور این موجودات شاخص مناسبی برای تایید کیفیت بالای آب رودخانه می‌باشد (باقری و عبدالملکی، ۱۳۸۱؛ جرجانی و همکاران، ۱۳۸۷). گروه دوم: که مقاومت متوسط به آلودگی دارند شامل: Caenidae که در ایستگاه‌های پایین‌دست در معرض فاضلاب‌های روستایی و پساب حاصل از کشاورزی بیش‌تر از ایستگاه‌های بالادست بود و خانواده Baetidae که در تمامی ایستگاه‌ها شناسایی شد. گروه سوم: ماکروبنتوزها، مقاوم به آلودگی هستند، راسته Diptera، و خانواده‌های Simuliidae و Chironomidae بود که قادر به تحمل اکسیژن محلول کم و غلظت آلاینده‌های بالا می‌باشند. تغییراتی که در ترکیب جمعیت کفزیان رخ می‌دهد در پاسخ به شرایط استرس‌زای محیط و در جهت حفظ تعادل اکولوژیکی آن است (عبدلی و رحمانی، ۱۳۸۰). شاخص HFBI، ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده در رودخانه فوشه را در طبقه خوب (وجود مقداری آلودگی آلی) قرار داد. ایستگاه ۱ بالاترین مقدار شاخص HFBI را داشت، در ماه‌های اردیبهشت، مرداد و شهریور کیفیت آب را عالی نشان داد، مهر و تیر ماه در وضعیت بسیار خوب (آلودگی ناچیز)، خرداد ماه وضعیت خوب (مقداری آلودگی)، آذر ماه کیفیت متوسط (نسبتاً قابل تشخیص) و آبان ماه را در وضعیت نسبتاً ضعیف (قابل تشخیص) قرار داد، ماه آبان و آذر با تمامی ماه‌های نمونه برداری اختلاف معنی‌دار را نشان داد ($P\leq ۰/۰۵$). ایستگاه ۲ نتایج نسبتاً مشابهی با ایستگاه ۱ نشان داد به‌طوری‌که در اردیبهشت، خرداد و تیر و شهریور ماه کیفیت آب عالی، در مهر ماه بسیار خوب، در مرداد و آذر کیفیت متوسط و آبان ماه در وضعیت نسبتاً ضعیف قرار گرفت ($P\leq ۰/۰۵$). نتایج حاصل از شاخص HFBI در ایستگاه‌های ۳ و۴ نسبتاً مشابه بود به‌صورتی‌که در ماه‌های اردیبهشت و خرداد و تیر وضعیت بسیار خوب، مرداد و شهریور و مهر خوب، آذر ماه متوسط و آبان ماه مشابه با تمامی ایستگاه‌ها دارای وضعیت نسبتاً ضعیف ارزیابی شد ($P\leq ۰/۰۵$). در بررسی رودخانه تجن و رودخانه‌های ورودی به سد لار نتایج مشابه با رودخانه فوشه به‌دست آمد. گونه‌های مقاوم به‌خصوص *Chironomus* sp. و *Simulium* sp. با فراوانی بالا مشاهده شدند. به‌نظر می‌رسد وجود پساب مزارع کشاورزی، باغات چای و منازل روستایی و زباله‌های خانگی در مسیر رودخانه در این امر نقش داشته باشد. نهرهای کوچک نواحی جنگلی بسیار نامتجانس هستند و در فواصل حداکثر چندده متری می‌توان مکان‌هایی از ماسه، شن و حتی سنگ‌های بزرگ‌تر نواحی که از لحاظ ماده آلی نظیر چوب، برگ‌ها و ذرات ریزتر فقیر یا غنی هستند را یافت (Allan، ۱۹۹۵) که باعث اختلاف معنی‌دار بین جمعیت بی‌مهرگان کفزی می‌شود. جرجانی و همکاران (۱۳۸۵) در بررسی رودخانه مادرسو بر تاثیر شرایط محیطی به‌ویژه دبی آب بر روی تنوع و تراکم کفزیان تاکید کردند. در رودخانه دالکی و حله بوشهر، اثر دما بر تنوع گونه‌های بنتوز بررسی و ثابت شد کفزیان در دمای بالاتر تنوع گونه‌ای بالاتری دارند زیرا دمای پایین باعث کاهش متابولیسم، کاهش تولیدمثل، کاهش حرکت می‌شود. رودخانه چافرود با استفاده از این شاخص به طبقات خوب تا خیلی خوب تقسیم شد (قانع‌ساسان‌سرایی، ۱۳۸۳). متفاوت بودن تنوع و فراوانی گونه‌ها در نقاط مختلف رودخانه می‌تواند با خصوصیات زیست‌شناسی گروه‌های مختلف زیستی، ساختار بستر، اندازه ذرات، فراوانی مواد غذایی و مقدار مواد آلی (Johnson، ۲۰۰۷) و نقش تغذیه‌ای ماهیان از موجودات کفزی (Paine، ۱۹۹۶) و خصوصیات شیمیایی و فیزیکی حاکم بر محیط زیست ازجمله میزان اکسیژن محلول (Brundin، ۱۹۸۷) و دما ارتباط داشته باشد. نتایج حاصل از شاخص زیستی BMWP/ASPT، کیفیت آب رودخانه فوشه را در ایستگاه ۱ و۲ مشکوک به آلودگی و ایستگاه ۳ و۴ را با آلودگی متوسط تشخیص داد که با نتایج حاصل از شاخص هیلسنهوف نسبتاً مشابه است. Nemati و همکاران (۲۰۱۰)، با استفاده از این شاخص و درطی ارزیابی کیفیت آب رودخانه

