محیط شناسي ،سال سي و چهارم ، شماره٤٥ ، بهار ٨٧،صفحه ٣٨-٣١

ارزيابي كيفي رودخانه‌هاي منتهي به تالاب انزلي بر اساس جوامع كفزيان

علیرضا میرزاجانی[1*]، احمد قانع[1] ،حجت خداپرست شریفی[1]

۱-کارشناس ارشد و مربی پژوهشی وزارت جهاد کشاورزی بندر انزلی

تاریخ دریافت:۸٤/۷/۱۶ تاریخ پذیرش:۸۶/۱۰/۲۹

چکیده

در این مقاله به جوامع بنتوز در تالاب و برخی خصوصیات آلی آب در ۱۲ رودخانهٔ منتهی به تالاب انزلی پرداخته شده است. ۲۱ ایستگاه در نقاط مختلف حوزهٔ آبخیز تالاب اعم از بالادست – نزدیک شهرها – نزدیک محیطهای ورودی به تالاب تعیین شد. با استفاده از شاخص‌های غنای مارگالف و منهینیک و تنوع سیمسون و شانون و نسبت EPT/C و شاخص بیولوژیک خانوادگی هیلسنهوف، وضعیت کیفی آب در این ایستگاهها مورد بررسی‌شد. شاخص‌های تنوع وغنا در ایستگاههای رودخانه‌ای متأثر از شهر رشت کمترین مقدار و در ایستگاههای بالادست رودخانه‌ای بیشترین مقدار را داشته‌اند. براساس شاخص زیستی هیلسنهوف، کیفیت آب ایستگاههای مجاور شهرها و بیشتر ایستگاههای نزدیک ورودی تالاب به نسبت ضعیف تا بسیار ضعیف بوده که مبین بار زیاد آلودگی آلی در آنهاست. کیفیت آب در تعداد محدودی از این ایستگاهها بر اساس شاخص مذکور در رتبهٔ خوب (بین۴/۵ تا ۵) قرار داشته که مربوط به ایستگاههای بالادست است. بررسی مقادیر فسفات و نیترات کل نیز مطالب فوق را تایید کرده به‌طوری‌که برخی ایستگاهها تحت تأثیر مناطق شهری از مقادیر بالایی برخوردار بودند. نتایج حاصل از این بررسی نقش شهرها و کاربری‌های کشاورزی را در افزایش بار آلی رودخانه‌های منتهی به تالاب و افزایش روند فراغنی شدن تالاب را نشان می‌دهد که لزوم فناوری پیشرفته و مدیریت هماهنگ در کاهش آلودگی‌های آلی را طلب می‌کند.

کلیدواژه

تالاب انزلی – کفزیان – شاخص بیولوژیک – نمایه تنوع

سرآغاز

حوزهٔ آبریز تالاب مساحتی برابر ۳۷۴۰۰۰ هکتار دارد که از مساحت فوق۵۳/۹ ٪ را جنگل و مرتع و ۳۳/۲ ٪ را زمین‌های کشاورزی و ۸/۷ ٪ را تالاب ، آب بندان‌ها و استخرها تشکیل می‌دهند و مناطق انسان‌ساخت ۳/۷٪ استفاده از زمین را به‌خود اختصاص داده‌اند. بارندگی متوسط سالانهٔ حوزه‌آبخیز حدود ۱۵۰۰ تا۲۰۰۰ میلیمتراست که نزولات جوّی به‌صورت آبهای جاری در محدوده‌ای از درهٔ رودخانه شفارود تا دره سفیدرود از طریق حدود ۲۵ رودخانهٔ کوچک و بزرگ وارد تالاب می‌شود (جمالزاد، ۱۳۷۷).

برآوردهای جاری بر مبنای اندازه‌گیری از یازده شاخه رودخانهٔ عمده است که به تالاب وارد می‌شوند و رسوبی به میزان ۳۸۶۶۰۲ تن دارند و تقریباً همین مقدار رسوب از کانال بنادر وکشتیرانی لایروبی می‌شود. کل بارهای مغذی سالانه که از ۱۱ شاخه رودخانهٔ جاری به تالاب وارد تالاب می‌شود، ۴۸۹۸ تن نیتروژن و ۳۷۸ تن فسفراست.بیشتر این بارمغذی به طور مستقیم از طریق خروجی‌های تالاب به دریا راه می یابد وحدود ۳۸ درصد این بار در تالاب باقی می‌ماند این مقدار غالباً مورد استفاده ماکروفیت‌ها واقع می‌شود (فائو ، ۱۹۹۱).

