

تنوع زیستی جمعیت دیاتومه رودخانه ماسوله گیلان، ایران

زهره رمضانپور^۱، مسلم شریفی نیا^۲ و جاوید ایمانپور نمین^{۳*}
^۱ انستیتو تحقیقات بین‌المللی ماهیان خاویاری دکتر دادمان، رشت، ایران
^۲ گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه سرا، ایران

چکیده

اکوسیستم‌های رودخانه‌ای در ایران به مقدار اندکی مطالعه شده‌اند و اطلاعات در مورد آنها بسیار پراکنده و کلی است. بنابراین، ضرورت تمرکز بر روی جنبه‌های مختلف مطالعه رودخانه‌ها آشکار و به همین ترتیب مدیریت و حفاظت از آنها لازم و ضروری است. این بررسی، با هدف تهیه اطلاعاتی درباره جمعیت‌های زیستی کلیدی و پاسخ آنها به متغیرهای محیطی به عنوان مدلی برای رودخانه‌های شمال ایران (گیلان) انجام شد. در طول ۶ ماه نمونه‌برداری (تابستان-پاییز سال ۱۳۸۹) از سطح بستر رودخانه ماسوله ۲۳ جنس دیاتومه شناسایی شد. همزمان، عوامل فیزیکی و شیمیایی شامل دما، هدایت الکتریکی، اسیدیته، آهن، شوری، نیترات و اورتو فسفات در ستون آب رودخانه اندازه‌گیری و تحلیل شد. نتایج آزمون CCA نشان داد که متغیرهای محیطی هدایت الکتریکی، اسیدیته، آهن و شوری مهم‌ترین عوامل مؤثر در پراکنش دیاتومه‌ها بودند. مقدار ویژه دو محور اول CCA برای دیاتومه‌ها دارای اختلاف معنی‌دار بود ($P < 0.05$). تحلیل DCA بیشتر تغییرات تاکسونومیک و میزان تشابه بین جنس‌ها را نشان می‌دهد. به طور کلی، تأثیر عوامل شیمیایی بر روی جمعیت دیاتومه‌ها بسیار بیشتر از عوامل فیزیکی ارزیابی شد. لیکن، برای بررسی و ارزیابی سلامت رودخانه‌ها هم عوامل فیزیکی و هم شیمیایی مورد نیاز هستند. در این بررسی، با استفاده از شاخص‌های دیاتومه (شاخص تنوع، شاخص یکنواختی، TDI و PTI) اطلاعات مهمی در مورد جوامع زیستی به دست آمد و لذا، استفاده از این شاخص‌ها برای ارزیابی بیشتر در رودخانه‌های شمال کشور پیشنهاد می‌شود.

واژه‌های کلیدی: تنوع زیستی، دیاتومه، رودخانه ماسوله، CCA، DCA

مقدمه

جاری و پیوستگی اجتماعات زیستی آنها در طی یک دوره زمانی را فراهم می‌کند. از آنجا که جمعیت جلبک‌های کفزی تحت تأثیر عوامل متعددی مانند شیمی آب، هیدرولوژی و در دسترس بودن نور یا بستر

ارزیابی زیستی آب‌های جاری دارای مزایای زیادی بوده، در مقایسه با ارزیابی‌های فیزیکی-شیمیایی اطلاعات سریعی را درباره تغییرات سیستم آب‌های

مهم‌ترین رودخانه‌هایی است که به تالاب انزلی می‌ریزد و بار زیادی از مواد آلی و غیر آلی را وارد این تالاب می‌کند. این پژوهش، با هدف بررسی واکنش جمعیت‌های دیاتومه به تغییر عوامل محیطی و فیزیکی-شیمیایی اصلی در رودخانه ماسوله برای به دست آوردن اطلاعات کلیدی و مهم در مورد شرایط بوم‌شناختی رودخانه، انجام شد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

حوزه آبخیز رودخانه ماسوله در غرب استان گیلان و بین حوزه‌های پلنگ‌ور، گشت‌رودخان و دشت فومنات و استان زنجان قرار دارد. موقعیت جغرافیایی منطقه در $37^{\circ} 03'$ تا $37^{\circ} 23'$ عرض شمالی و $49^{\circ} 09'$ تا $49^{\circ} 54'$ طول شرقی واقع شده است. مساحت حوزه در حدود $227/72$ کیلومتر مربع است. شیب متوسط حوزه مطالعه شده $43/45$ درصد، ارتفاع متوسط از سطح دریا 1436 متر و میانگین بارندگی 20 ساله برابر با 1067 میلی‌متر در سال تعیین شده است (ثروتی و فتح‌الزاده، ۱۳۸۲). نمونه‌برداری جمعیت‌های دیاتومه کفزی رودخانه ماسوله در یک بازه 15 کیلومتری در پنج ایستگاه در مدت شش ماه (تابستان- پاییز) انجام شد. موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری در شکل ۱ نشان داده شده است.

مکان‌های نمونه‌برداری

در این پژوهش، پنج ایستگاه برای نمونه‌برداری از بسترهای مختلف در یکی از انشعابات رودخانه ماسوله واقع در غرب استان گیلان انتخاب شد.

