

巴中市哲学社会科学规划项目

(2024 年度)

项 目 类 别 自筹课题

立 项 编 号 BZ24ZC287

学 科 分 类 11

课 题 名 称 巴河巴城段水华现状及对策研究

项 目 负 责 人 张绍斌

项 目 参 与 人 唐樱殷 杨朗

负责人所在单位 四川省巴中生态环境监测中心站

联 系 电 话 18398939761

巴中市社会科学界联合会制

巴河（巴城段）水华现状及对策研究 项目报告

四川省巴中生态环境监测中心站

2024 年 10 月

目录

1 绪论.....	- 1 -
1.1 研究背景.....	- 1 -
1.2 研究现状.....	- 2 -
1.2.1 浮游植物与水华.....	- 2 -
1.2.2 河流浮游植物群落的影响因子.....	- 3 -
2 研究区概况.....	- 7 -
2.1 地理位置.....	- 7 -
2.2 地形地貌.....	- 7 -
2.3 气候气象.....	- 7 -
2.4 流域水系.....	- 8 -
2.5 径流水文.....	- 9 -
3 研究方法.....	- 11 -
3.1 采样断面设置.....	- 11 -
3.2 监测内容.....	- 12 -
3.3 浮游植物研究方法.....	- 12 -
3.3.1 浮游植物样本的采集与保存.....	- 12 -
3.3.2 浮游植物定性方法.....	- 13 -
3.3.3 浮游植物定量方法.....	- 13 -
3.3.4 生物量计算.....	- 13 -
3.4 仪器设备.....	- 14 -
3.5 生物多样性评价.....	- 14 -
3.6 分析原则与主要依据.....	- 15 -
4 水体环境.....	- 17 -
5 浮游植物群落.....	- 19 -
5.1 浮游植物种类组成.....	- 19 -
5.2 浮游植物优势种类.....	- 20 -
5.2.1 优势种类组成.....	- 20 -
5.2.2 优势种类组成差异.....	- 20 -

5.2.3 优势种类与环境因子的关系.....	22 -
5.3 浮游植物密度.....	23 -
5.4 浮游植物生物量.....	24 -
5.5 生物多样性评价.....	26 -
5.5.1Margalef 丰富度指数 (D)	26 -
5.5.2Shannon-Wiener 多样性指数 (H')	27 -
5.5.3Pielou 均匀度指数 (J')	29 -
6 硅藻水华概述.....	32 -
6.1 硅藻水华在世界范围内频发.....	32 -
6.2 硅藻的形态.....	32 -
6.3 常见的淡水硅藻水华种类.....	33 -
6.4 硅藻孢囊的形成与萌发.....	34 -
6.5 影响硅藻生长的主要因子.....	34 -
6.6 硅藻水华的危害.....	36 -
7 巴河巴城段硅藻水华原因分析.....	37 -
7.1 硅藻水华形成机理.....	37 -
7.2 巴河巴城段水华可能原因分析.....	37 -
8 巴河硅藻水华防治对策探讨.....	40 -
8.1 长效预防.....	40 -
8.2 水华预警.....	41 -
8.3 物理法.....	41 -
8.4 化学法.....	42 -
8.5 生物法.....	43 -
8.6 生物操纵.....	43 -
8.6.1 非经典生物操纵.....	44 -
8.6.2 经典生物操纵.....	45 -
8.6.3 生物操纵的应用.....	47 -
8.7 生态浮岛.....	48 -
8.7.1 生态浮岛优势.....	48 -

8.7.2 生态浮岛的生态功能.....	- 48 -
8.7.4 生态浮岛效果图.....	- 51 -
参考文献.....	- 54 -
附录.....	- 57 -
附表 1 巴河巴城段春季浮游植物名录表.....	- 57 -
附表 2 巴河巴城段冬季浮游植物名录表.....	- 59 -
附图 野外样品采集、鉴定及水环境照片.....	- 60 -

1 绪论

1.1 研究背景

水华是由于过多的氮、磷等营养物质摄入导致湖泊、水库、河流等水体富营养化引起的藻类大量生长繁殖的自然生态现象^[1]。水华发生在温度、光照等外界条件适宜的时候,某些浮游植物在水体表层大量繁殖,使得水体透明度、溶氧下降及水面出现不同颜色的藻类漂浮物。水华爆发严重危害水生态环境健康及人类福祉。大量的浮游植物生长及死亡会造成如下生态问题:(1)浮游植物大量生长消耗水体溶解氧,使得水生生物因缺氧而大量死亡,降低水生生物的稳定性和多样性;(2)一些浮游植物会释放有毒物质,可引起人类及牲畜肠胃疾病及产生肝脏毒性,严重影响人民生活健康;(3)浮游植物在水面聚集,可使得水体浑浊,透明度降低,同时一些藻类会产生腥臭气味,严重影响水体感官,降低周边人民生活质量;(4)随着水华消退,大量浮游植物死亡,细胞中的营养物质重新回到水体中,进而又促进水体富营养化,恶化水质;(5)随着藻类聚集,易堵塞自来水厂的过滤网,造成净水成本的增加。同时藻类的聚集也会堵塞航道,造成经济损失。河流由于较大的流域面积,使得河流型水华造成更广泛的社会经济及生态影响。例如 2008 年汉江下游水华影响超过 400 公里,威胁超过 20 万人饮用水安全^[2]。

适宜稳定的环境如合适的温度,较弱的水动力交换条件等往往更适合藻类的生长,因此大型河流理论上不容易发生水华,一些受污染较严重的湖泊、水库以及大型水利工程的上游回水区和下游流速较慢的干、支流等水动力条件较弱的水体更容易发生水华^[3~6]。然而近年来,河流水华的暴发风险逐渐增加,国内外多条河流近年来暴发了以蓝藻、硅藻为主的水华事件,我国河流水华的暴发频率在时间上呈现出显著的上升趋势,并在空间上呈现出由湖库向大型流域扩展的趋势^[7,8]。这表明,河流的水生态已经受到了人类活动和气候变化的干扰发生了改变。随着城市化进程的加快和社会经济的迅猛增长,众多闸坝及水利水电枢纽工程在河流上相继兴建,不仅严重破坏了河流原有的自然连通性,更使其转变为类似于

湖泊和水库的低动力状态，直接对水环境质量造成了不良影响，为藻类等浮游植物的繁殖创造了有利的条件，且不断加剧的气候变化则会对这些变化产生了进一步的增益作用^[9-11]。

自 2020 年以来，巴河巴城段每年尤其在是冬春季节均会发生不同程度的的水华现象，严重影响河流水生生态系统及景观。巴河是巴中市的主要河流之一，被誉为巴中市人民的母亲河，是巴中市城区及沿岸城市重要的饮用水源地，因此，巴河水体健康安全关系到沿岸千万百姓的饮水健康问题，特别地，发生水华河段正是巴中市城区饮用水取水口，直接关系到城区人民的健康。尽管针对河流水华的研究逐渐增多，但由于复杂的水动力条件、营养盐特征以及气候变化的加剧，河流水华的成因机制仍不清楚，在河流复杂水动力条件下，各种环境因子对河流浮游植物具有协同的影响效应。同时河流较湖泊具有更大的流域面积，这使得不同流域甚至同一流域不同区域均存在明显的水环境特征差异^[12]。巴河的水生态监测处于刚刚起步的阶段，河流水华研究几乎一片空白。因此，研究巴河巴城段水华现状，探究引发巴河水华的原因，提出水华防治对策，降低水华发生概率，为科学管控巴河水华及水质提供理论依据。

1.2 研究现状

1.2.1 浮游植物与水华

浮游植物是水生生态系统重要的初级生产者，是生态系统中重要的组成部分。自然界中浮游植物种类繁多，通常包括蓝藻门、绿藻门、硅藻门、金藻门、黄藻门、甲藻门、隐藻门及裸藻门八大门类约 40000 种，其中淡水浮游植物约有 25000 种。常见的淡水水华主要为蓝藻、绿藻、硅藻及甲藻水华^[13]。其中，蓝藻及绿藻水华多发生在夏季湖泊、水库等静水生态系统中；而硅藻对较快的水动力条件及较低的水温有竞争优势，常作为春季河流型水华的优势藻种^[12]。水华中浮游植物的生长通常分为生长迟缓期、指数生长期、稳定期及消亡期四个阶段。其中，迟缓期浮游植物对外界环境条件进行适应，藻类密度保持稳定；当外界环境条件适宜，且浮游植物经过生长迟缓期的适应过程，则会大量繁殖，进入对数生长期，此时藻类繁殖速度随时间恒定；稳定期浮游植物密度最大，死亡量与繁殖量相平

衡，代谢产物开始积累；当代谢产物积累到一定水平，且营养物质消耗殆尽，浮游植物大量死亡，其密度迅速减少，进入消亡期。

1.2.2 河流浮游植物群落的影响因子

浮游植物生长周期短，运动能力弱，其群落结构对外界条件变化十分敏感。浮游植物群落特征受到不同环境因子及其协同作用的影响，当外界环境因子达到适宜条件，即达到某一阈值的时候，有可能会引起水生生态系统中特定浮游植物种属大量生长，引发水华。湖泊、水库等静水生态系统中，环境因子影响浮游植物群落结构及水华爆发的作用机制已广泛研究，并提出了多种模型以模拟预测不同时空尺度浮游植物生物量变化，取得一定效果^[14-16]。而河流浮游植物群落结构及水华爆发的作用机制十分复杂，基于湖泊富营养化的模型无法很好的描述河流浮游植物群落特征及生物量的变化情况^[17, 18]。

浮游植物对营养盐响应关系不明确。虽然很多研究表明，改变水体氮磷比会影响水体浮游植物群落特征，但倘若水体中具有足够的营养盐浓度，则氮磷比假设可能会得到错误的结论。近年来，国内外学者通过高频采样、模拟试验、统计分析、数理模型等方法研究河流中营养元素与浮游植物生长的关系，发现浮游植物对营养盐的响应关系仍不明确。一方面，适宜河流浮游植物生长的营养盐浓度范围具有很大的时空差异性。通过高频率监测数据对英国 Thames 河的研究表明，2009 年、2011 年及 2013 年水华爆发期间，限制水华持续发生的溶解态硅浓度分别为 0.30、0.12 及 0.75mg/L，具有较大差异^[19]。通过研究欧洲两条主要河流（Rhine 河与 Elbe 河）长时间序列的监测数据表明，Rhine 河与 Elbe 河的总磷浓度相近（分别为 0.19 及 0.22mg/L），但 Elbe 河的叶绿素 a 浓度（62-296 $\mu\text{g/L}$ ）显著高于 Rhine 河叶绿素 a 浓度（10-100 $\mu\text{g/L}$ ）^[20]。另一方面，浮游植物与营养盐浓度并没有统一的相关关系。一些研究表明，营养盐浓度与浮游植物生物量有显著正相关关系^[21-23]。但更多的研究表明，河流中浮游植物与营养盐浓度并没有明确的相关性，或是呈现负相关^[24,25]。此外，营养盐浓度的减少并不会显著减少浮游植物的生物量^[26]。可见虽然与湖泊相似，营养盐是河流浮游植物生长的驱动力。但在河流中，高营养盐浓度条件下，其与浮游植物生物量之间并没有明确的相关关

系,说明当营养盐浓度足够浮游植物生长时,营养盐并不是河流浮游植物生长的主要限制因子。针对河流浮游植物,其他非营养盐因素可能关键影响因子。

适宜的温度及光照是浮游植物生长的关键因子。其中温度决定细胞内酶的活性及其反应速率,影响浮游植物新陈代谢速率及光合作用强度^[27]。全蓝、绿藻多为静水生态系统中的优势藻种,更适宜生长于较高的温度(25-35℃)。相较于静水生态系统,河流的优势藻种多为硅藻,更适宜于较低的温度生长。不同浮游植物对不同温度的喜好也造成了优势藻类于不同季节的演替过程。众多研究也表明水温与浮游植物密度呈现显著正相关关系。同时,温度的变化也会影响到河流底泥中的微生物活性,从而改变底泥与上覆水营养盐交换,进一步影响水中浮游植物群落结构^[28]。光照强弱及其周期性变化影响浮游植物光合作用效率,限制了浮游植物对能量的获取。不同浮游植物种类对光照竞争能力不同,例如蓝藻和小球藻的生长分别适应于较低和较高的光照条件^[29]。静水生态系统中较稳定的水体状态和分层现象使得水中光梯度变化,这可能是温带深水湖泊及水库中浮游植物竞争演替及冬春季硅藻水华发生的基础。河流较静水生态系统紊流强度更大,使得河流往往具有较高的浊度及较小的透明度。水中较弱的光照强度可能是限制河流浮游植物生长的关键因素之一。研究表明河流水体中较弱的光照强度使得浮游植物生长量小于或是平衡于其损失量。然而近年来一些室内实验及野外观测表明,河流水华的优势藻种汉斯冠盘藻(*Stephanodiscus hantzschii*)生长速率在低水温条件下并不随着水下光强的增加而增加;在低光照强度下,该藻种仍具有较高的生长速率^[30]。

河流水动力条件近年来被认为是影响河流浮游植物群落结构的关键因素。不同水动力条件例如流速、水位、流量等显著影响河流水力滞留时间(*retention time*)和水交换率(*water exchange rate*)。河流较湖泊具有更强的水体交换及更短的水力滞留时间。水力滞留时间的改变直接影响浮游植物的迁移、扩散与增殖。一般而言,高流量条件下,水力滞留时间较小,加快水体对浮游植物的稀释作用,阻碍浮游植物的聚集与增殖;而较小的流量情况下,水力滞留时间增加,河流趋近于湖泊及水库的水动力特征,浮游植物吸收到足够的光照和营养物质。水流因素可能会取代营养盐因素成为河流浮游植物生长的限制因子。然而,水作为水生生态

系统的载体，以水动力条件为纽带的各因素协同影响使得水动力条件对浮游植物群落结构的影响更为复杂。水力扰动通过改变水体营养盐分布、光照及水温等因子间接影响浮游植物生长。流量及流速增加提高水体自净能力，加速水中污染物的迁移及降解，导致浮游植物更难吸收营养物质，生长速率也会变慢；较缓慢的水动力条件会加速积累水体中营养物质，促进浮游植物增殖；不同流量会改变水体泥沙含量及水体与空气的热量交换，进而影响水体透明度、水温及沉积物与水柱的氮、磷交换速率，使得藻类生长环境改变。光照与温度对藻类生长有明显的协同作用。不同水动力特征会影响氮、磷在藻类细胞表面扩散速率，进而影响藻类对氮、磷的获取率。另外，较之静止的水流状态，轻微的水力扰动也可能会促进浮游植物的生长。王培丽^[31]通过扰动实验表明，在扰动条件下，河流型硅藻生长被促进，而湖泊型硅藻生长被抑制。因此，水力扰动对不同浮游植物的影响也不尽相同。水动力条件与其他因子的协同作用，使得影响河流浮游植物群落结构的作用机制更加复杂。

人类活动及气候变化影响下，不同环境因子的交互造成河流水生生态系统成为复杂的不确定系统。当某种环境因子发生改变时，浮游植物群落特征可能显著改变。若环境条件满足某种浮游植物生长条件时，该种浮游植物将会获得竞争优势，进而大量繁殖并占取优势地位。因此，有必要通过可考虑多因子时空关联性并能探讨多因子对浮游植物群落变化影响程度的方法进行藻类生长机制研究。Xia 等^[12]总结了河流生态系统中多种环境因子对浮游植物的协同影响，如图 1-1 所示。

