استفاده از شاخص‌های زیستی BMWP و ASPT به‌منظور ارزیابی کیفیت آب تالاب هشیلان (کرمانشاه، ایران)

حسین نوروزی[1*]
محیا رضایی منش[2]

۱. گروه منابع طبیعی، دانشکده کشاورزی، واحد کرمانشاه، دانشگاه آزاد اسلامی، کرمانشاه، ایران
۲. باشگاه پژوهشگران جوان، واحد کرمانشاه، دانشگاه آزاد اسلامی، کرمانشاه، ایران

***مسئول مکاتبات:**
norouzi_hossein@yahoo.com

کد مقاله: ۱۳۹۹۰۱۰۶۹۱
تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۱۱/۰۳
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۰/۲۸
این مقاله برگرفته از طرح پژوهشی است.

چکیده

نظارت بر کیفیت و حفاظت از تالاب‌ها از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است لذا در این پژوهش، باهدف ارزیابی کیفی تالاب هشیلان واقع در استان کرمانشاه به بررسی ترکیب جوامع درشت بی‌مهرگان کف زی با استفاده از شاخص‌های زیستی BMWP و ASPT و اندازه‌گیری دمای آب، اکسیژن محلول، هدایت الکتریکی و pH پرداخته شد. نمونه‌برداری از ۴ ایستگاه منتخب با ۳ تکرار تصادفی طی دو فصل سرد (زمستان ۱۳۹۳) و گرم (اواخر بهار ۱۳۹۴) انجام گرفت. بررسی‌ها نشان داد بیشترین درصد فراوانی (۶۸ درصد) در هر دو فصل متعلق به رده شکم پایان و خانواده Valvatidae بوده است. بر اساس نتایج، میانگین شاخص BMWP در ایستگاه‌ها و فصول مختلف نمونه‌برداری دارای تفاوت معنی‌دار بود (P<۰/۰۵) درحالی‌که بین میانگین مقادیر شاخص ASPT به‌جز در فصل گرم اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد (P>۰/۰۵). برمبنای شاخص BMWP در فصل گرم، ایستگاه‌های مطالعاتی ازلحاظ کیفیت آب در دو گروه خیلی خوب و متوسط و در فصل سرد در سه گروه خوب، ضعیف و متوسط طبقه‌بندی شدند. با توجه به نتایج مقایسه شاخص ASPT، کیفیت آب در اواخر فصل بهار در سه گروه تمیز، با آلودگی متوسط احتمالی و مشکوک به آلودگی قرار گرفت. در طول دوره نمونه‌برداری بالاترین کیفیت در ایستگاه ۱ (ورودی سراب سبز علی) و پایین‌ترین کیفیت به ترتیب در ایستگاه ۲ (پساب کشاورزی) و ۴ (نزدیک روستای هشیلان قبل از خروجی) مشاهده شد. همچنین شاخص BMWP با فرا سنجه‌های هدایت الکتریکی و اکسیژن محلول به ترتیب دارای همبستگی منفی و مثبت در سطح ۰/۰۱ و شاخص ASPT با دمای آب دارای همبستگی مثبت در سطح ۰/۰۵ بودند. نتایج مطالعه حاضر نشان داد که تالاب هشیلان تا حدودی تحت تأثیر آلودگی‌های ناشی از فعالیت‌های انسانی بوده است. لذا به نظر می‌رسد اعمال قوانین مدیریتی منسجم و آموزش صحیح مردم منطقه می‌تواند تا حد زیادی در بهبود وضعیت این تالاب الگو یافته مؤثر باشد.

واژگان کلیدی: تالاب هشیلان، شاخص‌های زیستی، BMWP، ASPT، کیفیت آب.

مقدمه

علیرغم اینکه تالاب‌ها به‌عنوان غنی‌ترین اکوسیستم، بیشترین تنوع زیستی را به خود اختصاص داده و از اهمیت بالایی برخوردارند، بااین‌وجود ازجمله اکوسیستم‌های در معرض تهدید در جهان هستند که تحت تأثیر آلودگی‌ها، تجزیه و تخریب زیستگاه‌ها، تغییرات اقلیمی، بهره‌برداری بیش‌ازحد، تهاجم گونه‌ها و ... قرار می‌گیرند (Kaaya *et al.*, 2015). این عوامل مخرب، در مدیریت پایدار و استفاده از منابع آبی احتمال وقوع دارند بعلاوه می‌توانند ساختار و اجتماعات زیستی را در این توده‌های آب شیرین مختل سازند (Hilsenhoff, 1987; Triest *et al.*, 2001). بررسی‌های انجام‌شده در سال‌های ۱۹۹۷ تا ۲۰۰۰ نشان داده است که تالاب‌ها به‌ویژه باتلاق‌های داخلی و دشت‌های سیلابی، از دریاچه‌ها، رودخانه‌ها جنگل‌ها و چمنزارها بسیار ارزشمندتر بوده و تنها تالاب‌های ساحلی می‌توانند نسبت به تالاب‌های داخلی از اهمیت بیشتری برخوردار باشند (Costanza *et*

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-06-16]

Mitsch and Gosselink 2000؛ *al*., 1997, 2014). تنها راه حفاظت از این مجموعه‌های بی‌نظیر و حیات‌بخش، اجرای شیوه‌های درست مدیریت در راستای حفاظت از آن‌هاست (منصوری، ۱۳۸۶). نظارت بر کیفیت و حفظ یکپارچگی بدنه‌های آب شیرین (مثل نهرها، رودخانه‌ها، دریاچه‌ها و تالاب‌ها)، یک موضوع علمی در حال رشد و یک نگرانی عمومی است (Kripa *et al*., 2013). ارزیابی کیفیت منابع آب با استفاده از شاخص‌های فیزیکی- شیمیایی و بیولوژیکی قابل‌اجراست. استفاده از روش‌های سنتی (پایش فیزیکی و شیمیایی پارامترهای آب) به علت هزینه بالای آزمایش‌ها و هم‌چنین تأثیر زمان و مکان بر غلظت آلاینده‌های غیر نقطه‌ای، نمی‌تواند به‌تنهایی گویای کیفیت واقعی منابع آبی در درازمدت باشد. ازاین‌رو، یک رویکرد بیولوژیکی (استفاده از جوامع زیستی به‌عنوان نشانگرهای بیولوژیک) به‌منظور ارزیابی و پایش اکوسیستم‌های آبی می‌تواند تا حدود زیادی این نقیصه را رفع نماید (Davies *et al*., 2016 ؛Feminella,1999 ؛Hynes, 1970). با بررسی تاریخچه ارزیابی کیفیت آب بر اساس شاخص‌های زیستی، مشاهده می‌شود حداقل ۱۰۰ شاخص در سال‌های اخیر توسعه‌یافته است که حدود ۶۰ درصد آن‌ها بر پایه بررسی و تجزیه‌وتحلیل ترکیب جوامع ماکروبنتوز در اکوسیستم‌های آبی بوده است (De Pauw and Hawkes, 1993). درشت بی‌مهرگان کف زی که با چشم غیرمسلح قابل‌رؤیت‌اند، وسیع‌ترین گروه ارگانیسم‌هایی هستند که شرایط اکوسیستم‌های آبی را ارزیابی می‌کنند (Garrison, 2013؛ Ojija *et al*., 2017). جوامع ماکروبنتوز به دلیل داشتن تنوع و غنای گونه‌ای بالا، ساکن بودن، شناسایی آسان در سطح خانواده نسبت به جوامع پریفیتون، نمونه‌برداری آسان، عکس‌العمل‌های متفاوت در قبال عوامل محیطی، چرخه زندگی طولانی) بیش از دیگر جانداران آبزی در ارزیابی بوم‌شناختی اکوسیستم‌های آبی موردتوجه قرار می‌گیرند (Balderas *et al*., 2016؛ Voelker and Renn, 2000). با توجه به اینکه گونه‌های متفاوت نسبت به آلودگی‌های مختلف واکنش‌های متفاوتی نشان می‌دهند لذا برای پی بردن به‌کل وضعیت کیفی آب تعیین شاخص مورداستفاده بسیار مشکل است. شاخص‌های زیستی عبارت‌های عددی هستند که مقادیر کمی حاصل از تنوع گونه‌ها را با اطلاعات کیفی در رابطه با حساسیت‌های اکولوژیکی هر تاکسون در بین دیگران تلفیق کرده و به ارزیابی کیفیت منطقه موردبررسی می‌پردازند. توجه به این نکته ضروری است که این شاخص‌ها برای یک منطقه خاص توسعه‌یافته‌اند لذا جهت به‌کارگیری آن‌ها ابتدا می‌بایست شرایط خاص زیست‌محیطی هر منطقه و انواع آلاینده‌های آن را شناخت و سازگاری لازم را در شاخص موردنظر لحاظ نمود (Czeniawska-Kusza, 2005). سیستم امتیازی BMWP (Biolological Monitoring Working Party) متداول‌ترین شاخص زیستی است که برای اولین بار در سال ۱۹۷۸ توسط کارگروه پایش بیولوژیک اداره محیط‌زیست انگلستان پیشنهاد شد (Pescador, Rasmussen and Harris, 2004). در این شاخص به همراه شاخص ASPT (Average Score Per Taxon) ارزیابی کیفیت منابع آبی بر اساس میزان حساسیت هر خانواده از درشت بی‌مهرگان کف زی نسبت به آشفتگی‌های محیطی صورت می‌گیرد (Armitage *et al*,. 1983؛Mandaville, 2002؛Czeniawska-Kusza, 2005). شاخص BMWP در کشورهایی مانند کانادا (Barton and Metcalfe-Smith, 1992)، اسپانیا (Zamora-Munoz and Alba tercendor, 1996)، آرژانتین (Capitulo *et al*., 2001)، تایلند (Mustow, 2000)، لهستان (Czerniawsk-Kusza, 2005)، تانزانیا (Ojija *et al*., 2017)، ترکیه (Zeybek *et al*., 2014)، مالزی (Ghani *et al*., 2018) و کوزوو (Etemi *et al*., 2020) ضمن ایجاد سازگاری‌های لازم برای کاربرد در هر منطقه مورداستفاده قرارگرفته است.

از بین کل زیستگاه‌های تالابی موجود در کشور، تنها تعداد محدود و آن‌هم به‌صورت موردی، بررسی‌شده‌اند (بنان، ۱۳۸۷). از معدود بررسی‌های صورت گرفته درزمینه‌ی ارزیابی کیفیت آب تالاب‌ها در ایران مطالعه فتحی و همکاران (۱۳۹۲) می‌باشد که در آن با استفاده از شاخص‌های BMWP و ASPT کیفیت آب تالاب چغاخور واقع در استان چهارمحال بختیاری را در دو گروه آلودگی متوسط و احتمال آلودگی شدید طبقه‌بندی نمودند (فتحی و همکاران، ۱۳۹۲). نصیریان نیز در سال ۲۰۱۴ کیفیت آب تالاب‌های شادگان و هورالعظیم را با استفاده شاخص‌های زیستی BMWP،EPT ، ASPT، FBI، (Family Biotic Index) (Tricoptera، Plecoptera، Ephemeroptera) نامطلوب و با احتمال آلودگی آلی شدید گزارش داد و این دو اکوسیستم آبی را تحت تأثیر استرس محیطی معرفی نمود (Nasirian, 2014).

