

ارزیابی زیستی تالاب چغاخور با استفاده از درشت بی‌مهرگان کفزی

پژمان فتحی^۱، عیسی ابراهیمی^{۱*}، علی‌رضا اسماعیلی^۱ و نورا... میرغفاری^۲

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۲/۲؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۱/۳۰)

چکیده

در پژوهش حاضر، ضمن بررسی اجتماعات کفزیان و ساختار جمعیتی آنها در تالاب چغاخور، به طبقه‌بندی و ارزیابی کیفیت آب تالاب پرداخته شد. برای این منظور تعداد ۱۰ ایستگاه در سطح تالاب، انتخاب و نمونه‌برداری از کفزیان آن هر ۴۵ روز یک‌بار از اردیبهشت تا اسفند ماه ۱۳۸۹ با ۳ تکرار در هر ایستگاه انجام شد. نمونه‌های جمع‌آوری شده در فرمالین ۴٪ تثبیت و در آزمایشگاه شناسایی و شمارش گردید. در مجموع، ۲۵ خانواده از درشت بی‌مهرگان کفزی متعلق به ۵ رده و ۱۲ راسته شناسایی شد. نتایج حاصل به‌صورت سنجه‌های جمعیتی، شامل غنای کل، شاخص تنوع شانون-وینر و شاخص زیستی هیلسنهوف در سطح خانواده محاسبه شد. نتایج حاصل از بررسی تغییرات زمانی و مکانی داده‌ها و طبقه‌بندی کیفی آب با استفاده از شاخص تنوع شانون و شاخص زیستی هیلسنهوف مطابقت خوبی را با یکدیگر نشان داد. در نهایت کیفیت آب تالاب در حد آلودگی متوسط تا زیاد ارزیابی شد. براساس یافته‌های این تحقیق به‌نظر می‌رسد استفاده از این شاخص‌ها می‌تواند به‌عنوان ابزار مناسبی جهت ارزیابی کیفیت منابع آبی به‌کار برده شود.

واژه‌های کلیدی: تنوع شانون، شاخص هیلسنهوف، ارزیابی زیستی، تالاب چغاخور، درشت بی‌مهرگان

۱. گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان

۲. گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان

*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: e_brahimi@cc.iut.ac.ir

مقدمه

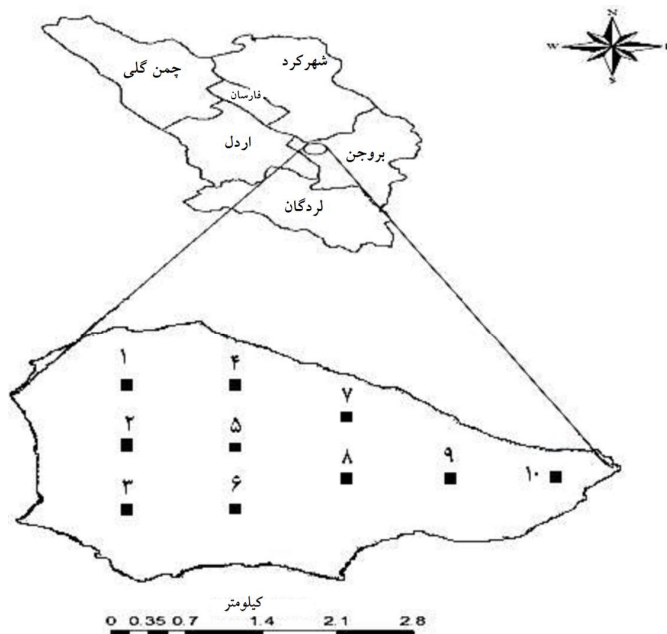
تالاب چغاخور با مساحتی بالغ بر ۱۵۰۰ هکتار، بزرگ‌ترین تالاب استان چهارمحال و بختیاری است. حجم آبی این تالاب ۴۰ میلیون مترمکعب و یکی از ذخیره‌گاه‌های مهم اکولوژیک در منطقه محسوب می‌شود. همگام با توسعه روزافزون تمدن بشری توجه به منابع طبیعی از جمله تالاب‌ها جایگاه ویژه‌ای را دست کم نزد پژوهشگران علوم طبیعی به‌خود اختصاص داده است. اما به‌رغم تلاش‌های گسترده دانشمندان، پژوهشگران و علاقه‌مندان به زیست بوم‌های تالابی، این‌گونه منابع حیاتی هم‌چنان در معرض تهدید و نابودی قرار دارند. امروزه این نظریه که زیان‌های وارده بر تالاب‌ها حاصل عوامل طبیعی و انسانی است مورد قبول همگان قرار گرفته است (۷). از آنجا که بروز هرگونه آلودگی در منابع آبی به‌طور مستقیم بر جوامع موجودات آبی تأثیرگذار است، لذا در نظر گرفتن تغییرات ایجاد شده در جوامع موجودات آبی در هر زیستگاه، می‌تواند به‌عنوان معیاری برای ارزیابی کیفیت آب براساس آلودگی‌های آلی مورد استفاده قرار گیرد. مطالعات بیولوژیک و اکولوژیک منابع آب، اساسی‌ترین موضوع در تحقیقات و بررسی‌های علمی محسوب می‌شود، شناسایی موجودات زنده و فاکتورهای زیست محیطی حاکم بر هر اکوسیستم، گام نخست این تحقیقات علمی است.

بررسی ویژگی‌های کمی و کیفی منابع آب از ارکان اساسی توسعه پایدار و اعمال مدیریت صحیح در زمینه‌های مختلف محیط زیست، شیلات، کشاورزی و غیره است. در شرایط عادی اکوسیستم‌های آبی تحت تأثیر عوامل طبیعی تغییر می‌یابند، اما در سال‌های اخیر انسان به‌طور فزاینده‌ای عامل اساسی ایجاد تغییرات در کره زمین بوده است (۱۵). ماکروبتوزها از بی‌مهرگان بزرگ کفزی در اکوسیستم‌های آبی می‌باشند که با چشم غیرمسلح دیده شده و حداقل بخشی از چرخه زندگی خود را در بستر منابع آبی سپری می‌کنند (۲۱). استفاده از بی‌مهرگان کفزی در ارزیابی کیفیت آب بر این فرض استوار است که تعداد آرایه‌های کفزیان در اکوسیستم‌های آبی که تحت

