طبقه بندی کیفی آب رودخانه زارمرود (ساری- مازندران) با استفاده از شاخص زیستی هیلسنهوف

آزاده عظیمی اترگله [1*]
رضا امیرنژاد [2]
حسن نصراله زاده ساروی [3]
عبداله سلیمانی رودی [3]

۱. کارشناس ارشد محیط زیست، واحد تنکابن، دانشگاه آزاد اسلامی، تنکابن، ایران
۲. واحد تنکابن، دانشگاه آزاد اسلامی، تنکابن، ایران
۳. عضو هیأت علمی پژوهشکده اکولوژی آبزیان دریای خزر، ساری، ایران

* **نویسنده مسئول مکاتبات**
Azadeh_azimi90@yahoo.com

تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۳/۱۷
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۳/۱۲/۱۰
کد مقاله: ۱۳۹۴۰۱۰۲۳۳

این مقاله برگرفته از پایان نامه کارشناسی ارشد است.

چکیده

شاخص های زیستی یکی از روش های جدید ارزیابی کیفیت آب هستند. در میان شاخص های زیستی مختلف، پاسخ ماکروبنتوزها به آلودگی آلی برای طبقه بندی کیفی آب، قابل اطمینان تر می باشد؛ زیرا این موجودات از نظر مقاومت در برابر آلودگی با یکدیگر متفاوت هستند. هدف از انجام مطالعه حاضر، تعیین میزان آلودگی آلی رودخانه زارمرود (ساری- مازندران)، با استفاده از شاخص زیستی هیلسنهوف بوده است و هم چنین از شاخص زیستی BMWP/ASPT نیز استفاده گردید. در این راستا، برخی از پارامترهای فیزیکی و شیمیایی (pH، DO، TDS، TSS، EC و دما) اثر گذار بر کیفیت آب نیز، مورد اندازه گیری قرار گرفتند. نمونه برداری طی ۲ دوره در فصول سرد (زمستان ۱۳۹۰) و گرم (تابستان ۱۳۹۱)، در ۶ ایستگاه انجام پذیرفت. در این مطالعه ۴ شاخه، ۶ رده، ۱۲ راسته و ۲۷ خانواده از ماکروبنتوزها شناسایی شدند. در طول فصل سرد، خانوادهTubificidaeو در طول فصل گرم، خانوادهBaetidae بالاترین میزان تراکم ماکروبنتوزها را دارا بودند. در طول دوره نمونه برداری، ایستگاه ۱ که در بالادست رودخانه واقع شده بود، کیفیت آب بهتری داشت اما ایستگاه ۴، که در محدوده خروجی فاضلاب کارگاه پرورش ماهی قرار گرفته بود، کیفیت آب آن پایین بود. میانگین شاخص زیستی رودخانه مزبور، (SD) ۰/۸۷ ± ۵/۷۷ به دست آمد که نشان می دهد کیفیت آب رودخانه زارمرود، نسبتاً ضعیف است.

واژگان کلیدی: شاخص زیستی، زارمرود، ماکروبنتوزها، هیلسنهوف، کیفیت آب.

مقدمه

روش های رایج سنجش پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب، به طور کامل بیانگر وضعیت کیفی محیط آبی نیستند (اسماعیلی ساری، ۱۳۸۱)؛ به همین دلیل پایش زیستی با استفاده از موجودات زنده، شاخص بهتری برای بیان کیفیت آب می باشد (Spellman and Dirinan, 2002) زیرا ممکن است یک سری از آلاینده ها وارد رودخانه گردند و پس از چند ساعت یا چند روز، آن آلودگی ها بر طرف شوند و مطالعات فیزیکی و شیمیایی یا باکتریولوژیک آب که پس از آن انجام بپذیرند، هیچ گونه آلودگی را نشان ندهند. در صورتی که با ورود آلاینده ها به آب، موجودات حساس به آلودگی از بین خواهند رفت؛ بدین جهت این گروه از موجودات، شاخص بهتری برای بیان

کیفیت آب می باشند. در این راستا، استفاده از ماکروبنتوزها مفیدتر می باشد زیرا این موجودات از نظر مقاومت در برابر شدت آلودگی با یکدیگر متفاوت هستند (Hilsenhoff, 1977) و به دلیل کم تحرک بودن، توان کمی برای فرار از اثرات آلاینده ها دارند. در بین روش های زیستی، استفاده از شاخص هیلسنهوف، مناسب تر می باشد؛ زیرا این روش کم هزینه تر و آسان تر است و ارزیابی سریع انجام می دهد. در زمینه استفاده از شاخص های زیستی برای تعیین کیفیت آب، سلیمی بنی و همکاران (۱۳۹۰)، رودخانه گاوه رود استان کردستان را با استفاده از روش هیلسنهوف، طبقه بندی کیفی نمودند و میانگین شاخص زیستی این رودخانه را ۵/۷۵ بدست آوردند که بیانگر کیفیت متوسط آب رودخانه گاوه رود می باشد. هم چنین، میررسولی و همکاران (۱۳۹۰)، به ارزیابی زیستی رودخانه زرین گل در استان گلستان پرداختند و مشاهده نمودند که در ایستگاه های نمونه برداری پایین دست مزارع پرورش ماهی، درصد فراوانی گروه های حساس به آلودگی، کاهش و گروه های مقاوم به آلودگی افزایش یافتند. در مطالعه دیگری که Jay و همکاران (۲۰۱۰)، روی رودخانه تستا در هیمالیا انجام دادند، مشاهده نمودند که تنوع گونه ای ماکروبنتوزها در مناطقی که تحت تأثیر آلودگی قرار گرفتند، به شدت کاهش یافته است. اهداف ما نیز از انجام مطالعه حاضر، مقایسه تنوع و تراکم ماکروبنتوزها بین فصول گرم و سرد، بررسی تأثیر منابع آلاینده بر جوامع ماکروبنتوزها و تعیین کیفیت آب رودخانه زارمرود با استفاده از شاخص زیستی هیلسنهوف بوده است.

