مجله بوم شناسی آبزیان

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

تأثیر برخی متغیرهای محیطی بر فراوانی و تنوع زیستی ماکروبنتوزهای رودخانه کرج

هانیه صوفی[۱]، جواد رمضانی[۱،۳*]، محمدرضا رحمانی[۱،۳]، باقر نظامی بلوچی[۲،۳]، سمانه داودی[۱]

[۱] *گروه آموزشی محیط زیست دریایی، دانشکده محیط زیست، سازمان حفاظت محیط زیست، کرج*

[۲] *گروه آموزشی محیط زیست طبیعی و تنوع زیستی، دانشکده محیط زیست، سازمان حفاظت محیط زیست، کرج*

[۳] *گروه پژوهشی تنوع زیستی و ایمنی زیستی، پژوهشکده محیط زیست و توسعه پایدار، سازمان حفاظت محیط زیست، تهران*

نوع مقاله:
پژوهشی

تاریخچه مقاله:
دریافت: ۹۹/۰۵/۱۲
اصلاح: ۹۹/۰۸/۱۶
پذیرش: ۹۹/۰۹/۰۹

کلمات کلیدی:
بی‌مهرگان کف‌زی
حشرات آبزی
لارو
ماکروبنتوز

چکیده

ماکروبنتوزها همانند سایر موجودات تحت تأثیر محیط پیرامون خود می‌باشند که پراکنش آن‌ها در زیستگاه با توجه به میزان حساسیت آن‌ها به متغیرهای محیطی، تحت تأثیر این فاکتورها است. هدف از این پژوهش بررسی تأثیر فاکتورهای محیطی بر تنوع زیستی و فراوانی ماکروبنتوزهای رودخانه کرج بود. نمونه‌برداری‌ها در دو فصل پاییز و بهار در ۱۰ ایستگاه، با سنجش ۱۱ فاکتور محیطی صورت پذیرفت. در مجموع تعداد ۸۰۳۲ ماکروبنتوز متعلق به ۱۰ راسته و ۳۸ خانواده شناسایی شد. نتایج نشان داد که بیشترین فراوانی در پاییز مربوط به Baetidae و در بهار مربوط به Chironomidae بود که نوسانات ارتفاع در هر دو فصل، نوسانات دمایی در پاییز و نوسانات عمق در بهار، در شکل‌گیری الگوی فراوانی و ترکیب گونه‌ای بیشترین نقش را داشتند. بر اساس یافته‌ها، سه متغیر اخیر در ایجاد الگوی پراکنش و تنوع فصلی بزرگ بی‌مهرگان کف‌زی در طول رودخانه نیز نقش موثری داشتند. نوسانات این سه فاکتور محیطی با تأثیر بر شرایط زیستگاه (حضور هر گونه در شرایط خاص) سبب تغییر تنوع، فروانی، ساختار و ترکیب گونه‌ای شده است.

مقدمــه

ماکروبنتوزها گروهی از ارگانیسم‌ها هستند که حداقل بخشی از چرخه زندگی خود را در بستر اکوسیستم‌های آبی سپری می‌کنند و با چشم غیرمسلح قابل رؤیت هستند (Pazira *et al*., 2009). این موجودات مهم و متنوع اکوسیستم‌های آبی، در سطح یا درون رسوبات منـابع آبـی و مناطق نزدیک بستر حضور دارند و به دلیل نقش آن‌ها در تغذیه گونه‌های مختلف آبزیان، ساختار زنجیره غذایی یک اکوسیستم و شاخص سنجش کیفیت آب، مهم هستند (Dehghan Madiseh *et al*., 2012).

شرایط محیطی در کنترل زندگی ماکروبنتوزها، تغییر فراوانی و تنوع زیستی آن‌ها نقش مهم و اساسی دارد (Jalili and Rezaei Marnani, 2013). عوامل و شرایط محیطی با ویژگی‌ها و رفتارهای گونه‌ها می‌توانند سبب محدود شدن پراکندگی موجودات شوند (Graham *et al*., 2017). عوامل محیطی دما، نور، اکسیژن، پناهگاه، دبی آب، سرعت جریان آب، جنس بستر، عمق آب، رقابت، شکار، رفتارهای حرکتی و مهاجرتی و میزان آلودگی در زندگی ماکروبنتوزها نقش غیرقابل انکار دارند (Poor

* نویسنده مسئول، پست الکترونیک: jramezani@rcesd.ac.ir

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1400.10.4.1.7]

Ali Darestani, 2009). کاهش تبادل اکسیژن به دلیل افزایش فشردگی ذرات بستر (Pazira *et al.*, 2009)، شسته شدن رو به پایین موجودات تحت تأثیر سرعت جریان آب (Poor Ali Darestani, 2009)، دبی (Shokripour and Ashja Ardalan, 2017)، عمق آب (Gholizadeh and Bovriri, 2018) و دما و اکسیژن آب (Pazira *et al.*, 2009) سبب کاهش تنوع زیستی ماکروبنتوزها می‌شوند. دمای بالای آب با افت اکسیژن سبب کاهش فراوانی و پراکنش اجتماعات کف‌زی می‌شود؛ اگرچه این موجودات تا حدی تحمل تغییرات در میزان اکسیژن را دارند اما به‌ندرت تغییرات دمایی را تحمل می‌کنند (Pazira *et al.*, 2009).

از دیگر عوامل مؤثر بر تغییر ساختار تنوع زیستی می‌توان به تأثیر متواتر انقراض یک گونه بر روی گونه‌های دیگر در زنجیره‌ها و شبکه‌های غذایی (Zargaran and Aramide, 2016) و همچنین تأثیر تغییر فصول بر تنوع زیستی اشاره نمود. مورد اخیر می‌تواند به دلایل متعدد از جمله شکوفایی جلبکی (Sharbati *et al.*, 2013)، مقدار مواد آلی و آلودگی (Chang *el al.*, 2013)، دبی آب (Taban *et al.*, 2018) و کاهش اکسیژن (Berger *et al.*, 2017) باشد. عمدتاً در فصولی که جریان آب متعادل است، بیشترین تنوع زیستی وجود دارد (Shokripour and Ashja Ardalan, 2017).

افزون بر عوامل محیطی طبیعی، فعالیت‌ها و دخالت‌های انسانی نیز در زندگی زیستمندان مؤثر می‌باشند. آلودگی‌ها و هرزآب‌های ناشی از فعالیت‌های انسانی نقش جدی در زندگی اجتماعات کف‌زی بازی می‌نمایند و در سطوح بالا حتی سبب حذف آن‌ها از منطقه می‌شوند (Shahbazi Naserabad *et al.*, 2014). کلیه عوامل محیطی در کنار هم (طبیعی و انسانی) سبب می‌شود هر منطقه ساختار تنوع زیستی ماکروبنتوزهای مختص به خود را داشته باشد (Ardakani, 2012). اکوسیستم های آبی مکرراً تحت تأثیر دخالت‌های انسانی (کشاورزی، صنعتی، خانگی) در حال تخریب می‌باشند. جوامع زیستی وابسته به این اکوسیستم‌ها نیز متأثر از این آسیب‌ها هستند (Ahmadi *et al.*, 2000). در چنین شرایط حاکم بر اکوسیستم‌های آبی، حفظ تنوع زیستی به‌عنوان یک مسئله اساسی در حفاظت محیط‌زیست که هدف اصلی آن نگهداری بیشترین تعداد ممکن از گونه‌های بومی در یک ناحیه است، ضرورت پیدا می‌کند (Zargaran and Aramide, 2016).

در بین ماکروبنتوزها حشرات آبزی بیشترین فراوانی را دارند که با توجه به تحرک اندک لارو آن‌ها و حساسیت به تغییرات محیطی اهمیت بالایی دارند (Dehghan Madiseh *et al.*, 2012). این موجودات نمایانگر شرایط حاکم بر محیط‌زیست خود هستند (Ahmadi and Nafisi, 2001). بررسی کمی و کیفی تأثیر متغیرهای محیطی بر فراوانی و تنوع زیستی این آرایه‌ها به‌عنوان یکی از ارکان مهم توسعه پایدار (Dos Santos *et al.*, 2011) موجب تشخیص شرایط کیفی و فشارها و تنش‌های وارده بر اکوسیستم‌های آبی (Parr and Mason, 2003) خواهد شد که درنهایت به درک جامع و قضاوتی منطقی و معقول در راستای حفاظت از یک اکوسیستم آبی منجر می‌شود (Rezaei *et al.*, 2015).