با توجه به اهمیت تالاب‌های داخلی ایران، در این پژوهش، تالاب الگو یافته هشیلان واقع در استان کرمانشاه موردبررسی قرارگرفته است. این تالاب منحصربه‌فرد باوجود مساحت بسیار کم، ازنظر اهمیت زیست‌محیطی یکی از پتانسیل‌های کشور و منطقه زاگرس در غرب ایران است که به

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-06-16]

لحاظ ارزش‌های محیطی بایستی موردحفاظت جدی سازمان محیطزیست قرار گیرد. در محدوده موردمطالعه تالاب هشیلان، تلفیقی از کاربری‌های مرتعی و کوهستانی، اراضی کشاورزی دیم و آبی، تالاب، جنگل‌کاری دست کاشت و کاربری مسکونی و تأسیسات و ابنیه وجود دارد (مهندسین مشاور پیشاهنگ توسعه کرمانشاه، ۱۳۹۱)؛ بنابراین علاوه بر تغییرات اقلیمی در این منطقه، فعالیت‌های انسانی به‌تبع کاربری‌های متفاوت اراضی پیرامون تالاب نیز می‌تواند این اکوسیستم را درتهدید نماید. لذا این مطالعه در راستای پژوهش‌های فوق، باهدف ارزیابی کیفی تالاب هشیلان به بررسی ترکیب جوامع درشت بی‌مهرگان کف زی با استفاده از شاخص‌های زیستی BMWP، ASPT و بررسی برخی پارامترهای محیطی (دمای آب، اکسیژن محلول، هدایت الکتریکی و pH) و نقش آن‌ها در تغییر وضعیت این تالاب پرداخته است.

مواد و روش‌ها

منطقه موردمطالعه تالاب هشیلان به مساحت تقریبی ۵۶۰ هکتار (۴۵۰ هکتار مصوب) در شمال غربی دشت کرمانشاه واقع‌شده است (شکل ۱). این تالاب در حدفاصل طول‌های جغرافیایی "۴۰ و '۵۱ و° ۴۶ تا "۵۰ و '۵۴ و° ۴۶ شرقی و عرض‌های جغرافیایی "۱۰ و '۳۴ و° ۳۴ تا "۳۳ و '۳۵ و° ۳۴ شمالی با ارتفاع ۱۳۱۰ متر از سطح دریای آزاد واقع‌شده است. این زیستگاه از اکوسیستم‌ها و بیوم‌های واجد ارزش استان و منطقه غرب کشور است که از سال ۱۳۷۳توسط اداره کل حفاظت محیطزیست، به‌عنوان منطقه " شکار و تیراندازی ممنوع " برای افزایش ضریب امنیتی پرندگان مهاجر، اعلام‌شده و هم‌اکنون تحت حفاظت اداره کل محیطزیست استان قرار دارد. منابع اصلی تأمین آب این تالاب که در تشکیلات آبرفتی یک ناودیس بزرگ قرارگرفته است، شامل سراب سبز علی، سراب شله و چشمه مِن می است که در دامنه جنوبی ارتفاع خورین با میانگین آبدهی ۳۵۰ لیتر در ثانیه (مجموع سراب‌ها و چشمه‌ها) قرار دارند. علاوه بر این سراب‌ها و چشمه‌ها؛ روان آب‌ها، آب‌های سطحی حوزه بالادست، دامنه‌های رو به جنوب ارتفاعات خورین و تا حدودی نزولات جوی از دیگر منابع اصلی تأمین‌کننده آب این تالاب محسوب می‌شوند (مهندسین مشاور پیشاهنگ توسعه کرمانشاه، ۱۳۹۱). میانگین بارندگی سالانه در حدود ۴۵۱ میلی‌متر و میانگین درجه حرارت سالانه ۱۳/۹ درجه است. بیشترین بارندگی اغلب در پاییز و زمستان و اوایل بهار اتفاق می‌افتد (شریفی و همکاران، ۱۳۸۳). هوای آن بر اساس طبقه‌بندی اقلیم دومارتن "نیمه‌خشک" و بر اساس روش آمبرژه "نیمه‌خشک سرد" است (اعلمش و الفتی، ۱۳۷۴).

پس از انجام مطالعات و بررسی‌های میدانی در منطقه، محدوده مطالعاتی مشخص شد (شکل ۱). ازآنجاکه هدف اصلی تحقیق حاضر ارزیابی کیفی آب تالاب هشیلان بر اساس جوامع درشت بی‌مهرگان کف زی بوده لذا سعی شد بر اساس وضعیت توپوگرافی و شکل ویژه تالاب انتخاب ایستگاه‌ها بر اساس امکان دسترسی و کاربری‌های پیرامون آن صورت گیرد تا ماهیت بخشی که ارزیابی می‌شود را به‌خوبی نشان دهد. درنهایت با توجه به شرایط فوق، امکانات و محدودیت‌های نمونه‌برداری تعداد ۴ ایستگاه تعیین و موقعیت هریک با استفاده از دستگاه موقعیت‌یاب GPS(مدل Garmin) ثبت شد (جدول ۱). بعلاوه بررسی‌ها نشان داد که با توجه به اهداف مطالعه و شرایط حاکم بر تالاب در فصول مختلف سال (خشک‌سالی سه‌ماهه در تابستان و حجم بارندگی و گل آلودگی زیاد در پاییز)، تنها دو دوره نمونه‌برداری در فصل‌های گرم (اواخر خردادماه) و سرد (بهمن‌ماه) کفایت می‌کند؛ بنابراین نمونه‌برداری در دو فصل و هر فصل یک‌بار در زمستان ۹۳ و بهار ۹۴ صورت گرفت. در هر ایستگاه نمونه‌برداری با ۳ تکرار به‌صورت تصادفی از رسوبات جهت مطالعه‌ی درشت بی‌مهرگان کف زی و همچنین نمونه‌ی آب جهت بررسی پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب برداشت شد. نمونه‌برداری از کف زیان به روش کمی و متناسب با نوع بستر توسط گرب ون وین (Van Veen Grab) (بستر نرم) با سطح مقطع ۳۲۰ سانتی‌مترمربع در ایستگاه‌های ۲، ۳ و ۴ و نمونه‌بردار سوربر (Surber sampler) (بستر قلوه‌سنگی) با ابعاد ۲۵ × ۲۵ سانتی‌متر در ایستگاه شماره ۱ با استفاده از متداول‌ترین روش موجود بر اساس دستورالعمل (EPA 2006) انجام شد و پس از شستشو با آب و عبور از الک ۵۰۰ میکرون، به ظرف پلاستیکی دارای برچسب مشخصات منتقل و با میزان کافی اتانول ۷۰ درصد تثبیت شد. پس از انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه و شستشوی مجدد، جهت زدودن کامل اتانول و هیدراته شدن جانوران کف زی و جلوگیری از شناوری آن‌ها بر روی سطح آب الک

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-06-16]

محتوی نمونه به مدت ۵ الی ۱۵ دقیقه در داخل تشت آب باقی ماند. سپس نمونه را به داخل بلیت‌های شیشه‌ای حاوی آب مقطر انتقال داده و در زیر نور جداسازی شده و پس‌ازآن در الکل اتیلیک ۷۰ درصد نگهداری شدند (Garrison, 2013). سپس با استفاده از استریو میکروسکوپ دوچشمی و در صورت نیاز میکروسکوپ نوری با استفاده از کلیدهای شناسایی معتبر (Clifford, 1991; Bouchard, 2012; Oscoz *et al.*, 2011; Mandaville, 2002; Myers *et al.*, 2008) شناسایی و دسته‌بندی، تا حد امکان صورت گرفت. پس از شمارش خانواده‌های شناسایی‌شده کف زیان، اقدام به محاسبه شاخص‌های کیفی بر طبق الگوی استاندارد شاخص‌های انتخابی و ثبتِ نتایج به‌دست‌آمده شد. اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب نظیر دما با استفاده از ترمومتر، pH به‌وسیله pH متر پرتابل مدلAAQU انجام شد. به‌منظور تعیین اکسیژن محلول (میلی‌گرم در لیتر) به روش یدومتری، وینکلر (Welch 1948) و هدایت الکتریکی (میکرو زیمنس بر سانتی‌متر) نمونه آب از هر ایستگاه جمع‌آوری و فیکس شد و ضمن رعایت نکات مربوط به تثبیت و نگهداری، در مدت کمتر از ۲۴ ساعت به آزمایشگاه انتقال یافت.

سیستم امتیازی BMWP و ASPT: برای محاسبه شاخص زیستی BMWP، بی‌مهرگان از ایستگاه‌های مختلف جمع‌آوری‌شده و تا سطح خانواده مورد شناسایی قرار گرفتند. سپس حداکثر تعداد خانواده‌های درشت بی‌مهرگان کف زی موجود در ۳ تکرار در هر ایستگاه مشخص شد و با استفاده از جدول امتیازهای سیستم امتیازی اصلاح‌شده‌ی BMWP، شاخص زیستی BMWP و به‌منظور به حداقل رساندن اثر اندازه نمونه در این روش امتیازدهی، نمره متوسط هر تاکسون (ASPT) که درواقع از تقسیم نمره خام خانواده بر تعداد کل خانواده در یک نمونه به دست می‌آید نیز محاسبه گردید. در جداول ۲ و ۳ به ترتیب طبقه‌بندی کیفی آب بر اساس شاخص‌های BMWP و ASPT نشان داده‌شده است. رابطه‌های ۱ و ۲ نحوه محاسبه این دو شاخص را نشان می‌دهند:

رابطه ۱:

$$BMWP = \sum B(n)$$

B = امتیاز BMWP در سطح خانواده،

n = فراوانی هر خانواده

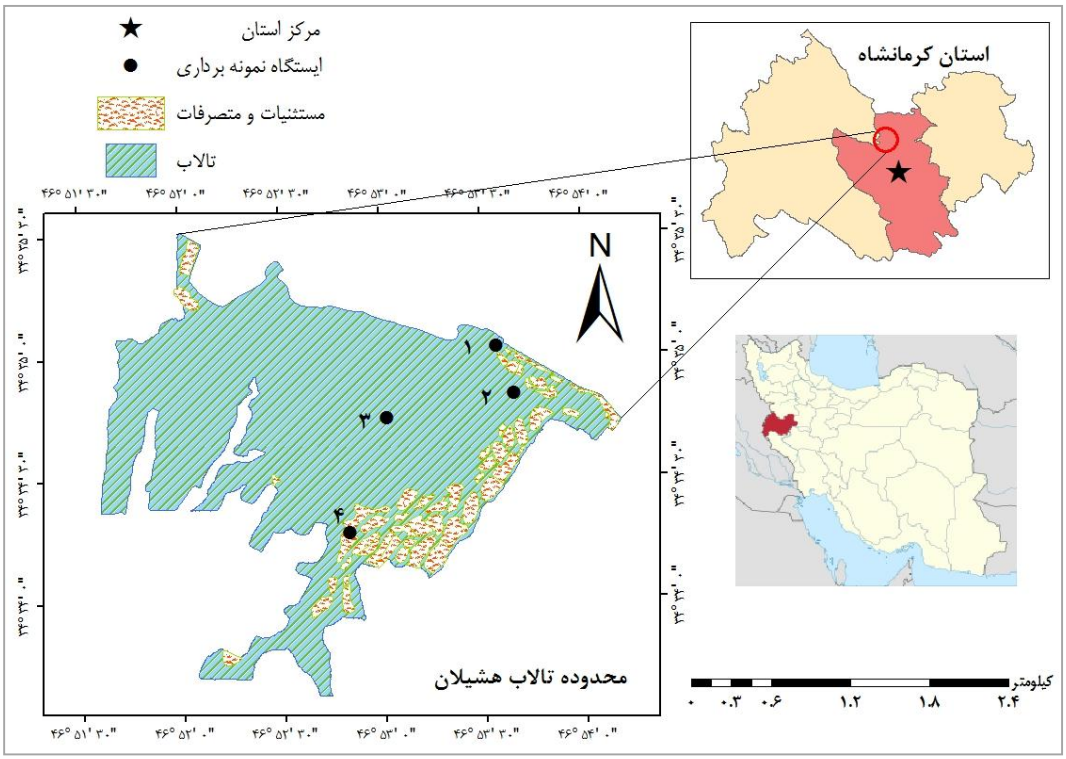
رابطه ۲:

$$ASPT = \frac{BMWP}{\text{تعداد تاکسون موجود در نمونه}}$$

جدول ۱: ایستگاه‌های نمونه‌برداری و موقعیت جغرافیایی آن‌ها.

	ایستگاه	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی
۱	کانال ورودی سراب سبز علی به تالاب	۴۶°۵۳'۳۵"	۳۴°۳۵'۲۱"
۲	ورودی پساب کشاورزی	۴۶°۵۳'۴۱"	۳۴°۳۴'۵۱"
۳	کول بزرگ (ناحیه مرکزی)	۴۶°۵۳'۱۰"	۳۴°۳۴'۴۵"
۴	نزدیک روستای هشیلان قبل از خروجی	۴۶°۵۲'۵۰"	۳۴°۳۴'۱۷"

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-06-16]



شکل ۱: موقعیت تالاب هشیلان و ایستگاه‌های نمونه‌برداری.

جدول ۲: طبقه‌بندی کیفی آب بر اساس امتیاز کلی شاخص BMWP (Mandaville, 2002).

توضیح	طبقه کیفی	امتیاز کلی شاخص
آلودگی شدید	خیلی ضعیف	۱۰-۰
آلوده یا تحت تأثیر قرارگرفته	ضعیف	۴۰-۱۱
به‌طور متوسط تحت تأثیر قرارگرفته	متوسط	۷۰-۴۱
تمیز ولی کمی تحت تأثیر قرارگرفته	خوب	۱۰۰-۷۱
غیر آلوده، تحت تأثیر قرار نگرفته	خیلی خوب	۱۰۰<

جدول ۳: طبقه‌بندی کیفی آب بر اساس شاخص ASPT(Mandaville, 2002).

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

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-06-16]

به‌منظور انجام تحلیل‌های آماری در تناوب‌های مکانی و زمانی و رسم نمودارها از نرم‌افزار SPSS version 22 و Microsoft Excel (۲۰۱۳) استفاده گردید. قبل از اعمال طرح‌های آماری، ابتدا با استفاده از آزمون کلموگراف اسمیرنوف نرمال بودن داده‌ها و از طریق آزمون لون (Levene)، همگنی واریانس‌ها موردبررسی قرار گرفت. در ادامه داده‌های پرت کنار گذاشته‌شده و تا حد امکان، به روش Z-score استاندارد شدند. سپس به‌منظور بررسی اختلاف شاخص‌های زیستی موردمطالعه، فراوانی جوامع ماکروبنتوز و پارامترهای آب بین ایستگاه‌ها و دو فصل نمونه‌برداری، در صورت برقرار بودن شروط لازم (همگنی واریانس‌ها و توزیع نرمال) از تجزیه واریانس یک‌طرفه (One-Way ANOVA) و آزمون تعقیبی دانکن (Duncan) در سطح ۰/۰۱ و ۰/۰۵ و آزمون T استفاده شد و برای داده‌هایی که حتی در صورت تغییر شکل از توزیع نرمال پیروی نمی‌کردند، آزمون کروسکال- والیس به‌منظور بررسی اختلاف بین ایستگاه‌ها مورداستفاده قرار گرفت (Zar, 1999). هم‌چنین به‌منظور نشان دادن همبستگی بین فراوانی جوامع ماکروبنتوز و شاخص‌های زیستی با پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب، ضریب همبستگی پیرسون مورداستفاده قرار گرفت که ارتباط موردنظر با سطح معنی‌داری ۰/۰۵ و ۰/۰۱ بیان‌شده است.

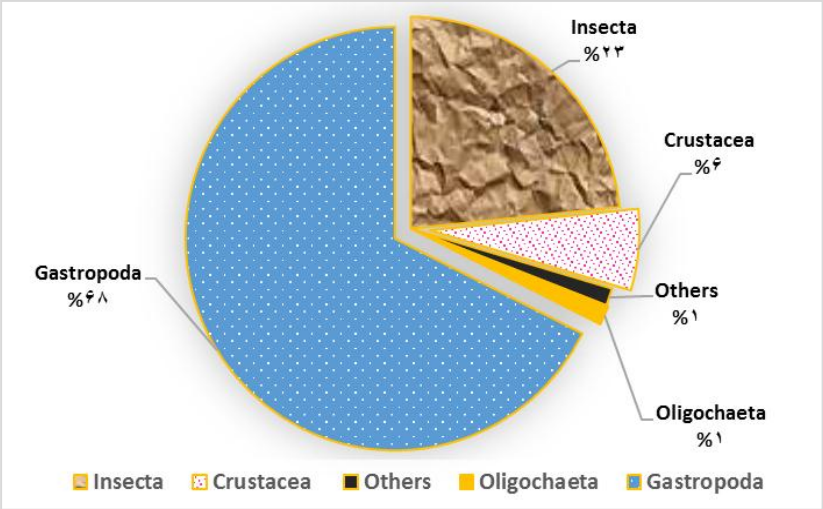
نتایج

طی این تحقیق در محدوده موردنظر، درمجموع تعداد ۳۰ خانواده از درشت بی‌مهرگان کف زی متعلق به ۶ رده و ۱۵ راسته به شرح جدول ۵ شناسایی شدند. بر اساس شکل ۲ بیشترین درصد فراوانی در هر دو فصل را رده شکم پایان (Gastropoda) به میزان ۶۸ درصد به خود اختصاص دادند. در این رده والواتیده (Valvatidae) فراوان‌ترین خانواده بود. در هریک از ایستگاه‌ها خانواده‌های غالب عبارت بودند از: فصل سرد: ایستگاه ۱ گاماریده (Gammaridae)، ایستگاه ۲ شیرونومیده (Chironomidae) و ایستگاه ۳ و ۴ به‌طور مشترک Valvatidae؛ فصل گرم: ایستگاه ۱ بائتیده (Baetidae)، ایستگاه ۲ پلانوربیده (Planorbiidae)، ایستگاه ۳ و ۴ Valvatidae.

نتایج بررسی پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب در هریک از ایستگاه‌های نمونه‌برداری طی فصول موردمطالعه، در شکل ۳ درج گردیده است. بر اساس داده‌های به‌دست‌آمده در مطالعه حاضر و با توجه به نتایج آزمون‌های تجزیه واریانس یک‌طرفه و کروسکال- والیس، کیفیت آب در ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری ازلحاظ کلیه پارامترهای موردبررسی (دمای آب، اکسیژن محلول، هدایت الکتریکی و pH) متفاوت گزارش شد ($P< ۰/۰۱$) بعلاوه بر اساس نتایج آزمون T کلیه فاکتورهای محیطی بررسی‌شده به‌جز اکسیژن محلول ($P>۰/۰۵$)، طی دو فصل نمونه‌برداری ازلحاظ آماری دارای تفاوت معنی‌دار بودند ($P<۰/۰۵$).

نمودارها در شکل‌های ۴ تا ۷ روند تغییرات معنی‌دار شاخص‌های موردمطالعه را در ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری بر اساس مقایسه‌های چندگانه نشان می‌دهند ($P<۰/۰۵$). برمبنای مقایسه نتایج شاخص BMWP در این مطالعه با مقادیر استاندارد آن‌که در جدول ۲ درج‌شده است کیفیت آب در فصل گرم، در ایستگاه‌های مطالعاتی در دو گروه خیلی خوب برای ایستگاه ۱ و متوسط برای سایر ایستگاه‌ها گزارش گردید. در فصل زمستان نیز ایستگاه‌ها در ۳ گروه جای گرفتند بدین ترتیب که ایستگاه ۱ باکیفیت خوب، ایستگاه ۲ کیفیت ضعیف و ایستگاه‌های ۳ و ۴ باکیفیت متوسط طبقه‌بندی شدند ($P<۰/۰۵$). مقایسه میانگین مقادیر شاخص ASPT نشان داد که بیشترین و کمترین میزان این شاخص به ترتیب در فصل سرد در ایستگاه ۱ و فصل گرم در ایستگاه ۲ گزارش‌شده است. بر اساس مقایسه نتایج شاخص ASPT در این مطالعه (شکل‌های ۴ و ۶) با مقادیر استاندارد ارائه‌شده در جدول ۳، درمجموع کیفیت آب تالاب در اواخر فصل بهار در سه گروه آب تمیز (ایستگاه‌های ۱ و ۳)، با آلودگی متوسط احتمالی (ایستگاه ۲) و مشکوک به آلودگی (ایستگاه ۴) قرار گرفت. در فصل زمستان نیز علیرغم عدم وجود اختلاف آماری معنی‌دار ($P>۰/۰۵$) وضعیت کیفیت آب در ایستگاه‌های ۱، ۲ و ۴ تمیز و در ایستگاه ۳ مشکوک به آلودگی گزارش گردید.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-06-16]



شکل ۲: درصد فراوانی گروه‌های بی‌مهرگان کف زی تالاب هشیلان در طول دو فصل نمونه‌برداری (۱۳۹٤-۱۳۹۳).