مواد و روش ها

رودخانه زارمرود، در جنوب شرقی شهرستان ساری، در استان مازندارن واقع شده است. این رودخانه با طول ۱۲۰ کیلومتر، از ارتفاعات ۲۵۰۰ متری کوه های گلدین و سیاه خانی، در شمال شهرستان دامغان سرچشمه می گیرد و نهایتاً در محلی بنام گرمرود به رودخانه تجن ملحق می گردد و به دریای خزر راه می یابد. حوضه آبریز رودخانه زارمرود با مساحت ۸۹۳/۵ کیلومتر مربع، در محدوده عرض های جغرافیایی ۳۶ درجه و ۲۰ دقیقه تا ۳۶ درجه و ۳۳ دقیقه شمالی و طول های جغرافیایی ۵۳ درجه و ۰۷ دقیقه تا ۵۴ درجه و ۱۱ دقیقه شرقی واقع شده است. حوضه آبریز رودخانه زارمرود، منطقه ای کـوهستانی و دارای آب و هـوای سردسیر است. رودخانه مزبور دارای آب دائمی بوده و متوسط دبی سالیانه آن ۵/۴ میلیون متر مکعب است (شرکت سهامی آب منطقه ای استان مازندران، ۱۳۸۹).

نمونه برداری طی ۲ دوره، در فصل سرد (زمستان ۱۳۹۰) و فصل گرم (تابستان ۱۳۹۱) در ۶ ایستگاه انجام پذیرفت. علاوه بر نمونه برداری زیستی، جهت بررسی ارتباط پارامترهای محیطی با نوسانات جوامع ماکروبنتوزها و HFBI، از برخی پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب نظیر: دما، pH، هدایت الکتریکی (EC) (Electric Conduction)، کل جامدات معلق (TSS) (Total Suspended Solid)، کل جامدات محلول (TDS) (Total Dissolved Solid) و اکسیژن محلول (DO) (Dissolved Oxygen)، که بر تنوع و تراکم جوامع ماکروبنتوزها و کیفیت آب اثر گذار می باشند، نمونه برداشت شد. نمونه برداری از پارامترهای فیزیکی و شیمیایی، همزمان با نمونه برداری زیستی، در ۶ ایستگاه منتخب انجام پذیرفت. برای نمونه برداری آب جهت اندازه گیری پارامترهای pH، EC، TSS، TDS، از ظروف پلاستیکی ۱ لیتری استفاده شد و برای اندازه گیری DO، از شیشه وینکلر استفاده گردید. اکسیژن محلول درون شیشه ها با یدورقلیان و کلرومنگان تثبیت شد. نمونه برداری از ماکروبنتوزها، به وسیله نمونه بردار سوربر با سطح نمونه برداری ۳۰/۵ × ۳۰/۵ سانتی متر و تور با چشمه ۳۸۰ میکرون انجام گرفت. برداشت نمونه های ماکروبنتوز، به دلیل سنگلاخی بودن رودخانه زارمرود، به روش سنگ شویی صورت پذیرفت و ماکروبنتوزهای رودخانه، همراه با جریان آب وارد تور سوربر گردیدند و سپس محتویات تور پس از شستشوی اولیه با آب رودخانه، به درون ظروف پلاستیکی منتقل گردید و با فرمالین ۴ درصد تثبیت شد. در آزمایشگاه، نمونه های برداشت شده از بستر رودخانه، مجدداً بوسیله الک ۵۰۰ میکرون شستشو داده شدند و سپس نمونه های آماده شده، در زیر لوپ بررسی گردیدند و ماکروبنتوزها تا حد خانواده، با استفاده از کلیدهای شناسایی معتبر، مورد شناسایی قرار گرفتند و در خاتمه تعداد ماکروبنتوزهای موجود در هر خانواده، شمارش و تراکم هر خانواده در واحد سطح (متر مربع) محاسبه گردید (احمدی و نفیسی، ۱۳۸۰) و (Leunda *et al*., 2009; Bouchard, 2004; Clifford, 1999).

روش شاخص زیستی هیلسنهوف (HFBI) (Hilsenhoff Family Biological Index)، براساس شناسایی ماکروبنتوزها در حد خانواده و تعیین بردباری آن ها نسبت به آلودگی آلی آب می باشد. در این روش به هر خانواده بر اساس مقاومت آن نسبت به آلودگی، بین (۱۰-۰) امتیاز داده می شود. امتیاز صفر بیانگر عدم مقاومت خانواده به آلودگی و امتیاز ۱۰، مقاومت بالای خانواده را نسبت به آلودگی نشان می دهد. شاخص زیستی هیلسنهوف از طریق رابطه ۱، محاسبه می گردد (Hilsenhoff, 1988).

رابطه ۱:

$$HFBI = \Sigma [(TV_i) (n_i)] / N$$

TVi = امتیاز هر خانواده
ni = تعداد موجودات در هر خانواده
N = تعداد کل موجودات در هر ایستگاه

در نهایت با استفاده از جدول طبقات کیفی آب در سیستم Hilsenhoff (جدول ۱)، کیفیت آب رودخانه مشخص می شود (Hilsenhoff, 1988).

جدول ۱: طبقات کیفی آب رودخانه در سیستم Hilsenhoff.

