



ارزیابی میزان توافق بین شاخص‌های اکولوژیک در تعیین وضعیت کیفیت رودخانه کرج (استان البرز)

سید قاسم قربانزاده زعفرانی^{۱*}، فرهاد حسینی طایفه^۱، منا ایزدیان^۱

^{۱*} - گروه تنوع زیستی و ایمنی زیستی، پژوهشکده محیط زیست و توسعه پایدار، سازمان حفاظت محیط زیست، تهران، ایران.

نوع مقاله:	چکیده
پژوهشی	پیشینه و هدف: بررسی ساختار جوامع آبی در اکوسیستم‌های آبی جایگاه ویژه‌ای در مطالعات اکولوژیک موجودات آبی دارد. از جمله شاخص‌های مهم و رایج ماکروبنیتیک می‌توان به شاخص‌های اکولوژیک تک متغیره و چند متغیره اشاره کرد که با داشتن مزایا و معایب متفاوت، هم‌چنان در مطالعات مختلف در آب‌های رودخانه‌ای مورد استفاده قرار می‌گیرند. در سال‌های اخیر مطالعاتی با استفاده از شاخص تنوع زیستی و شاخص‌های زیستی به ویژه شاخص هلسینهوف برای ارزیابی کیفیت آب رودخانه کرج مورد استفاده قرار گرفته است. با فرض وجود توافق بین شاخص‌های اکولوژیک منطقه، پژوهش حاضر میزان سازگاری بین نتایج وضعیت کیفی به‌دست‌آمده از شاخص‌های اکولوژیک مختلف رودخانه کرج را ارزیابی کرد.
تاریخچه مقاله:	مواد و روش‌ها: در این مطالعه در طول ۹ ایستگاه و طی چهار فصل (۱۳۹۷-۱۳۹۶)، نمونه‌برداری از ماکروبنیتوزها با نمونه‌بردار سوربر انجام شد. پس از جداسازی و شناسایی ماکروبنیتوزها، شاخص شانون، EPT، ASPT، BMWP و HFBI محاسبه شد. سپس طبقه‌بندی وضعیت اکولوژیک ایستگاه‌ها بر اساس این شاخص‌ها انجام شد. درصد ایستگاه‌هایی که وضعیت اکولوژیک آن‌ها قابل قبول یا غیرقابل قبول بود و هم‌چنین میزان سازگاری بین این پنج شاخص در منطقه مورد مطالعه محاسبه شد. برای تعیین گرایش مشابه شاخص‌های مختلف در طبقه‌بندی ایستگاه‌ها، میزان همبستگی بین آن‌ها، با استفاده از آزمون غیرپارامتریک تعیین شد. به‌منظور تجزیه و تحلیل آماری از نرم افزار SPSS23 و Excel و جهت تعیین شاخص تنوع زیستی از Primer6 استفاده شد. برای بررسی توزیع نرمال داده‌ها، از آزمون شاپیرو-ویلک استفاده شد. به‌منظور بررسی اختلاف معنی‌داری بین داده‌های مورد نظر از آنالیز واریانس یک‌طرفه و از آزمون کروسکال والیس در سطح معنی‌داری $p < 0.05$ استفاده شد. جهت تهیه نقشه‌ها با روش IDW از نرم‌افزار ArcGIS10.3 و Terrset17.3 استفاده گردید.
کلمات کلیدی:	نتایج: به لحاظ فراوانی، شیرنومیده‌ها، خانواده غالب بودند. خانواده‌های Baetis، Tubifex، Micrasema، Rhithrogena، Eporus، Hydropsyche، Leptophlebiidae و Simulium، ۸۳ درصد نمونه‌ها را تشکیل دادند. مقادیر شاخص‌های 'H'، EPT، ASPT، BMWP و HFBI به ترتیب (۲/۱۲±۰/۶۵)، (۵/۶±۲/۸)، (۳/۹±۱/۰)، (۴/۸/۸±۲۳/۴) و (۴/۶±۱/۰) محاسبه گردید. توافق نسبی در نتایج حاصله از پنج شاخص
توافق وضعیت اکولوژیک رودخانه کرج شاخص ماکروبنیتیک	

مورد مطالعه در ۶۷ درصد از ایستگاه‌ها با کیفیت غیرقابل قبول دیده شد. در صورتیکه در ۲۲ درصد از ایستگاه‌های رودخانه توافق کامل و ۱۱ درصد ایستگاه‌ها عدم توافق را نشان داده‌است. تحلیل آماری بیانگر وجود توافق و سازگاری معنی‌دار بین نتایج وضعیت اکولوژیک حاصل از EPT با ASPT، BMWP و شانون بوده در صورتی‌که با شاخص HFBI متفاوت هستند. هم‌چنین بر اساس نتایج همبستگی بین طبقه‌بندی کیفیت اکولوژیک حاصل از شاخص‌های زیستی (ارتباط مثبت و قوی بین EPT با شانون و BMWP)، نشان‌دهنده جهت مشابه این شاخص‌ها در طبقه‌بندی ایستگاه‌ها می‌باشد.

بحث: تغییرات ساختاری و جمعیتی ماکروبن‌توزها در اکوسیستم‌های آبی در اثر عوامل طبیعی و فعالیت‌های انسانی وجود دارد. با توجه به عدم وجود توافق کامل بین نتایج ارزیابی شاخص‌های پنج‌گانه در این مطالعه، به منظور استفاده از این شاخص‌ها در هر منطقه برای مدیریت محیط زیست، استفاده هم‌زمان از شاخص‌ها توصیه می‌شود. هم‌چنین بررسی تطابق بین شاخص‌های مختلف و انتخاب شاخص اکولوژیک مناسب بسیار مهم است. در نتیجه استفاده از هر یک از این شاخص‌ها به تنهایی و بدون در نظر گرفتن ملاحظات فوق می‌تواند منجر به نتایج اشتباه شود. بر اساس نتایج پژوهش حاضر، شاخص هلسینهوف (HFBI) را می‌توان به عنوان شاخص مناسب‌تری نسبت به سایر شاخص‌های مورد مطالعه برای ارزیابی وضعیت اکولوژیک رودخانه کرج معرفی کرد.

مقدمه

می‌باشد. شاخص‌های زیستی بیشتر بر طبقه‌بندی و اطلاعات اکولوژیک تکیه دارد، در حالی‌که شاخص‌های تنوع زیستی ترکیبی از غنای گونه‌ای با فراوانی گونه منحصر به فرد می‌باشد که می‌تواند اطلاعات کلی را از وضعیت ساختار جمعیتی ارائه دهد (Kar, 1998). در واقع شاخص‌های زیستی، عبارت‌های عددی هستند که مقادیر کمی گونه‌های مختلف را در برابر مقادیر کیفی مانند حساسیت‌پذیری اکولوژیک بیان می‌کند. بنابراین استفاده از شاخص‌های کیفی یکی از روش‌های ساده و معمول در سطح دنیا، برای سنجش کیفی آب‌های سطحی و ساحلی می‌باشد (Pazira et al., 2020). تمام این روش‌ها تحت عنوان روش‌های ارزیابی زیستی به کار می‌روند. مطالعه و بررسی ساختار جوامع کفزی در اکوسیستم‌های آبی جایگاه خاصی در بررسی‌های اکولوژیک موجودات آبی به خود اختصاص داده است (Humpesch & Fesl, 2002). در آب‌های داخلی نیز موجودات کفزی (Benthos) به‌عنوان یکی از مهم‌ترین حلقه‌های زنجیره غذایی وابسته به رسوبات مطرح می‌باشند. این موجودات بیشتر دوران حیات خویش را در مجاورت رسوبات به سر می‌برند. این جانداران اغلب رنگی و کرم‌مانند بوده و گروه متنوعی از جانوران کوچک نظیر لارو حشرات، سخت‌پوستان، کرم‌ها و نرم‌تنان را شامل می‌گردند (Horne & Goldman, 1994).

رودخانه‌ها از اکوسیستم‌هایی هستند که همواره در معرض ورود و تخلیه ضایعات و آلودگی‌های مختلف قرار دارند و نقش عمده‌ای در پراکنش آلودگی ایفا می‌کنند (Ogbogu & Olajide, 2002). از نظر بسیاری از اکولوژیست‌ها، آشفته‌گی‌های ناشی از فعالیت‌های انسانی به‌صورت مستقیم (شامل ایجاد پل‌ها، سدها، از بین بردن پوشش گیاهی و خشک کردن رودخانه‌ها، ورود فاضلاب‌های شهری و صنعتی و احداث مراکز تفرجگاهی) و به صورت غیرمستقیم (شامل فعالیت‌های کشاورزی، آبی‌پروری، استخراج معادن، فرآورده‌های صنایع و توسعه شهری) نقش اصلی در تعیین ساختار جوامع رودخانه بازی می‌کنند (Gordon et al., 1992). مطالعات لیمنولوژیک و هیدروبیولوژیک، شامل مطالعات فیزیوشیمیایی، باکتریولوژیک و بیولوژیک آب‌هاست که در این میان مطالعات بیولوژیک از اهمیت ویژه‌ای برخوردارند و می‌توان به وسیله آن و با کمک سایر مطالعات، قضاوتی منطقی و معقول از یک اکوسیستم را ارائه داد. بررسی آلودگی و ارزیابی کیفیت یکی از اهداف اصلی مدیریت منابع آبی است (Norouzi & Rezaeimanesh, 2021). معمول‌ترین رویکرد در ارزیابی کیفی اکوسیستم‌های آبی استفاده از شاخص‌های زیستی و شاخص‌های تنوع زیستی

