

张掖黑河湿地附植硅藻群落初步研究 ——以张掖国家湿地公园为例

杨宋琪, 杨江山, 陈 成, 祖廷勋, 罗光宏

(河西学院, 甘肃省微藻技术创新中心, 河西走廊特色资源利用重点实验室, 张掖 734000)

摘要:研究张掖国家湿地公园附植硅藻群落现状, 为保护寒、旱区湿地水生植物与生物多样性提供理论依据。2017年夏、秋从张掖国家湿地公园浅水湖泊采集12种常见水生植物, 采集植物上附植硅藻, 并在水质富营养化评价的基础上进一步分析硅藻的种类分布、优势种、多样性和聚类性。结果表明, 张掖国家湿地公园水体轻度富营养化; 共检出附植硅藻39属158种(含变种), 其中舟形藻属种类最多(18种), 其次为菱形藻属(16种)、桥弯藻属(15种)和脆杆藻属(13种); *Achnanthes minutissimum* 为分布最为广泛的优势种, 其次为 *Ulnaria acus* 和 *Encyonopsis subcryptocephala*; Shannon-Weaver 多样性指数在1.41~3.13, Pielou 均匀度指数在0.58~1.07, 均是秋季显著高于夏季($P < 0.05$, t -test); Cody 指数与聚类分析表明, 在同一时期内附植硅藻种类组成的相似程度和优势种分布对部分宿主植物的选择趋于一致, 但也有部分宿主植物之间附植硅藻群落结构仍然存在较大差异。

关键词: 张掖国家湿地公园; 水生植物; 附植硅藻; 生物多样性

中图分类号: Q949.27, X176 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-3075(2020)03-0077-08

藻类是湿地生态系统食物网中的重要初级生产者, 同时也是物理、化学和生物过程的基本实践者(熊丽等, 2003)。一般而言, 湿地中的附着藻类分为附植藻类(Epiphyton)、附泥藻类(Epipelon)、附动藻类和附石藻类。其中, 附植藻类在湿地水生生态系统中占有独特的生态位, 发挥关键作用。首先, 附植藻类较高的初级生产力为水生动物提供食物来源, 被摄食后参与物质的循环和能量的流动(Jaschinski & Brepohl, 2011); 其次, 附植藻类还能够敏感地响应水环境的变化, 常作为理想指示物种(Roman & Ekelund, 2000; 王朝晖等, 2009); 第三, 附植藻类的生长、繁殖和衰亡与湿地高等植物有着密切联系, 水生高等植物的种类、生长状况与环境、表面结构、向水中分泌溶解物等情况的不同, 均可直接影响到着生藻类的生长(刘健康, 1999; 谭海剑等, 2009)。湿地生态系统中, 水生植物为附植藻类提供附着基质和营养物质, 而附植藻类的繁殖与水生植物的生长呈拮抗关系, 当附植藻类生物量增加时, 会

在水生植物茎叶上形成致密的“生物膜”从而阻碍水生植物对光与营养的吸收(Phillips et al., 1978; 纪海婷等, 2013), 尤其是具有厚壁的硅藻组成的藻类群落对大型水生植物的光衰减作用更加显著(Sand-Jensen, 1977)。

硅藻是重要的附着生物, 在湿地附着生态系统中常形成丰富的群落, 且数量上常常占据优势(袁信芳等, 2006; 念宇等, 2009)。硅藻对水生态环境变化的响应快速, 因而近年来被广泛用于河流、湿地及湖泊的水质监测指示物种和生物完整性评价的主要依据。目前, 国内关于湿地附植硅藻的研究较少。

张掖黑河湿地国家级自然保护区属于典型的干旱半干旱区内陆湿地生态系统, 是河西走廊甚至西北地区重要的生态屏障, 也是黑河中下游重要的水源涵养地, 有着十分重要的生态安全战略地位(孔东升和张灏, 2015)。本研究以张掖黑河湿地重要组成部分——张掖国家湿地公园为研究对象, 探究黑河湿地常见水生植物附着硅藻群落结构现状, 为保护寒、旱区湿地水生植物与生物多样性提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

