مجله بوم شناسی آبزیان

Journal homepage: http://jae.hormozgan.ac.ir

بررسی کیفیت آب رودخانه گاماسیاب با استفاده از شاخص‌های زیستی BMWP و ASPT

محسن کرمی[۱]، جواد میردار هریجانی [۱*]، احمد قرائی[۱]، مجتبی پوریا[۲]

[۱] گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه زابل

[۲] اداره کل شیلات استان کرمانشاه

نوع مقاله:
پژوهشی

تاریخچه مقاله:
دریافت: ۹۴/۰ ۸/۱۴
اصلاح: ۹۵/۰ ۷/۰ ۳
پذیرش: ۹۵/۰ ۹/۰ ۵

کلمات کلیدی:
آلودگی آب
جوامع بنتیک
رودخانه گاماسیاب
شاخص زیستی

چکیده

تهدید آبهای جاری توسط آلودگی های متعدد، ارزیابی کیفیت آنها را ایجاب می نماید. به منظور ارزیابی کیفیت آب رودخانه گاماسیاب در استان کرمانشاه، با استفاده از شاخص‌های زیستی BMWP و ASPT، تعداد ۶ ایستگاه انتخاب و از تیر ماه ۱۳۹۲ تا اردیبهشت ۱۳۹۳، بی‌مهرگان کفزی بستر با استفاده از نمونه بردار سوربر نمونه برداری شدند. در این تحقیق ۱۱ خانواده از بی‌مهرگان کفزی در ۱۰ راسته شناسایی شدند که به ترتیب خانواده‌های Gammaridae، Lymnaeidae و Chironomidae جزء خانواده-های غالب بودند. پس از شناسایی و شمارش بی‌مهرگان کفزی، شاخص‌های BMWP و ASPT جهت تعیین میزان آلودگی این رودخانه محاسبه شد. نتایج محاسبه میانگین شاخص BMWP در ایستگاه‌های مورد مطالعه، ضمن نشان دادن اختلاف معنی دار بین ایستگاه‌ها ($P<0.01$)، به جز ایستگاه ۶ که از نظر این شاخص در طبقه کیفی خیلی خوب قرار گرفت، کیفیت آب این رودخانه را در طبقه متوسط و بد قرار داد. شاخصASPT نیز ضمن نشان دادن اختلاف معنی دار بین ایستگاه‌ها ($P<0.01$)، کیفیت آب رودخانه گاماسیاب را در چهار طبقه آلودگی قرار داد. با توجه به نتایج حاصله، رودخانه گاماسیاب دارای شرایط متوسطی از لحاظ خصوصیات زیست محیطی و بوم شناختی است.

مقدمــه

رودخانه‌های یک حوضه آبخیز به عنوان شریان‌های حیاتی به شمار می‌آیند که هرگونه فعالیت بشری به صورت مستقیم یا غیر مستقیم بر روی آن‌ها تأثیر می‌گذارد. حوضه آبخیز در جهت حفظ تعادل، مواد زائد آلوده کننده را از راه رودخانه تا حدی که به بوم نظام رودخانه صدمه وارد نشود خارج می‌نماید (Sioli, 1975). گسترش روز افزون جوامع بشری، توسعه صنعتی و کاربری اراضی هرچند برتری‌هایی به همراه داشته، ولی باعث بروز تنگناهایی نیز شده است. امروزه وارد شدن انواع فاضلاب‌های صنعتی، شهری، خانگی و کشاورزی و دفع غیر اصولی آن‌ها سبب مشکلات زیادی مانند آلودگی آب و خاک در حوزه آبخیز می‌شود که مرگ و میر آبزیان، آلوده شدن منابع آب زیرزمینی و آلودگی آب رودخانه‌ها و دریاچه‌ها، از تاثیر آلاینده‌های زیست محیطی است (Hynes, 1998). کفزیان جانوران بی‌مهره‌ای هستند که با چشم غیر مسلح دیده می‌شوند و دست کم بخشی از زندگی خود را در بستر رودخانه سپری می‌کنند. این جانداران به دلیل داشتن ویژگی‌های خاص بیش از دیگر جانداران آبزی

* نویسنده مسئول، پست الکترونیک: Javadmirdar@uoz.ac.ir

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1396.7.1.4.9]

مانند ماهیان و جلبک‌ها در ارزیابی بوم شناختی بوم نظام آبی مورد توجه قرار می‌گیرند. بهره برداری از کفزیان آبزی بر این فرض استوار است که نهرها و رودخانه‌هایی که تحت تاثیر عوامل آلاینده نیستند، آرایه‌های کفزیان بیشتری داشته و گونه‌های غیر مقاوم غالبند، بر عکس در آب‌های آلوده آرایه‌هایی که دامنه تحمل کمتری به آلاینده‌ها دارند حضور کم‌تری خواهند داشت. به طور خلاصه می‌توان گفت مقایسه روش‌های فیزیکی و شیمیایی و بررسی‌های زیستی منعکس کننده سلامت رودخانه می‌باشد (Rosenberg, 1999).

بی‌مهرگان کفزی از نظر مقاومت در برابر شدت آلودگی و کاهش اکسیژن با یکدیگر متفاوت بوده و در مورد بعضی از گونه‌ها این تفاوت فاحش‌تر است. بعضی از گونه‌ها در آب‌های کاملا تمیز و عاری از هر گونه آلودگی و بعضی در آب‌های با آلودگی زیاد قادر به ادامه حیات هستند، به طوریکه وجود یا عدم وجود حشرات آبزی و حساسیت این موجودات نسبت به آلودگی‌ها نشانگر کیفیت آب می‌باشد (Cooper and Knight, 1991). این توضیحات اهمیت پژوهش‌های زیستی اکوسیستم‌های آبی را نمایان‌تر می‌کند. از روش‌های تعیین کیفیت آب رودخانه‌ها استفاده از انواع شاخص‌های زیستی یا بیواندیکاتورها می‌باشد که می‌توان از طریق مقایسه این شاخص‌ها، وضعیت سلامت رودخانه را تعیین نمود. به طور کلی ویژگی‌های عملکردی و ساختاری جوامع کفزی این اجازه را می‌دهد که پاسخ رودخانه را به عوامل استرس زا بررسی کرده و آسیب‌های وارده را با شاخص‌های مختلف از جمله شاخص‌های زیستی مشخص کرد (Stephens and Farris, 2004).