نتایج بررسی میزان همبستگی پارامترهای محیطی با شاخص‌های BMWA و ASPT طی فصول موردمطالعه و در کل دوره در جدول ۴ قابل‌مشاهده است. داده‌های حاصل از آزمون پیرسون نشان داد که درمجموع مقادیر شاخص BMWP به‌طور قابل‌توجهی تحت تأثیر نوسانات اکسیژن محلول و هدایت الکتریکی قرار داشته است. شاخص ASPT نیز متأثر از تغییرات مقادیر اکسیژن محلول، هدایت الکتریکی و دمای آب بوده است.

میانگین مقادیر شاخص‌های موردبررسی در دو فصل موردمطالعه در شکل ۶ نشان داده‌شده است. بر اساس آزمون T میانگین شاخص BMWP در مراحل مختلف نمونه‌برداری دارای اختلاف معنی‌دار بود (P<۰/۰۵). این در حالی است که متوسط شاخص ASPT در دو فصل گرم و سرد تفاوت معنی‌داری نداشته است (P> ۰/۰۵).

جدول ٤: میزان همبستگی بین شاخص‌های موردمطالعه و پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب در تالاب هشیلان (۱۳۹٤-۱۳۹۳).

		دمای آب	EC	DO
کل دوره	ASPT		−۰/۹۹۸**	
فصل سرد	ASPT	۰/۷۰۶*		
	BMWP		−۰/۸۴۳**	
فصل گرم	ASPT	۰/۶۶۱*		۰/۸۲۷**
	BMWP		−۰/۸۸۴**	۰/۸۷۲**

ارتباط معنی‌دار در سطح ۰/۰۵**، ارتباط معنی‌دار در سطح ۰/۰۱**.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-06-16]

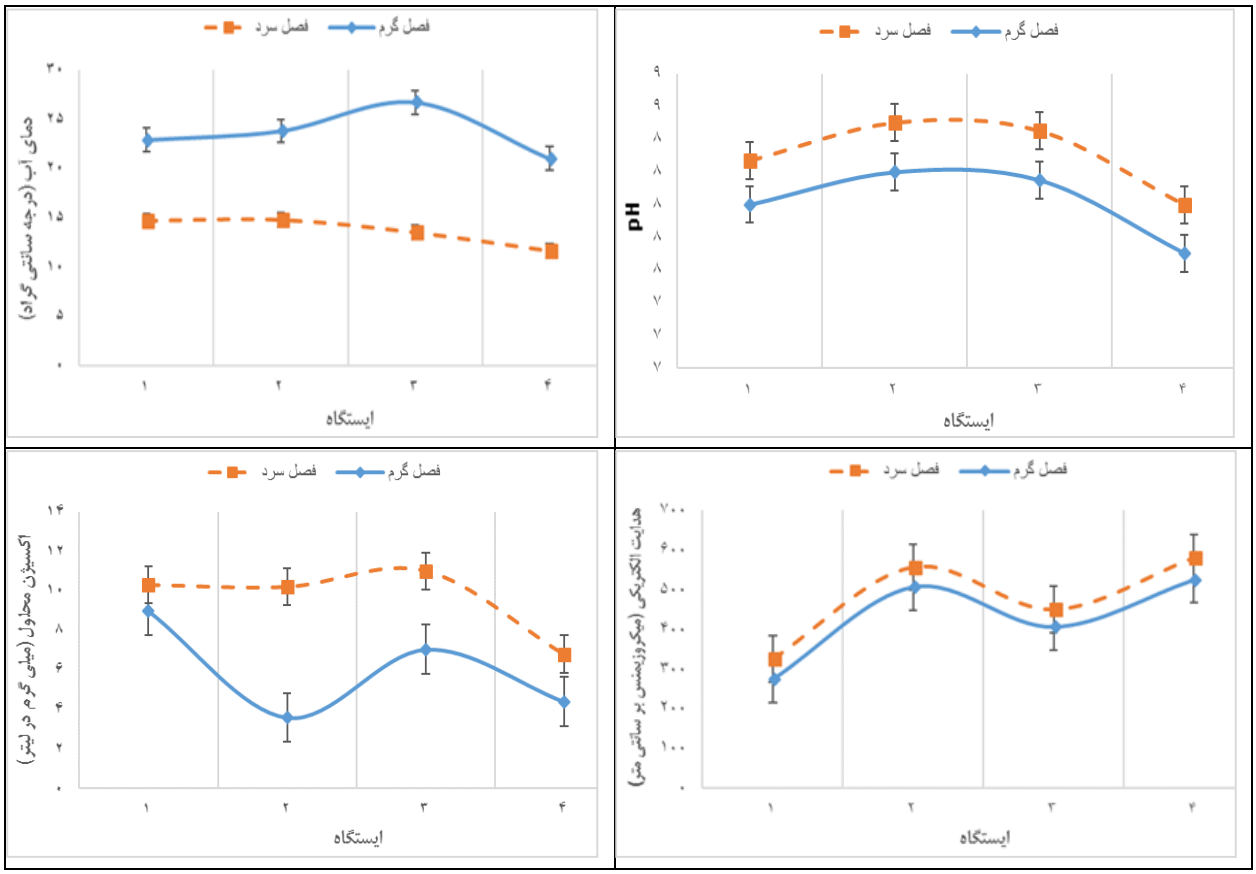
جدول ۵: لیست درشت بی‌مهرگان کف زی شناسایی‌شده در چهار ایستگاه منتخب تالاب هشیلان طی فصول مختلف نمونه‌برداری به همراه امتیازهای هر خانواده در سیستم BMWP.

رده	راسته	خانواده	ایستگاه‌های نمونه‌برداری								امتیاز اصلاح‌شده BMWP
			فصل سرد				فصل گرم				
			۱	۲	۳	٤	۱	۲	۳	٤	
Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	+	−	−	−	+	−	−	−	۵/۳
		Caenidae	+	−	−	−	+	−	−	−	۷/۱
	Tricoptera	Hydropsychidae	−	−	+	−	−	−	−	−	۶/۶
	Diptera	Chironomidae	+	+	+	+	+	+	−	+	۳/۷
		Simuliidae	−	−	−	−	+	−	−	−	۵/۸
		Ceratopogonidae	−	−	−	−	−	+	−	+	−
		Anthomyiidae	−	−	−	−	+	−	−	−	−
		Tipulidae	−	−	−	−	+	−	−	−	۵/۵
	Coleoptera	Elmidae	−	−	+	+	−	−	−	−	۶/۴
		Dytiscidae	−	+	−	+	+	+	−	−	۴/۸
		Haliplidae	−	−	−	−	+	−	−	−	۴/۰
		Curculionidae*	−	−	+	−	+	−	−	−	۴
	Hemiptera	Notonectidae	−	−	−	−	−	−	−	+	۳/۸
		Pleidae	−	−	−	−	−	+	−	−	۳/۹
	Odonata	Cordulegasteridae	−	+	−	−	−	−	−	−	۸/۶
		Libelluidae	−	−	−	−	−	+	−	−	۵/۰
Crustacea	Amphipoda	Gammaridae	+	−	−	−	+	−	−	−	۴/۵
	Ostracoda		−	−	+	+	+	+	+	+	N.D
Clitellata	Rhynchobdellida	Glossiphonidae	+	−	−	−	+	−	−	−	۳/۱
	Arhynchobdellida	Erpobdellidae	+	−	−	−	+	−	−	−	۲/۸
Oligochaeta	Tubificida	Tubificidae	−	−	+	−	+	−	+	+	۳/۵
	Lumbriculida	Lumbriculidae	+	−	+	+	+	−	−	−	۳/۵
Gastropoda	Prosobranches	Viviparidae	−	−	−	+	−	−	+	+	۶/۳
		Valvatidae	−	+	+	+	+	+	+	+	۲/۸
		Pleuroceridae	−	+	−	−	−	−	−	−	−
	Pulmonates	Hydrobiidae	+	−	−	−	−	−	+	+	۳/۹
		Ferrissidae	−	−	−	−	−	−	−	+	۲/۵
		Physidae	+	+	+	+	−	+	+	+	۱/۸
		Lymnaeidae	+	−	+	+	−	+	+	+	۳/۰
		Planorbiidae	+	−	+	+	−	+	+	+	۲/۹
Bivalvia	Unionida	Sphaeriidae	+	−	−	−	−	−	+	−	۳/۶

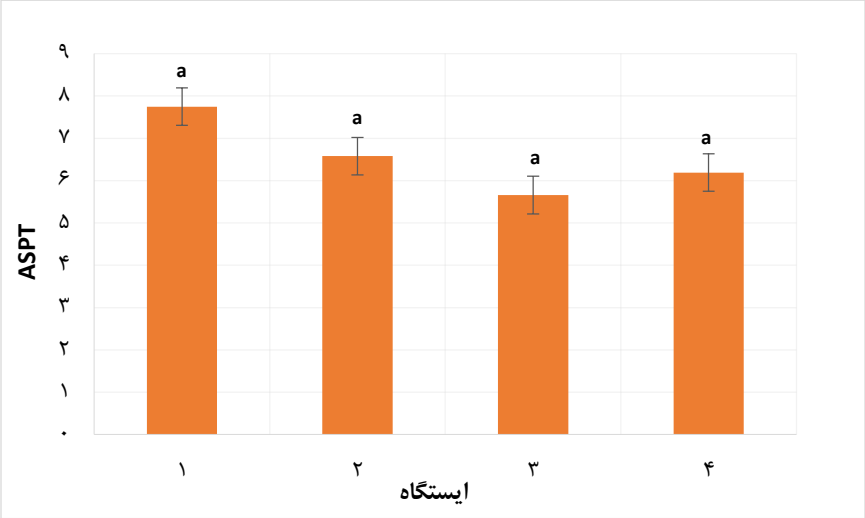
*امروزه امتیاز این خانواده از لیست امتیازات محاسبه‌شده جهت تعیین شاخص BMWP حذف‌شده است.

N.D: (No Data)، داده وجود نداشت.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-06-16]



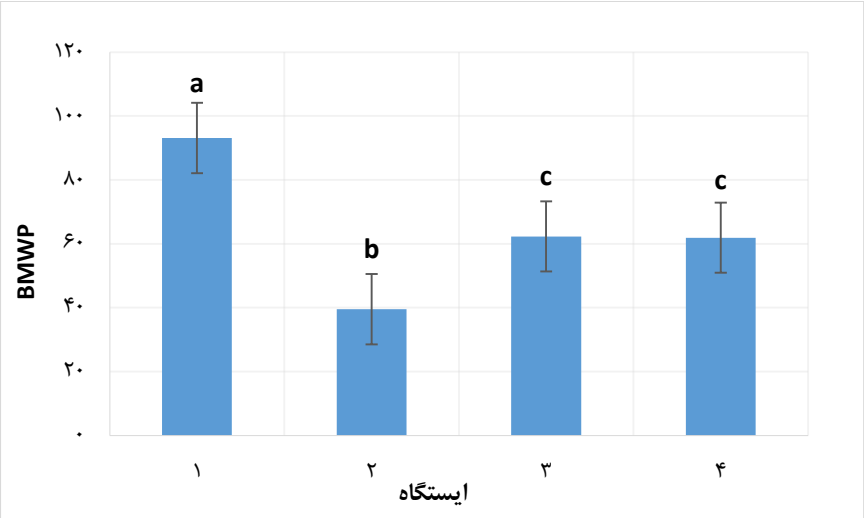
شکل ۳: نوسانات فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آب (دمای آب، اکسیژن محلول، هدایت الکتریکی و pH) (میانگین ± انحراف معیار) در ایستگاه‌های منتخب تالاب هشیلان طی دو فصل (۱۳۹۴-۱۳۹۳).