به‌طور کلی ۴۴ درصد کل آبهای ورودی به بخش شرقی مرداب می‌ریزد(سیستم پیچیده رودخانه‌های پیربازار وپسیخان وخمام رود).۵۲ درصد از طریق سیاه درویشان به بخش مرکزی مرداب وارد و ۴ درصد کل آبها به بخش‌غربی مرداب می‌رسد. یک شبکهٔ آبیاری مقداری از آب سفیدرود را برای دوره‌ای کوتاه از طریق سد سنگر و سد تاریک به‌داخل حوزهٔ آبخیز تالاب، بویژه قسمت غربی انتقال می‌دهد (کیمبال و کیمبال ،۱۹۷۴).ازآنجاکه هر گونه آلودگی درمنابع آبی به‌طور مستقیم روی موجودات آبزی تأثیر می‌گذارد (Cairns & Dickson,1973)، می‌توان با در نظر گرفتن موجودات آبزی درهر زیستگاه کیفیت آب را براساس آلودگی‌های آلی مورد ارزیابی قرار داد. Hilsenhoff درسال ۱۹۷۹ با نمونه‌برداری متناوب از بندپایان زیستگاه‌های آبی و

نویسندهٔ مسئول:تلفن:۰۹۱۱۱۸۴۶۸۷۷

E-mail : mirzajani@hotmail.com

Archive of SID

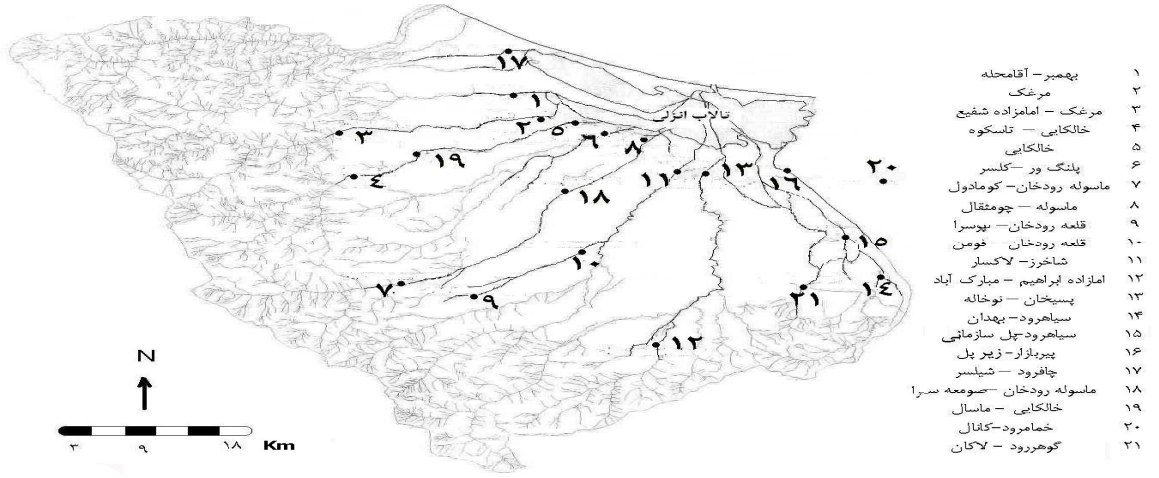
www.SID.ir

اندازه‌گیری فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی ودرنهایت استفاده از فرمول ضریب‌زیستی (B.I.)، اعدادی رابه‌منزلهٔ شاخص کیفیت آلی آب برای زیستگاه‌های مورد مطالعه ارائه داد (اخذ شده از حافظیه ، ۱۳۸۰).استفاده از ضریب زیستی به‌عنوان شاخص اگرچه خالی از نقص نیست، ولی دارای اعتباری است‌که تا حدود بسیار زیاد رهنمون محقق برای ادامه روندهای بعدی تحقیقاتی خواهد بود. ضریب زیستی، روشی مؤثر وحساس درارزیابی کیفیت آب است که براساس تنوع بی‌مهره‌ها محاسبه می‌شود. شاید بتوان دربرخی موارد آن‌را حتی از فرایند اندازه‌گیری‌های فیزیکی وشیمیایی نیز موثرتر دانست، زیراکه 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 & Baily, 1997; Hynes, 1998; Overton, 2001) که در چارچوب قراردادها و پروتکل‌های ارزیابی زیستی آبهای جاری از این سنجه‌ها استفاده کرده و بر کارآیی آنها تأکید می‌کنند(قانع و همکاران ، ۱۳۸۵).

روش کار

منطقهٔ مورد مطالعه، حوزهٔ آبخیز تالاب انزلی بوده و۲۱ ایستگاه در رودخانه‌های منتهی به تالاب تعیین شد (شکل شمارهٔ۱). مکان ایستگاه متفاوت و شامل مناطق بالادست – میانی – نزدیک مکان‌های ورودی به تالاب، همچنین نزدیک مناطق شهری در محل خروجی آنها بوده است.

نمونه‌برداری از ایستگاه‌های رودخانه‌ای بوسیله سوربر با سطح مقطع ۴۰ سانتی‌مترمربع و با ۳ تکرار انجام گرفت. کلیه سطوح قرارگرفته در چارچوب سوربر شسته‌شده و نمونه‌های جمع‌آوری شده در تور۵۰۰ میکرون با فرمالین ۴ ٪ تا ۱۰ ٪ تثبیت شدند .در آزمایشگاه پس از شستشوی نمونه‌ها شناسایی گروه‌های کفزی تا حد خانواده و جنس با استفاده از کلیدهای شناسایی موجود(1953) Pennak و (1963) mellenby انجام گرفت پس از شناسایی و شمارش،موجودات با ترازوی ۰/۰۰۱ وزن شدند.