در واقع هدف از شاخص‌های زیستی، یا سیستم امتیازدهی (BMWP)، ارزیابی کیفیت بیولوژیکی آب‌های جاری است. از مزایای سیستم‌های امتیازی این است که شناسایی جوامع کفزی در سطح خانواده صورت می‌گیرد و به منبع آبی خاص، یا منطقه جغرافیایی ویژه‌ای اختصاص ندارد (Armitage *et al*.,1983). شاخص BMWP یکی از سیستم های امتیازدهی است که مورد تأیید سازمان بین المللی استاندارد (ISO) قرار گرفته و برای ارزیابی کیفی منابع آبی در معرض آلودگی‌های آلی به کار می رود (Nemati *et al*., 2010). Czeniawska-Kusza در سال ۲۰۰۵ هم‌بستگی بین شاخص زیستی BMWP و شاخص‌های تنوع در سطح خانواده‌های درشت بی‌مهرگان کفزی را، بامتغیرهای فیزیکو شیمیایی آب رودخانه Nysaklodzka در جنوب لهستان، با استفاده از ضریب همبستگی اسپیرمن، بررسی کرد (Czeniawska-Kusza, 2005). هم‌چنین، Nemati و همکاران در سال ۲۰۱۰ با بررسی درشت بی‌مهرگان آبزی، فاکتورهای فیزیکوشیمیایی و شاخص‌های BMWP و ASPT یک ارزیابی بیولوژیکی از قسمت‌های میانی رودخانه زاینده رود انجام دادند. از طرف دیگر، Fathi و همکاران در سال ۲۰۱۳ اقدام به ارزیابی کیفی آب تالاب چغاخور با استفاده از این دو شاخص نمودند (Fathi *et al*., 2013). استفاده از این شاخص های زیستی جهت بررسی کیفیت اکوسیستم های آبی در نقاط مختلف دنیا از سالهای قبل آغاز شده و در حال انجام می باشد.

متاسفانه، مطالعات مشابه با این تحقیق در کشور ما بسیار اندک بوده و در مطالعات محدودی، از این دو شاخص جهت تعیین کیفیت آبها استفاده شده است. رودخانه گاماسیاب به عنوان یکی از بزرگترین و پرآب‌ترین رودخانه‌های ایران در شمال غرب کشور، جهت امور مختلف به ویژه ایجاد و توسعه کارگاه‌های تکثیر و پرورش ماهی قزل آلا می‌باشد، لذا لزوم سنجش پارامترهای کیفی آب این رودخانه و ارزیابی تاثیر کارگاه‌ها بر آن با توجه به مصرف مواد غذایی، سموم و داروهای مختلف و هم‌چنین دفع فضولات و مواد دفعی آبزیان ضروری است. در این تحقیق به بررسی کیفیت آب این رودخانه از طریق شاخص‌های آلودگی زیستی اقدام گردید.

مواد و روش‌ها

رودخانه گاماسیاب یکی از بزرگترین رودخانه‌های ایران و شاخه عمده و اصلی کرخه بوده که تا محل تلاقی با رودخانه قره‌سو به این نام خوانده می‌شود. حوضه آبریز آن عمدتاً توسط استان‌های کرمانشاه و همدان پوشش می‌یابد که به وسعت ۲۴۳۶۱ کیلومتر مربع بین ۳۳ و ۳۶ درجه تا ۱۵ و ۳۵ درجه عرض شمالی و ۲۴ و ۴۵ درجه تا ۳ و ۴۸ درجه طول شرقی نصف‌النهار گرینویچ قرار دارد (Pouria, 2009). هم‌چنین بعضی از نقاط این رودخانه ممکن است بر اثر خشکسالی خشک شود. میزان دبی آب گاماسیاب بین ۵۰۰ (پائیز) تا ۳۰۰۰ لیتر در ثانیه (بهار) می‌باشد (Movahed Danesh, 1995).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1396.7.1.4.9]

جدول ۱. طول و عرض جغرافیایی، عمق و نوع بستر ایستگاههای نمونه برداری در رودخانه گاماسیاب در طی سال های ۹۳-۱۳۹۲

شماره ایستگاه	طول جغرافیایی		عرض جغرافیایی		عمق (سانتی متر)	نوع بستر
۱	۵۰,۷۰″	۵۳° ۳۷′	۱۹,۹۴″	۳۶° ۳۱′	۱۳	شنی و لجنی
۲	۳۴,۱″	۵۳° ۳۵′	۳۹,۸″	۳۶° ۲۹′	۳۶	شنی و لجنی
۳	۲۴,۴″	۵۳° ۳۲′	۱۶,۴″	۳۶° ۲۸′	۲۰	شنی و ماسه ای
۴	۲۲,۷۰″	۵۳° ۳۰′	۲۴,۴″	۳۶° ۲۸′	۶۱	شنی و لجنی
۵	۲۰,۴″	۵۳° ۲۸′	۱۷,۱۵″	۳۶° ۲۷′	۴۸	شنی و قلوه سنگی
۶	۲۰,۴″	۵۳° ۲۵′	۲۷,۱۴″	۳۶° ۲۶′	۸	شنی و قلوه سنگی