زاینده رود، کیفیت آب را در دو سطح آلودگی متوسط و شدید طبقه‌بندی کرده و از طرف دیگر، همبستگی بین شاخص BMWP و ASPT را نیز تایید کردند. این شاخص همانند سایر شاخص‌ها نشان می‌دهد که از بالادست به سمت پایین‌دست از کیفیت آب کاسته می‌شود. یک شاخص به تنهایی نمی‌تواند وضعیت سلامت اکوسیستم آبی را بیان کند (Lydy و همکاران، ۲۰۰۰). محاسبه شاخص تنوع ماکروبنتوزها، یکی از ویژگی‌های مهم ساختار اکوسیستم و آگاهی از سلامت بیولوژیک آن می‌باشد (Washington، ۲۰۰۳). شاخص تنوع شانون-وینر بین ۵-۱ تغییر می‌کند. مقدار عددی پایین نشان‌دهنده آلودگی بیش‌تر است. این شاخص اطلاعات مربوط به تعداد جنس‌های متعلق به یک جمعیت و فراوانی نسبی آن‌ها را لحاظ کرده و تخمینی از ترکیب جمعیت کفزیان را به‌دست می‌دهد(Lydy و همکاران، ۲۰۰۰). اگر شاخص تنوع شانون بالاتر از ۳ باشد وضعیت آب تمیز و اگر بین ۳-۱ باشد کمی آلوده و اگر کم‌تر از ۱ باشد شدیداً آلوده می‌باشد (Malvaer و همکاران، ۱۹۹۷). از نظر شاخص تنوع شانون-وینر ایستگاه‌های ۱، ۲ و ۴ دارای آلودگی کم و ایستگاه ۳ در وضعیت آلوده قرار دارد. ایستگاه ۱ در بالادست بیش‌ترین میزان شاخص شانون را داشت و در تمامی ماه‌های نمونه‌برداری بین بازه ۳-۱ را نشان داد، حاکی از کیفیت آب کمی آلوده است تنها در مهر و آبان ماه زیر ۱ بود که نشان‌دهنده کیفیت آب شدیداً آلوده در این ماه‌ها است. در ایستگاه ۲ نتایج نسبتاً مشابه با ایستگاه ۱ بود تنها با این تفاوت که در مهر و خرداد ماه کیفیت آب آلوده و در بقیه ماه‌ها دارای مقداری آلودگی جزئی می‌باشد. ایستگاه ۳ و۴ نتایج مشابهی را نشان دادند، ماه‌های اردیبهشت، مرداد و شهریور تنها دارای آلودگی کم و ۳ ماه مربوط به فصل پاییز و خرداد ماه را آلوده ارزیابی شدند. آنالیز واریانس یک‌طرفه بین ماه اردیبهشت با مهر ماه اختلاف معنی‌دار آماری نشان داد ($P\leq ۰/۰۵$). شاخص تنوع شانون وینر متداول‌ترین شاخص تنوع درارزیابی آلودگی اکوسیستم‌های آبی است(Borja و همکاران، ۲۰۰۰) که بر کارآیی آن تاکید شده است (Arimoro و همکاران، ۲۰۰۷). هرچند این شاخص دارای ایراداتی است، به‌طور مثال علی‌رغم تنوع بالا، تراکم بالای گونه‌های غالب می‌تواند سبب کاهش شاخص شانون شود. مطالعه حاضر با هدف پایش زیستی رودخانه فوشه با استفاده از ماکروبنتوزها و ارزیابی کیفیت آب انجام گرفت. با حضور جنس‌های حساس به آلودگی به‌خصوص در نواحی بالادست می‌توان بیان کرد که رودخانه فوشه دارای آبی با کیفیت خوب (با آلودگی آلی جزئی) است. بالا آمدن سطح آب رودخانه در فصل پاییز باعث افزایش تعداد ماکروبنتوزها، کاهش تنوع و حضور جنس‌های مقاوم به‌خصوص در ایستگاه‌های پایین‌دست شد. شاخص زیستی هیلسنهوف تمامی ایستگاه‌های نمونه‌برداری را در طبقه خوب (با آلودگی آلی جزئی) نشان داد که نتایج نسبتاً مشابه با شاخص BMWP/ASPT و شاخص تنوع شانون وینر بود. در خاتمه موارد زیر پیشنهاد می‌گردد: ۱- روش‌های مدیریتی کارآمد جهت کنترل ورود آلاینده‌ها (جلوگیری یا کاهش ورود این ترکیبات) به منابع آبی اتخاذ شود. ۲- بررسی آزمایشگاهی فاضلاب‌های شهری و کشاورزی و تعیین غلظت عناصر و آلاینده‌های موجود در آن می‌تواند منجر به بازنگری در مقدار ترکیبات مورد استفاده شود به‌نحوی که کم‌ترین عوارض مخرب محیط زیستی را نیز در برداشته باشد. ۳- حفاظت از پوشش گیاهی حاشیه رودخانه‌ها از طریق جنگل کاری و استفاده مناسب از کود کشاورزی برای کاهش میزان بار آلودگی حاصل از منابع آلودگی نقطه‌ای به‌داخل اکوسیستم‌های رودخانه‌ای.