شکل شمارة(۱):حوزة آب خيز تالاب انزلي و ايستگاه‌هاي مورد بررسي

برای تنوع گونه‌ای از نمایه‌های سیمسون و شانون و غنای گونه‌ای از شاخص‌های مارگالف و منهینیک و یکنواختی از شاخص هیل با مراجعه به روابط و نرم افزارهای موجود در (Ludwig & Reynolds 1988)استفاده شد.نسبت EPT/C (نسبت فراوانی اعضای متعلق به سه راسته Ephemeroptera , Plecoptera , Trichoptera به فراوانی افراد متعلق به خانواده Chironomidae) محاسبه و شاخص بیولوژیک خانوادگی هیلسنهوف (Hilsenhoff, 1988) برای تعیین وضعیت کیفی آب در ایستگاه‌ها مورد بررسی قرار گرفت.

نتایج

بررسی کفزیان درایستگاههای مختلف نشان داد که ایستگاههای ۱۲ ،۱۹ ،۲۱ ،۱۰ بیشترین میانگین فراوانی (بالاتر از۱۴۰۰ عدد در مترمربع) و زیتوده (بالاتراز ۵/۵ گرم در مترمربع) را داشته وایستگاه‌های ۱۳ ،۶ ۱۶ دارای کمترین میانگین فراوانی (کمتر

Archive of SID

www.SID.ir

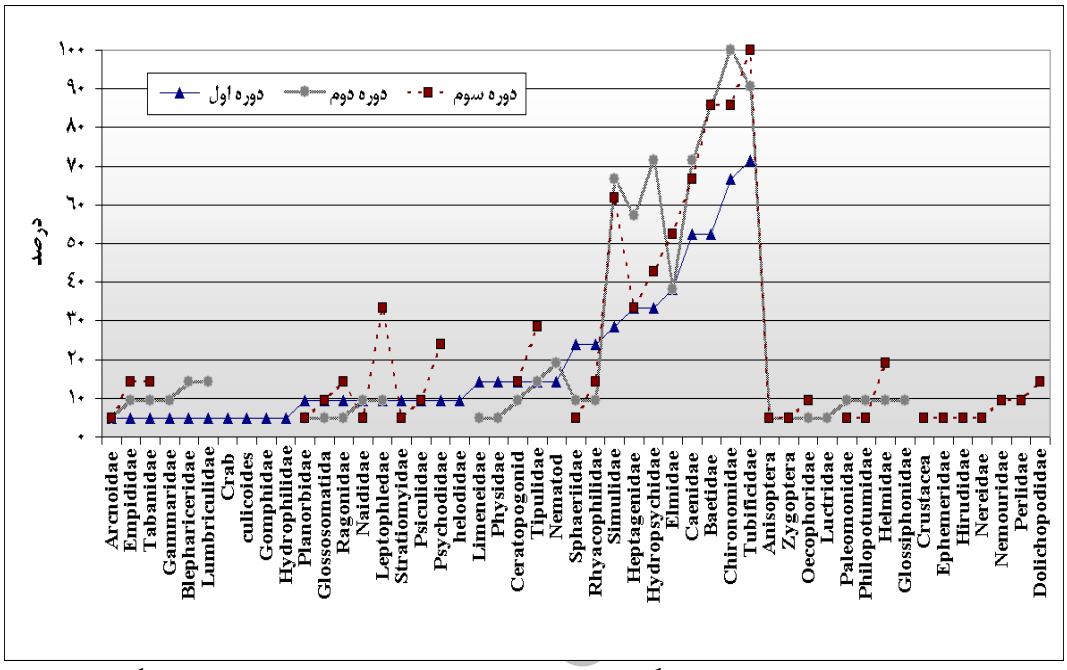
از۱۴۰ عدد در مترمربع) و زیتوده (کمتراز ۰/۵ گرم در مترمربع) بودند. جدول شمارهٔ (۱) تعداد مشاهده شده از ۲ خانواده در ایستگاه ۱۵ تا ۲۲ خانواده در ایستگاه ۳ متغیر بوده است. بررسی خانواده‌های مختلف در ایستگاه‌ها نشان‌داد که گروه‌های Heptagenidae، imulidae hironomidae ،aetidae،Caenidae،Elmidae،Hydropsychidae، ، Tubifcidae بیشترین درصد مشاهده (بالاتر از۲۰٪) راطی سه دوره دارا بوده‌اند (شکل شمارهٔ۲).

جدول شمارة(۱): مقادير سنجش‌هاي مختلف در ايستگاه‌هاي رودخانه‌اي منتهي به تالاب انزلي