پژوهش حاضر در بخشی از حوضه گاماسیاب که مزارع کشاورزی و کارخانه‌ها در حاشیه آن مستقر بودند صورت گرفت. در این بررسی شش ایستگاه در نظر گرفته شده که ملاک انتخاب ایستگاه‌ها بر اساس آلودگی‌های کارخانه‌های مجاور این رودخانه، دامداری‌ها و زمین‌های کشاورزی بود (جدول ۱). این تحقیق به مدت یک سال در فواصل زمانی دو ماه یک بار انجام شد. نمونه برداری از تیرماه ۱۳۹۲ آغاز شد و تا اردیبهشت ماه ۱۳۹۳ ادامه داشت (۶ دوره نمونه‌برداری). نمونه برداری‌ها با سه تکرار در هر ایستگاه انجام شد که با توجه به تعداد ایستگاه‌ها در مجموع دفعات نمونه‌برداری ۱۸ بار بود. شکل شماره ۱ مشخصات ایستگاه‌های شش گانه نمونه برداری را نشان می‌دهد.

در این تحقیق نمونه برداری از کفزیان به روش کمی انجام شد (Blomqvist, 1991). نمونه برداری با قاب توری (سوربر) با سطح پوشش ۹۰۰ سانتی متر مربع برای شناسایی موجودات کفزی در ایستگاه‌های تعیین شده انجام شد. پس از نمونه برداری با نمونه بردار سوربر، محتویات تور درون تشت‌های پلاستیکی خالی و تور زیر و رو شده و موجودات چسبیده به آن جدا شدند (Valiollahi, 2004) و سپس موجودات با فرمالین ۴ درصد تثبیت و ظرف محتوی نمونه‌ها برچسب زده شد. به منظور شناسایی نمونه‌ها, ابتدا نمونه‌ها در الک ریخته و کاملاً شستشو داده شدند. سپس در زیر لوپ نسبت به شناسایی آنها اقدام گردید. به این منظور از کلیدهای شناسایی بنتوزهای رودخانه‌ای (Leunda, 2009) کمک گرفته و عمل شناسایی تا حد جنس ادامه داده شد. وضعیت زیستی رودخانه و ارزیابی شاخص‌های زیستی این رودخانه با روش‌های BMWP و ASPT انجام گرفت. با استفاده از این روش‌ها آب رودخانه گاماسیاب را با توجه به بار مواد آلی و آلودگی می‌توان کلاسه بندی کرد. در سیستم BMWP، مقاومت هر خانواده از بنتوزها به آلودگی آلی، مبنای امتیازدهی است، به طوری که، خانواده‌هایی که کم‌ترین مقاومت را در برابر آلودگی دارند، بیش‌ترین امتیاز و مقاوم‌ترین عضو خانواده که در منطقه غالب است، حد پایین امتیاز را به خود اختصاص می‌دهد. در نهایت، نمره‌های خانواده در نمونه با هم جمع می‌شوند تا امتیاز BMWP آن ایستگاه (جدول۲) به دست آید (GuntharеeSripongpun, 2003).

جدول۲. طبقه بندی کیفی آب بر اساس امتیاز کلی شاخص BMWP (Mandaville, 2002)

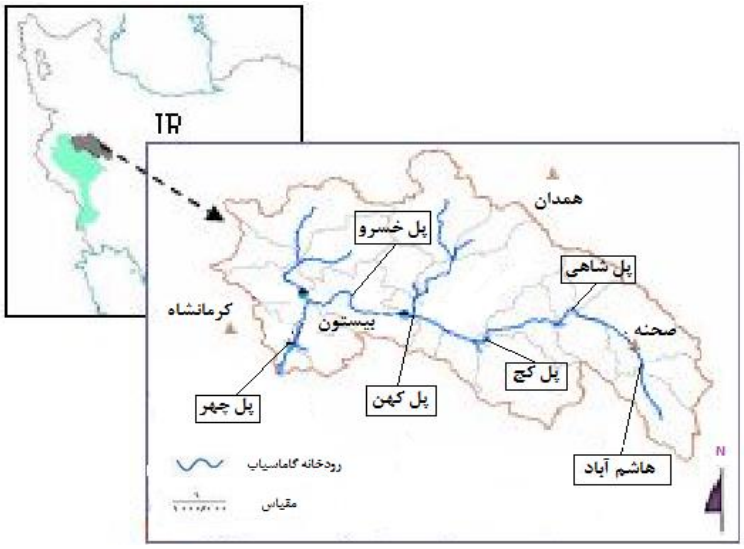
توضیح	طبقه کیفی	امتیاز کلی شاخص
آلودگی شدید	خیلی بد	۰-۱۰
آلوده یا تحت تأثیر قرار گرفته	بد	۱۱-۴۰
به طور متوسط تحت تأثیر قرار گرفته	متوسط	۴۱-۷۰
تمیز ولی کمی تحت تأثیر قرار گرفته	خوب	۷۱-۱۰۰
غیر آلوده	خیلی خوب	۱۰۰<

جدول۳. طبقه بندی کیفی آب بر اساس شاخص ASPT (Mandaville, 2002)

ارزیابی کیفیت آب	میزان ASPT
آب تمیز	۶<
کیفیت مشکوک	۵-۶
آلودگی متوسط احتمالی	۴-۵
آلودگی شدید احتمالی	۴<

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1396.7.1.4.9]



شکل۱. نمایی از موقعیت ایستگاههای شش گانه نمونه برداری در رودخانه گاماسیاب در طی سال های ۹۳-۱۳۹۲

عمدتاً تعداد گونه در هر نمونه از طریق اندازه نمونه، نمونه‌گیری و راندمان عمل آوری نمونه‌ها در سیستم امتیازی BMWP اثر می‌گذارد. برای غلبه بر این ضعف ذاتی، برخی بیولوژیست‌ها همچون Armitage و همکاران (۱۹۸۳) سیستم مفهوم میانگین امتیاز به ازای هر تاکسون (Average Score Per Taxon) را مناسب تشخیص دادند (جدول ۳) و این سیستم شاخص در خور اعتمادتری در ارزیابی کیفیت آب نسبت به مجموع امتیاز BMWP محسوب شد (Armitage *et al*., 1983; Hawkes, 1997; Esmaeili Sari, 2002). جدول شماره ۴ امتیاز خانواده ها در سیستم BMWP را نشان می دهد.