تأثیر عوامل آلاینده نیستند، بیشتر بوده و گونه‌های غیر مقاوم در آنها غالبیت دارند. در مقابل اکوسیستم‌هایی که تحت فشار آلودگی قرار دارند، تنوع کمتری داشته و گونه‌های مقاوم در آنها غالب هستند. به‌طور خلاصه می‌توان گفت که مطالعه و اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکی و شیمیایی در یک اکوسیستم مانند تهیه عکس و بررسی‌های زیستی مانند تهیه فیلم از رخدادهای یک اکوسیستم می‌باشد (۱۴ و ۲۱). به‌دلیل وابستگی شدید و حساسیتی که کفزیان بزرگ نسبت به شرایط زیستی محیط خود دارند، محققین بسیاری در سراسر جهان، از چند دهه قبل تلاش کرده‌اند تا از این گروه جانداران برای طبقه‌بندی کیفی آب‌ها استفاده نمایند (۸، ۹، ۱۸ و ۲۷). بر این اساس، برای پی بردن به وضعیت منابع آبی و طبقه‌بندی کیفی آن، مطالعه بیولوژی آب‌ها یا ارزیابی زیستی به‌ویژه به‌کمک ماکروبتوزها مفید می‌باشد (۲۴). واکنش موجودات کفزی به تغییرات ایجاد شده در عوامل زیستی و غیرزیستی محیط زیست آنها می‌تواند به بهترین شکل اثرات عوامل ایجاد کننده این تغییرات را حتی پس از گذشت زمان نسبتاً طولانی نشان دهد. در سال ۱۹۷۹ هلسینهوف با نمونه‌برداری متناوب از بندپایان زیستگاه‌های آبی و اندازه‌گیری فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی و در نهایت استفاده از فرمول ضریب زیستی (BI) اعدادی را به منزله شاخص کیفیت آلی آب برای زیستگاه‌های مورد مطالعه ارائه داد (۱). در این راستا، در تحقیق حاضر تلاش گردید تا با بررسی اجتماعات کفزیان تالاب چغاخور به ارزیابی کیفی آب این تالاب پردازیم.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه تالاب چغاخور در استان چهارمحال بختیاری می‌باشد. که دارای مساحتی در حدود ۱۵۰۰ هکتار است. این تالاب در دشت گندمان- بلداجی واقع شده است (شکل ۱). وسعت این حوضه ۷۶۸ کیلومترمربع است که ۲۲۲ کیلومترمربع آن دشت می‌باشد. دشت گندمان- بلداجی در عرض جغرافیایی $31^{\circ}50'$ تا $32^{\circ}00'$ شمالی و طول $51^{\circ}00'$ تا



شکل ۱. منطقه مورد مطالعه (مربع‌های سیاه نشان‌دهنده موقعیت ایستگاه‌ها است)

منتقل شد. در آزمایشگاه، ابتدا نمونه‌ها به کمک آب تمیز شستشو داده شده تا مواد اضافی و ناخواسته همراه آنها به‌طور کامل جدا گردد. سپس به کمک لوپ آزمایشگاهی (بینوکولر مدل Olympus ساخت ژاپن) و در صورت لزوم میکروسکوپ نمونه‌ها مورد بررسی قرار گرفت و با استفاده از کلیدهای شناسایی موجود (۵، ۱۴، ۱۶، ۱۷ و ۲۴) اقدام به شناسایی آنها گردید. در نهایت اطلاعات به‌دست آمده به‌صورت سنجه‌های جمعیتی شامل غنای کل (تعداد خانواده شناسایی شده در هر ایستگاه) و نیز شاخص تنوع شانون-وینر خلاصه شد (۱۰). برای محاسبه شاخص شانون-وینر از رابطه ۱ استفاده شد (۲۶).

$$H = -\sum_{i=1}^S (P_i)(\ln P_i) \quad [1]$$

که در آن H شاخص شانون، S تعداد کل تاکسون در جامعه و P_i فراوانی نسبی i امین تاکسون در جامعه می‌باشد. مقادیر محاسبه شده در مقایسه با مقادیر جدول طبقه‌بندی کیفیت آب براساس شاخص تنوع شانون-وینر به‌عنوان معیاری جهت ارزیابی کیفیت آب مورد استفاده قرار

۵۱°۱۰' شرقی واقع گردیده است. متوسط میزان بارندگی این حوزه ۳۸۰ میلی‌متر و با توجه به منابع آب آهکی موجود، از پتانسیل آب زیرزمینی نسبتاً مطلوبی برخوردار می‌باشد (۳).

نمونه‌برداری از کفزیان تالاب، از اردیبهشت ماه تا اسفند ماه ۱۳۸۹ در ۸ مرحله با تناوب زمانی ۴۵ روز یک‌بار در چهار فصل انجام شد. برای این منظور براساس مطالعات صورت گرفته و تجارب موجود با استفاده از نقشه توپوگرافی و به‌روش شبکه‌بندی تعداد ۱۰ ایستگاه نمونه‌برداری برروی نقشه به‌گونه‌ای مشخص گردید که فواصل بین هر ایستگاه با ایستگاه مجاور از هر طرف ۱ کیلومتر باشد. محل تقاطع خطوط شبکه به‌عنوان ایستگاه نمونه‌برداری انتخاب شد (جدول ۱). برای دسترسی به این نقاط در مراجعات مختلف از دستگاه GPS استفاده گردید (۲۵).

نمونه‌برداری از رسوبات با استفاده از گرب اکمن با سطح پوشش ۴۰۰ سانتی‌مترمربع در ۱۰ ایستگاه و با ۳ تکرار انجام شد. نمونه‌های جمع‌آوری شده ابتدا در محل شستشو داده شده و پس از عبور از الک استاندارد شماره ۶۰ در داخل ظروف پلاستیکی ریخته شده و با فرمالین ۴٪ تثبیت و به آزمایشگاه

جدول ۱. موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های مورد مطالعه

ایستگاه	موقعیت جغرافیایی (UTM)	ایستگاه	موقعیت جغرافیایی (UTM)
۱	X=۴۸۹۵۰۰ Y=۳۵۳۳۰۰۰	۶	X=۴۹۰۵۰۰ Y=۳۵۳۱۰۰۰
۲	X=۴۸۹۵۰۰ Y=۳۵۳۲۰۰۰	۷	X=۴۹۱۵۰۰ Y=۳۵۳۲۵۰۰
۳	X=۴۸۹۵۰۰ Y=۳۵۳۱۰۰۰	۸	X=۴۹۱۵۰۰ Y=۳۵۳۱۵۰۰
۴	X=۴۹۰۵۰۰ Y=۳۵۳۳۰۰۰	۹	X=۴۹۲۵۰۰ Y=۳۵۳۱۵۰۰
۵	X=۴۹۰۵۰۰ Y=۳۵۳۲۰۰۰	۱۰	X=۴۹۳۵۰۰ Y=۳۵۳۱۵۰۰

جدول ۲. طبقه‌بندی کیفیت آب براساس شاخص تنوع

شانون- وینر (۲۶)

شاخص شانون-وینر	طبقه کیفی آب
۳-۵	آب تمیز
۱-۳	آلودگی متوسط
۱ >	آلودگی زیاد

گرفت (جدول ۲).