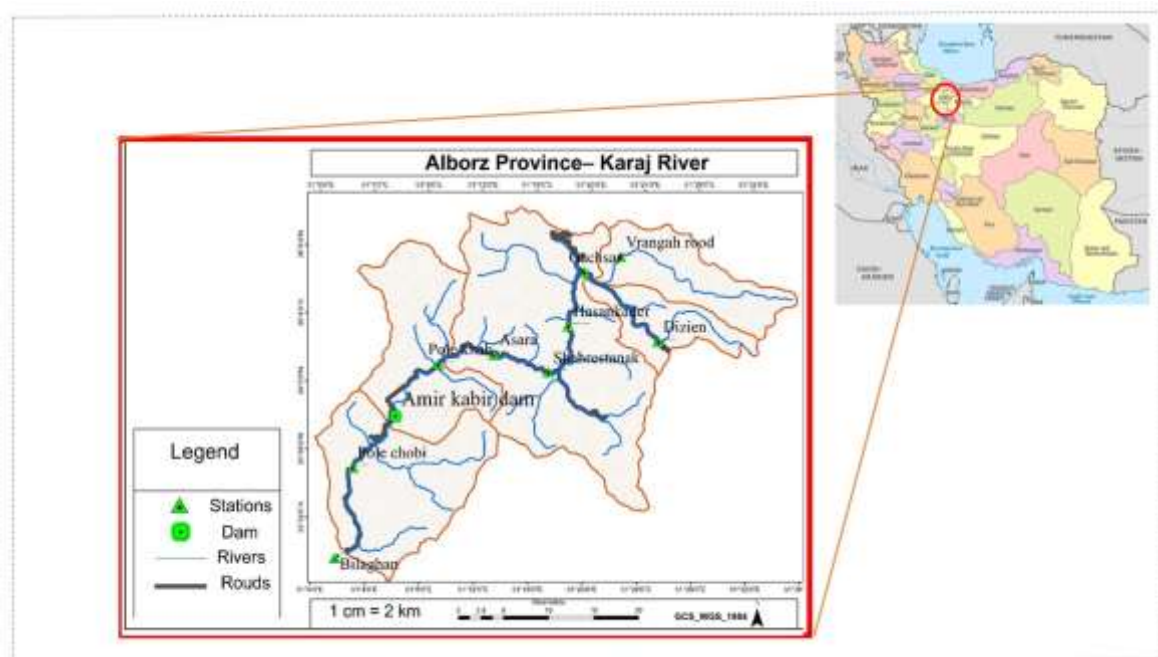
واقع در مناطق مسکونی نسبت به ایستگاه‌های بالادست آلودگی بیشتری دارند و کنترل و مدیریت منابع آلاینده برای حفاظت از منطقه مورد مطالعه لازم است. بنابراین مطالعه حاضر با فرض این‌که بین مقادیر شاخص‌های اکولوژیک منطقه، سازگاری وجود دارد، انجام شد تا به سوالات مهم از جمله؛ میزان سازگاری بین نتایج ارزیابی کیفی حاصل از شاخص‌های اکولوژیک مختلف در یک منطقه (مثل رودخانه کرج) چه مقدار می‌باشد؟ و شاخص مناسب منطقه کدام می‌تواند باشد؟ پاسخ داده شود. بنابراین ضمن محاسبه شاخص تنوع شانون و شاخص‌های زیستی ماکروبتوز تک متغیره و مولتی متریک (EPT, ASPT, BMWP و HFBI) و مقایسه بین آن‌ها، برای نخستین بار میزان توافق نتایج ارزیابی شاخص تنوع و چهار شاخص زیستی در تعیین کیفیت رودخانه کرج و نحوه تصمیم‌گیری بر مبنای نتایج هر یک از آن‌ها، مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

کلیه روش‌های نمونه‌برداری و آنالیز پارامترها براساس روش‌های ارائه شده توسط Cavanagh و همکاران (۱۹۹۶) و Mandaville (۲۰۱۲) انجام شد. عملیات نمونه‌برداری از ۹ ایستگاه رودخانه کرج (از بیلقان تا ولایت رود و وارنگه رود) به مدت یکسال طی چهار فصل (پاییز و زمستان ۱۳۹۶ و بهار و تابستان ۱۳۹۷) انجام شد (شکل ۱). نمونه‌های ماکروبتوز در هر ایستگاه (با سه تکرار از وسط و سمت چپ و راست رودخانه) به وسیله نموبردار سوربر (۳۵×۳۵ سانتی‌متر با توری با مش ۵۰۰ میکرون) جمع‌آوری و ماکروبتوزها پس از رنگ‌آمیزی با رزبنگال (۱ گرم در لیتر)، با فرمالین پنج درصد فیکس شده (Jayachandran *et al.*, 2019) و سپس جداسازی و با استفاده از استریو میکروسکوپ (Nikon, SMZ 800) و با استفاده از منابع معتبر از جمله Winterbourn و Gregson (۱۹۸۱)، Bouchard (۲۰۰۴)، Webb و McCafferty (۲۰۰۸) راهنمای صحرایی بی‌مهرگان آبی (www.dep.wv.gov/sos)، شناسایی شدند.

از جمله شاخص‌های مهم و معمول ماکروبتوزی می‌توان به شاخص‌های شانون، EPT, ASPT, BMWP و HFBI اشاره نمود که با داشتن مزایا و معایب مختلف هم‌چنان در مطالعات مختلف در آب‌های داخلی مورد استفاده قرار می‌گیرند (Pirali Zefrehei & Ebrahimi, 2017). در واقع ارزیابی زیستی به لحاظ نیاز کمتر به تجهیزات آزمایشگاهی روش کم هزینه‌ای است و می‌تواند نتایجی با دقت قابل قبول ارائه دهد. هم‌چنین قابلیت بررسی اثرات تجمعی آلاینده‌ها، پتانسیل نمایش استرس‌های محیطی در طول زمان و ایجاد آلودگی کمتر برای محیط‌زیست در هنگام مطالعه را دارد (Aazami, 2015). رودخانه کرج تأمین‌کننده آب شرب تهران و کرج و آب کشاورزی مناطق هم‌جوار می‌باشد. از طرفی از نظر ساختار بستر و مشخصه‌های هیدرولوژیک و برخورداری از پتانسیل‌های بالقوه زیستی دارای اهمیت زیستگاهی برای آبیان می‌باشد (Abdoli, 2016). کاربری اراضی در محدوده مطالعاتی رودخانه کرج شامل فعالیت‌های تفریحی، زراعت، باغ‌های میوه و مرتع است. بنابراین این مطالعه با هدف تعیین وضعیت کیفی آب منطقه در محدوده بالادست و پایین دست سد امیرکبیر کرج و هم‌چنین مقایسه عملکرد شاخص‌های مختلف اکولوژیک برای اولین بار به لحاظ بررسی یکپارچه و هم‌زمان سرشاخه‌های مهم و مناطق پایین دست در ابتدای ورودی شهر کرج به طول ۸۵ کیلومتر در مسیر رودخانه انجام شد.

در چند سال اخیر، مطالعاتی با استفاده از شاخص‌های زیستی به‌ویژه شاخص هلسینهوف برای ارزیابی کیفیت آب رودخانه کرج استفاده شد (Mahmoudi, 2013). Shokripour & AshjaArdalan, 2017). تحقیق انجام شده گویای وضعیت نسبتاً سالم آب در ایستگاه‌های مورد نظر بوده و وضعیت بیولوژیک رودخانه از نظر کیفی عمدتاً در حد مناسب تا خیلی خوب و در برخی ایستگاه‌ها در حد متوسط بوده است. نتایج تحقیق Shirchi (۲۰۱۲) نشان داد شیرونومیده‌ها دارای بیشترین فراوانی نسبی در منطقه مطالعاتی رودخانه جاجرود بوده و شاخص‌های زیستی هلسینهوف و BMWP/ASPT شاخص مناسبی برای ارزیابی کیفیت آب این رودخانه معرفی شدند. هم‌چنین نتایج ترکیبی از شاخص‌های زیستی نشان داد ایستگاه‌های



شکل ۱- نقشه ایستگاه‌های مورد مطالعه در مسیر رودخانه کرج (۹۷-۱۳۹۶)

زیست‌شناسان هم‌چون Armitage و همکاران (۱۹۸۳) به‌عنوان شاخص قابل اعتمادتری در مورد کیفیت آب رودخانه نسبت به مجموع امتیاز BMWP مطرح شد که براساس رابطه زیر محاسبه می‌گردد (Czerniawska-Kusza, 2005).

$$ASPT = BMWP/N$$

N؛ تعداد تاکسون موجود در نمونه

شاخص زیستی هلسینهوف (HFBI) میزان آلودگی‌های مواد مغذی را نشان می‌دهد. این شاخص با شناسایی ماکروبن‌توزها در حد خانواده و تعیین میزان تحمل آن‌ها نسبت به آلودگی آب برآورد می‌شود. امتیاز صفر بیانگر عدم مقاومت خانواده به آلودگی و در نتیجه پاکیزگی آب و امتیاز ۱۰، مقاومت بالای خانواده را به آلودگی نشان می‌دهد (Huang *et al.*, 1982). این شاخص با استفاده از رابطه زیر محاسبه می‌شود (Hilsenhoff, 1988).