张掖国家湿地公园(100°06'~100°54'E, 38°32'~39°24'N)总占地面积46.02 km², 位于河西走廊中段张掖市, 是张掖黑河湿地的重要组成部分(范睿和

收稿日期: 2018-02-27 修回日期: 2020-05-14

基金项目: 甘肃省高校协同创新科技团队支持计划(2017C-17); 甘肃省微藻创新中心建设项目(甘科技[2018]23号); 甘肃省科技支撑计划-社会发展类项目(1604FKC090)。

作者简介: 杨宋琪, 1988年生, 助理研究员, 主要从事藻类生理生态学方面研究。E-mail: sqyang@hxy.edu.cn

通信作者: 罗光宏。E-mail: 13993693452@163.com

邓茂林,2013;杨宋琪等,2017)。该区域气候属典型的温带大陆性干旱气候,年日照时数 2 683~3 088 h;年均气温为 7.4℃,年降水量 129 mm,年蒸发量 2 047 mm。近年来,随着张掖市旅游业的迅猛发展,湿地水体受人为干扰严重,富营养化程度渐趋增加,水环境质量下降,水体生物多样性降低。

表 1 采集的水生植物
Tab.1 Collected aquatic plants

序号	湿地植物	学名	序号	湿地植物	学名
S1	水蓼	<i>Polygonum hydropier</i>	S7	千屈菜	<i>Lythrumsalicaria</i>
S2	眼子菜	<i>Potamogeton distinctus</i>	S8	轮叶狐尾藻	<i>Myriophyllum verticillatum</i>
S3	细叶眼子菜	<i>Potamogeton pusillus</i>	S9	曲轴黑三棱	<i>Sparganium fallax</i>
S4	穿叶眼子菜	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	S10	狸藻	<i>Utricularia vulgaris</i>
S5	水葱	<i>Scirpus validus</i>	S11	香蒲	<i>Typha orientalis</i>
S6	芦苇	<i>Phragmites australis</i>	S12	菹草	<i>Potamogeton crispus</i>

每种植物采集 3 株,将水面表层下 0.2~0.5 m 处植株轻轻剪下并装于 500 mL 广口塑料瓶中,带回实验室,盛放于白色瓷盘中,使用软毛刷带水刷洗植株表面,刷洗液连同软毛刷冲洗液一并收集后用鲁哥氏液固定并保存。取少量固定液经浓盐酸(HCl)及 10%的双氧水(H₂O₂)处理,水浴锅 4 h 后用去离子水清洗 5~7 次以除去多余的酸液。消解的样品用 Naphrax®(RI=1.74)胶制成永久装片,使用 Olympus BX-53 光学显微镜(LM)镜检,各样片计数超过 400 个硅藻细胞(Bate & Newall,1998),硅藻种类的鉴定和命名主要参考相关文献(Round et al,1990;朱惠忠和陈嘉佑,2000;Krammer,2012;施之新,2013)。计算种类相对丰度,定义相对丰度大于 5%的种类为优势种(苏齐胜等,2002)。

1.3 水体理化指标的测定及富营养化评价

1.3.1 水体理化指标测定 用采水器于水面表层下 0.5 m 处采集水样并现场用浓硫酸固定,带回实验室测定总磷(TP)、总氮(TN)、高锰酸盐指数(COD_{Mn})、叶绿素 a(Chl-a)等指标。其中,TP 的测定采用钼锑抗紫外分光光度法,TN 的测定采用过硫酸钾氧化紫外分光光度法,酸性法测定 COD_{Mn},丙酮法测定 Chl-a 含量。现场使用塞氏盘测定水体透明度(SD)。