هم‌چنین شاخص زیستی هلسینهوف در سطح خانواده برای ایستگاه‌ها و مراحل مختلف نمونه‌برداری براساس رابطه ۲ محاسبه شد (۱۰) و جهت ارزیابی کیفیت آب با مقادیر جدول ۳ مقایسه گردید.

$$HBI = \frac{[(T_v)n]}{N} \quad [2]$$

در رابطه ۲، T_v ارزش مقاومتی هر خانواده، n فراوانی هر خانواده و N فراوانی کل می‌باشد که ارزش مقاومتی خانواده‌ها در رابطه فوق براساس داده‌های جدول ۴ در نظر گرفته شد.

بررسی آماری داده‌ها در تناوب‌های مکانی (ایستگاه‌های مختلف) و تناوب‌های زمانی (بین زمان‌های مختلف نمونه‌برداری) در نرم‌افزار SPSS 18 انجام شد. ابتدا نرمال بودن

داده‌ها با استفاده از آزمون کلموگروف-اسمیرنوف (Kolmogorov Smirnof) و یکنواختی واریانس‌ها با استفاده از آزمون لون (Leven) بررسی شد. به‌منظور بررسی اختلاف بین ایستگاه‌ها و هم‌چنین زمان‌های مختلف نمونه‌برداری، از آنالیز واریانس یک‌طرفه استفاده شد و در ادامه از آزمون مقایسه میانگین‌ها به روش دانکن (Duncan) استفاده گردید. هم‌چنین به‌منظور بررسی همبستگی بین شاخص‌های زیستی هلسینهوف، تنوع شانون و غنا با یکدیگر، از ضریب همبستگی پیرسون استفاده شد. در نهایت به‌منظور ارائه روند تغییرات مکانی و زمانی داده‌ها، هم‌چنین به‌منظور دستیابی به یک دید کلی در مورد تغییرات آنها در تالاب چغاخور، نمودارهای باکس-ویسکر پلات با استفاده از نرم افزار Statgraphics ترسیم گردید.

نتایج

طی این تحقیق در مجموع تعداد ۲۵ خانواده از درشت بی‌مهرگان کفزی متعلق به ۵ رده و ۱۲ راسته به شرح جدول ۵ شناسایی شد.

تغییرات شاخص غنا در ایستگاه‌های مورد مطالعه در شکل ۲ نشان داده شده است، همان‌گونه که مشاهده می‌شود،

جدول ۳. ارزیابی کیفیت آب با استفاده از شاخص زیستی خانواده هلسینهوف (۲۷)

شاخص زیستی خانواده	کیفیت آب	درجه آلودگی آلی
۰/۰۰-۳/۵۰	عالی	بدون آلودگی آلی
۳/۵۱-۴/۵۰	خیلی خوب	احتمال مقدار ناچیزی آلودگی آلی
۴/۵۱-۵/۵۰	خوب	وجود مقداری آلودگی های آلی
۵/۵۱-۶/۵۰	نسبتاً خوب	احتمال آلودگی آلی نسبتاً قابل توجه
۶/۵۱-۷/۵۰	نسبتاً فقیر	احتمال آلودگی آلی قابل توجه
۷/۵۱-۸/۵۰	فقیر	آلودگی آلی اساسی
۸/۵۱-۱۰/۰۰	خیلی فقیر	آلودگی آلی خیلی شدید

جدول ۴. ارزش مقاومتی درشت بی مهرگان کفزی موجود در تالاب برای کاربرد در شاخص زیستی هلسینهوف (۱۱، ۱۳ و ۱۹)

ارزش مقاومتی	خانواده	راسته
۴	Baetidae	Ephemeroptera
۶	Polycentropodidae	Trichoptera
۰	Rhyacophilidae	
۶	Tabanidae	Diptera
۶	Chironomidae	
۵	Curculionidae	
۵	Hydrophilidae	
۴	Elmidae	Coleoptera
۵	Haliplidae	
۵	Dytiscidae	
۹	Coenagriidae	
۶	Agridae	Odonata
۳	Cordulegasteridae	
۱	Gomphidae	
۴	Gammaridae	Amphipoda
۸	Sphaeriidae	Lamellibranchiata
۶	Limnaeidae	Pulmonata
۷	Planorbidae	
۶	Viviparidae	
۷	Hydrobiidae	Porosobranchiata
۸	Valvatidae	
۸	Tubificidae	Tubificida
۸	Naididae	
۸	Lumbricidae	Lumbricida
۸	Haplotaxidae	Haplotaxida

جدول ۵. درشت بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده در ایستگاه‌های مختلف تالاب چغاخور

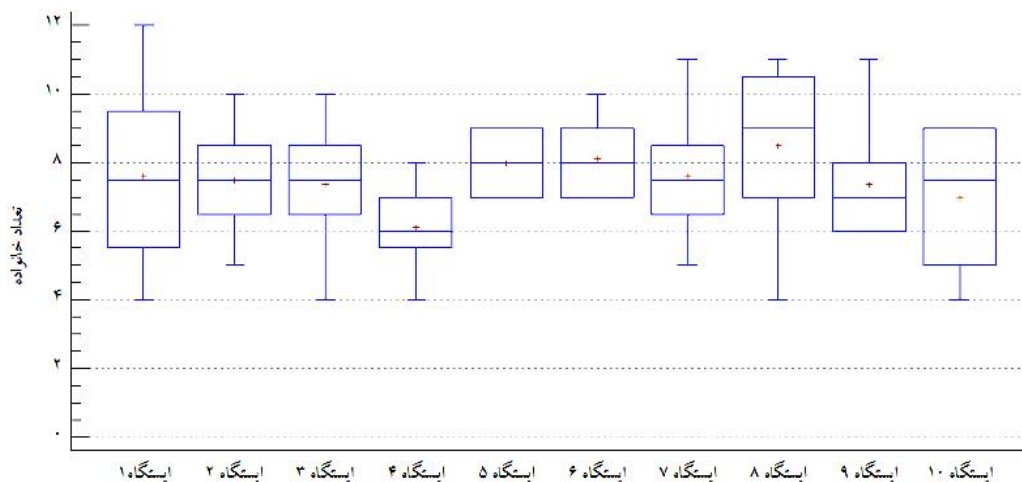
ایستگاه‌های نمونه‌برداری										خانواده	راسته	رده
۱۰	۹	۸	۷	۶	۵	۴	۳	۲	۱			
+	+	+	+		+	+		+	+	Baetidae	Ephemeroptera	
				+						Polycentropodidae		
+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	Rhyacophilidae	Trichoptera	
									+	Tabanidae		
+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	Chironomidae	Diptera	
				+					+	Curculionidae		
			+							Hydrophilidae		
		+								Elmidae	Coleoptera	Insecta
+				+				+		Haliplidae		
							+			Dytiscidae		
+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	Coenagriidae		
		+	+		+					Agridae		
+	+	+		+		+			+	Cordulegasteridae		
				+						Gomphidae	Odonata	
+	+	+	+	+	+	+			+	Gammaridae	Amphipoda	Crustacea
+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	Sphaeriidae	Lamellibranchiata	Bivalvia
+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	Limnaeidae		
				+	+		+	+		Planorbidae	Pulmonata	
+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	Viviparidae		Gastropoda
+		+					+	+		Hydrobiidae		
+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	Valvatidae	Porosobranchiata	
+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	Tubificidae		
	+	+	+	+	+	+	+	+	+	Naididae	Tubificida	
							+	+		Lumbricidae	Lumbricida	Oligochaeta
+	+		+	+	+		+	+	+	Haplotaxidae	Haplotaxida	