	ایستگاه	انحراف معیار ± میانگین فراوانی	انحراف معیار ± میانگین زیتوده	شاخص بیولوژیک خانواده	نسبت EPT/C	نیتروژن کل	فسفر کل
۱	بهمبر- آقامحله	۴۰۷ ± ۳۶۷	۱/۰۴ ± ۱/۶۹	۶/۰	۲/۳۰	۰/۷۵۳	۰/۰۹۵
۲	مرغک	۴۶۱ ± ۶۰۸	۰/۶۹ ± ۰/۷۳	۶/۱	۰/۱۳	۱/۰۹۵	۰/۰۹۶
۳	مرغک - امامزاده شفیع	۷۵۰ ± ۶۴۹	۱/۵۷ ± ۱/۹۷	۴/۹	۴/۳۰	۱/۰۷۱	۰/۰۷۱
۴	خالکایی – تاسکوه	۳۴۹ ± ۸۹	۰/۷۶ ± ۰/۵۶	۵/۷	۰/۷۲	۱/۲۹۷	۰/۰۶۱
۵	خالکایی	۵۲۱ ± ۷۵۰	۰/۶۴ ± ۰/۸۸	۵/۳	۱/۰۴	۱/۱۱۳	۰/۰۷۷
۶	پلنگ ور –کلسر	۲۲۸ ± ۳۶۱	۰/۱۸ ± ۰/۲۸	۸/۳	۰/۶۰	۱/۰۱۴	۰/۱۱۷
۷	ماسوله رودخان- کومادول	۳۶۹ ± ۴۵۸	۱/۰۳ ± ۱/۳۳	۴/۸	۳/۵۶	۱/۰۲۵	۰/۱۴۳
۸	ماسوله – چومثقال	۱۴۱ ± ۱۴۰	۹/۵۱ ± ۱۶/۴۱	۷/۱	۰/۴۰	۱/۲۴۴	۰/۱۴۶
۹	قلعه رودخان– پیرسرا	۵۶۵ ± ۷۰۰	۰/۸۲ ± ۰/۷۱	۵/۷	۰/۱۶	۱/۰۶۶	۰/۰۹۱
۱۰	قلعه رودخان – فومن	۳۰۹۶ ± ۴۵۰	۵/۸۷ ± ۳/۳۴	۸/۴	۰/۶۱	۱/۱۳۶	۰/۱۵
۱۱	شاخرز- لاکسار	۲۲۷ ± ۱۴۶	۳/۴۲ ± ۳/۳۱	۷/۳	۰/۳۱	۱/۱۹۶	۰/۱۱۵
۱۲	امامزاده ابراهیم - مبارک آباد	۱۴۷۶ ± ۱۴۰۱	۵/۶۱ ± ۳/۳۳	۴/۹	۵/۹۲	۱/۵۹۳	۰/۰۶۸
۱۳	پسیخان – نوخاله	۲۳۳ ± ۱۲۵	۰/۱۴ ± ۰/۰۷	۶/۶	۲/۵۰	۰/۶۵۶	۰/۰۶۵
۱۴	سیاهرود- بهدان	۳۱۵۷ ± ۴۷۹۶	۲/۱۵ ± ۲/۱۴	۵/۹	۰/۰۶۴	۲/۵۸۳	۰/۱۲۵
۱۵	سیاهرود- پل سازمانی	۳۰۸ ± ۲۰۲	۰/۴۱ ± ۰/۳۳	۸/۶	۰	۱/۹۷۱	۰/۱۴۵
۱۶	پیربازار- زیر پل	۲۴۰ ± ۴۰	۰/۴۳ ± ۰/۳۰	۸/۵	۰/۰۲	۲/۸۵۴	۰/۰۶۸
۱۷	چافرود - شیلسر	۱۲۵۵ ± ۱۶۰۴	۱/۷۱ ± ۲/۰۱	۵/۸	۰/۳۹	۰/۸۷۷	۰/۰۸۷
۱۸	ماسوله رودخان –صومعه سرا	۵۹۴ ± ۶۳۴	۰/۴۷ ± ۰/۵۰	۷/۲	۰/۳۰	۱/۱۴۱	۰/۰۹۴
۱۹	خالکائی - ماسال	۱۳۶۳۹ ± ۲۰۹۹۸	۸/۶۷ ± ۱۲/۸۳	۵/۹	۱۳/۰۹	۱/۳۳۴	۰/۰۷۶
۲۰	خمامرود-کانال	۸۲۸ ± ۴۶۸	۱/۲۱ ± ۱/۳۹	۶/۷	۰/۰۱	۱/۰۴۵	۰/۱۲۴
۲۱	گوهررود - لاکان	۱۰۷۴۴ ± ۱۵۴۳۹	۵/۵۸ ± ۶/۵۶	۷/۳	۰/۰۰۲	۱/۶۸۳	۰/۱۵

Archive of SID

www.SID.ir



شكل شمارة(٢): درصد مشاهده ماكروبنتوزها در ايستگاه‌هاي رودخانه‌اي منتهي به تالاب انزلي طي دوره‌هاي سه گانه مورد بررسي

روند تغییرات فراوانی دردوره‌های مختلف باتوجه به انحراف معیار (جدول شمارهٔ۱) فقط در برخی دوره‌ها فراوانی در ایستگاه‌های ۱۴ ، ۲۱ ، ۱۹و زیتوده در ایستگاه‌های ۸ ، ۱۹ ، ۲۱ مقادیر بالا نشان داده است.

زیتوده و فراوانی بالا در ایستگاه‌های ۱۰و ۲۱ و ۱۴ مربوط به گروه‌های مقاوم Tubificidae و Chironomidae بوده است،در حالی‌که فراوانی و زیتوده بالا در ایستگاه‌های ۱۲ و ۱۹ در گروه‌های حساس، بویژه Caenidae مشاهده شده است. زیتوده بالا در ایستگاه ۸ طی دورهٔ دوم مربوط به گروه جانوری Macrobrachium است.شاخص بیولوژیک خانواده از ۴/۸ تا ۸/۶ متغییر بوده، به‌طوری‌که ایستگاه‌های ۷، ۳ ، ۱۲ کمترین مقادیر را داشته و دارای تعداد خانواده‌های زیاد و کیفیت آبی خوب بوده‌اند. ایستگاه‌های ۵ ، ۹، ۴ مقادیر متوسط را دارا بوده و کیفیت آبی مناسب داشتند، سایر ایستگاه‌ها با توجه به مقدار شاخص دارای کیفیت آب نامناسب تا خیلی بد بوده‌اند (جدول شمارهٔ۱).