منابع

۱. **آخوندی، ل.؛ نظری، ع.؛ احمدی، ج. و نخعی، م.، ۱۳۹۰.** پهنه‌بندی رودخانه قم رود بر اساس شاخص کیفی آب (NSFWQI) با استفاده از سامانه جغرافیایی GIS. چهارمین کنفرانس مدیریت منابع آب ایران. دانشگاه صنعتی امیر کبیر. صفحات ۲ تا ۴.

۲. **باقری، س. و عبدالملکی، ش.، ۱۳۸۱.** بررسی پراکنش و تعیین توده زنده بی‌مهرگان کفزی دریاچه ارس. مجله علمی شیلات ایران. دوره ۱۱، شماره ۴، صفحات ۱ تا ۹.

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

۴. **شریفی‌نیا، م.؛ ایمان‌پورنمین، ج. و بزرگی‌ماکرانی، ا.، ۱۳۹۱.** ارزیابی بوم‌شناختی رودخانه تجن با استفاده از گروه‌های تغذیه‌ای بزرگ بی‌مهرگان کفزی و شاخص‌های زیستی.مجله‌اکولوژی کاربردی دانشگاه صنعتی اصفهان. سال ۱، شماره ۱، صفحات ۸۰ تا ۹۵.

۵. **عبدلی، ا. و رحمانی، ح.، ۱۳۸۰.** بررسی رژیم غذایی دو گونه گاو ماهی *Neogobius fluviatilis* و *Neogobius melanostomus* در نهر مادرسو پارک ملی گلستان، مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان. سال ۸، شماره ۱، صفحات ۳ تا ۱۵.

۶. **قانع‌ساسان‌سرایی، ا.، ۱۳۸۳.** شناسایی ساختار جمعیت ماکروبنتوزهای رودخانه چافرود در استان گیلان با توجه به برخی عوامل کیفی آب (در محدوده روستای اورمان ملال). پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد شیلات، دانشگاه تربیت مدرس. ۹۸ صفحه.

۷. **کمالی، م. و اسماعیلی، ع.، ۱۳۸۸.** ارزیابی زیستی رودخانه لاسم شهر آمل با استفاده از ساختار جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کفزی. مجله علوم زیستی واحد لاهیجان. سال ۳، شماره ۱، صفحات ۵۱ تا ۶۱.

۸. **موسوی، م.س. ، ۱۳۸۹.** بررسی اثرات پساب مزارع پرورش ماهی قزل‌آلا بر روی کیفیت آب رودخانه دوهزار تنکابن براساس مطالعات

فون کفزیان رودخانه. پایان‌نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه علوم تحقیقات فناوری. صفحات ۵۵ تا ۶۸ .

