مجله بوم شناسی آبزیان

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

بررسی تأثیر سیلاب‌های بهاری بر شاخص‌های تنوع زیستی بزرگ بی‌مهرگان کف زی در رودخانه چالوس استان مازندران

فائقه ردایی، حسین رحمانی*، سارا حق‌پرست، سیده محدیث رکابی

گروه شیلات دانشکده علوم دامی و شیلات، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری

نوع مقاله:
پژوهشی

تاریخچه مقاله:
دریافت: ۹۵/۰ ۲/۲۷
اصلاح: ۹۵/۱۲/۱۴
پذیرش: ۹۶/۰ ۲/۱۵

کلمات کلیدی:
بی‌مهرگان کف‌زی
رودخانه چالوس
سیلاب بهاری

چکیده

این مطالعه با هدف بررسی شاخص‌های تنوع زیستی بزرگ بی‌مهرگان کف زی در رودخانه چالوس استان مازندران و تأثیر سیلاب‌های بهاری بر این شاخص‌ها طی بهار و تابستان ۱۳۹۴ صورت گرفت. پارامترهای محیطی شامل دبی روزانه در سال آبی ۹۴-۹۳، دما، اکسیژن محلول، نیترات، فسفات، pH، TDS و EC در ۹ ایستگاه در سرشاخه‌ها و کانال اصلی رودخانه اندازه‌گیری شد. بزرگ بی‌مهرگان کف زی به‌وسیله سوربر سمپلر در هر ایستگاه جمع‌آوری، شناسایی و شمارش گردیدند. نتایج حاکی از آن بود که مقادیر شاخص‌های زیستی EPT، EPT/Chironomidae، ASPT، HFBI، تنوع شانن-وینر و سیمپسون تفاوت معنی‌داری بین دو فصل نشان دادند ($p<0.05$). از بین پارامترهای محیطی در هر دو فصل میزان دبی بیشترین همبستگی معنی‌دار و منفی را با شاخص‌های زیستی داشت ($p<0.01$). ضمن اینکه مقادیر نیترات و فسفات با شاخص‌های زیستی بیشترین همبستگی مثبت و معنی‌داری را نشان دادند. بر اساس نتایج آنالیز افزونگی، پارامترهای محیطی دما، اکسیژن، نیترات و pH در فصل بهار و پارامتر دبی در فصل تابستان به‌عنوان مهم‌ترین متغیرهای اثرگذار بوده‌اند. طبق نتایج به‌دست‌آمده از این تحقیق، سیلاب‌های بهاری به‌طور مستقیم و یا غیرمستقیم، با تأثیر بر سایر پارامترهای محیطی مثل اکسیژن محلول و pH، بر شاخص‌های زیستی بزرگ بی‌مهرگان کف زی در رودخانه چالوس مؤثر بوده‌اند. به‌طورکلی، تغییرات پی‌درپی دما، بارندگی و شرایط هیدرولوژی رودخانه‌ها روی موجودات زنده رودخانه تأثیر داشته، اما ممکن است نسبت به سیلاب‌ها بسیار جزئی باشند.

مقدمه

رودخانه‌ها از مهم‌ترین منابع تأمین آب شیرین مصرفی در بخش کشاورزی، صنعتی و شهری می‌باشند که بررسی آن‌ها نه تنها در تشخیص سلامت اکوسیستم‌ها مهم است، بلکه می‌تواند نشانگر فشارهای احتمالی وارده از محیط اطراف نیز باشد (Sandin, 2003). رودخانه‌ها از اکوسیستم‌هایی هستند که همواره در معرض ورود و تخلیه

* نویسنده مسئول، پست الکترونیک: Shemaya1975@yahoo.com

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-07-03]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1396.7.2.13.0]

ضایعات قرار دارند و نقش عمده‌ای در پراکنش آلودگی دارند (Ogbogu and Olajide, 2004). ازنظر بسیاری از اکولوژیست‌ها، آشفتگی‌های ناشی از فعالیت‌های انسانی به صورت مستقیم (شامل ایجاد پل‌ها، سدها، از بین بردن پوشش گیاهی و خشک کردن رودخانه‌ها، ورود فاضلاب‌های شهری و صنعتی، احداث مراکز تفرجگاهی) و به صورت غیرمستقیم (شامل فعالیت‌های کشاورزی، آبزی‌پروری، استخراج معادن، فرآورده‌های صنایع، توسعه شهری) نقش اصلی را در تعیین ساختار جوامع رودخانه بازی می‌کنند (Gordon *et al.*, 1992). علاوه بر این، پدیده‌های طبیعی نظیر سیلاب‌ها و خشکسالی‌ها می‌توانند زیستگاه‌های موجودات زنده رودخانه‌ها را نابود ساخته و زیستگاه‌های جدیدی را به وجود آورند تا با گذشت زمان و رسیدن اکوسیستم‌ها به شرایط پایداری مجدد، بتوانند در آنجا ساکن شوند (Lake, 2000).

تأثیرات ژئومورفولوژی رودخانه بر موجودات زنده می‌تواند هم به تأثیرات مستقیم بستر مانند اندازه ذرات و هم به تفاوت هیدرولوژیکی که تحت تأثیر الگوهای جریان است، مرتبط باشد (Poff and Allan, 1995). تغییر در جریان آب یکی از اختلالات اولیه در اکوسیستم رودخانه است که می‌تواند ساختار کارکردی جوامع آبزیان را تحت تأثیر قرار دهد (Poff and Allan, 1995).

سیلاب‌ها و خشکسالی‌های اکوسیستم‌های آب‌های جاری هم ازنظر اندازه و هم ازنظر بازه زمانی بسیار متفاوت هستند. همچنین افزایش شدت جریان آب ناشی از سیلاب‌ها نسبت به کاهش شدید جریان یا خشکسالی‌ها تأثیر بیشتری بر جوامع آبزیان دارند (Lake, 2000). اکثر متخصصین اکولوژی رودخانه معتقدند که نوسانات شدید دبی آب رودخانه‌ها نقش بسیار مهمی در ساختار و عملکرد جوامع زنده رودخانه‌ها بازی می‌کنند (Giller, 1996) که این تغییرات زیست‌محیطی به‌طور وسیعی از مقیاس محلی تا منطقه‌ای متفاوت می‌باشد. جریان بالای رودخانه‌ها به‌طور معمول باعث کاهش قابل‌توجهی در تنوع و فراوانی ماکروبنتوزها می‌شود (Lake, 2000)؛ برای مثال دست‌کاری آزمایشی جریان، کاهش تراکم موجودات کف زی را به دلیل افزایش نرخ شناوری نشان داده است (Irvine, 1985). برخی از خصوصیات سیلاب‌ها همچون تناوب، طول مدت سیلاب و قابلیت پیش‌بینی پذیری آن‌ها می‌توانند بر زندگی موجودات آبزی اثرگذار باشند (Fritz and Dodds, 2004; Tronstad *et al.*, 2005). در این میان، آن دسته از جوامع بزرگ بی‌مهرگان کف زی که تحت تأثیر نوسانات فصلی جریانات رودخانه قرار می‌گیرند، پایداری بیشتری نسبت به سیلاب‌های معمول دارند و در مدت زمان کوتاهی بهبود می‌یابند (Argerich *et al.*, 2004).