درجه آلودگی	کیفیت آب	HFBI
بدون آلودگی مواد آلی	عالی	۰ -۳/۷۵
آلودگی بسیار ناچیز	بسیار خوب	۳/۷۶ -۴/۲۵
مقداری آلودگی آلی	خوب	۴/۲۶ -۵
آلودگی آلی در حد نسبتاً قابل تشخیص	متوسط	۵/۰۱ -۵/۷۵
آلودگی آلی قابل تشخیص	نسبتاً ضعیف	۵/۷۶ -۶/۵
آلودگی آلی خیلی زیاد	ضعیف	۶/۵۱ -۷/۲۵
آلودگی آلی شدید	بسیار ضعیف	۷/۲۶ -۱۰

BMWP/ASPT (Biological Monitoring Working Party/Average Score Per Taxon) متداول ترین سیستم شاخص زیستی در بریتانیا است که با جمع آوری و شناسایی نمونه ها در سطح خانواده مورد ارزیابی قرار می گیرند و هر خانواده ای که کم ترین مقاومت را در برابر آلودگی دارد، بیش ترین امتیاز را به خود اختصاص می دهد و سپس با رابطه ۲ و جدول ۲ کیفیت آب ایستگاه مشخص می گردد (اسماعیلی ساری، ۱۳۸۱).

رابطه ۲:

$$BMWP/ASPT = \Sigma B.n / N$$

B= امتیاز در سطح خانواده
n = تعداد افراد هر خانواده
N = کل تعداد افراد خانواده در هر ایستگاه

جدول ۲: طبقات کیفی آب رودخانه در سیستم BMWP/ASPT.

کیفیت آب	BMWP/ASPT
آب های تمیز	بیش تر از ۶
آب های با کیفیت مشکوک به آلودگی	۶-۵
آب های با احتمال آلودگی متوسط	۵-۴
آب های با آلودگی شدید	کم تر از ۴

نتایج بدست آمده از نمونه برداری ها، در نرم افزار Excel ثبت و نمودارهای مربوطه رسم گردیدند. برای تجزیه و تحلیل داده ها از نرم افزار SPSS ۱۸ استفاده شد. ابتدا با استفاده از آزمون کولموگروف_اسمیرنوف، نرمال بودن داده ها بررسی گردید و سپس اختلاف بین ایستگاه ها و فصول، با استفاده از آنالیز واریانس یک طرفه و آزمون تی تست تعیین شد. جهت مقایسه میانگین ها از آزمون دانکن

استفاده گردید و برای بررسی رابطه همبستگی بین گروه های مختلف ماکروبنتوزها و پارامترهای فیزیکی و شیمیایی، از آزمون پیرسون استفاده شد.

نتایج

نتایج میانگین پارامترهای فیزیکی و شیمیایی در هر یک از فصول سرد و گرم، در جدول ۳ درج گردیده است. براساس داده های بدست آمده در مطالعه حاضر و با توجه به نتایج آزمون پیرسون، مشاهده گردید که دمای آب و pH با تراکم ماکروبنتوزها همبستگی مثبت داشتند، به طوری که با افزایش این دو پارامتر در تابستان، تراکم ماکروبنتوزها نیز افزایش پیدا کرد. پارامترهای TDS، TSS و EC با تراکم رابطه همبستگی منفی داشتند و با کاهش میزان این پارامترها در تابستان، تراکم ماکروبنتوزها به صورت چشم گیری افزایش یافت.

جدول ۳: نتایج پارامترهای فیزیکی و شیمیایی فصول سرد و گرم در رودخانه زارمرود (۱۳۹۱-۱۳۹۰).

فصل		دما (سانتی گراد)	DO (میلی گرم/ لیتر)	pH	TSS (میلی گرم/ لیتر)	TDS (میلی گرم/ لیتر)	EC
زمستان	میانگین	۵/۴۲	۱۰/۹۷	۷/۹۲	۲۵۱۸/۳۳	۳۵۰	۰/۷۰
	انحراف معیار	۰/۳۸	۲/۶۲	۰/۰۸	۳۰۸/۱۲	۳۴/۶۴	۰/۰۷
تابستان	میانگین	۲۱/۹۲	۹/۰۹	۸/۲۶	۷/۸۲	۲۸۶/۶۷	۰/۵۷
	انحراف معیار	۱/۳۶	۱/۲۷	۰/۱۱	۲/۶۹	۳۸/۳۰	۰/۰۷

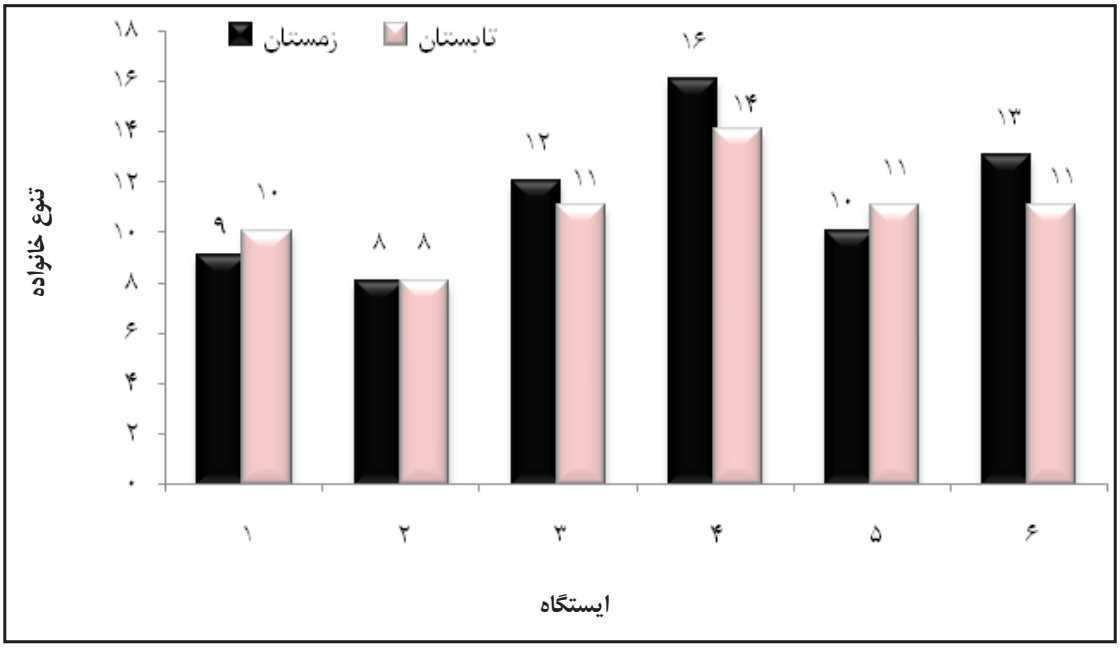
طی دو فصل نمونه برداری از جوامع ماکروبنتوزها در رودخانه زارمرود، ۴ شاخه، ۶ رده، ۱۲ راسته و ۲۷ خانواده از ماکروبنتوزها شناسایی شدند که بخش عمده آن شامل لارو حشرات آبزی بود (جدول ۴). تنوع خانواده های شناسایی شده ماکروبنتوزها در فصل زمستان، بیش تر از تنوع آن ها در فصل تابستان بوده است (شکل ۱) ولی میزان تراکم ماکروبنتوزها، در تابستان بسیار بیش تر از تراکم آن ها در زمستان بود (شکل ۲). بالاترین میزان تراکم ماکروبنتوزها در زمستان، متعلق به خانواده *Tubificidae* و در تابستان، به خانواده *Baetidae* تعلق داشت. در طی دوره نمونه برداری، خانواده *Baetidae*، با دارا بودن ۶۰/۴۵ درصد از تراکم ماکروبنتوزها، بالاترین درصد تراکم را دارا بود (شکل ۳).