داده‌های آماری در ایستگاه‌ها و زمان‌های مختلف نمونه برداری با استفاده از نرم افزار SPSS 17 مورد بررسی قرار گرفتند. قبل از انجام تجزیه و تحلیل، یکنواختی واریانس‌ها و نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کلموگروف- اسمیرنف (Kolmogorov - Smirnov) بررسی شد. به منظور بررسی اختلاف بین ایستگاه‌ها همچنین، زمان‌های مختلف نمونه برداری، از آنالیز واریانس یک طرفه استفاده شد و در ادامه از آزمون مقایسه میانگین‌ها به روش دانکن در سطح ۰/۰۱ استفاده شد. با توجه به پیروی داده ها از توزیع نرمال، جهت بررسی همبستگی بین شاخص‌های زیستی BMWP و ASPT از ضریب همبستگی پیرسون استفاده گردید.

جدول۴. امتیاز خانواده ها در سیستم BMWP (Wally and Hawkes, 1996 and 1997)

راسته	خانواده	امتیاز اصلاح شده BMWP
Lymnaeidae	Lymneae	۳
Oligochaeta	Lumbriculidae	۳/۵
Coenagrioidae	Libellulidae	۳/۵
Diptera	Chironomidae	۳/۸
Erpobdella	Pisciculidae	۳/۹
Amphipoda	Gammaridae	۴/۵
Ephemeroptera	Baetidae	۵/۳
Coleoptera	Elmidae	۶/۴
Plecoptera	Capniidae	۷/۸
Trichoptera	Uenoidae	۸/۶

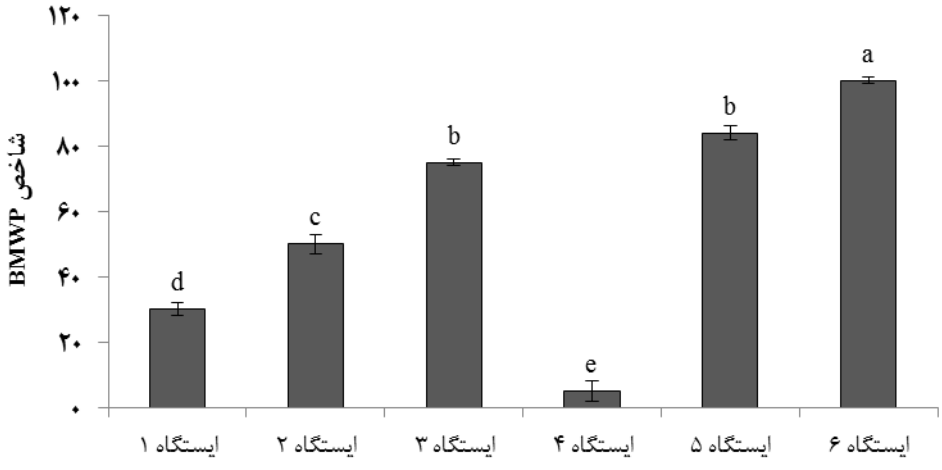
[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]
[DOR: 20.1001.1.23222751.1396.7.1.4.9]

نتایـج

در مجموع تعداد ۱۱ خانواده از درشت بی‌مهرگان کفزی متعلق به ۱۰ راسته و ۵ رده در این تحقیق شناسایی شد که در جدول ۴ دیده می شود. تغییرات شاخص BMWP در ایستگاه‌های مورد مطالعه در شکل ۲ نشان داده شده است. همان گونه که مشاهده می‌شود، مقایسه میانگین‌ها اختلاف معنی داری ($P<0.01$) را در مقادیر این شاخص بین ایستگاه‌های مختلف نشان می‌دهد. بیشترین میزان این شاخص در ایستگاه شماره ۶ و کمترین میزان آن در ایستگاه شماره ۴ ملاحظه می‌شود.

جدول ۴. رده‌بندی و نمایش حضور درشت بی مهرگان کفزی شناسایی شده در ایستگاه‌های مختلف رودخانه گاماسیاب در سال‌های ۹۳-۱۳۹۲

رده	راسته	خانواده	جنس	ایستگاه‌های نمونه برداری					
				۱	۲	۳	۴	۵	۶
Insecta	Diptera	Chironomidae	Chironomus	+	+	+	+	+	+
	Ephemeroptera	Baetidae	Baetis	+	+	+	+	+	+
	Trichoptera	Uenoidae	-	+		+		+	+
	Plecoptera	Capniidae	-	+	+	+		+	+
	Coleoptera	Elmidae	Elmis	+		+		+	+
	Odonata	Coenagrioidae	-	+	+	+	+	+	
		Libellulidae	-	+	+	+	+	+	
Diplopoda	Amphipoda	Gammaridae	Gammarus			+		+	+
Clitellata	Oligochaeta	Lumbriculidae	-	+	+	+	+	+	
Gastropoda	Lymnaeidae	Lymneae	-	+	+	+	+	+	+
Hirudina	Erpobdella	Piscicolidae	-	+	+	+	+	+	