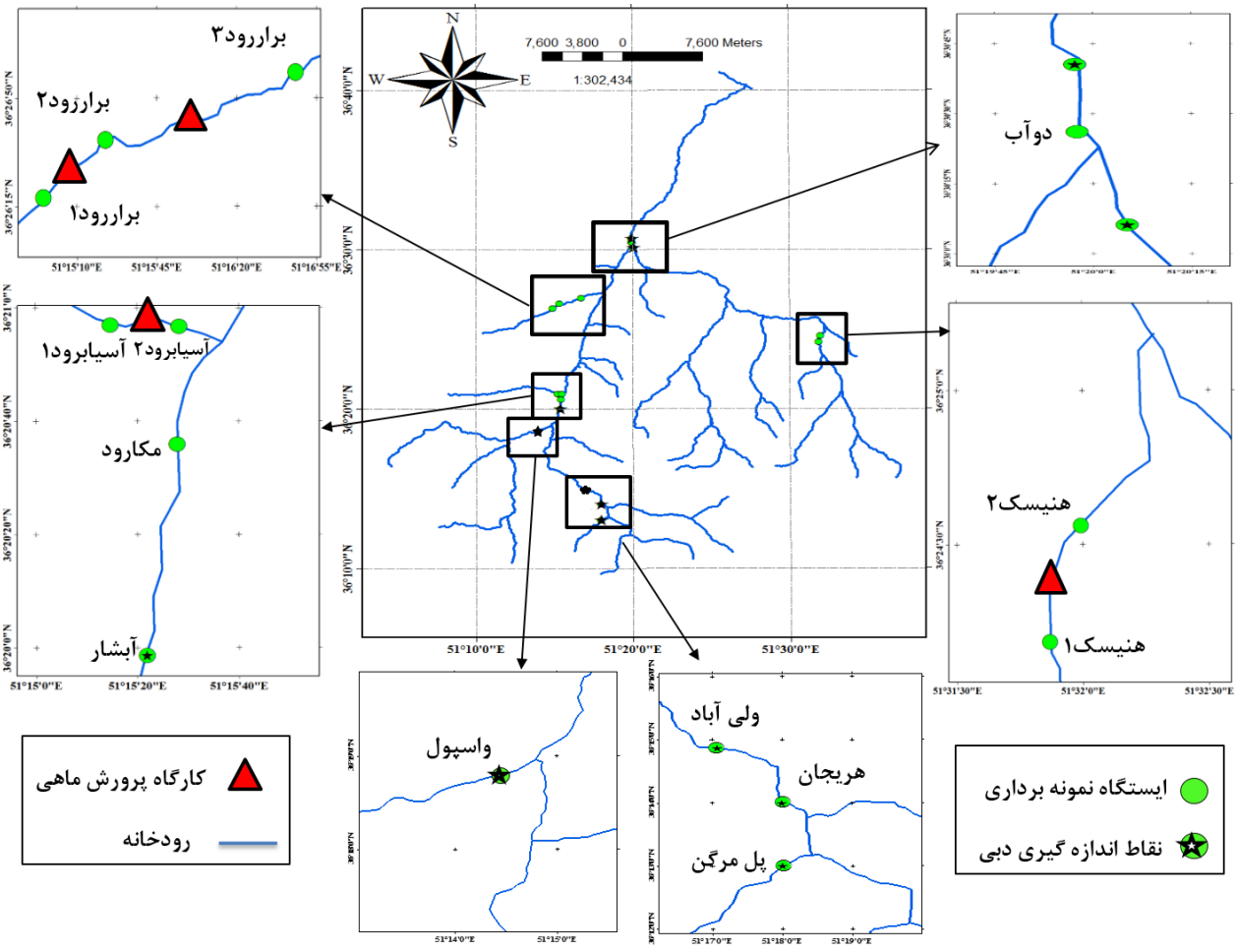
رودخانه چالوس یکی از ۵ رودخانه‌ی حفاظت‌شده کشور است که با بستری سنگلاخی به طول ۷۰ کیلومتر، جریان سالیانه ۴۱۰ میلیون مترمکعب، متوسط آبدهی ۱۳ مترمکعب در ثانیه و حداکثر طغیان ۲۵۰ مترمکعب در ثانیه با دوره برگشت ۲۵ ساله، از ارتفاعات البرز مرکزی سرچشمه می‌گیرد (Mirbagheri *et al.*, 2010). این رودخانه در مسیر کاملاً کوهستانی همراه با طغیان‌های شدید است که معمولاً طغیان آن از اوایل فروردین‌ماه شروع شده و در اردیبهشت‌ماه به حداکثر خود می‌رسد. مطالعات نسبتاً زیادی روی شاخص‌های تنوع گونه‌ای و شاخص‌های زیستی کف زیان در بسیاری از رودخانه‌های ایران انجام شده (Rekabi, 2014; Noroozrajabi *et al.*, 2013; Abbaspour *et al.*, 2013; Bozorgi Makrani, 2011)، اما تاکنون تأثیر نوسانات دبی آب به‌عنوان یکی از عوامل طبیعی و تأثیرگذار روی موجودات زنده رودخانه‌ها مورد مطالعه قرار گرفته است. لذا، با توجه به اثر جریان‌های سیلابی بر جوامع آبزیان- که تا حدود زیادی اثبات شده است- از یک‌سو و اهمیت رودخانه چالوس در حوضه‌های آبریز ایران از سوی دیگر، این مطالعه به بررسی اثرات سیلاب‌های بهاره بر جوامع کف زیان در این رودخانه می‌پردازد.

مواد و روش‌ها

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-07-03]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1396.7.2.13.0]

رودخانه چالوس، رودخانه نسبتاً پرآبی است که حوضه آن کاملاً کوهستانی و سرچشمه آن ارتفاعات ۴۲۴۷ متری واقع در البرز مرکزی می‌باشد. این رودخانه از شمال به دریای مازندران، از جنوب به دامنه شمالی سلسله جبال البرز، از غرب به حوضه آبریز سردآبرود و از شرق به حوضه آبریز رودخانه کورکورسر محدود می‌باشد (Mirbagheri *et al.*, 2010). در این مطالعه به‌منظور بررسی اثر سیلاب بر جوامع بزرگ بی‌مهرگان کف زی، درمجموع ۹ ایستگاه انتخاب شد (شکل ۱) که ایستگاه اول در کانال اصلی رودخانه با جنس بستر عمدتاً قلوه‌سنگی، ایستگاه دوم در سرشاخه آسیاب‌رود و قبل از کارگاه پرورش ماهی، در منطقه‌ای کوهستانی و جنگلی در نزدیکی روستای مکارود قرار داشته که به‌ندرت تحت تأثیر عوامل تنش‌زای انسانی قرار دارد، ایستگاه سوم در سرشاخه آسیاب‌رود و بعد از کارگاه پرورش ماهی با بستر قلوه‌سنگی، ایستگاه چهارم در سرشاخه برارود و در نزدیکی روستای برار با بستر قلوه‌سنگی و آهکی و قبل از کارگاه پرورش ماهی واقع شده است. ایستگاه پنجم نیز در سرشاخه برارود و بین دو کارگاه پرورش ماهی و با فاصله یک کیلومتری از آن‌ها واقع شده است. ایستگاه ششم در سرشاخه برارود و بعد از دومین کارگاه پرورش ماهی در این سرشاخه انتخاب گردید. ایستگاه هفتم در سرشاخه هنیسک و قبل از کارگاه پرورش ماهی در منطقه‌ای کوهستانی و جنگلی در نزدیکی روستای کندلوس واقع شده و به‌ندرت تحت تأثیر عوامل تنش‌زای انسانی قرار می‌گیرد. ایستگاه هشتم نیز در سرشاخه هنیسک و بعد از کارگاه پرورش ماهی قرار دارد و ایستگاه نهم در کانال اصلی رودخانه چالوس در منطقه دوآب می‌باشد.



شکل ۱. نقشه ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری و نقاط اندازه‌گیری دبی آب در حوضه رودخانه چالوس

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-07-03]
[DOR: 20.1001.1.23222751.1396.7.2.13.0]

با توجه به وقوع سیلاب‌ها در فصل بهار و به‌منظور بررسی اثرات آن، نمونه‌برداری از کف زیان در دو فصل بهار و تابستان و با استفاده از نمونه‌بردار سوربر با ابعاد ۳۰/۵ ×۳۰/۵ سانتی‌متر و تور چشمه ۳۶۰ میکرون در سه تکرار به صورت تصادفی از حاشیه‌ها و وسط رودخانه انجام شد. نمونه‌ها به ظروف پلاستیکی منتقل و با فرمالین ۴٪ تثبیت و به آزمایشگاه انتقال یافتند. نمونه‌ها پس از جداسازی از گل‌ولای و مواد آلی همراه، در الکل نگه‌داری و با استفاده از کلیدهای شناسایی موجود در سطح خانواده و در صورت امکان در سطح جنس به کمک لوپ آزمایشگاهی شناسایی شدند (Clifford, 1991; Guilpart *et al.*, 2012; Quigley, 1977). پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب مانند دما، هدایت الکتریکی و کل مواد جامد محلول با دستگاه کدورت سنج مدل AZ-8361، اکسیژن محلول با دستگاه Hach مدل Sension5 و pH با دستگاه pH متر مدل AZ-8685 اندازه‌گیری شد. تعیین دبی و سرعت متوسط آب بر اساس روش جسم شناور ارائه شده توسط آژانس حفاظت محیط‌زیست (EPA, 1996) انجام گرفت.

$$Q = V.S \qquad S = h.d \qquad V = \frac{l}{t}$$

V: سرعت متوسط برحسب متر بر ثانیه، l: مسافت طی شده توسط جسم شناور به متر، t: زمان حمل جسم شناور، S: سطح مقطع برحسب مترمربع ،h: عمق متوسط به متر، d: عرض متوسط به متر، Q: دبی برحسب مترمکعب بر ثانیه.