$$HFBI = \sum Vt. n/N$$

N: تعداد کل نمونه در تمام خانواده‌ها (فراوانی کل)

n: تعداد کل نمونه‌ها در هر خانواده (فراوانی هر خانواده)

Vt: ارزش تحمل هر خانواده (ضریب زیستی)

برای طبقه‌بندی وضعیت اکولوژیک ایستگاه‌های رودخانه کرج بر اساس شاخص‌های اکولوژیک پنجگانه، وضعیت اکولوژیک

برای محاسبه شاخص تنوع زیستی (شانون، H') از فرمول زیر استفاده گردید. مقدار این شاخص وقتی صفر است که تنها یک گونه در نمونه موجود باشد و مقدار آن زمانی حداکثر است که تعداد گونه‌ها بیشتر باشد و افراد تشکیل دهنده هریک از گونه‌ها نیز در نمونه تقریباً یکسان باشند (Jorgensen, 2005). فرمول آن به شرح زیر است:

$$H' = -\sum p_i \log p_i ; p_i = N_i/N$$

p_i : نسبت افراد یافت شده در گونه i ام

N_i : تعداد افراد گونه i ام

N: تعداد کل افراد نمونه

برای محاسبه EPT، تعداد خانواده‌های متعلق به سه راسته Ephemeroptera، Trichoptera و Placoptera در هر واحد نمونه‌گیری مورد استفاده قرار گرفت. در شاخص BMWP، به هر خانواده (کم‌تاران در سطح رده) امتیازی نسبت داده می‌شود. مقاومت هر خانواده از ماکروبن‌توزها به آلودگی آبی در سرعت‌های مختلف جریان آب، مبنای امتیازدهی می‌باشد؛ به طوری که خانواده‌ای که کمترین مقاومت را در برابر آلودگی دارد، بیشترین امتیاز را به خود اختصاص می‌دهد. در نهایت نمرات هر خانواده موجود در نمونه با هم جمع می‌شود تا امتیاز BMWP بدست آید. استفاده از مفهوم میانگین امتیاز به ازاء هر تاکسون تحت عنوان شاخص ASPT، توسط برخی

قابل قبول و یا غیرقابل قبول قرار گرفت، تعیین گردید. هم‌چنین برای مقایسه میزان سازگاری (توافق) بین شاخص‌ها، ابتدا در هر ایستگاه عدد صفر به وضعیت بد تا متوسط و عدد یک به وضعیت خوب و عالی (B, P, M=0, H, G=1) اختصاص یافت. مجموع آن‌ها، نمره سازگاری یا عدم سازگاری را مشخص می‌نماید و نهایتاً بر اساس جدول ۲ وضعیت سازگاری شاخص‌ها در منطقه مشخص می‌شود (Blanchet *et al.*, 2008).

هریک از ایستگاه‌ها طبق جدول ۱ مشخص گردید. در ادامه همانند روشی که Blanchet و همکاران (۲۰۰۸) استفاده نمود، از دیدگاه مدیریت محیط‌زیست منطقه وضعیت اکولوژیک عالی (H; High) و خوب (G; Good) در گروه قابل قبول و وضعیت اکولوژیک بد (B; Bad)، ضعیف (P; Poor) و متوسط (M; Medium) در گروه غیرقابل قبول دسته‌بندی شد (Blanchet *et al.*, 2008). سپس درصد ایستگاه‌هایی که وضعیت اکولوژیک آن‌ها بر اساس هریک از شاخص‌ها، در گروه

جدول ۱- آستانه تعیین وضعیت اکولوژیک (ECoQ) بر اساس شاخص‌ها

آستانه شاخص زیستی (BI)					ECoQ
H(log2); bit/ind	EPT	HFBI	BMWP	ASPT	
>4	27<	0-4/25	<100	بیشتر از 6	عالی و خیلی خوب (H)
3-4	21-27	4/26-5/00	100-71	6-5	خوب (G)
2-3	14-20	5/1-5/75	70-41	5-4	متوسط (M)
1-2	7-13	5/76-7/25	40-11	4-3	ضعیف (P)
0-1	0-6	7/26-10	10-0	کمتر از 3	بد (خیلی بد) (B)
Jorgensen <i>et al.</i> , 2005	Plafkin <i>et al.</i> 1989	Hilsenhoff, 1988	Hawkes and Wally, 1997	Armitage <i>et al.</i> , 1983	رفرنس

جدول ۲- مقایسه میزان توافق بین پنج شاخص زیستی (Blanchet *et al.*, 2008)

امتیاز کل	تفسیر	حالت توافق
۰	داشتن توافق کامل بین ۵ شاخص زیستی در زمینه وضعیت اکولوژیک متوسط و پایین تر (وضعیت اکولوژیک غیرقابل قبول)	[a]
۱	وجود توافق نسبی بین ۴ شاخص زیستی (از ۵ شاخص زیستی) در رابطه با وضعیت اکولوژیک متوسط به پایین تر (وضعیت اکولوژیک غیرقابل قبول)	[b]
۲	عدم توافق بین ۵ شاخص زیستی در رابطه با وضعیت اکولوژیک ایستگاه‌ها	[c]
۳	عدم توافق بین ۵ شاخص زیستی در رابطه با وضعیت اکولوژیک ایستگاه‌ها	[d]
۴	داشتن توافق نسبی بین ۵ شاخص زیستی در زمینه وضعیت اکولوژیک خوب و عالی (وضعیت اکولوژیک قابل قبول)	[e]
۵	داشتن توافق کامل بین ۵ شاخص زیستی در زمینه وضعیت اکولوژیک خوب و عالی (وضعیت اکولوژیک قابل قبول)	[f]
	EcoQ	امتیاز
	B,P,M	۰
	G,H	۱

عالی (H; High)، خوب (G; Good)، متوسط (M; Medium)، ضعیف (P; Poor)، بد (B; Bad)

نیز از حالات توافق (c و d) استفاده شد. همبستگی بین طبقه‌بندی کیفیت اکولوژیک حاصل از شاخص‌های زیستی، برای ارزیابی گرایش مشابه یا متفاوت شاخص‌های مختلف در

بنابراین به‌طور کلی برای محاسبه میزان توافق بین شاخص‌های پنچگانه در رودخانه کرج، برای وجود توافق کامل از حالت توافق (a و f)، توافق نسبی از حالات توافق (b و e) و عدم توافق

بالادست و کمینه مقدار آن (۳/۵) در ایستگاه ۱ در پایین ترین نقطه رودخانه مشاهده گردید (Ghorbanzadeh et al., 2020b). بر اساس شکل ۲، نقاطی که دارای کیفیت پایین تر هستند (رنگ متمایل به قرمز و زرد) در اکثر نقشه‌های مربوط به شاخص‌ها بیشتر در ایستگاه‌های میانی (قبل از سد) نشان داده شده‌است. البته ایستگاه دیزین (ایستگاه شماره ۸) و شماره ۱ نیز دارای کیفیت پایین می‌باشند. بر اساس جدول ۴ و شکل ۳، در صد درصد ایستگاه‌های مورد مطالعه شاخص‌های شانون (۴۴ درصد، ضعیف و ۵۶ درصد، متوسط)، EPT (۵۶ درصد، بد و ۴۴ درصد، ضعیف) و ASPT (۳۳ درصد، ضعیف و ۶۷ درصد، متوسط)، دارای وضعیت اکولوژیک غیرقابل قبول می‌باشند. در صورتی که مطابق با نتایج حاصل از شاخص BMWP (۴۴/۵ درصد، ضعیف، ۴۴/۵ درصد، متوسط و ۱۱ درصد خوب) ۸۹ درصد ایستگاه دارای وضعیت اکولوژیک غیرقابل قبول و فقط ۱۱ درصد، دارای کیفیت قابل قبول بوده است. همچنین بر اساس میزان شاخص هلسینهوف (۱۱ درصد، ضعیف، ۱۱ درصد، متوسط، ۵۶ درصد، خوب و ۲۲ درصد، عالی) ۷۸ درصد، ایستگاه دارای وضعیت اکولوژیک قابل قبول و ۲۲ درصد، ایستگاه‌ها دارای وضعیت غیرقابل قبول می‌باشند. بر اساس روش Blanchet و همکاران (۲۰۰۸)، وجود یا عدم وجود توافق بین ۵ شاخص مورد نظر در رودخانه کرج در جدول ۵ نشان داده شده‌است. توافق نسبی نتایج حاصله از پنج شاخص مورد مطالعه در ۶۷ درصد، از ایستگاه‌ها با کیفیت غیرقابل دیده می‌شود. در صورتی که در ۲۲ درصد از ایستگاه‌های رودخانه توافق کامل (در وضعیت کیفی غیرقابل قبول) و ۱۱ درصد، ایستگاه‌ها عدم توافق را نشان داده است (جدول ۷). آزمون کروسکال والیس، معنی دار بودن عدم توافق کلی بین ۵ شاخص مورد نظر را نشان داد ($p < 0.001$). بر اساس آزمون من ویتنی با ضریب تصحیح بونفرنی ($\alpha = 0.005$ Corrected)، شاخص زیستی HFBI با EPT، ASPT و شانون دارای عدم توافق معنی دار بوده است (جدول ۵). به عبارتی بین وضعیت اکولوژیک حاصل از EPT با ASPT، BMWP و شانون توافق معنی دار وجود دارد. مطابق با جدول ۶ آزمون همبستگی اسپیرمن، ارتباط مثبت و قوی بین شاخص EPT با شاخص‌های شانون و BMWP نشان می‌دهد.

