ارزیابی زیستی تالاب شادگان با استفاده از شاخص هیلسنهوف (HFBI)

مریم محمدی روزبهانی[۱]
عبدالرحمن راسخ[۲]
حدیث جعفرآقایی[۳]*

۱. دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات خوزستان، استادیار گروه محیط زیست، اهواز، ایران.
۲. دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات خوزستان، استادیار گروه ریاضی، اهواز، ایران.
۳. دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات خوزستان، دانشجوی کارشناسی ارشد آلودگی‌های محیط زیست، اهواز، ایران.

***نویسنده مسئول مکاتبات**
hgaghae@yahoo.com

تاریخ دریافت: ۱۳۹۱/۱۰/۰۶
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۲/۰۴/۱۵

کد مقاله: ۱۳۹۲۳۱۰۵۰
این مقاله برگرفته از پایان‌نامه دانشجویی است.

چکیده

این مطالعه درسال ۱۳۹۱در ۶ ایستگاه تعیین شده در تالاب شادگان انجام شد. نمونه‌برداری در دو فصل بهار و تابستان انجام گرفت. عملیات نمونه‌برداری شامل نمونه‌برداری از رسوبات بستر و نمونه‌برداری از آب جهت تعیین پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب می باشد. درصد مواد آلی و دانه‌بندی رسوبات نیز تعیین گردید. در طول دو فصل نمونه‌برداری جمعاً ۱۶ گونه از ۵ رده جانوری ماکروبنتوزها شناسایی و شمارش شد. در بین رده‌های شناسایی شده بیش‌ترین درصد فراوانی مربوط به رده شکم‌پایان و پس از آن رده دوکفه‌ای‌ها در دو فصل بوده است. نتایج حاصل از بررسی‌های پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب نشان داد که بین ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری در فصول بهار و تابستان از نظر شوری اختلاف معنی‌داری وجود ندارد (P<۰/۰۵)، در حالی که پارامترهای دما، DO، EC، PH و هدایت الکتریکی در بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری و بین دو فصل دارای اختلاف معنی‌داری بودند (P<۰/۰۵). بر اساس نتایج حاصل از درصد مواد آلی، بیش‌ترین مقدار درصد مواد آلی رسوبات مربوط به فصل تابستان (۲/۱۳ ± ۱۰/۷۷) و پس از آن مربوط به فصل بهار (۰/۸۷ ±۰/۹۹) می‌باشد. نتایج آنالیز آماری نشان داد بین میانگین درصد مواد آلی رسوبات در دو فصل اختلاف معنی‌داری وجود دارد (P<۰/۰۵). به منظور پی بردن به وضعیت اکولوژیکی منطقه از نظر میزان آلودگی، از شاخص HFBI با تأکید بر مواد آلی استفاده گردید. شاخص HFBI محدوده مورد مطالعه را در دو فصل بهار و تابستان در دو طبقه کیفی ضعیف و نسبتاً ضعیف طبقه‌بندی نمود. بدین ترتیب که در فصل بهار ایستگاه‌های ۵ و۶ و در فصل تابستان ایستگاه‌های ۱، ۲ و ۵ در طبقه کیفی ضعیف و سایر ایستگاه‌ها در فصل بهار و تابستان در طبقه کیفی نسبتاً ضعیف قرار گرفتند. نتایج آنالیز آماری شاخص هیلسنهوف نشان داد که در فصل بهار، ایستگاه ۴ اختلاف معنی‌داری با سایر ایستگاه‌ها دارد (P <۰/۰۵). نتایج حاصل از این بررسی نقش ورود فاضلاب‌ها را در افزایش بار آلودگی‌های آلی به تالاب و افزایش روند آلودگی تالاب را نشان می‌دهد که لزوم درنظر گرفتن ملاحظات زیست‌محیطی و مدیریت هماهنگ در کاهش آلودگی‌های آلی را طلب می‌کند.

واژگان کلیدی: تالاب شادگان، بی‌مهرگان کف‌زی، کیفیت آب، شاخص هیلسنهوف HFBI.

مقدمه

یکی از مهم‌ترین مطالعات در بررسی منابع آبی و تعیین کیفیت آب، بررسی پارامترهای فیزیکی، شیمیایی، بیولوژیکی و تعیین شاخص‌های زیستی و منابع زیستی است. این بدان خاطر است که موجودات آبزی و شاخص‌های بیولوژیک در طول مدت زمان، هماهنگ با تغییرات گوناگون در کمیت و کیفیت آب‌ها ظاهر گردیده و با اکوسیستم آن منطقه سازش حاصل نموده، به عبارت دیگر شرایط و اوضاع هر منطقه گروه خاصی از موجودات آبزی را پیرامون خود جمع‌آوری نموده است و چون این انطباق و سازش در طول مدت زمان تقریباً طولانی حاصل گردیده است لذا از لغزش‌ها و اشتباهاتی که در اندازه‌گیری‌های پارامترهای فیزیکی شیمیایی رخ می‌هد به مقدار وسیعی می‌کاهد. همچنین مطالعه توالی شاخص‌ها یعنی ظهور و عدم ظهور آن‌ها در ایستگاه‌های مطالعاتی می‌تواند در شناسایی مناطق آلوده و همچنین مناطق عاری

از آلودگی که ناشی از روند خود پالایی منابع آبی بوده، مهم باشند. از آن‌ها که هر گونه آلودگی در منابع آبی به طور مستقیم روی موجودات آبزی تأثیر می‌گذارد می‌توان با در نظر گرفتن موجودات آبزی در هر زیستگاه کیفیت آب را براساس آلودگی‌های آلی مورد ارزیابی قرار داد. آلاینده‌ها آثار سوء مستقیم و غیرمستقیم زیادی روی محیط زیست خواهند داشت، تغییر کیفیت آب و در پی آن تغییر پراکنش موجودات کفزی را می‌توان از جمله موارد فوق نام برد. بنابراین ضمن نمونه‌برداری از محیط‌های آبی و کفزیان آن، می‌توان به وضعیت آب پی برد. به عنوان نمونه، آلودگی ناشی از مواد آلی معمولاً سبب محدودیت در تنوع بی‌مهرگان بزرگ کفزی می‌گردد، به‌طوری‌که تنها گونه‌های بسیار مقاوم، آن هم در غلظت کم اکسیژن باقی خواهند ماند، از طرف دیگر تشکیل لجن و نفوذ مواد شیمیایی سمی نه تنها ممکن است سبب کاهش جمعیت یک گونه گردد، بلکه امکان دارد باعث حذف کامل جامعه بی‌مهرگان بزرگ کفزی در آن منطقه آلوده شود (Nazarova and Semenov, 2004). Hilsenhoff در سال ۱۹۸۸ با نمونه‌برداری متناوب از بندپایان زیستگاه‌های آبی و اندازه‌گیری فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی و در نهایت استفاده از فرمول ضریب زیستی (B.I) اعدادی را به منزلهٔ شاخص کیفیت آلی آب برای زیستگاه های مورد مطالعه ارائه داد (حافظیه، ۱۳۸۰). ضریب زیستی، روشی مؤثر و حساس در ارزیابی کیفیت آب است که براساس تنوع بی مهره‌ها محاسبه می‌شود. شاید بتوان در برخی موارد آن را حتی از فرایند اندازه‌گیری‌های فیزیکی و شیمیایی نیز موثرتر دانست، زیرا که زمان کمتری می‌گیرد و از لحاظ اقتصادی مقرون به صرفه است (حافظیه، ۱۳۸۰). همچنین منابع متعددی وجود دارد (Bode, 1996; Barbour *et al.*, 1996; Taylor and Baily, 1997; Hynes, 1998; Overton, 2001) که در چار چوب قراردادها و پروتکل‌های ارزیابی زیستی آب‌های جاری از این سنجه‌ها استفاده کرده و بر کارآیی آن‌ها تأکید می‌کنند (قانع و همکاران، ۱۳۸۵). تنوع و فراوانی بی‌مهرگان آبزی بر حسب شرایط محیطی متفاوت می‌باشد، بنابراین با توجه به حساسیت آن‌ها نسبت به آلاینده‌های مختلف می‌توان شرایط آب از نظر آلودگی را ارزیابی نمود. تالاب‌ها با توجه به دارا بودن کاربری‌های مفید چند جانبه، ارزش‌های متنوع و جذابیت‌های خاص و به عنوان یکی از خاستگاه‌ها و حامیان تنوع زیستی در کره زمین همواره مورد توجه بوده‌اند. امروزه اکثر تالاب‌های کشور به دلایل مختلف تحت فشار می‌باشند تخلیه زباله‌های شهری و فاضلاب‌های صنایع مختلف، همچنین گسترش فعالیت‌های صنعتی و احیاء اراضی حریم تالاب‌ها را مورد تهدید قرار داده است.