شکل ٤: تغییرات مقادیر شاخص ASPT (میانگین ± انحراف معیار) در ایستگاه‌های منتخب تالاب هشیلان (فصل سرد، ۱۳۹۳).

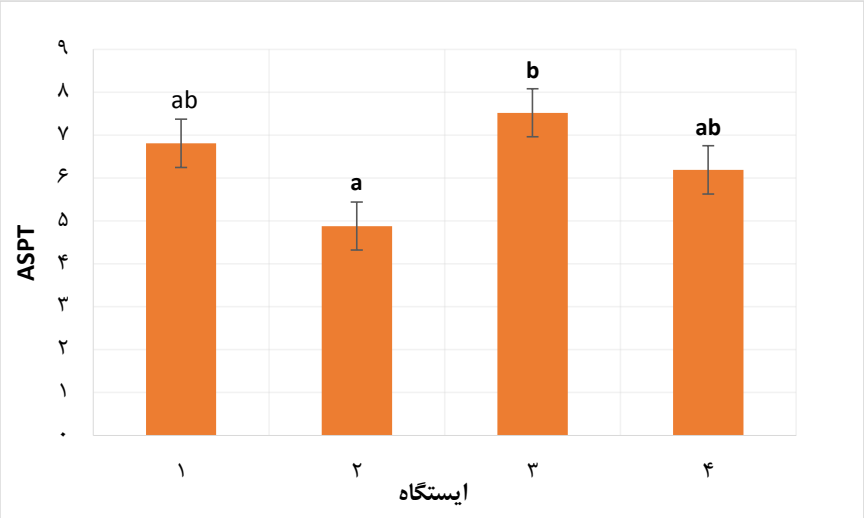
(حروف مختلف در هر ستون اختلاف معنی‌دار مابین داده‌های مربوط به شاخص‌های زیستی را نشان می‌دهد (P<۰/۰۵)).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-06-16]



شکل ۵: تغییرات مقادیر شاخص BMWP (میانگین ± انحراف معیار) در ایستگاه‌های منتخب تالاب هشیلان (فصل سرد، ۱۳۹۳).

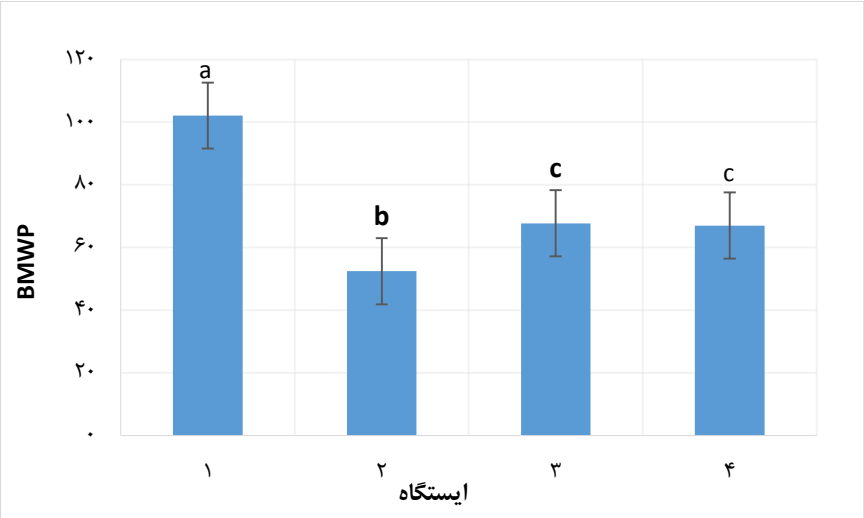
(حروف مختلف در هر ستون اختلاف معنی‌دار مابین داده‌های مربوط به شاخص‌های زیستی را نشان می‌دهد (P<۰/۰۵)).



شکل ٦: تغییرات مقادیر شاخص ASPT (میانگین ± انحراف معیار) در ایستگاه‌های منتخب تالاب هشیلان (فصل گرم، ١٣٩٤).

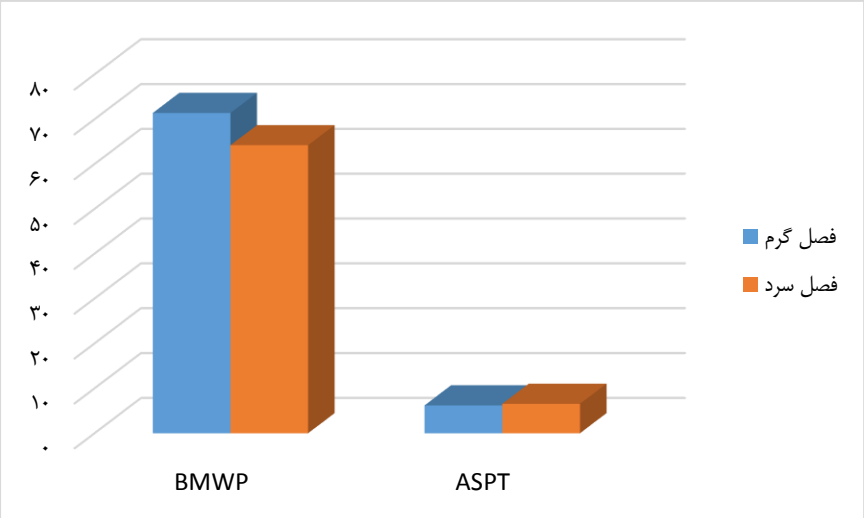
(حروف مختلف در هر ستون اختلاف معنی‌دار مابین داده‌های مربوط به شاخص‌های زیستی را نشان می‌دهد (P<۰/۰۵)).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-06-16]



شکل ۷: تغییرات مقادیر شاخص BMWP (میانگین ± انحراف معیار) در ایستگاه‌های منتخب تالاب هشیلان (فصل گرم، ۱۳۹٤).

(حروف مختلف در هر ستون اختلاف معنی‌دار مابین داده‌های مربوط به شاخص‌های زیستی را نشان می‌دهد (P<۰/۰۵)).



شکل ۸: میانگین شاخص‌های زیستی در تالاب هشیلان طی دو فصل نمونه‌برداری (۱۳۹٤-۱۳۹۳).

بحث و نتیجه‌گیری

فرا سنجه‌های کیفیت آب نقش مهمی در سلامت اکوسیستم‌های آبی ایفا می‌کنند. لذا هرگونه تغییر در کیفیت آب می‌تواند منجر به تغییر در ترکیب زیستمندان آن اکوسیستم گردد (Anzecc, 2000 ؛Boulton and Brock, 1999). در این مطالعه بررسی فاکتورهای محیطی نشان داد که بعضی از خصوصیات فیزیکوشیمیایی آب در تالاب هشیلان تحت تأثیر تغییرات اقلیمی و فصلی منطقه قرار داشته است. بدین‌صورت که طی دو فصل نمونه‌برداری حداکثر دمای آب در اواخر خردادماه و حداقل میزان آن در بهمن‌ماه گزارش شد. رابطه تغییرات دمای آب با تغییرات اقلیمی و فصلی در این تحقیق با نتایج مطالعات ممبینی و نبوی (۱۳۹۱) وBhat و همکاران (۲۰۱۷) همسو بود. عموماً اسیدیته پایین‌تر آب منجر

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-06-16]