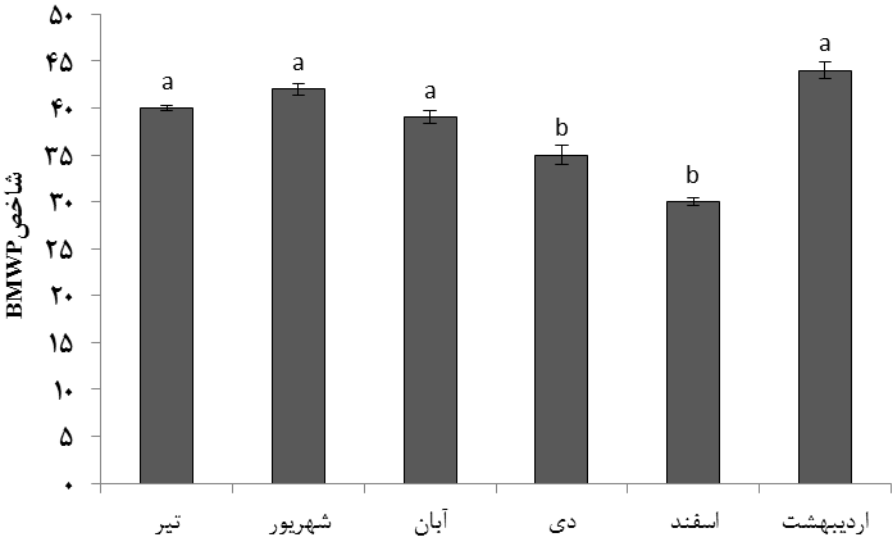


شکل۲. تغییرات شاخص BMWP در ایستگاه‌های شش گانه مورد مطالعه در رودخانه گاماسیاب در طی سال های ۹۳-۱۳۹۲

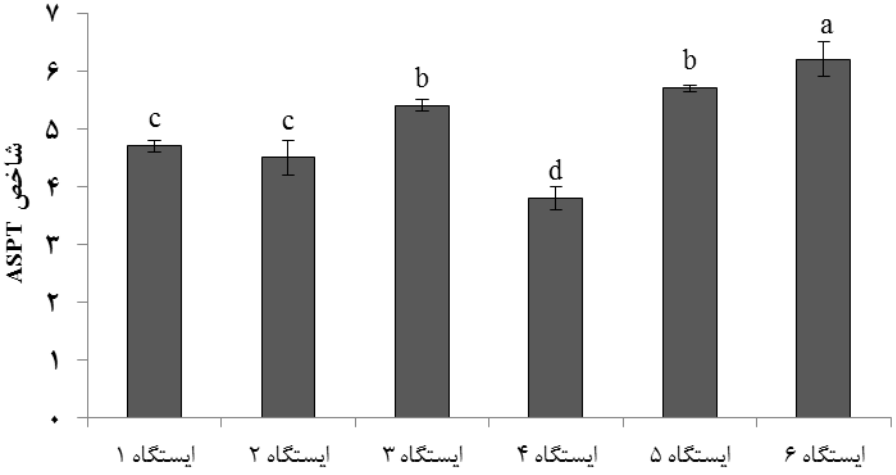
[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1396.7.1.4.9]

تغییرات شاخص BMWP در مراحل مختلف نمونه برداری در شکل ۳ نشان داده شده است، همانطور که مشاهده می‌شود اختلاف معنی داری ($P<0.01$) در مقادیر این شاخص در ماه های دی و اسفند نسبت به سایر ماه های نمونه برداری دیده می‌شود. شکل ۴ روند تغییرات ASPT در ایستگاه‌های مختلف را نشان می‌دهد. آزمون آنالیز واریانس اختلاف معنی داری را ($P<0.01$) در میزان این شاخص بین ایستگاه‌های مورد مطالعه نشان داد. به این ترتیب ایستگاه ۶ دارای بیشترین میزان و ایستگاه ۴ دارای کمترین میزان شاخص زیستی ASPT می باشد. شکل ۵ نشان دهنده عدم اختلاف معنی دار ($P>0.01$) در میزان شاخص ASPT در مراحل مختلف نمونه برداری است. نتایج به دست آمده نشان می دهد که اردیبهشت ماه و اسفند ماه به ترتیب دارای بیشترین و کمترین میزان شاخص ASPT می باشد.



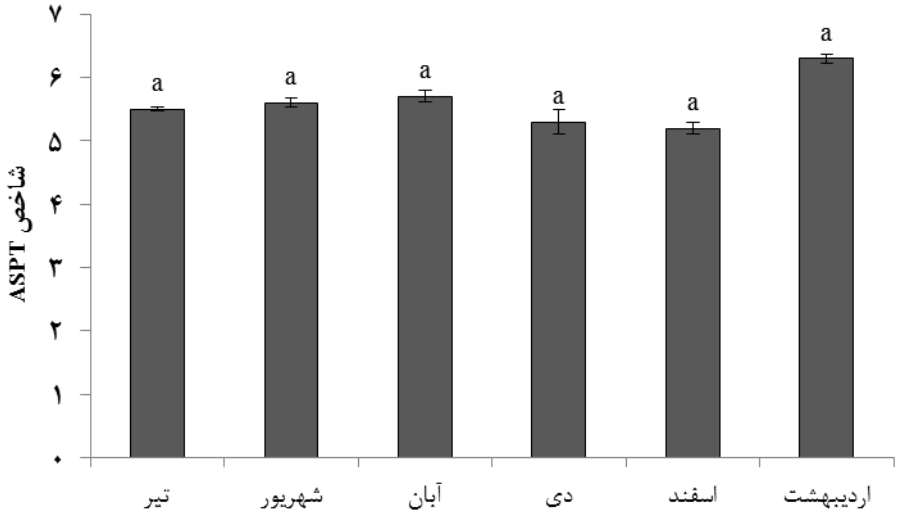
شکل ۳. تغییرات شاخصBMWP در دوره های مختلف نمونه برداری در رودخانه گاماسیاب در طی سال های ۹۳-۱۳۹۲



شکل۴. تغییرات شاخص زیستی ASPT در ایستگاه‌های شش گانه مورد مطالعه در رودخانه گاماسیاب در طی سال های ۹۳-۱۳۹۲

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1396.7.1.4.9]