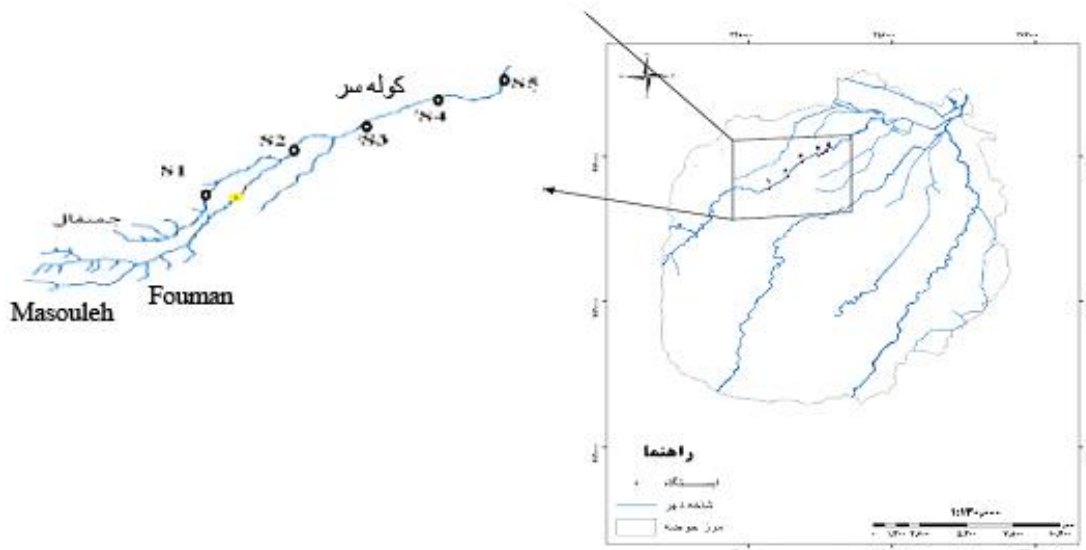
نمونه‌برداری از آب و دیاتومه‌ها

نمونه‌های دیاتومه در مدت شش ماه (تابستان- پاییز

قرار دارد و این تغییرات را منعکس می‌کند، لذا، به عنوان گروه بسیار مناسبی برای ارزیابی‌های زیستی استفاده می‌شوند (Potapova and Cox, 1991؛ Charles, 2002؛ Rott et al., 2003). دیاتومه‌ها به علت واکنش سریع نسبت به تغییرات محیطی و داشتن چرخه زیستی کوتاه در ارزیابی رودخانه‌های اروپا به طور مرتب بررسی شده‌اند (Prygiel et al., Round, 1991؛ Rott et al., 2003). مزیت دیگر دیاتومه‌ها این است که در تمام طول سال در سیستم رودخانه‌ای حضور دارند. با وجود این که از دیاتومه‌ها در بررسی‌های متعددی برای ارزیابی سلامت رودخانه‌ها (Komulaynen, 2002؛ Khromov et al., 2002)؛ دریاچه‌ها (Genkal and Kulikovskiy, 2005)؛ (Meteleva and Mitrofanova et al., 2004)؛ (Devyatkin, 2005) و نیز برای اهداف بوم‌شناسی دیرین (Dorofeyuk, 1978) استفاده شده است، لیکن، در موارد بسیار معدودی برای ارزیابی رودخانه‌های ایران به کار گرفته شدند. استفاده از دیاتومه‌ها برای ارزیابی محیط‌های آبی در همسایه‌های شمالی ایران بسیار متداول است (Raunio and Vilbaste, 2001)؛ (Soininen, 2007). اغلب رودخانه‌ها و جویبارها در ایران تحت تأثیر آلودگی شامل مواد آلی، صنعتی، کشاورزی و ... و نیز تغییرات مورفولوژیک قرار گرفته‌اند. لذا، یافتن جویبارهای طبیعی و شناسایی عوامل بوم‌شناختی طبیعی آنها به عنوان مرجع بسیار با اهمیت است (European Water Framework Directive). شرایط مرجع برای بسیاری از انواع رودخانه‌ها را تعریف کرده است. با وجود این تعاریف، اطلاعات درباره رودخانه‌های دست‌نخورده و طبیعی همچنان ناقص است. رودخانه ماسوله از

فرمالین ۲ درصد تثبیت شدند و پس از انتقال به آزمایشگاه با میکروسکوپ نوری (LM) و بزرگنمایی $100\times$ شناسایی شدند، برای شناسایی جنس‌های دیاتومه از کلیدهای شناسایی Krammer و Lange-Bertalot (۲۰۰۴) استفاده شد. بر روی هر اسلاید ۳۰۰-۵۰۰ والو شمارش شدند. با استفاده از دوربین دیجیتال OLYMPUS DP12 از نمونه‌ها عکس هم تهیه شد. دما و اسیدیته با دستگاه 370 pH Meter و هدایت الکتریکی با 470 Cond. Meter JENWAY در هر ایستگاه، اندازه‌گیری شدند. شاخص‌های نیتрат، اورتو فسفات، سیلیس و آهن نیز با دستگاه فتومتر مدل PC MultiDirect در آزمایشگاه اندازه‌گیری شدند.