به کاهش تنوع زیستی و ترکیب جوامع مختلف بی‌مهرگان آبزی می‌گردد (Yazdian *et al.*, 2014). تغییرات pH در این مطالعه طی دو فصل نمونه‌برداری ازلحاظ آماری تفاوت معنی‌داری نشان نداد (P>۰/۰۵) بااین‌وجود بررسی‌ها حاکی از آن است که مشابه با نتایج برخی محققین (Bhat *et al.*, 2017؛ Mushtaq *et al.*, 2013) بیشترین و کمترین میزان pH به ترتیب در فصول سرد و گرم سال مشهود بوده است (شکل ۳)، چراکه pH تابعی از دماست و با تغییر دما مقدار یونیزه شدن آب تغییر می‌کند بدین‌صورت که با افزایش دما، pHکاهش می‌یابد (Bhat *et al.*, 2017). به‌طورکلی افزایش شوری در اکوسیستم‌های آب شیرین تنوع و تراکم ماکروبنتوزهای وابسته به آب‌های باکیفیت را کاهش داده و می‌تواند منجر به کاهش منابع غذایی موجود گردد (Yazdian *et al.*, 2014). بر اساس مطالعه‌ی روند تغییرات پارامتر هدایت الکتریکی در آب تالاب هشیلان، میزان این پارامتر با استفاده از آزمون کروسکال والیس در ایستگاه‌ها و فصول مختلف به‌طور معنی‌داری متفاوت گزارش‌شده است (P<۰/۰۱)، به‌طوری‌که مقادیر بیشینه و کمینه این فاکتور به ترتیب در ایستگاه ۴ (فصل سرد) و ایستگاه ۱ (فصل گرم) مشاهده گردید. قابلیت هدایت الکتریکی در درجه اول به خصوصیات زمین‌شناسی منطقه بستگی دارد. بر اساس مطالعات زمین‌شناسی، تالاب هشیلان بخشی از یال جنوبی سلسله جبال زاگرس (ناودیس بزرگ جنوبی ایران) و جزء قسمت‌های آهکی بیستون است. ازلحاظ خاکشناسی نیز واحدهای خاکی تالاب هشیلان و اطراف آن بر اساس طبقه‌بندی فائو نشریه ۲۲، به سه رده اصلی خاک‌های کولوویال (خاک‌های دامنه‌ای)، خاک‌های آلی هیدریک و خاک‌های معدنی هیدریک قابل‌تفکیک هستند (همتی و قربانی، ۱۳۹۳، مهندسین مشاور پیشاهنگ توسعه کرمانشاه، ۱۳۹۱) بنابراین می‌توان اذعان داشت که بالاتر بودن میزان هدایت الکتریکی در زمستان نسبت به اواخر بهار می‌تواند ناشی از افزایش بارندگی‌ها و ورود جریانات آب سطحی حاصل از شستشوی ارتفاعات و زمین‌های اطراف و همچنین کاهش دما و به‌تبع آن کاهش تبخیر آب در تالاب باشد. بعلاوه به نظر می‌رسد افزایش میزان هدایت الکتریکی آب در دو ایستگاه ۴ و ۲ که در مجاورت روستای هشیلان و محل ورود پساب به تالاب قرار دارند مربوط به افزایش فعالیت‌های کشاورزی و به‌تبع آن ورود پساب حاوی کودهای فسفاته و نیتراته در اواخر بهار در این نواحی باشد. در تضاد با نتایج مطالعه حاضر، Bhat و همکاران در سال ۲۰۱۷ گزارش دادند که در تالاب Asan واقع در هیمالیای مرکزی بیشترین و کمترین میزان EC به ترتیب مربوط به فصول تابستان و زمستان بوده است. ازجمله عوامل مؤثر در بروز این اختلاف، می‌تواند ناشی از تفاوت در نوع توپوگرافی دو تالاب و حجم بالای توریست‌ها در تالاب Asan در فصل تابستان باشد. با توجه به‌ضرورت وجود اکسیژن محلول جهت زنده ماندن ارگانیزم‌های آبزی، کاهش غلظت این ترکیب می‌تواند برای گیاهان و سایر آبزیان تهدید جدی تلقی شود (Anzecc, 2000؛ Boulton and Brock, 1999؛ Bhat *et al.*, 2017). کاهش بارندگی، افزایش میزان دما و تبخیر آب، آغاز فصل کشت، افزایش ورود پساب کشاورزی و آلاینده‌های ناشی از آن ازجمله عوامل تأثیرگذار بر کاهش میزان DO در آب است، لذا کاهش محسوس اکسیژن محلول در تالاب هشیلان در اواخر فصل بهار بخصوص در دو ایستگاه ۲ و ۴ بیانگر کاهش کیفیت آب در این مناطق در مقایسه با فصل زمستان است. مشاهدات برخی محققین نیز پایین‌تر بودن میزان DO در فصل گرم نسبت به سرد را در مطالعات خود تأیید نمودند (Ganie *et al.*, 2012؛ Bhat *et al.*, 2017). درشت بی‌مهرگان کف زی وسیع‌ترین گروه ارگانیسم‌هایی هستند که شرایط اکوسیستم‌های آبی را ارزیابی می‌کنند (Garrison, 2013). این گروه از زیستمندان بخش مهمی از فون بستر منابع آبی را تشکیل می‌دهند که در ساختار، تولید دینامیک و سلامت منابع آبی دارای نقش حیاتی هستند (پور منصوری و همکاران، ۱۳۸۸). با توجه به اهمیت مدیریت و نظارت بر اکوسیستم‌های تالابی، جایگاه ویژه جوامع ماکروبنتوز در پایش منابع آبی و ویژگی‌های خاصشان که پیش‌تر ذکر گردید، در این مطالعه از سیستم امتیازی BMWP به همراه شاخص ASPT به‌منظور ارزیابی کیفیت آب تالاب هشیلان بر اساس میزان حساسیت هر خانواده از درشت بی‌مهرگان کف زی نسبت به آشفتگی‌های محیطی استفاده شد. مطالعات متعددی در کشورهای دیگر این دو شاخص را به‌عنوان ابزار ارزیابی کیفی اکوسیستم‌های آبی مختلف برگزیده‌اند (Barton *et al.*, 1992؛tercendor, 1996 Zamora-Munoz and Alba؛Ghani *et al.*, 2018؛Aazami *et al.*, 2019؛Zeybek *et al.*, 2014؛Capitulo *et al.*, 2001؛Bhat *et al.*, 2017؛Mustow, 2000؛Ojija *et al.*, 2017؛Batty *et al.*, 2005؛Czerniawsk-Kusza, 2005؛Etemi *et al.*, 2020). در ایران نیز پژوهش‌هایی در این زمینه صورت گرفته است (Shokri *et al.*, 2014؛ ابراهیمی دستگردی و همکاران، ۱۳۹۶؛

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-06-16]

کرمی و همکاران، ۱۳۹۶؛ Nemati Varnosfaderany *et al.*, 2010؛ Abbaspour *et al.*, 2017) که تعداد محدودی از آن‌ها به اکوسیستم‌های تالابی اختصاص دارند (فتحی و همکاران، ۱۳۹۲؛ Dorche *et al.*, 2019؛ Nasirian, 2014). در بررسی حاضر تأثیر عوامل محیطی و انسانی بر کیفیت آب، ترکیب جوامع درشت بی‌مهرگان کف زی و تا حدودی شاخص‌های زیستی موردمطالعه نسبتاً محسوس بود. همان‌طور که پیش‌تر اشاره شد دامنه تغییرات شاخص BMWP در فصل گرم از ۴۸/۸ در ایستگاه ۲ تا ۱۰۲/۱ در ایستگاه ۱ و در فصل سرد از ۳۹/۵ تا ۹۳/۱ متغیر بود. بدین ترتیب کیفیت آب در فصل گرم در ایستگاه ۱ خیلی خوب و در سایر ایستگاه‌ها متوسط گزارش گردید. در فصل زمستان نیز ایستگاه ۱ باکیفیت خوب، ایستگاه ۲ کیفیت ضعیف و ایستگاه‌های ۳ و ۴ باکیفیت متوسط طبقه‌بندی شدند. کاهش مقادیر عددی شاخص BMWP در فصول سرد سال می‌تواند ناشی از تأثیرپذیری این شاخص از تعداد خانواده کف زیان باشد. با مقایسه نتایج شاخص ASPT و مقادیر استاندارد ارائه‌شده در جدول ۳، کیفیت آب در اواخر فصل بهار در سه گروه آب تمیز (ایستگاه‌های ۱ و ۳)، با آلودگی متوسط احتمالی (ایستگاه ۲) و مشکوک به آلودگی (ایستگاه ۴) قرار گرفت. در فصل زمستان نیز علیرغم عدم وجود اختلاف آماری معنی‌دار (P>۰/۰۵) وضعیت کیفیت آب در ایستگاه ۳ مشکوک به آلودگی و در سه ایستگاه دیگر تمیز گزارش گردید. بررسی‌ها نشان می‌دهد ایستگاه یک طی دو فصل نمونه‌برداری، بر اساس شاخص‌های زیستی موردمطالعه از کیفیت مطلوبی برخوردار است. با مقایسه کیفیت آب در ایستگاه مذکور با سایر ایستگاه‌ها چنین به نظر می‌رسد که از عمده علل این اختلاف، نوع بستر سنگلاخی، جاری بودن آب در این منطقه، وجود پوشش گیاهی متفاوت با سایر نواحی، نزدیک بودن به ورودی اصلی تالاب (سراب سبز علی) و دور بودن از زمین‌های کشاورزی در محدوده تالاب باشد. تفاوت در فون غالب هر ایستگاه نیز می‌تواند به‌عنوان شاهدی بر این مدعا تلقی گردد. چراکه ارگانیزم‌های Gammaridae و Baetidae به ترتیب در زمستان و در اواخر فصل بهار گروه‌های غالب در ایستگاه ۱ بودند درحالی‌که که در سایر ایستگاه‌ها حضور نداشتند. این دو گروه از درشت بی‌مهرگان کف زی در مقایسه با ارگانیزم‌های غالب در دیگر ایستگاه‌ها از حساسیت بیشتری نسبت به آلودگی برخوردار هستند. در مقابل، Chironomidae در فصل سرد و Planorbiidae در فصل گرم، گروه‌های غالب در ایستگاه ۲ بودند که هر دو خانواده از ارگانیزم‌های مقاوم در برابر آلودگی محسوب می‌شوند و طبق مطالعات صورت گرفته می‌توان آن‌ها را به‌عنوان شاخص آب‌های آلوده و پرتنش به‌حساب آورد و غالبیت آن‌ها را در این‌گونه محیط‌ها انتظار داشت (Saether, 1979؛ Paisley *et al.*, 2007؛ Roberts *et al.*, 2009؛ Lencioni *et al.*, 2012). ایستگاه مذکور ازجمله میکرو زیستگاه‌های موجود در محدوده موردمطالعه بوده که در نزدیکی ورودی پساب کشاورزی به تالاب قرار داشت. بیشترین فراوانی جوامع ماکروبنتوز در ایستگاه ۴ طی فصل گرم مشاهده شد. فون غالب در دو ایستگاه ۳ و ۴ طی هر دو فصل خانواده Valvatidae بوده که از کف زیان مقاوم در برابر آلودگی محسوب می‌شود. ایستگاه ۴ نزدیک‌ترین ایستگاه به خروجی تالاب و روستای هشیلان محسوب می‌گردد. بهبود نسبی کیفیت آب ازلحاظ میزان اکسیژن محلول و مقادیر مربوط به شاخص‌های زیستی در این ایستگاه نسبت به ایستگاه ۲ می‌تواند ناشی از پدیده خود پالایی تالاب باشد. تالاب حفاظت‌شده موردمطالعه Galbrand و همکاران نیز بنا بر گزارش محققین دارای خود پالایی بوده چراکه کیفیت آب در خروجی با ورودی تفاوت معنی‌دار داشته و تا حدی شبیه به سایت مرجع بوده است (Galbrand *et al.*, 2007). تغییر در میزان این شاخص‌ها می‌تواند به علت تفاوت در چرخه زیست کف زیان، تغییر در زیستگاه‌ها با گذر زمان و یا تفاوت‌های ناشی از ویژگی‌هایی از قبیل اختلاف در ریز زیستگاه‌های موجود در هر ایستگاه، مانند رویش‌های گیاهی و امکان سکنی گزینی کف زیان جمع‌آوری‌شده باشد (Callisto *et al.*, 2012). در سال ۲۰۰۷ گروهی از محققین در پژوهشی یکپارچگی بیولوژیکی یک تالاب مصنوعی واقع در هالیفاکس- دارتموث ایالت نووا اسکوشیا (کانادا) را با استفاده از شاخص‌های زیستی متأثر از درشت بی‌مهرگان آبزی همراه با بررسی برخی پارامترهای تأثیرگذار آب مورد ارزیابی قراردادند. برخی از شاخص‌های زیستی مورداستفاده در این بررسی شاخص‌های ETSD (Ephemeroptera, Tricoptera, Sphaeriidae and Odonata) و ASPT بودند. این تحقیق باهدف بررسی کارایی تالاب مصنوعی که به‌منظور تصفیه پساب حاصل از دفن زباله در آن محل ساخته‌شده بود، انجام گرفت. بر اساس نتایج این گزارش شاخص‌های مورداستفاده مجموعاً کیفیت آب را در مقایسه با سایت مرجع (ایستگاهی که به‌عنوان شاهد در نظر گرفته‌شده بود) متوسط و متوسط متمایل به ضعیف برآورد نمودند (Galbrand *et al.*, 2007)؛ که این نتایج با یافته‌های

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-06-16]