پژوهش‌های متعددی در خصوص شرایط کیفی آب با استفاده از کف‌زیان و یا بررسی ساختار جمعیتی و تنوع زیستی ماکروبنتوزها در کشور انجام شده است. از آن جمله می‌توان به بررسی تنوع زیستی ماکروبنتوزها (Shokripour and Ashja Ardalan, 2017; Saremi *et al.*, 2019)، استفاده از ماکروبنتوزها به‌عنوان شاخص‌های زیستی (De Meira *et al.*, 2013; Azizpour *et al.*, 2015)، به‌کارگیری ماکروبنتوزها به منظور تعیین کیفیت آب رودخانه‌ها (Khosravani *et al.*, 2014; Shirchi Sasi *et al.*, 2015; Fallahi Arab *et al.*, 2018) و ارزیابی فراوانی ماکروبنتوزها (Sharbati *et al.*, 2013) اشاره نمود. اما در خصوص نقش متغیرهای محیطی در شکل‌گیری ساختار تنوع زیستی ماکروبنتوزها در رودخانه‌های کشور اطلاعات زیادی وجود ندارد (Alijani *et al.*, 2019; Soufi *et al.*, 2019). در تحقیق حاضر تلاش شده است تا گامی رو به جلو جهت کاستن خلأ دانش در این خصوص برداشته شود. وجود چنین اطلاعاتی کمک شایانی به درک تعیین‌کننده‌های اساسی در انتخاب زیستگاه، چگونگی شکل‌گیری الگوی تنوع زیستی و ترکیب گونه‌ای تحت اثر فاکتورهای محیطی، تفکیک تأثیرات عوامل محیطی و انسانی در تنوع زیستی و فراوانی حشرات آبزی و همچنین حفاظت گونه‌های مفید یا کنترل گونه‌های آفت، خواهد نمود.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1400.10.4.1.7]

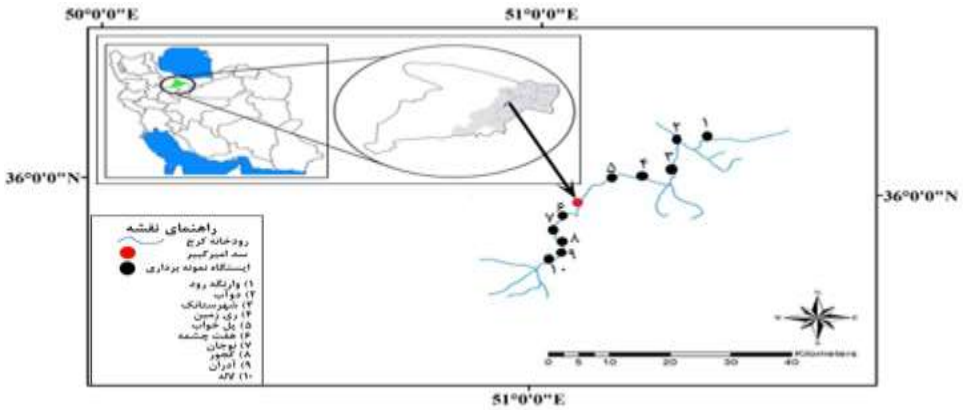
مواد و روش‌ها

مطالعه حاضر در رودخانه کرج واقع در استان البرز انجام شد. این رودخانه زیستگاه گونه منحصر به فرد ماهی قزل‌آلای خال قرمز بوده و به همین دلیل در ردیف رودخانه‌های حفاظت شده کشور قرار دارد. همچنین رودخانه کرج از مهم‌ترین منابع تأمین آب شرب استان البرز و مناطق اطراف می‌باشد (Khatami *et al*., 2007). ایستگاه‌های نمونه‌برداری با توجه به شیب رودخانه، پوشش گیاهی، سرعت جریان آب، امکان دسترسی و کاربری اراضی اطراف رودخانه تعیین و مختصات جغرافیایی آن‌ها بر روی نقشه ثبت گردید (شکل ۱). در هر ایستگاه ۱۱ فاکتور محیطی شامل دمای آب، عرض رودخانه، ارتفاع، عمق آب، جنس بستر، مقاومت، شوری، سرعت جریان آب، دبی، هدایت الکتریکی[1] و کل مواد جامد محلول[2] اندازه‌گیری شد. فاکتورهای دما، شوری، EC و TDS با استفاده از دستگاه Lovibond مدل Con 200 اندازه‌گیری شدند. عرض رودخانه در سه نقطه از هر ایستگاه (ابتدا، انتها و وسط) با متر اندازه‌گیری و میانگین آن‌ها به‌عنوان عرض رودخانه در نظر گرفته شد. برای اندازه‌گیری سرعت جریان آب در هر ایستگاه از روش جسم شناور استفاده شد. دبی از حاصل‌ضرب سطح مقطع (عرض × عمق) در سرعت جریان آب در ضریب جنس بستر (ماسه‌ای و شنی ۰/۹ و قلوه‌سنگی و سخت ۰/۸) محاسبه گردید (Alizadeh, 2015). جنس بستر با مشاهده دقیق درصد ترکیبات بافت آن (شن، قلوه‌سنگ و...) در یک کوادرات ۱×۱ متر با چهار تکرار تصادفی و محاسبه میانگین (رابطه ۱) انجام گرفت (Shearer *et al*., 2015).

$$0.07\times\%\text{boulder}+0.06\times\%\text{cobble}+0.05\times\%\text{gravel}+0.04\%\text{fine gravel}+0.03\times\%\text{sand} \quad \text{(رابطه ۱)}$$

نمونه‌ها در آزمایشگاه با استفاده از لوپ و الک (مش ۵۰۰ میکرون) جداسازی، به ظروف مخصوص حاوی الکل ۹۶ درصد منتقل و با کمک کلیدهای شناسایی معتبر در حد خانواده شناسایی شدند (Gattolliat and Nieto. 2009; Oscoz *et al*., 2011). جهت محاسبه تنوع زیستی از شاخص شانون- وینر (Bass, 1995)، غنای گونه‌ای از شاخص مارگالف (Washington, 1984)، یکنواختی از شاخص یکنواختی شانون- وینر (Bass, 1995) و چیرگی از غالبیت گونه‌ای سیمپسون (Keylock, 2005) استفاده شد (جدول ۱).

برای مشاهده نوسانات متغیرهای منطقه‌ای، داده‌های محیطی بر اساس تغییرات ارتفاع محدوده نمونه‌برداری به سه منطقه پایین‌دست (ارتفاع ۱۴۰۰ تا ۱۶۰۰ متر)، میانه (ارتفاع ۱۶۰۰ تا ۱۹۰۰ متر) و بالادست (ارتفاع ۱۹۰۰ تا ۲۵۰۰ متر) تقسیم شد. با استفاده از نرم‌افزار SPSS نسخه ۲۶ تجزیه و تحلیل تغییرات فاکتورهای محیطی (آزمون ANOVA با سطح معنی‌داری (p<۰/۰۵)، درصد فراوانی خانواده‌ها در طول رودخانه کرج و ایستگاه‌های مورد مطالعه (آزمون Cramér's V) و شاخص‌های



شکل ۱. موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری.

[1] EC
[2] TDS

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]
[DOR: 20.1001.1.23222751.1400.10.4.1.7]

جدول ۱. شاخص‌های تنوع زیستی مورد استفاده

نـام	یکنواختی شانون ـ وینر (Bass, 1995)	غالبیت گونه‌ای سیمپسون (Keylock, 2005)	غنای گونه‌ای مارگالف (Washington, 1984)	شاخص تنوع گونه‌ای شانون ـ وینر (Bass, 1995)
علامت اختصاری	J	D	d	H´
رابطه	$J=\frac{H'}{logs}$	1-D= $1-\sum_{i-1}^{s}(pi)^2$	R= S-1/ln(n)	$H'=-\sum_{i=1}^{s} piLnpi$
توضیحات	J= یکنواختی شانون – وینر H´= شاخص تنوع گونه‌ای شانون – وینر S= تعداد کل گونه‌ها	D= غالبیت گونه‌ای سیمپسون S= تعداد کل گونه‌ها Pi= نسبت فراوانی هر گونه به فراوانی کل	R= غنای گونه‌ای مارگالف S= تعداد کل گونه‌ها n= افراد تشکیل دهنده گونه‌ها	H´= شاخص تنوع گونه‌ای شانون – وینر S= تعداد کل گونه‌ها Pi= نسبت فراوانی هر گونه به فراوانی کل

تنوع زیستی سنجیده شد. همچنین از نرم‌افزار Primer 6.1 برای شباهت بین ایستگاه‌ها (تحلیل‌های Simper و آنالیز خوشه‌ای[3] با آزمون SIMPROF و تحلیل MDS) و تعیین رابطه متغیرهای محیطی با داده‌های زیستی و میزان تأثیر این متغیرهای محیطی در فراوانی گونه‌ها با آزمون LINKTREE و BEST استفاده شد.