(۱۳۸۹) از چهار نوع بستر سنگی، چوبی، شنی و گلی از رودخانه ماسوله نمونه‌برداری شدند. در هر ایستگاه، نمونه‌ها با سه تکرار از هر بستر جمع‌آوری شدند. نمونه‌برداری از بسترهای اپی لیتیک و اپی دندریک با استفاده از یک کاردک تیز (اسپاتول) صورت گرفت. نمونه‌برداری بسترهای گلی نیز از لایه سطحی آنها و به وسیله یک کاردک نازک انجام شد (برای به دست آوردن تراکم نمونه‌ها از فراوانی نسبی آنها استفاده گردید). نمونه‌های اپی پسامیک از نواحی‌ای که دارای جریان آرامی بودند، از طریق ریختن ماسه در داخل ظرف نمونه و تکان دادن آن برای جدا شدن نمونه‌های مورد نظر، جمع‌آوری شدند (Townsend and Peter, 2005). نمونه‌های جمع‌آوری شده با



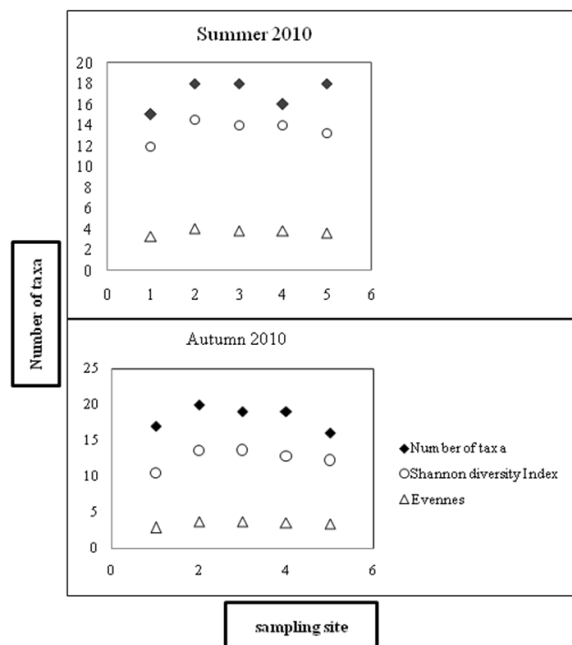
شکل ۱- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری و نقشه منطقه مطالعاتی دیاتومه‌های رودخانه ماسوله گیلان

شدند. برای بررسی ارتباط بین تغییرات جمعیت دیاتومه و متغیرهای محیطی، تحلیل تطبیقی متعارف (CCA) بر اساس فواصل بین نمونه‌ها انجام شد (Ter Braak, 1986؛ Ter Braak and Verdonschot, 1995). در کل، ۲۳ جنس دیاتومه در تحلیل‌ها استفاده شدند.

تحلیل داده‌ها

برای توصیف الگوهای توزیع و پراکنش دیاتومه‌ها از تحلیل تطبیقی قوس‌شکن (DCA) استفاده شد (Hill and Gauch, 1980). داده‌های به دست آمده برای گونه‌ها وارد نرم‌افزار شده، توسط DCA تحلیل

و سه جنس دیاتومه از راسته Centrales شناسایی شدند. شاخص تنوع شانون-وینر برای جمعیت های دیاتومه در محدوده ۲/۶۱ تا ۳/۴۹ و تعداد جنس ها از ۱۶ تا ۲۳ در ایستگاه های مختلف متغیر بود (شکل ۲).



شکل ۲- شاخص های تنوع شانون-وینر و یکنواختی برای جنس های دیاتومه در پنج ایستگاه (تابستان-پاییز ۱۳۸۹) در رودخانه ماسوله، گیلان

تشابه ترکیب جمعیت دیاتومه ها در بین تمام ایستگاه ها

تحلیل DCA برای جمعیت های دیاتومه تفاوت آشکاری را بین ایستگاه های های نمونه برداری نشان داد. طول گرادیان برای محورهای اول و دوم به ترتیب ۸/۳ و ۴/۸ SD بود. این مقادیر تغییرات بالایی را در گونه ها و جمع آوری نمونه ها از زیستگاه های مختلف نشان می دهد. مقدار ویژه دو محور اول برای تحلیل DCA دیاتومه ها، ۰/۲۲۳ و ۰/۰۵۵ بود (شکل ۳). با توجه به نتایج این تحلیل، هر نقطه ارایه دهنده یک جنس و فاصله بین نقطه ها درجه تشابه جنس ها در سراسر ایستگاه های نمونه برداری را نشان می دهد.

داده های دیاتومه ها به صورت فراوانی نسبی وارد شدند. تمام تحلیل های رسته بندی (CCA و DCA) با برنامه PC-ORD نسخه ۴/۱۷ انجام شد.

شاخص ها و شاخص های تنوع زیستی محاسبه شده در پژوهش حاضر:

شاخص غنای مارگالف (MI) (Kocataş, 1992):

$$Da = \frac{S-1}{\log N}$$

شاخص شانون-وینر (H) (Ludwig and Renolds, 1998):

$$Pi = S/N \quad H = -\sum_i (p_i \ln p_i)$$

شاخص تروفی دیاتومه (TDI) (Zelinka and Marvan, 1961):

$$Index = \frac{\sum_j^n a_j S_j V_j}{\sum_j^n a_j V_j}$$

شاخص مقاومت آلودگی دیاتومه (PTI) (Oklahoma Conservation Commission, 2002):

$$PTI = \frac{\sum (n_i \times t_i)}{N}$$

شاخص یکنواختی (evenness) (Pielou, 1966):

$$E = H/H_{max}$$

برای تبدیل شاخص ها در این مطالعه از فرمول زیر استفاده شد (Schletterer et al., 2011):