برای محاسبه غنای EPT، تعداد افراد متعلق به راسته‌های Trichoptera، Ephemeroptera و Plecoptera در هر واحد نمونه‌گیری شمارش شدند (Loch *et al.*, 1996). شاخص فراوانی EPT/ Chironomidae که عبارت است از نسبت فراوانی افراد متعلق به راسته‌های Trichoptera،Ephemeroptera و Plecoptera به فراوانی کل افراد متعلق به خانواده Chironomidae تعیین گردید (Fries and Bowles, 2002; Loch *et al.*, 1996). جهت محاسبه سایر شاخص‌های تنوع نظیر شانون- وینر و شاخص سیمپسون و شاخص غنای مارگالف و شاخص یکنواختی پیلو از نرم‌افزار PRIMER 5 استفاده شد.

جهت ارزیابی کیفیت آب در هر ایستگاه از شاخص زیستی هیلسنهوف (HFBI[1]) بر اساس رابطه زیر استفاده شد (جدول ۱) (Hilsenhoff, 1988).

$$HFBI = \frac{\sum(x_i t_i)}{n}$$

که در این رابطه، x_i: تعداد افراد در هر گروه، t_i: ارزش تحمل به آلودگی در آن گروه و n: تعداد کل افراد می‌باشد.

یکی از روش‌های متداول در بررسی کیفیت آب بر اساس مقاومت گروه‌های مختلف بی‌مهره نسبت به آلاینده‌ها، شاخص زیستی ASPT (Average Score per Taxon) می‌باشد که در سطح خانواده ارزیابی شده و بیشترین امتیاز به خانواده‌هایی که کمترین مقاومت را در برابر آلودگی دارند، تعلق می‌گیرد که بر اساس فرمول زیر محاسبه شد (جدول ۲) (Mandaville, 2002).

$$ASPT = \sum \frac{B.n}{N}$$

B، امتیاز BMWP (Biological Monitoring Working Party) در سطح خانواده، n: فراوانی هر خانواده و N: تعداد کل افراد در هر ایستگاه می‌باشد.

[1] Hilsenhoff level biotic index

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-07-03]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1396.7.2.13.0]

جدول ۱. درجه آلودگی، کیفیت آب و شاخص زیستی هیلسنهوف در سطح خانواده (Hilsenhoff, 1988)

درجه آلودگی	کیفیت آب	شاخص زیستی در سطح خانواده
آلودگی آب وجود ندارد	عالی	۰ – ۳/۷۵
امکان آلودگی آب بسیار اندک	خیلی خوب	۳/۷۶ – ۴/۲۵
احتمال مقداری آلودگی آلی	خوب	۴/۲۶ -۵
آلودگی نسبتاً قابل‌ملاحظه	مناسب	۵/۰ ۱ – ۵/۷۵
آلودگی قابل‌ملاحظه	نسبتاً ضعیف	۵/۷۶ – ۶/۵۰
آلودگی بسیار قابل‌ملاحظه	ضعیف	۶/۵۱ – ۷/۲۵
آلودگی شدید	بسیار ضعیف	۷/۲۶- ۱۰

جدول ۲. طبقات کیفی آب رودخانه به روش ASPT (Mandaville, 2002)

کیفیت آب	ASPT
آب‌های تمیز	بیشتر از ۶
آب‌های با کیفیت مشکوک به آلودگی	۶- ۵
آب با آلودگی متوسط	۵-۴
آب با آلودگی شدید	کمتر از ۴

جهت بررسی نرمال بودن داده‌ها از آزمون کولموگروف- اسمیرنوف و برای بررسی یکنواختی واریانس‌ها از آزمون لون استفاده شد. در صورت نرمال بودن داده‌ها برای مقایسه شاخص‌های زیستی در دو فصل از تست t و برای بررسی همبستگی بین متغیرهای مختلف محیطی و شاخص‌های زیستی مورد مطالعه از ضریب همبستگی پیرسون در نرم‌افزار آماری SPSS استفاده شد.

جهت ارزیابی ارتباط میان شاخص‌های زیستی و پارامترهای محیطی با کمک نرم‌افزار CANOCO، ابتدا آنالیز DCCA (Detrended Canonical Analysis Correspondence) بر روی داده‌ها بدون استفاده از تبدیل انجام شد تا درجه گرادیان در اولین محور بر اساس روش Braak و Smilauer (2002) به دست آید. مطابق این روش اگر درجه گرادیان کمتر از ۳ باشد، آنالیز افزونگی RDA (Redundancy Analysis) جهت تعیین ارتباط توصیه‌شده و هنگامی‌که این شاخص بیشتر از ۴ باشد از آنالیز CCA (Canonical Correspondence Analysis) استفاده می‌گردد. داده‌های این تحقیق درجه پایینی از گرادیان را در آنالیز DCCA نشان دادند و لذا از مدل خطی RDA به‌عنوان مناسب‌ترین مدل استفاده شد.

نتایج

بررسی خصوصیات فیزیکوشیمیایی آب رودخانه چالوس در فصول بهار و تابستان نشان داد که تقریباً روند تغییرات اکثر پارامترهای موردبررسی در دو فصل مشابه بوده است. همچنین نتایج حاصل از تست t برای مقایسه این پارامترها نشان داد که به‌غیراز pH و اکسیژن محلول، سایر پارامترها (EC، دما، نیترات، فسفات، دبی و TDS) در دو فصل مورد مطالعه اختلاف معنی‌داری نداشتند ($p>0.05$) (جدول ۳).

نتایج حاصل از تست لون شاخص‌های زیستی بین دو فصل نشان داد که به‌غیراز شاخص‌های HFBI و مارگالف سایر شاخص‌ها واریانس‌های غیریکنواخت داشتند ($p<0.05$). همچنین نتایج حاصل از تست t برای مقایسه شاخص‌های زیستی بین دو فصل بهار و تابستان نشان داد که غیر از شاخص مارگالف و پیلو، سایر شاخص‌ها (EPT، EPT/Chironomidae، ASPT، HFBI، شانن- وینر و سیمپسون) اختلاف معنی‌داری بین دو فصل داشتند ($p<0.05$) (جدول ۴).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-07-03]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1396.7.2.13.0]

جدول ۳. پارامترهای فیزیکوشیمیایی رودخانه چالوس در ایستگاه‌ها و میانگین (± انحراف معیار) آن‌ها در فصول بهار و تابستان ۹۴