بررسی حاضر همخوانی داشته است. Bhat و همکاران (۲۰۱۷) کیفیت آب تالاب Asan را علاوه بر فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب، بر اساس شاخص‌های BMWP، ASPT، EPT و ETO (Ephemeroptera, Tricoptera and Odonata) موردبررسی قراردادند. نتایج نشان داد که بستر تالاب مذکور اجتماعات درشت بی‌مهرگان کف زی فقیر و کیفیت آب تالاب مطابق با بررسی حاضر دارای آلودگی متوسط بوده است که نیاز به نظارت جدی دارد (Bhat *et al.*, 2017). در گزارش دیگری فتحی و همکارانش (۱۳۹۲) با استفاده از شاخص‌های BMWP و ASPT کیفیت آب تالاب چغاخور واقع در استان چهارمحال بختیاری را در دو گروه آلودگی متوسط و احتمال آلودگی شدید طبقه‌بندی نمودند (فتحی و همکاران، ۱۳۹۲). نصیریان نیز در سال ۲۰۱۴ کیفیت آب تالاب‌های شادگان و هورالعظیم را با استفاده شاخص‌های BMWP، ASPT، EPT وFBI نامطلوب و با احتمال آلودگی آلی شدید گزارش داد و این دو اکوسیستم آبی را تحت تأثیر استرس محیطی معرفی نمود (Nasirian, 2014). بررسی‌های بیشتر نشان داد که بین برخی از فرا سنجه‌های فیزیکوشیمیایی آب تالاب هشیلان و شاخص‌های زیستی موردمطالعه همبستگی وجود دارد. بر اساس نتایج آزمون پیرسون در راستای افزایش میزان هدایت الکتریکی و کاهش مقادیر اکسیژن محلول در هر ایستگاه کیفیت آب و مقادیر مربوط به دو شاخص BMWP و ASPT کاهش‌یافته است ($P< ۰/۰۱$). هدایت الکتریکی را می‌توان یکی از مهم‌ترین متغیرهایی دانست که نقش مهمی در تبیین پراکنش درشت بی‌مهرگان کف زی در منابع آبی دارد (Etemi *et al.*, 2020). همبستگی منفی فرا سنجه EC با شاخص BMWP اصلاح‌شده در برخی مطالعات نیز گزارش‌شده است (Nemati Varnosfaderany *et al.*, 2010; Abbaspour *et al.*, 2017; Shokri *et al.*, 2014; Etemi *et al.*, 2020; Batty *et al.*, 2005). از طرفی همبستگی منفی بین شاخص BMWP و اکسیژن محلول در مطالعه حیدری و همکاران در سال ۱۳۹۱ می‌تواند ناشی از مصرف اکسیژن به علت فعالیت‌های بیولوژیکی و افزایش تراکم جوامع ماکروبنتوز در فصول گرم سال باشد (Sharma and Rawat, 2009). وجود همبستگی معنی‌دار مابین میزان DO و اکثر شاخص‌های زیستی موردبررسی در مطالعه Ghaniو همکاران در سال ۲۰۱۸ بیانگر ارتباط تنگاتنگ این فاکتور محیطی با درشت بی‌مهرگان کف زی در منطقه موردمطالعه بوده است (Ghani *et al.*, 2018). دما فاکتور دیگری است که با شاخص ASPT طی دو فصل نمونه‌برداری همبستگی مثبت داشته است ($P<۰/۰۵$). برخلاف مطالعه حاضر در برخی گزارش‌ها همبستگی معنی‌داری بین شاخص ASPT و دما مشاهده نشده است (Abbaspour *et al.*, 2017 و ابراهیمی و همکاران، ۱۳۹۶). همبستگی منفی شاخص ASPT با پارامترهای شیمیایی آب و همبستگی مثبت با پارامترهای فیزیکی آب توسط برخی از محققین تأییدشده است (Zamora-Muñoz *et al.*, 1995). در سال ۲۰۰۵ گروهی از محققین به ارزیابی توان اکولوژیک دو تالاب مصنوعی تصفیه آب‌معدنی از طریق بررسی اولیه جوامع ماکروبنتوز پرداختند. نتایج نشان داد هر دو تالاب Quaking Houses و Whittle به نسبت تالاب‌های طبیعی فقیرتر بودند. دو شاخص ASPT و BMWP در مطالعه آن‌ها به‌طور دقیق همخوانی نداشته و نتایج یکدیگر را تأیید نکردند (Batty *et al.*, 2005). این نتایج با یافته‌های پژوهش حاضر همسو می‌باشد. درحالی‌که در برخی مطالعات نتایج شاخص‌های مذکور مطابقت کاملی با یکدیگر داشتند (فتحی و همکاران، ۱۳۹۲؛ Nemati Varnosfaderany *et al.*, 2010؛ Galbrand *et al.*, 2007).

به‌طورکلی در این مطالعه کیفیت آب تالاب هشیلان درمجموع بر اساس شاخص BMWP به‌طور متوسط تحت تأثیر آلودگی و برمبنای شاخص ASPT در گروه آب‌های تمیز قرار گرفت. با توجه به اهمیت این تالاب الگو یافته که نمونه‌ی آن در خاورمیانه کمتر یافت می‌شود و وجود عوامل مخرب انسانی نظیر فعالیت‌های کشاورزی در محدوده تالاب و پیرامون آن، تسریع درروند مدیریت و برنامه‌ریزی در راستای احیاء این تالاب ضروری به نظر می‌رسد. عدم توانایی در ایجاد تمایز بین مکان‌ها و یا زمان‌های مختلف می‌تواند ناشی از اندازه‌گیری در سطح خانواده در برخی از شاخص‌های زیستی نظیر BMWP و ASPT باشد (Nemati Varnosfaderany *et al.*, 2010). لذا پیشنهاد می‌شود جهت بررسی‌های دقیق‌تر در کنار برآورد شاخص‌های زیستی و فاکتورهای فیزیکوشیمیایی مؤثر بر ترکیب جوامع ماکروبنتوز، از شاخص‌های تنوع و یا سایر روش‌های تلفیقی و به مدت طولانی‌تر متناسب با طول دوره حضور درشت بی‌مهرگان کف زی در بستر حداقل ۱/۵ الی ۲ سال استفاده شود. بااین‌حال در شرایط کنونی و ضرورت توجه ویژه به منابع آبی کشور ازجمله اکوسیستم‌های تالابی، استفاده از روش‌هایی که در کمترین زمان ممکن امکان رسیدگی و اعمال مدیریت کارآمد را فراهم آورد قابل‌توجه

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-06-16]

است. لذا سازگار کردن شاخص‌های زیستی نظیر شاخص‌های مورداستفاده در این پژوهش با شرایط ایران می‌تواند نقش مهمی در ارتقای سطح کیفی پایش منابع آبی و بهبود روند نظارت بر آن‌ها داشته باشد.

سپاسگزاری

نویسندگان مقاله از دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرمانشاه به دلیل در اختیار قرار دادن منابع مالی موردنیاز اجرای طرح پژوهشی مصوب قدردانی و سپاس خود را اعلام می‌دارند. همچنین نویسندگان اعلام می‌دارند که هیچ‌گونه تضاد منافعی ندارند.

منابع

ابراهیمی دستگردی، ه.، ابراهیمی، ع. و فاخران اصفهانی، س.، ۱۳۹٦. اثر سد زاینده‌رود بر جوامع بزرگ بی‌مهرگان کف زی و کیفیت آب رودخانه زاینده‌رود با استفاده از شاخص‌های زیستی BMWP و ASPT. بوم‌شناسی کاربردی، ۶(۲): صفحات ۶۷-۵۵.

ابراهیمی، ع.، فتحی، پ.، قدرتی، ف.، نادری، م. و پیرعلی، ا. ر.، ۱۳۹٦. ارزیابی کیفیت آب رودخانه تجن با استفاده از شاخص‌های کیفی و زیستی. علمی شیلات ایران، ۲۶ (۵): صفحات ۱۵۱-۱۳۹.

اعلمش، ع.، و الفتی، ف.، ۱۳۷٤. شناسنامه تالاب هشیلان، کرمانشاه. سازمان حفاظت محیطزیست، اداره کل محیطزیست استان کرمانشاه، طرح ارشاد و آموزش همگانی.

بنان، ن.، ۱۳۸۷. نقش تالاب‌ها بر جوامع زیست‌محیطی، پرندگان، پستانداران و آبزیان، اولین کنفرانس بین‌المللی بحران آب، دانشگاه زابل.

پور منصوری، ر.، نبوی، م.ب. و رجب‌زاده، ا.، ۱۳۸۸. بررسی ساختار جوامع ماکروبنتیک تالاب بامدژ، مجله بیولوژی دریا، ۱(۱): صفحات ۱۲-۱.

حیدری، ن.، یزدیان، ح.، زهرایی، ب.،و جعفر زاده حقیقی فرد، ن.، ۱۳۹۱. ارزیابی زیستی رودخانه کشکان رود بر اساس تنوع و ساختار جمعیتی ماکروبنتوزها، اولین همایش ملی حفاظت و برنامه‌ریزی محیطزیست. همدان: دانشگاه آزاد اسلامی واحد همدان.

شریفی، م.، رضائی چمنی، ف.، حسینی, س. م. م. و راجی، غ.، ۱۳۸۳. تالاب هشیلان یک سوءتفاهم جغرافیایی معرفی یک تالاب الگو یافته در غرب کشور. محیطشناسی، ۳۰ (۳۵): صفحات ۱۰۷-۹۹.

صادق صبا، م.، نبوی، م. ب. و رجب‌زاده قطرمی، ا.، ۱۳۹۱. مطالعه ساختار و تنوع ماکروبنتوزهای رودخانه دز در محدوده پناهگاه حیات‌وحش دز در فصول پاییز و زمستان. اکو بیولوژی تالاب، ۴ (۱۳): صفحات ۹۱-۸۳.

فتحی، پ.، ابراهیمی، ع.، میر غفاری، ن. و اسماعیلی، ع. ر.، ۱۳۹۲. ارزیابی کیفی آب تالاب چغاخور با استفاده از شاخص‌های BMWP و ASPT. نشریه شیلات، مجله منابع طبیعی ایران، ۶۶ (۱): صفحات ۹۳-۸۱.

کرمی، م.، میردار هریجانی، ج.، قرایی، ا. و پوریا، م.، ۱۳۹٦. بررسی کیفیت آب رودخانه گاماسیاب با استفاده از شاخص‌های زیستی BMWP و ASPT. بوم‌شناسی آبزیان، (۱): صفحات ۳۸-۲۹.

ممبینی، ش. و نبوی، م. ب.، ۱۳۹۱. مطالعه ساختار اجتماعات ماکروبنتیک به‌عنوان شاخص‌های آلایندگی در رودخانه جراحی (محدوده مقبره سید عاشور تا ورودی شهر شادگان). علوم و تکنولوژی محیطزیست، ۱۴(۱): صفحات ۱۲۵-۱۱۷.