شکل ۵. تغییرات شاخص زیستی ASPT در دوره های مختلف نمونه برداری در رودخانه گاماسیاب در طی سال های ۹۳-۱۳۹۲

بحث

امروزه آلودگی آبها یکی از مهمترین مشکلات زیست محیطی جوامع بشری به شمار می رود. روش های سنتی پایش کیفیت آبها شامل نمونه برداری از آبها و انتقال آنها به آزمایشگاه و انجام آزمایشات مختلف فیزیکی و شیمیایی، زمان بر و پرهزینه بوده و اغلب قادر به تشخیص آلاینده های غیرنقطه ای نیست در حالیکه پایش‌های زیستی استفاده از متغیرهای زیستی جهت بررسی کیفیت آبها می باشد و به نظر می رسد که درشت بی مهرگان کفزی از جمله مناسب‌ترین ابزار برای این شاخص‌های زیستی به حساب آیند (Resh *et al*., 1996). بر اساس نتایج ارائه شده در شکل شماره یک اختلاف معنی داری ($P<0.01$) در مقدار شاخص BMWP در بین ایستگاه‌های مختلف وجود داشت. ایستگاه شماره۶ دارای بیشترین میزان این شاخص و کم‌ترین مقدار آن نیز در ایستگاه شماره ۴ برآورد شد. هم چنین این شاخص در بین سایر ایستگاه‌ها یکسان نبوده و تفاوت معنی داری در بین سایر ایستگاه‌ها مشاهده شد. بر این اساس، با توجه به شکل ۲، مقادیر شاخص BMWP در ایستگاه‌های مورد بررسی در محدوده معین ۱۰ تا ۱۰۰ قرار داشت و با توجه به استاندارد کیفی آب، بر اساس شاخص BMWP (جدول ۱)، کیفیت آب رودخانه گاماسیاب در طبقه متوسط قرار گرفت. البته ایستگاه ۴ و ۶ به ترتیب از نظر این شاخص در طبقه آب‌های آلوده و تمیز قرار گرفتند. از آنجا که در محاسبه شاخص BMWP خانواده‌های با مقاومت بیشتر نسبت به آلودگی امتیاز کم‌تری می‌گیرند، کاهش این شاخص به معنی افزایش گروه‌های مقاوم به آلودگی و نشان‌دهنده‌ی کاهش کیفیت آب است. غالبیت موجودات مقاوم مانند خانواده شیرونومیده و خانواده‌های متعلق به رده اولیگوکت‌ها در ایستگاه ۴ در تمام مراحل نمونه برداری می تواند تأییدی بر کاهش شاخص BMWP در این ایستگاه و آلوده بودن آب این ایستگاه نمونه برداری باشد که این آلودگی می تواند احتمالا به دلیل وجود آلاینده های ناشی از خروجی فاضلاب‌های روستایی و فاضلاب‌های کارخانه سیمان، مجتمع پتروشیمی، دامپروری های کنار رودخانه و فاضلاب ناشی از کارخانجات مختلف بر سیستم رودخانه در اطراف این ایستگاه باشد. به علاوه، مشاهده نشدن خانواده‌های متنوعی از راسته‌های Ephemeroptera و Tricoptera که نسبت به آلودگی حساس ترند (Batty *et al*., 2005) (جدول ۴)، نشان دهنده آلوده بودن رودخانه و صحت ارزیابی بر اساس شاخص BMWP است. مطالعات متعدد دیگری نیز افزایش فراوانی و غالبیت گروه‌های مقاوم به آلودگی را در نتیجه ورود آلودگی‌ها گزارش کرده‌اند (Loch *et al*., 1996; Fries, 2004). ارزیابی کیفیت آب رودخانه مادرسو در استان گلستان با استفاده از شاخص BMWP نشان داد که این نهر دارای آبی با کیفیت مناسب است (Jorjani *et al*., 2008). مطالعه Shapouri و همکاران در سال ۲۰۱۰ نیز ارزیابی کیفی آب رودخانه گرگانرود بر اساس این شاخص را در سه طبقه ضعیف، متوسط و خیلی ضعیف نشان داد.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1396.7.1.4.9]

بررسی تغییرات این شاخص در مراحل مختلف نمونه برداری عدم معنی دار بودن این شاخص را در تمام زمان‌های مختلف نمونه برداری به جز ماه های دی و اسفند نشان داد. بر این اساس، بیش‌ترین میزان این شاخص در اوایل بهار و کم‌ترین آن در اواخر زمستان برآورد شد. روند تغییرات این شاخص به طور کلی از بهار به سمت زمستان کاهشی بود، البته داده‌های شاخص BMWP در شهریورماه نسبت به تیرماه بیش‌تر بود. عدم وجود تمایز قابل ملاحظه بین مراحل مختلف نمونه برداری بر اساس شاخص BMWP، که در تناوب‌های زمانی این تحقیق نیز مشاهده شد، یکی از ضعف‌های شاخص زیستی در سطح خانواده است (Nemati *et al*., 2010). هرچند ممکن است تغییرات شاخص به سبب تغییرات زیستگاه طی زمان باشد یا حتی تغییرات کیفی در حدی نباشد که خانواده‌های دیگری را جایگزین کند (Nemati *et al*., 2010). تغییرپذیری فصلی چشمگیر این شاخص‌های زیستی (Murphy, 1978) و وابستگی آنها به منطقه (Washington, 1984) را بزرگترین نقص این شاخص می‌دانند. در ارزیابی زمانی نیز در بین مراحل مختلف نمونه برداری، فقط اردیبهشت ماه در طبقه متوسط قرار می‌گیرد و سایر مراحل در طبقه کیفی بد قرار گرفتند. استفاده از شاخص BMWP برای ارزیابی آلودگی‌های آلی ناشی از پساب به طور گسترده گزارش شده است (Blomqvist, 1991; Chapman and Jackson, 1996; Camargo and Gonzalo, 2007). علاوه بر این، برخی محققان نیز از شاخص BMWP برای ارزیابی کیفیت آب در بخش‌هایی از رودخانه بدون در نظر گرفتن نوع آلودگی آلی استفاده نموده‌اند (Ebrahimnejad, 2003). Tabatabaie و همکاران در سال ۲۰۰۹، طی مطالعه خود روی رودخانه حله، آب این رودخانه را از نظر طبقه بندی کیفی با استفاده از شاخص BMWP، ضعیف گزارش کردند و همچنین بیان کردند این شاخص در ماه‌های گرم دارای کیفیت نامطلوب و در ماه‌های سرد دارای کیفیت متوسطی می‌باشد (Tabatabaie *et al*., 2009). طبق تحقیق Saunders و همکاران در سال ۲۰۰۷، افزایش آلودگی در رودخانه باعث کاهش تنوع و فراوانی گونه های درشت بی مهرگان کفزی می شود، در حالی که در این مناطق آلوده، شاخص BMWP کاهش می یابد و گونه های فرصت طلب که شاخصی برای بیان آلودگی هستند غالب می شوند.