میانگین HFBI رودخانه زارمرود در فصل زمستان، (SD) ۰/۵۶ ± ۶/۳۹ به دست آمد و در فصل تابستان، میانگین این شاخص به (SD) ۰/۱۴ ± ۵/۱۶ کاهش پیدا کرد (جدول ۵). در هر دو فصل سرد و گرم، ایستگاه های ۱ و ۴، به ترتیب کم ترین و بیش ترین میزان HFBI را به خود اختصاص دادند (شکل ۴). مقادیر شاخص زیستی هیلسنهوف ایستگاه های مطالعاتی در طول دوره نمونه برداری، در دامنه ۵ تا ۶/۸۶ و در طبقات کیفی خوب، متوسط، ضعیف و نسبتاً ضعیف قرار گرفتند.

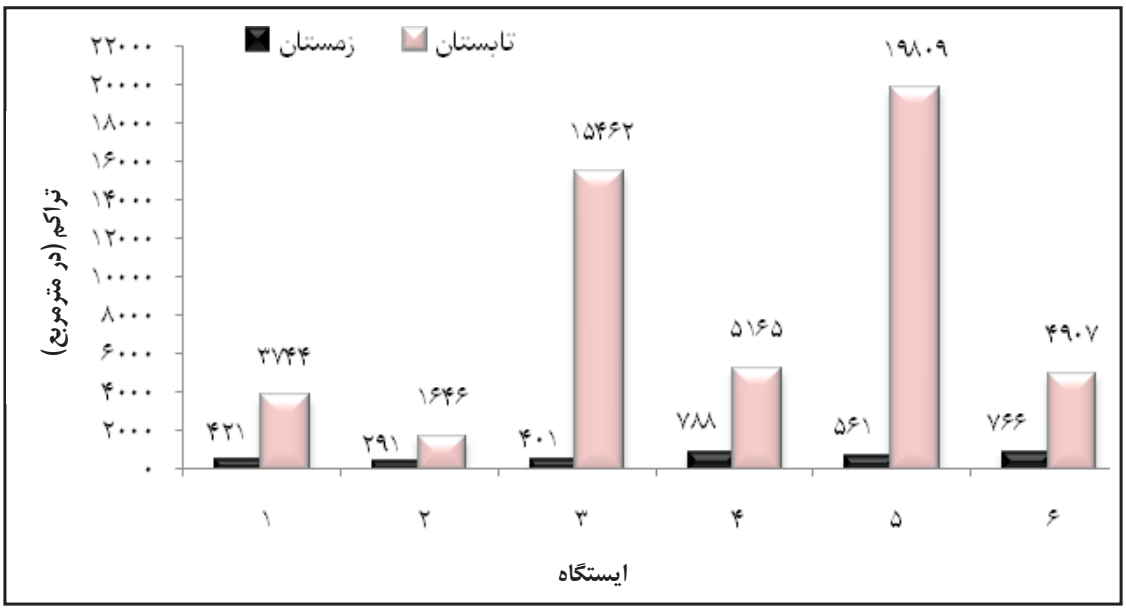
جدول ۴: ماکروبنتوزهای شناسایی شده در رودخانه زارمرود (۱۳۹۱-۱۳۹۰).

شاخه	رده	راسته	خانواده
ARTHROPODA	Insecta	Diptera	Chironomidae
			Tabanidae
			Tipulidae
			Simuliidae
			Psychodidae
			Blepharoceridae
			Empididae
			Muscidae
		Ephemeroptera	Baetida
			Ephemeridae
			Caenidae
			Heptageniidae
		Odonata	Gomphidae
		Coleoptera	Elmidae
			Gyrinidae
		Trichoptera	Hydropsychidae
			Psychomyiidae
			Rhyacophilidae
		Collembola	Poduridae
		Hemiptera	Corixidae
	Arachnida	Hydracarina	_
	Crustacea	Copepod	_
ANNELIDA	Oligochaeta	Tubificida	Tubificidae
			Naididae
NEMATODA	_	_	_
MOLLUSCA	Gastropoda	Pulmonata	Physidae
			Planorbidae