$$Index_{transformed} = \left(\frac{Index}{0.05} \right) \times 0.2$$

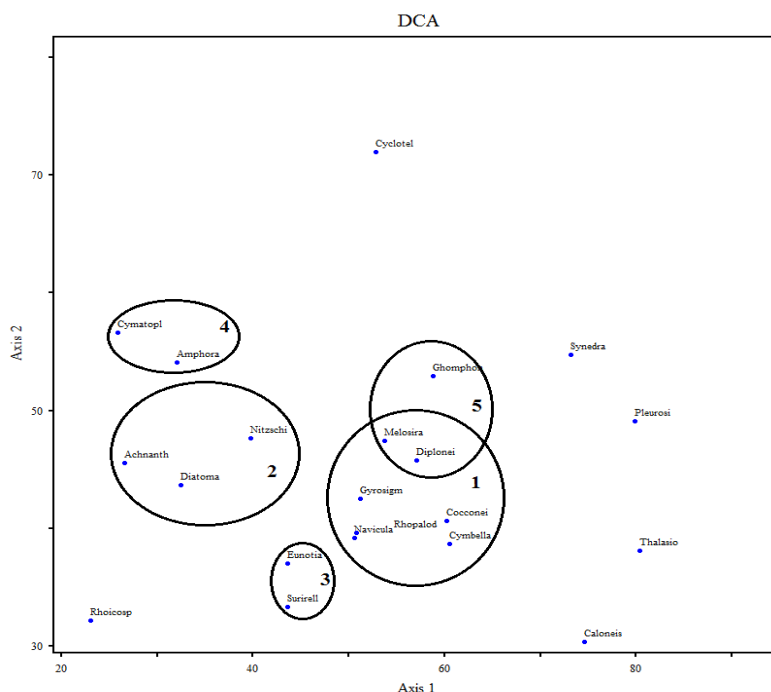
نتایج

جمعیت های دیاتومه

در این مطالعه، ۲۰ جنس دیاتومه از راسته Penales

و *Cocconeis*, *Thalassiosira*, *Pleurosira*
Rhoicosphenia با سایر جنس‌ها تشابهی ندارند.

جنس‌هایی که در داخل هر کدام از دایره‌های ۱، ۲، ۳، ۴ و ۵ قرار دارند، دارای بیشترین تشابه از لحاظ فراوانی هستند. اما جنس‌هایی مانند *Synedra*، *Cyclotella*،



شکل ۳- رسته‌بندی دو بعدی با استفاده از تحلیل تطبیقی قوس‌شکن (DCA) برای جنس‌های دیاتومه

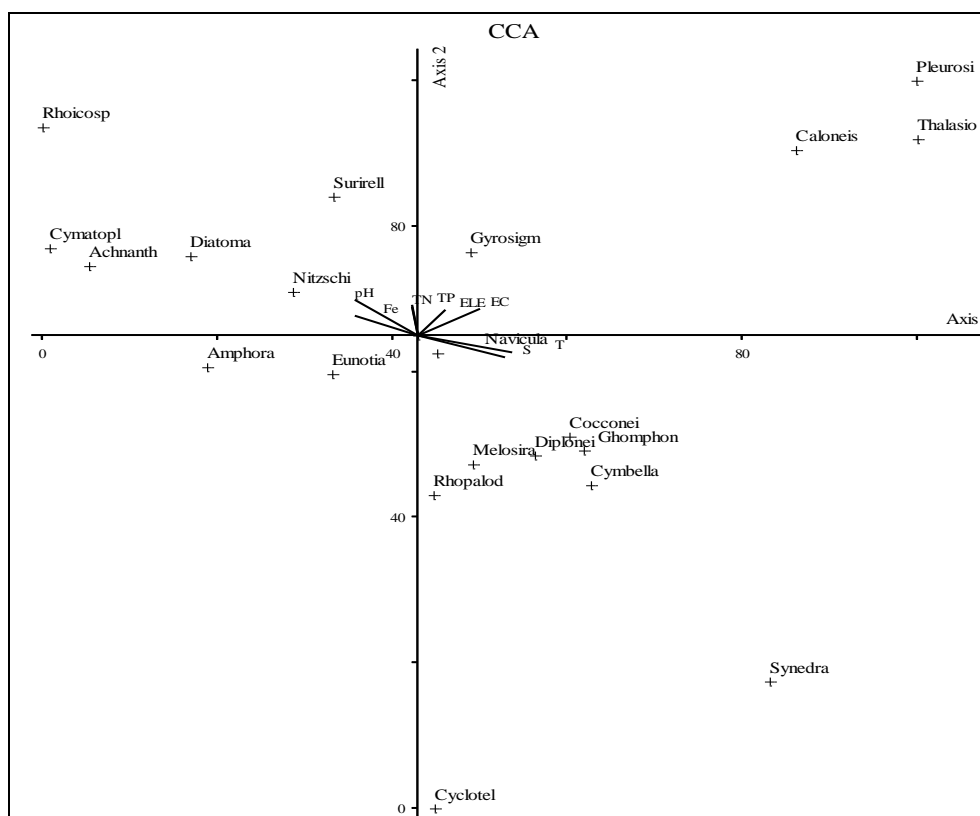
معنی دار ($P < 0.05$) با جهت مثبت محور دوم CCA است. جمعیت دیاتومه، یک منطقه‌بندی طولی مشخص را نشان داد، که عمدتاً با شاخص‌های هدایت الکتریکی، اسیدیته و شوری و آهن توصیف می‌شود (شکل ۴).

ارزیابی کیفی آب

علاوه بر شاخص کلی (GI)، شاخص‌های دیگری مانند شاخص جمعیت دیاتومه برای آلودگی (DQI)، شاخص متوسط حساسیت (WMS)، TDI، MI و H نیز محاسبه شدند. تفاوت معنی‌داری بین ایستگاه‌های مطالعه شده از نظر شاخص‌های MI و H مشاهده نشد. چنانچه جدول ۱ نشان می‌دهد، به طور کلی تنوع زیستی در این رودخانه تحت تأثیر آلودگی آب است.