نتایـج

از بین ۱۱ فاکتور محیطی ثبت شده در سه منطقه مورد مطالعه، در فصل پاییز، فاکتورهای ارتفاع ($F=۲۹/۰۴، p<۰/۰۰۰۱$) و دمای آب ($F=۱۳/۸۸، p<۰/۰۰۴$) و در فصل بهار، ارتفاع ($F=۲۹/۰۴، p<۰/۰۰۰۱$) و عمق آب ($F=۸/۴۱، p<۰/۰۱$) در امتداد شیب ارتفاع، رابطه معنی‌داری را نشان دادند (جدول ۲).

در مجموع تعداد ۳۸ خانواده از ماکروبنتوزها شناسایی و شمارش شد که بیشترین فراوانی حشرات آبزی، در فصل پاییز مربوط به خانواده Baetidae (۳۵/۶ درصد) و در فصل بهار مربوط به خانواده Chironomidae (۵۳/۵ درصد) بود (جدول ۳). سایر جمعیت‌ها از فراوانی کمتری برخوردار بودند.

نتایج آزمون Cramér's V نشان داد اختلاف معنی‌داری در توزیع فراوانی خانواده‌ها در طول رودخانه کرج و ایستگاه‌های نمونه‌برداری وجود دارد (جدول ۴). به‌طورکلی درصد فراوانی ماکروبنتوزها در پایین‌دست رودخانه بیشتر بود (جدول ۵). در فصل پاییز ایستگاه لاله بیشترین (۲۴/۲ درصد) و ایستگاه هفت‌چشمه کمترین (۳/۳ درصد) فراوانی را داشتند. درحالی‌که در فصل بهار کمترین میزان فراوانی در ایستگاه پل خواب (۳/۹ درصد) و بیشترین فراوانی در ایستگاه لاله (۲۱ درصد) مشاهده شد.

میانگین شباهت ایستگاه‌های نمونه‌برداری در فصل پاییز ۵۱/۴۵ درصد و بیشترین سهم در شکل‌گیری این شباهت به ترتیب مربوط به دو خانواده Baetidae (۳۰/۳۵ درصد) و Heptageniidae (۲۴/۲ درصد) بود و در فصل بهار ۴۵/۷۹ درصد بود که بیشترین سهم در این شباهت به خانواده Chironomidae (۵۴/۰۸ درصد) و Baetidae (۱۶/۹۳ درصد) اختصاص داشت. مقایسه شباهت ایستگاه‌های نمونه‌برداری در فصول پاییز و بهار نشان داد، میزان این شباهت ۶۹/۸۷ درصد و بیشترین سهم در شباهت ایستگاه‌ها مربوط به دو خانواده Baetidae (۱۷/۶۳ درصد) و Hydropsychidae (۱۴/۵ درصد) بود (جدول ۶).

[3] Cluster

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1400.10.4.1.7]

جدول ۲. نوسانات متغیرهای محیطی در امتداد شیب ارتفاع در فصول پاییز و بهار.

فاکتور محیطی	فصل	بالادست $\bar{x} \pm SE$	میانه $\bar{x} \pm SE$	پایین‌دست $\bar{x} \pm SE$	F	p
عرض (m)	پاییز	۹/۸۵±۱/۲۲	۱۱/۵۰±۰/۵۰	۱۰/۵۰±۱/۳۴	۰/۲۵	۰/۷۸
	بهار	۱۷/۱±۰/۲۰۸	۱۷/۵±۲/۵	۱۵/۲۳±۳/۹۵	۰/۱۱	۰/۸۹
عمق (m)	پاییز	۰/۵۳±۰/۰۹	۰/۵۷±۰/۱۲	۰/۶۵±۰/۰۳	۰/۸۶	۰/۴۶
	بهار	۰/۵۴±۰/۰۳	۰/۷۳±۰/۰۱۵	۰/۹۷±۰/۰۸	۸/۴۱	۰/۰۱*
ارتفاع (m)	پاییز	۲۲۴۲/۳۳± ۱۲۴/۱۵	۱۸۴۵/۵۰± ۱۵/۵۰	۱۵۴۷/۶± ۲۸/۵۹	۲۹/۰۴	۰/۰۰۰۱*
	بهار	۲۲۴۲/۳۳± ۱۲۴/۱۵	۱۸۴۵/۵۰± ۱۵/۵۰	۱۵۴۷/۶± ۲۸/۵۹	۲۹/۰۴	۰/۰۰۰۱*
دمای آب (C°)	پاییز	۴±۱/۴۴	۶/۴۵±۰/۶۵	۱۱/۱۲±۰/۷۸	۱۳/۸۸	۰/۰۰۴*
	بهار	۱۰/۷۳±۰/۵۲	۱۴/۷±۱/۴	۱۳/۰۲±۰/۹۷	۲/۸۴	۰/۱۲
سرعت (m/s)	پاییز	۱/۰۹±۰/۱۰	۱/۰۹±۰/۰۰۵	۱/۰۹±۰/۰۵	۰/۰۰۲	۰/۹۹
	بهار	۱/۵۲±۰/۲۱	۱/۹۱±۰/۰۸	۱/۹۵±۰/۲۵	۰/۸۱	۰/۴۸
دبی (m^3/s)	پاییز	۵/۶۲±۱/۹۰	۶/۵۶±۱/۱۳	۶/۸۸±۱/۰۶	۰/۲۲	۰/۸۰
	بهار	۱۲/۹۹±۲/۶۳	۲۲/۰۷±۲/۶۳	۳۰/۴۸± ۱۰/۲۳	۰/۹۴	۰/۴۳
جنس بستر	پاییز	۴/۷۳±۰/۲۴	۴/۷۲±۰/۰۲	۴/۷۳±۰/۲۲	۰/۰۰۱	۰/۹۹
	بهار	۴/۸۳±۰/۲۱	۴/۶۵±۰/۱۵	۴/۹۴±۰/۱۹	۰/۳۸	۰/۶۹
مقاومت (Kohm)	پاییز	۵/۵۳±۰/۸۹	۴/۱۲±۰/۰۵	۴/۳۷±۰/۰۷	۲/۳۵	۰/۱۶
	بهار	۶/۲۲±۰/۲۷	۵/۲±۰/۱۳	۵/۲۶±۰/۲۸	۳/۲۷	۰/۹۹
شوری (gr/L)	پاییز	۰/۱۳±۰/۰۳	۰/۲±۰/۰۰۰۰۱	۰/۱۴±۰/۰۲	۱/۱۸	۰/۳۶
	بهار	۰/۱±۰/۰۰۰۰۱	۰/۱±۰/۰۰۰۰۱	۰/۱±۰/۰۰۰۱	۰/۰۰۱	۱
EC (µs/cm)	پاییز	۱۸۹/۶۶±۳۵/۲۴	۲۴۲±۲	۲۲۹±۴/۲۷	۱/۸۴	۰/۲۲
	بهار	۱۵۸/۳۳±۶/۷۴	۱۶۹/۵±۲/۵	۱۷۶/۸±۷/۹۰	۱/۴۵	۰/۲۹
TDS (mg/L)	پاییز	۲۱۶±۲۹/۵۶	۲۶۳/۵۰±۱۲/۵۰	۲۱۸/۶۰± ۱/۵۳	۲/۱۱	۰/۱۹
	بهار	۱۵۲±۱۴/۶۲	۱۸۴/۳±۳/۹	۱۸۹/۹۶± ۱۳/۲۲	۲/۰۵	۰/۱۹

* میانگین اختلاف در سطح ۰/۰۵ معنی‌دار است.

بررسی میزان شباهت مناطق در فصل پاییز نشان داد ایستگاه‌های بالادست و پایین‌دست مجزا دسته‌بندی شدند اما ایستگاه هفت‌چشمه که بلافاصله پس از سد امیرکبیر قرار دارد با ایستگاه‌های بالادست تشکیل یک گروه دادند، درحالی‌که ایستگاه پل-خواب که قبل از هفت‌چشمه قرار دارد با ایستگاه‌های پایین‌دست یک گروه تشکیل دادند. در فصل بهار ایستگاه‌های بالادست، میانه و پایین‌دست هر کدام جداگانه دسته‌بندی شدند اما ایستگاه هفت‌چشمه شباهتی به هیچ کدام از گروه‌ها نداشت و جدا دسته‌بندی شد (شکل ۲). این نتایج توسط تحلیل MDS نیز تأیید شد (شکل ۳).