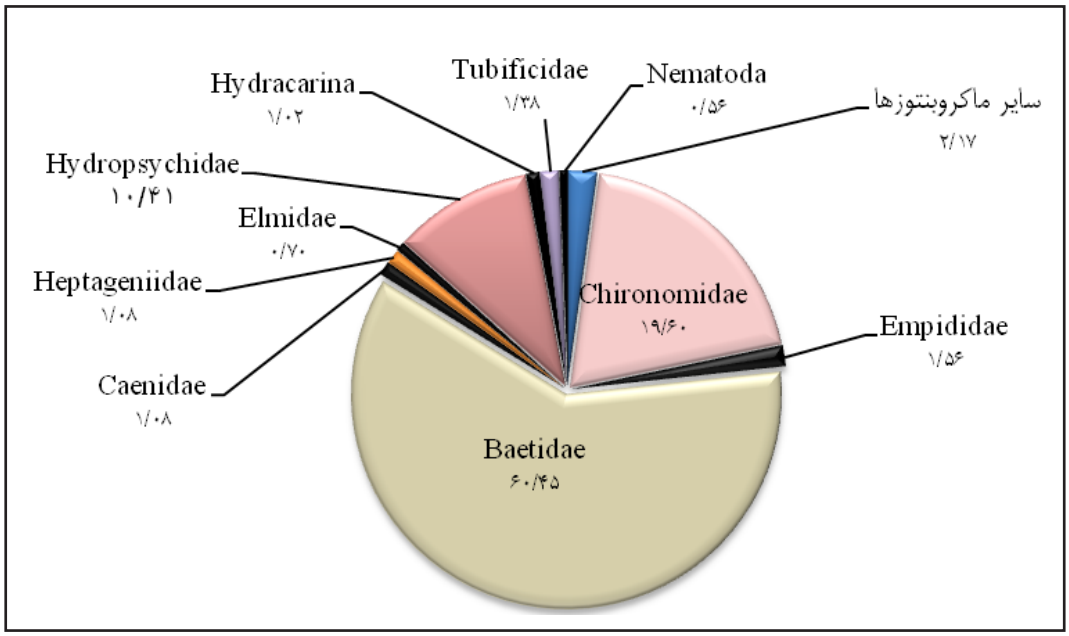
Reference: Hilsenhoff, 1988; Plafkin *et al*., 1989; Bode *et al*., 1996; Hauer&Lamberti, 1996; Barbour *et al*., 1999.



شکل ۱: تنوع خانواده های ماکروبنتوزها در ایستگاه های رودخانه زارمرود (۱۳۹۱-۱۳۹۰).



شکل ۲: تراکم ماکروبنتوزها در ایستگاه های رودخانه زارمرود (۱۳۹۱-۱۳۹۰).



شکل ۳: درصد تراکم ماکروبنتوزها در رودخانه زارمرود (۱۳۹۱-۱۳۹۰).

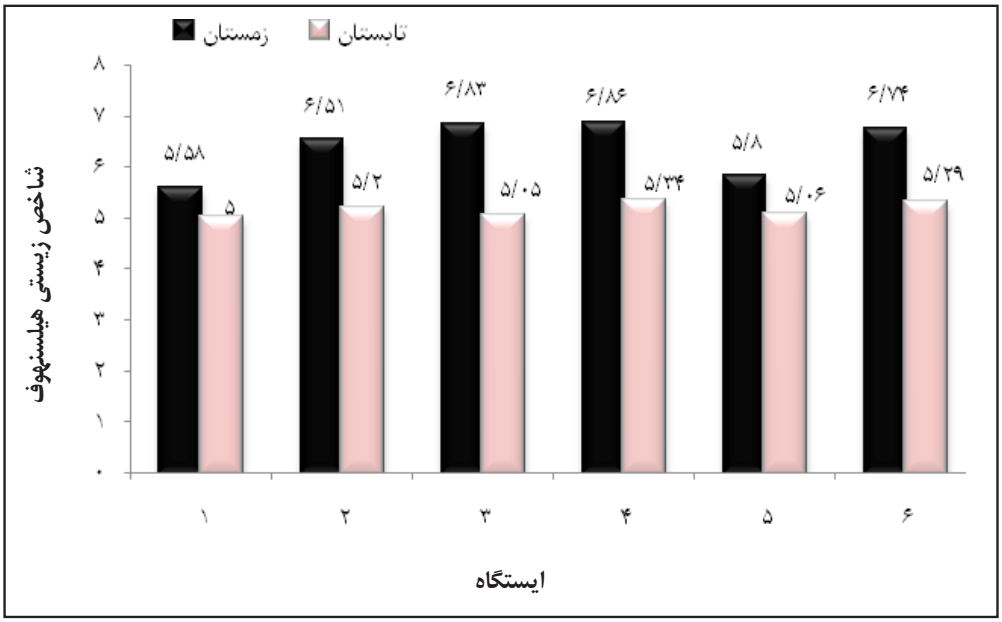
جدول ۵: طبقه بندی کیفی آب رودخانه زارمرود در سیستم Hilsenhoff (۱۳۹۱-۱۳۹۰).

فصل	میانگین HFBI	انحراف معیار	کیفیت آب	درجه آلودگی
زمستان	۶/۳۹	۰/۵۶	نسبتاً ضعیف	آلودگی آلی قابل تشخیص
تابستان	۵/۱۶	۰/۱۴	متوسط	آلودگی آلی در حد نسبتاً قابل تشخیص