شکل ۴ نشان‌دهنده تغییرات شاخص تنوع شانون-وینر در ایستگاه‌های مختلف است. آزمون آنالیز واریانس تفاوت معنی‌داری در میزان این شاخص بین ایستگاه‌های مختلف نشان نداد ($P > 0/05$).

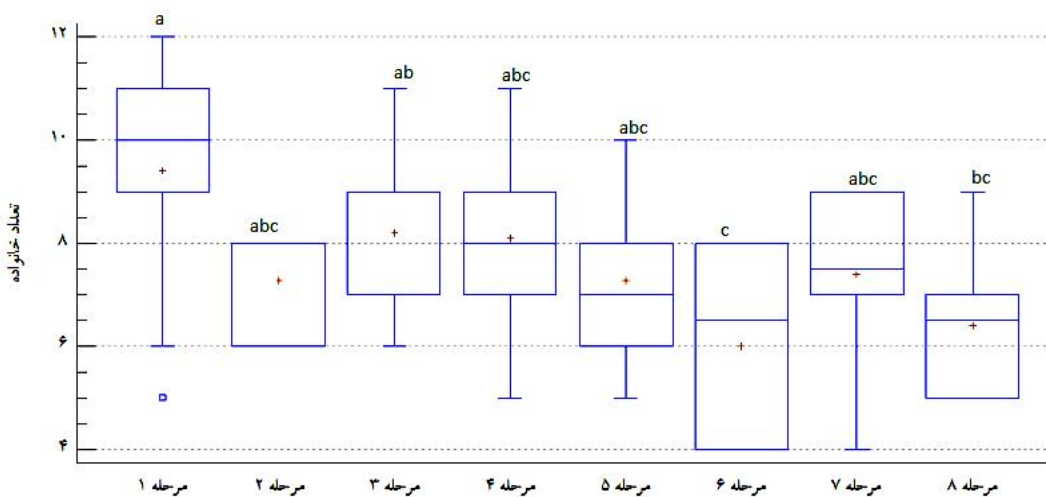
شکل ۵ نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در میزان شاخص تنوع

مقایسه میانگین‌ها اختلاف معنی‌داری را نشان نداد.

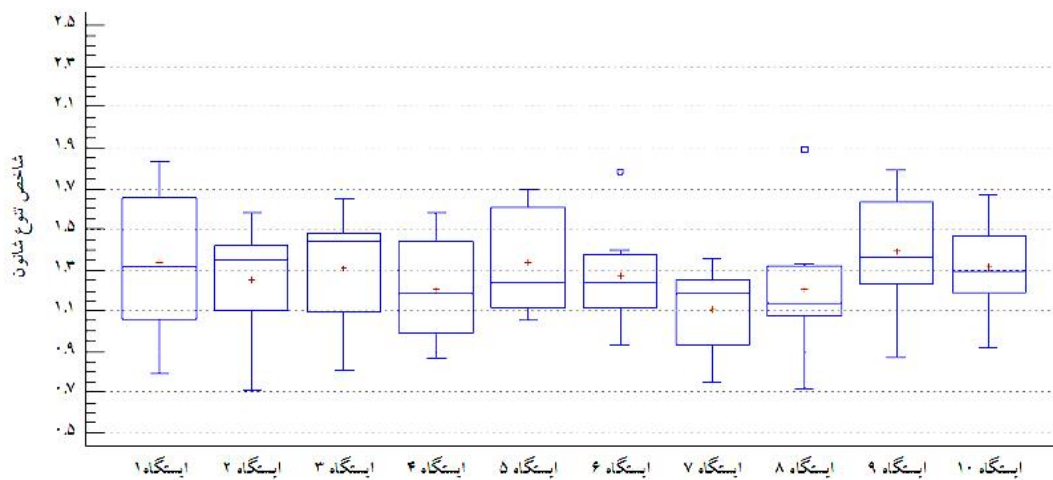
تغییرات شاخص غنا در مراحل مختلف نمونه‌برداری در شکل ۳ نشان داده شده است، اختلاف معنی‌داری در مقادیر این شاخص در زمان‌های مختلف نمونه‌برداری مشاهده شد ($P < 0/01$).



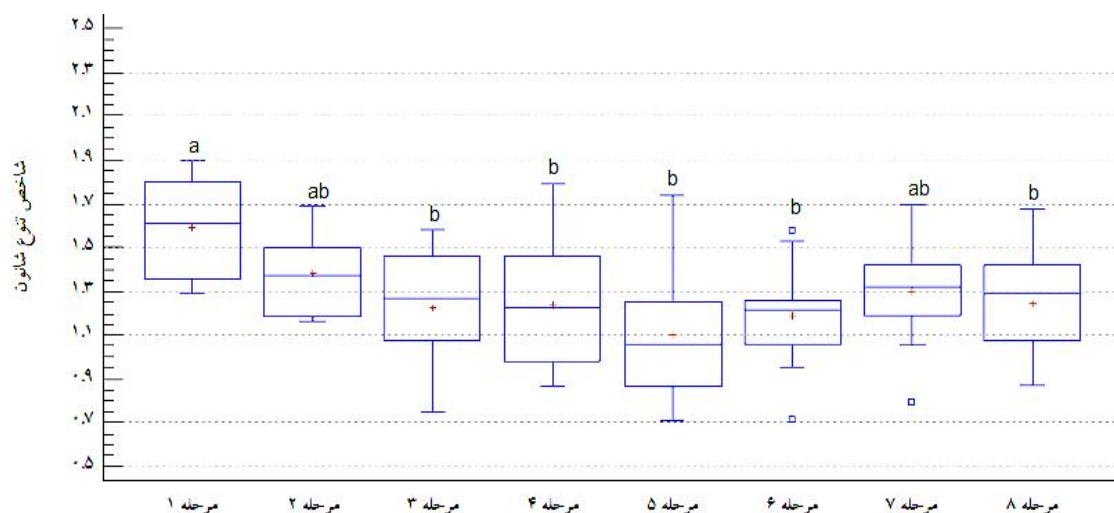
شکل ۲. تغییرات شاخص غنا در ایستگاه‌های مورد مطالعه