طبقه‌بندی ایستگاه‌ها مورد بررسی قرار گرفت. برای انجام آزمون همبستگی غیرپارامتریک، اعداد ۱ تا ۵ برای وضعیت اکولوژیک (به ترتیب عدد ۱ برای وضعیت عالی و عدد ۵ برای وضعیت بد) منظور شده‌است. همچنین برای تعیین معنی دار بودن عدم توافق بین شاخص‌های مختلف، عدد صفر برای وضعیت اکولوژیک غیرقابل قبول (بد، ضعیف و متوسط) و عدد یک برای وضعیت اکولوژیک قابل قبول (خوب و عالی) منظور شده و از آزمون غیرپارامتریک استفاده شده است. به منظور تجزیه و تحلیل آماری از نرم افزار SPSS23 و Excel و جهت تعیین شاخص تنوع از (Clarke & Warwick, 1994) Primer6 استفاده شد. برای بررسی توزیع نرمال داده‌ها، از آزمون شاپیرو-ویلک استفاده شد. به منظور بررسی اختلاف معنی داری بین داده‌های مورد نظر از آنالیز واریانس یک طرفه (تست توکی و post-hoc Games-Howell برای داده‌های نرمال) و از آزمون کروسکال والیس (من ویتنی با احتساب ضریب تصحیح بونفرنی و Games-Howell برای داده‌های غیرنرمال) در سطح معنی داری $p < 0.05$ استفاده شد. جهت تهیه نقشه‌ها با روش IDW از نرم افزار ArcGIS10.3 و Terrset17.3 استفاده گردید.

نتایج

میانگین سالانه شانون در رودخانه کرج ۲/۱۲ محاسبه شده است. بر اساس جدول ۳، بیشینه میزان شاخص شانون (۲/۸) و کمینه آن (۱/۶) به ترتیب مربوط به ایستگاه‌های ۷ و ۸ می‌باشد. میانگین کل شاخص HFBI در رودخانه کرج ۴/۵۵ می‌باشد. بیشینه مقدار میانگین سالانه این شاخص (۵/۹) در ایستگاه ۸ و کمینه مقدار آن (۳/۴) در ایستگاه ۷ مشاهده شد. در صورتی که میانگین کل شاخص BMWP در رودخانه کرج ۴۴/۸ و بیشینه مقدار میانگین سالانه این شاخص (۷۳/۸) مربوط به ایستگاه ۹ و کمینه مقدار آن (۲۶/۵) مربوط به ایستگاه ۵ می‌باشد. شاخص‌های ASPT با میانگین کل ۴/۰، همانند شاخص BMWP دارای بیشینه مقدار (۴/۶) در ایستگاه ۹ بوده ولی کمینه مقدار آن (۳/۱) در ایستگاه ۱ مشاهده شد. همچنین میانگین کل شاخص EPT در رودخانه کرج ۵/۶ بوده و بیشینه مقدار میانگین سالانه آن (۷/۹) در ایستگاه ۷ و ۹ در

جدول ۳- میانگین سالانه ($\pm SD$) مقادیر شاخص‌های محاسبه شده در رودخانه کرج بر اساس ایستگاه (۹۷-۱۳۹۶)

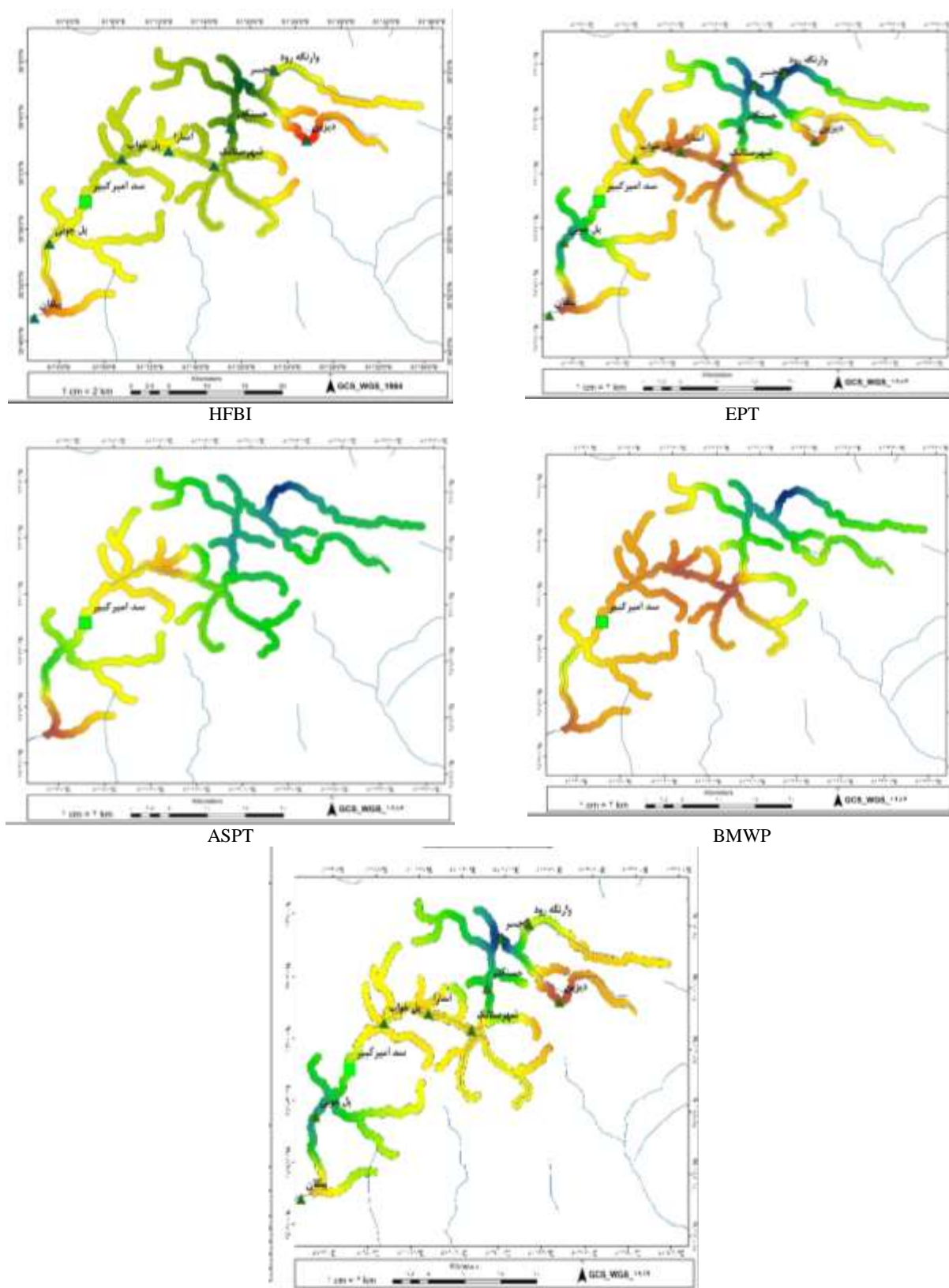
BI	ST1	ST2	ST3	ST4	ST5	ST6	ST7	ST8	ST9	میانگین کل ($\pm SD$) حداقل و حداکثر
H' (log2)	۱/۹ ^{ac} ±۰/۲	۲/۴ ^{ab} ±۰/۱	۲/۰۳ ^{ac} ±۰/۲	۱/۹ ^{ac} ±۰/۲	۱/۹ ^{ac} ±۰/۱	۲/۴ ^{ab} ±۰/۱	۲/۸ ^b ±۰/۱	۱/۶ ^c ±۰/۲	۲/۱ ^{abc} ±۰/۲	۲/۱±۰/۷ (۰/۵-۲/۴)
EPT	۳/۵ ^a ±۲/۱	۷ ^{cd} ±۲/۱	۵ ^{abcd} ±۲/۳	۴/۱ ^{abc} ±۲/۲	۳/۸ ^{ab} ±۱/۷	۶/۶ ^{bcd} ±۲/۲	۷/۹ ^{bd} ±۲/۷	۴/۴ ^{abc} ±۱/۷	۷/۹ ^{bd} ±۳/۱	۵/۶±۲/۸ (۰-۱۲)
HFBI	۵/۶ ^{af} ±۰/۷	۴/۶ ^{bd} ±۰/۷	۴/۴ ^{bd} ±۰/۶	۴/۶ ^d ±۰/۴	۴/۴ ^{bd} ±۰/۵	۳/۸ ^{bce} ±۰/۵	۳/۴ ^c ±۰/۶	۵/۹ ^f ±۰/۴	۴/۵ ^{acde} ±۱/۱	۴/۶±۱/۰ (۲/۵-۶/۸)
BMWP	۲۸/۸ ^{ab} ±۱۶/۳	۴۷/۱ ^{abc} ±۱۷/۰	۳۵/۳ ^{ab} ±۱۹/۲	۲۸/۶ ^{ab} ±۱۵/۴	۲۶/۵ ^a ±۱۰/۷	۵۱/۹ ^{bcd} ±۱۵/۷	۶۲/۵ ^{cd} ±۲۴/۷	۴۸/۳ ^{abc} ±۱۸/۳	۷۳/۸ ^d ±۲۲/۰	۴۸/۸±۲۳/۴ (۴-۱۰۹)
ASPT	۳/۱ ^a ±۰/۸	۴/۰ ^{ab} ±۰/۷	۳/۷ ^{ab} ±۱/۰	۳/۶ ^{ab} ±۱/۰	۴/۰ ^{ab} ±۱/۸	۴/۳ ^b ±۰/۷	۴/۱ ^b ±۰/۶	۴/۱ ^{ab} ±۰/۸	۴/۶ ^b ±۰/۶	۳/۹±۱/۰ (۱-۸)