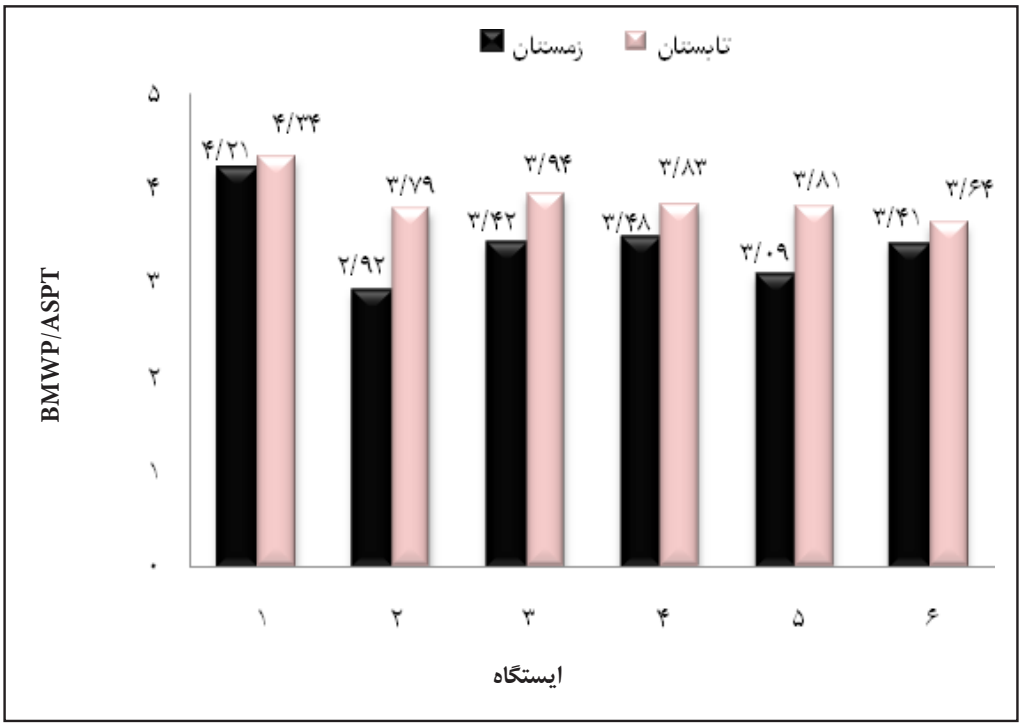
میانگین BMWP/ASPT به دست آمده از رودخانه زارمرود در جدول ۶ درج گردیده است که بیانگر سطح کیفی مشابه آب رودخانه مزبور در فصل زمستان و تابستان است. در هر دو فصل سرد و گرم، ایستگاه ۱ که در بالادست رودخانه قرار داشت، بیش ترین میزان BMWP/ASPT را دارا بوده است (شکل ۵). مقادیر BMWP/ASPT ایستگاه های مطالعاتی در طول دوره نمونه برداری، در دامنه ۲/۹۲ تا ۴/۳۴ و در طبقات کیفی آلودگی متوسط و آلودگی شدید، قرار گرفتند.

جدول ۶: طبقه بندی کیفی آب رودخانه زارمرود در سیستم BMWP/ASPT (۱۳۹۱-۱۳۹۰).

فصل	میانگین BMWP/ASPT	انحراف معیار	کیفیت آب
زمستان	۳/۴۲	۰/۴۴	آلودگی شدید
تابستان	۳/۸۹	۰/۲۳	آلودگی شدید



شکل ۴: شاخص زیستی هیلسنهوف (HFBI) در ایستگاه های رودخانه زارمرود (۱۳۹۱-۱۳۹۰).



شکل ۵: شاخص BMWP/ASPT در ایستگاه های رودخانه زارمرود (۱۳۹۱-۱۳۹۰).

نتایج آزمون آنالیز واریانس (ANOVA) نشان داد که از نظر گروه های مختلف ماکروبنتوز و میزان HFBI و BMWP/ASPT، بین ایستگاه های نمونه برداری، تفاوت معنی داری وجود نداشته است؛ اما بین فصول، تفاوت معنی داری مشاهده گردید ($P< ۰/۰۱$). براساس نتایج به دست آمده، دمای آب با

تراکم ماکروبنتوزها همبستگی مثبت داشت، به طوری که با افزایش دما در تابستان، تراکم ماکروبنتوزها نیز به طور چشم گیری در این فصل افزایش پیدا کرد.