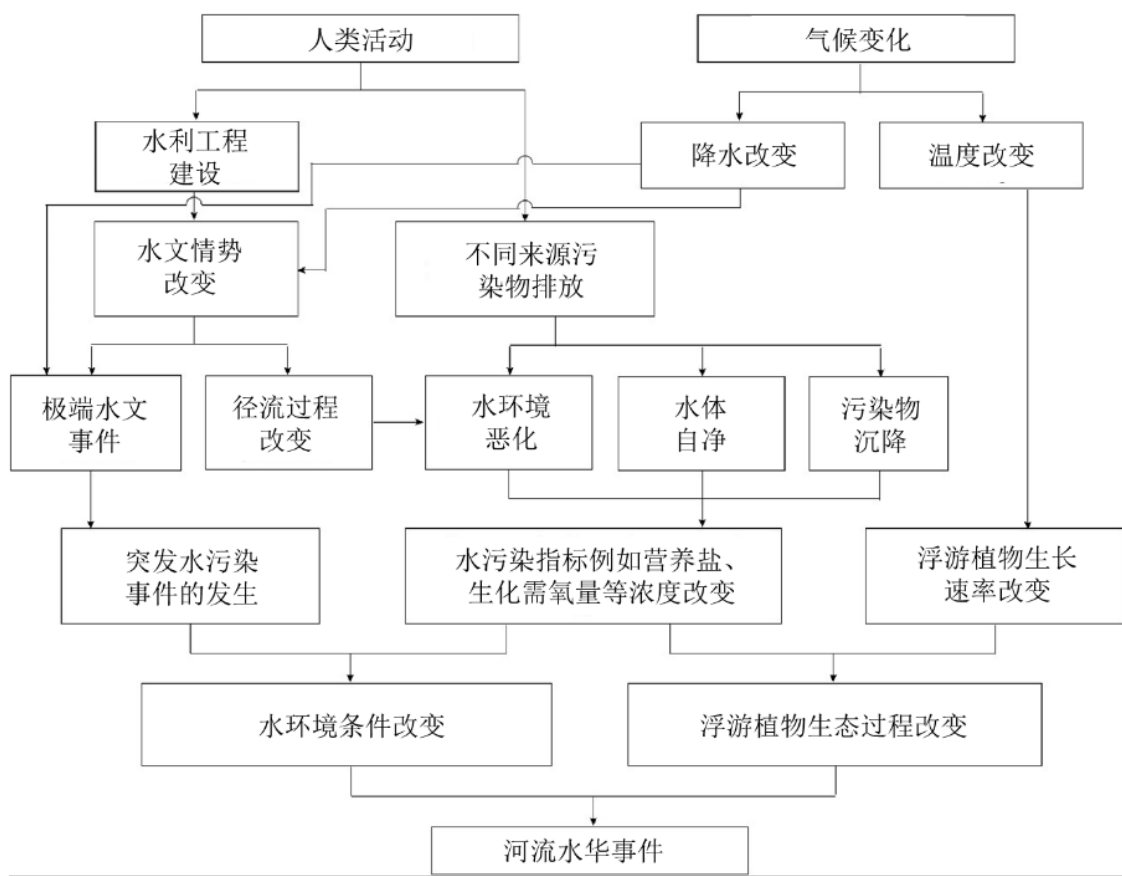


图 1-1 不同环境因子对浮游植物的协同影响过程

2 研究区概况

2.1 地理位置

巴中市位于四川省东北部，地处大巴山系米仓山南麓，中国秦岭-淮河南北分界线南，东邻达州，南接南充，西抵广元，北接陕西汉中，幅员 1.23 万平方千米，介于东经 106°20'-107°49'，北纬 31°15'-32°45'之间。巴中市是达川通往广元的必经之路，是南充通往汉中的门户，是川东北地区的门户和重镇，地理位置十分重要。

2.2 地形地貌

巴中市地形起伏大，整体地势北高南低，最高点在北西部的南江县光雾山，海拔 2507.0 米，最低点在南部的平昌县黄梅溪，海拔 268.3 米，全市相对高差 2238.7 米。境内地貌以山地为主，占辖区面 89.7%，主要分布在市域北部、中部；丘陵、平坝次之，占辖区面积 10.1%，主要分布在南部、沿河两岸及台状山顶；此外，境内还分布有流水侵蚀、沉积、扇形地貌和重力堆积、残积地貌及喀斯特地貌。巴中市地势从北到南呈三级阶梯状构造，海拔逐渐降低，中切割中山海拔 1300-1500 米，切割 700-900 米，多窄谷；中部中切割低山海拔 800-1000 米，切割一般 600 米，多“V”形谷、平底谷，浅切割低山海拔 400-800 米；北部深切割中山海拔 1500-2500 米，切割高达 1200 米以上，多峡谷；南部丘陵海拔 350-600 米，平坝海拔 268.3-400 米。

2.3 气候气象

巴中市属亚热带湿润季风气候区，四季分明，雨量充沛，光照适宜，无霜期 260-280 天。年平均气温 16.2-17.1℃，年最高气温 40.3℃，最低气温-7.9℃， $\geq 10^{\circ}\text{C}$ 年积温达 5096-5354℃；年平均降水量 1100-1200 毫米，最大日降雨量为 282.2 毫米，降水总量 145.5 亿立方米，但降雨时空分布极不均匀，全市多年平均相对湿度为 76%；多年平均日照时数为 1208-1542.8 小时。2022 年全年降水量 1166 毫米，日照时数 1467 小时，平均气温 17.1℃，平均相对湿度 75.0%。

2.4 流域水系

全市大小河流共有 1100 多条，流域面积在 1000 平方千米以上的有 7 条，100 平方千米以上的有 45 条，50 平方千米以上的有 86 条，河流总长 4342 千米，河网密度达 0.33 千米/平方千米。河流均呈南北流向，树枝状分布，水位洪枯变幅大，部分溪河在枯水期有断流的现象。除南江县北部的焦家河属嘉陵江一级支流外，其余均属渠江水系巴河流域。



图 2-1 巴中市水系图

巴河流域属于山溪性河流，调蓄能力较小，暴雨洪水特征明显，流程短，汇水快，易形成大洪水或特大洪水，峰高量大，陡涨陡落。水位流量关系比较稳定，水位变幅大部分都在 10-23 米，一次洪水历时一般 6-24 小时，峰顶历时 0.1-1.5 小时。

2.5 径流水文

巴河是四川省巴中市的主要河流之一，流经南江县、巴中市、平昌县、渠县境，至渠县三汇镇与州河汇合后，被称为渠江，最终在重庆合川区汇入嘉陵江。从巴州区大溪口起，始称巴河。经枣林乡、大茅坪镇、三江镇接纳恩阳河后，向东流至梁永，河床以反时针方向急转，由南向北流经曾口区，再转向西北，流至金碑乡的洪流村出境，进入平昌县。巴河是四川省巴中市的“母亲河”。巴河从源头至三汇全长 375 公里。主河道全长 380 公里。上游河床宽 50 至 100 米，中游 80 至 320 米，下游 100 至 500 米

巴州区境内河道长 57 公里。最大流量 8670 立方米/秒。恩阳河是巴河在巴州境内接纳的一条最大支流，发源于旺苍县云雾山南麓，经南江县的正直、凤仪场，在巴中市福星乡李家坝入境，途中接纳石龙河(上游有扫塘河)、青木河、茶坝河，汇流至三江口注入巴河，最大流量 6780 立方米/秒（图 2-2）。

巴河进入平昌县境内后，由西北向东南，蜿蜒曲折，流经澌岸沱、兰草渡、坦溪口、江口镇、泻巴河、风滩、白衣庙至黄梅溪出境，进入达川区，河流长度 79 公里，流域面积 1670 平方公里。沿河两岸接纳了流域面积 100 平方公里以上的河流 11 条，其中有观音河、郭家河、铁匠河、驷马河、澌滩河、通江河、磴子河、涵水溪等。据风滩水文站记载，此段河流最大洪峰流量 2.67 万立方米/秒，最小流量 10.4 立方米/秒，年平均流量 339 立方米/秒，最大洪水出现在 1847 年、1925 年(5 月 3 日)、1965 年(9 月 4 日)2011 年。洪水位上涨幅度高达 25 米。河口最宽处在江口镇的王家陀，有 320 米，最窄在澌岸乡的雨包梁处河宽 100 米。



图 2-2 巴河在巴中市区的河流形态

3 研究方法

3.1 采样断面设置

本研究选择巴河巴城段河道作为研究调查区域,同时包括城区上游及城区下游河段,采取科学合理并结合河流水文实际情况,在该段河流中共设置4个采样断面,代表了巴河巴城段上中下游,其中枣林为巴中市饮用水上游断面,大佛寺为饮用水取水口断面,麻柳湾为巴河巴城段中游断面,手傍岩为巴河巴城段下游断面,如图3-1所示。

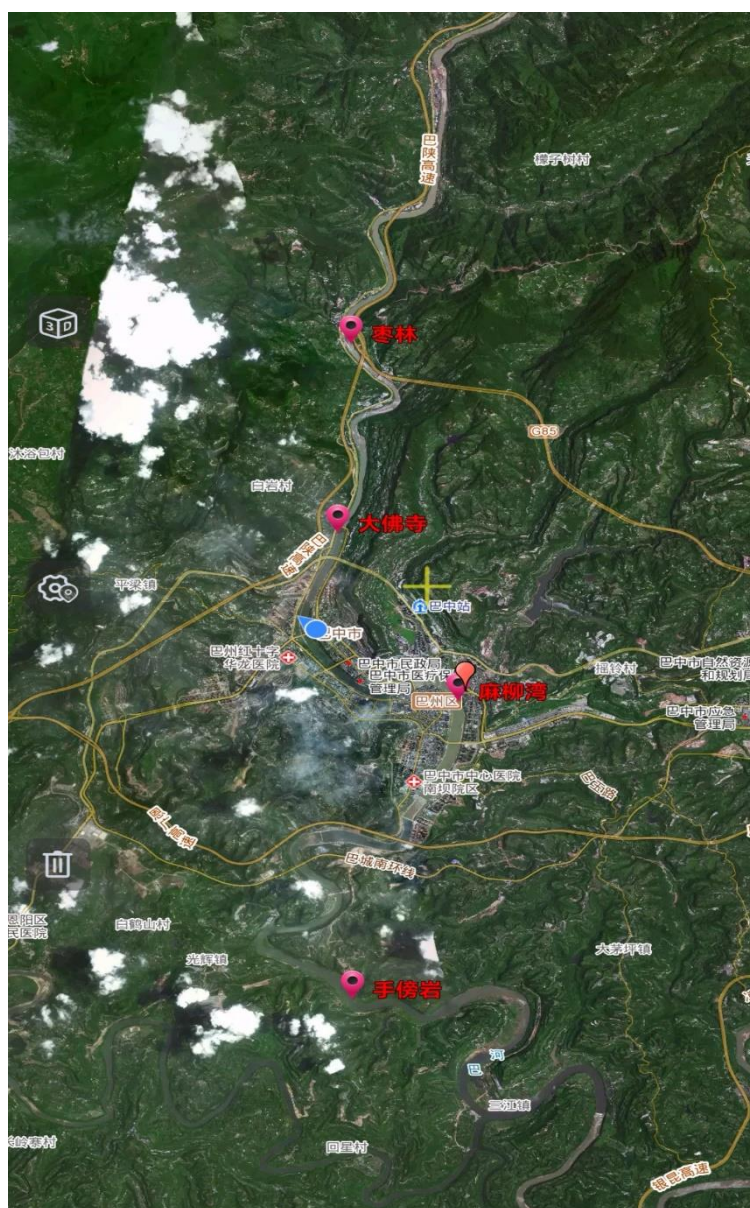


图 3-1 采样断面设置

表 3-1 采样断面信息

断面名称	断面位置	经度	纬度	采样点代表属性
枣林	河段上游	106.750	31.935	巴河巴城段上游
大佛寺	取水口			巴河巴城饮用水源取水口
麻柳湾	城中河段	106.774	31.851	巴河巴城城中河段
手傍岩	河段下游			巴河巴城段下游

3.2 监测内容

为探讨巴河巴城段浮游植物群落结构时空分布特征及其影响因子，于 2024 年 5 月在全部断面进行春季水华采样，于 2024 年 2 月在枣林和大佛寺断面进行冬季水华采样。除监测浮游植物外同时开展水质参数监测每次采样监测水温（WT）、pH、溶解氧（DO）、电导率（EC）、总氮（TN）、氨氮（NH₄-N）、总磷（TP）。

3.3 浮游植物研究方法

3.3.1 浮游植物样本的采集与保存

定性样品使用 25 号浮游生物网采集定性样品。关闭浮游生物网底端出水活塞开关，在水面表层至 0.5m 深处以 20cm/s~30cm/s 的速度做“∞”形往复，缓慢拖动约 1min~3min，待网中明显有浮游植物进入，将浮游生物网提出水面，网内水自然通过网孔滤出，待底部还剩少许水样（5ml~10ml）时，将底端出口移入定性采样瓶中，打开底端活塞开关收集定性样品。采集分层样品时，用 25 号浮游生物网过滤特定水层样品，其他步骤同采集表层样品。定性样品采集完成后及时将浮游生物网清洗干净。定性样品采集后立即加入鲁哥氏碘液（5.5），用量为水样体积的 1.0%~1.5%。镜检活体样品不加鲁哥氏碘液固定。定性样品在室温避光条件下可保存 3 周；1℃~5℃冷藏避光条件下可保存 12 个月。活体样品在 4℃~10℃避光条件下可保存 36h。

定量样品用采水器采集样品至定量采样瓶中，一般采集不少于 500ml 样品。若水体透明度较高，浮游植物数量较少时，应酌情增加采样体积。定量样品采集后，样品瓶不应装满，以便摇匀。定量样品采集后立即加入鲁哥氏碘液（5.5）固定，用量为水样体积的 1.0%~1.5%。

3.3.2 浮游植物定性方法

在显微镜下观察定性样品，鉴定浮游植物的种类。优势种类鉴定到种，其他种类至少鉴定到属。藻类分类鉴定主要参考《中国淡水藻类-系统、分类与生态》第二版以及《淡水微型生物图谱》等资料。

3.3.3 浮游植物定量方法

采用《水质浮游植物的测定 0.1ml 计数框-显微镜计数法》(HJ1216-2021)，对水中浮游植物的密度进行测定。

样品中浮游植物的细胞密度的计算公式如下：

$$N = \frac{A}{A_c} \times \frac{n}{V} \times \frac{V_1}{V_0} \times 1000$$

式中：

N——样品中浮游植物的密度，cells/L；

A——计数框面积，mm²；

A_c——计数面积，当计数方式为对角线、行格和全片时计数面积分别为 A/10、3A/10 和 A，当计数方式为随机视野时计数面积为总视野面积，mm²；

n——显微镜观察计数的浮游植物细胞数，cells；

V——计数框容积，ml；

V₁——稀释或浓缩后的试样体积，ml；

V₀——稀释或浓缩前的样品体积，ml；

1000——体积换算系数，ml/L。

3.3.4 生物量计算

本研究中，浮游植物生物量按标准方法，通过体积换算。由于浮游植物个体

极小，直接称重困难，且其细胞相对密度多接近 1，因此，可用形态相近似的的几何体积公式计算细胞体积，最终，通过藻类体积换算为质量(章宗涉和黄祥飞，1991)。

3.4 仪器设备

使用仪器设备包括样品采集、样品前处理及分析共计 3 套。主要仪器设备情况见表 3-1

表 3-2 主要仪器设备

序号	过程	仪器名称	仪器规格型号	溯源情况	溯源结果确认情况
1	采样及现场监测	采水器	不锈钢采水器（2.5L）	/	/
		浮游生物网	25 号浮游生物网		
2	前处理	浓缩装置	1L 筒形分液漏斗	/	/
3	分析测试	正置生物显微镜	徕卡 DM2000	校准	合格
		0.1ml 浮游植物计数框	面积为 20mm×20mm		

3.5 生物多样性评价

采用浮游植物多样性指数对水质进行初步评价^[32]，评价标准见表 1 多样性指数法能以浮游植物种群结构和细胞密度的变化为基本依据，判定湖泊和河流的营养状况、富营养化程度和发展趋势，同时又具有结果可靠、操作方便、实验仪器要求不高和成本低等优点。根据区内复杂的环境状况，本研究运用多样性指数法中的 Margalef 丰富度指数（*D*）、Shannon-Wiener 多样性指数（*H'*）和 Pielou 均匀度指数（*J'*）对该流域水质状况进行评价。

表 3-2 基于多样性指数的水质评价标准

<i>D</i> 值	评价结果	<i>H'</i> 值	评价结果	<i>J'</i> 值	评价结果
0-1.0	多污带	0-1.0	多污带	0-0.3	多污带

1.0-2.0	α 中污带	1.0-2.0	α 中污带	0.3-0.5	α 中污带
2.0-3.0	β 中污带	2.0-3.0	β 中污带	0.5-0.8	β 中污带
>3.0	寡污带	>3.0	寡污带	>0.8	寡污带