فصل	ایستگاه	دبی (m^3s^{-1})	فسفات (mg/l)	نیترات (mg/l)	TDS (mg/l)	دما (°C)	pH	DO (mg/l)	EC (µm/cm)
بهار	۱	۱/۷۶	۰/۰۳	۰/۶۰۹	۱۷۸	۱۲/۸	۹/۲	۱۴	۳۵۵
	۲	۰/۸۲	۰/۰۴	۳/۷۸	۱۲۹	۱۴	۹/۱	۱۱/۸	۲۵۷
	۳	۰/۷۵	۰/۰۸۵	۸/۲۳	۱۲۶	۱۴/۸	۹/۱	۱۴	۲۵۷
	۴	۰/۹۱	۰/۰۴	۰/۴۸	۲۵۳	۱۴/۹	۹/۳	۱۲/۲	۵۰۴
	۵	۰/۸۵	۰/۰۶۲	۰/۳	۲۳۸	۱۵/۴	۹/۳	۱۲/۴	۴۷۰
	۶	۱/۹۶	۰/۰۵	۱۱/۰۳	۲۰۴	۱۶/۹	۹/۳	۱۱	۴۲۷
	۷	۱/۱۶	۰/۳۵	۵/۷	۲۲۰	۱۷/۶	۹/۵	۱۳	۴۳۷
	۸	۰/۶۸	۰/۰۴	۵/۷۹	۲۲۰	۱۸/۱	۹/۵	۱۲/۶	۴۳۸
	۹	۴/۶۶	۰/۰۵	۱/۰۹	۲۸۰	۱۹	۹/۵	۱۲/۵	۵۴۸
	میانگین	۱/۵±۰/۴۲	۰/۰۸۳±۰/۰۳	۴/۱۱±۱/۲۸	۲۰۵/۳±۱۷/۵۶	۱۵/۹۴±۰/۶۸	۹/۳۱±۰/۰۵	۱۲/۶۱±۰/۳۲	۴۱۰/۳۳±۳۳/۹۷
تابستان	۱	۱/۶۲	۰/۰۱۸	۱/۴	۲۸۰	۱۵/۸	۸	۸/۹	۵۵۸
	۲	۰/۶۶	۰/۰۲۶	۹/۹	۱۴۵	۱۵/۷	۸/۱	۹	۲۹۱
	۳	۰/۶۱	۰/۰۲۵	۹/۵	۱۴۵	۱۶	۸/۳	۹/۶	۲۸۹
	۴	۰/۹۴	۰/۰۲۹	۲/۵	۲۱۲	۱۵	۸/۲	۱۰/۳	۴۲۳
	۵	۱/۲۶	۰/۰۳۶	۲/۳	۲۰۱	۱۵/۱	۸/۲	۷/۶	۴۰۷
	۶	۱/۱۸	۰/۰۳	۱۰/۶	۱۹۷	۱۷/۶	۸/۳	۹/۶	۳۹۳
	۷	۰/۷۵	۰/۰۳	۹/۹	۲۱۷	۱۷/۷	۸/۲	۹/۵	۴۳۰
	۸	۱/۰۹	۰/۰۲۸	۱۰/۶	۲۳۰	۱۹	۸/۲	۸/۹	۴۶۰
	۹	۱/۵۶	۰/۰۳۷	۷/۱	۲۶۶	۲۲/۳	۸/۱	۸/۴	۵۴۱
	میانگین	۱/۰۷±۰/۱۲	۰/۰۲۸±۰/۰۰۱	۷/۰۸±۱/۳	۲۱۰/۳±۱۵/۴۵	۱۷/۱۳±۰/۷۸	۸/۱۷±۰/۰۳	۹/۰۸±۰/۲۶	۴۲۱/۳۳±۳۱/۱۹

نتایج همبستگی پارامترهای فیزیکوشیمیایی و شاخص‌های زیستی در فصل بهار نشان داد که شاخص‌های EPT/Chir و مارگالف با میزان فسفات در سطح ۱ درصد و شاخص ASPT و تنوع شانون با میزان فسفات در سطح ۵ درصد و هم‌چنین شاخص‌های مارگالف و ASPT با دبی در سطح ۵ درصد ارتباط معنی‌داری داشته است. علاوه بر این تمامی شاخص‌ها به‌غیراز شاخص تنوع سیمپسون با دبی همبستگی منفی دارند (جدول ۵).

نتایج همبستگی پیرسون بین شاخص‌های زیستی و پارامترهای فیزیکوشیمیایی در فصل تابستان نیز نشان داد که شاخص‌های EPT، EPT/Chir و ASPT با پارامترهای دبی، EC و TDS؛ شاخص تنوع شانون علاوه بر این پارامترها با pH و نیترات نیز همبستگی منفی و معنی‌داری در سطح ۱ درصد داشته است. ضمن این‌که شاخص مارگالف با دبی؛ شاخص یکنواختی پیلو با مقدار نیترات؛ شاخص HFBI با دما و فسفات و شاخص سیمپسون با pH و نیترات در سطح ۱ درصد همبستگی معنی‌داری داشته است. مقایسه این همبستگی‌ها نشان داده که فقط همبستگی شاخص سیمپسون با pH، شاخص هیلسنهوف با دما و فسفات و شاخص تنوع شانون با نیترات و pH مثبت بوده و بقیه همبستگی‌های معنی‌دار در سطح ۱ درصد منفی بوده است. ضمن این‌که اکسیژن محلول با هیچ‌یک از شاخص‌های زیستی ارتباط معناداری نشان نداد (جدول ۶).

نتایج آنالیز افزونگی در فصل بهار نشان داد که پارامترهای محیطی مانند دما، نیترات، اکسیژن و pH به‌عنوان مهم‌ترین متغیرها می‌باشند. شاخص سیمپسون در ایستگاه‌های برارود ۳ و مکارود بیشترین مقدار بوده که به صورت مثبت تحت تأثیر پارامتر دبی آب می‌باشد. شاخص‌های HFBI و EPT در ایستگاه‌های آسیاب‌رود ۱ و برار رود ۱ با میزان دبی آب رابطه مثبت و با مقادیر نیترات، دما، اکسیژن محلول و pH رابطه منفی دارند. در ایستگاه‌های برار رود ۲ و آسیاب‌رود ۲ شاخص‌های

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-07-03]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1396.7.2.13.0]

یکنواختی پیلو، غنای مارگالف، تنوع شانون و ASPT با نیترات، دما، اکسیژن محلول و pH رابطه منفی و با میزان فسفات رابطه مثبت دارند. نتایج آنالیز افزونگی در فصل تابستان نشان داد که مهم‌ترین پارامتر محیطی تأثیرگذار میزان دبی بوده و پس‌از آن هدایت الکتریکی و کل مواد جامد معلق در مرتبه بعدی تأثیرگذار بودند. در ایستگاه‌های دوآب، برار رود ۳ و برار رود ۱ میزان تغییرات دبی بسیار قابل‌توجه بوده که با شاخص EPT/Chir رابطه معکوس دارند. در ایستگاه‌های هنیسک ۱ و ۲ پارامترهای دما و فسفات ارتباط مثبت و مستقیمی با شاخص HFBI دارد. در ایستگاه برار رود ۱، با میزان دبی آب رابطه مثبت و با هدایت الکتریکی و کل مواد جامد معلق رابطه منفی دارد. در این فصل بین شاخص‌های EPT، یکنواختی پیلو، تنوع شانون و غنای مارگالف با میزان نیترات، اکسیژن محلول و pH ارتباط مثبت و قوی مشاهده شد که رابطه معکوسی را با ایستگاه مکارود نشان می‌دهد.

جدول ۴. میانگین (± انحراف معیار) شاخص‌های زیستی رودخانه چالوس در فصول بهار و تابستان ۹۴