منصوری، ج.، ۱۳۸٦. مدیریت تالاب‌ها و پرندگان آبزی، تنکابن: دانشگاه آزاد اسلامی واحد تنکابن.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-06-16]

مهندسین مشاور پیشاهنگ توسعه کرمانشاه.، ۱۳۹۱. مطالعات تعیین حریم اکولوژی تالاب هشیلان)گزارش نهایی.(اداره کل حفاظت محیطزیست کرمانشاه، معاونت طبیعی. ۳۱۱ ص.

همتی، ت. و قربانی، ت.، ۱۳۹۳. تالاب هشیلان، گستره‌ای از جزایر سبز، استان کرمانشاه: سازمان حفاظت محیطزیست، اداره کل محیطزیست. ۹۷ ص.

Abbaspour, F., Mirdar Harijani, J., Gharaei, A. and Iezadi, G. H., 2017. Biological assessment of the Tang Sorkh River (Iran) using benthic macroinvertebrates. Iranian Journal of Fisheries Sciences, 16(3): 1008-1020.

Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F. and Furse, M. T., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. Water research, 17(3): 333-347.

Anzecc, A., 2000. Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, Canberra, pp: 1-103.

Aazami, J., KianiMehr, N. and Zamani, A., 2019. Ecological water health assessment using benthic macroinvertebrate communities (case study: The Ghezel Ozan River in Zanjan Province, Iran). Environmental monitoring and assessment, 191(11): p.689.

Balderas, E. C. S., Grac, C., Berti-Equille, L. and Hernandez, M. A. A., 2016. Potential application of macroinvertebrates indices in bioassessment of Mexican streams. Ecological indicators, (61): 558-567.

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

Barton, D. R. and Metcalfe-Smith, J. L., 1992. A comparison of sampling techniques and summary indices for assessment of water quality in the Yamaska River, Québec, based on benthic macroinvertebrates. Environmental Monitoring and assessment, 21(3): 225-244.

Bhat, G. A., Jauhari, R. K., Paray, M. A. and Devi, N. P., 2017. Study the wetland water quality using biotic indexes: A case study of Asan wetland of central Himalaya, International Journal of Zoology Studies, 2(6): 233-238 .

Bouchard, Jr. R., 2012. Guide to Aquatic Invertebrate Families of Mangolia. Minesota, usa: Saint Paul.

Boulton, A. J. and Brock, M. A., 1999. Australian Freshwater Ecology: Processes and Management Gleneagles Publishing. Glen Osmond, 300p.

Clifford, H., 1991. Aquatic Invertebrates of Alberta. Alberta, Canada: The University of Alberta Press Atabasca Hall Edmonton.

Callisto, M., Tupinambas, T., Castro, D. and Maroneze, D., 2012. Minimum flow effects on benthic macroinvertebrates as bioindicators downstream of hydroelectric dams. 9th International Symposium on Ecohydraulics, Vienna, Austria, 17-21 Sep.

Zamora-Muñoz, C., Sáinz-Cantero, C.E., Sánchez-Ortega, A. and Alba-Tercedor, J., 1995. Are biological indices BMPW and ASPT and their significance regarding water quality seasonally dependent? Factors explaining their variations. Water Research, 29(1): 285-290.

Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'neill, R. V., Paruelo, J. and Raskin, R. G., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. nature, 387(6630): 253-260

Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., Van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I. Farber, S. and Turner, R. K., 2014. Changes in the global value of ecosystem services. Global environmental change, (26): 152-158.

Czeniawska-Kusza, I., 2005. Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water quailty assessment. Limnologica, (35): 169-176.

Davies, S. P., Drummond, F., Courtemanch, D. L., Tsomides, L. and Danielson, T. J., 2016. TB208: Biological Water Quality Standards to Achieve Biological Condition Goals in Maine Rivers and Streams: Science and Policy.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-06-16]

De Pauw, N. and Hawkes, H. A., 1993. Biological manitoring of river water quality. In: W.J. Walley and S. Judd (Eds), River water quality manitoring and control. Aston University, Birmingham: 87-111.

Dorche, E. E., Fathi, P. and Ofogh, A. E., 2019. Wetland water quality assessment in cold and dry regions (Case study: Choghakhor wetland, Iran). Limnological Review, 19(2): 57–75.

Etemi, F. Z., Bytyçi, P., Ismaili, M., Fetoshi, O., Ymeri, P., Shala–Abazi, A., Muja-Bajraktari, N. and Czikkely, M., 2020. The use of macroinvertebrate based biotic indices and diversity indices to evaluate the water quality of Lepenci river basin in Kosovo. Journal of Environmental Science and Health, Part A, pp.1-11.

Feminella, J. W., 1999. Biotic Indicators of water quality the Alabama watershed demonstration project. Aubum University, 10p.

Garrison, B., 2013. Validation of Kentucky Wetlands Rapid Assessment Method (ky-Wram) Metrics Using Macroinvertebrate Communities of Forested Depressional Wetlands. Eastern Kentucky: Online Theses and Dissertations.

Galbrand, C., Lemieux, I. G., Ghaly, A. E., Cote, R. and Verma, M., 2007. Assessment of constructed wetland biological integrity using aquatic macroinvertebrates. OnLine Journal of Biological Sciences, 7 (2): 52-65.

Ghani, W. M. H. W. A., Kutty, A. A., Mahazar, M. A., Al-Shami, S. A. and Ab Hamid, S., 2018. Performance of biotic indices in comparison to chemical-based Water Quality Index (WQI) in evaluating the water quality of urban river. Environmental monitoring and assessment, 190(5), p.297.

Ganie, M. A., Khan, M. I. ¬and Parveen, M., 2012. Seasonal variations in physico-chemical characteristics of Pahuj reservoir, district Jhansi, Bundelkhand region, central India. International Journal of Current Research, 4(12):115-118 .

Hynes, H. B. N., 1970. The ecology of stream insects. Annual Review of Entomology, 15(1), 25-42.

Hilsenhoff, W. L. 1987. Effectiveness of bottle traps for collecting Dytiscidae (Coleoptera). The Coleopterists' Bulletin, 377-380.

Kaaya, L. T., Day, J. A. and Dallas, H. F., 2015. Tanzania River Scoring System (TARISS): a macroinvertebrate-based biotic index for rapid bioassessment of rivers. African Journal of Aquatic Science, 40(2), 109-117.

Kripa, P. K., Prasanth, K. M., Sreejesh, K. K. and Thomas, T. P., 2013. Aquatic macroinvertebrates as bioindicators of stream water quality-a case study in Koratty, Kerala, India. Research Journal of Recent Sciences, 2: 217-222.

Lencioni, V., Marziali, L. and Rossaro, B., 2012. Chironomids as bioindicators of environmental quality in mountain springs. Freshwater Science, 31(2): 525-541.

Mandaville, S., 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwater-Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols. Halifax: Soil and Water Conservation Society of Metro Halifax.

Myers, P., Espinosa, R., Parr, C. S., Jones, T., Hammond, G. S. and Dewey, T. A., 2008. The animal diversity web. Available at animaldiversity. org. Accessed August, 30.

Mustow, S. N., 2000. Policies for Natural Disaster Reduction in Modern Societies. In World Conference on Natural Disaster Reduction Technical Committee Sessions C, pp: 31-44.

Mitsch, W. J. and Gosselink, J. G., 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. Ecological economics, 35(1): 25-33.

Mushatq, B., Raina, R., Yaseen. T., Wanganeo, A. and Yousuf, A. R., 2013. Variations in the physico-chemical properties of Dal Lake, Srinagar, Kashmir. African Journal of Environmental Science and Technology, 7(7): 624-633 .

Oscoz, J., Galicia, D. and Miranda, R., 2011. Identification Guites of Freshwater Macroinvertebrates of Spain. New York": Springer Science+Business Media B.V.

Nasirian, H., 2014. Evaluation of water quality and organic pollution of Shadegan and Hawr Al Azim wetlands by biological indices using insects. Journal of entomology and zoology studies, 2(5): 193-200.

Nemati Varnosfaderany, M., Ebrahimi, E., Mirghaffary, N. and Safyanian, A., 2010. Biological assessment of the Zayandeh Rud River, Iran, using benthic macroinvertebrates. Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters, 40(3): 226-232.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-06-16]

Ojija, F., Gebrehiwot, M. and Kilimba, N., 2017. Assessing Ecosystem Integrity and Macroinvertebrates Community Structure: Towards Conservation of Small Streams in Tanzania, International Journal of Scientific & Technology Research, 6(2): 148-155.

Paisley, M. F, Trigg, D. J. and Walley, W. J., 2007. Revision and testing of BMWP scores. Final report SNIFFER project WFD72a. Scotland and Northern Ireland Forum for Environmental Research (SNIFFER), Edinburgh.

Pescador, M., Rasmussen, A. and Harris, S., 2004. Identification Manual for Caddisfly (Tricoptera) Larvae of Florida". Florida: Department of Environmental Protection Florida.

Roberts, L., Boardman, G. and Voshell, R., 2009. Benthic macroinvertebrate susceptibility to trout farm effluents. Water Environment Research, 81(2): 150-159.

Saether, O. A., 1979. Chironomid communities as water quality indicators. Ecography, 2(2): 65-74.

Sharma, R. C. and Rawat, J. S., 2009. Monitoring of aquatic macroinvertebrates as bioindicator for assessing the health of wetlands: A case study in the Central Himalayas, India. Ecological Indicators, 9(1): 118-128.

Shokri, M., Rossaro, B. and Rahmani, H., 2014. Response of macroinvertebrate communities to anthropogenic pressures in Tajan River (Iran). Biologia, 69(10): 1395-1409.

Triest, L., Kaur, P., Heylen, S. and De Pauw, N., 2001. Comparative monitoring of diatoms, macroinvertebrates and macrophytes in the Woluwe River (Brussels, Belgium). Aquatic Ecology, 35(2): 183-194.

Voelker, D. C. and Renn, D. E., 2000. Benthic invertebrates and quality of streambed sediments in the White River and selected tributaries in and near Indianapolis, Indiana, 1994-96: US Department of the Interior, US Geological Survey; Branch of Information Services [distributor].

Yazdian, H., Jaafarzadeh, N. and Zahraie, B., 2014. Relationship between benthic macroinvertebrate bio-indices and physicochemical parameters of water: a tool for water resources managers. Journal of Environmental Health Science and Engineering, 12(1): 30.

Zamora-Munoz, C. and Alba-Tercedor, J., 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. Journal of the North American Benthological Society, 15(3): 332-352.

Zeybek, M., Kalyoncu, H., Karakaş, B. and ÖZGÜL, S., 2014. The use of BMWP and ASPT indices for evaluation of water quality according to macroinvertebrates in Değirmendere Stream (Isparta, Turkey). Turkish Journal of Zoology, 38(5): 603-613.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-06-16]