1.3.2 富营养化评价 采用综合营养状态指数法对张掖国家湿地公园水体进行富营养化评价(金相灿和屠清瑛,1990)。选取叶绿素作为基准指数,总氮、总磷、透明度和高锰酸盐指数标作为附加指数参数进行计算,计算公式:

$$TLI(\Sigma) = \sum_{j=1}^m W_j \cdot TLI(j) \tag{1}$$

1.2 硅藻样品的采集与处理

2017 年夏(6 月中旬)、秋(9 月中旬)从张掖国家湿地公园浅水湖泊采集 12 种常见水生植物(表 1),采集植物时力求避免搅动以减少植物上附着藻类的损失。

式中,TLI(Σ)为综合营养状态指数;TLI(j)为第 j 种参数的营养状态指数;W_j 为第 j 种参数营养状态指数的相关权重。第 j 种参数归一化权重计算公式:

$$W_j = \frac{r_{ij}^2}{\sum_{j=1}^m r_{ij}^2} \tag{2}$$

式中,r_{ij}为第 j 个参数与叶绿素 a 的相关系数,m 为所选重要参数的数目。

采用 0~100 的连续数字水体的营养状态分级:TLI(Σ)<30 为贫营养,30≤TLI(Σ)≤50 为中营养,TLI(Σ)>50 为富营养。50<TLI(Σ)≤60 为轻度富营养,60<TLI(Σ)≤70 为中度富营养,TLI(Σ)>70 为重度富营养。

1.4 多样性指数计算

1.4.1 α 多样性指数 用 Shannon-Weaver 多样性指数估算群落多样性:

$$H = -\sum_{i=1}^S p_i \times \ln p_i \tag{3}$$

当群落中仅有单一居群时,H 值最小,为 0;当群落中多个居群且各居群只有 1 个种时,H 值最大,为 ln p_i。

用 Pielou 均匀度指数评价附植硅藻的多样性,反映个体数目分配的均匀度:

$$E = \frac{H}{\ln S} \tag{4}$$

式(3)(4)中,N 为总个体数,P_i 为第 i 个种类密度与总密度的比值,S 为藻类的属数。Pielou 均匀度指数能够更直观地评价附植硅藻的多样性,也能够反映各物种个体数目分配的均匀程度。

1.4.2 β 多样性指数(Cody 指数) 以 12 种水生植

物附着硅藻属数为计算对象,计算不同湿地高等植物附着硅藻的 β 多样性指数 β_c (Cody 指数)(马克明等,1997)。

$$\beta_c = (g+1)/2$$

(5)

式中,g 指 A 样本有而 B 样本无的硅藻物种属数目,l 指 A 样本无而 B 样本有的硅藻物种属数目。通常, β_c 通过对 2 个样本新增加和失去的物种数目进行比较,一定程度上反映了不同样本的生境差异和变化。

1.5 聚类分析

运用 SPSS13.0 软件进行聚类分析。分析时以 12 种水生植物附着硅藻物种及其相对丰度作为原始数据矩阵,以各水生植物附着硅藻及相对丰度作为矩阵变量,选择组间连接方法,以欧式距离为分类依据进行聚类,建立聚类树状图。

2 结果与分析

2.1 附植硅藻群落结构特征

调查期间,张掖国家湿地公园附植硅藻群落结构特征见图 1。

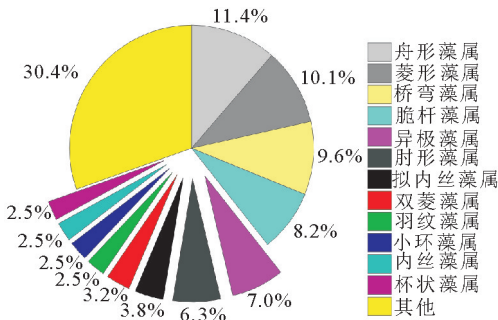


图 1 张掖国家湿地公园附植硅藻群落结构特征

Fig.1 Composition of the epiphytic diatom community in Zhangye National Wetland Park

共计检出附着硅藻 39 属 158 种(变种)。舟形藻属(*Navicula*)种类最多,18 种,占检出总种类数的 11.4%;其次为菱形藻属(*Nitzschia*),占比为 10.1%;桥弯藻属(*Cymbella*)和脆杆藻属(*Fragilaria*)占比分别为 9.6%、8.2%。夏季共检出附植硅藻 26 属 79 种,秋季检出 38 属 135 种。可见,在秋季附植硅藻具有更高的多样性。