عوامل فیزیکی-شیمیایی تأثیرگذار بر پراکنش جنس‌ها

اهمیت نسبی شاخص‌های محیطی برای توضیح جمعیت‌های دیاتومه در نواحی جغرافیایی مختلف، متفاوت است. نمودار رسته‌بندی شکل ۳ نتایج تحلیل CCA با متغیرهای محیطی را نشان می‌دهد. مقادیر ویژه برای محور اول و دوم CCA (۰/۲۲۳، ۰/۱۱۴) و واریانس کل (= ۰/۵۷۶۳) برای دیاتومه‌ها معنی‌دار بود. در مجموع، ۵۸/۴ درصد از کل واریانس در جمعیت‌های دیاتومه توسط دو محور اول توضیح داده می‌شود. بر اساس نتایج حاصل از تحلیل CCA، هدایت الکتریکی، شوری و آهن دارای همبستگی معنی‌داری ($P < 0.01$) با جهت مثبت محور اول هستند. در حالی که اسیدیته دارای همبستگی



شکل ۴- رسته بندی CCA جنس های دیاتومه بر اساس متغیرهای محیطی

جدول ۱- مقادیر شاخص غنای مارگالف (MI)، شاخص تنوع شانون-وینر (H)، شاخص کلی (GI)، شاخص متوسط حساسیت (WMS)، شاخص جمعیت دیاتومه برای آلودگی (DQI)، و شاخص تروفی دیاتومه (TDI) برای جمعیت دیاتومه ها در هر ایستگاه نمونه برداری (S1-S5) در رودخانه ماسوله. میانگین \pm انحراف معیار.

ایستگاه نمونه برداری	MI	H	GI	DQI	TDI	WMS
S1	۵/۹۸±۰/۵	۲/۷۹±۰/۲۶	۷۵/۷۹±۲/۲۶	۳۱/۸±۴/۱۱	۶۸/۲۰±۴/۱۱	۳/۷۳±۰/۱۶
S2	۷/۰۵±۰/۲۲	۳/۵۱±۰/۱۷	۱۰۸/۱۲±۱۰/۱۰۶	۴۸/۰۶±۱۰/۶۹	۵۱/۹۴±۱۰/۶۹	۳/۰۸±۰/۴۳
S3	۷/۱۹±۰/۴۱	۳/۴۴±۰/۰۵	۶۲/۲۶±۲۰/۲۲	۴۰/۷۶±۴/۳۴	۵۹/۲۴±۴/۳۴	۳/۳۷±۰/۱۷
S4	۶/۶۷±۰/۹۹	۳/۳۴±۰/۲۱	۵۷/۱±۳۸/۵۶	۴۳/۷۷±۸/۵	۵۶/۲۳±۸/۵	۳/۴۸±۰/۰۱
S5	۶/۳۲±۰/۱	۳/۱۷±۰/۱۶	۲۷/۱±۵/۴۶	۳۷/۹۴±۰/۱۵	۶۲/۰۶±۰/۱۵	۳/۴۸

مطالعه Zelazowski و همکاران (۲۰۰۴) نشان داد که رودخانه ماسوله دارای وضعیت تروفی، الیگومزوتروف تا مزوتروف و از لحاظ کلاسه کیفی آب در کلاسه ۲ و ۳ قرار دارد (جدول ۲).

مقادیر شاخص TDI در تمامی ایستگاه های نمونه برداری تقریباً یکسان بود. شاخص TDI که نشان دهنده وضعیت تروفی رودخانه و گونه های مقاوم به آلودگی است، در هر ایستگاه محاسبه شد و مقایسه داده های به دست آمده (جدول ۱) با نتایج

(شوری، آهن، هدایت الکتریکی و اسیدیته) نشان داد ($P < 0.05$). به طور کلی، دیاتومه‌ها شاخصی برای نشان دادن تغییرات ایجاد شده در شیمی آب توسط مورفولوژی سیستم‌های رودخانه‌ای، شناخته شده‌اند (Triest *et al.*, 2001). از آنجا که آب‌های جاری محیط‌هایی هستند که به سرعت قابل تغییرند، لذا می‌توانند زیستگاه‌های متعددی را برای میکروارگانیسم‌های آبرزی فراهم کنند (Townsend and Hildrew, 1994).

در پژوهش حاضر، با توجه به نتایج به دست آمده از تحلیل CCA، شاخص‌های هدایت الکتریکی، شوری، آهن و اسیدیته به عنوان عوامل مکانی در پراکنش جنس‌های دیاتومه نقش داشتند، هر چند شاخص‌های دیگری مانند نور قابل دسترس، سرعت آب و کاربری اراضی که در این مطالعه بررسی نشدند، نیز می‌توانند تأثیرگذار باشند. با توجه به طبقه‌بندی منطقه‌ای جویبارها در سراسر جهان، اطلاعات درباره ارتباط آنها با جمعیت‌های زیستی آب‌های شیرین اندک است (Hawkins *et al.*, 2000). حضور گونه‌ها در هر زیستگاهی به قابلیت سازگاری آنها در برابر تغییرات محیطی مانند شیمی آب (به ویژه اسیدیته، هدایت الکتریکی و مواد مغذی)، نوع بستر، سرعت آب و نور قابل دسترس وابسته است. بیشتر این شاخص‌ها به خصوصیات بوم‌شناختی منطقه مانند آب و هوا، زمین‌شناسی و کاربری اراضی بستگی دارند (Wasson *et al.*; Stevenson, 1997; Omernik, 1987) (Stevenson *et al.*, 2002). در سال ۱۹۹۷ اهمیت این شاخص‌ها را در ساختار جمعیت دیاتومه‌ها بیان کرد. عوامل مکانی مانند اسیدیته، سرعت آب و فعالیت‌های

جدول ۲- محدوده‌های شاخص TDI و شرایط بوم‌شناختی به همراه کلاس‌های کیفی آب (برگرفته از Zelazowski *et al.*, 2004).