بحث و نتیجه گیری

تغییرات دما در بین دو فصل زمستان و تابستان، تفاوت زیادی داشته ولی در هر فصل، ایستگاه ها دماهایی نزدیک به هم داشتند. در تابستان دمای آب از ایستگاه ۴ به سمت ایستگاه پایین دست رودخانه افزایش یافت که این امر می تواند به علت افزایش ورود مواد آلاینده و تجزیه ترکیبات آلی توسط میکروارگانیزم های موجود در آب باشد زیرا در طی فرایند تجزیه، انرژی بصورت حرارت آزاد می گردد. براساس نتایج به دست آمده از آزمون پیرسون، بین دما و تراکم ماکروبنتزها همبستگی مثبت دیده شد و در دماهای بالاتر تراکم افزایش یافت. دمای پایین باعث کاهش متابولیسم، کاهش تولید مثل، کاهش حرکت و در نهایت موجب کاهش فراوانی و تراکم ماکروبنتوزها می گردد. در زمستان، ایستگاه ۴ با داشتن دمای بالاتر نسبت به ایستگاه های دیگر، بیش ترین تراکم و تنوع خانواده های ماکروبنتوزها را به خود اختصاص داده است (شکل ۲). هم چنین، همان گونه که در شکل ۲ نشان داده شده است، در تابستان با افزایش دما، تراکم بنتوزها، بسیار بیش تر از تراکم آن ها در زمستان بود. بیش ترین میزان DO در فصل زمستان ثبت گردید که به علت بارندگی های مکرر و پیامد آن افزایش جریان و تلاطم آب و هم چنین کاهش تبخیر بوده است. در تابستان، به دلیل افزایش دما، کم آبی و افزایش ورود پساب های کشاورزی که حاوی کودهای فسفاته و نیتراته است، از میزان DO رودخانه کاسته شد. برخی از محققان بیان کردند که افزایش مواد آلی و در نتیجه کاهش شدید اکسیژن محلول، آثار منفی بر ساختار ماکروبنتوزها دارد (Yokoyama *et al.*, 2007). این امر در طی دوره نمونه برداری به وضوح مشاهده شد؛ به طوری که در هر دو فصل سرد و گرم، ایستگاه ۴ که در محدوده کارگاه پرورش ماهی قرار داشت، دارای بالاترین میزان HFBI به همراه پایین ترین میزان DO در بین ایستگاه های دیگر بود. لاروهای *Chironomidae*، در رنگ های مختلفی دیده می شوند که لاروهای قرمز رنگ آن، نشان دهنده وجود آلودگی شدید و کم بود اکسیژن محلول در رودخانه است. در این گروه از لاروها، هموگلوبین موجب قرمزی رنگ بدن آن ها می شود که ثابت شده نیاز به هموگلوبین، در هنگام کم بود اکسیژن محلول محیط، پدیدار می شود تا اکسیژن مورد نیاز این موجود را تأمین کند و در هنگام پر اکسیژنی محیط، احتیاجی به این هموگلوبین نمی باشد (Clegg, 1973). لاروهای *Chironomidae* مشاهده شده در رودخانه زارمرود، به رنگ های سفید و سبز کم رنگ بودند؛ که نشانه وجود اکسیژن محلول بالا در رودخانه مزبور است. پساب آبزی پروری با افزایش غلظت مواد جامد معلق و مواد آلی محلول، موجب کاهش سطح اکسیژن محلول در آب می شود (Lenat, 1988)؛ که در ایستگاه ۴ این امر مشهود بود. در هر دو فصل نمونه برداری، ایستگاه شماره ۱ که در بالا دست رودخانه قرار داشت، به دلیل عدم وجود منبع آلاینده خاص، کم ترین میزان HFBI را دارا بود و شرایط کیفی بهتری نسبت به ایستگاه های دیگر داشت. در ایستگاه ۲، به دلیل وجود کارگاه شن و ماسه در محدوده این ایستگاه، تراکم ماکروبنتوزها کاهش یافت و میزان HFBI افزایش پیدا کرد. سپس در ایستگاه ۳، که منبع آلاینده ویژه ای وجود نداشت، تراکم ماکروبنتوزها مجدداً افزایش پیدا کرد. در هر دو فصل نمونه برداری، ایستگاه ۴ که در معرض آلودگی فاضلاب های خانگی و بویژه فاضلاب خروجی کارگاه پرورش ماهی قرار داشت، به علت ورود مواد مغذی آلی موجود در پساب این کارگاه و بالا رفتن سطح آلودگی، بیش ترین میزان HFBI را دارا بود و سپس طی مسیر رودخانه تا ایستگاه شماره ۵، در اثر خودپالایی رودخانه، میزان HFBI کاهش پیدا کرد. در ایستگاه شماره ۶ که در پایین دست رودخانه قرار داشت، به دلیل تجمع مواد آلاینده در این ایستگاه، در اثر ورود زهاب های کشاورزی، فاضلاب های خانگی و انسانی به پیکره رودخانه و تخلیه انواع زباله های خانگی در حریم رودخانه، میزان HFBI در این ایستگاه مجدداً افزایش یافت. خانواده *Chironomidae* در هر دو فصل، در تمامی ایستگاه ها مشاهده گردید؛ زیرا این خانواده قدرت تحمل بسیار بالایی نسبت به آلودگی آلی دارد و گونه های مختلف آن در آب های تمیز تا بسیار آلوده یافت می شوند (Gislason *et al.*, 1994). سیلابی بودن رودخانه زارمرود در زمستان، مانع از استقرار ماکروبنتوزها و باعث کاهش تراکم آن ها در این فصل شد. پارسامنش (۱۳۷۹) بیان کرد که دبی آب رودخانه هر چقدر بیش تر باشد، مانع از استقرار موجودات کف زی می شود. جرجانی و همکاران (۱۳۸۷) با تحقیقی که بر فون کف زیان نهر مادرسو در پارک ملی گلستان انجام دادند، مشاهده نمودند که شرایط محیطی، بخصوص دبی آب اثر بسیار زیادی بر روی تنوع و تراکم کف زیان موجود در رودخانه ها دارد که این اثر در فصول سیلابی بسیار زیاد است. در مطالعه مشابهی که Mottley (۱۹۳۹) بر روی رودخانه Cascadillacrcek در نیویورک انجام داد، مشاهده کرد که سیلاب پاییزه به طور قابل توجهی تراکم ماکروبنتوزها را در رودخانه کاهش داده است. بالاترین درصد تراکم ماکروبنتوزها در طی دوره نمونه برداری، متعلق به خانواده *Beatidae* بوده است (شکل ۳). از آن جا که *Beatidae* شاخص آب های نیمه پاک است، می توان دلیل افزایش این گروه از ماکروبنتوزها را در فصل تابستان، بهتر شدن شرایط کیفی آب رودخانه نسبت به فصل زمستان دانست. فون غالب کف زیان رودخانه در زمستان، به خانواده *Tubificidae* تعلق داشت. از آن جا که این گروه از ماکروبنتوزها داخل گل و لای زیست می کنند، با توجه به اینکه در زمستان رودخانه زارمرود سیلابی و بسیار گل آلود بود، شرایط برای رشد و نمو *Tubificidae*، فراهم تر شد. نتیجه این تحقیق نشان داد که تنوع گروه های ماکروبنتوز در زمستان بیش تر از تابستان بوده است که در این رابطه، نتیجه مطالعه Ramesh و همکاران (۲۰۰۴) نیز نشان داد که بیش ترین میزان تنوع در فصل زمستان و کم ترین میزان تنوع در فصل تابستان می باشد. رودخانه زارمرود از ایستگاه های بالا دست به سمت ایستگاه های پایین دست، با روند منظمی آلوده تر نشان نداد و در هر ایستگاه میزان عوامل استرس زا به قدری بود که تنها در یک محدوده مکانی معین تغییر ایجاد نمود. میانگین HFBI رودخانه زارمرود در فصل زمستان (SD) ۰/۵۶

