分类号	密级	
U D C	编号	

博士后出站报告

密云水库产嗅浮颤藻生态位解析及调控策略研究

苏命

合作导师_____周伟奇研究员_____

学科名称_____生态学

提交日期 _____ 2015 年 4 月 10 日 _____

中国科学院生态环境研究中心 2015年4月10日

密云水库产嗅浮颤藻生态位解析及调控策 略研究

Study of odor-producing *Planktothrix* sp. in Miyun Reservoir, regarding the ecological niche identification, regulation and control strategy

博	\pm	后	姓	名_	苏命
流运	力站	(一级学	:科)	名称_	生态学
专	业	(二级学	:科)	名称_	生态学

中国科学院生态环境研究中心

2015年4月10日

独创性声明

本人郑重声明:所呈交的博士后出站报告,是本人在导师的指导下,独立进行研究工作所取得的成果。除文中已经注明引用的内容外,本报告不含任何其他个人或集体已经发表或撰写过的作品成果。对本文的研究做出重要贡献的个人和集体,均已在文中以明确方式标明。本人完全意识到本声明的法律结果由本人承担。

作者签名: 日期:

关于博士后出站报告使用授权的说明

本人完全了解中国科学院生态环境研究中心有关保留、使用博 士后出站报告的规定,即:中国科学院生态环境研究中心有权保留 送交出站报告及复印件,允许出站报告被查阅和借阅;可以公布出 站报告的全部或部分内容,可以采用复制或其他手段保存出站报告。

(保密的出站报告在解密后应遵守此规定)

作者签名:

导师签名: 日期:

摘 要

密云水库为北京市最重要的地表水水源地,近年来长期遭受产嗅藻生长导致的嗅味问题干扰,严重威胁到北京市的供水安全。本论文围绕水库的嗅味问题展开研究,主要包含浮颤藻的产嗅能力评估、生态位解析以及调控策略研究 三方面内容:

浮颤藻产嗅潜力评估: 至今为止,环境水体中浮颤藻 (Planktothrix sp.) 生长 代谢产生致嗅物质二甲基异崁醇(2-methylisoborneol, MIB)的机理还没有研 究明白。本研究通过在密云水库连续4年的调查与监测、发现每年秋季九月至十 月期间水库局部区域出现浮颤藻大量生长,并生长代谢产生较高浓度的 MIB 而 导致水体出现嗅味问题、严重影响北京市的供水安全、受到广泛的关注。本研 究监测整个库区不同季节不同采样点不同采样深度的嗅味物质 MIB 及其生产者 浮颤藻, 共采集有效样品数为887个。研究结果表明密云水库北部浅水区是浮 颤藻的主要生长库区域,这主要是因为该区域水深交钱,太阳光照能到达接近 底层水体的位置、此外水深浅有利于底泥中的营养盐传输扩散到水体中。通过 采用分位回归的方法探讨了浮颤藻的生物量与其嗅味产物 MIB 之间的关系、发 现当水体中浮颤藻的浓度高达 4.0×10^5 cells L⁻¹时,水体中嗅味物质的浓度超 过嗅阈值 (15 ng L⁻¹) 的概率高达90%; 而如果能将水体中浮颤藻的浓度控制 在1.6×10⁴ cells L⁻¹以下时,水体中出现嗅味问题将小于10%。本研究的成果 有利于加深对湖库中浮颤藻的生长与产嗅行为的理解,同时能为湖库型水源地 出现由于深水型产嗅蓝藻生长引起的嗅味问题提供更多的知识以及重要的科学 管理依据。

浮颤藻生态位解析:由于有害藻生长代谢而产生次生产物导致湖库型水源地出现水质问题在全球范围内已经引起了广泛的关注。根据在密云水库2009-2012 年连续四年的野外现场调查与监测结果,针对2015南水北调中线向密云水库 输水后密云水库水质问题的发展方向,本研究通过利用生态位理论与冗余分 析相结合,考察中线调水导致总氮负载量增加等一系列环境变化后,产嗅浮颤 藻在密云水库中的生长潜力。本研究的结果显示,总氮和太阳辐射是浮颤藻 (*Planktothrix* sp.)和微囊藻 (*Microcystis* sp.)生态位空间中最关键的两个因子, 其中微囊藻是密云水库中夏季的优势藻。在太阳辐射—总氮的生态位平面上, 密云水库水环境的季节动态变化对应的"空间漂移路径"先后穿透微囊藻和浮 颤藻的生态位分布空间。此外,根据生态位理论模拟结果,由于含氮量相对较 高的丹江口水库的水体输入至密云水库引起的氮浓度升高后,密云水库水体中 产嗅浮颤藻的生长潜力很可能会上升。本研究的结果基于生态位理论得出,有 利于进一步理解密云水库中藻类群落竞争与演替过程,同时也为湖库型水源地 的水质管理中嗅味问题发生风险的评估提供十分重要的科学工具。