فصل	ایستگاه	Shannon	Pielou	Simpson	ASPT	HFBI	Margalef	EPT/Chir	EPT
بهار	۱	۰/۳۶±۰/۱۳^{a}	۰/۲۵±۰/۰۵^{a}	۰/۸۴±۰/۰۵^{c}	۲/۴۷±۰/۱۶^{a}	۶/۳۸±۰/۷^{a}	۰/۶۹±۰/۲^{a}	۰/۰۳±۰/۰۲^{a}	۱/۳۳±۰/۳۳^{a}
	۲	۰/۸۹±۰/۲۵^{abc}	۰/۵۳±۰/۱۵^{abc}	۰/۵۲±۰/۱۵^{ab}	۴/۱۴±۰/۳۷^{bc}	۶/۵±۰/۳۴^{a}	۰/۸۴±۰/۱۱^{a}	۰/۳۳±۰/۱۹^{a}	۱/۳۳±۰/۳۳^{a}
	۳	۰/۶۳±۰/۲۴^{ab}	۰/۳۲±۰/۱۴^{a}	۰/۶۹±۰/۱۵^{bc}	۴/۶۶±۰/۱۳^{c}	۵/۹۹±۰/۰۴^{a}	۱/۱۸±۰/۰۵^{a}	۰/۲±۰/۰۸^{a}	۲/۶۶±۰/۳۳^{a}
	۴	۱/۰۶±۰/۳۲^{bc}	۰/۸۴±۰/۰۳^{d}	۰/۴۱±۰/۰۹^{ab}	۳/۸۱±۰/۲۲^{abc}	۶/۷±۰/۳۴^{a}	۱/۱۱±۰/۴۸^{a}	۰/۳۷±۰/۳۱ ^{a}	۱/۳۳±۰/۸۸^{a}
	۵	۱/۴۶±۰/۱۶^{c}	۰/۷۱±۰/۰۷^{cd}	۰/۳±۰/۰۵^{a}	۴/۴۸±۰/۵^{bc}	۵/۷±۰/۳^{a}	۱/۶۲±۰/۱۹^{b}	۰/۳۳±۰/۱۲^{a}	۲/۳۳±۰/۳۳^{a}
	۶	۰/۷۶±۰/۰۳^{ab}	۰/۴۱±۰/۰۲^{ab}	۰/۵۲±۰/۰۲^{ab}	۳/۰۴±۰/۱۴^{ab}	۶/۷۵±۰/۴۳^{a}	۰/۹۳±۰/۱۴^{a}	۰/۰۱±۰/۰۰۳^{a}	۵±۱^{b}
	۷	۱/۵۲±۰/۱۵^{c}	۰/۶۳±۰/۰۷^{bcd}	۰/۲۸±۰/۰۳^{a}	۴/۷۶±۱/۰۴^{c}	۵/۵±۰/۷۵^{a}	۱/۹۴±۰/۰۲^{b}	۱/۴۵±۰/۳۴^{b}	۵±۱^{b}
	۸	۱/۱۵±۰/۱۲^{bc}	۰/۴۹±۰/۰۴^{abc}	۰/۴±۰/۰۴^{ab}	۳/۳±۰/۲۲^{abc}	۵/۶۳±۰/۰۸^{a}	۱/۴۲±۰/۱^{a}	۰/۲۳±۰/۱۱^{a}	۵±۰/۵۷^{b}
	۹	۰/۶۲±۰/۲۵^{ab}	۰/۴±۰/۱۱^{ab}	۰/۷±۰/۱۳^{bc}	۳/۰۳±۰/۶۱^{ab}	۵/۶±۰/۱۵^{a}	۰/۷۴±۰/۱۶^{a}	۰/۱۸±۰/۱۳^{a}	۱/۳۳±۰/۳۳^{a}
	میانگین	۰/۹۴±۰/۰۹	۰/۵۱±۰/۰۴	۰/۵۲±۰/۰۴	۳/۷۴±۰/۲	۶/۰۸±۰/۱۵	۱/۱۷±۰/۰۹	۰/۳۵±۰/۰۹	۱/۰۷±۰/۰۵
تابستان	۱	۰/۷±۰/۱۱^{a}	۰/۳۹±۰/۰۵^{a}	۰/۶۵±۰/۰۶^{c}	۴/۱۳±۰/۱۸^{ab}	۳/۲۶±۰/۹۶^{a}	۰/۹۴±۰/۱۵^{a}	۱۰/۷±۰/۵۳	۲/۳۳±۰/۳۳^{a}
	۲	۱/۲۱±۰/۱۶^{b}	۰/۵۵±۰/۰۶^{abc}	۰/۴۶±۰/۰۶^{b}	۸/۸۱±۰/۱۷^{d}	۳/۳۶±۰/۱۳^{a}	۱/۵۳±۰/۱۵^{b}	۵۴/۲۳±۲۴/۷۴	۴/۳۳±۰/۶۶^{bc}
	۳	۱/۷۳±۰/۰۲^{b}	۰/۷۴±۰/۰۰۹^{c}	۰/۲۱±۰/۰۰۵^{a}	۶/۴±۰/۲^{c}	۳/۵۷±۰/۲۴^{a}	۱/۵۹±۰/۱۲^{a}	۳۵/۱۶±۱۶/۳	۵±۰/۵۷^{c}
	۴	۱±۰/۱۷^{ab}	۰/۵۱±۰/۰۴^{ab}	۰/۴۶±۰/۰۵^{b}	۴/۷۹±۰/۲۹^{abc}	۲/۸۷±۰/۰۴^{ab}	۱/۲۷±۰/۲۷^{a}	–	۴±۰/۵۷^{abc}
	۵	۱/۰۴±۰/۱۱^{ab}	۰/۵۳±۰/۰۳^{abc}	۰/۴۴±۰/۰۴^{b}	۴/۵۹±۰/۰۳^{abc}	۴/۱۸±۰/۰۷^{abc}	۰/۹۹±۰/۰۹^{a}	۲۲/۰۳±۳/۶۹	۳±۰/۵۷^{ab}
	۶	۱/۰۷±۰/۰۵^{ab}	۰/۵۶±۰/۰۴^{abc}	۰/۴±۰/۰۱^{b}	۴/۲۲±۰/۰۶^{ab}	۴/۹۹±۰/۰۹^{bc}	۰/۹۴±۰/۲۶^{a}	۵/۳۳±۱/۰۲	۲/۶۶±۰/۶۶^{ab}
	۷	۱/۴۴±۰/۲۶^{bc}	۰/۶۵±۰/۱۳^{bc}	۰/۳۳±۰/۱^{ab}	۴/۶±۰/۴^{abc}	۴/۳۶±۰/۰۸^{abc}	۱/۶۹±۰/۱^{ab}	۲/۹۶±۰/۷۴	۴/۳۳±۰/۳۳^{bc}
	۸	۱/۳۹±۰/۰۷ ^{bc}	۰/۶۲±۰/۰۱^{bc}	۰/۳۲±۰/۰۰۹ ^{ab}	۶/۰۷±۱/۶۵^{bc}	۴/۳۷±۰/۱^{abc}	۱/۵۱±۰/۱۳^{a}	۶/۷±۰/۷	۴±۰/۵۷ ^{abc}
	۹	۱/۱۱±۰/۰۵^{ab}	۰/۶۹±۰/۰۷^{bc}	۰/۳۷±۰/۰۲^{ab}	۳/۲۲±۰/۱۶^{a}	C۵/۲۸±۰/۲^{c}	۰/۸۷±۰/۱۳^{a}	۰/۹۳±۰/۱۸	۲/۶۶±۰/۳۳^{ab}
	میانگین	۱/۱۹±۰/۰۶	۰/۵۸±۰/۰۲	۰/۴۱±۰/۰۲	۵/۲۰±۰/۳۴	۴/۱۷±۰/۱۶	۱/۲۶±۰/۰۷	۱۷/۲۵±۴/۸۴	۳/۵۹±۰/۲۲

جدول ۵. همبستگی پیرسون بین شاخص‌های زیستی و پارامترهای فیزیکوشیمیایی در فصل بهار

شاخص‌ها	EC	DO	pH	دما	TDS	نیترات	فسفات	دبی
EPT	-۰/۳۰۷	۰/۰۹۰	-۰/۲۹۹	-۰/۳۷۰	-۰/۲۹۵	-۰/۱۴۹	-۰/۱۴۲	-۰/۰۵۱
EPT/Chir	۰/۰۹۷	۰/۰۸۸	۰/۳۴۰	۰/۲۲۴	۰/۱۱۱	۰/۰۱۴	۰/۷۹۶**	-۰/۱۷۷
Margalef	۰/۱۴۰	۰/۰۶۷	۰/۳۳۷	۰/۲۵۶	۰/۱۴۴	۰/۱۰۲	۰/۵۸۱**	-۰/۳۹۴*
HFBI	-۰/۱۷۵	-۰/۲۳۳	-۰/۳۸۰	-۰/۳۶۳	-۰/۲۰۰	۰/۰۸۳	-۰/۲۹۶	-۰/۱۱۰
ASPT	-۰/۱۹۷	۰/۰۷۲	-۰/۱۱۵	-۰/۰۲۲	-۰/۱۸۴	۰/۰۹۵	۰/۴۲۰*	-۰/۳۹۴*
Simpson	۰/۲۶۳	۰/۳۵۰	-۰/۳۲۷	۰/۲۵۵	-۰/۲۵۹	-۰/۰۴۱	-۰/۳۶۷	۰/۳۷۳
Pielou	۰/۳۵۶	-۰/۳۲۳	۰/۱۸۸	۰/۰۶۵	۰/۳۶۲	-۰/۲۸۳	۰/۱۸۴	-۰/۲۸۶
Shannon	۰/۲۵۵	-۰/۲۱۳	۰/۳۴۴	۰/۲۵۵	۰/۲۶۰	-۰/۰۴۳	۰/۴۳۸*	-۰/۳۴۸