شکل شماره ۴ میزان تغییرات شاخصASPT در این تحقیق را نشان می دهد. همان‌گونه که مشاهده شد، اختلاف معنی داری ($P<0.01$) در میزان شاخص ASPT بین ایستگاه‌های مورد مطالعه وجود داشت. ایستگاه شماره ۶ دارای بیشترین مقدار و ایستگاه شماره ۴ دارای کمترین میزان این شاخص می باشد. بر اساس شاخص ASPT به طور کلی، کیفیت آب رودخانه گاماسیاب در چهار طبقه کیفی آب تمیز، کیفیت مشکوک، آلودگی متوسط و شدید قرار گرفت. میزان به دست آمده از این شاخص برای ایستگاه ۴ و ۶ این ایستگاه‌ها را در طبقه آلودگی شدید و آب تمیز و ایستگاه‌های (۱، ۲) و (۳، ۵) را به ترتیب در طبقه کیفی آلودگی متوسط و کیفیت مشکوک قرار داد. به نظر می‌رسد که پائین بودن این شاخص در ایستگاه شماره چهار همانند شاخص BMWP را احتمالا بتوان به وجود آلودگی ناشی از خروجی فاضلاب‌های حاصل از کارخانجات مختلف به رودخانه در اطراف این ایستگاه نسبت داد. از طرف دیگر، عدم وجود باغات و مزارع در اطراف ایستگاه شماره ۶ هم می تواند از دلایل تمیز بودن آب این ایستگاه باشد. Nemati و همکاران (۲۰۱۰) معتقدند که بعضی از شاخص‌های زیستی که در سطح خانواده اندازه گیری می‌شوند تا حدودی ضعیف بوده و در تشخیص تمایز بین مکان‌ها یا زمان‌های مختلف اشکالاتی را نشان می‌دهند (Nemati *et al*., 2010). از طرف دیگر، در تحقیقی روی رودخانه NysaKlodzka در کشور لهستان که توسط Guntharee در سال ۲۰۰۳ و Czeniawska-Kusza در سال ۲۰۰۵ انجام گرفت مشخص شد که عدم وجود تطابق کامل بین شاخصASPT با شرایط کیفی آب، ناشی از عواملی همچون تنوع زیستگاه می باشد (Guntharee, 2003; Czeniawska-Kusza, 2005).

مقادیر شاخص ASPT در دوره های مختلف نمونه برداری بیانگر عدم وجود اختلاف معنی دار($P>0.01$) بین آنها است (شکل ۵). بیشترین میزان این شاخص در اواسط بهار و کمترین آن در اواخر زمستان دیده می‌شود. بر این اساس کیفیت آب رودخاانه طی دوره مطالعه در طبقه کیفیت مشکوک به آلودگی ارزیابی شد که با شاخص محاسبه شده BMWP مطابقت داشته و یکدیگر را تایید می‌نمایند. همچنان که، در این مطالعه نیز ضریب همبستگی پیرسون برای مراحل مختلف نمونه برداری مانند همبستگی این شاخص‌ها در ایستگاه‌های مختلف بود و مطابقت کاملی با یکدیگر داشتند. Nemati و همکاران نیز در سال

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1396.7.1.4.9]

۲۰۱۰، با استفاده از این شاخص و در طی ارزیابی کیفیت آب رودخانه زاینده رود، کیفیت آب را در دو سطح آلودگی متوسط و شدید طبقه بندی نموده و از طرف دیگر، همبستگی بین شاخص BMWP و ASPT را نیز تایید کردند (Nemati *et al*., 2010).

نتایج حاصل از شاخص‌های زیستی رودخانه گاماسیاب در این تحقیق نشان می دهد که منطقه مورد بررسی در این پژوهش از لحاظ شرایط اکولوژیکی یا زیست محیطی در رابطه با شرایط زیست ماکروبنتوزها در حد متوسطی از آلودگی می‌باشد اما با توجه به افزایش فاضلاب های ناشی از کارخانجات مختلف، دامپروری های موجود در اطراف رودخانه و نیز روستاهای مجاور رودخانه، روندی نزولی داشته و سلامت آب رودخانه در معرض تهدید جدی می باشد. لذا برای این رودخانه توان زیستی و شیلاتی نسبتا پایینی قابل پیش بینی است.

منابـع

Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F., Furse, M. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macro invertebrates over a wide range of unpolluted runningwatersites. Water Research. 17(3): 333-347.

Blomqvist, S. 1991. A Review: Quantitative sampling of soft-bottom sediments: problems and solutions". Marine Ecology Progress Series. 72: 295-304.

Batty, L.C., Atkin, L., Manning, D.A.C. 2005. Assessment of the ecological potential ofmine-water treatment wetlands using a baseline survey of macro invertebrate communities. Environmental Pollution. 138: 412-419.