3.6 分析原则与主要依据

分析原则主要包含：

1、科学性原则：以保护生物学、生态学和相关学科的基本理论为依据，结合国内外相关领域的行业规范，选取影响水生生物多样性的关键指标；根据采集到的基础数据和专业知识的来探讨水华成因及改善措施。

2、客观性原则：采用现有的相关学科理论和技术，系统、准确地评价生物多样性现状的真实情况，尽量克服各种主观因素带来的影响，但同时也要考虑到学科发展的局限性。

3、全局性原则：综合考虑保护与发展的双重需求及其内在联系，服务于政府的战略管理和决策需求。

4、可操作性原则：采用易于获取或预测的关键指标和参数，并提供相应的参数测定技术，避免技术复杂、过程冗长、短期内难以准确测定的指标；充分考虑各种主客观因素，提高措施的可操作性。

主要依据有：

1、法律、法规、条例、规范

- (1)《中华人民共和国环境保护法》2014.04 修订
- (2)《中华人民共和国水土保持法》2010.12 修订
- (3)《中华人民共和国环境影响评价法》2018.12 修订
- (4)《中华人民共和国水污染防治法》2017.06 年修订
- (5) 国务院发〔2002〕38 号《全国生态环境保护纲要》2000.11
- (6)《环境影响评价技术导则地表水环境》(HJ2.3-2018)

(7)《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)

(8)《中华人民共和国水产行业标准淡水浮游生物调查技术规范》
(SC/T9402-2010)

(9)《水库渔业资源调查规范》，SL167-96

(10)《内陆水域渔业自然资源调查手册》

2、参考资料

(1)《中国淡水藻类-系统、分类与生态》

(2)《淡水浮游生物研究方法》

(3)《淡水微型生物图谱》

(4)《水生生物学》

4 水体环境

水质监测结果表明，监测断面水体氮磷比介于 22.6 到 51.79 之间，其中河段上游-冬水体氮磷比最高，取水口-春水体氮磷比最低，详见表 4-1。

表 4-1 巴河巴城段春季各样点氮磷比

断面名称	断面描述	监测时间	N:P
枣林	河段上游-冬	2 月	51.79
大佛寺	取水口-冬	2 月	29.73
枣林	河段上游-春	5 月	23.85
大佛寺	取水口-春	5 月	22.60
手傍岩	河段下游-春	5 月	41.00

根据 Liebig 最小值定律，水体中浮游植物的最大生长量由所需的营养盐中总物质量最少的那种营养盐所控制，这种营养盐称为限制性营养盐。在藻类生长期，当所测定的水体中可被植物吸收的氮和磷的浓度比小于 7 ($N:P < 7$) 时，氮是可能的限制性营养盐；大于 7，则磷是可能的限制性营养盐；接近 7 时，二者均可能是限制性营养盐 (Bulgakov and Levich, 1999)。巴河巴城段所有采样点冬春季水体的氮磷比 ($N:P$) 皆大于 7。由此可见巴河巴城段水体的总氮浓度均超过总磷浓度 7 倍以上，这说明巴河巴城段水体为磷营养限制性水体。

通过主成分分析(PCA)，识别水体的主要变异性水质参数指标。主成分分析 (PCA) 是一种降维技术，它通过提取数据中的主要特征（主成分）来简化数据结构，同时保留数据集中的大部分信息。PCA 的核心思想是将 n 维特征映射到 m 维上 ($m < n$)，这 m 维是全新的正交特征，称为主成分。这些主成分是重新构造出来的，不是简单的从 n 维特征中减去 $n-m$ 维特征。PCA 的核心是将数据沿最大方差方向投影，使数据更易于区分。

水质参数的 PCA 结果见图 4-1，图中第一轴和第二轴共同解释了 85% 的点数据变异。通过分析水体理化指标与坐标轴的相关性可以得出，除电导率外，其他因子与两个解释轴均显著相关，表明其对共同方差的解释量贡献高，即该河段水体理化指标的变化特征以上述因子为主。

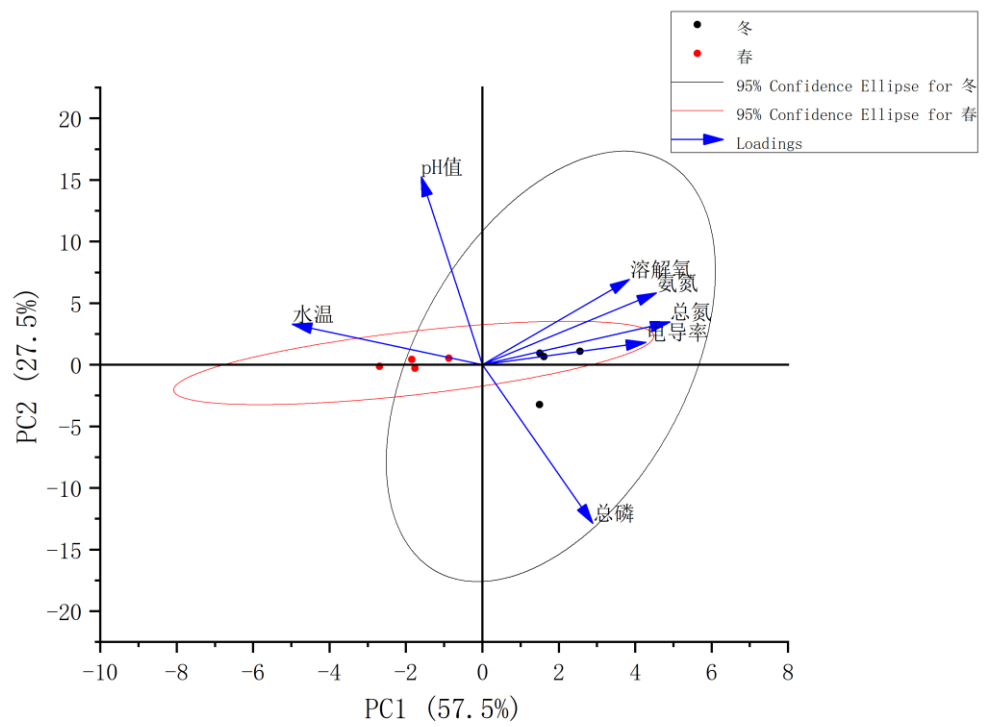


图 4-1 水质参数的 PCA 结果

5 浮游植物群落

5.1 浮游植物种类组成

巴河巴城段春季浮游植物调查共计发现 7 门 51 种藻类（附表 1）。其中河段上游枣林断面发现 5 门 19 种；取水口大佛寺断面发现 5 门 24 种；城中河段麻柳湾断面发现 7 门 33 种；河段下游手傍岩发现 6 门 33 种，详见图 5-1。

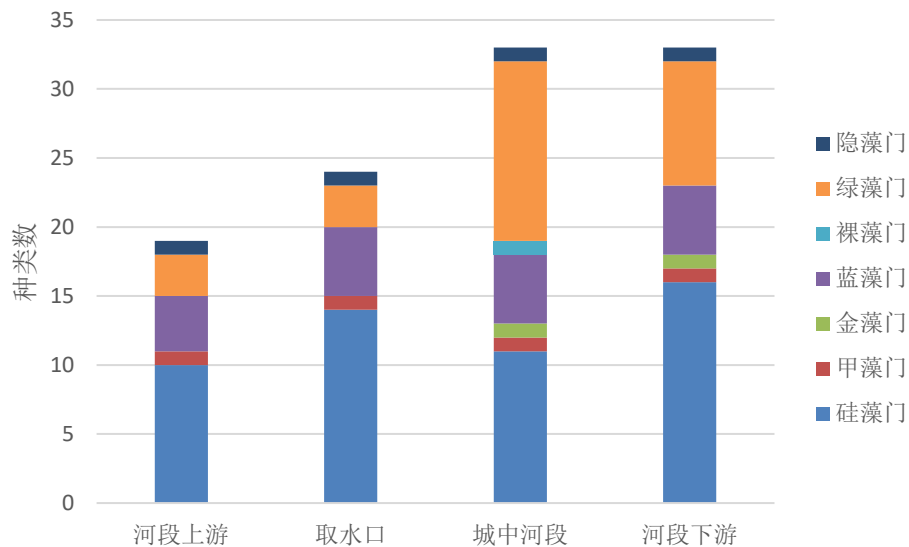


图 5-1 巴河巴城段春季浮游植物组成

根据结果可知，各门类藻类随样点具有一定的变化趋势，其中，硅藻门和绿藻门种类数随断面往下游呈现明显上升趋势，而其余各藻门种类数量比较稳定，在较小范围内波动，详见图 5-2。

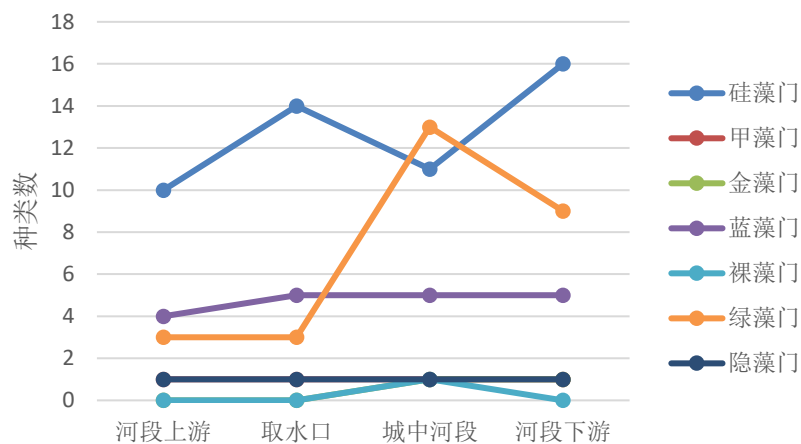


图 5-2 各门类藻类种类数水平断面分布情况

5.2 浮游植物优势种类

5.2.1 优势种类组成

优势度用是表示物种在群落中生态重要性的指数，用 Mcnaughton 优势度指数（Y）来表示：

$$Y = \frac{n_i}{N} \times f_i$$

式中， n_i 为第 i 种个体数， N 为所有种个体数， f_i 为样品中第 i 种在各点位出现的频率，将 $Y > 0.02$ 的物种定为优势种。巴河巴城段着生藻类优势种类详见表 5-1。

表 5-1 巴河巴城段着生藻类优势种

门类	优势种	优势度	
		冬季	春季
硅藻门	舟形藻	Navicula	0.12
	曲壳藻	Achnanthes	0.10
	直链藻	Melosira	0.08
	小环藻	Cyclotella	0.52
	菱形藻	Nitzschia	0.04
	针杆藻	Synedra	0.04
	桥弯藻	Cymbella	0.02
甲藻门	多甲藻	Peridinium	0.02
蓝藻门	尖头藻	Raphidiopsis	0.21
绿藻门	栅藻	Scenedesmus	0.07
隐藻门	隐藻纲	Cryptophyceae	0.14

从定性样本藻类的密度来看，巴河巴城段断面密度最大的种类均来自硅藻门，可以确定巴河巴城段水华为硅藻水华。

5.2.2 优势种类组成差异

非度量多维尺度分析（non-metric multidimensional scaling, NMDS）为一种降

维的统计方法，可以将高维的样本数据简化到低维空间进行归类，同时保留样本数据之间的原始关系[188]。其核心思想是计算样品或变量数据间的距离矩阵，基于此计算样品或变量间的等级关系并排序，最终投影到低维空间。NMDS 计算步骤如下：（1）计算样品或变量数据间的距离矩阵 D ；（2）选择需要投影的维度 m ，一般为 2 维；（3）构建 m 维样品初始结构 E ，并将初始结构 E 与原始距离矩阵 D 建立单调回归（monotonic regression），从而衡量 D 与 E 中样品排序的相似性，用 Stress 值表示，数值越小相似度越高；（4）不断优化 E ，使得 Stress 值不再减小，一般认为 $\text{Stress} < 0.2$ 的模型可以被接受[189]。

本研究采用基于 Bray-Curtis 距离的 NMDS，对浮游植物优势种类归类至 2 维空间，以表征群组成冬春季节差异。图 5-3 展示了基于 Bray-Curtis 距离的浮游植物优势种类 NMDS 排序图及以上所述巴河巴城段较为普遍的重要优势种类的投影。NMDS 排序图表明浮游植物春季及秋季浮游植物优势种类组成差异不明显，但第一 NMDS 轴明显区分了春季中、下游浮游植物优势种类组成。

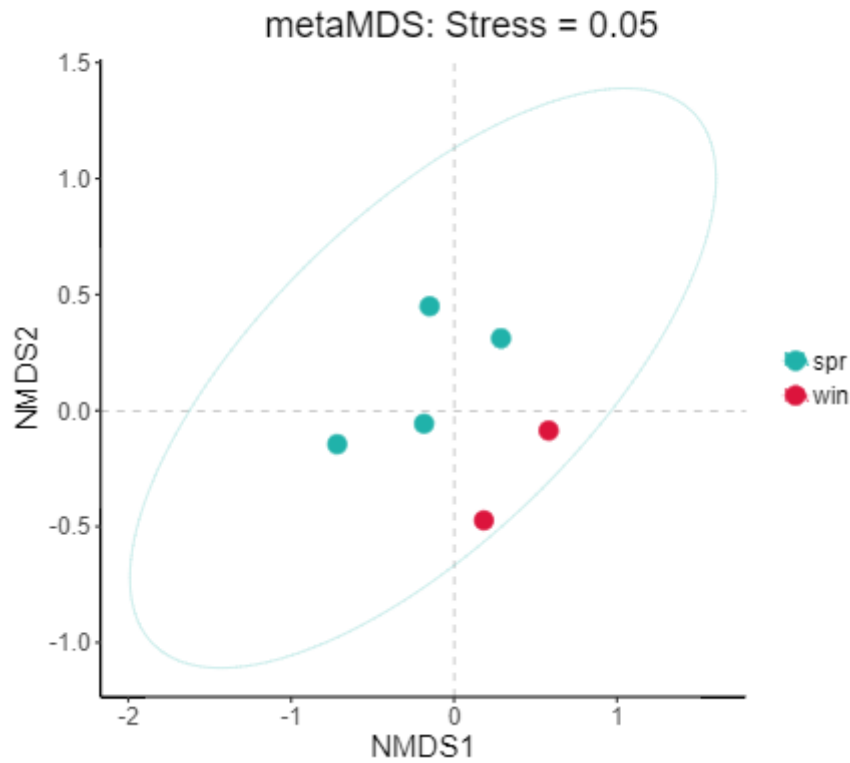


图 5-3 基于 Bray-Curtis 距离的浮游植物功能群非度量多维尺度分析

5.2.3 优势种类与环境因子的关系

冗余分析（Redundancy Analysis，简称 RDA）是一种多元统计技术，主要用于了解两组变量之间的关系。它在生态和环境研究中特别有用，研究人员经常处理包含响应变量（如物种丰度）和解释变量（如环境因素）的复杂数据集。RDA 有助于确定响应变量中有多少变化可以通过解释变量来解释，从而深入了解数据中的潜在模式和关系。RDA 能够快速获得解释变量与响应变量间的关系，将物种与环境因子的关系直观地体现在同一坐标轴上，最终获得解释变量与响应变量之间的关系，获得一个或多个主导因素。本研究采用冗余分析（RDA），识别影响藻类优势种类的环境因子。

RDA 分析结果表明，总氮和溶解氧显著影响了着生藻类优势种分布。舟形舟形藻、直链藻分布于第一排序轴左侧，与溶解氧、总氮反方向分布，表明舟形藻、直链藻等硅藻种类更偏好于低营养盐浓度的清澈水体。隐藻纲、小环藻分布在分布于第一排序轴右边侧，与溶解氧和总氮的同方向，表明隐藻纲、小环藻更偏好于高营养盐浓度的水体，详见图 5-4。