秋季,附着硅藻种类数最多的植物是水葱,55 种;芦苇和水蓼分别检出硅藻 49、46 种。夏季,附植硅藻种类数均在较低水平,水葱和曲轴黑三棱检出最多,分别为 31、29 种。

2.2 丰度及优势种组成

调查期间,张掖国家湿地公园附植硅藻相对丰度见图 2。

优势属主要有曲丝藻属(*Achnanthes*)、肘形藻属(*Ulnaria*)、拟内丝藻属(*Encyonopsis*)、菱形藻属(*Nitzschia*)和舟形藻属(*Navicula*)。*Achnanthes minutissimum* 是分布最为广泛的优势种,在夏秋季相对丰度均在 20% 以上,最大相对丰度出现在夏季 S9(曲轴黑三棱),其值为 58%。其次,分布较为广泛的优势种为 *Ulnaria acus* 和 *Encyonopsis subcryptocephala*。值得注意的是,在秋季,附着于香蒲的硅藻中假十字脆杆藻属(*Pseudostaurosira*)和脆杆藻属(*Fragilaria*)种类占据绝对优势,二者相对丰度总和达 51.78%。

2.3 附植硅藻多样性指数

张掖湿地公园附植硅藻多样性指数见图 3。Shannon-Weaver 多样性指数夏季在 1.41~3.05,均值 1.82;秋季 2.10~3.13,均值 2.52。Pielou 均匀度指数夏季 0.58~1.06,均值 0.72;秋季 0.74~1.07,均值 0.90。秋季 Shannon-Weaver 多样性

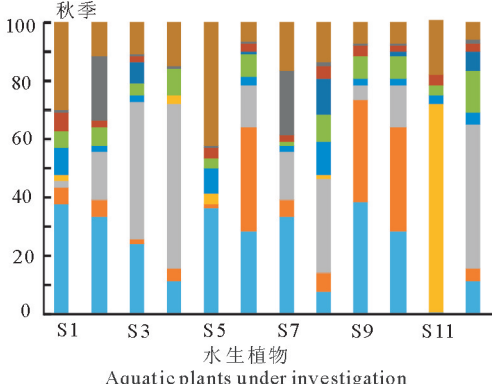
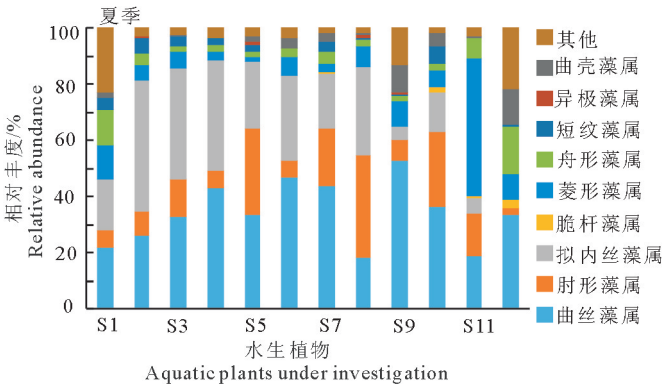


图 2 张掖国家湿地公园附植硅藻相对丰度

Fig.2 Relative abundance of the epiphytic diatom community in Zhangye National Wetland Park, by season