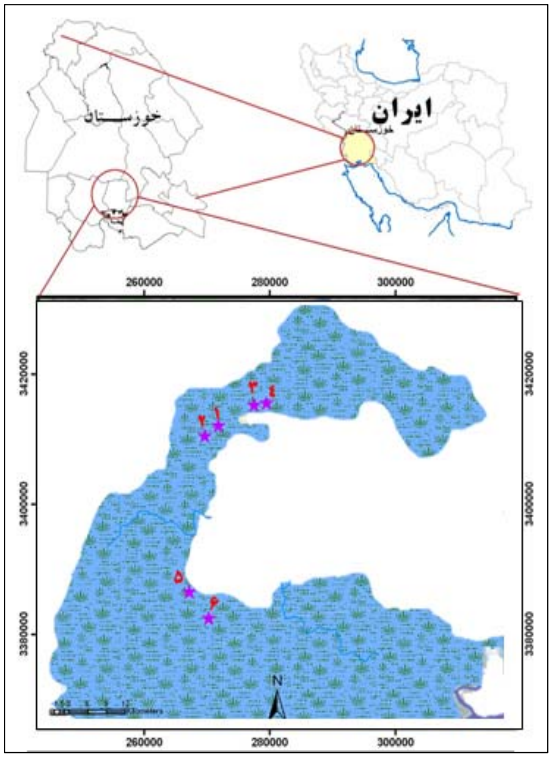
تالاب شادگان در انتهای جنوب غربی ایران و در مختصات جغرافیایی ۳۰ درجه و ۳۰ دقیقه شمالی و ۴۸ درجه و ۴۵ دقیقه شرقی قرار دارد. تالاب شادگان بزرگ‌ترین تالاب ایران و سی و چهارمین تالاب از ۱۳۲۸ تالاب ثبت شده در فهرست معاهده رامسر و نیز وسیع‌ترین تالاب ساحلی خلیج فارس است (Scott, 1990). این تالاب به مساحت ۵۳۷۷۳۱ هکتار در منتهی‌الیه مسیر رودخانه جراحی در ابتدای خلیج فارس در جنوب‌غربی ایران واقع شده است. مساحت حوضه آبریز آن ۲۴۳۱۰ کیلومترمربع می‌باشد که بیش از ۵۴ درصد آن در چارچوب قوانین کشور به عنوان پناهگاه حیات‌وحش تحت حفاظت قرار دارد. به سبب گوناگونی و گستردگی زیستگاه‌ها، تالاب از تنوع زیستی بسیار غنی برخوردار است و دارای عملکردهای متنوع هیدرولوژیکی و ژئومورفولوژیکی از جمله کنترل سیلاب، حفاظت سواحل، کاهش رسوب، جذب مواد مغذی و سموم محلول در آب رودخانه و تعدیل آب و هوا می‌باشد. احداث سد مخزنی مارون و به موازات آن طرح‌های توسعه آبیاری در دشت‌های بالادست و تداوم ورود زه‌آب واحدهای توسعه نیشکر، رژیم طبیعی تالاب را تغییر خواهد داد (لطفی، ۱۳۸۱). تغییرات اقلیمی چند سال گذشته موجب خشکی زیادی در تالاب شادگان شده است که تأثیرات بسیار مخربی روی محیط زیست آن داشته است. علاوه بر تحمل رنج شدید خشک‌سالی، ورود فاضلاب‌ها، آلودگی‌های نفتی، کاهش سطح آب، افزایش میزان فلزات سنگین و تجمع مقادیر زیادی از زباله‌های غیرقابل تجزیه باعث ایجاد مشکلاتی در روند طبیعی اکوسیستم این تالاب شده است (عبدالملکی و باقری، ۱۳۸۱). عمده ترین مشکل تالاب شادگان، ورود شش میلیون مترمکعب آب آلوده به تالاب است که ۴۰ تا ۶۰ هزار مترمکعب آن، آب آلوده صنایع فولاد و ۲۰ تا ۲۵ هزار مترمکعب آن پساب نیشکر و همچنین ورود فاضلاب خانگی به تالاب است (خواجه‌پور و همکاران، ۱۳۸۹). هدف از این مطالعه ارزیابی زیستی تالاب شادگان با استفاده از شاخص هیلسنهوف به منظور بررسی کیفیت آب تالاب می‌باشد.