Chapman, D., Jackson, J. 1996. Biological monitoring. Water Quality Monitoring-A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes. Edited by Jamie Bartram and Richard Balance Published on behalf of United Nations Environment Programme and the World Health Organization. ISBN 0, 419 (22320). p.7.

Cooper, C.M., Knight, S.S. 1991. Water quality cycles in two hill land streams subjected tonatural, municipal, and non-point agricultural stresses in the Yazoo Basin of Mississippi, USA (1985-1987). Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie. 24: 1654-1663.

Camargo, J.A., Gonzalo, C. 2007. Physicochemical and biological changes downstream from a trout farmoutlet: Comparing 1986 and 2006 sampling surveys. Limnetica. 26(2): 405-414.

Czeniawska-Kusza, I. 2005. Comparing modified biological monitoring working party scoresystem and several biological indices based on macro invertebrates for water quality assessment. Limnologica. 35(3): 169-176.

Ebrahimnejad, M. 2003. Diversity and abundance of benthic invertebrate and biological index in Zayanderud River. Iranian Journal of Biology. 15(3): 31-42. (in Persian).

Esmaeili Sari, A. 2002. Pollutant, Hygiene and Standard in Environment. Naghshe Mehr Publisher. 674 p. (in Persian).

Fathi, P., Ebrahimi, E., Mirghaffari, N., Esmaiili, A.R. 2013. The water quality assessment in Choghakhor wetland by BMWP and ASPT index. Journal of fisheries (Iranian Journal of Natural Resources). 66(1): 81-93. (in Persian).

Fries, L.T., Bowles, D.E. 2002. Water quality and macro invertebrate community structure associated witha sport fish hatchery outfall. North American Journal of Aquaculture. 64(4): 257-266.

Guntharee, S. 2003. Benthic macro invertebrates as a biological index of water quality in the lower ThachinRiver. Silpakorn University International Journal. 3(1-2): 168-183.

Hawkes, H.A. 1997. Technical note: origin and development of the biological monitoring working party score system. Water Research. 32(3): 964-968.

Hynes, K.E. 1998. Benthic macro invertebrate diversity and biotic indices for monitoring of 5 Urban andUrbanizing Lakes within the Halifax Regional Municipality (HRM), Nova Scotia Canada. Project D-2, soil andwater conservation society of metro Halifax. Xiv. 114 p.

Jorjani, S., Ghelichi, A., Akrami, R., Kheirabadi, V. 2008. Bioassessment index and Macrobenthoses fauna of MadarsuStream, National Park of Golestan, Fisheries Bulletin. 2(1): 41-52. (in Persian).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1396.7.1.4.9]

Leunda, P.M., Oscoz, J., Miranda, R., Arino, A.H. 2009. Longitudinal and seasonal variationof the benthic macro invertebrate community and biotic indices in anundisturbed Pyrenean River. Ecological Indicators. 9(1): 52-63.

Loch, D.D., West, J.L., Perlmutter, D.G. 1996. The effect of trout farm effluent on the taxa richness of benthic macro invertebrates. Aquaculture. 147(1): 37- 55.

Mandaville, S.M. 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwater- Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols. Division of Water New York State. Department of Environmental Conservation. Project H-1. 128 p.

Movahed Danesh, A.E. 1995. Surface Water Hydrology of Iran., 1st edition. Tehran: Organization of Studying and editing the social sciences books of Universities. 378 p. (in Persian).

Murphy, P.M. 1978. The temporal variability in biotic indices. Environmental Pollution. 17(3): 227-236.

Nemati, M., Ebrahimi, E., Mirghafari, N., Safianian, A. 2010. Biological assessment of the Zayandehrud River, Iran, using benthic macro invertebrate. Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters. 40(3): 226-232.

Pouria, M. 2009. The study on some of the population dynamism factors of Capoeta in Gamasyab River in Kermanshah province, M.Sc. thesis. Science and Research Branch of Islamic Azad University. 75 p. (in Persian).

Resh, V.H., Myers, M.J., Hannaford, M.J. 1996. Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality. Methods in Stream Ecology. 99: 647-667.

Rosenberg, D.M. 1999. Protocols for measuring biodiversity: benthic macro invertebrates in freshwaters. Department of fisheries and oceans, freshwater institute Winnipeg, Manitoba. 42 p.

Saunders, J., Al-Zahed, Kh.M., Paterson, D. 2007. The impact of organic pollution on themacrobenthic fauna of Dubai creek (UAE). Marine Pollution Bulletin. 54(11): 1715-1723.

Sioli, H. 1975. Tropical rivers as expressions of their terrestrial environments, trend in terrestrial and aquaticresearch. Springer-Verlag. New York. 438 p.

Stephens, W.W., Farris, J.L. 2004. Instream community assessment of aquaculture effluents. Aquaculture. 231(1): 149-162.

Shapouri, M., Zooriasatein, N., Azarbad, H. 2010. Quick assessment of Gorganrood River water quality on the basis of bioindicators. Natural Resource Science and Technology. 5(3): 115-129. (in Persian).

Tabatabaie, T., Amiri, F., Pazira, A. 2009. Monitoring structure and biodiversity of benthic macrofauna community as pollution index on Mossa and Ghanam creek. Fisheries Bulletin. 3(4): 29-40. (in Persian).

Valiollahi, J. 2004. General Practices Guide in Limnology. Lind, Owen T. Tetta Institute Publication, 161p. (in Persian).

Wally, W.J., Hawkes, H.A. 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(9): 2086-2094.

Wally, W.J., Hawkes, H.A. 1997. A computer-based development of the biological monitoring working party score system incorporating abundance rating, site type and indicator value. Water Research. 31(2): 201-210.

Washington, H.G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. Water Research. 18(6): 653- 694.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-23]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1396.7.1.4.9]