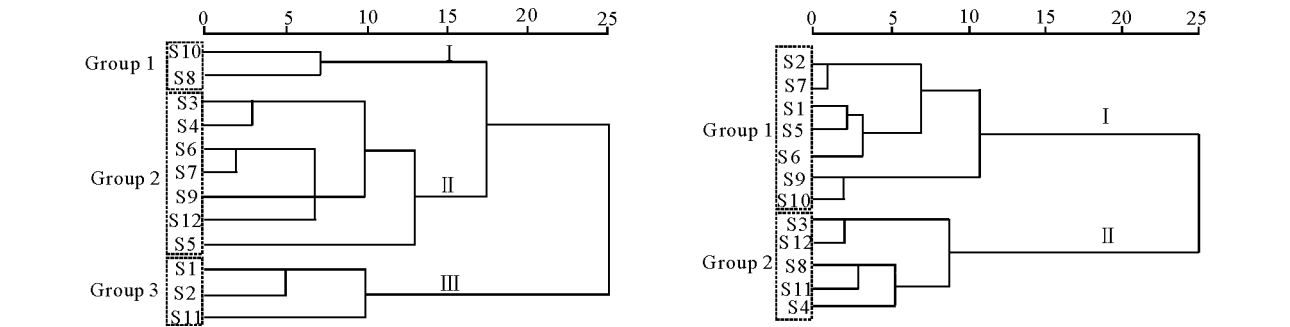


图 4 水生植物附植硅藻群落相似性聚类

Fig.4 Community similarity cluster analysis of aquatic plants epiphytic diatom community

表 3 张掖国家湿地公园水体营养盐指标及富营养化评价

Tab.3 Environmental parameters and eutrophication assessment in Zhangye National Wetland Park

季节	总氮/ mg · L ⁻¹	总磷/ mg · L ⁻¹	COD _{Mn} / mg · L ⁻¹	叶绿素/ mg · m ⁻³	透明度/ cm	TLI(Σ)	富营 养化
夏季	2.46±0.64 ^a	0.21±0.04 ^a	4.14±0.66 ^a	10.72±2.4 ^a	38±4.50 ^a	58.94	轻度
秋季	1.78±0.36 ^b	0.19±0.01 ^a	3.72±0.29 ^b	4.13±1.15 ^b	44±6.00 ^a	53.85	轻度

3 讨论

Bronmark 等(1989)认为,水草旺盛生长有碍着生藻类的增殖,而水草生长减缓或衰亡时,则有利于着生藻类的增长;太湖着生藻类在春秋季节最多,冬夏季最少(袁信芳等,2006);附植藻类在菹草衰亡期和幼苗期数量最多(苏齐胜等,2002)。本文发现类似的结果,附植硅藻种类数在秋季明显多于夏季。主要原因是水生植物在衰败阶段通过自溶作用分泌的大量溶解性有机物能够促进附植藻类的生长(Jacobkalff,2011)。

不同种类硅藻对水质的适应能力各不相同,硅藻群落结构会因水体理化指标的改变而不断演替变化(吕亚红和顾泳洁,2002);附着藻类的群落结构组成、群落优势种、群落多样性指数等都可以指示水质,黄浦江的硅藻群落优势种为舟形藻属(*Navicula*)、异极藻属(*Gomphonema*)时水体富营养化程度较高(杨红军等,2002)。在本次调查的两个季度,*Achnanthes minutissimum*、*Ulnaria acus*、*Encyonopsis subcryptocephala* 是最为主要的优势种。*A. minutissimum* 是淡水底栖生境中常见的底栖硅藻之一,通常作为洁净水质的指示种被用于河流、湖泊水质监测工作中(Potapova et al,2004)。然而 *A. minutissimum* 具有比较宽的氮、磷生态幅(Kelly & Whitton,1995),其相对丰度与氮磷营养盐浓度不相关(Stenger-Kovács,2006),从贫营养到富营养水体均可成为优势种(Van Dam,1994)。本研究发

现,张掖湿地公园在夏秋季具有较高的氮磷营养盐水平(TN 1.78~2.46mg/L,TP 0.19~0.21mg/L),水体轻度富营养化,但 *A. minutissimum* 一直作为主要优势种附着于水生植物表面(秋季香蒲未检出)。Stenger-Kovács(2006)研究表明 *A. minutissimum* 与水体中的硅含量具有很高的相关性,而硅主要来源于地下水的渗出。张掖湿地公园部分水源是地下渗水的补给,由此可以推断,丰富的硅酸盐可能是造成湿地公园 *A. minutissimum* 大量繁殖的主要原因。有研究发现,温度、光照和化学需氧量对 *Ulnaria acus* 生长繁殖的影响更为显著,其繁殖的最适温度区间为 12~14℃(Bondarenko & Guselnikova,2002)。本次调查的温度范围在 13.83~21.2℃,可见 *Ulnaria acus* 是对水温适应范围较广的种类,该结果与薛迪等(2016)研究结果一致。