مواد و روش‌ها

این مطالعه در سال ۱۳۹۱ در دو فصل بهار و تابستان در ۶ ایستگاه تعیین شده بر اساس منابع آلاینده ورودی به تالاب شادگان شامل۲ ایستگاه در محل ورود زه‌آب صنایع نیشکر سلمان فارسی و فارابی، ۲ ایستگاه از نهر مالح (روستای خزعلیه) ورود فاضلاب صنایع فولاد و ۲ ایستگاه از انتهای روستای عبودی (بخش خنافره) که ورود فاضلاب شهری به تالاب است در نظرگرفته شد (جدول ۱). در شکل ۱ موقعیت ایستگاه‌های مورد نظر مشخص شده است. در هر ایستگاه نمونه‌برداری با چهار تکرار صورت گرفت. نمونه‌برداری با استفاده از گرب پترسون با سطح مقطع ۲۲۵ سانتی‌مترمربع انجام شد. از سه تکرار نمونه‌برداری با گرب پترسون برای شناسایی و شمارش ماکروبنتوزها و از یک تکرار برای تعیین دانه‌بندی و درصد مواد آلی رسوبات استفاده شد. نمونه‌های مربوط به ماکروبنتوز به وسیله الک ۰/۵ میلی‌متری شست و شو داده شده و به وسیله فرمالین ۵ درصد فیکس شدند. پس از انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه از الکل اتانول ۷۰ درصد برای نگهداری نمونه‌ها استفاده گردید. رنگ‌آمیزی نمونه‌ها با استفاده از روش والتون انجام گرفت، بدین صورت که از محلول ۱ گرم در لیتر رزبنگال برای رنگ‌آمیزی نمونه‌ها استفاده شد. گروه‌های جانوری مختلف با کمک استریومیکروسکوپ و کلیدهای شناسایی فون بنتیک در حد خانواده، جنس و تا حد ممکن گونه دسته‌بندی و شناسایی شدند جهت تعیین درصد مواد آلی رسوبات از روش استاندارد معرفی شده (Holme and Mcintyre, 1984) و جهت آنالیز دانه‌بندی رسوبات با استفاده از روش معرفی شده (Buchannan,1984) استفاده شد. جهت شناسایی نمونه‌های ماکروبنتوز از کلیدهای شناسایی فون بنتیک استفاده گردید (Barnes,1987; Jones,1986; Carpenter and Niem,1990). همچنین پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب نظیر دما، DO، pH، EC و شوری با سه تکرار در هر ایستگاه اندازه‌گیری شد.

جدول ۱: مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری.

شماره ایستگاه	مختصات جغرافیایی	
	E	N
ایستگاه (۱) پساب نیشکر	۴۸ ° ۳۳ ′ ۱۴.۳ ″	۳۰ ° ۵۱ ′۵۹.۳ ″
ایستگاه (۲) پساب نیشکر	۴۸ ° ۳۳ ′ ۱۵.۵ ″	۳۰ ° ۵۱ ′ ۵۸ ″
ایستگاه (۳) فاضلاب فولاد	۴۸ ° ۴۰ ′ ۳۶.۷ ″	۳۰ ° ۵۰ ′ ۲۷.۷ ″
ایستگاه (۴) فاضلاب فولاد	۴۸ ° ۴۰ ′ ۳۷.۴ ″	۳۰ ° ۵۰ ′ ۲۵.۵ ″
ایستگاه (۵) فاضلاب خانگی	۴۸ ° ۳۸ ′ ۵۹.۳ ″	۳۰ ° ۳۷ ′ ۵۲.۵ ″
ایستگاه (۶) فاضلاب خانگی	۴۸ ° ۳۹ ′ ۴.۷ ″	۳۰ ° ۳۴ ′ ۱۱.۷ ″



شکل ۱: موقعیت ایستگاه های مورد بررسی در تالاب شادگان ۱۳۹۱.

شاخص زیستی HFBI در سطح خانوادگی هیلسنهوف (Hilsenhoff Family Level Biotic Index) از رایج‌ترین شاخص‌های زیستی است که تحمل به آلودگی آلی در موجودات نهرها را خلاصه می‌نماید. جهت ارزیابی کیفیت آب در هر ایستگاه از شاخص زیستی هیلسنهوف (HFBI) استفاده شد. در این روش آب‌ها از نظر آلودگی به مواد آلی طبقه‌بندی شده و میزان شاخص با استفاده از رابطه زیر محاسبه می‌شود:

$$HFBI = \frac{\sum[(TV)n]}{N}$$

TV ارزش تحمل آلودگی در آن گروه، n تعداد افراد هر گروه و N تعداد کل افراد می‌باشد.

این شاخص در سطوح مختلف گونه، جنس و خانواده کاربرد دارد (Hilsenhoff, 1988). مقاومت لیستی از ارزش تحمل برای هر تاکسون است که در محاسبه شاخص زیستی هیلسنهوف به کار می‌رود دامنه ارزش تحمل از صفر برای ارگانیسم‌های بسیار حساس و ضعیف و تا ۱۰ برای ارگانیسم‌های بردبار است. این ارزش‌های بردباری از بررسی ۵۳ رودخانه در Wiscon آمریکا به دست آمده است. در جدول ۲ نمرات مقاومت به آلودگی در سطح خانواده و در جدول ۳ طبقه‌بندی کیفیت آب نهرها و رودخانه‌ها بر اساس این شاخص معرفی شده است.

جدول۲: امتیاز مقاومت به آلودگی در سطح خانواده برای شاخص زیستی هیلسنهوف (Bode, 1988; Hilsenhoff, 1988a; Hilsenhoff, 1988b; Lehmkuhl, 1979).

Plecoptera	Capniidae 1, Chloroperlidae 1, Leuctridae 0, Nemouridae 2, Perlidae 1, Perlodidae 2, Pteronarcyidae 0, Taeniopterygidae 2
Ephemeroptera	Baetidae 4, Baetiscidae 3, Caenidae 7, Ephemerellidae 1, Ephemeridae 4, Heptageniidae 4, Leptophlebiidae 2, Metretopodidae 2, Oligoneuriidae 2, Polymitarcyidae 2, Potomanthidae 4, Siphlonuridae 7
Tricorythidae	4
Odonta	Aeshnidae 3, Calopterygidae 5, Coenagrionidae 9, Cordulegastridae 3, Corduliidae 5, Gomphidae 1, Lestidae 9, Libellulidae 9, Macromiidae 3
Trichoptera	Brachycentridae 1, Glososomatidae 0, Helicopsychidae 3, Hydropsychidae 4, Hydroptilidae 4, Lepidostomatidae 1, Leptoceridae 4, Limnephilidae 4, Molannidae 6, Odontoceridae 0, Philopotamidae 3, Phryganeidae 4, Polycentropodidae 6, Psychomyiidae 2, Rhyacophilidae 0, Sericostomatidae 3
Megaloptera	Corydalidae 0 , Sialidae 4
Lepidoptera	Pyralidae 5
Coleoptera	Dryopidae 5, Elmidae 4, Psephenidae 4
Diptera	Athericidae 2, Blephariceridae 0, Ceratopogonidae 6, Blood-red Chironomidae (Chironomini) 8, Other (including pink) Chironomidae 6, Dolochopodidae 4, Empididae 6, Ephydridae 6, Psychodidae 10, Simuliidea 6, Muscidae 6, Syrphidae 10, Tabanidae 6, Tipulidae 3
Amphipoda	Gammaridae 4, Talitridae 8
Isopoda	Asellidae 8
Acariformes	4
Decapoda	6
Gastropoda	Amnicola 8 Bithynia 8, Ferrissia 6, Gyraulus 8, Helisoma 6, Lymnaea 6, Physa 8, Sphaeriidae 8
Oligochaeta	Chaetogaster 6, Dero 10, Nais barbata 8, Nais behningi 6, Nais bretscheri 6, Nais communis 8, Nais elinguis 10, Nais pardalis 8, Nais simples 6, Nais variabilis 10, Pristina 8, Stylaria 8, Tubificidae: Aulodrilus 8, Limnodrilus 10
Hirudinea	Helobdella 10
Turbellaria	4