بررسی تنوع خانواده‌های ماکروبنتوزها در ۱۰ ایستگاه مورد مطالعه نشان داد در فصل پاییز بیشترین میزان شاخص‌های شانون ـ وینر (H´=۲/۱۵)، سیمپسون (D=۰/۸۳)، غنای مارگالف (d=۲/۸۴) و یکنواختی گونه‌ای (J=۰/۷۵) متعلق به ایستگاه اول (وارنگه رود) بود. در فصل بهار حداکثر شاخص‌های سیمپسون (D=۰/۹) و یکنواختی گونه‌ای (J=۰/۹۲) در ایستگاه پنجم (پل

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1400.10.4.1.7]

خواب)، بیشترین میزان غنای مارگالف (d=۳/۶۷) در ایستگاه اول و بیشترین میزان شاخص شانون – وینر (H´=۲/۲۸) در ایستگاه دوم (دوآب) مشاهده شد (جدول ۷).

جدول ۳. درصد فراوانی ماکروبنتوزها در طول رودخانه کرج در دو فصل پاییز و بهار.

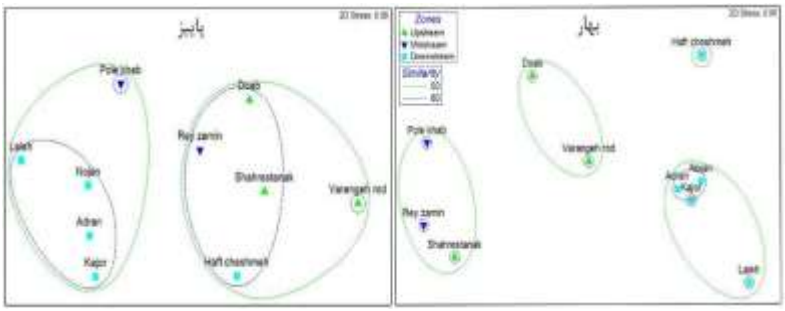
خانواده	پاییز	بهار	درصد کل	خانواده	پاییز	بهار	درصد کل
Baetidae	۳۵/۶	۱۴/۳	۳۱/۶	Glossosomatidae	۳/۴	۰/۱	۲/۸
Heptageniidae	۱۷	۱۳/۳	۱۶/۳	Taeniopterygidae	۰/۷	۰	۰/۵
Caenidae	۰/۱	۰/۱	۰/۱	Leuctridae	۰/۹	۰	۰/۷
Chironomidae	۲/۳	۵۳/۵	۱۱/۸	Chloroperlidae	۰/۰۰۰۱	۰	۰/۰۰۰۱
Simuliidae	۰/۳	۱/۱	۰/۵	Perlidae	۰	۰/۷	۰/۱
Limnoiidae	۰/۰۰۰۱	۰	۰/۰۰۰۱	Elmidae	۰/۱	۰/۹	۰/۲
Tipulidae	۰/۲	۰/۱	۰/۲	Nemouridae	۰/۴	۰	۰/۳
Tabanidae	۰/۰۰۰۱	۰/۴	۰/۱	Dytiscidae	۰/۱	۰	۰/۱
Athericidae	۰/۲	۰/۲	۰/۲	Ulodidae	۰/۰۰۰۱	۰	۰/۰۰۰۱
Stratiomyidae	۰/۰۰۰۱	۰/۱	۰/۰۰۱	Haliplidae	۰	۰/۱	۰/۰۰۰۱
Empididae	۰/۰۰۰۱	۰	۰/۰۰۰۱	Lumbricidae	۳/۶	۰/۵	۳
Psychodidae	۰/۱	۰/۵	۰/۲	Tubificidae	۰/۰۰۰۱	۰/۵	۰/۱
Ceratopogonidae	۰/۱	۱/۶	۰/۳	Hydrachnidiae	۰/۲	۰/۲	۰/۲
Blephariceridae	۰	۰/۵	۰/۱	Gammaridae	۰/۰۰۰۱	۰/۱	۰/۰۰۱
Pediciidae	۰/۳	۰/۵	۰/۳	Planorbidae	۰/۰۰۰۱	۰	۰/۰۰۰۱
Pyralidae	۰	۰/۱	۰/۰۰۰۱	Physidae	۶/۹	۰	۵/۷
Cylindrotomidae	۰	۰/۱	۰/۰۰۰۱	Lymnaeidae	۱/۳	۰/۱	۱/۱
Hydropsychidae	۲۵/۳	۱۰	۲۲/۵	Hirudinidae	۰/۵	۰/۲	۰/۵
Brachycentridae	۰/۰۰۰۱	۰/۱	۰/۰۰۱	Passandridae	۰	۰/۱	۰/۰۰۰۱

مؤثرترین فاکتورهای محیطی در شکل‌گیری الگوی پراکنش ماکروبنتوزها در جدول ۸ ارائه شده است. فاکتورهای محیطی ارتفاع و دما با ضریب همبستگی (*Pw*=۰/۷۴) در فصل پاییز جزو مؤثرترین فاکتورها بودند. البته فاکتورهای محیطی دبی، EC و TDS در این فصل مؤثر بودند اما از همبستگی پایین‌تری برخوردار بودند. در فصل بهار نیز فاکتور ارتفاع با ضریب همبستگی (*Pw*=۰/۳۸) تأثیرگذارترین فاکتور بود و EC، دبی و عمق نیز مهم ولی همبستگی پایین‌تری داشتند.

شکل ۲. تحلیل خوشه‌ای ایستگاه‌های نمونه‌برداری با آزمون SIMPROF بر اساس حضور خانواده‌های ماکروبنتوزها در فصول پاییز و بهار (خطوط مشکی نشانه معنی‌داری و خط‌چین قرمز نشانه عدم معنی‌داری هستند).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1400.10.4.1.7]



شکل ۳. تحلیل MDS شباهت ایستگاه‌های نمونه‌برداری بر اساس حضور خانواده‌های ماکروبنتوزها در فصول پاییز و بهار.

جدول ۴. نتایج آزمون Cramér's V توزیع فراوانی خانواده‌ها در طول رودخانه کرج و ایستگاه‌های نمونه‌برداری.

طول رودخانه		Value	Approximate Significance	ایستگاه		Value	Approximate Significance
Nominal by Nominal	Phi	۰/۶۶	۰/۰۰۰۱	Nominal by Nominal	Phi	۰/۲۳	۰/۰۰۰۱
	Cramer's V	۰/۶۶	۰/۰۰۰۱		Cramer's V	۰/۲۳	۰/۰۰۰۱
N of Valid Cases		۸۰۳۲		N of Valid Cases		۸۰۳۲	

در فصل پاییز دو فاکتور محیطی دما و ارتفاع باعث شدند که ایستگاه‌ها به‌خوبی و با اختلاف قابل‌توجه (π =۲/۶۴، p<۰/۰۰۳) در دو گروه قرار گیرند. در فصل بهار نیز فاکتور ارتفاع موجب شد ایستگاه‌های قبل و بعد از سد با تفاوت گروهی کمتر اما معنی‌دار (π =۳/۲۷، p<۰/۰۰۳) نسبت به پاییز (B = ٪۴۸/۵) از هم جدا شوند (شکل ۴). فاکتورهای محیطی دسته B (سرعت آب، EC، TDS، عمق آب، مقاومت، دما، دبی، عرض و ارتفاع) در فصل بهار باعث شد میان ایستگاه‌های پیش از سد، ایستگاه‌های وارنگه رود و دوآب از ایستگاه‌های شهرستانک، ری زمین و پل خواب جدا گردند (π =۳/۶۱، p<۰/۰۰۳۸). اما در ایستگاه‌های پس از سد، فاکتورهای محیطی دسته C (TDS، ارتفاع، EC، سرعت آب، عمق آب و دبی) سبب جدایی ایستگاه هفت‌چشمه از ایستگاه‌های نوجان، کجور، آدران و لاله (π =۳، p<۰/۰۰۳۴) شدند (جدول ۹).

جدول ۵. درصد فراوانی ماکروبنتوزها در ایستگاه‌های نمونه‌برداری در دو فصل پاییز و بهار.