Shannon-Weaver 多样性指数(*H*)指藻类多样性和群落结构的组成,反映环境变化对生物群落的影响,水体受污染后,环境敏感型种类的消失会使得 *H* 下降,导致藻类群落结构趋于简单,稳定性降低(Telesh,2004)。Pielou 均匀度指数(*E*)能够更直观地评价藻类多样性,反映物种个体数目分配的均匀程度(Pielou,1969)。秋季附植硅藻 Shannon-Weaver 多样性指数与 Pielou 均匀度指数均显著高于夏季($P<0.05$),说明秋季附植硅藻群落结构较为复杂,群落稳定性较高,与水质富营养化评价结果一致。秋季较高的 *H* 和 *E* 值说明湿地公园水体在夏季受到较强的干扰,水质相对较差。

Cody 指数可以较好地表达 β 多样性,能够直观反映群落间物种组成的相似程度,不同群落之间共

有种越少, β 多样性就越高(马克明等 1997; 郝占庆, 2001)。 β 多样性指数结果说明, 细叶眼子菜与穿叶眼子菜附着硅藻群落结构相似度最高, 共有优势种主要有 *A. minutissimum*、*E. subcryptocephala* 和 *E. stodderi* 等。秋季, 眼子菜与千屈菜硅藻群落结构相似度最高, 主要优势种有 *A. minutissimum* 和 *E. subcryptocephala* 等。夏季细叶眼子菜与穿叶眼子菜、秋季眼子菜与千屈菜、水蓼与水葱、细叶眼子菜与菹草具有更近的欧氏距离, 该结果与 Cody 指数的描述一致, 说明在同一时期内, 附植硅藻物种组成的相似程度和优势种分布对部分宿主植物的选择趋于一致。然而, 造成该区域附植硅藻分布差异的具体原因尚不明确。一般而言, 自然界中附植微型生物群落具有极其复杂的成分(Allanson, 1973), 生物膜的形成过程、植物的生长状态、水流及水生植物周围微环境是造成菹草、伊乐藻和金鱼藻表面微生物群落差异的主要原因(刘凯辉等, 2015); 面积小且形状结构复杂的植物叶片更利于着生藻类定植(由文辉等, 1999); 此外, 水生植物叶片的生长速度会影响附植藻类生物量的积累(James et al, 2006)。本研究所选取的是张掖国家湿地公园的常见水生植物, 分别是沉水植物和挺水植物。虽然这些水生植物生长的大环境基本一致, 但其生长时期、个体差异及其周围微环境对附植硅藻群落结构和优势种的影响需要更进一步研究。

参考文献

- 范睿, 邓茂林, 2013. 张掖国家湿地公园建设管理现状及发展对策研究[C]//中国湿地文化节暨东营国际湿地保护交流会议.
- 纪海婷, 谢冬, 周恒杰, 等, 2013. 沉水植物附植生物群落生态学进展[J]. 湖泊科学, 25(2): 163-170.
- 郝占庆, 于德永, 吴钢, 等, 2001. 长白山北坡植物群落 β 多样性分析[J]. 生态学报, 21(12): 2018-2022.
- 金相灿, 屠清瑛, 1990. 湖泊富营养化调查规范[M]. 北京: 中国环境科学出版社.
- 孔东升, 张灏, 2015. 张掖黑河湿地自然保护区生态服务功能价值评估[J]. 生态学报, 35(4): 972-983.
- 刘建康, 1999. 高级水生生物学[M]. 北京: 科学出版社.
- 刘凯辉, 张松贺, 吕小央, 等, 2015. 南京花神湖 3 种沉水植物表面附着微生物群落特征[J]. 湖泊科学, 27(1): 103-112.
- 吕亚红, 顾泳洁, 2002. 苏州河沉积物中的硅藻及其污染指示作用[J]. 上海环境科学, (10): 633-636.
- 马克明, 叶万辉, 桑卫国, 等, 1997. 北京东灵山地区植物群落多样性研究 X. 不同尺度下群落样带的 β 多样性及分形