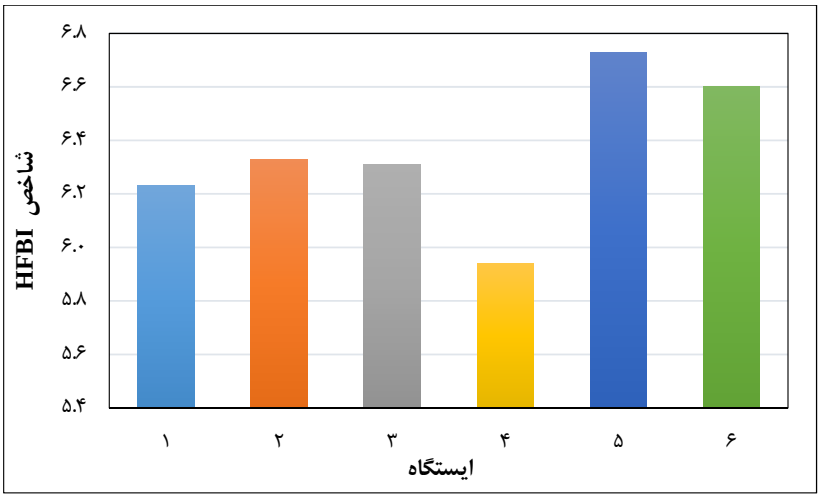
جدول۳: ارزیابی کیفیت نهرها و رودخانه‌ها با استفاده از شاخص زیستی هیلسنهوف در سطح خانواده (Rosenberg, 2004; Hilsenhoff, 1988)

درجه آلودگی آلی	کیفیت آب	شاخص زیستی در سطح خانواده
آلودگی آلی وجود ندارد	عالی	۰-۳/۷۵
امکان آلودگی آلی بسیار اندک	خیلی خوب	۳/۷۶-۴/۲۵
احتمال مقدار آلودگی آلی	خوب	۴/۲۶-۵
آلودگی آلی نسبتا قابل ملاحظه	مناسب	۵/۰۱-۵/۷۵
آلودگی آلی قابل ملاحظه	نسبتاً ضعیف	۵/۷۶-۶/۵۰
آلودگی آلی بسیار قابل ملاحظه	ضعیف	۶/۵۱-۷/۲۵
آلودگی آلی شدید	بسیار ضعیف	۷/۲۶-۱۰

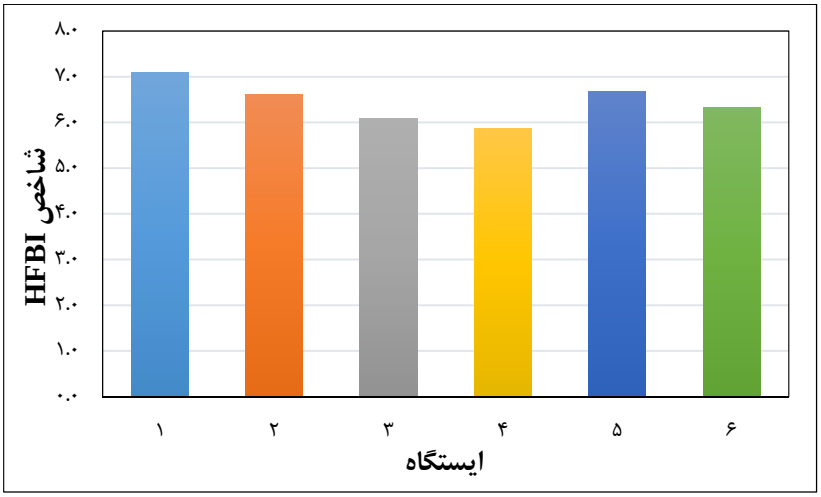
جهت بررسی آماری داده‌ها، ابتدا با استفاده از آزمون کلموگروف - اسمیرنف نرمال بودن داده‌ها بررسی شد. جهت بررسی این شاخص در ایستگاه‌های مورد مطالعه، از آزمون آنالیز واریانس یک طرفه (ANOVA) و جهت مقایسه میانگین‌ها در فصول بهار و تابستان از آزمون t- مستقل استفاده شد. جهت بررسی همبستگی پارامترها نیز از آزمون همبستگی پیرسون با سطح معنی‌داری ۵ درصد و ۱ درصد استفاده شد.

نتایج

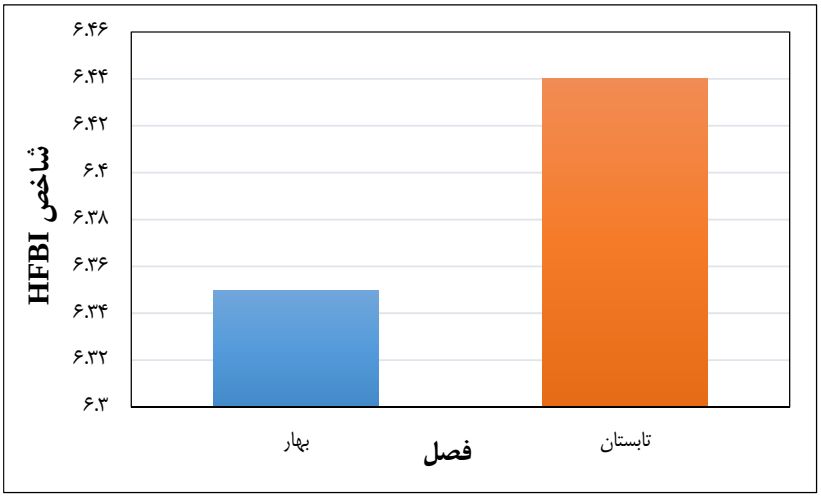
مقایسه شاخص تنوع HFBI در ایستگاه‌های نمونه‌برداری تالاب شادگان در شکل‌های ۲ و ۳ نشان داده شده است. بر اساس نتایج حاصل از شاخص HFBI در فصل بهار ایستگاه‌های ۱، ۲، ۳ و ۴ در طبقه کیفی نسبتاً ضعیف و ایستگاه‌های ۵ و ۶ در طبقه کیفی ضعیف قرار گرفت. همچنین با توجه به شکل ۴ مشخص است که در فصل بهار ایستگاه ۴ اختلاف معنی‌داری در شاخص هیلسنهوف با سایر ایستگاه‌ها دارد (P<۰/۰۵). در فصل تابستان ایستگاه‌های ۱، ۲ و ۵ در طبقه کیفی ضعیف و ایستگاه‌های ۳ ، ۴ و ۶ در طبقه کیفی نسبتاً ضعیف قرار گرفت. در فصل تابستان ایستگاه‌های مورد نظر اختلاف معنی‌داری در شاخص هیلسنهوف با یکدیگر نداشتند.



شکل ۲: مقایسه شاخص تنوع HFBI در ایستگاه‌های نمونه‌برداری تالاب شادگان (بهار ۱۳۹۱).