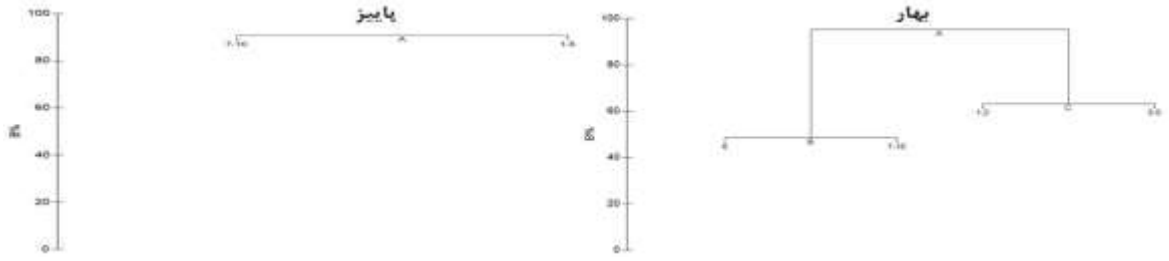
شماره ایستگاه	نام ایستگاه	پاییز	بهار	درصد کل
۱	وارنگه رود	۴/۱	۱۵/۲	۶/۲
۲	دوآب	۵/۹	۷/۱	۶/۱
۳	شهرستانک	۴	۶/۳	۴/۴
۴	ری زمین	۶/۶	۷/۱	۶/۷
۵	پل خواب	۱۳	۳/۹	۱۱/۴
۶	هفت‌چشمه	۳/۳	۶/۷	۳/۹
۷	نوجان	۲۰/۷	۱۳/۴	۱۹/۴
۸	کجور	۷/۳	۸/۸	۷/۶
۹	آدران	۱۰/۹	۱۰/۴	۱۰/۸
۱۰	لاله	۲۴/۲	۲۱	۲۳/۶

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1400.10.4.1.7]

جدول ۶. مقایسه میزان نقش ماکروبنتوزها در شباهت ایستگاه‌های نمونه‌برداری در فصل پاییز و بهار و مقایسه دو فصل.

خانواده	فصل	Av.Abund Autumn	Av.Abund spring	Av.Diss	Diss/SD	%Contrib	%Cum
Baetidae	دو فصل	۷/۶۲	۲/۰۳	۱۲/۳۲	۱/۵۸	۱۷/۶۳	۱۷/۶۳
	پاییز	۷/۶۲	-	۱۵/۶۱	۲/۵	۳۰/۳۵	۳۰/۳۵
	بهار	-	۲/۰۳	۷/۷۵	۱/۱۱	۱۶/۹۳	۷۱/۰۱
Hydropsychidae	دو فصل	۵/۴۴	۱/۱۹	۱۰/۱۳	۱/۱۸	۱۴/۵	۳۲/۱۳
	پاییز	۵/۴۴	-	۷/۸۵	۱/۱۲	۱۵/۲۵	۶۹/۷۹
	بهار	-	۱/۱۹	۲/۲۳	۰/۴۶	۴/۸۶	۹۲/۰۵
Heptageniidae	دو فصل	۵/۴۳	۱/۹۳	۹/۱۸	۱/۴۵	۱۳/۱۴	۴۵/۲۸
	پاییز	۵/۴۳	-	۱۲/۴۵	۱/۷	۲۴/۲	۵۴/۵۴
	بهار	-	۱/۹۳	۷/۴۱	۰/۸۱	۱۶/۱۸	۸۷/۱۹
Chironomidae	دو فصل	۱/۹۴	۴/۶۱	۷/۰۷	۱/۳۵	۱۰/۱۲	۳۹/۵۵
	پاییز	۱/۹۴	-	۳/۹۵	۱/۴	۷/۶۹	۸۶/۲۳
	بهار	-	۴/۶۱	۲۴/۷۶	۲/۰۷	۵۴/۰۸	۵۴/۰۸
Physidae	دو فصل	۲/۸۶	۰/۰۰۰۱	۵/۷۹	۰/۹۷	۸/۲۸	۶۳/۶۸
	پاییز	۲/۸۶	-	۳/۱۸	۰/۷۱	۶/۱۷	۹۲/۴
Lumbricidae	دو فصل	۲/۳۱	۰/۲۵	۴/۷۴	۱/۳۵	۶/۷۸	۷۰/۴۶
	پاییز	۲/۳۱	-	۴/۵۰	۱/۴۶	۸/۷۵	۷۸/۵۴
Glossosomatidae	دو فصل	۱/۴۶	۰/۰۳	۲/۸	۰/۷۳	۴/۰۱	۷۴/۴۷
Hirudinidae	دو فصل	۰/۷۶	۰/۰۶	۱/۷۴	۰/۹۷	۲/۴۹	۷۶/۹۶
Leuctridae	دو فصل	۰/۶۳	۰/۰۰۰۱	۱/۶۵	۰/۵۲	۲/۳۷	۷۹/۳۳
Ceratopogonidae	دو فصل	۰/۱۵	۰/۵۸	۱/۴۷	۰/۷۱	۲/۱	۸۱/۴۳
Taeniopterygidae	دو فصل	۰/۵۶	۰/۰۰۰۱	۱/۴۶	۰/۵۴	۲/۰۸	۸۳/۵۱
Simulidae	دو فصل	۰/۳۳	۰/۳۸	۱/۲۵	۰/۷۱	۱/۷۹	۸۵/۳
Tipulidae	دو فصل	۰/۳۸	۰/۰۷	۱/۰۵	۰/۶	۱/۵	۸۶/۸
Elmidae	دو فصل	۰/۱۵	۰/۳۵	۱/۰۱	۰/۶۷	۱/۴۵	۸۸/۲۶
Pediciidae	دو فصل	۰/۳۱	۰/۱۵	۰/۹۷	۰/۵۱	۱/۳۹	۸۹/۶۴
Nemouridae	دو فصل	۰/۳۶	۰/۰۰۰۱	۰/۸۳	۰/۴۲	۱/۱۸	۹۰/۸۲



شکل ۴. جدایی ایستگاه‌ها (وارنگه‌رود، دوآب، شهرستانک، ری‌زمین، پل‌خواب، هفت‌چشمه، موجان،کجور، آدران و لاله) بر اساس فاکتور محیطی دسته A (دما و ارتفاع) در فصل پاییز و جدایی ایستگاه‌ها (وارنگه‌رود، دوآب، شهرستانک، ری‌زمین، پل خواب، هفت‌چشمه، موجان،کجور، آدران و لاله) بر اساس فاکتورهای محیطی دسته A (ارتفاع)، دسته B (سرعت آب، EC، TDS، عمق آب، مقاومت، دما، دبی، عرض و ارتفاع) و دسته C (TDS، ارتفاع، EC، سرعت آب، عمق آب و دبی) در فصل بهار.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1400.10.4.1.7]

جدول ۷. تنوع خانواده ماکروبنتوزها در ایستگاه‌های مورد مطالعه در دو فصل پاییز و بهار.

ایستگاه	پاییز						بهار					
	S	N	d	J	H´	D	S	N	d	J	H´	D
۱	۱۷	۲۷۷	۲/۸۴	۰/۷۵	۲/۱۵	۰/۸۳	۱۴	۳۴	۳/۶۷	۰/۸۱	۲/۱۶	۰/۸۳
۲	۱۶	۳۸۶	۲/۵۱	۰/۵۶	۱/۵۵	۰/۶۸	۱۳	۲۸	۳/۶۱	۰/۸۸	۲/۲۸	۰/۸۹
۳	۱۴	۲۵۵	۲/۳۴	۰/۵۳	۱/۴	۰/۶۴	۸	۲۳	۲/۲۳	۰/۹۱	۱/۹	۰/۸۵
۴	۱۰	۴۲۰	۱/۴۹	۰/۵	۱/۱۷	۰/۵۹	۱۱	۲۴	۳/۱۵	۰/۸۴	۲/۰۲	۰/۸۴
۵	۱۱	۸۵۲	۱/۴۸	۰/۴۶	۱/۱۱	۰/۵۶	۱۰	۲۰	۲/۹۹	۰/۹۲	۲/۱۲	۰/۹
۶	۱۴	۱۸۴	۲/۴۹	۰/۶۹	۱/۸۳	۰/۷۸	۱۰	۲۴	۲/۸۳	۰/۸۶	۱/۹۹	۰/۸۵
۷	۸	۱۳۵۱	۰/۹۷	۰/۶۶	۱/۳۹	۰/۷	۸	۳۰	۲/۰۶	۰/۸۴	۱/۷۶	۰/۸
۸	۱۱	۴۶۳	۱/۶۲	۰/۵۳	۱/۲۷	۰/۶	۹	۲۳	۲/۵۴	۰/۸	۱/۷۵	۰/۷۹
۹	۹	۷۰۹	۱/۲۲	۰/۷۶	۱/۶۸	۰/۷۶	۷	۲۴	۱/۸۷	۰/۲۸	۱/۶۱	۰/۷۷
۱۰	۸	۱۵۷۵	۰/۹۵	۰/۶۱	۱/۲۸	۰/۶۶	۶	۳۵	۱/۴	۰/۸۲	۱/۴۸	۰/۷۶

جدول ۸. مؤثرترین فاکتورهای محیطی در ایجاد الگوی فراوانی ماکروبنتوزهای ایستگاه‌های مورد مطالعه در فصول پاییز و بهار.