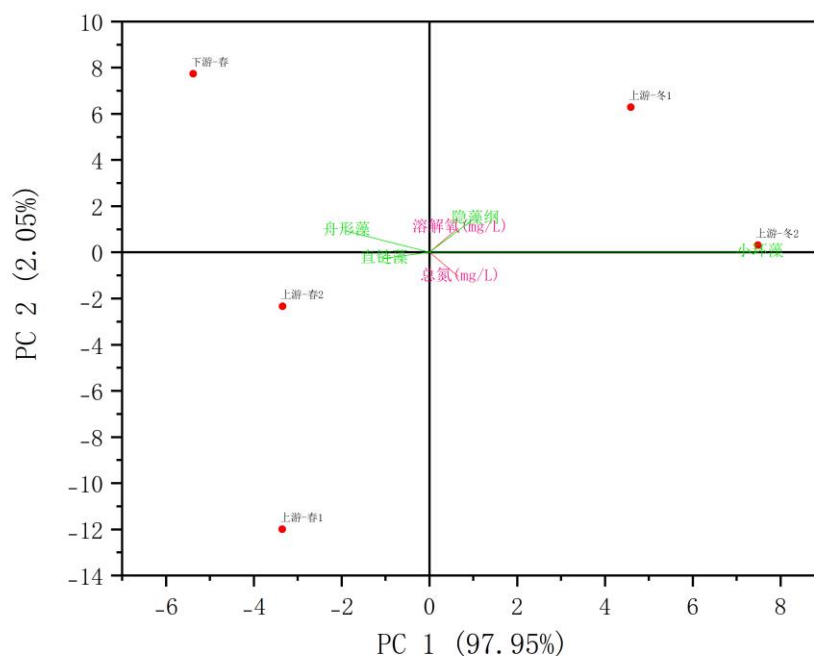


图 5-4 浮游植物与环境因子的冗余分析

5.3 浮游植物密度

巴河巴城段春季水华监测结果显示，城中河段麻柳湾断面浮游植物密度最高，为 5010000cells/L；河段下游手傍岩断面浮游植物密度最低，为 234000cells/L，详见表 5-2。各断面总平均密度为 6470000cells/L。从浮游植物各门类密度来看，绿藻门在城中河段断面平均密度最高外，其次是隐藻门，硅藻门在其余各断面密度均为最高。

表 5-2 巴河巴城段春季浮游植物密度分布（cells/L）

断面位置	监测时间	硅藻门	甲藻门	金藻门	蓝藻门	绿藻门	隐藻门	总计
河段上游	5 月	316148	114963			162864	182025	776000
取水口	5 月	277660	19149		67021	57447	28723	450000
城中河段	5 月	574761	364015	28738	191587	2663059	1187839	5010000
河段下游	5 月	181062	767	1534	11508	36059	3069	234000
总计	5 月	1349631	498894	30272	270116	2919429	1401656	6470000

巴河巴城段冬季水华监测结果显示，河段上游断面和取水口断面浮游植物密度相当，断面平均密度为达到 1400000cells/L 以上。从浮游植物各门类密度来看，硅藻门平均密度最高，详见 5-3。

表 5-3 巴河巴城段冬季浮游植物密度分布（cells/L）

断面位置	监测时间	硅藻门	甲藻门	蓝藻门	裸藻门	绿藻门	隐藻门	总计
河段上游	5 月	10632402	261453	2440223	87151	435754	1743017	15600000
取水口	5 月	7143558	435583	3920245		261350	2439264	14200000
总计	5 月	17775961	697035	6360469	87151	697104	4182281	29800000

从浮游植物密度各门类占比来看，绿藻门在城中河段断面密度占比最高为达

到 53.2%，其次是隐藻门 23.7%。硅藻门在巴河巴城段其余各断面密度占比均到达最高，密度占比范围为 40.7%-77.4%，详见图 5-5。

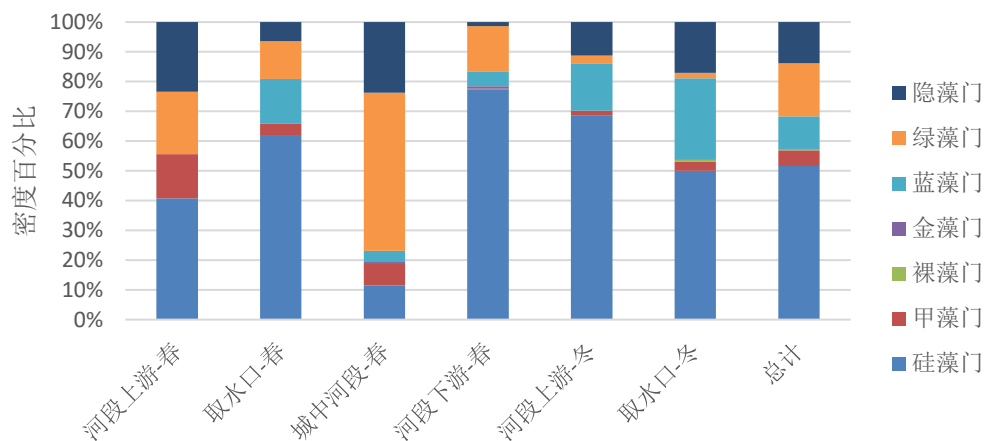


表 5-5 不同藻门类浮游植物密度占比

综述结果表明，巴河巴城段冬季水华较春季水华严重，所监测断面冬季藻类密度到达春季的 10 倍以上，城市污染影响河流浮游植物使得在城中河段麻柳湾断面绿藻门和隐藻门浮游植物较多，硅藻门是巴河巴城段冬春季水华中为主要优势门类。

5.4 浮游植物生物量

巴河巴城段春季水华监测结果显示，城中河段麻柳湾断面浮游植物生物量最高，为 8.7397mg/L；河段下游手傍岩断面浮游植物生物量最低，为 0.4984mg/L，详见表 5-4。从浮游植物各门类生物量来看，绿藻门在城中河段断面最高为 4.5734 mg/L，其次是甲藻门 2.18 mg/L，甲藻门在河段上游断面最高为 0.7330mg/L，硅藻门在其余各断面生物量均为最高。

表 5-4 巴河巴城段春季浮游植物生物量分布(mg/L)

断面位置	监测时间	硅藻门	甲藻门	金藻门	蓝藻门	绿藻门	隐藻门	总计
河段上游	5 月	0.3577	0.7330			0.0269	0.0739	1.1914
取水口	5 月	0.5189	0.0731		0.0034	0.0103	0.0115	0.6172

城中河段	5 月	1.0793	2.1800	0.2774	0.0096	4.5734	0.6200	8.7397
河段下游	5 月	0.4779	0.0090	0.0012	0.0005	0.0050	0.0048	0.4984
总计	5 月	2.4338	2.9951	0.2786	0.0134	4.6156	0.7102	11.0467

巴河巴城段冬季水华监测结果显示，河段上游断面和取水口断面浮游植物生物量相当，均达到 70.0mg/L 以上。从浮游植物各门类生物量来看，硅藻门生物量最高，详见 5-5。

表 5-5 巴河巴城段春季浮游植物生物量分布(mg/L)

断面位置	监测时间	硅藻门	甲藻门	蓝藻门	裸藻门	绿藻门	隐藻门	总计
河段上游	2 月	90.5070	3.2600	0.0605	0.2990	0.0942	2.2800	96.5007
取水口	2 月	58.2480	10.0000	0.0980		0.3741	1.9400	70.6601
总计	2 月	148.7550	13.2600	0.1585	0.2990	0.4683	4.2200	167.1608

从浮游植物生物量各门类占比来看，绿藻门在城中河段断面密度占比最高为达到 52.3%，甲藻门在春季的河段上游断面密度占比最高为达到 53.2%，其次是隐藻门 61.6%。硅藻门在巴河巴城段其余各断面密度占比均到达最高，密度占比范围为 82.4%-95.8%，详见图 5-6。

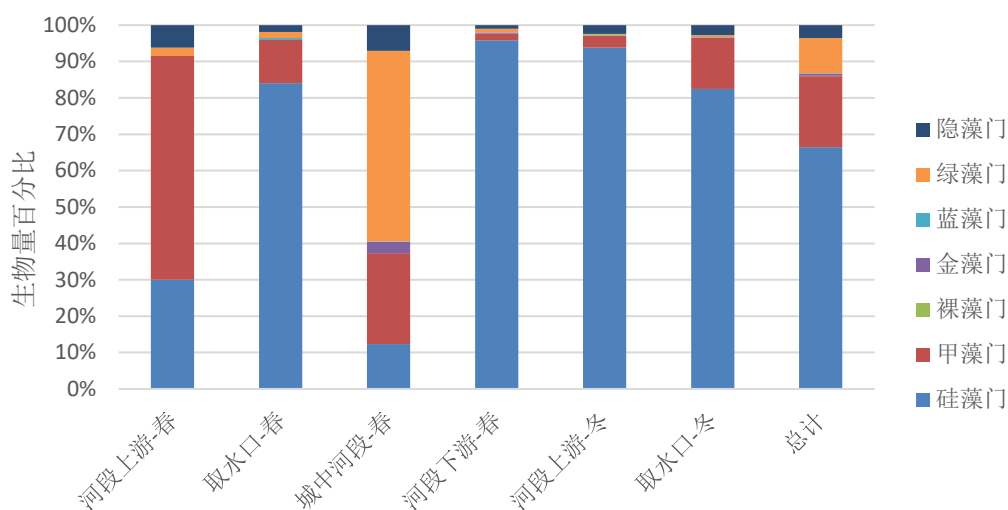


表 5-6 不同藻门类浮游植物密度占比

综上所述表明，巴河巴城段冬季水华较春季水华严重，所监测断面冬季藻类生物量到达春季的 10 倍以上。城市污染影响河流浮游植物使得在城中河段断面绿藻门浮游植物较多，硅藻门是巴河巴城段冬春季水华中为主要优势门类。

5.5 生物多样性评价

5.5.1 Margalef 丰富度指数 (D)

Margalef 指数是一种用于评估生态系统物种丰富度的多样性指数，由西班牙生态学家 Ramón Margalef 于 1958 年提出。该指数考虑群落的物种数量和总个体数，将一定大小的样本中的物种数量定义为多样性指数。Margalef 指数的值越大，说明生态系统中的物种丰富度越高。Margalef 丰富度指数 (D) 计算公式如下：

$$D = (S - 1) / \ln N$$

式中：S 为样品中藻类种类数；N 为样品中藻类个体数。当 d 值为 0-1.0 多污带；1.0-2.0 为 α 中污带；2.0-3.0 为 β 中污带；>3.0 为寡污带。

浮游植物 Margalef 丰富度指数计算结果表明，巴河巴城段浮游植物 Margalef 丰富度指数介于 0.55 到 1.94 之间。其中，春季的河段下游断面 Margalef 丰富度指数最高；而冬季的取水口断面 Margalef 丰富度指数最低；其余各样点 Margalef 丰富度指数值介于 0.66 到 1.17 之间。根据 Margalef 丰富度指数的评价结果显示，除春季的河段下游和城中河段断面处于 α 中污带，其余断面均处于多

污带，详见图 5-7、图 5-8。

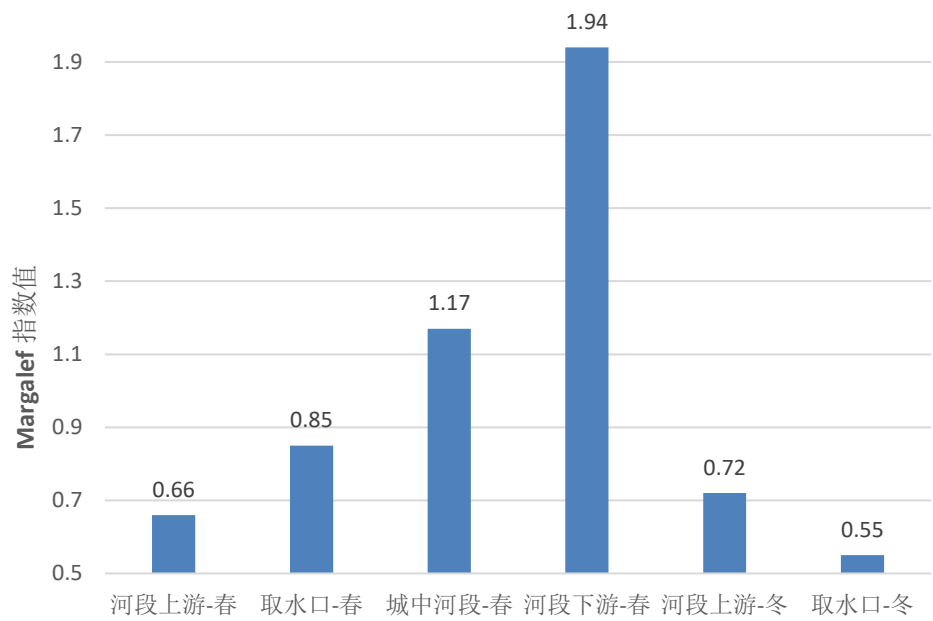


图 5-7 巴河巴城段各断面浮游植物 Margalef 丰富度指数

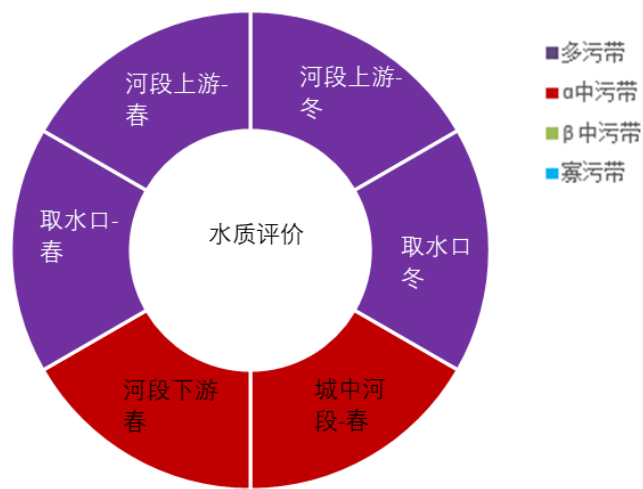


图 5-8 基于 Margalef 丰富度指数的水质评价

5.5.2Shannon-Wiener 多样性指数 (H')

Shannon-Wiener 多样性指数（也称为香农-威纳指数）是生态学中用来衡量群落内物种多样性的一种方法。这个指数基于信息论，由 ClaudeShannon 的熵公式发展而来，它考虑了群落中物种的丰富度（即物种数量）和它们的相对丰度（即

物种的均匀性)。Shannon-Wiener 指数的值从 0（无多样性）到更高的数值，通常最大值在 4 或 5 左右，这取决于物种的数量 Shannon-Wiener 多样性指数 (H') 计算公式如：

$$H' = - \sum_{i=1}^s \left(\frac{n_i}{N} \right) \ln N \left(\frac{n_i}{N} \right)$$

式中： N 为样品中藻类个体总数； s 为藻类种数； n_i 为样品中 i 种藻类植物的个体数。该指数与水质的关系为：当 H' 值等于 0 为无生物严重污染带；0-1.0 为重污带；1.0-2.0 为 α 中污带；2.0-3.0 为 β 中污带； >3.0 为寡污带。

浮游植物 Shannon-Wiener 多样性指数计算结果表明，巴河巴城段浮游植物 Shannon-Wiener 多样性指数介于 1.99 到 3.67 之间。其中，春季的河段下游断面 Shannon-Wiener 多样性指数最高；而冬季的取水口断面 Shannon-Wiener 多样性指数最低；其余各样点 Shannon-Wiener 多样性指数值介于 2.11 到 3.12 之间。根据 Shannon-Wiener 多样性指数的评价结果显示，春季的河段下游和取水口断面处于寡污带，冬季的取水口断面处于 α 中污带，其余断面均处于 β 中污带，详见图 5-9、图 5-10。