(حروف متفاوت، نشانه وجود اختلاف معنی دار در سطح $p < 0.05$ بر اساس آنالیز واریانس یکطرفه می باشد)

جدول ۴- طبقه بندی وضعیت اکولوژیک ایستگاه‌های رودخانه کرج، ۹۷-۱۳۹۶

B.I	ایستگاه									وضعیت اکولوژیک منطقه (%) غیر قابل قبول (B,P,M)	قابل قبول (G, H)
	(بالادست)			ایستگاه			(پایین دست)				
	ST۹	ST۸	ST۷	ST۶	ST۵	ST۴	ST۳	ST۲	ST۱		
H'(log2)	(M)	(P)	(M)	(M)	(P)	(P)	(M)	(M)	(P)	۱۰۰	۰
EPT	(P)	(B)	(P)	(P)	(B)	(B)	(B)	(P)	(B)	۱۰۰	۰
HFBI	(G)	(P)	(H)	(H)	(G)	(G)	(G)	(G)	(M)	۲۲	۷۸
BMWP	(G)	(M)	(M)	(M)	(P)	(P)	(P)	(M)	(P)	۸۹	۱۱
ASPT	(M)	(M)	(M)	(M)	(P)	(P)	(P)	(M)	(P)	۱۰۰	۰
جمع امتیازات توافق یا عدم توافق	۲	۰	۱	۱	۱	۱	۱	۱	۰		
حالت	c	a	b	b	b	b	b	b	a		

(H: عالی، G: خوب، M: متوسط، P: ضعیف، B: بد، رنگ خاکستری؛ وضعیت اکولوژیک غیر قابل قبول، رنگ سفید؛ وضعیت اکولوژیک قابل قبول)



شکل ۲- نقشه درون‌یابی شاخص‌های مختلف در ایستگاه‌های مختلف رودخانه کرج - ۹۷-۱۳۹۶ (رنگ قرمز نقشه، نقاط با کیفیت پایین تر و رنگ سبز، کیفیت بهتر را نشان می‌دهد).

جدول ۵- معنی داری عدم توافق بین شاخص های زیستی رودخانه کرج: ۹۷-۱۳۹۶- آزمون کروسکال والیس.

	H'	BMWP	ASPT	HFBI
BMWP	ns			
ASPT	ns	ns		
HFBI	**	ns	**	
EPT	ns	ns	ns	**

ns: عدم معنی داری $p < 0.05$ **معنی داری زیاد در سطح $p < 0.01$

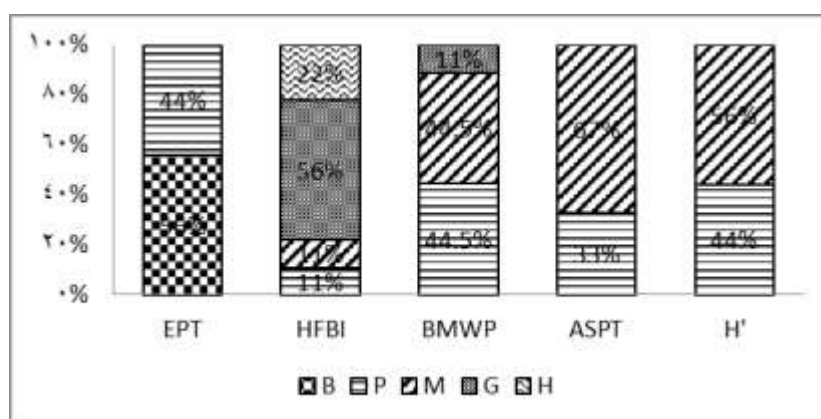
جدول ۶- نتایج آزمون همبستگی اسپیرمن بین شاخص های زیستی رودخانه کرج: ۹۷-۱۳۹۶

	N=۹	H'	BMWP	ASPT	HFBI
BMWP		ns			
ASPT		ns	ns		
HFBI		ns	ns	ns	
EPT		** ۰/۸	* ۰/۷	ns	ns

** ۰/۰۱: معنی داری در سطح $p < 0.05$; * ۰/۰۵: معنی داری در سطح $p < 0.05$; ns: عدم معنی داری در سطح $p < 0.05$

جدول ۷- مقایسه میزان توافق و عدم توافق بین نتایج پنج شاخص زیستی ایستگاه های رودخانه کرج (Blanchet et al., 2008)

درصد کل	تفسیر	درصد	حالت توافق
۶۷	توافق نسبی (کیفیت غیر قابل قبول)	۶۷	b
۲۲	توافق کامل (کیفیت غیر قابل قبول)	۲۲	a
۱۱	عدم توافق	۱۱	c



شکل ۳- درصد ایستگاه های رودخانه کرج که توسط شاخص های شانون، EPT، BMWP، ASPT، به ۵ وضعیت اکولوژیک بد (B)، ضعیف (P)، متوسط (M)، خوب (G) و عالی (H) طبقه بندی شده اند.

پراکنش ماکروبندوزها توسط Jalili (۲۰۲۰) در ارزیابی کیفیت آب کارون با کمک شاخص BMWP و HFBI نیز گزارش شده است. تغییرات زمانی می تواند به ویژگی های زیستی و سیکل زندگی این موجودات مرتبط باشد. از طرفی حضور یا عدم حضور برخی تاکسون ها از جمله حضور شیرونومیده در اکثر ایستگاه ها می تواند تحت تأثیر عوامل طبیعی، استرس های موجود و مقاومت نسبی آن ها به عوامل محیطی باشد. بر اساس نتایج Ghorbanzadeh و همکاران (۲۰۲۰) Micrasema, Tubifex, Baetis, Chironomidae

بحث

بر اساس گزارشات موجود (Ghorbanzadeh et al., 2020a; Shokripour, 2015; Mahmoudi, 2013; Shirchi, 2012)، ایستگاه مورد مطالعه در رودخانه کرج دارای شرایط محیطی و اکولوژیک متفاوتی می باشد. این اختلاف در شرایط محیطی می تواند از لحاظ زمانی و مکانی بر پراکنش ماکروبندوزها (بندپایان، کرم های حلقوی، کرم های پهن و نرم تنان) در طول رودخانه کرج تأثیرگذار باشد. ارتباط بین شرایط محیطی آب با

محل اعمال گردد. مشابه ارزیابی شاخص شانون و EPT، ارزیابی کیفیت اکولوژیک رودخانه بر اساس شاخص زیستی ASPT، صد در صد ایستگاه دارای کیفیت غیرقابل قبول (ضعیف تا متوسط) بودند و روند تغییرات معنی‌دار شاخص ASPT از بالادست به پایین‌دست رودخانه، کاهش یافته است. به عبارتی گرچه به‌طور کلی کیفیت رودخانه بر اساس نتایج این شاخص غیرقابل قبول می‌باشد، با این حال بالادست رودخانه نسبت به پایین دست آن از کیفیت بهتری برخوردار می‌باشد.

از طرفی میانگین سالانه شاخص HFBI (۴/۶)، به‌طور کلی کیفیت آب رودخانه کرج را خوب و با مقداری آلودگی ارزیابی نموده است. با توجه به این‌که بیشینه مقدار میانگین سالانه شاخص HFBI (۵/۹) در ایستگاه ۸ و کمینه مقدار آن (۳/۴) در ایستگاه ۷ محاسبه گردید، تغییرات این شاخص از بالا دست به سمت پایین‌دست رودخانه، روند معنی‌دار صعودی را نشان داد. بنابراین طبقه‌بندی ایستگاه به نوعی می‌باشد که هفت ایستگاه (ایستگاه‌های ۲ الی ۷ و ۹) با کیفیت مطلوب و قابل قبول (عالی و خوب) ارزیابی شده و مابقی ایستگاه‌ها (ایستگاه ۱ و ۸) دارای کیفیت غیرقابل قبول (ضعیف تا متوسط) می‌باشند. به عبارتی ۲۲ درصد از ایستگاه‌ها دارای وضعیت اکولوژیک غیرقابل قبول و ۷۸ درصد دارای کیفیت قابل قبول ارزیابی شدند. سوابق مطالعاتی نیز نتایج مشابهی براساس مقادیر شاخص زیستی HFBI گزارش نموده و کیفیت آب ایستگاه‌های منتخب را در ۳ طبقه کیفی عالی، خیلی خوب و خوب ارزیابی نمودند (Shokripour & Shokripour, 2015). نتایج بررسی Abdoli (۲۰۱۶) نیز تأیید کننده این موضوع است. نتایج به دست آمده بر اساس شاخص هیلسنهوف در مطالعه مذکور نشان داد که کیفیت کلی آب رودخانه کرج در وضعیت خوبی قرار گرفته است. سرانجام بر اساس نتایج شاخص BMWP، روند معنی‌دار کاهش از بالادست به سمت پایین‌دست مشهود بوده و کیفیت آب منطقه بر اساس این شاخص در ۸۹ درصد ایستگاه‌ها به جز ایستگاه ۹ که با کیفیت خوب (G) ارزیابی شده، غیرقابل قبول (متوسط، M یا ضعیف، P) برآورد شده است. بر اساس نقشه‌های تهیه شده در سامانه جغرافیایی (GIS)، اکثر نقشه‌ها نشان‌دهنده آن هستند که ایستگاه‌های با کیفیت بالاتر در بخش بالادست پراکنده شده‌اند، در صورتی‌که ایستگاه‌های با