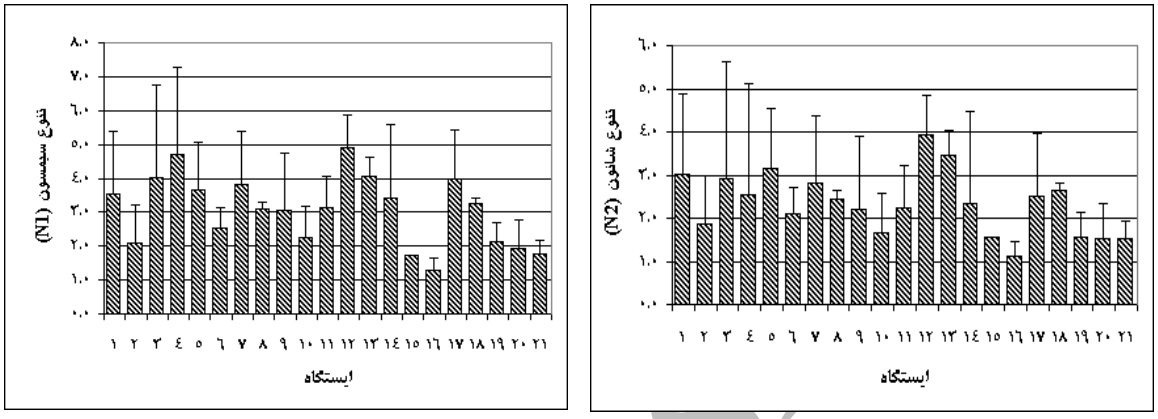
روند تغییرات شاخص EPT/C با شاخص FBI رابطهٔ عکس داشته و مقدار نسبت EPT/C از صفر در ایستگاه ۱۵ تا ۱۳/۰۹ در ایستگاه ۱۹ متغیر بوده است که افزایش مقدار آن بهتر شدن کیفیت آب را دربرداشته است. بررسی نمایه‌های تنوع سیمسون و شانون نشان داد که ایستگاه‌های ۱۳ ، ۴ و ۱۲ بالاترین مقادیر را داشته و در زمرهٔ آبهای غیر آلوده طبقه‌بندی شده‌اند درحالی‌که ایستگاه‌های ۱۵ ،۱۶، ۲۱ ،۲۰ دارای کمترین مقادیر بوده و در زمرهٔ آبهای به نسبت آلوده طبقه‌بندی می‌شوند (شکل شمارهٔ۳). بررسی شاخص‌های غنای گونه‌ای نیز نتایج تقریباً مشابه داشته است (شکل شمارهٔ۴)، ضمن آنکه یکنواختی در ایستگاه‌های ۱۲ و ۱۹ بیشترین و در ایستگاه‌های ۱۵ و ۱۸ کمترین مقدار را دارا بوده است(شکل شمارهٔ۵). مقدار نیتروژن کل از ۰/۶ درایستگاه ۱۲و۱۳، تا حد بالاتر از ۲ در ایستگاه‌های ۱۵ ،۱۴ ،۱۶ متغیربوده است. ایستگاه‌های ۱ ،۱۲ ،۱۳ ،۱۷ مقدار نیتروژن کل کمتر از ۱ میلی‌گرم داشته که در زمرهٔ آبهای سالم قرار می‌گیرند.

مقدار فسفرکل از ۰/۰۶۱ درایستگاه ۴ تا ۰/۱۵ در ایستگاه‌های ۱۰ و ۲۱ متغیر بوده است. مقدار فسفرکل در تمامی ایستگاه‌ها بالاتر از میزان آن درآبهای طبیعی (۰/۲ میلی گرم درلیتر) بوده است (جدول شمارهٔ ۱).نتایج کلی حاصل از بررسی نشان داد که ایستگاه‌های ۷، ۱۲، ۳ ،۹، ۴ از وضعیت مطلوبی بر خوردارند و ایستگاه‌های ۱۱ ،۲۱ ،۶، ۱۰ ،۱۶ ،۱۵ (جدول شمارهٔ۱) وضعیت مطلوبی را نشان نمی‌دهند.