۹. **نظامی،ش.ع. و خارا، ح.، ۱۳۸۴.** ارزیابی اثرات خشکسالی بر تنوع، تراکم، فراوانی و پراکنش موجودات کفزی تالاب امیرکلایه لاهیجان. مجله علمی شیلات ایران. شماره ۳، دوره ۴، صفحات ۱۴۱ تا ۱۵۶.

۱۰. **Aazami, J., 2015**. Feasibility of Fish and Macroinvertebrate Indices in Ecological Integrity Assessment of Tajan River and Relation to Habitat Parameters. PhD thesis. Faculty of Natural Resources. Tarbiat Modares University. 80 p. (in Persian).

۱۱. **Allan, J., D. 1995**. Stream Ecology. Structure and Function of Rumming waters. Chapman and Hill, New York.

۱۲. **Arimoro, F.O.; Ikomi, R.B. and Iwegbue, C., 2007**. Water quality changes in relation to Diptera community patterns and diversity measured at an organic effluent impacted stream in the Niger Delta, Nigeria. Ecological Indicators. Vol. 7, pp: 541-552.

۱۳. **Barbour, M.T.; plafkin, J.L.; Bardley, B.P.; Graves, C.G. and Wisseman, R.W., 1998.** Evaluation of EPT rapid bioassement metrics: Metric redundancy and variability among reference stream sites. Environ Toxic.Vol. 2, pp: 437-449.

۱۴. **Borja, A.; Franco, J. and Perez, V., 2000**. A marine biotic index to establish the ecological quality of softbottom benthos within European estuarine & coastal environments. Marine Pollution Bulletin. Vol. 40, pp: 1100-1۱۱٤.

۱۵. **Brundin, I., 1987**. The relation of O2 microstarification of mud surface to the ecology of profoundalbottom fauna. Rep. Inst Freshwater Res. Vol. 32, pp: 8-1۲.

۱۶. **Cheimonopoulou, M.T.; Bobori, D.C.; Theocharopoulos, I. and Lazaridou, M., 2011.** Assessing ecological water quality with macroinvertebrates and fish: a case study from a small Mediterranean river. Environmental Management. Vol. 47, No. 2, pp: 279-290.

۱۷. **Czeniawska-Kusza, I., 2005**. Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water quailty assessment. Limnologica. Vol. 35, pp: 169-176.

۱۸. **Dalu, T.; Lenin, D.C.; Tamuka, N.; Tatenda, D. and Lenin, D.C., 2013**. 'First results on bathymetry, stratification and physicochemical limnology of a small tropical African reservoir (Malilangwe, Zimbabwe)'. Water SA. Vol. 39, pp: 119-130.

۱۹. **Davies, B.R. and Day, J.A., 1998**. Vanishing Waters. University of Cape Town Press, Cape Town.

۲۰. **Dos Santos, D.A.; Molineri, C.; Reynaga, M.C. and Basualdo, C., 2011**. Which index is the best to assess stream health? Ecological Indicator. Vol. 11, No. 2, pp: 582-589.

۲۱. **Ferreira, A.R.L.; Sanches Fernandes, L.F.; Cortes, R.M.V. and Pacheco, F.A.L., 2017**. Assessing anthropogenic impacts on riverine ecosystems using nested partial least squares regression. Sci. Total Environ. Vol. 583, pp: 466-477.

۲۲. **Galbrand, C.; Lemieux, I.G.; Ghaly, A.E.; Côté, R. and Verma, M., 2007**. Assessment of constructed wetland biological integrity using aquatic macro invertebrates. OnLine Journal of Biological Sciences. Vol. 7, pp: 52-6۰.

۲۳. **Hepp, L.U.; Milesi, S.V.; Biasi, C. and Restello, R.M., 2010.** Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). Zoologia. Vol. 27, pp: 106-113.

۲۴. **Hilsenhoff, W.L., 1988**. Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. J. N. Am. Benthol. Soc. Vol. 7, pp: 65-68.

۲۵. **Jiang, X.M.; Jing, X.; Jian-Wen, Q.; Jin-Ming, W.; Jian Wei, W. and Zhi-Cai, X., 2010**. Structure of Macroinvertebrate Communities in Relation to Environmental Variables in a Subtropical Asian River System. International Review of Hydrobiology. Vol. 95, pp: 42-57.

۲۶. **Johnson, R.K.; Mike, T.; Furse, D. and Leonard, S., 2007**. Ecological relationships between stream communities and spatial scale: implications for designing catchment-level monitoring programmes. Freshwater Biology. Vol. 52, pp: 939-958.