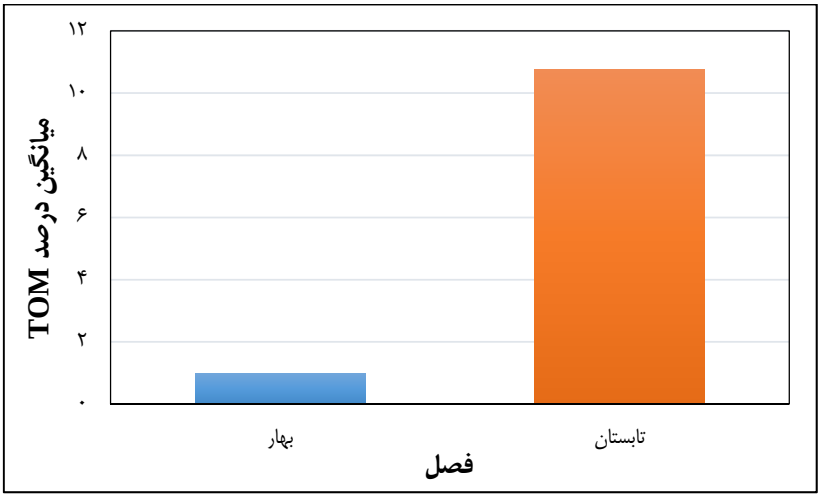
شکل ۳: مقایسه شاخص تنوع HFBI در ایستگاه‌های نمونه‌برداری تالاب شادگان (تابستان ۱۳۹۱).



شکل ٤: مقایسه میانگین شاخص HFBI در دو فصل مورد مطالعه تالاب شادگان (بهار و تابستان ۱۳۹۱).

نتایج حاصل از بررسی‌های پارامترها فیزیکی و شیمیایی نشان داد که بین ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری در فصل بهار و تابستان از نظر شوری اختلاف معنی‌داری وجود ندارد (P>۰/۰۵)، در حالی که پارامترهای دما، DO، pH و هدایت الکتریکی در بین ایستگاه‌های نمونه‌برداری دارای اختلاف معنی‌داری بودند (P<۰/۰۵). بررسی‌های آماری نشان داد که بین دو فصل از نظر پارامترهای pH، EC، DO، دما و شوری اختلاف معنی‌داری وجود دارد (P<۰/۰۵).

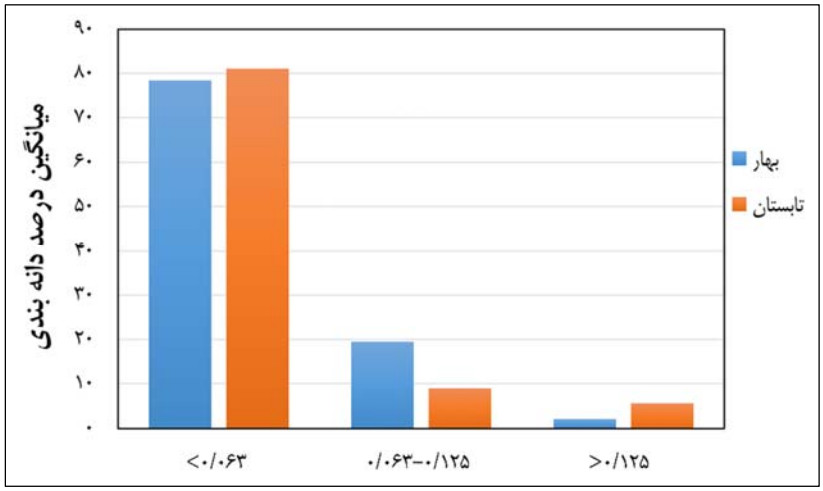
بر اساس نتایج حاصل از درصد مواد آلی، بیش‌ترین مقدار درصد مواد آلی رسوبات مربوط به فصل تابستان (۲/۱۳ ± ۱۰/۷۷) و پس از آن مربوط به فصل بهار (۰/۸۷ ±۰/۹۹) می‌باشد. نتایج آنالیز آماری نشان می‌دهد که در فصل بهار اختلاف معنی‌داری بین درصد مواد آلی ایستگاه ۵ با سایر ایستگاه‌های مورد مطالعه با یکدیگر وجود دارد (P<۰/۰۵) و در فصل تابستان ایستگاه ۱ با سایر ایستگاه‌ها اختلاف معنی‌داری دارد (P<۰/۰۵). با توجه به شکل ۵، بین میانگین درصد مواد آلی رسوبات در دو فصل اختلاف معنی‌داری وجود دارد (P<۰/۰۵).



شکل ۵: میانگین درصد مواد آلی در کل ایستگاه‌های مورد مطالعه تالاب شادگان (بهار و تابستان ۱۳۹۱).

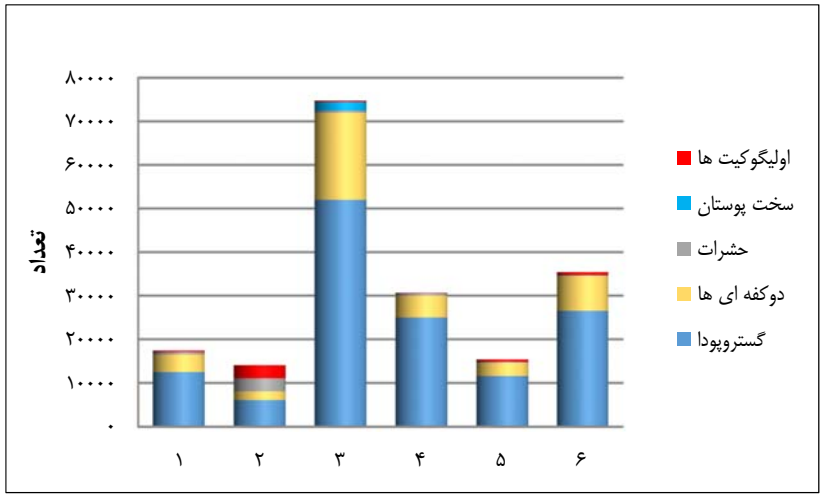
نتایج آنالیز دانه‌بندی رسوبات در ایستگاه‌های مورد مطالعه در فصل‌های بهار و تابستان نشان می‌دهد که بیش‌ترین درصد دانه‌بندی در دو فصل مربوط به ذرات کوچکتر از ۰/۰۶۳ میلی‌متر می‌باشد (شکل ۶). با توجه به نتایج آنالیز آماری مشخص گردید که در فصل بهار ایستگاه

۴ اختلاف معنی‌داری با سایر ایستگاه‌ها دارد (P<۰/۰۵). در فصل تابستان برای دانه‌بندی بین ایستگاه‌های مورد مطالعه اختلاف معنی‌داری وجود ندارد (P>۰/۰۵). بین دو فصل برای پارامتر دانه‌بندی رسوبات اختلاف معنی‌داری وجود دارد (P<۰/۰۵).