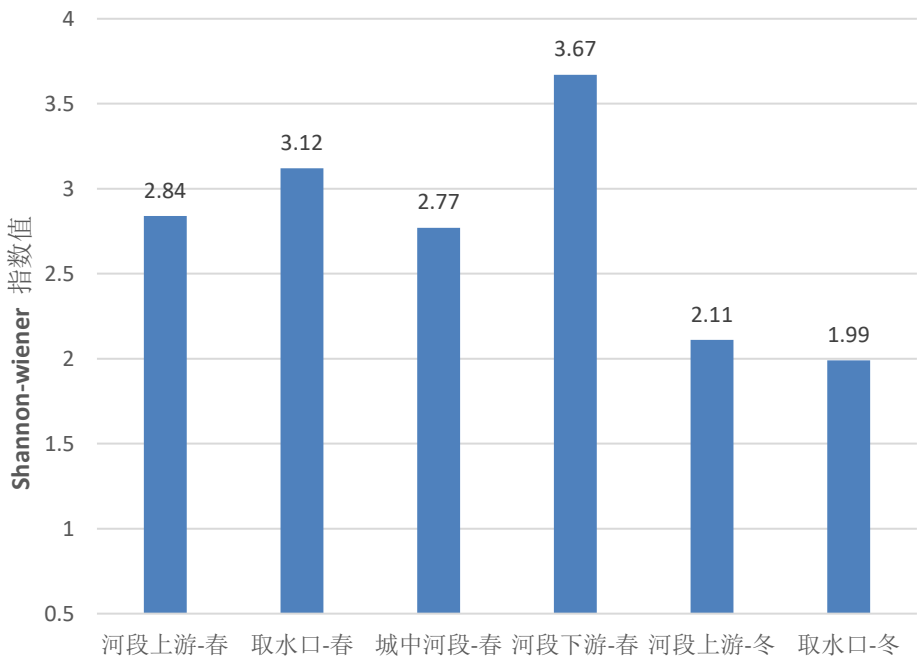


图 5-9 巴河巴城段各断面浮游植物 Shannon-Wiener 多样性指数

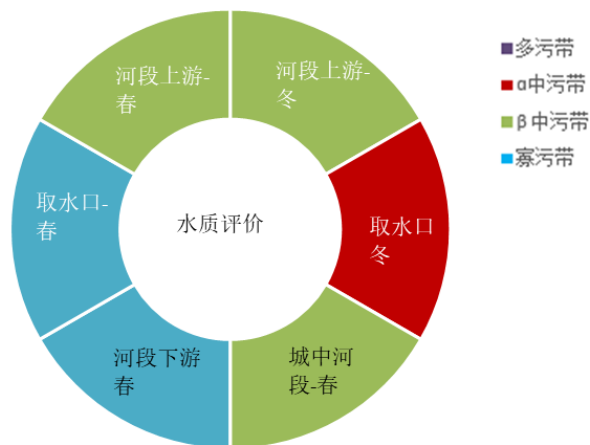


图 5-10 基于 Shannon-Wiener 多样性指数的水质评价

5.5.3 Pielou 均匀度指数 (J')

Pielou 均匀度指数 (Pielou's Evenness Index), 也称为均匀度指数或 Pielou's J' , 是生态学中用来衡量群落中物种分布均匀性的一个指标。这个指数由 E.C. Pielou 在 1975 年提出, 它基于 Shannon-Wiener 多样性指数 (H'), 用来描述群落中物种的相对丰度分布。Pielou 均匀度指数的值范围在 0 到 1 之间, 值越接近 1, 表示物种分布越均匀; 值越接近 0, 表示物种分布越不均匀。

Pielou 均匀度指数 (J') 计算公式如:

$$J' = H' / \lg S$$

式中: J' 值在 0-0.3 之间为多污带; 0.3-0.5 为 α 中污带; 0.5-0.8 为 β 中污带; >0.8 为寡污带或清洁。

浮游植物 Pielou 均匀度指数计算结果表明，巴河巴城段浮游植物 Pielou 均匀度指数介于 0.57 到 0.87 之间。其中，春季的取水口断面 Pielou 均匀度指数最高；而冬季的河段上游断面 Pielou 均匀度指数最低；其余各样点 Pielou 均匀度指数值介于 0.6 到 0.85 之间。根据 Pielou 均匀度指数的评价结果显示，春季的河段上游和取水口断面处于寡污带，其余断面均处于 β 中污带，详见图 5-11、图 5-12。

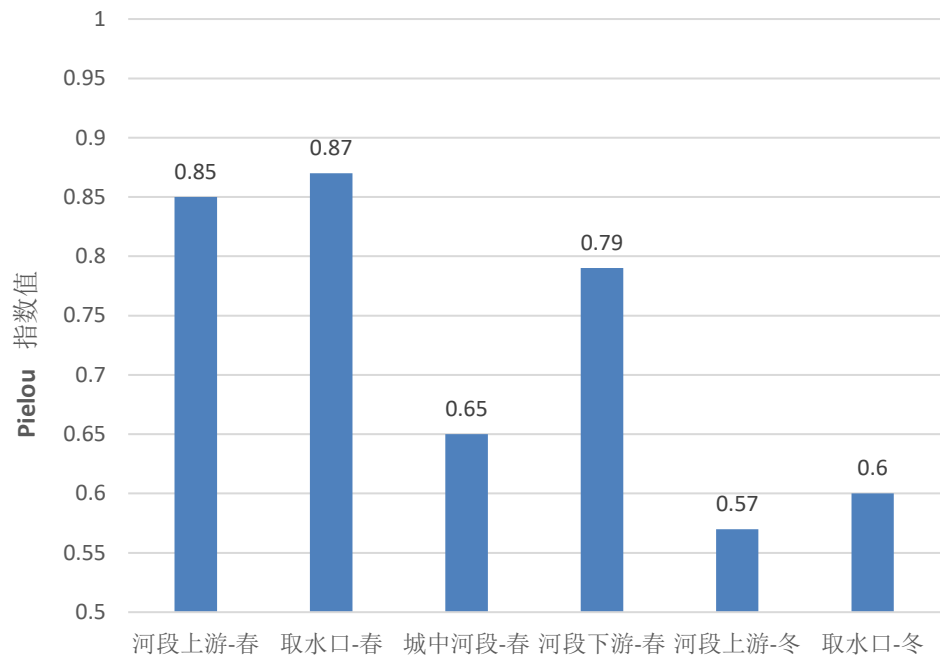


图 5-11 巴河巴城段各断面浮游植物 Pielou 均匀度指数

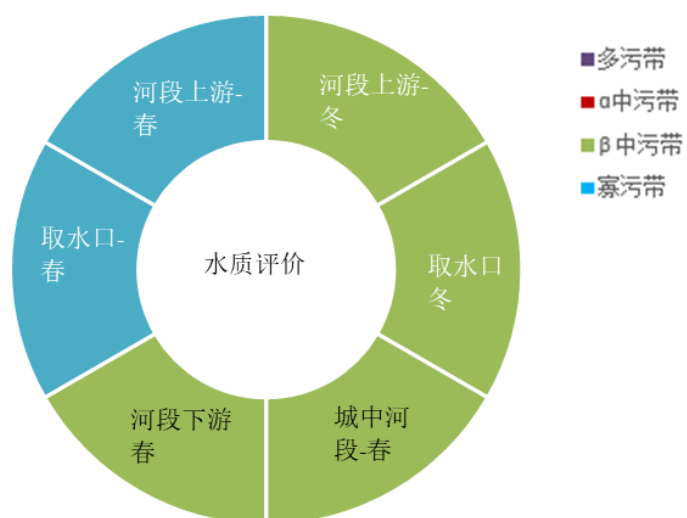


图 5-12 基于 Pielou 均匀度指数的水质评价

6 硅藻水华概述

对巴河巴城段水样水质、水体水生生物采集分析后，通过对水体环境氮磷比分析可知，该调查水体呈现出磷营养盐限制性水体。对水体浮游植物鉴定得知，引起该水体产生水华的藻类主要为硅藻门。硅藻具有极强的耐受力，可以在多种环境下生存，生命力很强。河流水华主要以硅藻水华为主，其他藻类水华较少^[33]。硅藻水华发生后，水华区域水体呈现黄褐色，水体味道腥臭，水体透光度下降，过度消耗水体中的溶解氧，导致水体动植物大量死亡，硅藻死亡腐烂后还会向水体中释放有毒毒素，威胁水体水质安全，破坏水华区域水体生态环境系统，加快河湖的衰退，大量的硅藻繁殖沉积亦会堵塞自来水厂管道以及长江航道等。

6.1 硅藻水华在世界范围内频发

硅藻水华多发于冬春季，由于墨角藻黄素等褐色素的存在，水色多呈褐色或酱红色。俄罗斯 Baikal 湖于 2019 年夏季出现的较高硅藻生物量是由上升流将底层硅藻细胞携带至表层所致过量的硅酸盐和磷酸盐加上大量的人为氮输入则是导致印度 Amba 河于 2017 年硅藻大量繁殖的主要驱动因素。英国 Thames 河 2015 年硅藻水华持续 13 周，爆发的初始环境条件为阳光充足、水温升高(>9℃)及较低流量(20~30m³/s)。全球硅藻爆发所处水域各不相同，水文气象及水体环境差异较大。

6.2 硅藻的形态

硅藻具有高度的形态多样性，这使得它们能够适应不同的环境条件，包括光照、温度和营养盐的变化。

硅藻的植物体可以是单细胞，或者由细胞连接成链状、带状、丛状、放射状的群体，浮游或着生。细胞壁由两个套合的半片组成，分别称为上壳(epitheca)和下壳(hypotheca)。硅藻的壳面(valve)是瓣的顶面和底面，具有辐射对称或两侧对称的各种花纹。环带(girdleband)是两个瓣套合的地方，环绕一周硅质细胞壁：硅藻细胞壁的主要成分是硅质(主要是二氧化硅)和果胶，没有纤维素。硅藻壳(frustule)由两个半片套合而成，形状较大、套在外面的半片称为上壳，

形状较小、位于里面的半片称为下壳。硅藻含有叶绿素 a、c， β -胡萝卜素、 α -胡萝卜素和叶黄素等色素，其中主要含有墨角藻黄素，其次是硅藻黄素和硅甲黄素。同化产物为金藻昆布糖和油。硅藻的繁殖方式包括无性繁殖（细胞分裂）和有性繁殖（产生小孢子、休眠孢子和复大孢子）。硅藻可以根据壳面花纹的不同分为中心硅藻纲（Centricae）和羽纹硅藻纲（Pennatae）。中心硅藻纲的壳面圆形、辐射对称，花纹自中央一点向四周呈辐射状排列；羽纹硅藻纲的壳面长形或舟形，花纹排列成两侧对称。

6.3 常见的淡水硅藻水华种类

淡水中常见的硅藻水华种属^[34]详见图 6-1。小环藻（Cyclotella）是引起淡水硅藻水华的常见种类之一，它们更喜好静水且磷充足的环境。冠盘藻（Stephanodiscus）也是硅藻水华的优势种，与小环藻形状特征相似，但生活习性存在一定差异，冠盘藻更容易在水体扰动较大、具有一定流速及营养盐浓度波动较大的环境中占优势，对低温有较好的适应性。针杆藻（Synedra）、舟形藻（Navicula）、菱形藻（Nitzschia）、隐藻（Cryptomonas）曲壳藻（Achnanthes）、直链藻（Melosira）等通常也有较多的数量出现在硅藻水华中。

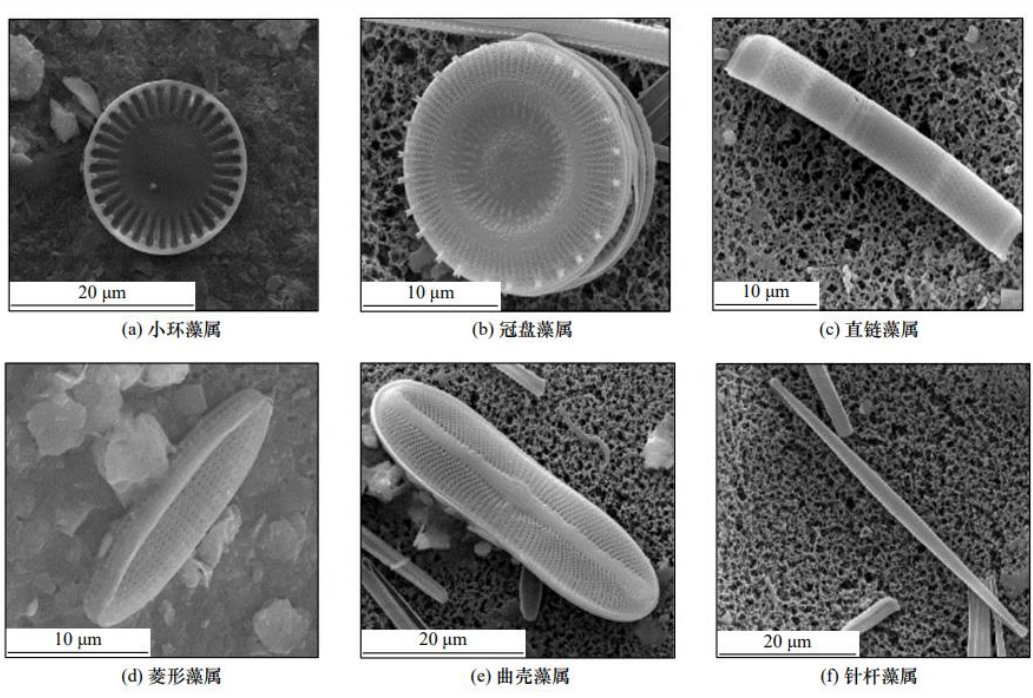


图 6-1 淡水中常见的硅藻水华种属

6.4 硅藻孢囊的形成与萌发

硅藻的孢囊形成与萌发是硅藻生命周期中的重要环节,涉及到硅藻对环境变化的适应和生存策略。硅藻生活史中的休眠孢囊形成被认为是环境压力作用的结果,而非常规的发生过程或必经的休眠阶段。硅藻休眠孢囊的形成通常是无性的。在细胞有丝分裂后,原生质向中央收缩,形成厚壁的孢子,有时在孢子上、下壳上分泌突起和棘刺。在某些硅藻种类中,如 *Cerataulinabicornis*、丹麦细柱藻 (*L. danicus*) 和微小细柱藻 (*L. minimus*) 中,休眠孢囊的形成也可以通过有性方式进行。一旦周围环境条件适宜,休眠孢囊能够迅速萌发。光照是触发孢子萌发的重要因子,高光条件下,休眠孢囊可以迅速打破休眠状态。在萌发期间,细胞经历了与孢子形成过程相反的一系列变化,包括细胞质、细胞器的增生,残留体的内在变化以及细胞分裂的开始。温度会影响孢子萌发所需的时长,但仅仅有热量是不能够打破其休眠状态的。实际上光照是诱导孢子萌发的最重要因素。萌发的休眠孢囊表现出吸收并积累硝酸盐的能力,这表明萌发与营养吸收之间存在关系。

6.5 影响硅藻生长的主要因子

硅藻生长的环境往往不是单个因素起作用的,硅藻种对其生长环境的变化很敏感,目前公认的影响硅藻生长及水华暴发的因素,主要涉及以下几种:光照、营养盐(主要指水体中的 N 和 P 元素)、温度、水体 pH 值等。

硅藻由褐藻演化而成,有独特的光捕捉系统和蛋白质。硅藻光合作用效率远远高于高等植物,这与硅藻是单细胞植物及其光合系统有关。有研究表明硅藻水华发生潜伏期一般为晴朗天气,高细胞密度维持期出现在阴雨天气^[35]。潘俊敏等^[36]研究光照对硅藻的影响发现,光照强度小于 2000lx 时,硅藻正常生长繁殖;光照强度在 2000lx 到 5000lx 范围内对硅藻生长最有益;而光照强度高于 8000lx 将严重影响硅藻的生长速度,甚至当光照强度超过 10000lx 的时候,硅藻白化而停止生长。徐宁等^[37]发现持续的低光照强度条件对藻类水华有诱导作用。石文波等发现硅藻光合活性、叶绿素含量和细胞数量之间攢在这互动性关联^[38]。殷大聪等^[39]认为汉江流域的天气状况是影响早春硅藻水华暴发时长和强度的重要因素,且水华暴发过程呈现明显的时空差异。研究光照和温度对三峡库区典型水华藻类