۲۷. **Lydy, M.J.; Crawford, C.G. and Fery, J.W., 2000**. A comparison of selected diversity. Similarity and biotic indices for detecting changes in benthic-invertebrate community structure and stream quality. Archives of Environmental Contamination and Toxicology. Vol. 39, pp: 469-479.

۲۸. **Mahboobi Soofiani, N.; Hatami, R.; Hemami, M.R. and Ebrahimi, E., 2012**. Effects of trout farm effluent on water quality and the macrobenthic invertebrate community of the Zayandeh-Roud River, Iran. North American Journal of Aquaculture. Vol. 74, No. 2, pp: 132-1٤۱.

۲۹. **Malvaer, J.; Knutzen, J.; Magnusson, J.; Rygg, B.; Skei, J. and Sorensen, P., 1997**. Classification of Environmental Quality in Fjords and Coastal Waters. SFT guidelines. Vol. 97, pp: 3-36.

۳۰. **McLaughlin, D.B. and Kenneth, H., 2017**. A Bayesian network assessment of macroinvertebrate responses to nutrients and other factors in streams of the Eastern Corn Belt Plains, Ohio, USA. Ecological Modelling. Vol. 345, pp: 21-29.

۳۱. **Merritt, R.W. and Cummins, K.W., 1996.** An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt, Dubuque, IA. 862 p.

۳۲. **Merz, J.E.; Chan, O. and Leigh, K., 2005**. Effects of gravel augmentation on macroinvertebrate assemblages in a regulated California river. River Research and Applications. Vol. 21, No. 1, pp: 61-74.

۳۳. **Munyika, S., 2014**. River health assessment using macroinvertebrates and water quality parameters: A case of the Orange River in Namibia. Physics and Chemistry of the Earth. pp: 140-148.

۳۴. **Nemati, M.; Ebrahimi, E.; Mirghafari, N. and Safianian, A., 2010**. Biological assessment of the Zayandehrud River, Iran, using benthic macro invertebrate. Limnologica Ecology and Management of Inland Waters. Vol. 40, No. 3, pp: 226-232.

۳۵. **Paine, R.T., 1996.** Food web complexity and species diversity, Am. Nat. Vol. 100, pp: 65-7٥.

۳۶. **Prouty, N.G.; Campbell, P.L.; Mienis, F.; Duineveld, G.; Demopoulos, A.W.J.; Ross, S.W. and Brooke, S., 2016**. Impact of Deepwater Horizon spill on food supply to deep-sea benthos communities. Estuarine Coastal and Shelf Science. Vol. 169, pp: 248-264.

۳۷. **Ramachandra, T.V.; Ahalya, N. and Murthy, C.R., 2005**. Aquatic ecosystems conservation, restoration and management. Capital Publishing Company. New Delhi. pp: 27-50.

۳۸. **Rosenberg, D.M., 2004**. Biological Monitoring of freshwater- benthic Macroinvertebrate, Background, Diversity and Biotic Index, Taxa tolerance value, soil and water conservation society of metro Halifax (SWCSMH).

۳۹. **Schultz, R. and Dibble, E., 2012**. Effects of invasive macrophytes on freshwater fish and macroinvertebrate communities: the role of invasive plant traits. Hydrobiologia. Vol. 684, No. 1, pp: 1-14.

۴۰. **Stefanidis, K.; Panagopoulos, Y. and Mimikou, M., 2016**. Impact assessment of agricultural driven stressors on benthic macroinvertebrates using simulated data, Science of The Total Environment. Vol. 540, pp: 32-4۲.

۴۱. **Stephens, W.W. and Farris, J.L., 2004**. Instream community assessment of aquaculture effluents. Aquaculture. Vol. 23, No. 1, pp: 149-162.

۴۲. **Tchakonté, S.; Gideon, A.A.; Dramane, D.; Adama, I.C. and Pierre, N., 2014.** Diversity, dynamic and ecology of freshwater snails related to environmental factors in urban and suburban streams in Douala Cameroon (Central Africa). Aquatic Ecology. Vol. 48, pp: 379-95.

۴۳. **Wang, L.; Lyons, J.; Kanehl, P. and Gatti, R., 1997**. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. Fisheries. Vol. 22, No. 6, pp: 6-12.

۴۴. **Washington, H.G., 2003**. Diversity, biotic, similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. Water research. Vol. 18, pp: 653-6۹٤.