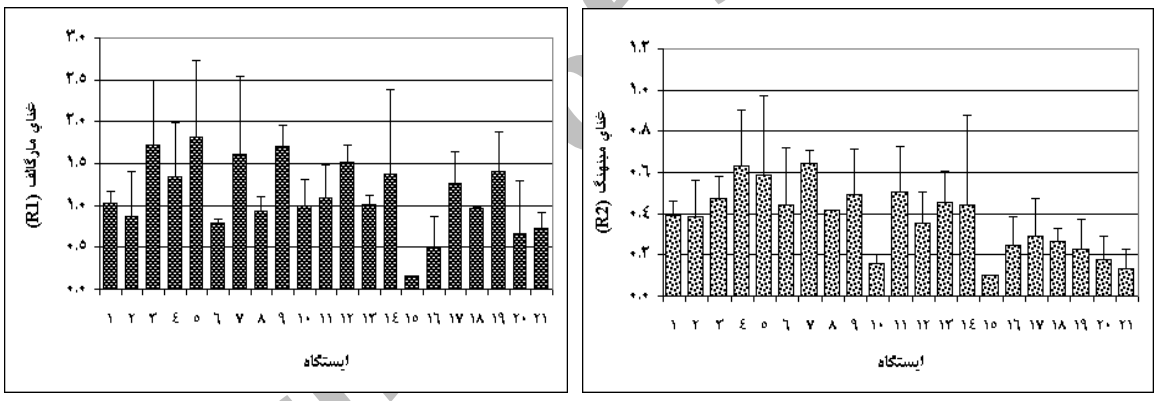
طبقه‌بندی ایستگاه‌ها بر اساس شاخص زیستی خانواده (جدول شمارهٔ۱)کیفیت آب را از خیلی آلوده تا خوب نشان‌می‌دهد.

Archive of SID

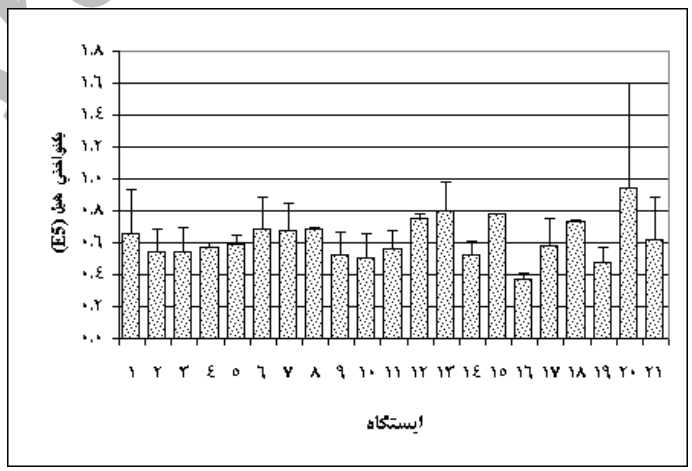
www.SID.ir



شکل شمارهٔ(۳): تنوع جنس‌های ماکروبنتوز در ایستگاه‌های رودخانه‌ای منتهی به تالاب انزلی با استفاده از نمایهٔ سیمسون (N1) و شانون (N2)



شکل شمارهٔ(۴): غنای جنس‌های ماکروبنتوز در ایستگاه‌های رودخانه‌ای منتهی به تالاب انزلی با استفاده از نمایهٔ مارگالف (R1) و منهینیک (R2)

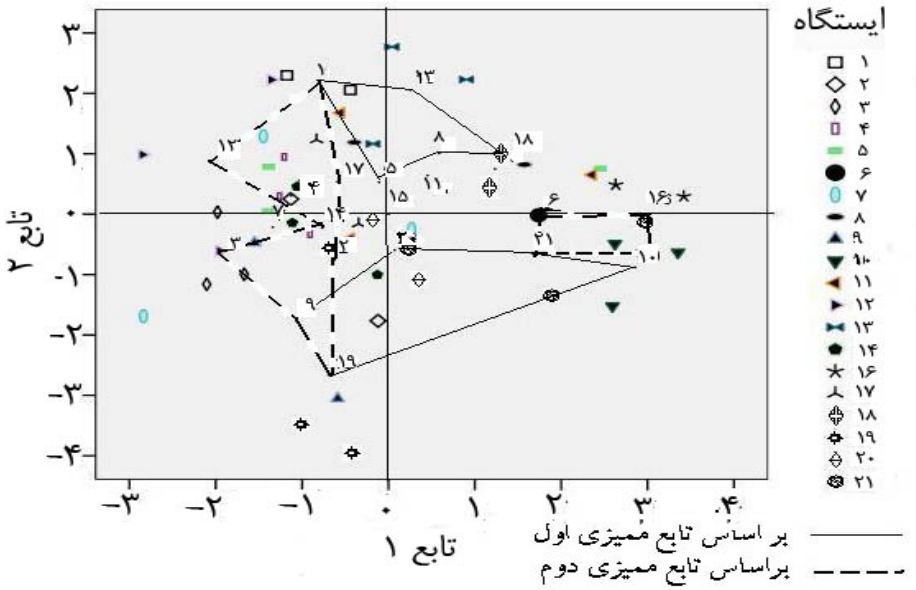


شکل شمارهٔ(۵): یکنواختی جنس‌های ماکروبنتوز در ایستگاه‌های رودخانه‌ای منتهی به تالاب انزلی با استفاده از نمایهٔ هیل (H5)