کلاس کیفی آب	وضعیت تروپی	وضعیت بوم‌شناختی	TDI
۱ الیگوتروفیک		کیفیت عالی	$35 >$
۲ الیگو-مزوتروفیک		کیفیت مناسب	$35-50$
۳ مزوتروفیک		کیفیت متوسط	$50-60$
۴ یوتروفیک		کیفیت بد	$60-75$
۵ هیپرتروفیک		کیفیت خیلی بد	$75 <$

مقادیر شاخص DQI در ایستگاه‌های ۲، ۳ و ۴ بالاتر و در ایستگاه‌های ۱ و ۵ کمتر بود. شاخص‌های GI و WQI نیز همانند بقیه شاخص‌ها دارای نوسان یکسان در سراسر رودخانه بودند. با توجه به نتایج به دست آمده برای شاخص WQI که میزان آن بین محدوده ۷۰-۹۰ قرار داشت، رودخانه از لحاظ کیفی دارای کیفیتی خوب و مناسب است (جدول ۳).

جدول ۳- شاخص کیفیت آب (WQI) در ایستگاه‌های نمونه برداری بر اساس سه عامل اسیدیته، نیتروژن و فسفات کل در طول دو فصل نمونه‌برداری

ایستگاه	WQI	شرح شاخص کیفی آب (WQI)	محدوده کیفیت
S1	$79/06 \pm 0/97$	عالی	$90-100$
S2	$79/89 \pm 11/8$	خوب	$70-90$
S3	$79/79 \pm 5/89$	متوسط	$50-70$
S4	$86/14 \pm 7/06$	بد	$25-50$
S5	$86/84 \pm 6/07$	خیلی بد	$0-25$

بحث

نتایج حاصل از این مطالعه ارتباط معنی‌داری بین جمعیت‌های دیاتومه با عوامل فیزیکی-شیمیایی

(Krammer and Lange-Bertalot, 2004) و از میان آنها

نیز *Nitzschia* غالب‌ترین جنس در تمام ایستگاه‌ها بود.

تغییر در ترکیب جمعیت دیاتومه‌های کف‌زی در نتیجه آلودگی فلزات در دریاچه‌ها (Ruggiu et al., 1998) و رودخانه‌ها (Ivorra et al., 1999) مشاهده شده است. در مطالعه حاضر، نیز نتایج حاصل از تحلیل CCA نشان داد که، جنس‌های *Surirella*، *Diatoma*، *Nitzschia*، *Achnanthes*، *Cymatopleura* و *Rhoicosphenia* ارتباط معنی‌داری با غلظت فلز آهن دارند ($P < 0.05$). به نظر می‌رسد این جنس‌ها نسبت به تغییرات آهن مقاوم مقاوم هستند که با نتایج بررسی (Cunningham et al., 2005) مشابهت دارد. مقاومت این دیاتومه‌ها در برابر فلزات باعث می‌شود که فراوانی جمعیت آنها نسبت به جنس‌های حساس به آلودگی فلزات بیشتر شده، در رقابت با آنها از شانس بیشتری برای بقا و پایداری در اکوسیستم برخوردار باشند.

گاهی گونه‌هایی از جلبک‌ها که در شرایط طبیعی کوچکتر بوده (به لحاظ اندازه الو) و قابل رقابت با سایر گونه‌ها نبودند در شرایطی که جمعیت‌ها در معرض تنش‌های شیمیایی قرار می‌گیرند به گونه‌های غالب تبدیل می‌شوند (Kinross, et al., 1993) با توجه به نتایج به دست آمده در تحقیق حاضر، جنس‌های *Nitzschia* و *Navicula* دارای بیشترین فراوانی نسبی بودند. البته نتیجه تحقیق حاضر، این موضوع که بزرگ یا کوچک بودن جنس‌های دیاتومه (از لحاظ اندازه) عاملی مؤثر برای تخمین حساسیت نسبت به آلودگی آنها است، را تأیید نمی‌کند.

استفاده از شاخص‌های دیاتومه در مطالعات ارزیابی زیستی رودخانه‌ها به علت کم بودن هزینه‌های مربوط

انسانی به طور مستقیم بر روی حضور گونه‌ها و در نتیجه ساختار جمعیت مؤثر است.

مزیت اصلی استفاده از دیاتومه‌ها واکنش سریع به تغییرات محیطی، حضور در همه مناطق و پراکنش جهانی آنها است (Feio, et al., 2009). با این وجود، شاخص‌های دیاتومه معمولاً خاص منطقه مشخص هستند و ممکن است برای ارزیابی پیوستگی بوم‌شناختی آب‌های جاری در مناطق دیگر مناسب نباشند (Pipp, 2002). به منظور برآورد کیفیت آب رودخانه، با استفاده از اطلاعات اولیه، شاخص‌های متداول دیاتومه برای ارزیابی رودخانه محاسبه شدند. شاخص‌های استفاده شده نتایج مشابهی را نشان دادند. تحلیل‌های شیمیایی برای متغیرهای کیفی آب در طول دوره مطالعه انجام شد. با توجه به نتایج حاصل از شاخص‌های دیاتومه، رودخانه ماسوله به عنوان یک اکوسیستم دارای وضعیت تروفی الیگو-مزوتروف تا مزوتروف و با کلاسه کیفی ۲ و ۳ معرفی شد. در سایر مطالعات نیز تناقض‌های مشابهی در بررسی کیفی آب بر اساس شاخص‌های شیمیایی و تحلیل جمعیت‌های دیاتومه، در خلیج گدانسک در کشور لهستان گزارش شده بود (Bogaczewicz-Adamczak and Koźlarska, 1999; Bogaczewicz-Adamczak et al., 2001; Zgrundo and Bogaczewicz-Adamczak, 2002).