± ۶/۳۹ به دست آمد و در طبقه کیفی نسبتاً ضعیف قرار گرفت و درجه آلودگی آلی آن قابل ملاحظه بود و در فصل تابستان میانگین HFBI به (SD) ۰/۱۴ ± ۵/۱۶ کاهش پیدا کرد و کیفیت آب رودخانه بهبود یافت و در طبقه کیفی متوسط قرار گرفت و درجه آلودگی آلی آن در حد نسبتاً قابل ملاحظه بود (جدول ۴). به طور کلی میانگین شاخص زیستی رودخانه زارمرود (SD) ۰/۸۷ ± ۵/۷۷ محاسبه گردید که نشان می دهد کیفیت آب رودخانه مزبور، نسبتاً ضعیف می باشد و آلودگی آلی موجود در آن، قابل ملاحظه است. جهت بررسی صحت نتایج به دست آمده در سیستم HFBI، از روش BMWP/ASPT نیز استفاده گردید و نتایج حاصله از این دو روش با یکدیگر مورد مقایسه قرار گرفت که تقریباً نتیجه مشابه ای را نشان دادند. یکی از آزمون های تشخیص آلودگی آب، آزمون های سمیت (Toxicity Tests) هستند؛ که با اندازه گیری میزان مواد سمی جمع شده در بدن کف زیان می توان میزان آلودگی آب را تشخیص داد؛ از این رو پیشنهاد می شود، از روش مذکور در مطالعات آینده استفاده گردد. علاوه بر روش هیلسنهوف و BMWP/ASPT از روش های زیستی دیگر نظیر شاخص شانون، Bauer و EPT/CHIR نیز می توان جهت تعیین آلودگی آب ها، استفاده نمود.

منابع

احمدی، م، ر. و نفیسی، م.، ۱۳۸۰. شناسایی موجودات شاخص بی مهره آب های جاری، چاپ دوم، انتشارات خبیر، ۲۴۰ ص.

اسماعیلی ساری، ع.، ۱۳۸۱. آلاینده ها، بهداشت واستانداردهای محیط زیست، چاپ دوم، انتشارات نقش مهر، ۳۹۹ ص.

پارسامنش، ا.، ۱۳۷۹. اصول ارزیابی ذخایر آبزیان، چاپ دوم، انتشارات موسسه تحقیات شیلات ایران، صفحات ۴۵-۳۹.

جرجانی، س.، قلیچی، ا. و اکرمی، ر.، ۱۳۸۷. ارزیابی شاخص زیستی آلودگی و فون کفزیان نهر مادرسو پارک ملی گلستان، مجله شیلات، سال دوم، جلد۱: صفحات ۵۲-۴۱.

سلیمی بنی، ل.، کبودوندپور، ش.، کمانگیر، ب. و نیک منش، س.، ۱۳۹۰. طبقه‌بندی کیفی رودخانه گاوه رود به روش Hilsenhoff با استفاده از ساختار جوامع ماکروبنتوزی، پنجمین همایش ملی و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست، تهران.

شرکت سهامی آب منطقه ای استان مازندران، ۱۳۸۹. مطالعات بهنگام سازی اطلس منابع آب حوضه آبریز رودخانه های مازندران و شرق گیلان، جلد۲.

میررسولی، ا.، قربانی، ر. و عباسی، ف.، ۱۳۹۰. ارزیابی زیستی رودخانه زرینگل (استان گلستان) با استفاده از ساختار جمعیت ماکروبنتوزها، نشریه شیلات، مجله منابع طبیعی ایران، دوره ۶۴، شماره ۴، صفحات ۳۶۹-۳۵۷.

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D. and Stribling, J. B., 1999. Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish. Second Edition. EPA 841-B-99-002.U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. xiv, 11 chapters, 4 appendices.

Bode, R. W., Novak, M. A. and Abele, L. E., 1996. Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State. NYS Department of Environmental Conservation, Albany, NY. 89p.

Bouchard, R. W., 2004. Guide to aquatic macroinvertebrates of the upper Midwest. Water Resources Center, University of Minnesota, St.Paul, MN. 208p.

Clegg, J., 1973. Fresh Water Life.Chapman and Hall. London. PP 160-180.

Clifford, H. F., 1999. Aquatic invertebrates of Alberta, Univercity of Alberta press.pp1-550.

Gislason, G. M., Hrofnsdottir, T., Gardarsson, A., 1994. Lang-term monitoring of numbers of Chironomidae and Simulidae in the River Limnol. 25,pp 1492-1495.

Hauer, F. R. and Lamberti, G. A. (eds.)., 1996. Methods in Stream Ecology. Academic Press. ISBN: 0-12-332906-X. 696p.

Hilsenhoff, W. L., 1977. Use of arthropods to evaluate water quality of streams. Tech. Bull. Wisconsin Dept. Nat. Resour. pp 100. 15.

Hilsenhoff, W. L., 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. J. N. Am. Benthol. Soc. 7(1): pp 65-68.

Jay, P., Maharaj, B. and Pandit, K., 2010. A macro-invertebrate based new biotic index to monitor river water quality. CURRENT SCIENCE, VOL. 99, NO. 2, 25.

Lenat, D. R., 1988. Water quality assessment of streams using qualitative collection method for benthic macroinvertebrates, Journal of North Am. BentholSoc.7: 222- 223.

Leunda, P. M., Oscoz, J., Miranda, R. and Arino, A.H., 2009. Longitudinal and seasonal variation of the benthic macroinvertebrate community and biotic indices in an undisturbed Pyrenean river.Ecological Indicators. pp 52-63.

Mottley., 1939. Determination of the food grade of stream. Trans. Am. Fish. Soc. PP 240-248.

Plafkin, J. L., Barbour, M. T., Porter, K. D., Gross, S. K. and Hughes, R. M., 1989. Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 440/4-89/001.8 chapters, Appendices A-D.

Ramesh, C., Sharma, G. B. and Sngh, D., 2004. Aquatic macro invertebrate Diversity in Nanda Devi biosphere Reserve. India.

Spellman, F. R. and Dirinan, J. E., 2002. Stream Ecology and Self Purification. Lancaster Technomic Press Inc, U.S.A, 261 P.

Yokoyama, H., Nishimura, A. and Inoue, M., 2007. Macrobenthos as biological indicators to assess the influence of aquaculture on Japanese coastal environments.Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities. pp. 407-423.