شکل ۳. تغییرات شاخص غنا در مراحل مختلف نمونه برداری



شکل ۴. تغییرات شاخص تنوع شانون در ایستگاه‌های مورد مطالعه



شکل ۵. تغییرات شاخص تنوع شانون در مراحل مختلف نمونه برداری

جدول ۶. ضریب همبستگی پیرسون بین شاخص‌های غنا، تنوع شانون و هلسینهوف در ایستگاه‌ها و مراحل مختلف نمونه برداری

شاخص‌ها	تعداد خانواده	شانون	هلسینهوف
تعداد خانواده	۱		
شانون	۰/۴۶۱**	۱	
هلسینهوف	۰/۱۵۶	-۰/۱۷۲	۱

** معنی‌دار در سطح ۱٪

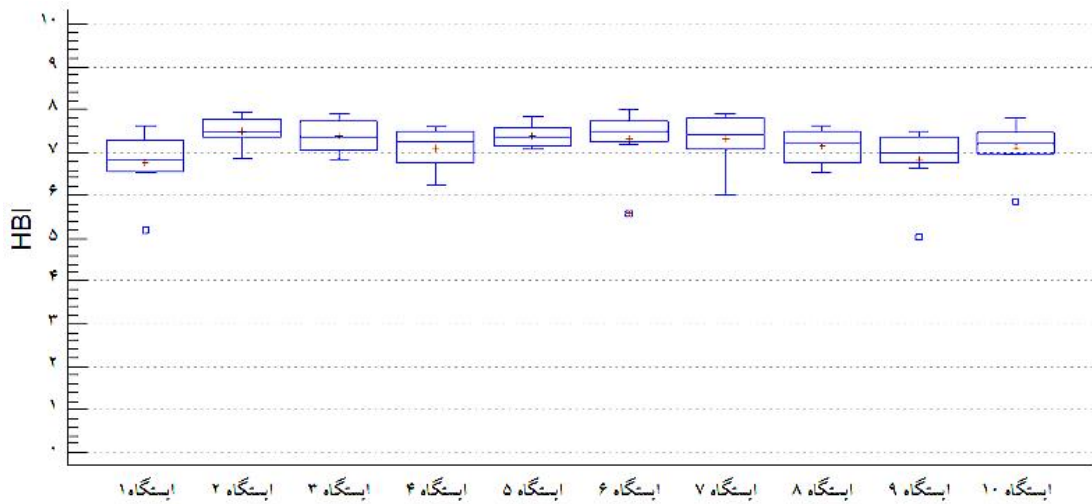
بحث

تغییرات شاخص غنا در ایستگاه‌های مورد مطالعه (شکل ۲)، اختلاف معنی‌داری را نشان نداد ($P > 0.05$). همان‌طور که مشاهده می‌شود بیشترین تعداد خانواده در ایستگاه ۸ و کمترین تعداد آن در ایستگاه ۴ مشاهده شد. البته به‌طور کلی تغییرات مقدار عددی این شاخص در همه ایستگاه‌ها تقریباً یکنواخت بوده و تفاوت معنی‌داری نداشتند. معمولاً هر چه کیفیت آب و کیفیت زیستگاه در مکان مورد بررسی بهتر باشد، شرایط زیستی بهتری برای موجودات فراهم شده و در نتیجه مقدار شاخص غنا افزایش می‌یابد (۱۲ و ۲۳)، اگرچه غنای کل از شاخص‌های نشان‌دهنده فشارهای محیطی است که با افزایش آلودگی، میزان آن کاهش می‌یابد، ولی ثابت شده است که هرگاه میزان مواد آلی وارده به محیط زیاد نباشد، غنای کل در مکان موردنظر

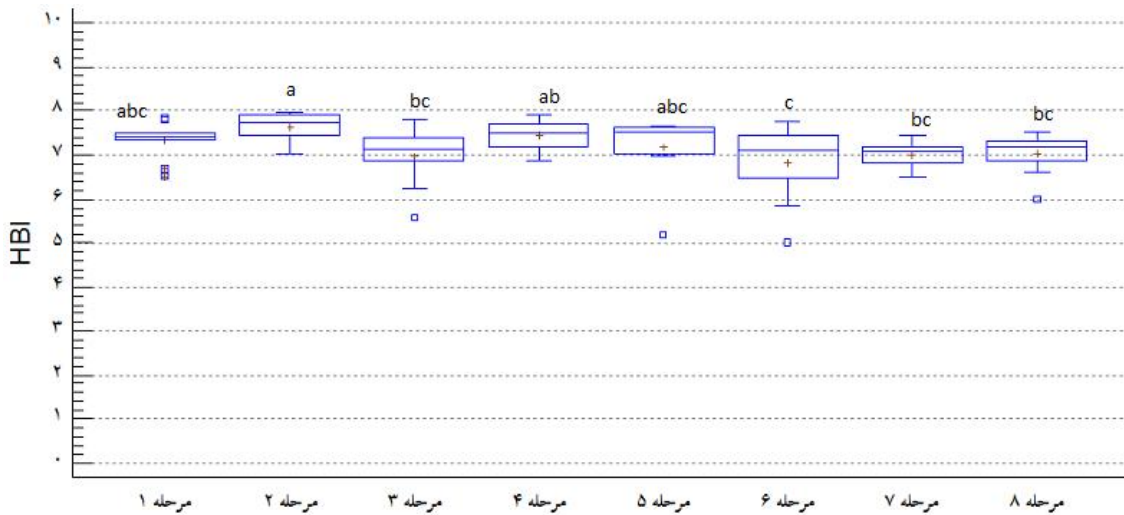
شانون در مراحل مختلف نمونه‌برداری است ($P < 0.01$). آزمون همبستگی پیرسون برای دو شاخص غنا و تنوع شانون در جدول ۶ نشان داده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود، همبستگی مثبت در سطح ۱٪ بین این دو شاخص وجود دارد.

تغییرات شاخص زیستی هلسینهوف (HBI) بین ایستگاه‌های مختلف (شکل ۶) نشان‌دهنده تفاوت معنی‌داری در میزان این شاخص بین ایستگاه‌های مختلف نبود ($P > 0.05$).