پاییز			بهار		
تعداد متغیر	ترکیب متغیرهای BEST	همبستگی (*Pw*)	تعداد متغیر	ترکیب متغیرهای BEST	همبستگی (*Pw*)
۲	ارتفاع - دما	۰/۷۴	۱	ارتفاع	۰/۳۸
۱	دما	۰/۷۲	۲	عمق - ارتفاع	۰/۳۵
۳	ارتفاع – دما - دبی	۰/۶۸	۲	عمق - سرعت	۰/۳۳
۳	عرض – ارتفاع - دما	۰/۶۶	۲	عمق - EC	۰/۳۲
۱	ارتفاع	۰/۶۶	۴	عمق – ارتفاع – دبی - EC	۰/۳۱
۳	ارتفاع – دما - EC	۰/۶۴	۱	عمق	۰/۳۱
۳	ارتفاع – دما – TDS	۰/۶۴	۳	عمق ارتفاع - سرعت	۰/۳
۲	ارتفاع - دبی	۰/۶۳	۳	عمق – ارتفاع - EC	۰/۳
۲	دما - دبی	۰/۶۳	۳	عمق – دبی - EC	۰/۳
۴	عرض – ارتفاع – دما - دبی	۰/۶۳	۲	عمق - دبی	۰/۳

بحث

مطالعه رودخانه‌ها در میان منابع آب به دلیل رفع نیازهای بشر (آب شیرین در دسترس) از اهمیت بالایی برخوردار است و باید ضمن شناخت آن‌ها، اقدامات صحیح جهت حفاظت این منابع مهم صورت پذیرد (Bordalo *et al*., 2001). شناخت و پایش مدام اثرات متغیرهای محیطی بر تنوع، فروانی، ساختار و ترکیب گونه‌ای ماکروبنتوزها می‌تواند ما را در حفاظت بهتر این منابع محدود یاری نماید. فاکتورهای محیطی و بیولوژیکی بسیاری بر زیستمندان رودخانه‌ها مؤثر می‌باشند که تعداد و میزان اثر آن‌ها در فضا و زمان متفاوت است (Berger *et al*., 2017; Gholizadeh and Boveiri, 2018; Graham *et al*., 2017; Taban *et al*., 2018). با توجه به تعداد بالای گونه در حشرات آبزی و محدوده تحمل گسترده آن‌ها نسبت به متغیرهای محیطی، بیشترین فراوانی در کفزیان، به حشرات آبزی تعلق دارد (Shokripour and Ashja Ardalan, 2017; Parvandi *et al*., 2016; Farhangi and Timuri Yansari, 2012). البته این جمله بدین معنی نیست که کلیه خانواده حشرات از یک الگوی فراوانی در

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1400.10.4.1.7]

جدول ۹. جداسازی ایستگاه‌های مورد مطالعه بر اساس آزمون LINKTREE در فصول پاییز و بهار.

تقسیم گروه	فصل	متغیر	LHS (RHS)	π	*p*	R	B (%)
A	پاییز	دما یا ارتفاع	>۰/۹۷(<-۱/۳۳E-۲) <-۰/۷۳(>-۰/۵۱)	۲/۶۴	۰/۰۰۳	۰/۷	۹۰/۵
	بهار	ارتفاع	<-۰/۵۱(>۴/۲۸E-۲)	۳/۲۷	۰/۰۰۳	۰/۷۵	۴۸/۵
B	بهار	سرعت یا EC یا TDS یا عمق یا مقاومت یا دما یا دبی یا عرض یا ارتفاع	<-۱/۷۴(>۰/۳۹) >۲/۳۹(<۰/۳۹) >۲/۲۲(<۰/۲۹) <-۰/۶۱(>۰/۸۷) <-۱/۷۷(>-۰/۵۸) >۱/۵۴(<۰/۵۵) <-۱/۱۸(>-۰/۵۳) <-۱/۸۱(>-۱/۵۱) >-۰/۵۱(<-۰/۷۳)	۳/۶۱	۰/۰۰۳۸	۰/۷۵	۴۸/۵
C	بهار	TDS یا ارتفاع یا EC یا سرعت یا عمق یا دبی	<-۰/۷۹(>-۴/۶E-۲) >۱/۳۲(<۰/۶) <-۰/۸۸(>-۰/۱۸) <-۰/۳۳(>-۱/۴۹E-۲) <-۱/۰۴(>-۰/۸۳) <-۰/۵۶(>-۰/۳۷)	۳	۰/۰۰۳۴	۱	۶۳/۱

امتداد رودخانه کرج طی سال تبعیت می‌نمایند؛ بلکه الگوی فراوانی فصلی متفاوتی در بین خانواده‌های ثبت‌شده حشرات آبزی در این رودخانه قابل مشاهده است که احتمالاً تحت تأثیر دما و آشفتگی رودخانه شکل‌گرفته باشد. به نظر می‌رسد بالا بودن فراوانی خانواده Baetidae و خانواده دیگر متعلق به راسته Ephemeroptera در فصل پاییز و غالب شدن فراوانی خانواده Chironomidae بر خانواده‌های اخیر در بهار، همبستگی را با نوسانات دمای آب نشان می‌دهند. افزایش دما به‌عنوان یک عامل استرس‌زا در بهار سبب کاهش فراوانی خانواده‌های حساس به شرایط محیطی و جایگزینی خانواده‌های مقاوم می‌شود (Bagheri Tavani *et al*., 2015; Barbour *et al*., 1996). افزون بر نقش دما، افزایش عمق ناشی از سیل بهار ۱۳۹۸ و تأثیر آن در ایجاد آشفتگی و آلودگی (Fangmin *et al*., 2018)، بستری جهت افزایش فراوانی خانواده Chironomidae در بهار را فراهم نموده است (Duran, 2006). همان‌گونه که مشهود است متغیرهای اخیر نه‌تنها در تغییر فراوانی خانواده‌ها در دو فصل مورد مطالعه مؤثر بودند، بلکه تغییر ترکیب گونه‌ای را نیز به همراه داشتند.

علاوه بر نوسانات فصلی فراوانی در خانواده ماکروبنتوزها بخصوص حشرات آبزی، این‌گونه تغییرات در امتداد رودخانه طی یک فصل نیز قابل مشاهده است. سرعت آب به همراه افزایش عمق سبب شسته شدن نمونه‌ها به نقاط پایین‌دست می‌گردد (Abaspour *et al*., 2013) و این امر با وجود سیل که موجب از بین رفتن بستر شده و در نهایت باعث کنده شدن نمونه‌های حشرات آبزی و هدایت آن‌ها به پایین‌دست رودخانه می‌شود، تشدید می‌گردد. احتمالاً بحث فوق عامل افزایش فراوانی خانواده ماکروبنتوزها بخصوص حشرات آبزی در ایستگاه‌های پایین‌دست رودخانه کرج طی دو فصل مورد مطالعه می‌باشد. طبیعتاً تأثیر متغیرهای محیطی بر فراوانی خانواده‌ها و ترکیب گونه‌ای، سبب تغییر میزان شباهت ایستگاه‌ها یا مناطق مورد مطالعه در امتداد طول رودخانه کرج با یکدیگر نیز خواهد شد. همان‌گونه که ذکر گردید، در فصل پاییز کاهش دما موجب افزایش

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1400.10.4.1.7]

اکسیژن گشته و افزایش حضور خانواده حساس به آلودگی (از جمله Baetidae) را به دنبال خواهد داشت (Hilsenhoff, 1988). به همین دلیل خانواده Baetidae در این فصل نقش اساسی در ایجاد شباهت بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری را ایفا نموده است. همچنین در فصل بهار نیز متغیرهای مؤثر (کاهش دما و افزایش عمق و آشفتگی) در غالب نمودن خانواده Chironomidae (Naqshbandi *et al*., 2017)، موجب تأثیر این خانواده در ایجاد شباهت بین ایستگاه‌ها و مناطق مورد مطالعه شده است.