*معنی‌دار بودن همبستگی در سطح ۰/۰۵؛ **معنی‌دار بودن همبستگی در سطح ۰/۰۱

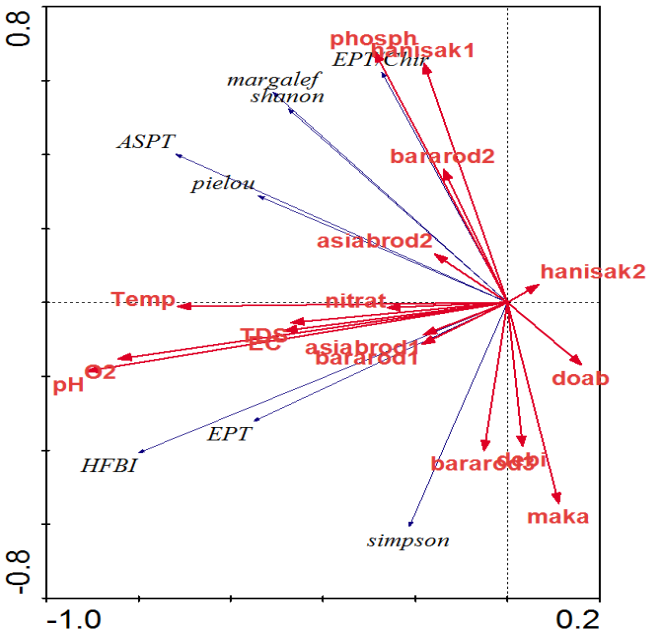
[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-07-03]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1396.7.2.13.0]

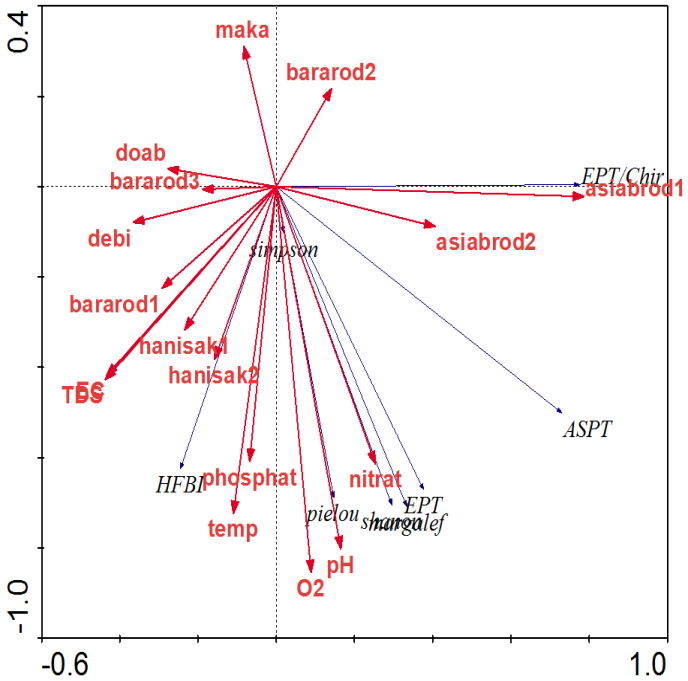
جدول ۶. همبستگی پیرسون بین شاخص‌های زیستی و پارامترهای فیزیکوشیمیایی در فصل تابستان

شاخص‌ها	EC	DO	pH	دما	TDS	نیترات	فسفات	دبی
EPT	-۰/۵۵۰**	۰/۳۴۳	۰/۳۳۲	-۰/۲۰۱	-۰/۵۴۲**	۰/۳۵۹	-۰/۱۰۹	-۰/۷۱۲**
EPT/Chir	-۰/۵۹۲**	۰/۰۱۱	-۰/۰۰۹	۰/۴۶۵*	-۰/۵۹۶**	۰/۰۶۵	-۰/۲۱۰	-۰/۴۵۶*
Margalef	-۰/۴۵۷*	۰/۳۲۶	۰/۲۳۶	-۰/۱۶۱	-۰/۴۳۳*	۰/۴۲۷*	-۰/۱۹۹	-۰/۶۸۹**
HFBI	۰/۲۶۵	-۰/۱۰۶	۰/۲۴۸	۰/۶۰۸**	۰/۲۵۴	۰/۲۷۶	۰/۵۹۸**	۰/۲۲۹
ASPT	-۰/۶۷۳**	۰/۱۱۵	۰/۰۵۱	-۰/۳۴۸	-۰/۶۷۰**	۰/۳۷۰	-۰/۳۰۶	-۰/۶۳۹**
Simpson	۰/۴۰۸*	-۰/۱۳۶	-۰/۶۲۱**	-۰/۲۶۶	۰/۴۱۳*	-۰/۵۸۰**	-۰/۳۱۵	۰/۴۸۲*
Pielou	-۰/۲۵۳	۰/۰۵۲	۰/۴۰۰*	۰/۳۸۵*	-۰/۲۶۲	۰/۴۹۵**	۰/۳۲۰	-۰/۳۳۱
Shannon	-۰/۴۹۹**	۰/۱۸۶	۰/۵۱۶**	۰/۱۱۵	-۰/۴۹۸**	۰/۵۹۳**	۰/۰۸۶	-۰/۶۱۶**

*معنی‌دار بودن همبستگی در سطح ۰/۰۵، **معنی‌دار بودن همبستگی در سطح ۰/۰۱



شکل ۲. نتایج آنالیز افزونگی (RDA) در فصل بهار در رودخانه چالوس



شکل ۳. نتایج آنالیز افزونگی (RDA) در فصل تابستان در رودخانه چالوس

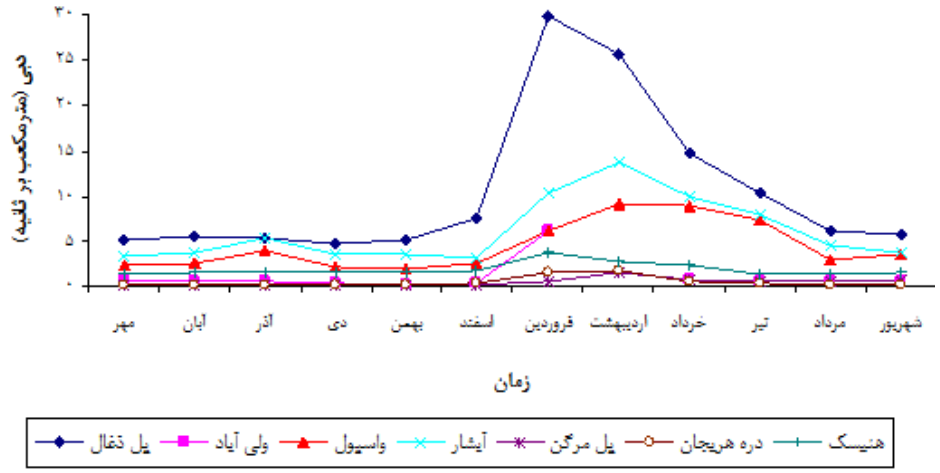
[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-07-03]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1396.7.2.13.0]

بحث

شرایط محیطی به‌خصوص دبی آب اثر بسیار زیادی بر تنوع و تراکم کف زیان موجود در رودخانه دارد که این اثر در فصول سیلابی بسیار زیاد است. در مطالعه حاضر، میزان دبی در فصل بهار نسبت به تابستان بیشتر بوده ولی بر اساس مقایسه انجام‌شده این اختلاف معنی‌دار نبود ($P>0.05$). بر اساس داده‌های دبی حاصل از ایستگاه‌های مطالعاتی اداره منابع آب شهرستان‌های نوشهر و چالوس، در ماه‌های مختلف بهار مقدار دبی بسیار بالا بوده که می‌تواند به‌طور مستقیم و یا غیرمستقیم بر سایر پارامترهای محیطی و شاخص‌های زیستی تأثیرگذار باشد (شکل ۴).