- 分析[J]. 生态学报, 17(6): 626-634.
- 念宇, 韩耀宗, 杨再福, 2009. 不同基质上着生生物群落生态学特性比较研究[J]. 环境科技, 22(5): 14-17.
- 苏胜齐, 沈益绿, 姚维志, 2002. 菹草着生藻类的群落结构与数量特征初步研究[J]. 西南大学学报(自然科学版), 24(3): 255-258.
- 施之新, 2013. 中国淡水藻志 第 16 卷 硅藻门 桥弯藻科[M]. 北京: 科学出版社.
- 谭海剑, 潘伟斌, 区晓劲, 等, 2009. 附植藻类-黑藻体系克藻效应初探[J]. 水生生态学杂志, (5): 31-35.
- 王德铭, 王明霞, 罗森源, 1993. 水生生物监测手册[M]. 南京: 东南大学出版社.
- 王朝晖, 胡韧, 谷阳光, 等, 2009. 珠江广州河段着生藻类的群落结构及其与水质的关系[J]. 环境科学学报, 29(7): 1510-1516.
- 熊丽, 谢丽强, 生秀梅, 等, 2003. 湿地中的藻类生态学研究进展[J]. 应用生态学报, 14(6): 1007-1011.
- 薛迪, 解军, 周建仁, 等, 2016. 南水北调东线湖泊针杆藻属分布特征及其与环境因子的关系[J]. 环境科学研究, 29(11): 1600-1607.
- 杨红军, 袁峻峰, 张锦平, 2002. 着生藻类群落在黄浦江水质监测中的应用[J]. 上海环境科学, (11): 686-689.
- 杨宋琪, 陈天仁, 克选, 等, 2017. 张掖国家湿地公园浮游植物群落结构特征[J]. 生物学杂志, 34(6): 51-55, 100.
- 由文辉, 1999. 淀山湖着生藻类群落结构与数量特征[J]. 环境科学, (5): 59-62.
- 袁信芳, 施华宏, 王晓蓉, 2006. 太湖着生藻类的时空分布特征[J]. 农业环境科学学报, 25(4): 1035-1040.
- 朱惠忠, 陈嘉佑, 2000. 中国西藏硅藻[M]. 北京: 科学出版社.
- Allanson B R, 1973. The fine structure of the periphyton of *Chara* sp. and *Potamogeton natans* from Wytham Pond, Oxford, and its significance to the macrophyte - periphyton metabolic model of R. G. Wetzel and H. L. Allen[J]. Freshwater Biology, 3(6): 535-542.
- Bate N, Newall P, 2002. Techniques for the use of diatoms in water quality assessment: how many valves? [C]// International Diatom Symposium: 153-160.
- Bondarenko N A, Guselnikova N Y, 2002. Studies on *Synechococcus* Kutz. var. *radiatus* (Kutz.) Hust. (Bacillariophyta) in culture[J]. International Journal on algae, 4: 85-95.
- Bronmark C, 1989. Interactions between epiphytes, macrophytes and freshwater snails. A review[J]. Journal of Molluscan Studies, 55: 299-311.
- C Stenger-Kovács, J Padisák, P Biró, 2006. Temporal variability of *Achnanthes minutissimum* (Kütz.) Czarnecki and its relationship to chemical and hydrological features of the Torna-stream, Hungary[J]. Magyar