در مجموع، ۲۳ جنس دیاتومه در طول دو فصل نمونه‌برداری از پنج ایستگاه شناسایی شد. از میان جنس‌های شناسایی شده در این بررسی، جنس‌های *Thalassiosira*، *Amphora*، *Navicula*، *Nitzschia* و *Surirella* که دارای پراکنش جهانی هستند، غالب بودند

سپاسگزاری

نگارندگان، از آقایان مهندس امین بزرگی، مهندس محمد مهدی حق پرست و مهندس صادق احمدی به دلیل همکاری صمیمانه که در برداشت‌های صحرائی این پژوهش داشتند، سپاسگزاری می‌کنند.

به انجام آزمایشات و تغییرات سریع آنها نسبت به ورود مواد آلاینده روشی مناسب و کاربردی است. بنابراین، با توجه به نتایج حاصل از این بررسی استفاده همزمان از شاخص‌های PTI، TDI و WQI برای ارزیابی رودخانه‌های شمال ایران پیشنهاد می‌شود.

منابع

- ثروتی، م. و فتح‌اله‌زاده، ط. (۱۳۸۲) بررسی انواع فرسایش در حوزه آبخیز ماسوله رود گیلان. مجله منابع طبیعی ایران ۳: ۱۵۵-۱۶۶.
- Bogaczewicz-Adamczak, B. and Kozłarska, I. (1999) The evaluation of the water quality in the Swelinia Stream on the basis of diatom analysis. *Oceanological Studies* 28: 59-71.
- Bogaczewicz-Adamczak, B., Kłosińska, D. and Zgrundo A. (2001) The diatoms as indicators of water pollution on the coastal zone of the Gulf of Gdańsk (Southern Baltic Sea). *Oceanology Studies* 30: 59-75.
- Cox, E. J. (1991) What is the basis for using diatoms as monitors of river quality? In: *Use of algae for monitoring rivers* (Eds. Whitton, B. A., Rott, E. and Friedrich, G.) 3: 33-40. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, Innrain.
- Cunningham, L., Snape, I., Stark, S. J. and Riddle., M. J. (2005) Benthic diatom community response to environmental variables and metal concentrations in a contaminated bay adjacent to Casey Station, Antarctica. *Marine Pollution Bulletin* 50: 264-275.
- Dorofeyuk, N. I. (1978) Diatoms in sediments of Buir Lake. *Mongolian Natural Resources and Conditions* 10: 142-147.
- Feio, M. J., Almeida, F. P., Craveiro, S. C. and Calado, A. J. (2009) A comparison between biotic indices and predictive models in stream water quality assessment based on benthic diatom communities. *Ecological indicators* 11: 497-507.
- Genkal, S. I. and Kulikovskiy, M. S. (2005) New for the flora of Russia and interesting species of the genus *Navicula* (Bacillariophyta). *Biology of Inland Waters* 2: 3-6.
- Hawkins, C. P., Norris, R. H., Gerritsen, J., Hughes, R. M., Jackson, S. K., Johnson, R. K. and Stevenson, R. J. (2000) Evaluation of the use of landscape classifications for the prediction of freshwater biota: synthesis and recommendations. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 541-556.
- Hill, M. O. and Gauch, H. G. (1980) Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.
- Ivorra, N., Hettelaar, J., Tubbing, G. M. J., Kraak, M. H. S., Sabater, S. and Admiraal, W. (1999) Translocation of microbenthic algal communities used for in situ analysis of metal pollution in rivers. *Environment Contamination Toxicology* 37: 19-28.
- Khromov, V. M., Baldanova, R. M., Nedosekin, A. G. and Rusanov, A. G. (2002) Diatom algae in phytoplankton of the Selenga River (Buryatiya, Russia). *International Journal on Algae* 4: 89-104.
- Kinross, J. H., Christofi, N., Read, P. A. and Harriman, R. A. (1993) Filamentous algal communities related to pH in streams in Trossachs, Scotland. *Freshwater Biology* 30: 301-317.