Leptophlebiidae, Hydropsyche, Eporus, Rhithrogena و Simulium حدود ۸۳ درصد تراکم گونه‌های شناسایی شده ماکروبن‌توزها (از مجموع ۵۱ تاکسون از ۴۲ خانواده) را تشکیل دادند. در صورتی‌که در مطالعه Mahmoudi (۲۰۱۳)، Shokripour و Ashja Ardalan (۲۰۱۷) و Abdoli (۲۰۱۶)، به‌ترتیب ۳۷ خانواده، ۲۲ خانواده و ۲۴ خانواده گزارش شده است. یکی از دلایل تفاوت در تعداد تاکسون‌های گزارش شده می‌تواند تعداد ایستگاه‌ها و تعداد فصول مورد مطالعه باشد که در مطالعه حاضر با توجه به ۹ ایستگاه و ۴ فصل از مطالعات قبلی جامع‌تر بوده است (Ghorbanzadeh et al., 2020a). میانگین شاخص شانون در منطقه (۲/۱) که از نتایج Shokripour (۲۰۱۵) که میانگین شاخص را ۱/۷۳ گزارش نموده است، بیشتر می‌باشد، بر اساس نتایج شانون، وضعیت آلودگی رودخانه، نسبتاً آلوده (متوسط) ارزیابی شده است. از نظر مقادیر شاخص شانون، به‌طور کلی بخش بالادست رودخانه با تنوع گونه‌ای بیشتر (به‌ویژه ایستگاه ۷ با بیشینه مقدار، ۲/۸) توصیف شده به جز ایستگاه ۸ (ولایت رود) که تنوع کمی را دارا می‌باشد. در صورتی‌که ایستگاه‌های ۳، ۴ و ۵ که احتمالاً در مکان‌های با استرس بیشتر واقع شده‌اند، با تنوع پایین گونه‌ای بیان می‌شوند که آنالیدها و بندپایان (Chironomidae, Baetis و Tubifex) گروه‌های شاخص آن محسوب می‌شوند. بر اساس نتایج Ghorbanzadeh و همکاران (۲۰۲۰)، شیرونومیدها عمده‌ترین عمده جمعیت ماکروبن‌توزها را ایستگاه ۸ در طول یکسال بوده‌اند. روند تغییرات شاخص تنوع شانون در طول محل مورد مطالعه تقریباً ثابت بوده است. بر اساس مقدار محاسبه شده شاخص شانون در طول سال، تمامی ایستگاه‌ها به صورت کیفیت متوسط (M) یا ضعیف (P) ارزیابی شدند که بیانگر آنست که کیفیت اکولوژیک رودخانه بر اساس این شاخص ۱۰۰ درصد از نظر مدیریت محیط زیست غیرقابل قبول می‌باشد و باید مدیریت محیطی شامل پایش و کنترل استرس‌های موجود مد نظر قرار گیرد. بر اساس نتایج شاخص EPT می‌توان گفت روند تغییرات معنی‌دار از بالادست به سمت پایین‌دست رودخانه کاهش یافته است. همانند نتایج ارزیابی شاخص شانون، این شاخص نیز صد درصد ایستگاه‌ها را ضعیف یا متوسط ارزیابی کرده و کیفیت اکولوژیک منطقه را غیرقابل قبول نشان داده است. این موضوع نشان می‌دهد که مشابه ارزیابی شاخص تنوع، مدیریت محیط‌زیستی باید در

رودخانه کرج توافق کامل (در وضعیت کیفی غیرقابل قبول) و ۱۱ درصد ایستگاه‌ها عدم توافق را نشان داده است. تحلیل آماری مناسب بیانگر وجود توافق و سازگاری معنی‌دار بین نتایج وضعیت اکولوژیک حاصل از EPT با ASPT، BMWP و شانون بوده در صورتی که با شاخص HFBI متفاوت هستند. همچنین بر اساس همبستگی بین طبقه‌بندی کیفیت اکولوژیک حاصل از شاخص‌های زیستی (ارتباط مثبت و قوی بین شاخص EPT با شاخص‌های شانون و BMWP) نشان‌دهنده گرایش یا جهت مشابه بین این شاخص‌ها در طبقه‌بندی ایستگاه‌ها وجود دارد. به استناد نتایج بررسی Ghorbanzadeh و همکاران (۲۰۲۱) آلاینده‌های فلزات سنگین (مثل آرسنیک، وانادیوم، نیکل، سرب، مس، روی) و مواد مغذی (نیترژن کل و فسفر کل) رسوبات در رودخانه کرج در مقایسه با راهنمای موجود (Batley et al., 2005; Inyang & Daniels, 2009) از شرایطی برخوردار بوده که از نظر زمانی و مکانی از حدکمترین اثر (LEL) و حد آستانه اثرات منفی بیولوژیک (TEL) در همه موارد بیشتر بوده ولی از میزان حد اثرات شدید (SEL) و همچنین حد مشاهده اثرات احتمالی (PEL) خیلی کمتر بوده است. گزارش مذکور، همچنان نشان داد که بر اساس شاخص بارآلودگی (PLI) تمامی ایستگاه‌ها دارای آلودگی بوده و از نظر برخی فلزات به‌ویژه آرسنیک رسوبات منطقه به‌ویژه در ایستگاه‌های میانی (بالادست سد) دارای غنی‌شدگی متوسط تا شدید بودند. با این حال به نظر می‌رسد اثر سمیت آن چنانی مشهود نبوده و در اکثر ایستگاه‌های مورد مطالعه فقط در حدی بوده که می‌تواند برخی از موجودات بسترزی تحت تأثیر اثرات منفی بیولوژیک قرار گیرند ولی اثرات مهمی مشهود نباشد (Inyang & Daniels, 2009). بر اساس این نتایج صحت‌سنجی، از آنجایی که شاخص‌های شانون، ASPT، EPT و BMWP صد درصد یا اکثر طول مطالعه را دارای کیفیت غیرقابل قبول توصیف نمودند، از این لحاظ با نتایج بررسی اثرات زیستی آلودگی‌های محیطی تطابق ندارد. بنابراین از آنجایی که اثرات بیولوژیک آلاینده‌های محیطی بر موجودات بسترزی زیاد نمی‌باشد، می‌توان گفت که نتایج ارزیابی شاخص هلسینهوف (HFBI) بهتر از سایر شاخص‌های مورد نظر در این مطالعه شرایط منطقه را توصیف می‌نماید.

نتایج این مطالعه نیز می‌تواند تأییدی بر معایب و محاسن شاخص‌های زیستی که در مطالعات قبلی هم به آن اشاره شده