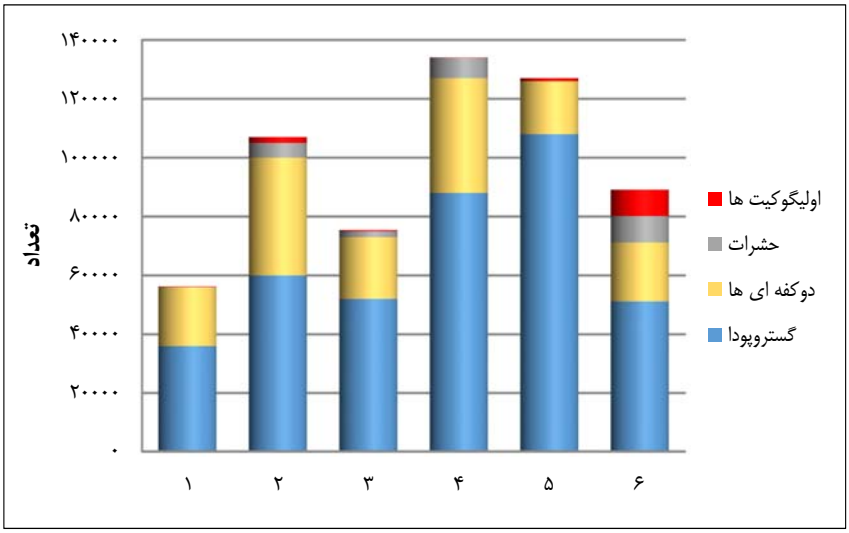


شکل ٦: میانگین درصد دانه‌بندی رسوبات در فصول مورد مطالعه (بهار و تابستان ۱۳۹۱).

در طول دو فصل نمونه‌برداری جمعاً ۱۶ گونه از ۱۴ خانواده و ۵ رده ماکروبنتیک شناسایی و شمارش شد (جدول ۴). بیش‌ترین درصد فراوانی در هر دو فصل به ترتیب شکم‌پایان و سپس به دوکفه‌ای‌ها اختصاص داشت. شکل‌های ۷ و ۸ نشان می‌دهد که رده حشرات و الیگوکیت‌ها در ایستگاه ۲ در فصل بهار و در ایستگاه ۶ در فصل تابستان فراوانی قابل توجهی داشته است.



شکل ۷: تغییرات گروه‌های ماکروبنتوزی در ایستگاه‌های مورد مطالعه تالاب شادگان (بهار ۱۳۹۱).



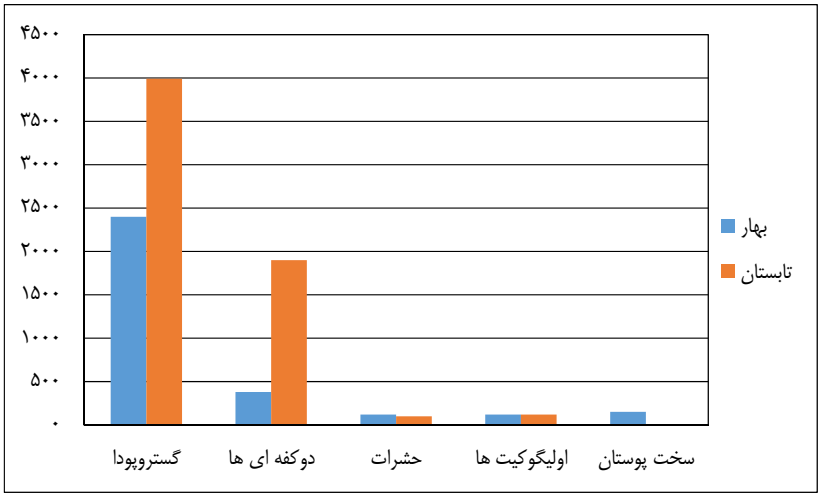
شکل ۸: تغییرات گروه‌های ماکروبنتوزی در ایستگاه‌های مورد مطالعه تالاب شادگان (تابستان ۱۳۹۱).

با توجه به نتایج آنالیز آماری مشخص گردید که در فصل بهار برای فراوانی ماکروبنتوزها اختلاف معنی‌داری در بیشتر ایستگاه‌ها وجود دارد (P<۰/۰۵) اما در فصل تابستان اختلاف معنی‌داری در ایستگاه‌های مورد مطالعه وجود ندارد (P>۰/۰۵). بین دو فصل برای پارامتر فراوانی ماکروبنتوزها اختلاف معنی‌داری وجود دارد (P<۰/۰۵). در فصل تابستان همبستگی مثبت و معنادار در سطح ۱ درصد بین Crustaea، Bivalvia و Insecta وجود دارد که نشان‌دهنده تأثیر مثبت ماکروبنتوزها بر فراوانی یکدیگر می‌باشد.

جدول٤: گونه‌های ماکروبنتوز شناسایی شده در تالاب شادگان (بهار و تابستان ۱۳۹۱).

شاخه	Class (رده)	Order (راسته)	Family (خانواده)	Species (گونه)
Mollusca	Gastropoda	Pulmonata	Ancylidae	*Ferrisia sp.*
			Planorbiidae	*Planorbis carinatus* (Muller, 1774)
			Physidae	*Physa fontinalis* (Linnaeus,1758)
			Lymnae	*Stagnicola emarginata* (Say,1821)
				Lymnae peregra (Muller, 1774)
		Prosobranchia	Hydrobiidae	*Potamopyrgus jenkinsi* (Gray,1843)
			Valvatidae	*V.Cristata* (O.F.Muller, 1774)
				V.Piscinalis
				V.Stenotrema (Polinski, 1929)
			Pleurocridae	
			Thairidae	*Melanoidaes tuberculata tuberculata* (Muller, 1774)
	Bivalvia	Cyrenodonata	Sphaeridae	*Sphaerium corneum* (Linnaeus, 1758)
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	*Chironomus sp.*
				Spaniotoma sp.
			Tipulidae	
			Tabanidae	
	Crustaea	Amphipoda	Gammaridae	*Pseudomma roseum* (G.O.Sars, 1870)
Annelida	Oligochaeta	Tubificida	Tubificidae	*Limnodrilus hoffmeisteri* (Claparede, 1862)
				Tubifex tubifex (O.F.Muller, 1774)

در کل دوره مطالعاتی در مجموع تعداد ۱۵۴۸۹ فرد ماکروبنتوز در مترمربع جمع‌آوری شد. فراوانی ماکروبنتوزها در فصل تابستان نسبت به فصل بهار بیشتر بوده است (شکل ۹). بیش‌ترین فراوانی در هر دو فصل به‌ترتیب شکم‌پایان و دوکفه‌ای‌ها اختصاص یافت.



شکل ۹: میانگین فراوانی فصلی گروه‌های ماکروبنتوز در تالاب شادگان (بهار و تابستان ۱۳۹۱).