تغییرات شاخص زیستی هلسینهوف (HBI) بین مراحل مختلف نمونه‌برداری در شکل ۷ نشان داده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود، تغییرات این شاخص در مراحل مختلف نمونه‌برداری از نظر آماری دارای اختلاف معنی‌دار بود ($P < 0.05$).



شکل ۶. تغییرات شاخص زیستی هلسینهوف در ایستگاه‌های مورد مطالعه



شکل ۷. تغییرات شاخص زیستی هلسینهوف در مراحل مختلف نمونه برداری

ارزیابی کیفیت آب رودخانه زاینده‌رود از این شاخص استفاده کرده و علت افزایش این شاخص در بعضی از ایستگاه‌ها را افزایش تعداد میکروزیستگاه‌ها و احتمال رویش گیاهی شدید در ایستگاه‌های مورد نظر دانسته‌اند (۶).

در مقابل، تغییرات شاخص غنا در مراحل مختلف نمونه‌برداری دارای اختلاف معنی‌دار بود ($P < 0.01$)، به طوری که میانگین بیشترین تعداد خانواده در اولین مرحله نمونه‌برداری (اوایل بهار) و میانگین کمترین تعداد خانواده در مرحله ششم (اواخر پاییز) و مرحله هشتم (اواخر زمستان) دیده

نسبت به سایر مکان‌ها بیشتر می‌شود (۲۳). چرا که میزان مناسب مواد آلی باعث ایجاد شرایط بهتر می‌شود. بنابراین می‌توان گفت که بالا بودن شاخص غنا در ایستگاه ۸ نسبت به سایر ایستگاه‌ها می‌تواند ناشی از افزایش مواد غذایی قابل دسترس و در نتیجه شکل‌گیری و تجمع گروه‌های جدید برای مصرف آن باشد. قانع و همکاران، در ارزیابی زیستی رودخانه چافرود در سال ۱۳۸۵، شاخص غنا را برای ایستگاه‌های مختلف محاسبه کرده و اختلافات بین ایستگاه‌های مختلف را ناشی از شرایط غذایی بهتر دانسته‌اند (۴). نعمتی و همکاران نیز در

شد (شکل ۳). مطابق با شکل ۳، به‌طور کلی تغییرات این شاخص از بهار به سمت زمستان روند کاهشی داشته که علت این امر را می‌توان ناشی از تغییر در پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب، تغییر در ترکیب بستر، چرخه زندگی حشرات، کاهش مواد غذایی جهت تغذیه مناسب موجودات و غیره دانست (۴).

تغییرات شاخص تنوع شانون-وینر در ایستگاه‌های مختلف در شکل ۴ نشان داده شده است. نتایج حاصل نشان‌دهنده عدم وجود تفاوت معنی‌دار در میزان این شاخص بین ایستگاه‌های مختلف می‌باشد ($P > 0/05$). همان‌گونه که مشاهده می‌شود، بیشترین میزان این شاخص در ایستگاه ۹ (برابر ۱/۳۹۱) و کمترین میزان آن در ایستگاه ۷ (برابر ۱/۱۰۶) برآورد گردید. عدم تمایز در میزان شاخص تنوع شانون در بین ایستگاه‌های مختلف را می‌توان به یکپارچه بودن محیط تالاب و شرایط کم و بیش یکسان حاکم بر تمامی ایستگاه‌ها نسبت داد. مطالعه مشابه توسط رامش و همکاران در سال ۲۰۰۹ برای ارزیابی سلامت تالاب Asan انجام شد. دامنه تغییرات شاخص تنوع شانون در مطالعات ایشان در تمام طول سال بین ۴/۶۱ - ۳/۵۰ برآورد شد که از نظر ایشان یکنواخت بود و علت آن شرایط تقریباً یکسان حاکم بر تمامی ایستگاه‌های موجود در تالاب تشخیص داده شد (۲۰). پورمقدس نیز میانگین سالانه شاخص تنوع شانون برای خانواده‌های درشت بی‌مهرگان کفزی رودخانه زاینده‌رود را بین ۱/۵ - ۰/۸ گزارش کرد (۲). نعمتی (۱۳۸۶) در ارزیابی کیفیت آب رودخانه زاینده‌رود، نتایج به‌دست آمده توسط پورمقدس را تأیید کرد (۶).

در مجموع این مطالعات یکنواختی شاخص تنوع در ایستگاه‌های مختلف را ناشی از شرایط یکسان حاکم بر ایستگاه‌ها دانسته‌اند.

به‌همین ترتیب تغییرات شاخص تنوع شانون در مراحل مختلف نمونه‌برداری در شکل ۵ نشان داده شده است. بر این اساس میزان شاخص تنوع شانون در زمان‌های مختلف

نمونه‌برداری، تفاوت معنی‌داری ($P < 0/01$) را نشان داد. همان‌گونه که مشاهده می‌شود، روند تغییرات این شاخص از مرحله اول نمونه‌برداری (فصل بهار) به مرحله هشتم (فصل زمستان) کاهشی است که با شاخص تعداد خانواده درشت بی‌مهرگان کفزی هم‌خوانی دارد. در اینجا نیز، کاهش میزان شاخص تنوع شانون، می‌تواند ناشی از عواملی مانند تغییرات فاکتورهای فیزیکوشیمیایی، تغییرات ترکیب بستر، شرایط غذایی بهتر و غیره باشد. هم‌چنین کاهش رویش‌های گیاهی از بهار به سمت زمستان و در نتیجه از بین رفتن زیستگاه مناسب برای موجودات کفزی نیز می‌تواند دلیلی بر کاهش تنوع باشد. هم‌چنان که نعمتی (۱۳۸۶)، یکی از دلایل کاهش تنوع این موجودات در رودخانه زاینده‌رود را احتمال کاهش رویش گیاهی دانسته است (۶). استفاده از شاخص‌های تنوع در ارزیابی کیفیت آب، بر این فرض استوار است که ساختار اجتماعات کفزیان، همراه با آشفتگی‌های محیطی تغییر می‌نماید، زیرا برخی گونه‌ها بیش از سایرین تحت تأثیر فشارهای حاصل از تغییرات قرار می‌گیرند (۴). تغییرات شاخص تنوع شانون در کلیه ایستگاه‌های مورد مطالعه و هم‌چنین مراحل مختلف نمونه‌برداری با استناد به طبقه‌بندی کیفی آب که ویلم در سال ۱۹۶۸ در مورد شاخص تنوع شانون ارائه کرده است (۲۷)، منطقه مورد مطالعه را در طبقه کیفی با آلودگی متوسط قرار می‌دهد. در حال حاضر منابع بسیاری وجود دارد که در ارزیابی زیستی آب‌های جاری و دریاچه‌ها از این سنجه‌ها استفاده نموده و بر کارایی و دقت آنها تأکید می‌نمایند (۸ و ۲۳). تاووا و همکاران در سال ۲۰۰۸ از شاخص تنوع برای ارزیابی کیفیت آب دریاچه Taihu در چین استفاده کرده و بیان داشتند که دقت این شاخص پایین بوده و ممکن است ارزیابی نادرستی از منطقه ارائه نماید. ایشان علت این امر را محدود بودن منطقه نمونه‌برداری شده توسط گرب دانستند (۲۲). قانع و همکاران در سال ۱۳۸۵ از این شاخص در رودخانه چافرود استفاده کرده و کیفیت آب این رودخانه را در طبقه کیفی خوب ارزیابی کردند (۴). هم‌چنین رامش و همکاران در سال