www.SID.ir

شکل شمارۀ(۶)تحلیل تابع ممیزی ایستگاه‌ها را بر اساس متغیرهای تنوع گونه‌ای سیمسون، غنای گونه‌ای مارگالف، تعداد خانواده‌های ماکروبنتوز، شاخص بیولوژیک خانواده و نسبت EPT/C را در دوره‌های مختلف مورد بررسی نشان می‌دهد که مقدار ضریب کایزر– مایر در آن حدود ۰/۷ بوده و پذیرش استفاده از روش را نشان می‌دهد. همان‌طور که پیداست بر اساس تابع ممیزی اوّل ایستگاه‌های ۱۰ ، ۲۱ ، ۱۹، ۹ و ۲۰ از ایستگاه‌های ۱، ۵، ۸ ، ۱۳ و ۱۸ تفکیک شده اند و بر اساس تابع ممیزی دوم، ایستگاه‌های ۱ ، ۲، ۳، ۴ ، ۹، ۱۲، ۱۴ ، ۱۷ و ۱۹ از ایستگاه‌های ۶ ، ۱۰، ۱۶، ۲۱ تفکیک شده‌اند. در مجموع از مقایسۀ جدول شمارۀ(۱) و شکل شمارۀ(۶) می‌توان گفت که ایستگاه ۱۵ در مرکز شکل، وضعیت زیستی بحرانی داشته و ایستگاه‌های ۱۰ و ۲۱ با ایستگاه ۱ و ایستگاه ۱۹ کاملاً قابل تفکیک‌اند و به‌ترتیب دارای وضعیت نامطلوب، حدواسط و مطلوب هستند.

مشاهده وضعیت جغرافیایی ایستگاه‌ها نشان می‌دهد که ایستگاه‌های بالادست از وضعیت کیفی خوب و مطلوب برخوردارند و ایستگاه‌هایی که در شهرهای بزرگ قراردارند(مثل پل سازمانی، رودخانه پیربازار، خمام، فومن) وضعیت کیفی بدی دارند و سایر ایستگاه‌ها درحد فاصل این دو درجه کیفی قرار گرفته اند.



شکل شمارۀ(۶) :تحلیل تابع ممیزي ایستگاه‌ها در دوره‌هاي مختلف مورد بررسي براساس شاخص‌هاي تنوع گونه اي سیمسون، غناي گونه‌اي مارگالف، تعداد خانواده‌هاي ماکرو بنتوز، شاخص بیولوژیک خانواده و نسبت EPT/C

بحث

با مشاهده ترکیب گروه‌های زیستی کفزی، حشرات آبزی غالب در این بررسی مشخص شدند که ظاهراً در اکثر بررسی‌ها (Hynes, 1970 ; Bass, 1995 ; Lenat , 1998; Pipan, 2000) طبیعی به‌نظر می‌رسد. همان‌طورکه بیان شد زیتوده و فراوانی بالا در ایستگاه‌های ۱۰و ۲۱ و ۱۴ مربوط به گروه‌های Tubificidae و Chironomidae است که کاهش کیفیت آب را در آن مناطق نشان می‌دهد، همچنین کمتر بودن میزان EPT نشان می‌دهد که بیشتر تحت تأثیر عوامل استرس زای محیطی قرار دارند. گروه‌های زیستی یاد شده از گروه‌های مقاوم به‌شمار رفته و از مواد آلی در بستر، تغذیه می‌کنند.از سوی دیگر در ایستگاه‌های ۱۲ و ۱۹ فراوانی و زیتوده بالا مربوط به گروه‌های حساس بویژه Caenidae است که مبین افزایش کیفیت آب بر اساس شاخص بیولوژیک و نسبت EPT/C (جدول شمارۀ۱) است. معمولاً در آبهای جاری که شرایط زیستی مناسب و محیط غیر آشفته دارند، فراوانی متوازن و متناسبی از چهار گروه مهم حشرات آبزی (Diptera ,Ephemeroptera, Plecoptera,