نتایج مربوط به میزان دبی روزانه رودخانه چالوس در دو فصل بهار و تابستان تفاوت معناداری را نشان داده به‌طوری‌که میزان دبی در برخی روزها در فصل بهار ۶ برابر بیش از فصل تابستان بوده است که با نتایج Loch و همکاران (1996) در غرب کارولینای شمالی و Kalyoncu و Zeybek (2011) در رودخانه‌های شوکورسا و ایسپارتای ترکیه مطابقت داشت. تغییرات میزان دبی آب در ایستگاه‌های مختلف نیز روند افزایشی از ایستگاه‌های بالادست به سمت پایین‌دست مشاهده شد که با نتایج Bozorgi Makrani (2011) در رودخانه تجن و Rekabi (2014) در سرشاخه‌های رودخانه تجن مطابقت داشت.



شکل ۴. نوسانات دبی آب رودخانه چالوس بر اساس اطلاعات آب منطقه‌ای مازندران در سال آبی ۹۳-۹۴ (اطلاعات سالانه آب منطقه‌ای مازندران)

بر اساس نتایج به‌دست‌آمده، شاخص EPT در دو فصل بهار و تابستان اختلاف معناداری نشان داده و مقدار این شاخص در فصل تابستان بیشتر از فصل بهار می‌باشد که این امر می‌تواند به دلیل وقوع سیلاب‌های بهاره شدید باشد که تا حد زیادی سبب شسته شدن جوامع کف زیان رودخانه شده است. نتایج این تحقیق با یافته‌های Rekabi (2014)، در رودخانه تجن مطابقت داشته است به‌طوری‌که ایستگاه‌های واقع در سرشاخه‌های رودخانه تجن در فصل تابستان با دبی بالاتر، مقدار EPT کمتری محاسبه شد. نکته قابل‌توجه کاهش میزان EPT با افزایش دبی در این رودخانه‌ها در طی فصول مختلف بهار و تابستان می‌باشد. طبق جداول ۵ و ۶، شاخص EPT در هر دو فصل با دما همبستگی منفی دارد که با نتایج Sponseller و همکاران (2001)، در حوضه رودخانه روآناک ایالت ویرجینیا آمریکا و نتایج Rekabi (2014)، در سرشاخه‌های رودخانه تجن مطابقت داشت. Sponseller و همکاران (2001)، معتقدند که معمولاً در رودخانه‌هایی که شرایط زیستی مناسب و غیر آشفته دارند توازن متعادلی بین چهار راسته بزرگ بی‌مهرگان کف زی شامل Plecoptera، Ephemeroptera، Tricoptera و Diptera وجود دارد و افزایش غیرمتعارف فراوانی تعداد شیرونومیده‌ها نسبت به گروه‌های حساس، کاهش مقدار نسبت EPT/CHIR را در پی دارد که نشانگر تأثیر عوامل استرس‌زای محیطی است. بر اساس نتایج به‌دست‌آمده در این تحقیق فراوانی شیرونومیده در فصل بهار ۲۸۱۵ نمونه بوده و در فصل تابستان کاهش قابل‌توجهی داشته و به ۹۲۵ نمونه رسیده که سبب کاهش چشمگیر شاخص EPT/CHIR در فصل بهار نسبت به تابستان شده است. با توجه به اینکه غیر از

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-07-03]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1396.7.2.13.0]

پساب کارگاه‌های پرورش ماهی و تا حدی آلاینده‌های شهری، فعالیت صنعتی خاصی در حاشیه رودخانه چالوس وجود نداشته که سبب افزایش قابل‌توجه بار آلی آب و نهایتاً افزایش گروه‌های کف زی با حساسیت کمتر نظیر شیرونومیده شوند؛ و ضمن این‌که به دلیل شیب زیاد رودخانه چالوس و بالا بودن سرعت جریان و دبی، میزان خود پالایی آب این رودخانه بیشتر می‌باشد؛ فلذا احتمالاً تنها عواملی که بر کاهش شیرونومیده تأثیرگذار بوده‌اند، وقوع سیلاب‌های بهاری و شسته شدن بسیاری از گروه‌های کف زیان بر اثر جریانات شدید آب می‌باشد.

شاخص غنای مارگالف بین دو فصل بهار و تابستان اختلاف معناداری نشان نداد ($P>0.05$) ولی در فصل بهار مقدار این شاخص نسبت به فصل تابستان کمتر بوده که با نتایج Rekabi (2014) در سرشاخه‌های رودخانه تجن و Bozorgi Makrani (2011) در رودخانه تجن مطابقت داشته است. Bozorgi Makrani (2011) دلیل این امر را به نوسانات شدید دبی آب در فصل بهار نسبت داد که در این شرایط فقط گونه‌های مقاوم به شدت جریان بالا قادرند در رودخانه باقی بمانند و بقیه گروه‌ها شسته خواهند شد که این امر می‌تواند عامل مؤثر بر کاهش غنای گونه‌ای بزرگ بی‌مهرگان کف زی در این فصل باشد. همچنین ارتباط معنی‌دار و معکوس میان دبی با این شاخص در دو فصل بهار و تابستان گواهی بر این امر است. مطابق با نتایج مطالعه حاضر، Lake (2000) نیز بیان داشته که غنای گونه‌های کف زی در مقدار رسوبات و شدت جریان‌های مختلف، تفاوت داشته و به‌طور معنی‌داری در پاسخ به افزایش شدت جریان، کاهش می‌یابد. نتایج مشابه از بالاتر بودن و یا پایین‌تر بودن شاخص غنای گونه‌ای جمعیت بزرگ بی‌مهرگان کف زی در فصل بهار در مقایسه با فصول تابستان و پاییز در چندین نهر طی سال‌های ۲۰۰۹ تا ۲۰۱۱ در مطالعه Bae و همکاران (2016) در جنوب کشور کره به دست آمده است. تغییرات فصلی معنی‌دار در میزان این شاخص می‌تواند به آشفتگی‌های اصلی و طبیعی رودخانه‌ها همچون اثرات متقابل میان فاکتورهای مختلف غیرزیستی و زیستی، بیومس پریفیتون‌ها (Vaughn, 1986)، تغییرپذیری فصلی در هیدرولوژی (Kanandjembo *et al.*, 2001)، وقوع سیلاب‌های پی‌درپی در تابستان و خشکسالی‌ها در پاییز (Lake, 2000) مرتبط باشد که بر ترکیب جوامع بزرگ بی‌مهرگان کف زی اثرگذار است.

بر اساس شاخص تنوع شانن- وینر هرچه مقدار این شاخص کمتر و نزدیک به صفر باشد، محیط می‌تواند آلوده‌تر باشد (Lenat, 1998). طبق نتایج به دست آمده در مطالعه حاضر، مقدار این شاخص در فصول بهار و تابستان اختلاف معنی‌داری با هم داشته و مقدار آن در فصل بهار به‌مراتب کمتر بوده که با نتایج Rekabi (2014)، در سرشاخه‌های اصلی رودخانه تجن مطابقت دارد ولی با نتایج Bozorgi Makrani (2011) در کانال اصلی رودخانه تجن مغایرت داشت که علت آن را می‌توان به وجود سد شهید رجایی در کانال اصلی رودخانه تجن نسبت داد که تا حدود زیادی کنترل‌کننده سیلاب‌های بهاری در این رودخانه بوده است. در این خصوص، Hawkes (1978) معتقد است که تنوع گونه‌ای بالا، کیفیت خوب آب را نشان می‌دهد اما تنوع گونه‌ای پایین لزوماً نشان‌دهنده کیفیت پایین آب نیست.

شاخص هیلسنهوف رایج‌ترین شاخص در ارزیابی زیستی است که بر مبنای سطح خانواده بزرگ بی‌مهرگان کف زی میزان تخریب و آلودگی را ممکن می‌سازد. شاخص زیستی هیلسنهوف اختلاف معناداری را بین دو فصل بهار و تابستان در رودخانه چالوس نشان داد و به‌طورکلی، در فصل بهار کیفیت آب نسبتاً ضعیف و در فصل تابستان کیفیت آب، خیلی خوب بوده است که با نتایج Noroozrajabi و همکاران (2013) در رودخانه دریاسر تنکابن مطابقت دارد. ایشان نیز علت تغییر این شاخص در برخی از دوره‌های نمونه‌برداری را اثر سیلاب بیان کردند.