توجه) قرار دارد. علت این امر می‌تواند وجود تنوع بیشتری از صدف‌های راسته *Gastropoda* در این مرحله نسبت به سایر مراحل باشد که باعث تغییر در اعداد این شاخص در مرحله دوم نمونه‌برداری شده است. همچنین در اکوسیستم‌های آبی، میزان آلودگی آلی، می‌تواند در یک محدوده مکانی یا زمانی خاص ایجاد شده و باعث تغییر گردد و این تغییرات، هر چند اندک باشد، توسط جوامع بی‌مهره ساکن بستر، با کمک ساختارهای جمعیتی آنها به خوبی نمایان می‌شود (۴). این امر به نوبه خود می‌تواند باعث تغییر در تنوع موجودات و کاهش یا افزایش مقدار عددی شاخص‌های مختلف شود. این نتیجه‌گیری با یافته‌های قانع و همکاران در سال ۱۳۸۵ در ارزیابی رودخانه چافرود همخوانی دارد (۴). تاووا و همکاران نیز در سال ۲۰۰۸ از این شاخص در ارزیابی کیفیت آب دریاچه Taihu در چین استفاده کردند و بیان داشتند که شاخص قابل اعتمادتری نسبت به شاخص‌های تنوع می‌باشد (۲۲). شاخص زیستی HBI در ارتباط با میزان تحمل ارگانیزم‌ها دارای دقت بالاتری بوده و هیچ‌گونه محاسبه پیچیده‌ای مورد نیاز نمی‌باشد. زیرا تحمل یک تاکسون را بر مبنای توانایی آن در زنده ماندن تحت تأثیر استرس‌های فیزیکی و شیمیایی که در نتیجه آلودگی شیمیایی، تغییرات هیدرولوژیکی و تخریب زیستگاهی در زمان‌های کوتاه و بلند ایجاد می‌گردد، نشان می‌دهد (۲۲).

لازم به ذکر است که نتایج ارزیابی کیفی آب توسط این شاخص با شاخص تنوع شانون هم‌خوانی داشته و در تأیید یکدیگر است. البته محاسبه ضریب همبستگی پیرسون بین این شاخص با دو شاخص دیگر گویای همبستگی معنی‌داری نبود، که علت این امر، تفاوت در مقدار عددی و شکل رتبه‌بندی این شاخص‌ها است که روند عکس یکدیگر دارند، با این حال از نظر کیفی هر دو شاخص آلودگی آب را مورد تأیید قرار دادند (جدول ۶).

نتیجه‌گیری کلی

در مجموع با توجه به تغییر ساختار اجتماعات بزرگ بی‌مهرگان

از شاخص تنوع شانون برای ارزیابی سلامت تالاب Asan استفاده و کیفیت آب را با استفاده از این شاخص در طبقه کیفی خوب (آب کاملاً تمیز) ارزیابی کردند و این شاخص را بیشتر متأثر از شرایط غذایی و اکسیژنی بهتر دانسته‌اند (۲۰). نعمتی نیز از این شاخص در ارزیابی کیفی آب رودخانه زاینده‌رود استفاده کرده که نتایج آن منطقه مورد مطالعه را در دو طبقه آلودگی متوسط و آلودگی اساسی قرار داد (۶).

محاسبه ضریب همبستگی پیرسون بین دو شاخص غنا و تنوع شانون- وینر نیز مؤید این گفته است که تغییرات این دو شاخص با یکدیگر همخوانی دارد (جدول ۶).

شکل ۶ تغییرات شاخص زیستی هلسینهوف (HBI) بین ایستگاه‌های مختلف را نشان می‌دهد. همان‌گونه که مشاهده می‌شود، تفاوت معنی‌داری در میزان این شاخص بین ایستگاه‌های مختلف وجود ندارد ($P > 0/05$). به‌طور کلی روند تغییرات این شاخص در ایستگاه‌های مختلف یکنواخت می‌باشد، بیشترین میزان این شاخص در ایستگاه ۲ و کمترین آن در ایستگاه ۱ ثبت شده است. لازم به ذکر است که دامنه تغییرات این شاخص با سایر شاخص‌ها متفاوت می‌باشد. در اینجا هرچه عدد شاخص کوچکتر باشد، نشان‌دهنده کیفیت بهتر آب است. به‌طور کلی از نظر طبقه‌بندی کیفی آب براساس این شاخص، تمامی ایستگاه‌ها در طبقه کیفی نسبتاً فقیر (احتمال آلودگی آلی قابل توجه) قرار دارند.

همانند سایر شاخص‌ها، در اینجا نیز تغییرات شاخص زیستی هلسینهوف (HBI) بین مراحل مختلف نمونه‌برداری از نظر آماری دارای اختلاف معنی‌دار بود ($P < 0/05$). بر این اساس بیشترین میزان این شاخص در دومین مرحله نمونه‌برداری (اواخر بهار) و کمترین میزان آن در مرحله ششم (اواخر پاییز) برآورد شده است (شکل ۷). تغییرات این شاخص به‌گونه‌ای است که آب تالاب در دومین مرحله نمونه‌برداری وارد طبقه کیفی فقیر (آلودگی اساسی) شده، در حالی که سایر مراحل در طبقه کیفی نسبتاً فقیر (احتمال آلودگی آلی قابل

تشکر و قدردانی

بدین وسیله از زحمات کارشناسان محترم گروه شیلات دانشکده منابع طبیعی دانشگاه صنعتی اصفهان، آقایان مهندس ابراهیم متقی و مهندس سعید اسداله و سرکار خانم مهندس رجایی، کارشناس محترم گروه محیط زیست، آقای مهندس رضوانی و هم‌چنین از همکاری مدیریت و پرسنل محترم محیط زیست استان چهارمحال و بختیاری به‌خصوص شهرستان بروجن و محیط‌بانان محترم تالاب چغاخور تشکر و قدردانی می‌نمایم.