发现典型藻类最终生物量在光强度为 2600Lx、4500lx~5200lx 时候有明显峰值，而典型硅藻最适宜的温度范围是 25~30℃^[40]。

温度可以通过影响生物体内的酶活性进而对硅藻的生长产生作用，温度可以控制光能自养型生物的酶动力，进而对其生长产生影响。王朝晖等^[35]研究大亚湾澳头海域硅藻发现，硅藻对温度的适应能力较强，水温在 15-31℃内均可以保持较高密度。关于汉江流域水华硅藻的室内实验表明，汉江流域水华硅藻在 30℃条件下几乎不生长，而在 20℃条件有利于该水华藻类的色素积累和细胞分裂，其光合作用能力强，合成的产物增多^[41]。

硅藻对水体中 PH 值的变化极其敏感。在水流流态平缓的河流中，PH 值是硅藻生长的关键因素，硅藻据其对 PH 值的适应性可划分为五种生物类型即中间型、碱性、嗜碱性、酸性和嗜酸性。分布于酸雨地区的硅藻群落可以反映水体 PH 值的，其中 PH 值为 5 的时候是广元小环藻（*Cyclotella bodanica*）生长的最佳酸碱环境，可以通过其生长情况来判断环境中的酸碱性，此外底栖硅藻可对水体的酸碱性进行定量重组。

浮游植物的生长受氮、磷营养盐的浓度和氮磷比例（N：P）综合影响，其中，浮游植物种群的组成结构主要受氮磷比例（N：P）的影响。硅藻的种类及生长状况与水体中氮磷浓度即浓度比有紧密联系，水体营养盐浓度越低，水体中存在的硅藻种类越多，但硅藻总量越少，反之亦然。氮磷比与藻类生长关系密切，藻类生长并不依赖于单一的氮或者磷等营养元素。相关研究表明钙元素、铁元素、钾元素、铜元素等微量营养都与硅藻的生长、群落变化以及硅藻细胞的酶活性紧密相关。

藻类在形成水华过程中，为了更好的适应生存环境，其自身的生理特性也会随之变化，如某些藻类细胞中有气囊，为了获取适宜的光照条件、营养盐条件，它们通过调节气囊来调节自身浮力来控制它们在水体中的分布和迁移；此外有些藻类可以分泌一些抑制其它藻类生长的物质，提高自身生存竞争能力。有些藻类在处于不利的生长环境的时候，藻细胞可以形成厚壁孢子而进入休眠状态，当生存环境改善之后又开始正常生长，保证自身对环境的生存适应能力。

6.6 硅藻水华的危害

硅藻水华对水体有严重危害，主要包括以下三方面：①形成厌氧环境，致使需氧量较高的水生物窒息而亡；②散发异味，呈现褐色或酱红色，影响水体景观和生态系统服务功能；③增大水厂混凝沉淀的难度、滤池堵塞的风险以及消毒过程中的 DBPFP(消毒副产物生成势)。对环境的较高适应性使得硅藻水华持续时间延长，负面效应持续增大。我国沿海区域甚至存在产毒硅藻水华爆发的风险[25]，拟菱形藻产生的神经毒素软骨藻酸会引起人类呕吐、腹泻、腹部痉挛、头痛和头晕等症状，严重时可导致呼吸困难、癫痫发作、永久性丧失短期记忆，甚至昏迷或死亡。时空范围的扩大进一步增加了硅藻水华对水资源安全的威胁。加之硅藻种类繁多且生理生态学特性不一，故需要厘清不同水体背景下的硅藻水华特性，结合多重因素综合探究硅藻水华成因，进一步比选硅藻水华的预警和控制措施。

7 巴河巴城段硅藻水华原因分析

7.1 硅藻水华形成机理

研究表明,硅藻水华的形成主要包括以下几种可能的原因:(1)平缓的风浪、水流使不同区域低密度的硅藻聚集,有利于形成局部水华;(2)在一定强度的光照下,硅藻垂直上升聚集于水面,使水体表面细胞密度较高形成水华;(3)水体营养物质充足,硅藻快速生长繁殖形成高密度水华;(4)底泥中休眠的硅藻孢囊在环境适宜(如光照、营养充足)的条件下迅速萌发,进入水体,形成水华。通常认为水华的发生是多种因素共同作用的结果,包括水体中的氮磷含量、BOD 及其他微量元素、适宜的温度和光照以及水文气候等。硅藻水华的产生,除了与总氮、气温、水温等密切相关外,由于调查区干旱、少雨、梯级电站过密等因素导致水流过缓,也是硅藻产生的主要原因之一,足够的营养盐和合适的温度,辅以缓慢的水流速,促使硅藻水华的发生。

7.2 巴河巴城段水华可能原因分析

硅藻对 pH 变化具有超强的适应能力,在中性和碱性环境中均能保持旺盛的光合作用活性,这使其在对碳源的竞争中具有明显的优势。监测数据显示,巴河 pH 值,略微呈碱性状态,适宜于硅藻的生长。

水体增温对浮游藻类的影响与环境温度和增温幅度有关,当环境温度较低时水体增温会促进藻类的生长,环境温度较高时则起抑制作用。硅藻的温度适应范围广,属于广温性藻类,可在 10—28℃大量繁殖,最适宜生长水温为 13—15℃,水温在 15-20℃ 均具有较强的光合活性,这也解释了为什么硅藻水华多发生在初春时期,进入盛夏以后几乎就会消失。巴河冬春季节的水温正处于硅藻最适宜的生长范围内。

光照的影响主要表现在藻类光合作用的速率随光强的变化而变化,以及不同种类的藻对不同波长、不同强度的光敏感性不同等方面。在水体中,光条件决定了哪种生理特征的藻会成为生态系统中的优势种群。而今年进入 2 月份,阳光较充足,适宜藻类光合作用,这也促进了藻类的增殖。

藻类生长需要多种营养元素,其中碳、氮、磷是最主要的。碳是自然界大量存在的元素,因此,水体中氮和磷的含量以及它们的存在形态在一定程度上制约

着藻类的生长。国际上一般认为湖水中总氮（TN）达 0.5mg/L、总磷（TP）达 0.02mg/L 是富营养化发生的浓度。对巴河水体氮磷的监测结果发现，其 TN、TP 浓度均高于上述浓度，能够为藻类的生长提供足够的营养物质。由于巴河流经巴中市城区，分析营养状态的改变主要是外源污染物质的输入，包括沿河农业灌溉、施肥、养殖业、生活污水、工业废水等，尤其必须重视和控制当前的点源和面源污染。同时，由于历史累积，在控制外源污染的同时，必须注意水体中已经积累的大量营养盐的内源释放，即由于水文、气象、化学和生物等作用导致底泥中原沉积淤积的营养物的再释放。当外源营养物切断后，底泥中营养物的释放对藻类的增长有着重要影响，尤其是对于河流浅水区域，底泥营养物的内源性供应更应受到重视。随着夏季水温升高，河底部处于厌氧状态，氧化还原电位下降，使存储在底泥中的营养物质以还原态释放出来并进入水体营养循环。就实地监测发现，巴河巴城段水体营养盐含量丰富，促使藻类大量增殖。

本次调查发现，巴中市城区处于李家湾拦河坝库区，中心城区距离李家湾拦河坝距离仅为 6km，因此，巴中市市区处于水库库区内，水体流速极为缓慢，平均流速小于 0.2m/s。加之，冬春季巴中地区少雨，补充水量小，水体得不到充分交换。因此，缓慢的流速以及无来水补充，进一步促使硅藻水华的暴发。

此外，硅藻独有的生活史使其能在春季迅速形成水华，硅藻在底泥中可以长期存活（不利条件存在时，以孢囊形式存在），它的存活主要局限于底泥深度的 0~50mm。在底泥黑暗的环境中，微囊藻依赖其细胞内的储存物质，如糖原颗粒聚一羟基丁酸(PHB)和脂滴等长期生存，且具有一定的光合活性。等到环境条件适宜时，休眠体大量萌发或生长，迅速繁殖形成水华。这种策略不仅影响浮游藻类的种群变动，而且可能有助于藻类越冬，并且可以帮助其在不利的生长环境中短期或长期存活，为随后在适宜环境条件下的生长做准备。

综合上述因素，巴河巴城段水体中本存在硅藻孢囊，一旦到达春季，外界物理环境包括水温、光照以及缓慢的流速都适宜硅藻生长，而同时加上巴中段水体化学指标，包括总氮、总磷等含量丰富，这些条件共同促使了硅藻水华的发生。而其中，最主要的原因还是在于水体营养盐丰富、水流缓慢加之水温适宜。其中，水流缓慢是因为水利设施的建设（李家湾拦河坝以及三江电站）；水温适宜是自然现象；而水体富营养化的原因则较为复杂，点源和面源污染都是水体富营养化的来源，目前尚不知巴中市排污数据以及农业面源污染等外源氮磷输入情况。因此，就目前而言，水体富营养化究竟是外源输入或是内源沉积物释放占主导地位

还需要进一步研究。

总之，外界理化条件是促使本次硅藻水华暴发的直接原因，因此，从长远的角度来看，结合巴中段河流实际情况(增加水流较困难的情况下)控制水体氮磷，是控制水华发生的必要途径。如若没有实现这一目标，硅藻水华可能每年春季都会发生。

8 巴河硅藻水华防治对策探讨

近年来,国内外有关淡水硅藻水华的研究多是关于水华成因与供水风险的简单讨论。国内淡水硅藻水华的研究主要集中于汉江水系,国外淡水硅藻水华相关研究则侧重于探究富含硅藻的水源水对净水工艺与出水水质的影响,滤池效能的降低和 DBPFP 的升高分别与硅藻的联排结构及较高含量的藻类有机物相关。目前暂无文献系统综述淡水硅藻水华的爆发机制与防控措施,且相比于蓝藻,硅藻具有较硬的硅质细胞壁,较大的细胞体积,无自主运动能力,硅藻爆发所需温度与营养盐浓度偏低,适应流速较高。因此硅藻水华的治理不能直接套用蓝藻的控制体系,需结合硅藻水华实际情况进行调整或开发相应防控技术。控制营养盐的输入是最为理想的水华控制方法,但在很多时候存在着执行困难和难以持久的问题,需要综合的防治技术才能取得成效。单一的方法通常很难达到理想的效果,必须多项举措联动,因此,长效预防、水华预警和后期采取的物理、化学、生物措施共同作用才能有效的防治水华的暴发,降低水华带来的负面影响,下面就结合巴中实际情况提出一些具体的措施。

8.1 长效预防

1、严控外源输入

引起水体富营养化主要原因就是外源营养物质大量输入,在水体中不断积累,导致水体营养过剩,最终,才导致水华。因此,如要建立长效措施,首先要控制流域内外源营养盐输入,从源头控制污染。

2、底泥清淤

由于巴河巴城段处于库区,其底泥由于沉淀作用,底泥氮磷含量应也特别高(当然,需要进一步研究)。在有效外源负荷削减后,水体底泥也能不断释放氮磷等营养物质,因此,在有效遏制外源污染负荷以后,底泥清淤是解决内源释放的最好控制措施,一方面可以减轻库区淤积,减少水体内源释放,另一方面清楚的淤泥可作为陆地上田地的有机肥料。

3、生态湿地

湿地对于氮磷等营养物质具有过滤和吸附作用,因此,因地制宜建设河滨带

生态修复工程、生态湿地等。修复水生植物,构建适合水体特征的水生植物群落,能有效降低悬浮物浓度,提高水体透明度和溶解氧,为其它生物提供良好的生存环境,但要注意水生植物的适度收割调控等后期维护工作。但此项工作投入大,且受地形限制,巴中城区或许并不太适合。

8.2 水华预警

水华是藻类生物量在水体中逐渐增加的过程,具有可预测性。基于浮游藻类水华生消与河流中营养盐、气象和水动力等环境要素之间的响应关系,采用浮游藻类生长对环境因子的适宜度指数和适宜度曲线,构建水华暴发因子适宜度指数耦合模型,对河流中浮游藻类生长环境的综合适宜度进行评价,以此判定水华暴发概率。研究表明针杆藻水华暴发(藻细胞密度为 106cells/L)的 Fv/Fm 预警值为 0.65,微囊藻(藻细胞密度为 107cells/L)在 Fv/Fm 值达到 0.8 并保持上升趋势时,其水华暴发的可能性增大。硅藻水华和蓝藻水华的预警方法相似,但由于藻类特性差异,预警阈值不完全相同。冬春季持续高温和强日照天气时,需警惕低流量(<500m³/s)、低流速的水文条件。冗杂的数据阻碍了基于藻类生长模型的开发和应用,机器学习模型是一种更加有效的方法,可见,较为精准的预警技术的开发需要对巴河水华更深入更长时间尺度的研究基础上。

8.3 物理法

物理法对水体中藻类的清除表现得最为直接,不会产生二次污染。除生态调度和扬水曝气技术较为成熟外,UV-C 辐照和遮光技术的现有研究主要在实验室环境或小水体进行,应慎重考虑实际应用成本。主要物理法如下:

机械除藻是物理方法中见效最快,耗时最短的手段。UV-C 辐照和遮光技术可通过抑制硅藻的光合作用从而降低其生物量,具有广泛的应用前景,但现有研究中二者的适用范围多为小水体或大水体的局部水域。

超声波法是利用超声空化产生的高压、冲击波、声流和剪切力,破坏藻细胞的伪空胞和气囊,从而杀灭藻细胞。有研究表明,伪空胞破裂后会增加藻类被底栖动物捕食的概率,减小其生物量,从而达到控藻的目的。

扬水曝气系统是目前较为成熟的一项物理除藻技术,可将藻类带至水体下层的不利环境,促进硅藻水华消失。

较低的光照强度会限制水体中藻类的光合作用，抑制藻类的增殖。可通过工程手段调控饮用水源地取水口附近水域光照度，限制藻类光合作用，达到控制藻类生长的目的；或者在泡沫浮板上铺设遮光材料且种植水生生物，达到控制藻类和削减水体营养盐的目的。

天然矿物具有层片状结构，具有不饱和电荷、比表面积以及共存阳离子的特征决定了其能够絮凝有害藻华的生物特性通过壳聚糖改性粘土控藻实验发现，投加量为 11mg/L（10mg/L 粘土+1mg/L 壳聚糖）时，能去除水中藻类 90%以上，大大提高了除藻效率和减少了粘土的使用量，具有较高的适用价值。

河流水华因为其特殊的地理环境和水文条件，使很多技术运用出现困难。国外针对河流型水华采取最多还是生态调度法。利用稀释的办法通过上游调节水量来防控水华的发生。采取水动力学控制法在适宜的季节通过调节大坝放水而增加水体流速流量以减少滞留量从而尽量减少水华发生的诱因。

结合巴河实际情况，考虑资金投入问题，除了加大水体更换这一物理方法在巴河相对比较容易实现外，其余物理法并不适合于巴河硅藻水华应急处理。因此，如若能够加大水体调度，此法不失为一个良好的应急措施。除此法以外，其余物理手段并不推荐作为本项目所在地硅藻水华应急处理手段。

8.4 化学法

化学法主要是采用具有杀藻、抑藻的化学药剂来控制水体中的藻类生长，对硅藻有一定的去除效果，工艺简单，可操作性强，但由于硅质细胞壁的存在，除藻所需的药剂剂量较高，可能会影响水生微生物群落结构甚至破坏水体生态系统，一般用作短期应急处理。

铜离子是常用的杀藻剂，可吸附或渗透细胞膜，导致光合产物积累，降低光合作用速率和藻类生长速率。但杀藻剂的用量受限于藻类的耐受水平与水环境的安全要求。 H_2O_2 及其产生的 $\bullet OH$ 都具有较强的氧化性，不会造成水体二次污染，也是较为常用的杀藻剂。高压汞灯照射条件可增强 H_2O_2 向 $\bullet OH$ 的转化，将 H_2O_2 与光照相结合，半裸舟形藻的光合活性降低率增至 70%。过高的 H_2O_2 浓度可能会对非目标生物造成一些损害，其较快的分解速率同样会限制应用于硅藻

水华控制的可能性。

8.5 生物法

相较于物理法和化学法，生物法相对安全和经济，但相关研究起步较晚，目前还不够完善，同时需要考虑到引入物种对生态系统的影响，加之水环境的复杂性，生物法的实施效果难以保障，在方法运用与推广上不及物理法和化学法，仍有待深入研究。