به‌طورکلی ایستگاه‌ها را از نظر شباهت بخصوص در فصل پاییز می‌توان به دو دسته پیش از سد و پس از آن تقسیم نمود. این تقسیم‌بندی احتمالاً ناشی از ارتفاع، دمای پایین، سرعت جریان و عمق مناسب جهت حضور خانواده‌های راسته Ephemeroptera در بالادست و خانواده Chironomidae در پایین‌دست باشد. افزون بر مساعد بودن فاکتورهای فوق جهت حضور خانواده Chironomidae در پایین‌دست، ممکن است همگنی و ساده بودن زیستگاه‌های پایین‌دست سد نیز نقشی در ایجاد این الگو ایفا نموده باشند (Agostinho *et al*., 2004). در این میان دو ایستگاه بلافاصله پیش (پل خواب) و پس از سد (هفت‌چشمه) از این الگو تبعیت نمی‌کنند. به نظر می‌رسد دلیل تبعیت نکردن این دو ایستگاه از الگوی ذکر شده، وجود سد امیرکبیر در میانه رودخانه باشد؛ زیرا سد به‌عنوان یک عامل فیزیکی، اکوسیستم رودخانه را تحت تأثیر قرار داده و تعادل آن را برهم می‌زند (Li *et al*., 2013). از یک سو تغییر غنای گونه‌ای ایستگاه پشت سد به دلیل اتصال شاخه‌های فرعی در زون میانی رودخانه‌ها که موجب افزایش حجم آب، تغییر عرض، عمق آب، سرعت جریان آب، ترکیب بستر و در مجموع آشیان اکولوژیک شده (Tejerina-Garro *et al*., 2005) و از سوی دیگر کاهش دمای آب خروجی سد (Agostinho *et al*., 2004) و تأثیر آن بر ایستگاه بلافاصله پس از سد، می‌تواند دلیل خروج این دو ایستگاه از این الگوی کلی باشد.

متغیرهای مورد بحث در این پژوهش (ارتفاع، دما و عمق) نه‌تنها بر فراوانی و الگوی شباهت بین ایستگاه‌ها و مناطق مؤثر می‌باشند، بلکه کلیه شاخص‌های تنوع را نیز تحت تأثیر قرار می‌دهند (Eslami *et al*., 2016). کلیه شاخص‌های مورد مطالعه در هر دو فصل (شانون- وینر، مارگالف و سیمپسون) به غیر از شاخص یکنواختی گونه‌ای، کاهشی را از بالادست به پایین‌دست رودخانه کرج نشان می‌دهند. اما شاخص یکنواختی گونه‌ای در هر دو فصل از بالادست تا میانه کاهش و از میانه تا پایین‌دست افزایش داشته است. ارتفاع بالا، دمای پایین، عمق و جریان مناسب آب در بالادست و تا حدی میان رودخانه، موجب گردیده است شرایط مساعدی جهت حضور گونه‌های حساس که عمده فون رودخانه را تشکیل می‌دهند، فراهم شود. شرایط کیفی مطلوب فوق موجب افزایش شاخص غنای گونه‌ای (Naemi *et al*., 2018) و شانون- وینر شده است. اما بالا بودن شاخص سیمپسون و پایین بودن شاخص یکنواختی گونه‌ای در این منطقه می‌تواند ناشی از کاهش دسترسی به مناطق دارای پیچیدگی محیطی، شدت بیشتری از سختی شرایط آب و هوایی، کاهش در دسترسی به منابع متنوع و کاهش در تولید اولیه با افزایش ارتفاع باشد (Huston, 1994). شرایط اخیر موجب گردیده است که کلیه خانواده‌ها قادر به همزیستی در مقیاس محلی نبوده و به‌صورت پراکنده با فراوانی متفاوت و چیرگی یک یا چند خانواده در مقیاس منطقه‌ای، محدوده بالادست را اشغال نمایند؛ بنابراین چنین توزیعی در فضا موجب افزایش شاخص سیمپسون و کاهش شاخص یکنواختی گونه‌ای می‌گردد.

نتایج این پژوهش نشان داد نوسانات متغیرهای محیطی ارتفاع، دما و عمق، مؤثرترین فاکتورها در شکل‌گیری الگوی فراوانی، ترکیب گونه‌ای و تنوع ماکروبنتوزها در این منطقه و در این زمان بوده است. تأثیر متغیرهای ارتفاع (Soldnera *et al*., 2004)، دما (Alizadeh *et al*., 2019) و عمق (Bagheri Tavani and Jamalzadeh, 2015) بر جوامع ماکروبنتوزها، در برخی پژوهش‌ها نیز مورد توجه بوده است. درک نیازهای موجودات آبزی به کمک این‌گونه مطالعات، می‌تواند در برنامه‌ریزی‌های حفاظتی از جمله تعیین حق‌آبه اکولوژیک مناسب، برداشت پایدار از منابع رودخانه و حفاظت گونه‌های ماکروبنتوزها و گونه‌های وابسته به آن‌ها، نقش اساسی ایفا نماید.

منابـع

Abaspour, R., Hassanzadeh, H., Alizadeh Sabet, H., Hedayatifard, M., Mesgaran Karimi, J. 2013. Qualitative assessment of Cheshmeh Kileh river water using communities of macroinvertebrates

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1400.10.4.1.7]

and water physico-chemical factors. Journal of Aquaculture Development. 7(4): 43-56. (in Persian)
Agostinho, A.A., Gomes, J.C., Latini, J.D. 2004. Fisheries management in Brazilian reservoirs: lessons from/for South America. Journal of Interciencia. 29(6): 334-338.
Ahmadi, M.R., Karami, M., Kazemi, R. 2000. Determining biomass production and estimating production in Agsht and Kordan rivers. Journal of Natural Environment. 53(1): 3-20. (in Persian)
Ahmadi, M.R., Nafisi, M. 2001. Identification of bioindicator of running water. 1st edition. Khabir Press. 244 p. (in Persian)
Alijani, M., Rahmani, M.R., Ramezani, J. 2019. The effect of some environmental variables on the abundance of Caenidae and Chironomidae families in Tigris basin. The Annual International Congress of New Findings in Agricultural and Natural Resources, Environment and Tourism. 1: 1-6. (in Persian)
Alizadeh, A. 2015. Principles of applied hydrology. 40th edition. Imam Reza International University Press. 815 p. (in Persian)
Alizadeh, M., Hosseini, S.A., Jafaryan, R., Gholizadeh, M. 2019. Evaluation seasonal distribution patterns and biodiversity of macroinvertebrates communities in Aji-Su River (Golestan province). Jornal of Animal Environment. 11(2): 361-370. (in Persian)
Ardakani, M. 2012. Ecology. 14th edition. University of Tehran Press. 340 p. (in Persian)
Azizpour, S., Rahmani, M.R., Khatir, N., Motashafi, F. 2015. Bioindicators and usage in biological monitoring. 2nd Conference on New Finding in Environment and Agricultural Ecosystems. 2: 1-8. (in Persian)
Bagheri Tavani, M., Jamalzadeh, H. 2015. Ecological and biological indices of macrobenthos in the estuary of Shirud river. Journal of Marine Biology, Islamic Azad University of Ahvaz. 6(23): 81-96. (in Persian)
Bagheri Tavani, M., Norouzi, M., Faridi, Sh. 2015. Investigating sand and gravel factory hogwash on biological, environmental and ecological indices in Tirom River (Mazandaran province). Journal of Animanl Researches. 28(1): 9-20. (in Persian)
Barbour, M.T., Fridenburg, R., Mccarron, E., White, J.S., Bastian, M.L. 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. Journal of the North American Benthological Society. 15(2): 185-211.
Bass, D. 1995. Species composition of Aquatic macroinvertebrates and environmental conditions in Cucumber creek. Journal of Proceedings of the Oklahoma Academy of Science. 75(1): 39-44.
Berger, E., Haase, P., Kuemmerlen, M., Leps, M., Schäfer, R.B., Sundermann, A. 2017. Water quality variables and pollution sources shaping stream macroinvertebrate communities. Journal of Science of the Total Environment. 1(10): 578-588.
Bordalo, A., Nilsumranchit, W., Chalermwat, K. 2001. Water quality and uses of the Bangpakong River (Eastern Thailand). Journal of Water Research. 35(15): 3635-3642.
Chang, F.H., Lawrence, J.E., Rios Touma, B., Resh, V.H. 2013. Tolerance values of benthic macroinvertebrates for stream biomonitoring: assessment of assumptions underlying scoring systems worldwide. Journal of Environmental Monitoring and Assessment. 186(4): 2135-2149.
De Meira, J.R., Fonseca, M.F., Moura, F.R. 2013. Water quality of the "Água Limpa" stream in the State Park Biribiri, Minas Gerais State, Brazil. Journal of Advances in Environmental Biology. 7(11): 3487-3496.
Dehghan Madiseh, S., Esmaily, F., Marammazi, J.G., Koochaknejad, E., Farokhimoghadam, S. 2012. Benthic invertebrate community in Khur-e-Mussa creeks in northwest of Persian Gulf and the application of the AMBI (AZTI's Marine Biotic Index). Journal of Fisheries Sciences. 11(3): 460-474.
Dos Santos, D.A., Molineri, C., Reynaga, M.C., Basualdo, C. 2011. Which index is the best to assess stream health?. Ecological Indicator. 11(2): 582-589.
Duran, M.V. 2006. Monitoring water quality using benthic macroinvertebrates and physicochemical parameters of Behzat stream in Turkey. Journal of Environmental Studies. 15(5): 709-717.
Eslami, M., Sabzeghabayi, Gh., Poorkhabaz, H., Soltaniyan, S. 2016. Spatial and temporal variations in benthic invertebrates communities Khoor-E- Musa lagoon according to ecological indices. Journal of Marine Biology, Islamic Azad University of Ahvaz. 7(27): 65-82. (in Persian)