کفزی، براساس شاخص غنا، تنوع شانون و شاخص زیستی هلسینهوف، در فصول مختلف سال و ایستگاه‌های مختلف تالاب چغاخور که می‌تواند ناشی از آشفتگی‌های زیست محیطی باشد. کیفیت آب تالاب در طبقه آلودگی متوسط تا زیاد ارزیابی شد. علاوه بر این به‌نظر می‌رسد که این شاخص‌ها برای ارزیابی کیفیت آب تالاب چغاخور مناسب بوده و می‌توانند به‌عنوان معیاری برای ارزیابی کیفیت آب تالاب‌ها به‌کار گرفته شوند.

منابع مورد استفاده

۱. پور مقدس، ح. ۱۳۸۱. نتایج حاصل از مطالعات سال‌های گذشته (ستیز) بررسی آلودگی و منابع آلوده کننده آب. اداره کل حفاظت محیط زیست استان اصفهان، ۱۹۴ص.
۲. حافظیه، م. ۱۳۸۰. حشرات آبی به‌عنوان شاخص آلودگی آب. *مجله علمی شیلات ایران* ۱۰(۱): ۳۶-۱۹.
۳. شیوندی، د.، ع. نظریان، ق. داوودی و م. ریاحی. ۱۳۸۸. سیمای محیط زیست در استان چهارمحال بختیاری. ۱۲۱ ص.
۴. قانع، ا.، م. ر. احمدی، ع. اسماعیلی و ع. میرزاجانی. ۱۳۸۵. ارزیابی زیستی رودخانه چافرود (استان گیلان) با استفاده از ساختار جمعیت ماکروبتوز. *مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی* ۱۰(۱): ۲۴۷-۲۵۸.
۵. محبوبی صوفیانی، ن. و غ. ر. نادری. ۱۳۷۹. کلید شناسایی بی‌مهرگان نهرها و رودخانه‌ها (ترجمه)، جهاد دانشگاهی دانشگاه صنعتی اصفهان. ۱۳۶ ص.
۶. نعمتی، م. ۱۳۸۶. پهنه‌بندی کیفیت آب و تنوع درشت بی‌مهرگان کفزی رودخانه زاینده‌رود. پایان‌نامه کارشناسی ارشد محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه صنعتی اصفهان ۱۲۴ ص.
۷. همتائی، ف. ۱۳۸۸. چکیده‌ای کاربردی در حفاظت تالاب‌ها (ترجمه)، انتشارات موسسه فرهنگی الماس دانش. ۷۲ ص.
8. Barbour, M. T., J. Gerritsen, G. E. Geriffith, R. Fridenberg, E. McCarroon, J. S. White and M. L. Bastian. 1996. A framework for biological criteria for Florida Streams using benthic macroinvertebrates. *North American Benthology Society* 15(2):185-211.
9. Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder and J. B. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Peryphyton, Benthic Invertebrates and Fish. 2nd ed., EPA Pub., Washington D. C. 408 p.
10. Bass, D. 1995. Species composition of aquatic macrobenthic and environmental conditions in Cucumber Creek. *Proceedings of the Oklahoma Academy of Science* 75: 39-44.
11. Bode, R. W., M. A. Novak and L. E. Abele. 1996. Quality Assessment Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State. NYS Department of Environmental Conservation, Albany, NY. 89 p.
12. Davies, A. 2001. The use and limits of various methods of sampling and interpretation of benthic macroinvertebrates. *Limnologia* 60(1): 1-6.
13. Hilsenhoff, W. L. 1988. Rapid Field Assessment for Organic Pollution with a Family Level Biotic Index. *North American Benthology Society* 7(1): 65-68.
14. Hynes, H. B. N. 1984. A Key to Adult and Nymphs of the British Stoneflies (Plecoptera) with Notes on the Ecology and Distribution. Freshwater Biological Association. Scientific Publication, No 17, 157 p.
15. Karr, J. R. 1998. Rivers as sentile: Using the Biology of Rivers to Guide Landscape Management. Final report for USEPA, 28 p.

16. Milligan, M. R. 1997. Identification manual of the aquatic oligochaeta of Florida. Department of Environmental Protection. Florida. 187 p.
17. Pescador, M. L., A. K. Rasmussen and S. C. Harris. 2004. Identification manual for the caddisfly (Trichoptera) larvae of Florida. Department of Environmental Protection. Florida, 237 p.
18. Pipan, T. 2000. Biological Assessment of Stream Water Quality- the Example of the Reka River (Slovenia). *Acta Carsologica* 29/1(15) 201-222.
19. Plafkin, J., M. T. barbour, K. D. Porter, S. K. Gross and R. M. Hughes. 1989. Rapid Bioassessment Protocols for use in Stream and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 440/4-89/001. 8 chapters, Appendices A-D. 278 P.
20. Ramesh, C. S. and S. R. Jitendra. 2009. Monitoring of aquatic macroinvertebrates as bioindicator for assessing the health of wetlands. *Ecological Indicators* 9: 118-128.
21. Rosenberg, D. M. and I. J. Davies, D. G. Cobb and A. P. Wiens. 1999. Protocols for measuring Biodiversity: Benthic macroinvertebrates in freshwaters. Department of fisheries and Oceans, Freshwater Institute, Winnipeg, Manitoba 42 p.
22. Taowu, M., W. Zijian, H. Qinghui, W. Hai, W. Chunxia and H. Shengbiao. 2008. Selection of benthic macroinvertebrate-based multimetrics and preliminary establishment of biocriteria for the bioassessment of the water quality of Taihu Lake, China. *ACTA Ecological Sinica* 28(3): 1192-1200.
23. Taylor, B. R. and R.C. Baily. 1997. Technical Evaluation on Methods for Benthic invertebrates Data Analysis and Interpretation. AETE Project 2.1.3 Prepared for Canada Center for Mineral and Energy Technology, Ottawa, Ontario. 176 p.
24. Timm, T. 1999. A Guide to Estonian Annelida. Estonian Academy Publishers. 208 p.
25. Tiner, R. W. 1999. Vegetation Sampling and Analysis for Wetlands, Wetland Indicators: A Guide to Wetland Identification, Delineation, Classification, and Mapping. Boca Raton: CRC Press LLC, 248 p.
26. Shannon, C.E. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal* 27: 379-423.
27. Walen, J. K. 2002. Assessment of stream habitat, fish, macroinvertebrates, sediment and water chemistry for eleven streams in Kentucky and Tennessee, Virginia Polytechnic Institute, CATT, 71 p.