- Kocataş, A. (1992) *Ekoloji ve Çevre Biyolojisi*, Ege University. Matbaası, İzmir.
- Komulainen, S. (2002) Use of phytoplankton to assess water quality in north-western Russian rivers. *Journal of Applied Phycology* 14: 57-62.
- Krammer, K. and Lange-Bertalot, H. (2004) *Bacillariophyceae*, 1-5. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- Ludwig, J. A. and Reynolds, J. F. (1988) *Statistical ecology. A primer on methods and computing*. Vol. 1, John Wiley & Sons, New York.
- Metelva, N. Yu. and Devyatkin, V. G. (2005) Formation and productivity of periphyton in the Rybinsk Reservoir: composition and abundance. *Biology of Inland Waters* 2: 56-60.
- Mitrofanova, E. Yu., Safonova, T. A., Skabitchevskaya, N. A., Kirilov, V. V., Kim, G. V. and Romanov, E. (2004) Diatoms (Bacillariophyta) in Lake Teletskoye (Altai Mountains, Russia). In: *Proceedings of the 18th International Diatom Symposium* (Ed. Witkowski, A.) Biopress, Limited, Bristol, UK.
- Oklahoma Conservation Commission (2002) Development of rapid bioassessment protocols for Oklahoma utilizing characteristics of the diatom community, 110.
- Omernik, J. M. (1987) Ecoregions of the conterminous United States. *Annals of the Association of American Geographers* 77: 118-125.
- Pielou, E. C. (1966) The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* 13: 131-44.
- Pipp, E. (2002) A regional diatom-based trophic state indication system for running water sites in Upper Austria and its overregional applicability. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 27: 3376-3380.
- Potapova, M. G. and Charles, D. F. (2002) Benthic diatoms in USA rivers: distributions along spatial and environmental gradients. *Journal of Biogeography* 29: 167-187.
- Prygiel, J., Coste, M. and Bukowska, J. (1999) Review of the major diatom-based techniques for the quality assessment of rivers-state of the art in Europe. In: *Use of algae for monitoring rivers III*, (Eds. Prygiel, J., Whitton, B. A. and Burkowska, J.) Agence de l'Eau Artois-Picardie, France.
- Raunio, J. and Soininen, J. (2007) A practical and sensitive approach to large river periphyton monitoring: comparative performance of methods and taxonomic levels. *Boreal Environmental Research* 12: 55-63.
- Rott, E., Pipp, E. and Pfister, P. (2003) Diatom methods developed for river quality assessment in Austria and a crosscheck against numerical trophic indication methods used in Europe. *Algological Studies* 110: 91-115.
- Round, F. E. (1991) Diatoms in river water-monitoring studies. *Journal of Applied Phycology* 3: 129-145.
- Ruggiu, D., Luglie, A., Cattaneo, A. and Panzani, P. (1998) Paleoecological evidence for diatom response to metal pollution in Lake Orta (N. Italy). *Journal Paleolimnology* 20: 333-345.
- Schletterer, M., Schonhuber, and Fureder, L. (2011) Biodiversity of diatoms and macroinvertebrates in an east European lowland river, Tudovka River (Tver Region, Russia). *Boreal environment research* 16:79-90.
- Stevenson, R. (1997) Scale-dependent determinants and consequences of benthic algal heterogeneity. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 248-262.
- Ter Braak, C. J. F. (1986) Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for

- multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1178.
- Ter Braak, C. J. F. and Verdonschot, P. (1995) Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Science* 57: 255-289.
- Townsend, C. R. and Hildrew, A. G. (1994) Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology* 31: 265-275.
- Townsend, S. A. and Peter, A. G. (2005) The role of substrate type on benthic diatom assemblages in the Daly and Roper Rivers of the Australian wet/dry tropics. *Hydrobiologia* 548: 101-115
- 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: 9-17.
- Vilbaste, S. (2001) Benthic diatom communities in Estonian rivers. *Boreal Environment Research* 6: 191-203.
- Wasson, J. G., Chandesris, A. and Pella, H. (2002) De'finition des hydro-e'core'gions de France me'tropolitaine. Approche re'gionale de typologie des eaux courantes et e' le'ments pour la de'finition des peuplements de re' fe'rence d'inverte'bre' s. Technical report, Cemagref Lyon BEA/LHQ.
- Żelazowski E., Magiera A., Kawecka B., Kwadrans J. and Kotowicz J. (2004) Use of alga for monitoring rivers in Poland- in the light of a new law for environmental protection. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 33(4): 27-39.
- Zelinka, M. and Marvan, P. (1961) Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fliessender Gewässer. *Archiv fuer Hydrobiologie* 57: 389-407.
- Zgrundo, A. and Bogaczewicz-Adamczak, B. (2002) Diatom pollution indices as a tool for monitoring coastal zone waters on the example of the Gulf of Gdańsk, in: Estuaries and other brackish areas - pollution barriers or sources to the sea. Proceedings of ECSA Symposium 34, Gdańsk- Sopot-Poland.

Biodiversity of diatom population in the Masouleh stream, Guilan, Iran

Javid Imanpour Namin ^{1*}, Moslem Sharifinia ¹ and Zohreh Ramezanpour ²

¹ Department of Fishery, Faculty of Natural Resources, University of Guilan, Sowmehsara, Iran

² International Sturgeon Research Institute, Rasht, Iran

Abstract

Studies of stream and river ecosystems in Iran are very sketchy and their information is rather general and vague. Understanding various aspects of river systems is vital for their management and protection. The present study was aimed to obtain and present information on key stream populations and evaluate their responses to arrays of environmental gradients as a model for other north Iran (Guilan) streams. During the study, in the period of 6 months (summer - autumn 2010) 23 diatom genera were identified from Masouleh stream. Physical and chemical parameters including temperature, electron conductivity (EC), pH, Fe, salinity, nitrate and orthophosphate were measured and analyzed in water column simultaneously. CCA test showed that EC, pH, Fe and salinity were the most important factors controlling diatom distribution. Values of two major components of CCA differed significantly ($P < 0.05$). DCA analysis was used to observe taxonomic differences and similarities between diatom genera in different sites. We found that chemical parameters exert stronger impacts on diatom population than physical factors although studying of both parameters were essential to have an accurate understanding of stream health assessment and status. Diatom indices (diversity, evenness, TDI and PTI) provided useful information on biosenosis of the Masouleh stream and therefore application of this index is recommended for other streams in northern Iran.

Key words: Biodiversity, Diatom, Masouleh stream, CCA, DCA

* imanpour@guilan.ac.ir