www.SID.ir

(Trichoptera) وجود دارد که افزایش غیر متعارف تعداد شیرونومیده نسبت به گروه‌های حساس (EPT)، کاهش نسبت EPT/C را درپی داشته و نشان دهندهٔ استرس محیطی است (Barbour et al, 1999).بالا بودن شاخص بیولوژیک خانواده و پایین بودن نسبت EPT/C در ایستگاه‌های ۱۵ و ۱۶ که بخش‌هایی از رودخانهٔ پیر بازار بحساب آمده، مشهود است و می‌توان آن را به‌عنوان آلوده‌ترین رودخانه به‌حساب آورد که مقدار نیتروژن کل آن نیز (جدول شمارهٔ۱) در حد بالایی ثبت شده است. نقش رودخانه پیربازار در میزان بار ورودی نیترات و آمونیوم به تالاب در سالیان گذشته نیز به‌شکل بارزی مشهود بوده است، به‌طوری‌که در سال ۱۳۶۶، ۹۵ تن نیترات توسط رودخانه پیربازار به تالاب حمل گردید، البته از میزان خروج این مواد از تالاب اطلاعی دردست نبوده، ولی به‌علت مصرف آنها توسط گیاهان آبزی، میزان خروج آنها کمتر از میزان ورودی بوده است (مشاور یکم، ۱۳۶۷). طی مطالعهٔ افراز (۱۳۷۵) نیز درصد آلودگی در رودخانه پیربازار بسیار بالاتر از رودخانه‌های دیگر بوده زیرا قسمت اعظم فعالیت‌های صنعتی درحوزهٔ آبخیز پیر بازار متمرکز بوده و کل فاضلاب شهر رشت و پساب‌های کشاورزی محدودهٔ آن از طریق این رودخانه به تالاب حمل می‌شده است.بررسی نمایه‌های تنوع و غنا نیز، کاهش کیفیت آب را از بالا دست رودخانه‌ای به مناطق جلگه‌ای نشان می‌دهد. ایستگاه‌های ۴ و ۱۲ در زمرهٔ آبهای غیر آلوده و ایستگاه‌های ۱۵ ،۱۶، ۲۱ ،۲۰ در زمرهٔ آبهای به نسبت آلوده طبقه‌بندی شدند (شکل شمارهٔ ۳).عامل اصلی این مسئله، مناطق مسکونی و تخلیهٔ زهکش‌های حاصل از پساب‌های خانگی به پیکره این رودخانه‌ها و فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی است. مناطق مسکونی و پساب‌های حاصل یکی از عوامل مهم استرس زا در رودخانه‌هاست که موجب تغییر در اجتماعات بنتیک می‌شود (Pipan,2000). در رودخانهٔ پیربازار نیز عامل اصلی آلودگی و مشکل آفرینی آن، تمرکز بی‌رویه شهر نشینی و رشد نسبی صنایع مختلف درمحدودهٔ آن دانسته شده که ریزش حجیم آلوده‌کننده‌ها باعث اختلال درعملکرد طبیعی رودخانه شده که این مسئله از قدرت پالایی رودخانه کاسته است (افراز ، ۱۳۷۵).طی یک نتیجه‌گیری کلی با مشاهده وضعیت جغرافیایی ایستگاه‌ها این نتیجه به دست آمد که ایستگاه‌های بالادست از وضعیت کیفی خوب و مطلوب برخوردار بوده و ایستگاه‌های که در محل شهرهای بزرگ قراردارند، وضعیت کیفی بدی دارند و سایر ایستگاه‌ها درحد فاصل این دو درجه کیفی قرار گرفته‌اند.

منابع مورد استفاده

افراز، ع.ر. ۱۳۷۵. طبقه بندی رودخانه‌های ورودی به تالاب انزلی (با استفاده از منحنی شاخص کیفیت). مجلهٔ علمی شیلات ایران. شمارهٔ ۱ ، سال ۵، ۱۷-۱.

جمالزاد، ف. ۱۳۷۷. تعیین میزان حساسیت مناطق مختلف تالاب انزلی با استفاده از سالانه اطلاعات جغرافیایی GIS، پایان نامهٔ کارشناسی ارشد دانشگاه تهران ، دانشکدهٔ محیط زیست، ۵۲ صفحه.

حافظیه، م. ۱۳۸۰ . حشرات آبزی به‌عنوان شاخص آلودگی آب.مجلهٔ علمی شیلات ایران شمارهٔ ۱. سال ۱۰، ۳۶-۱۹ .

قانع، ا.، احمدی، م .ر.، اسماعیلی، ع. ، 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، شمارهٔ ۱، ۲۵۹- ۲۴۷.

فائو (سازمان خواربار جهانی وکشاورزی سازمان ملل متحد) .۱۹۹۱.گزارش نهایی توان باروری تالاب انزلی وبررسی ذخایر ماهی درآن ، مرکز تحقیقات شیلات استان گیلان ، ۵۸ صفحه .

کیمبال، ک. و کیمبال، س.۱۹۷۴. مطالعات لیمنولوژی تالاب انزلی ، شرکت سهامی شیلات ایران و سازمان حفاظت محیط زیست ایران ترجمهٔ طرح احیای مرداب انزلی جهاد سازندگی استان گیلان، ۱۱۴ صفحه.

Archive of SID

www.SID.ir

مهندسان مشاور یکم .۱۳۶۷. مطالعات گام اول طرح جامع احیاء تالاب انزلی، جلد هفتم، لیمنولوژی، ۳۱۸ صفحه.

Barbour, M.T., et al .1996. A Framework for Biological Criteria for Florida Streams Using Benthic Macro invertebrates, Journal of North American Benthological Society 15(2)185-211.

Barbour, M.T., et al.1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Peryphyton, Benthic Invertebrates and Fish, 2nd edition, EPA, Washington D. C., 408 p.

Bass,D. 1995. Species Composition of Aquatic Macro invertebrates and Environmental Conditions in Cucumber Creek, Proc. Okla. Sci. 75:39- 44(1995).

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

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 .

Hynes, H.B. 1970. The Ecology of Running Waters, University of Toronto Press, Canada, 555p.

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.

Lenat,D. 1998. Water Quality Assessment of Streams Using Qualitative Collection Method for Benthic Macro invertebrates, Journal of North American Benthological Society 7:222-223.

Ludwig, j.A., Reynolds, j.F. 1988. Statistical Ecology. John wily and son’s publisher. Newyork, 337 p.

Mellenby, H.1963. Animal Life in Freshwater, Great Britain, Cox & wyman Ltd., Fakenham, 308p.

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

Pennak,R.W. 1953. Freshwater Invertebrates of the United States, The Ronald press company,New York,953p.

Pipan,T. 2000. Biological Assessment of Stream Water Quality- The Example of the Reka River (Slovenia), ACTA CARSOLOGICA, 29/1(15):201-222.

Taylor, B.R., 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.

Archive of SID

www.SID.ir