بحث و نتیجه‌گیری

بر اساس نتایج حاصل از شاخص HFBI و شکل‌های ۲ و ۳ در فصل بهار و تابستان ایستگاه‌های ۱، ۲، ۳ و ۴ در طبقه کیفی نسبتاً ضعیف و ایستگاه‌های ۵ و۶ در طبقه کیفی ضعیف قرار گرفت. همچنین در فصل بهار ایستگاه ۴ اختلاف معنی‌داری با سایر ایستگاه‌ها دارد (P<۰/۰۵). در فصل تابستان ایستگاه‌های ۱، ۲ و ۵ در طبقه کیفی ضعیف و ایستگاه‌های ۳، ۴ و ۶ در طبقه کیفی نسبتاً ضعیف قرار گرفت. بطور کلی کیفیت آب در این تالاب در طبقه کیفی ضعیف و نسبتاً ضعیف قرار دارد. همچنین براساس وجود گونه‌هایی چون *Tubifex tubifex*، *Chironomus sp.* و *Lymnaea peregra* که تا حدودی مقاوم به آلودگی هستند (خاتمی، ۱۳۸۳)، می‌توان بیان نمود که ایستگاه‌های مطالعاتی از نظر کیفیت وضعیت مطلوبی ندارند. در مطالعه حاضر شاخص HFBI در محدوده ۶/۵۰- ۵/۷۶ است که نشان‌دهنده کیفیت نسبتاً ضعیف آب است و از نظر درجه آلودگی، وجود آلودگی اساسی در منطقه را مشخص می‌کند. طی تحقیق مشابهی Edvard و Donald در سال ۲۰۰۷ در ایلینوی امریکا در ۸ حوضه رودخانه ایلینوی شاخص HFBI را ۵/۵ بدست آورد که نشان دهنده کیفیت ضعیف است. طبق تحقیق Saunders و همکاران در سال ۲۰۰۷، افزایش آلودگی باعث کاهش تنوع و فراوانی گونه‌های درشت بی‌مهرگان کفزی می‌شود، درحالی‌که در این مناطق آلوده، گونه‌های فرصت‌طلب که شاخصی برای بیان آلودگی هستند غالب می‌شوند. با توجه به آنالیز همبستگی پارامترها مشخص است که در فصل بهار همبستگی مثبت و معنی‌داری در سطح ۵ درصد بین شوری، EC، Insecta وpH وجود دارد که نشان می‌دهد بالارفتن EC بر میزان شوری موثر است، بنابراین این دو عامل بر فراوانی Insecta تأثیر مثبت دارد. میزان جامدات محلول در آب در واحد حجم بالاتر رفته که این امر موجب بالارفتن هدایت الکتریکی آب می‌شود و به موجب آن زیاد شدن pH و فراوانی خانواده حشرات می‌شود.

فراوان‌ترین گروه‌های درشت بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده در تالاب شامل شکم‌پایان می‌باشد دلیل فراوانی این گروه در هر دو فصل می‌تواند به دلیل وجود شرایط محیطی مناسب برای زیست و تولیدمثل این رده باشد (طباطبایی و همکاران، ۱۳۸۹). افزایش بیشتر جوامع شکم‌پا و گروه‌های مقاوم به آلودگی نشانگر اثرات شدید فاضلاب‌های کشاورزی، انسانی و صنعتی در ایستگاه‌های مورد نظر در تالاب شادگان بوده است. توسعه آن‌ها با حفظ ساختارخود در جهت مصرف مواد آلی است تا بتوانند فشارهای زیست‌محیطی حاصله را خنثی نمایند. نتایج

فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی نشان می‌دهد در فصل بهار احتمالاً به دلیل افزایش دبی، آب تالاب کیفیت بالاتری داشته است (طباطبایی و همکاران، ۱۳۸۹). یکی از عوامل مهم در کیفیت آب تالاب مقدار اکسیژن محلول می‌باشد که در بهار از تابستان بیشتر بوده است. در صورتی که محیط فاقد آلودگی باشد شامل تعداد زیادی از گونه‌ها خواهد بود، در این حالت تنوع نیز بالا می‌رود. در منطقه مورد مطالعه، ورود فاضلاب شهری، فاضلاب صنایع فولاد و صنایع نیشکر به تالاب شادگان با به هم زدن بستر باعث آشفتگی در زیستگاه و اثر بر روی جوامع ماکروبنتوز می‌شود. در شرایط آلودگی و بحرانی و از بین رفتن گونه‌های حساس اکوسیستم، در نهایت گونه‌های مدارا کننده باقی خواهند ماند و تنوع گونه‌ای کاهش می‌یابد. با توجه به فراوانی ماکروبنتوزها در مطالعه حاضر مشخص شد که میزان فراوانی در فصل تابستان نسبت به بهار دارای افزایش قابل چشمگیری بوده است اما با توجه به نتایج شاخص‌های زیستی در تابستان مبین این است که تأثیر متقابل دما و اکسیژن محلول بر روی تنوع گونه‌ای نسبت به فراوانی از ارجحیت بالاتری برخوردار است. لذا این موضوع که یک فاکتور را نمی‌توان به تنهایی مورد توجه قرار داد، تایید می‌گردد. به طور کل می‌توان بیان نمود که در منطقه مورد مطالعه در فصل بهار تنوع گونه‌ای بالاتر از فصل تابستان بوده است. این امر بدین صورت قابل توجیه خواهد بود که در فصل بهار به دلیل مناسب بودن شرایط محیطی، دمای مناسب، وجود مواد مغذی و نوع بافت بستر باعث ایجاد شرایط مطلوب برای زیست گونه‌های بیشتری شده است (طباطبائی و همکاران، ۱۳۸۹). رده کم‌تاران از گروه‌های مقاوم به آلودگی هستند. با افزایش بار آلودگی میزان اکسیژن محلول دارای نوساناتی می‌شود که این خود بسته به میزان آلودگی باعث حذف گروه‌های حساس و نیمه‌حساس به آلودگی خواهد شد. در نتیجه گروه‌های مقاوم به آلودگی غالب خواهند شد (پذیرا و همکاران، ۱۳۸۷; نوری‌پور، ۱۳۹۰). تراکم بالای کم‌تاران شاخص خوبی جهت نشان دادن آلودگی‌های آلی است (Yap *et al.*, 2003). در مطالعه حاضر بیش‌ترین تراکم کم‌تاران در فصل بهار مربوط به ایستگاه ۲ (پساب صنایع نیشکر) و در فصل تابستان مربوط به ایستگاه ۶ (فاضلاب شهری) می‌باشد (شکل‌های ۷ و ۸)، که این نشان دهنده ورود فاضلاب‌ها به تالاب و افزایش تراکم گروه‌های نسبتاً مقاوم به آلودگی و بالارفتن بار آلودگی تالاب است در نتیجه عامل اصلی آلودگی تالاب شادگان ورود پساب‌های خانگی روستاهای اطراف تالاب و همچنین در درجه بعدی اهمیت زه‌آب‌های صنایع نیشکر و فولاد می‌باشد. به دلیل حجم زیاد آلاینده‌های وارده درایستگاه‌های مطالعاتی می‌توان اظهار داشت تالاب شادگان حاوی آلودگی آلی بسیار قابل ملاحظه است. جا دارد جهت حفظ تالاب شادگان به عنوان اکوسیستم تصمیمات جدی در راستای کاهش بار آلاینده‌ها، اتخاذ گردد. همچنین به عنوان دستاورد پروژه بررسی ساختارجوامع کفزی به عنوان ابزاری مؤثر و با صرفه اقتصادی جهت ارزیابی دقیق و سریع کیفیت تالاب به خصوص در فصولی که تحت آشفتگی‌های محیطی قراردارد تأکید می‌گردد.