生物法是解决问题的长期策略，通过投放特异性的生物摄食或直接杀灭藻类或利用生物释放的化感物质抑制藻类生长。摄食硅藻的生物包括滤食性鱼类和浮游动物，其中滤食性鱼类的比例调整对浮游植物生物量的控制起到了很好的效果，但营养盐供给的上行效应仍会导致较高的浮游植物生物量[11, 67]。浮游动物对硅藻的摄食去除效果不定，硅藻占据主导地位时，浮游动物每天可消耗 30% 的硅藻生物量，但与蓝藻共存时，硅藻并未被浮游动物利用[68]。除此，硅藻门的脆杆藻、星杆藻能形成大群体而不被枝角类利用[69]，较大的细胞壁机械强度同样起到保护作用，且冬春季浮游动物的丰度较低，不适合用作生物约束。人工湿地基于对藻类的机械过滤与化感作用来控制藻类的生长，对直径较小的藻去除效果较差[70]。相比之下，杀藻细菌与水温波动无关，且不受限于营养盐浓度与藻类直径，但投加杀藻细菌等外源生物于实际水环境时，很难建立稳定的生态系统并保证其控藻密度阈值[71]加之藻类生长机制的复杂性，其生物控制法尚处于不成熟的初级阶段。

8.6 生物操纵

生物操纵即通过对一系列水体中生物及其环境的操纵，促进一些对水体使用者有益的关系和结果，即藻类的生物量的下降。生物操纵主要集中于鱼类，特别是浮游生物食性的鱼类；利用食藻鱼类治理富营养化水体；利用大型浮游动物控制浮游植物过量生长。从广义上来看，生物操纵类似于下行效应(top-down-force)、营养级串联效应(trophic cascade interactions)或食物网操纵(food web manipulation)，这些词涉及初级、次级或更高级水体消费者的操纵及其对群落结构的影响。生物

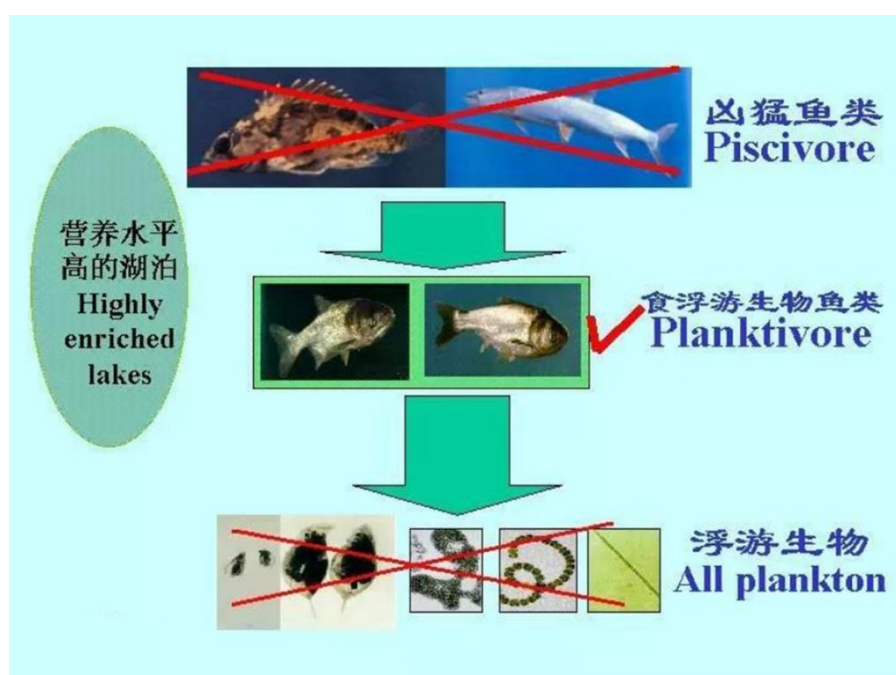
操纵一般区分为两类：经典生物操纵与非经典生物操纵，同属于生物操纵，

8.6.1 非经典生物操纵

就是利用食浮游植物的鱼类和软体动物来直接控制藻类，治理水体富营养化。

具体方法：

- (1)利用浮游植物食性鱼类(如鲢、鳙)来控制富营养化和藻类水华现象；
- (2)利用大型软体动物滤食作用控制藻类和其他悬浮物。



非经典操纵示意图

非经典生物操纵就是利用有特殊摄食特性、消化机制且群落结构稳定的滤食性鱼类来直接控制水华，其核心目标定位是控制蓝藻水华。由此可见，非经典生物操纵所利用的生物正是经典生物操纵所要去除的生物，其治理的目标正是经典生物操纵所无能为力的。在非经典生物操纵应用实践中，鲢、鳙以人工繁殖存活率高、存活期长、食谱较宽以及在水体中不能自然繁殖而种群容易控制等优点成为最常用的种类。

选择滤食性鱼类来控制藻类是由于它们具有特殊的滤食器官，它们的滤食器官由腮耙、腮耙网、腭皱和腮耙管组成，滤食过程中小于腮孔的藻类将随水流漏掉，大于腮孔的藻类将被截住，送到消化道。鲢、鳙和牧食性的浮游动物的摄食模式是一样的，但大型浮游动物（如枝角类）一般只能滤食 40 μ m 以下的较小的

浮游植物，而鲢、鳙能滤食 $10\mu\text{m}$ 至数个毫米的浮游植物（或群体），所以鲢、鳙可以摄食丝状或形成群体的蓝藻，从而起到控制蓝藻水华的作用。鲢、鳙可用于控制蓝藻水华，另一个原因是鲢、鳙对蓝藻毒素有较强的耐性。

肯定鲢、鳙控制藻类水华作用的同时也存在质疑的声音。研究发现鱼产量大于 100kg/ha 的水体反而有较高的浮游藻类生物量和较低的透明度；但无论鲢、鳙的产量如何，总磷与浮游藻类之间的关系都没有明显的区别，也就是说鲢、鳙的放养并没有改变浮游藻类与总磷之间的关系，磷依然是影响藻类结构的关键因子。因此，部分研究人员认为鲢、鳙并不能作为控制藻类数量、提高水体质量的生物工具。也有人认为，随着鲢鱼放养密度增大，水中总氮、总磷的总量也随之增加。因为鲢鱼放养量增大，提高了初级生产量的利用率，加快了物质循环，而鱼产量仅从总磷、总氮中扣除极小部分。氮和磷的增加，又促进了浮游植物大量繁殖，加剧了水体富营养化。

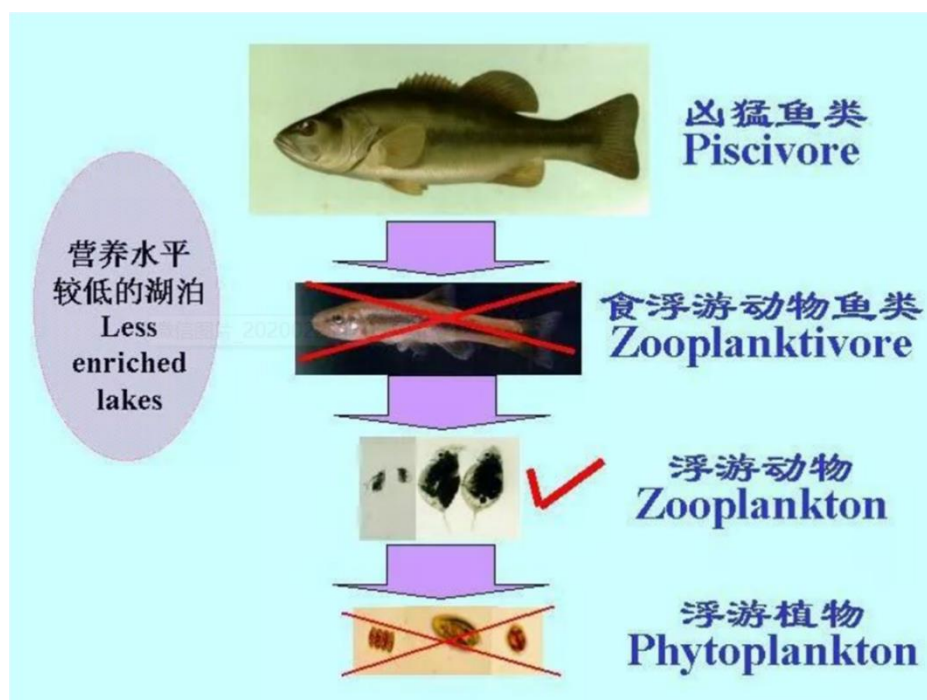
当然，上述的研究主要是基于湖泊，对于河流或水库是否使用与非经典操纵，放养比例如何，还需要进一步研究。

8.6.2 经典生物操纵

通过改变捕食者(鱼类)的种类组成或多度来操纵植食性的浮游动物群落的结构，促进滤食效率高的植食性大型浮游动物，特别是枝角类种群的发展，进而降低藻类生物量，提高水的透明度，改善水质。

具体方法：

- (1) 投放鱼食（肉食）性鱼类间接控藻；
- (2) 人工去除浮游动物食性鱼类以间接控藻。



经典生物操纵示意图

经典生物操纵的核心部分包括两方面：大型浮游动物对藻类的摄食及其种群的建立。

浮游动物作为浮游植物的直接捕食者，其作用在藻类上的“下行效应”对于调节藻类种群结构有重要作用。

如何壮大浮游动物的种群以保证其对浮游植物的摄食效率呢？目前主要有以下两种方法：①放养凶猛鱼类来捕食浮游动物食性鱼类或者直接捕杀、毒杀浮游动物食性鱼类；②为避免生物滞迟效应，在水体中人工培养或直接向水体中投放浮游动物。

体型较大的浮游动物对控制浮游植物的数量贡献更大。但另一方面，从鱼食性鱼类的放养，到浮游动物食性鱼类的减少，再到浮游动物种群的发展，这其中存在一定的生物滞迟效应，对藻类的抑制作用要取得显著效果需时较久。因此，往往在放养凶猛鱼类的同时，往水体中投放人工培养的浮游动物，以此在短时间内增加水体中浮游动物的数量。

水体生态系统中上行与下行效应是相互交错进行的。因此要保持浮游动物食性鱼类和浮游动物种群的长期稳定存在一定难度。另一方面，过分强调对藻类的去除，使得大型浮游动物（如枝角类）的食物来源减少，这也使得其种群也无法

保持稳定。

经典生物操纵理论在应用中所面临的另一困境就是浮游植物的抵御机制。由于增加了对可食用藻类的捕食压力，不可食用的藻类逐渐成为优势，特别是一些丝状（如颤藻）和形成群体的有害蓝藻（如微囊藻）。蓝藻的个体较大（能达到数百 μm ）导致浮游动物对其无法食用或摄取率较低，而且蓝藻的营养价值较绿藻低，并能释放毒素抑制浮游动物的生长发育。另一方面，由于缺少捕食压力以及其它藻类的竞争压力，蓝藻数量快速增长，逐渐形成了蓝藻水华。因此，经典生物操纵理论在治理蓝藻水华中未能取得良好的效果。

生物操纵在轻微富营养化或中营养型的浅水水体中容易成功，但在富营养-重富营养的深水水体中难以成功，因为通过生物操纵虽有可能导致可利用磷的降低，但只是将营养盐从水体中的一个库转移到另外一个库，并没有将过量的营养盐从水体中去除，因此不足以改变表水层中磷负荷而启动有效的对浮游植物的“上行控制”。

8.6.3 生物操纵的应用

经典生物操纵利用浮游动物作为工具，在控制小型藻类方面具有较大的优势；而在浮游动物无法起有效作用的大型藻类面前，非经典生物操纵所利用的滤食性鱼类则更为有效。

在暴发了水华的水体中要如何开展有效的生物操纵呢？首先，在暴发水华的湖泊中立即投入使用生物操纵往往不能取得对藻类数量有效地控制，这是由于生物操纵存在一定的生物滞后性。这时应该借助于物理化学方法的快速作用，投加除藻剂、絮凝剂或通过人工收获等方法来有效应对突发水华事件。其次，重建一个平衡稳定的水生生态系统，这就要借助于生物操纵的长期控制作用，投加滤食性鱼类来对水体中的浮游藻类数量进行有效控制。最后要恢复大型水生植被，增强与浮游藻类之间的竞争，向草型水体演替。

由于水体中的营养级关系非常复杂，大自然的奥秘还有更多需要我们探索，生物操纵中涉及到的很多机理还未清晰，所以在实际应用中往往未能取得理想的效果，这时需要结合其它的修复方法对受污染的水体进行联合修复。

8.7 生态浮岛

生态浮岛，又称人工浮床、生态浮床等。它是人工浮岛的一种，针对富营养化的水质，利用生态工学原理，降解水中的 COD、氮和磷的含量。它以水生植物为主体，运用无土栽培技术原理，以高分子材料等为载体和基质，应用物种间共生关系，充分利用水体空间生态位和营养生态位，从而建立高效人工生态系统，用以削减水体中的污染负荷。它能使水体透明度大幅度提高，同时水质指标也得到有效的改善，特别是对藻类有很好的抑制效果。生态浮岛对水质净化最主要的功效是利用植物的根系吸收水中的富营养化物质，例如总磷、氨氮、有机物等，使得水体的营养得到转移，减轻水体由于封闭或自循环不足带来的水体腥臭、富营养化现象。

8.7.1 生态浮岛优势

生态浮床有净化水质、美化水面景观、提供水生生物栖息空间及进行环境教育等多种功能。生态浮床技术较其他水体修复技术有明显的优越性：

- 1.其最大的优点就是直接利用水体水面面积，不另外占地。充分利用我国广阔的水域面积，将景观设计与水体修复相结合；
- 2.可选作的浮床植物的种类较多，载体材料来源广，成本低，多用抗氧化材质，无污染，耐腐蚀，经久耐用；
- 3.浮床的浮体结构新颖，形状变化多样，易于制作和搬运，不受水位限制，不会造成河道淤积；
- 4.跟人工湿地相比，植物更容易栽培；
- 5.生态浮床管理方便，只需要定期清理维护，极大程度上减少了人工资源，降低了维护成本和设备的运行费保养费。
- 6.生态浮床净化效果好。国内、外研究结果表明，生态浮岛与人工湿地在同面积条件下，生态浮岛的净水效率比人工湿地高出 70%以上。

8.7.2 生态浮岛的生态功能

- 1.经济实用、治污效果明显

生态浮床，在全国各地广泛用于城市湿地建设。其治污原理是利用生物的自

然生态习性，在受损水体中吸收、吸附消化和降解水中的有机污染物，因此，无需专业的机械设备以及化学药剂的投入，可以大量的节省费用开支，减少动力、能源和日常维修管理费用，具有投资少、见效快、节约能源、运行性能稳定、日常维护简单等优点。另外，有类似湿地之功能作用，而与建设和维护同等面积湿地，费用实在低廉。

2.改善动植物生长环境，再造自然生态平衡

1)使用环保材料生产产品，产品具有良好的自然适应性。生态浮岛是一种生物和微生物生存繁衍的载体。在富营养化水体中浮岛上植物悬浮于水中的根系，除了能够吸收水中的有机质外，还能给水中输送充足的氧气;为各种生物、微生物提供适合栖息、附着、繁衍的空间，在水生植物、动物和微生物的吸收、摄食、吸附、分解等功能的共同作用下，使水体污染得以修复，并形成一个良好的自然生态平衡环境。

2)作为鱼类生息场所:人工浮岛本身具有适当的遮蔽、涡流、饲料等效果，构成了鱼类生息的良好条件实际的调查表明，在设施周围、人工浮岛的下面聚集着大量的各类鱼种，均为生下来不到一年的幼鱼滋贺县琵琶湖的调查表明，在设置60个人工浮岛构成的大约1500m²的水域里，发现8500万粒鲤鱼等三种鱼的鱼卵为了强化人工浮岛作为鱼类产卵床的机能，有的在浮岛的下面系上一些绳子，改善鲤鱼等鱼类的浮式产卵床的结构由于绳子对污泥有吸附作用，又可净化水质。