کیفیت پایین‌تر در بخش‌های میانی و قبل از ورود به سد واقع شدند. البته ایستگاه بیلقان در پایین‌دست سد و ایستگاه ولایت رود در مجاورت پیست دیزین به‌عنوان یکی از سرشاخه‌های بالادست رودخانه نیز از کیفیتی پایینی برخوردار هستند. این شرایط می‌تواند به علت وجود فعالیت‌های انسانی به‌ویژه فاضلاب‌های خانگی و اماکن تفریحی و همچنین زهکش‌های کشاورزی و باغات منطقه که از کودهای شیمیایی استفاده می‌کنند، باشد (Musavi & Ghorbanzadeh et al., 2021; Pourebrahim, 2019). چنین الگوی مشابه در اکثر ارزیابی شاخص‌های اکولوژیک (کاهش کیفیت آب از بالادست به سمت پایین‌دست رودخانه) در ارزیابی کیفی رودخانه‌های مشهد توسط شاخص تنوع و شاخص‌های نیز گزارش شده است (Malvandi et al., 2020). بنابراین به‌طور کلی طبقه‌بندی اکولوژیک ایستگاه‌ها به تفکیک شاخص‌های زیستی مورد نظر به این صورت بیان نمود که بر اساس میزان شاخص شانون (۴۴ درصد، ضعیف و ۵۶ درصد، متوسط)، EPT (۵۶ درصد، بد و ۴۴ درصد، ضعیف) و ASPT (۳۳ درصد، ضعیف و ۶۷ درصد، متوسط)، ۱۰۰ درصد ایستگاه‌ها دارای وضعیت اکولوژیک غیرقابل قبول می‌باشند. در صورتی که مطابق با نتایج حاصل از شاخص BMWP (۴۴/۵ درصد، ضعیف، ۴۴/۵ درصد، متوسط و ۱۱ درصد، خوب) ۸۹ درصد ایستگاه دارای وضعیت اکولوژیک غیرقابل قبول و فقط ۱۱ درصد دارای کیفیت قابل قبول بوده ولی بر اساس میزان شاخص هلسینهوف (۱۱ درصد، ضعیف؛ ۱۱ درصد، متوسط؛ ۵۶ درصد، خوب و ۲۲ درصد، عالی) ۷۸ درصد ایستگاه دارای وضعیت اکولوژیک قابل قبول و ۲۲ درصد ایستگاه‌ها دارای وضعیت غیرقابل قبول می‌باشند. این موضوع بیانگر نکته مهمی است که بین نتایج طبقه‌بندی شاخص‌ها توافق کامل وجود ندارد. در نتیجه می‌توان گفت نمی‌توان بر اساس این نتایج، تصمیم مدیریتی واحدی اتخاذ نمود. مثلاً ایستگاه‌هایی که به‌واسطه شاخص‌های هلسینهوف یا BMWP دارای وضعیت خوب یا عالی هستند، لزوماً با وجود اختلاف با نتایج سایر شاخص‌ها به‌توان تصمیم مدیریتی واحدی اعمال نمود. به همین خاطر، در این مطالعه میزان سازگاری و توافق بین شاخص‌ها مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان می‌دهد که توافق نسبی در نتایج حاصله از پنج شاخص مورد مطالعه در ۶۷ درصد از ایستگاه‌ها که دارای با کیفیت غیرقابل می‌باشند، دیده می‌شود. در صورتی که در ۲۲ درصد از ایستگاه‌های

شاخص‌های زیستی در هر منطقه جهت اعمال مدیریت محیط‌زیستی، نیاز به استفاده هم‌زمان از شاخص‌های مختلف (مربوط به چند گروه از موجودات منطقه)، بررسی توافق بین آن‌ها و در نهایت بومی‌سازی و انتخاب شاخص‌های مناسب می‌باشد که منجر به نظارت طولانی‌مدت و صرفه‌جویی در هزینه‌ها می‌شود (Ochieng *et al.*, 2020; Magallón Ortega, *et al.*, 2022). در نتیجه استفاده از هر یک از این شاخص‌ها به تنهایی و بدون ملاحظات مطرح شده می‌تواند نتایج اشتباهی را نشان دهد.

منابع

1. **Azami, 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).
 2. **Abdoli, A., 2016.** Assessment of aquatic resources behind the Karaj Dam and the rivers leading to it, Department of Environment, Provincial Directorate of Alborz (In Persian).
 3. **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 rang of unpolluted running water sites. *Water Reserach*, 17, 333-347.
 4. **Batley, G.E., Stahl, R.G., Babut, M.P., Bott, T.L., Clark, J.R., Field, L., Ho, K.T., Mount, D.R., Swartz, R.C. and Tessier, A., 2005.** Scientific Underpinnings of Sediment Quality Guidelines, SETAC Press, pp.39-120.
 5. **Blanchet, H., Lavesque, N., Ruellet, T., Dauvin, J.C., Sauriau, P.G., Desro, N., Desclaux, C., Leconte, M., Bachelet, G., Janson, A.L., Bessineton, C., Duhamel, S., Jourde, J., Mayot, S., Simon, S. and de Montaudouin, X., 2008.** Use of biotic indices in semiencloded coastal ecosystems and transitional water habitats. Implications for the Implementation of the European Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 8 (4): 360-372.
 6. **Bouchard, R.W.Jr., 2004.** Guide to aquatic macroinvertebrates of the Upper Midwest. Water Resources Center, University of Minnesota, St. Paul, MN. 208 pp.
 7. **Cavanagh, N., Nordin, R.N. and Warrington. P.D., 1996.** Freshwater Biological Sampling Manual. Water Management, Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria, BC.
- باشد و این‌که شاخص هلسینهوف در ارزیابی کیفیت رودخانه می‌تواند بهتر عمل نماید (Huang *et al.*, 1982). نتایج مشابهی توسط Shirchi (۲۰۱۲) مبنی بر اینکه شاخص‌های زیستی هلسینهوف و BMWP/ASPT شاخص‌های زیستی مناسبی برای ارزیابی کیفیت آب رودخانه جاجرود می‌باشند، گزارش شده است. Musavi و Pourebrahim (۲۰۱۹) نیز شاخص هلسینهوف را شاخص مناسبی برای ارزیابی کیفیت آب رودخانه کرج معرفی نمودند و گزارش کردند که ایستگاه‌های قبل از سد (سیرا و پل خواب) دارای کیفیت بهتری نسبت به ایستگاه‌های پایین دست سد (آدران و پورکان) هستند که می‌تواند به خاطر افزایش ورودی فاضلاب و استقرار بیشتر مراکز تفریحی در پایین‌دست سد باشد. این شباهت توسط Mahmoudi (۲۰۱۳) نیز مطرح گردید. بنابر گزارش ایشان شاخص زیستی هلسینهوف، شاخص مناسبی برای ارزیابی کیفیت آب رودخانه کرج می‌باشد که وضعیت کیفیت اکولوژیک رودخانه را عمدتاً در حد مناسب تا خیلی خوب و در برخی ایستگاه‌ها در حد متوسط اعلام نمود. وجود توافق یا عدم توافق بین شاخص‌های مختلف که برای تعیین وضعیت اکولوژیک ساحلی به کار گرفته می‌شود نیز در مطالعات قبلی مورد بررسی قرار گرفته است. در این مطالعات نیز استفاده از پنج شاخص زیستی رایج (BO₂A, M-AMBI, AMBI, BENTIX, H') برای ارزیابی وضعیت اکولوژیک اکوسیستم‌های ساحلی نیمه بسته، در پناه و پیکره آبی انتقالی نشان داد که نتایج این شاخص‌ها بندرت با یکدیگر موافق بوده و تصویر خیلی متفاوتی از وضعیت اکولوژیک کل مناطق ارائه می‌دهند و محدودیت‌های این شاخص‌ها را آشکارا مورد تأکید قرار می‌دهد، به ویژه وابستگی اغلب این شاخص‌ها و طبقه‌بندی وضعیت اکولوژیک حاصل از آن‌ها به ویژگی‌های زیستگاه از جمله تنوع گونه‌ای ماکروبن‌توزها. این موضوع در برخی مطالعات اخیر در ایران نیز مورد تأکید قرار گرفته است (Ghorbanzadeh *et al.*, 2020c; Norouzi & Rezaeimanesh, 2021; Pazira *et al.*, 2020). به عنوان نتیجه‌گیری کلی می‌توان گفت با توجه به این‌که تغییرات ساختاری و جمعیتی ماکروبن‌توزها در اکوسیستم‌های آبی می‌تواند از یک سو تحت تأثیر عوامل طبیعی از جمله شرایط زیستی و سیکل زندگی باشد و از سوی دیگر تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی قرار گیرد، در نتیجه به منظور به کارگیری