سپاسگزاری

از تمامی کسانی که در انجام این تحقیق ما را یاری نموده‌اند کمال تقدیر و تشکر را داریم.

منابع

پذیرا، ع.، امامی، ا.، کوه‌گردی، ص.، وطن‌دوست، ر. و اکرمی، و.، ۱۳۸۷. اثر برخی عوامل محیطی بر تنوع زیستی بزرگ بی‌مهره‌گان کفزی رودخانه‌های دالکی و حله بوشهر. مجله شیلات ایران، سال دوم، شماره چهارم.

حافظیه، م.، ۱۳۸۰. حشرات آبزی به عنوان شاخص آلودگی آب، مجلهٔ علمی شیلات ایران شمارهٔ ۱، سال ۱۰، صفحات ۳۸-۱۹.

خاتمی، ه.، ۱۳۸۳. بی‌مهرگان کفزی آب‌های شیرین (کلید شناسایی و حساسیت به آلودگی). انتشارات سازمان حفاظت محیط زیست، ص ۲۰۵.

خواجه پور، م.، گلابکش، ش. و غیاثی خیاط، م.، ۱۳۸۹. بررسی اهمیت تالاب بین‌المللی شادگان (ارزش‌ها، تهدیدها و روش‌های بهبود آن. همایش ملی تالاب‌ها و نقش آن در مدیریت جامع منابع آب، بهمن ۱۳۸۹.

طباطبایی، ط.، امیری، ف.، پذیرا، ا. و ممبینی، ش.، ۱۳۸۹. مطالعه ساختار و تنوع اجتماعات ماکروبنتیک رودخانه حله، مجله بیولوژی دریا، سال دوم،شماره اول، صفحات ۴۶-۳۷.

عبدالملکی، ش. و باقری، س.، ۱۳۸۱. بررسی پراکنش و تعیین توده زنده بی‌مهرگان کفزی دریاچه ارس. مجله علمی شیلات، سال یازدهم، شماره ۴، صفحات ۱-۱۱.

قانع، ا.، احمدی، م. ر.، اسماعیلی، ع. و میرزاجانی، ع.، ۱۳۸۵. ارزیابی زیستی رودخانهٔ چافرود (استان گیلان) با استفاده از ساختار جمعیت ماکروبنتوزها. مجلهٔ علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. سال ۱۰، شماره ۲۷۴-۲۵۹.

لطفی، ا.، ۱۳۸۱. طرح مدیریت زیست محیطی تالاب شادگان گزارش شماره ۱: محیط بوم‌سازگان تالاب شادگان، وزارت جهاد کشاورزی معاونت آب و خاک، پروژه بهسازی آبیاری، مهندسان مشاور پندام.

نوری پور، م.، ۱۳۹۰. سنجش تنوع گونه ای و ساختار جمعیتی ماکروبنتوزهای رودخانه دز در بازه پل قدیم تا پل حمید آباد دزفول. پایان‌نامه کارشناسی ارشد محیط زیست، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم تحقیقات خوزستان.

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Griffith, G. E., Frydenborg, R., McCarron, E., White J. S. and Bastian, M. L., 1996. A Framework for Biological Criteria for Florida Streams Using Benthic Macro invertebrates, Journal of North American Benthological Society 15(2)185-211.

Barnes, R. D., 1987. Invertebrate zoology. Fifth Edition, Saunders College Publishing. 893p.

Bode, R. W., 1988. Quality assurance workplan for biological stream monitoring in New York

Bode, R. W., 1996. Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State, NYS Department of Environmental Conservation Service, Albany, 89p.

Buchanan, J. B., 1984. Sediment analysis In: Methods for the study of marine benthos. N.A.

Carpenter, K. E. and Neim, V. H., 1998. Crabs: FAO species identification guide for fishery purposes. The living marine resources of the Western Central Pacific. Volume 2. Cephalopods, crustaceans, holothuridians and sharks. FAO, Rome, pp., 1045-1155.

Edward DeWalt, R. and Donald, W., 2007. Summer ephemeroptera, plecoptera, and trichoptera (EPT) species richness and hilsenhoff biotic index at eight streamsegment in the lower Illinois River basin.Webbcenter for biodiversityIllinois natural history survey607 east peabody drivechampaign, IL 61820 technical.

Hilsenhoff, W. L., 1988. Rapid Field Assessment for Organic Pollution with a Family Level Biotic Index, J.North American Benthological Society, 7(1):65-68.

Hilsenhoff, W. L., 1988a. Seasonal correction factors for the biotic index. Great Lakes Entomologist, 21:9–13.

Hilsenhoff, W. L., 1988b. Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index.

Holme, N. A. and Mcintyre, A. D., 1984. Method for study of marine benthos, second edition,Oxford Blackwell Scientific publication .387 p.

Hynes, K. E., 1998. Benthic Macro invertebrates Diversity and Biotic Indices for Monitoring of 5 Urban and Urbanizing Lakes within the Halifax Regional Municipality(HRM), Nova Scotia, Canada, Soil and Water Conservation Society of Metro Halifax, 114p.

Jones, D. A., 1986. A field guide to the seashores of Kuwait and the Arabian Gulf. University of Kuwait, Bland ford Press. 182p.

Lehmkuhl, D. M., 1979. How to know the aquatic insects. Wm. C. Brown Co., Dubuque, Iowa.

Nazarova, L. and Semenov, B., 2004. The State of benthic communities and water quality evaluation in the Cheboksary reservoir. Water resources. 31(3): 316-322.

Overton, J., 2001. Standard Procedures for Benthic Macroinvertebrates Biological Assessment, North Carolina Department of Environment and Natural Resources, 50 p.

Rosenberg, D. M., 2004. Protocoles for Masuring Biodiversity:Benthic Macroinvertebrates in Fresh waters, Department of fisheries and Oceans, Fresh water Institute, Winnipeg, Manitoba, 42p.

Saunders, J., Al Zahed, Kh. M. and Paterson, D., 2007. The impact of organic pollution on the macrobenthic fauna of Dubai creek (UAE).Marine pollution Bulletin. 54(11):1715-1723. doi: 10.1016/j.marpolbul.

Scott, D. A., 1990. Wetlands of Iran.

Taylor, B. R. and Baily, R. C., 1997. Technical Evaluation on Methods for Bentic Invertebrates Data Analysis and Interpretation, AETE Project 2.1.3 prepared for Canada Canter for Mineral and Energy Technology, Ottawa,Ontario, 93 p.

Yap, C. K., Ismail, A. R., Ismail, A. and Tan, S. G., 2003. Species Diversity of Macrobenthic Invertebrates in the Semenyik River, Peninsular Malaysia. Pertanika Journal of Tropical Agricultural Science. 26: 139-146.