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1400.10.4.1.7]

Fallahi Arab, A., Rahmani, M.R., Javanshir Khoei, A., Goshtasb Meygooni, H. 2018. Assessment of Taleghan river water quality using biological factors. International Conference on Applied Research in Science, Technology and Knowledge, Finland, Helsinki. 2: 1-9. (in Persian)

Fangmin, Sh., Shixiao, Y., Sovan, L., Xinhui, L. 2018. Habitat effects on intra-species variation in functional morphology: evidence from freshwater fish. Journal of Ecology and Evolution. 8(22): 10902-10913.

Farhangi, M., Timuri Yansari, M. 2012. Identification of macroinvertebrate (Benthos) in Mohammad-Abad River, Golestan Province. Journal of Animal Environment. 4(2): 51-56. (in Persian)

Gattolliat, J.L., Nieto, C. 2009. The family Baetidae (Insecta: Ephemeroptera): synthesis and future challenges. Journal of Aquatic Insects. 31(1): 41-62.

Gholizadeh, M., Boveiri, S. 2018. Investigation of the effects of environmental factors on diversity and distribution patterns of macroinvertebrates communities Zarin-Gol river Golestan province. Journal of Animal Environment. 10(3): 369-376. (in Persian)

Graham, E.S., Storey, R., Smith, B. 2017. Dispersal distances of aquatic insects: upstream crawling by benthic EPT larvae and flight of adult Trichoptera along valley floors. Journal of Marine and Freshwater Research (New Zealand). 51(1): 146-164.

Hilsenhoff, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. Journal of the North American Benthological Society. 7(1): 65-68.

Huston, M.A. 1994. Biological diversity: The coexistence of species on changing landscapes. Cambridge University Press. 681p.

Jalili, M., Rezaei Marnani, H. 2013. An investigation on macrobenthic fauna of Kish coastal waters. Journal of Oceanography. 3(12): 1-9. (in Persian)

Keylock, C.J. 2005. Simpson diversity and the Shannon–Wiener index as special cases of a generalized entropy. Journal of Oikos. 109(1): 203-207.

Khatami, S.H., Riyazi, B., Modiri Asari, S.A. 2007. Assessing the quality of Karaj River based on diversity families of macroinvertebrates. Journal of Environmental Science and Technology. 9(1): 71-78. (in Persian)

Khosravani, Sh., Mohammadi Zadeh, F., Yahyavi, M. 2014. Biological assessment of Haji Abad river (Hormuzgan province) using macrobenthic community structure. Journal of Aquatic Ecology. 4(1): 35-43. (in Persian)

Li, J., Dong, S., Peng, M., Yang, Z., Liu, S., Li, X., Zhao, C. 2013. Effects of damming on the biological integrity of fish assemblages in the middle Lancang-Mekong River basin. Journal of Ecological Indicators. 34(1): 94-102.

Naemi, A., Patimar, R., Harsij, M., Yelghi, S. 2018. Ecological assessment of phytoplankton community in shrimp culture ponds of Gomishan-southeast Caspian Sea. Journal of Aquaculture Scienses. 6(1): 53-64. (in Persian)

Naqshbandi, N., Iranmanesh, M., Askari Hesni, M. 2017. Effects of environmental factors on species diversity of rotifers using biodiversity indicators and canonical correlation analysis (CCA). Journal of Aquatic Ecology. 7(2): 66-75. (in Persian)

Oscoz, J., Galicia, D., Miranda, R. 2011. Identification guide of freshwater macroinvertebrates of Spain. 1st edition. Springer Netherlands. 153 p.

Parr, L.B., Mason, C.F. 2003. Long-term trends in water quality and their impact on macroinvertebrate assemblages in eutrophic lowland rivers. Journal of Water Research. 37(12): 2969-2979.

Parvandi, Sh., Abdoli, A., Hashemi, S.H. 2016. Biological assessment Jajrood River using the macrobenthos community structure. Journal of Aquatic Ecology. 6(1): 20-32. (in Persian)

Pazira, A., Emami, M., Koohgardi, A., Vatandoost, S., Akrami, R. 2009. The effect of the environmental parameters on biodiversity of macrobentose in Dalaki and Helle river of Boushehr. Journal of Fisheries. 2(4): 65-70. (in Persian)

Poor Ali Darestani, S. 2009. Introducing of aquatic Arthropods fauna of Cheshmeh_Ali River in Damghan. Journal of Animal Biology. 1(2): 1-8. (in Persian)

Rezaei, K., Moghadam, M., Pahlevani, S., Saeedpour, B. 2015. Investigating the structure of benthic communities in Jajrud river based on biological indicators (Khojir region). Journal of Environmental Science and Engineering. 2(5): 77-84. (in Persian)

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1400.10.4.1.7]

Saremi, G., Rahmani, M.R., Mortazavi, S., Mohammadi Fazel, A. 2019. Investigation of abundance changes of macrobenthics of the Tireh River. The Annual International Congress of New Findings in Agricultural sciences and Natural Resources, Environment and Tourism. 1: 1-9. (in Persian)

Shahbazi Naserabad, P., Pourbagher, H., Egderi, S., Rajaei, M. 2014. The phenotypic plasticity of the aquatic invertebrate *Caenis latipennis* in response to environmental conditions in the Kheirood Kenar River. Journal of Aquatic Ecology. 4(1): 18-28. (in Persian)

Sharbati, S., Akrami, R., Yelghi, S., Mirdar, J., Ahmadi, Z. 2013. Identification abundance and biomass of benthic communities in south east coasts of the Caspian Sea (Golestan province). Journal of Iranian Scientific Fisheries. 21(4): 23-32. (in Persian)

Shearer, K.A., Hayes, J.W., Jowett, I.G., Olsen, D.A. 2015. Habitat suitability curves for benthic macroinvertebrates from a small New Zealand river. Journal of Marine and Freshwater Research (New Zealand). 49(2): 178-191.

Shirchi Sasi, Z., Abdoli, A., Hashemi, H. 2015. Evaluation of single- and multi-metric benthic macroinvertebrate indices for water quality monitoring, case study Jajrood River. Journal of Natural Environment. 68(1): 83-93. (in Persian)

Shokripour, Z., Ashja Ardalan, A. 2017. Identify and evaluate the diversity of macrobenthos in Karaj River. Journal of Animal Researches. 29(4): 442-453. (in Persian)

Soldnera, M., Stephena, I., Ramosb, L., Angusa, R., Wellsa, N.C., Grosso, A., Craned, C. 2004. Relationship between macroinvertebrate fauna and environmental variables in small streams of the Dominican Republic. Journal of Water Research. 38(4): 863-874.

Soufi, H., Ramezani, J., Rahmani, M.R., Nezami Balouchi, B. 2019. Investigation of the effect of some environmental factors on the population distribution of Baetidae and Chironomidae along Karaj River. 4th International Congress of Developing Agriculture, Natural Resources, Environment and Tourism of Iran. 4: 1-6. (in Persian)

Taban, P., Abdoli, A., Khorasani, N., Aazami, J. 2018. Biodiversity study and the effect of some environmental factors on distribution of macrobenthos in Jajrood and Karaj Rivers. Jornal of Animal Environment. 10(4): 477-488. (in Persian)

Tejerina-Garro, F.L., Maldonado, M., Ibanz, C., Pont, D., Roset, N., Oberdorff, T. 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental change on riverine fish assemblage: a framework for ecological assessment of rivers. Journal of Brazilian Archives of Biology and Technology. 48(1): 91-108.

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

Zargaran, M., Aramideh, Sh. 2016. A description of biodiversity and its definition. Journal of Agricultural and Natural Resources Engineering. 13(50): 41-44. (in Persian)

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-05-19]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1400.10.4.1.7]