20. **Humpesch, U.H. and Fesl, C., 2002.** The effect of river bed management on the habitat structure and Macro invertebrate's community of a ninth order river, in Austria. *Archiv für Hydrobiologie Large Rivers*, 13(1), 29-46.
21. **Inyang, H.I. and Daniels, J.L., 2009.** Environmental monitoring, UNESCO, Encyclopedia of Life Support Systems (ELOSS) Publisher Ltd, oxford, UK, volume II
22. **Jalili, S., 2020.** Water Quality Assessment Based on HFBI and BMWP Index in Karoon River, Khuzestan Province, (Northwest of Persian Gulf), *Anthropogenic Pollution Journal*, 4 (1): 36-49, DOI: 10.22034/ap.2020.1877482.1047. Available online at www.ap.iauardabil.ac.ir
23. **Jayachandran, P.R., Bijoy Nandan, S., Jima, M., Philomina, J., Don Xavier, N.D., Sreedevi, O.K., Prabhakaran, M.P. and Joseph K.J., 2019.** Macrobenthic functional feeding groups in a microtidal monsoonal estuary (Kodungallur–Azhikode estuary, India), *Regional Studies in Marine Science*, 25, 100444.
24. **Jorgensen, S.E., Costanza, R. and Xu, F., 2005.** Handbook of ecological indicators for assessment of ecosystem health. CRC Press.439p
25. **Kar, J.R. 1998.** Rivers as sentile using the Biology to Guide Landscape Management Final re-port for usepa, 28p.
26. **Mahmoudi, M., 2013.** Investigating macrobenthic indicators in order to investigate water pollution (case study of Shahrstanak and Velayatrood of Karaj River), MSc Thesis, Faculty of Environment and Energy, Islamic Azad University, Science and Research Branch, Tehran, Iran (In Persian).
27. **Malvandi, H., Moghanizade, R. and Abdoli, A., 2020.** The use of biological indices and diversity indices to evaluate waterquality of rivers in Mashhad, Iran, *Biologia*, 76(203):1-13.
28. **Mandaville, S., 2012.** Benthic macroinvertebrates in freshwaters: Taxa tolerance values, metrics, and protocols, Citeseer.
29. **Musavi, M. and Pourebrahim, S., 2019.** Water quality assessment based on biological monitoring of the Karaj River (Alborz province) using benthic macroinvertebrates, *Journal of Animal Environment*. 11(3): 335-344(in Persian).
30. **Norouzi, H. and Rezaeimanesh, M., 2021.** The use of BMWP and ASPT indices to assessment the water quality of Hashilan wetland (Kermanshah, Iran). *Wetland Ecobiology*.12 (1): 47-64 (in Persian)
31. **Ochieng, H., Odong, R. and Okot-Okumu, J., 2020.** Comparison of temperate and tropical versions of BiologicalMonitoring Working Party (BMWP) index for assessing waterquality of River Aturukuku in Eastern Uganda. *Global Ecology and Conservation*, 23 (8), 1183.
8. **Clarke K.R. and Warwick RM., 1994.** Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council, Plymouth Marine Biological Laboratory, Plymouth, UK.
9. **Czerniawska-Kusza, I., 2005.** Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment. *Limnologist*, 35(3), pp.169-176.
10. **Escalera Gallardo, C., López-López, E., Sedeño-Díaz, J.E., López Hernández, M., Arroyo-Damián, M.A. and Moncayo-Estrada, R., 2021.** Water Quality Analysis in a Subtropical River with an Adapted Biomonitoring Working Party (BMWP) Index. *Diversity*, 13, 606. <https://doi.org/10.3390/d1311060>.
11. **Ghorbanzadeh Zafarani, G., Machinchian Moradi, A., Darvish Bastami, K. and Fatemi, M., 2020c.** Assessing the Classification Indices of Ecological Quality Status Using Benthic Macrofauna Identification in Gorgan Bay. *Journal of Marine Biology*, 12 (4):31-44 (In Persian).
12. **Ghorbanzadeh Zaferani, S.G., Hasani, N., Hosseini Tayefe, F. and Izadian, M., 2020b.** Classification of Karaj river water quality based on EPT index, 1st National Conference on Biodiversity, Tehran, Iran (in Persian)
13. **Ghorbanzadeh Zaferani, S.G., Hosseini Tayefe, F., Azimi, S.B., Gandomkar, M., Gholamalifard, M. and Badamfiroz, J., 2021.** Environmental Quality Assessment of Karaj River Sediments (Alborz Province), *Iranian Fisheries Journal*, 30(1): 37-52 (in Persian)
14. **Ghorbanzadeh Zaferani, S.G., Sari, A., Ebrahimi, T., Hosseini Tayefeh, F., Barzegar, S., Izadian, M., Ashja Ardalan, A., Hashemi Ana, S.K., Katouzian, A. and Badamfiroz, J., 2020a.** Study of correlation between Macrofauna population and water quality status of Karaj River, *Journal of Animal Environment*, 12(4), 574-561. Doi: 10.22034/AEJ.2020.129548 (In Persian).
15. **Gordon, N.D., McMahon T.A. and Finlayson, B.L., 1992.** Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists. John Wiley and Sons, N.Y., N.Y.
16. **Hawkes, H.A., 1997.** Tacnical note: origin and development of the biological monitoring working party score system. *Water Research* 32, 964-968.
17. **Hilsenhoff, W.L., 1988.** Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journa of the North American Benthological Society*: 65-68.
18. **Horne, A.J. and Goldman, C.R., 1994.** *Limnology*. Published by McGraw-Hill Book Co., Second Edition, 576 p.
19. **Huang, Y.Y., Teng, D.X. and Zhao, Z.X., 1982.** Monitoring Jiyunhe estuary pollution by use of macro invertebrate community and diversity index. *Sinozoologia*. 2, 133-146.

- MSc Thesis, Institute for Environmental Sciences, Shahid Beheshti University (In Persian).
38. **Shokripour, Z. and Ashja Ardalan, A., 2017.** Identify and evaluate the diversity of Macrobenthos in Karaj River. *Journal of Animan Researches*, 29(4): 676-682 (In Persian).
 39. **Shokripour, Z., 2015.** Identify and diversity of Macrobenthos in Karaj river. Islamic Azad University, Tehran medical branch, Faculty of modern medical science, Iran. 129p.
 40. **Webb, J.M. and Mccafferty, W.P., 2008.** Heptageniidae of the World. Part II: Key to the Genera. *Canadian Journal of Arthropod Identification*, No.7. Doi: 10.3752/cjai.2008.07.
 41. **WEP;** West Virginia Department of Environmental Protection, Field Guide to Aquatic Invertebrates, available at <http://www.dep.wv.gov/sos>
 42. **Winterbourn, M.J. and Gregson, K.L.D., 1981.** Guide to the Aquatic Insects of New Zealand. *Entomological Society of New Zealand Bulletin*: 5, 1-80
 32. **Ogbogu, S. and Olajide S.A., 2002.** Effect of sewage oxidation pond effluent on macroinvertebrate communities of a tropical forest stream, Nigeria, *Journal of Aquatic Sciences*, 17(1). DOI:10.4314/jas.v17i1.19906.
 33. **Pazira, A.R., Salehi, H. and Obeidi, R., 2020.** Identification and investigation of species diversity and richness of the Gastropoda in intertidal zone of Bushehr Port coastal area (the Persian Gulf waters), *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 18(2) 355-370.
 34. **Pirali Zefrehei, A. and Ebrahimi, E., 2017.** Introduction of Several Biological indices for the Assessment of River Quality Water, *Journal of Water and Sustainable Development*, 3(2): 35-42 (In Persian).
 35. **Plafkin, J.I., 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. EPA, 444/4-89-001, U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC.
 36. **Shajan, K.P., 2001.** Geochemistry of bottom sediments from a river-estuary-shelf mixing zone on the tropical southwest coast of India, *Bulletin of the Geological Survey, Japan*, 52(8):371-382.
 37. **Shirchi Sassi, Z., 2012.** Application of Macrobenthos Bio-Index for Water Quality Assessment: A Case Study of JajroodRiver,

Evaluation of Agreement among Ecological Indices in Determining the Quality of Karaj River (Alborz Province)

Seyed Ghasem Ghorbanzadeh Zafarani^{*1}, Farhad Hosseini Tayefeh¹,
Mona Izadian¹

1*- Research Center for Environment and Sustainable Development (RCESD), Department of Environment, Tehran, Iran

Abstract

Introduction: The study of the structure of aquatic communities in aquatic ecosystems has a special place in the ecological studies of aquatic organisms. Among the important and common macrobenthic indices, we can mention uni-variate and multi-variate ecological indices, which having different advantages and disadvantages, are still used in various studies in riverian waters. In recent years, studies using biodiversity index and bioindices, especially the Helsenhof index, were used to assessment of the water quality of the Karaj River. Assuming that there is agreement between the ecological indices of the region, the present study evaluated the degree of agreement between the quality statuses results obtained from different ecological indices in the Karaj River.

Materials and Methods: In this study, we sampled macrobenthic fauna using a sorber sampler in nine stations during 2017-2018, seasonally. After separating and identifying macrobenthos, Shannon's index, EPT, ASPT, BMWP and HFBI were calculated. Then the ecological status of the stations was classified based on these indices. The percentage of stations whose ecological status was acceptable or unacceptable, as well as the compatibility level between these five indices in the study area, were calculated. To determine the similar tendency of the different indices in the classification of stations, the degree of correlation between them was determined using a non-parametric test. SPSS23 and Excel software were used for statistical analysis and Primer6 was used to determine biodiversity index. Shapiro-Wilk test was used to check the normal distribution of the data. In order to determine the significant difference between the desired data, one-way ANOVA and Kruskal-Wallis tests were used at the significance level of $p < 0.05$. ArcGIS 10.3 and Terrset 17.3 software were used to prepare maps using the IDW method.

Results: In terms of abundance, the Shironomide family was dominant. Baetis, Tubifex, Micrasema, Rhithrogena, Eporus, Hydropsyche, Leptophlebiidae, and Simulium made up 83% of the samples. The values of H', EPT, ASPT, BMWP and HFBI were calculated (12.2 ± 0.65), (5.6 ± 2.8), (3.9 ± 1), (48.8 ± 23.34) and (4.6 ± 1), respectively. The relative agreement in the results obtained from the five studied indices was seen in 67% of the stations with unacceptable quality in the case that 22% of the river stations showed complete agreement and 11% of the stations showed disagreement. The statistical analysis shows that there is a significant agreement between the results of the ecological status obtained from EPT with ASPT, BMWP and Shannon, if they are different with HFBI index. Also, based on

the results of the correlation between the classification of the ecological quality obtained from the bioindices (positive and strong correlation between the EPT and the Shannon and BMWP), it indicates the similar direction of these indices in the classification of the stations.

Discussion: There are structural and population changes of macrobenthos in aquatic ecosystems due to natural factors and human activities. Due to the lack of complete agreement between the assessment results of the five indices in this study, in order to use biological indices in each region for environmental management, there is a need to simultaneously use indices. Also, it is important to check the agreement between different indices and choose the appropriate ecological index. As a result, using each of these indices alone and without considering the above considerations can lead to wrong results. Based on the results of the present study, the Helsinhof index (HFBI) can be introduced as a more suitable index than other studied indices to assess the ecological status of the Karaj River.

Keywords: Agreement, Ecological Status, Karaj River, Macroenthic Index