3)作为鸟类的生息空间:有关人工浮岛上的鸟类研究相对比较多,特别是鸟的种类、筑巢情况等几乎在所有的人工浮岛上都进行过调查。在霞浦土浦港的人工浮岛上，已发现一些鸟类的巢穴，有时为了吸引某种鸟在岛上搭窝，根据该鸟的筑巢习惯在人工浮岛上进行特殊布置，为该鸟创造筑巢的条件。

3.打造花园城市，美丽乡村，建设生态文明

生态浮岛除具有显著的污水治理效果外，同时具有强烈的环境景观功能。随着社会经济的发展和人们生活水平的不断提高，对周围生活和工作的环境也提出了更高的要求，城市园林景观建设，正朝着高层次、高品位的方向发展。由于水面绿化景观的效果生动、新颖，越来越引起人们的极大兴趣。目前，水景园林建设和水生花卉应用已经形成了一个新兴的行业热点。

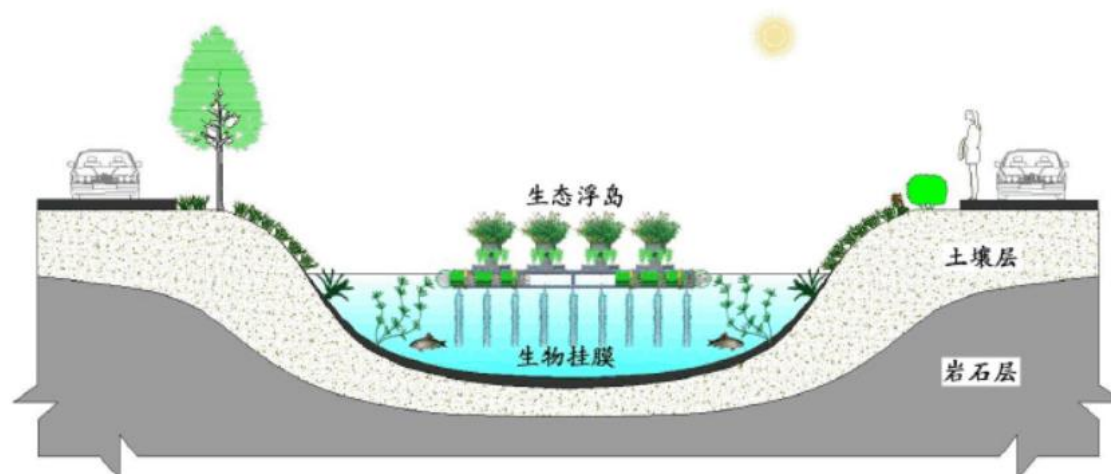
生态浮岛，在碧波涟漪之上，花繁叶茂、姹紫嫣红，随波起舞，充满无限的生机，应用于水景观即可修复水体、治污防污，还可以美化水域环境，打造靓丽的城市水上景观，提升城市园林建设的整体档次和品位，是一种低投入高效益的生态环保设施。

4.可用于鱼塘水体种植无公害蔬菜

现代都市土壤污染严重，用工业废水灌溉菜田，在堆满毒垃圾的田地种菜，污染毒物转移到人体，影响健康。使用生态浮床种植水生经济作物，有效降低水体的富营养化现象，同时还能提高水体鱼类的产量。

5.消波护岸作用，保护水利设施

大面积生态浮岛的应用，可以有效的降低风浪对坡岸的拍击与冲刷强度，对于河流、水体的坡岸起到良好的保护作用。从这个角度来看，水上生物浮岛的应用，既是水面景观设施又是水质净化和水利防护设施。



生态浮岛设计图

8.7.4 生态浮岛效果图







参考文献

- [1] 梁开学, 王晓燕, 张德兵, 等. 汉江中下游硅藻水华形成条件及其防治对策[J]. 环境科学与技术, 2012, 35 (S2):113-116.
- [2] XIA R, ZHANG Y, WANG G, et al. Multi-factor identification and modelling analyses for managing large river algal blooms[J]. Environmental Pollution, 2019,254: 113056.
- [3] LEE J, WOO S-Y, KIM Y-W, et al. Dynamic calibration of phytoplankton blooms using the modified SWAT model[J]. Journal of Cleaner Production, 2022, 343:131005.
- [4] LI B, YANG G, WAN R. Multidecadal water quality deterioration in the largest freshwater lake in China (Poyang Lake): Implications on eutrophication management[J]. Environmental pollution (Barking, Essex : 1987), 2020, 260:114033.
- [5] LI T, ZHANG Y, HE B, et al. Periodically hydrologic alterations decouple the relationships between physicochemical variables and chlorophyll-a in a dam-induced urban lake[J]. Journal of environmental sciences (China), 2021, 99:187–195.
- [6] [SCHLEYER G, VARDI A. Algal blooms[J]. Current biology: CB, 2020, 30(19):R1116-R1118.
- [7] MINGYING C, JUN M, DEFU L, et al. Effects of the impounding process during the flood season on algal blooms in Xiangxi Bay in the Three Gorges Reservoir, China[J]. Ecological Modelling, 2019, 392:236–249.
- [8] OLIVERA-GUERRA L, QUINTANILLA M, MOLETTA-LOBOS I, et al. Water dynamics over a Western Patagonian watershed: Land surface changes and human factors[J]. The Science of the total environment, 2022, 804:150221.
- [9] LI S, XU Y J, NI M. Changes in sediment, nutrients and major ions in the world largest reservoir: Effects of damming and reservoir operation[J]. Journal of Cleaner Production, 2021, 318:128601.
- [10] [LIPING W, BINGHUI Z, JIALEI Z, et al. Effects on eutrophication and hydrodynamics of Daning River after impoundment of Three Gorges Reservoir[J]. Journal of Lake Sciences, 2012, 24(2):232–237.
- [11] SONG K, FANG C, JACINTHE P-A, et al. Climatic versus Anthropogenic Controls of Decadal Trends (1983-2017) in Algal Blooms in Lakes and Reservoirs across China[J]. Environmental science & technology, 2021, 55(5):2929–2938.
- [12] XIA R, ZHANG Y, WANG G, et al. Multi-factor identification and modelling analyses for managing large river algal blooms[J]. Environmental Pollution, 2019,254: 113056.
- [13] 刘霞. 太湖蓝藻水华中长期动态及其与相关环境因子的研究[D]. 华中科技大学, 2012.
- [14] AMBROSE J R B, WOOL T A, BARNWELL J T O. Development of Water Quality Modeling in the United States[J]. Environmental Engineering Research, 2009,14(4): 200-210.
- [15] ALLEN J I, HOLT J T, BLACKFORD J, et al. Error quantification of a highresolution coupled hydrodynamic-ecosystem coastal-ocean model: Part 2. Chlorophyll-a, nutrients and SPM[J]. Journal of Marine Systems, 2007,68(3): 381-404.

- [16] SOMMER U, ADRIAN R, De SENERPONT DOMIS L, et al. Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) Model: Mechanisms Driving Plankton Succession[J]. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 2012,43(1): 429-448.
- [17] BOWES M J, LOEWENTHAL M, READ D S, et al. Identifying multiple stressor controls on phytoplankton dynamics in the River Thames (UK) using highfrequencywater quality data[J]. Science of the Total Environment, 2016,569-570: 1489-1499.
- [18] BAE S, SEO D. Analysis and modeling of algal blooms in the Nakdong River, Korea[J]. Ecological Modelling, 2018,372: 53-63.
- [19] BOWES M J, LOEWENTHAL M, READ D S, et al. Identifying multiple stressor controls on phytoplankton dynamics in the River Thames (UK) using highfrequency water quality data[J]. Science of the Total Environment, 2016,569-570: 1489-1499.
- [20] HARDENBICKER P, ROLINSKI S, WEITERE M, et al. Contrasting long-term trends and shifts in phytoplankton dynamics in two large rivers[J]. International Review of Hydrobiology, 2015,99(4): 287-299.
- [21] CHÉTELAT J, PICK F R, HAMILTON P B. Potamoplankton size structure and taxonomic composition: Influence of river size and nutrient concentrations[J]. Limnology and Oceanography, 2006,51(1part2): 681-689.
- [22] CHAMBERS P A, MCGOLDRICK D J, BRUA R B, et al. Development of Environmental Thresholds for Nitrogen and Phosphorus in Streams[J]. Journal of Environmental Quality, 2012,41(1): 7-20.
- [23] Van NIEUWENHUYSE E E. Response of summer chlorophyll concentration to reduced total phosphorus concentration in the Rhine River (Netherlands) and the Sacramento – San Joaquin Delta (California, USA)[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2007,64(11): 1529-1542.
- [24] LEWIS J W M, MCCUTCHAN J J H. Ecological responses to nutrients in streams and rivers of the Colorado mountains and foothills[J]. Freshwater Biology, 2010,55(9): 1973-1983.
- [25] YANG Y G, HE Z L, LIN Y, et al. Phosphorus availability in sediments from a tidal river receiving runoff water from agricultural fields[J].Agricultural Water Management, 2010,97(11): 1722-1730.
- [26] NOVAK P A, CHAMBERS J M. Investigation of nutrient thresholds to guide restoration and management of two impounded rivers in south-western Australia[J]. Ecological Engineering, 2014,68: 116-123.
- [27] 陈朱虹, 陈能汪, 吴殷琪, 等. 河流库区沉积物-水界面营养盐及气态氮的释放过程和通量[J]. 环境科学, 2014,35(09): 3325-3335.
- [28] 张钊. 三峡库区澎溪河磷循环及其与水华的关系[D]. 西南大学, 2021.
- [29] 孔繁翔, 宋立荣. 蓝藻水华形成过程及其环境特征研究[M]. 科学出版社.
- [30] 吴卫菊, 陈晓飞. 汉江中下游冬春季硅藻水华成因研究[J]. 环境科学与技术, 2019,42(09): 55-60.
- [31] 王培丽. 从水动力和营养角度探讨汉江硅藻水华发生机制的研究[D]. 华中农业大学, 2010.
- [32] 杨敏, 张晟, 刘朔孺. 草街水库蓄水后嘉陵江浮游植物群落特征及水质评价[J]. 环境科学, 2015,36(07): 2480-2486.
- [33] 杨强, 谢平, 徐军, 等. 河流型硅藻水华研究进展[J]. 长江流域资源与环境. 2011(S1): 159-165.

- [34] 王会品,李栋栋,孙世珺,等.广东珠江水域硅藻种类调查 [J].中国法医学杂志,2018,3 (2) :154-161.
- [35] 王朝晖, 陈菊芳, 徐宁, 等. 大亚湾澳头海域硅藻、甲藻的数量变动及其与环境因子的关系[J]. 海洋与湖沼. 2005(02): 186-192.
- [36] 潘俊敏, 张宪孔. 洪湖水体生物生产力综合开发及湖泊生态环境优化研究[C]. 北京: 海洋出版社, 1991. 81-84.
- [37][46] 徐宁, 陈菊芳, 王朝晖, 等. 广东大亚湾藻类水华的动力学分析I.藻类水华的生消过程及其与环境因子的关系[J]. 海洋环境科学. 2001(02): 1-6.
- [38] 石文波, 陶益, 张锡辉. 水环境中硅藻水华预警和控制技术研究[J]. 水利水电技术. 2015(02): 60-63.
- [39][殷大聪, 郑凌凌, 宋立荣. 汉江中下游早春冠盘藻(*Stephanodiscus hantzschii*) 水华暴过程及其成因初探[J]. 长江流域资源与环境. 2011(04): 451-458.
- [40] 柴小颖. 光照和温度对三峡库区典型水华藻类生长的影响研究[D]. 重庆大学, 2009.
- [41] [梁开学, 王晓燕, 张德兵, 等. 汉江中下游硅藻水华形成条件及其防治对策 [J]. 环境科学与技术. 2012(S2): 113-116.

附录

附表 1 巴河巴城段春季浮游植物名录表

门	种	拉丁文名称	枣林	大佛寺	麻柳湾	手傍岩
硅藻门	直链藻	<i>Melosira</i>	+	+	+	+
	针杆藻	<i>Synedra</i>	+	+	+	+
	小环藻	<i>Cyclotella</i>	+	+	+	+
	菱形藻	<i>Nitzschia</i>	+	+	+	+
	舟形藻	<i>Navicula</i>	+	+	+	+
	星杆藻	<i>Asterionella</i>	+	+	+	+
	桥弯藻	<i>Cymbella</i>	+		+	+
	曲壳藻	<i>Achnanthes</i>	+	+	+	+
	卵形藻	<i>Cocconeis</i>		+	+	+
	双眉藻	<i>Amphora</i>	+	+	+	+
	双菱藻	<i>Surirella</i>			+	
	等片藻	<i>Diatoma</i>	+	+		+
	脆杆藻	<i>Fragilaria</i>		+		
	短缝藻	<i>Eunotia</i>		+		
	异极藻	<i>Gomphonema</i>		+		+
	辐节藻	<i>Stauroneis</i>		+		
	羽纹藻	<i>Pinnularia</i>				+
	根管藻	<i>Rhizosolenia</i>				+
	四棘藻	<i>Attheya</i>				+
	圆筛藻	<i>Coscinodiscus</i>		+		+
绿藻门	空星藻	<i>Coelastrum</i>		+	+	+
	实球藻	<i>Pandorina</i>			+	+
	空球藻	<i>Eudorina</i>			+	+
	盘星藻	<i>Pediastrum</i>			+	+
	衣藻	<i>Chlamydomonas</i>	+		+	+
	水绵属	<i>Spirogyra</i>			+	+
	韦斯藻	<i>Westella</i>			+	+
	卵囊藻	<i>Oocystis</i>			+	+
	蹄形藻	<i>Kirchneriella</i>			+	+
	栅藻	<i>Scenedesmus</i>	+	+	+	+

	鞘藻	<i>Oedogonium</i>			+	
	小球藻	<i>Chlorella</i>			+	
	纤维藻	<i>Ankistrodesmus</i>			+	+
	集星藻	<i>Actinastrum</i>	+			
	四星藻	<i>Tetrastrum</i>				+
	月牙藻	<i>Selenastrum</i>				+
	鼓藻	<i>Cosmarium</i>				+
	顶棘藻	<i>Chodatella</i>				+
蓝藻门	细鞘丝藻	<i>Leptolyngbya</i>			+	+
	微囊藻	<i>Microcystis</i>	+	+	+	+
	伪鱼腥藻	<i>Pseudoanabaena</i>		+	+	+
	拟柱孢藻	<i>Cylindrospermopsis</i>		+	+	+
	尖头藻	<i>Raphidiopsis</i>			+	+
	颤藻	<i>Oscillatoria</i>	+	+		
	泽丝藻	<i>Limnothrix</i>	+			
	矛丝藻	<i>Cuspidothrix</i>	+	+		+
甲藻门	多甲藻	<i>Peridinium</i>	+	+	+	+
隐藻门	隐藻纲	<i>Cryptophyceae</i>	+	+	+	+
金藻门	锥囊藻	<i>Dinobryon</i>			+	+
裸藻门	裸藻科	<i>Euglenaceae</i>			+	+

附表 2 巴河巴城段冬季浮游植物名录表

门	种	拉丁文名称	枣林	大佛寺
硅藻门	小环藻	<i>Cyclotella</i>	+	+
硅藻门	星杆藻	<i>Asterionella</i>	+	
硅藻门	异极藻	<i>Gomphonema</i>	+	
硅藻门	直链藻	<i>Melosira</i>	+	+
硅藻门	针杆藻	<i>Synedra</i>	+	+
硅藻门	舟形藻	<i>Navicula</i>	+	+
硅藻门	卵形藻	<i>Cocconeis</i>		+
绿藻门	纤维藻	<i>Ankistrodesmus</i>	+	
绿藻门	栅藻	<i>Scenedesmus</i>	+	
绿藻门	小球藻	<i>Chlorella</i>	+	
绿藻门	衣藻	<i>Chlamydomonas</i>		+
绿藻门	顶棘藻	<i>Chodatella</i>		+
甲藻门	多甲藻	<i>Peridinium</i>	+	+
蓝藻门	尖头藻	<i>Raphidiopsis</i>	+	+
隐藻门	隐藻纲	<i>Cryptophyceae</i>	+	+
裸藻门	囊裸藻	<i>Trachelomonas</i>	+	

附图 野外样品采集、鉴定及水环境照片