- Algológiai Társaság, 133 – 138.
- Danilov R A, Ekelund N G, 2000. The use of epiphyton and epilithon data as a base for calculating ecological indices in monitoring of eutrophication in lakes in central Sweden[J]. Science of the Total Environment, 248(1): 63 – 70.
- Jacobkalff, 2011. 湖沼学: 内陆水生态系统[M]. 古滨河, 译. 北京: 高等教育出版社.
- James C S, Eaton J W, Hardwick K, 2006. Responses of three invasive aquatic macrophytes to nutrient enrichment do not explain their observed field displacements [J]. Aquatic Botany, 84(4): 347 – 353.
- Jaschinski S, Sommer U, 2011. The trophic importance of epiphytic algae in a freshwater macrophyte system (*Potamogeton perfoliatus* L.): stable isotope and fatty acid analyses[J]. Aquatic Sciences, 73(1): 91 – 101.
- Kelly M G, Whitton B A, 1995. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers [J]. Journal of Applied Phycology, 7: 433 – 444.
- Krammer, 2012. 欧洲硅藻鉴定系统[M]. 刘威, 朱远生, 黄迎艳, 译. 广州: 中山大学出版社.
- Phillips G L, Em inson D, Moss B, 1978. A mech anism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated water[J]. Aquatic Botan, 4: 103 – 126.
- Pielou E C, 2011. An Introduction to Mathematical Ecology [J]. Bioscience, 2011, 24(2): 7 – 12.
- Potapova M, Ponader K, 2004. Two common north american diatoms, *achnanthidium rivulare* sp. nov. and a. *deflexum* (reimer) kingston: morphology, ecology and comparison with related species [J]. Diatom Research, 19(1): 33 – 57.
- Round F E, Crawford R M, Mann D G, 1990. The diatoms [M]. Cambridge: Cambridge University Press.
- Sand-Jensen K, 1977. Effect of epiphytes on eelgrass photosynthesis[J]. Aquatic Botany, 3: 55 – 63.
- Telesh I V, 2004. Plankton of the Baltic estuarine ecosystems with emphasis on Neva Estuary: a review of present knowledge and research persoectives[J]. Marine Pollution Bulletin, 49: 206 – 219.
- Van Dam H, Mertens A, Sinkeldam J, 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands[J]. Netherland Journal of Aquatic Ecology, 28(1): 117 – 133.

(责任编辑 张俊友)

**A Preliminary Study on the Epiphytic Diatom Community in Zhangye Heihe Wetland:
A Case Study of Zhangye National Wetland Park**

YANG Song-qi, YANG Jiang-shan, CHEN Cheng, ZU Ting-xun, LUO Guang-hong

(Gansu Microalgae Technology Innovation Center, Key laboratory of Hexi Corridor Resources
Utilization of Gansu, Hexi University, Gansu 734000, P.R.China)

Abstract: In wetland ecosystems, aquatic plants provide both substrate and nutrients for epiphytic algae, and growth of epiphytic algae is antagonistic to growth of aquatic plants. Diatoms are an important epiphytic algae and widely used as a water quality indicator in rivers, wetlands and lakes, and a source of primary evidence for evaluation of biological integrity. In this study, we investigated the status of the epiphytic diatom community in Zhangye National Wetland Park, aiming to provide a theoretical basis for protecting aquatic plants and biodiversity in cold, dry regions. Zhangye Heihe wetland is an important ecological barrier of Hexi Corridor. In June (summer) and September (autumn) of 2017, 12 common aquatic plants and attached epiphytic diatoms were collected from shallow lakes in Zhangye National Wetland Park and species distribution, dominant species, diversity indices and clustering within the diatom community were analyzed. The water in Zhangye National Wetland Park was slightly eutrophic during the spring and summer of 2017. A total of 158 diatom species belonging to 39 genera were recorded, with dominance by *Navicula* (18 species), *Nitzschia* (16 species), *Cymbella* (15 species) and *Fragilaria* (13 species). *Achnanthes minutissimum* was the most widely distributed species in the wetland park, followed by *Ulnaria acus* and *Encyonopsis subcryptocephala*. The Shannon-Weaver diversity and Pielou evenness indices of the epiphytic diatom community were in the ranges of 1.41 – 3.13 and 0.58 – 1.07, respectively, and both indices were significantly higher in autumn than in summer ($P<0.05$, t-test). The Cody index and cluster analysis showed that diatom species composition and dominant species among the different host plants were similar, whereas community structure varied significantly among the host plants.

Key words: Zhangye National Wetland Park; aquatic plants; epiphytic diatom; biodiversity