در نگاه کلی بر اساس نتایج آنالیز افزونگی، می‌توان دریافت که در فصل بهار مقادیر گرادیان موجود در این مجموعه اطلاعات (شاخص‌ها و پارامترهای محیطی) حول محور اول و در فصل تابستان حول محور دوم است. با توجه به گرادیان اصلی داده‌ها (محور اول)، تغییرات مشاهده‌شده در فصل بهار شدیداً متأثر از نیترات، دمای آب، اکسیژن محلول و pH بوده و این در حالی است که در فصل تابستان تنها پارامتر دبی بیشترین اثرگذاری را در ایجاد گرادیان داشته است. بر طبق دیاگرام حاصله از این

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-07-03]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1396.7.2.13.0]

آنالیز، اکسیژن محلول، pH و نیترات بیشترین تغییرات را داشته که با اختلاف معنی‌دار مشاهده‌شده برای دو پارامتر اول میان دو فصل بهار و تابستان در نتایج حاصل از تست t مطابقت دارد. همچنین مقایسه شاخص‌های زیستی در دو فصل بهار و تابستان نیز نشان داده که شاخص‌های EPT/Chir، ASPT، HFBI، تنوع گونه‌ای شانون بیشترین تغییر را داشته که با نتایج حاصل از تست t مطابقت دارد.

با توجه به تغییرات شدید و قابل‌توجه دبی آب طی فصول بهار و تابستان انتظار می‌رفت که این پارامتر به‌عنوان یک عامل تأثیرگذار اصلی به دست آید، همان‌گونه که در فصل تابستان با ۴ شاخص زیستی همبستگی معنی‌دار و منفی در سطح ۱ درصد و در فصل بهار با دو شاخص زیستی همبستگی منفی و معنی‌داری در سطح ۵ درصد داشته است. در این خصوص، باید اذعان داشت در محیط‌های طبیعی عوامل زیادی هستند که اثرات متقابل آن‌ها می‌تواند بر شاخص‌های زیستی اثرگذار باشد. لذا پایش مستمر و تحقیق در زمینه اثرات متقابل میان تنوع زیستی و عوامل مکانی-زمانی و فیزیکوشیمیایی به‌منظور حفظ و فراهم کردن استراتژی‌هایی برای استقرار مجدد جوامع بزرگ بی‌مهرگان کف زی در این‌چنین زیستگاه‌های رودخانه‌ای امری اساسی است.

منابـع

Abbaspour, R., Hassanzadeh, H., Alizadeh Sabet, H., Hedayatifard, M., Mesgaran Karimi, J. 2013. Water quality assessment of Cheshmeh Kileh River by using benthic macroinvertebrate communities and physicochemical parameters. Journal of Aquaculture Development. 7(4): 63-75. (in Persian)

Argerich, A., Puig, M.A., Pupilli, E. 2004. Effects of floods of different magnitude on the macroinvertebrate communities of Matarranya stream (Ebro river basin, NE Spain). Limnetica 23(3/4): 283-294.

Bae, M.J., Chun, J.H., Chon, T.S., Park, Y.S. 2016. Spatio-Temporal variability in benthic macroinvertebrate communities in headwater streams in South Korea. Water, 8 (99):1-15.

Bozorgi Makrani, A. 2011. Monitoring water quality using benthic macroinvertebrates and physicochemical parameters of Tajan River in Iran. M.Sc. thesis. Faculty of Natural Resources, Guilan University. 82 p. (in Persian)

Braak, C.J.F., Šmilauer, P. 2002. CANOCO Reference Manual and Canodraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, New York.

Clifford, H.F. 1991. Aquatic invertebrates of Alberta: An illustrated guide. University of Alberta. 538 p.

EPA, 1996, Quality Criteria. For waters, Washington D.C. 256p. Fries, L.T., Bowles, D.E. 2002. Water quality and macroinvertebrate community structure associated with a sport fish hatchery outfall. North American Journal of Aquaculture. 64(4): 257-266.

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

Fritz K.M., Dodds W.K. 2004. Resistance and resilience of macroinvertebrate assemblages to drying and flood in a tallgrass prairie stream system. Hydrobiologia 527:99-112.

Giller, P.S. 1996. Floods and droughts: the effects of variations in water flow on streams and rivers. In: Giller, P.S., Myers, A.A. (eds.). Disturbance and Recovery in Ecological Systems. Royal Irish Academy, Dublin. pp. 1-19.

Gordon, A.L., Weiss, R.F., Smethie, W.M., Warner, M.J. 1992. Thermocline and intermediate water communication between the South Atlantic and Indian Oceans. Journal of Geophysical Research: Oceans. 97(C5): 7223-7240.

Guilpart, A., Roussel, J.M., Aubin, J., Caquet, T., Marle, M., Le Bris, H. 2012. The use of benthic invertebrate community and water quality analyses to assess ecological consequences of fish farm effluents in rivers. Ecological Indicators. 23: 356-365.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-07-03]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1396.7.2.13.0]

Hawkes, H.A. 1978. Invertebrate indicators of river water quality. Proceeding of Symposium on Biological Indicators of Water Quality, University of Newcastle upon Tyne. 1(2): 1: 2-45.
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.
Irvine, J.R. 1985. Effects of successive flow perturbations on stream invertebrates. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 42(12): 1922-1927.
Kalyoncu, H., Zeybek, M. 2011. An application of different biotic and diversity indices for assessing water quality: A case study in the Rivers Cukurca and Isparta (Turkey). African Journal of Agricultural Research. 6(1): 19-27.
Kanandjembo, A.N., Platell, M.E., Potter, I.C. 2001. The benthic macroinvertebrate community of the upper reaches of an Australian estuary that undergoes marked seasonal changes in hydrology. Hydrological Processes. 15: 2481-2501.
Lake, P.S. 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. Journal of the North American Benthological Society. 19(4): 573-592.
Lenat, D.R. 1998. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macro invertebrates. Journal of the North American Benthological Society. 7(3): 222-233.
Loch, D.D., West, J.L., Perlmutter, D.G. 1996. The effect of trout farm effluent on the taxa richness of benthic macroinvertebrates. 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.
Mirbagheri, A., Mahmoudi, S., Khezri, M. 2010. Modeling of nitrogen and phosphorus in the Chalus River in 1387 using software QUL2K. Journal of Civil and Environmental Engineering. 44(3): 50-60.
Noroozrajabi, A., Ghorbani, R., Abdi, O., Nabavi, E. 2013. The impact of rainbow trout farm effluents on water physicochemical properties of Daryasar Stream. World Journal of Fish and Marine Sciences. 5: 342-346.
Ogbogu, S.S., Olajide, S.A. 2004. Effect of sewage oxidation pond effluent on macroinvertebrate communities of a tropical forest stream, Nigeria. Journal of Aquatic Sciences. 17(1): 27-30.
Poff, N.L., Allan, J.D. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. Ecology. 76(2): 606-627.
Quigley, M. 1977. Invertebrates of streams and rivers. a key to identification. Edward Arnold. 84 p.
Rekabi, M. 2014. Biological evaluation of the main branches of Tajan River using communities of benthic macro invertebrates. M.Sc. thesis. Faculty of Animal Sciences and Fisheries, Sari University of Agricultural Sciences and Natural Resources. 78 p. (in Persian)
Sandin, L. 2003. Benthic macroinvertebrates in Swedish streams: community structure, taxon richness, and environmental relations. Ecography. 26(3): 269-282.
Sponseller, R.A., Benfield, E.F., Valett, H.M. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. Freshwater Biology. 46(10): 1409-1424.
Tronstad, L.M., Tronstad, B.P., Benke, A.C. 2005. Invertebrate seedbanks: rehydration of soil from an unregulated river floodplain in the south-eastern U.S. Freshwater Biology. 50: 646-655.
Vaughn, C.C. 1986. The role of periphyton abundance and quality in the micro distribution of a stream grazer, *Helicopsyche borealis* (Trichoptera, Helicopsychidae). Freshwater Biology. 16: 485-93.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-07-03]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1396.7.2.13.0]