浮颤藻控制策略研究: 饮用水源地中有害藻的控制和管理是供水安全中非常重要的内容,由于传统的控制方法基于物理或化学原理,存在能耗以及安全等问题而限制使用。基于前面的研究,密云水库中有害藻浮颤藻的生态位确定,其关键影响因子为光与营养盐,综合表现为水深越浅则生长势能越高;根据在密云水库中浅水区的原位监测实验,确定了浮颤藻的风险区;并结合密云水库库区三维地形数据,模拟不同水位条件下库区风险区的动态迁移变化,并计算出降低嗅味问题出现风险的最优化水位范围,同时讨论了不同类型水库的最佳运行水库算法,最终提出基于水位调节的浮颤藻控制策略。研究结果表明,当水库水位升高至147.7 m时,密云水库水体中发生嗅味问题的风险 (10%级别)显著降低,嗅味问题基本得到控制。本研究内容的结论与应用能与南水北调相耦合,中线调水为水位调控浮颤藻提供重要的实施条件,可能是解决密云水库长期以来嗅味问题的较好途径。

关键词: 浮颤藻, 二甲基异崁醇, 藻类, 竞争, 演替, 嗅味, 微囊藻, 生态位, 冗余分析, 有害藻调控, 产嗅风险, 水位, 产嗅潜力

Abstract

As the most important surface water source for Beijing, Miyun Reservoir has been suffered from taste & odor (T&O) problem since 2003, which has been a serious threat to the drinking water safety of Beijing. The present research mainly focus on the T&O problem in Miyun Reservoir, MIB producing potential, the niche identification as well as the control and management of odor-producing *Planktothrix* were included as shown below:

MIB producing potential of *Planktothrix* sp.: The production of odorant methylisoborneol (MIB) in water bodies by *Planktothrix* sp. have not been understood very well. Through a four-year investigation in Miyun Reservoir, a huge mesotrophic drinking water reservoir known to have the MIB episodes, we found that the Planktothrix sp. bloomed during September and October causing the high levels of MIB in the reservoir. The concentration of MIB and the biomass of MIB-producing cyanobacteria *Planktothrix* sp. were measured (n=887) at different sites and depths during different seasons. The results indicated that the shallow region of the reservoir is the major habitat for *Planktothrix* sp. due to that the light is able to penetrate down to the relatively high concentrations of nutrients close to the sediments. Quantile regression analysis between *Planktothrix* sp. biomass and MIB concentration shows that the risk of MIB exceeding the odor threshold (15 ng L^{-1}) in water was as high as 90 % when the *Planktothrix* sp. density was more than 4.0×10^5 cells L⁻¹, while the risk was reduced to 10% when the *Planktothrix* sp. density remained below 1.6×10^4 cells L⁻¹. This study will improve the understanding of the environmental behaviors of *Planktothrix* sp., and can provide useful information for better management of drinking water lakes/reservoirs experiencing the taste and odor (T&O) problems caused by deep living cyanobacterial species.

Niche identification of *Planktothrix* sp.: Water quality problems caused by harmful algae in drinking water reservoir have raised great concerns. According to a four-years investigation in Miyun Reservoir through 2009 to 2012, the prediction of odor-producing *Planktothrix* sp. were performed based on the ecological niche theory and redundancy analysis, in case of that the reservoir accepts water with increasing TN-loading from Danjiangkou Reservoir through South-to-North Water Diversion Project in China this year. The result shows *insolation* and *TN* are the two key variables in the niche space for *Planktothrix* sp. and *Microcystis* sp., the dominate species in summer. In *insolation-TN* plane, the orbit of aquatic environment cross over the niche space of *Planktothrix* and *Microcystis* chronologically in Miyun Reservoir. In addition, the growth potential of the odor-producing *Planktothrix* sp. will probably increase after the water from Danjiangkou Reservoir flow into Miyun Reservoir according to the simulation result. This study is helpful for the understanding of algal competition and succession based on the ecological niche theory, and can provide an important tool to assess the risk of T&O problem therefore conducting the source water management.

Regulation and control of *Planktothrix* **sp.:** The control and management of harmful algae bloom in source water is critical to drinking water safety, especially for the algal toxins and taste & odor issues. Due to traditional solutions of controlling algae were mainly based on physical or chemical mechanisms, they were greatly limited by their disadvantages including high energy consuming or toxic to other aquatic organisms. According the previous result, the niche space of *Planktothri* sp. has been determined, and the key factors governing its growth were identified as the light availability and nutrient concentration in water. It implies the water depth is a comprehensive factor: low water depth have high risk. According to this result, the high risk zone of suffering T&O problem has been determined. By performing the GIS based technology, the dynamic changes of high risk zone were simulated under different water level, and the recommend water level of Miyun

Reservoir were determined aiming to minimize the T&O risk. The result showed that the risk (less than 10 %) of suffering T&O problem can be significant reduced if the water level rising to 147.7 m a.s.l. in Miyun Reservoir. In addition, the application of water level strategy were discussed for different types of reservoirs/lakes. This strategy can be applied combined with the South-to-North Water Diversion Project, and could be a possible solution for the T&O problem in Miyun Reservoir.

Keywords: *Planktothrix* sp., MIB, Algae, competition, succession, Odorous compounds, *Microcystis* sp., ecological niche, redundancy analysis, harmful algal control, odor producing risk, water level, odor producing potential

目 录

摘要 …			Ι
Abstrac	t • • • • • •		III
目录 …			VII
第一章	引言 ·		1
1.1	研究背	行景	1
1.2	研究目	的	2
1.3	研究内	容	2
1.4	研究路	线	3
1.5	本论文	的特色与创新之处	3
	1.5.1	特色	3
	1.5.2	创新点	4
第二章	文献综	张述 · · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	5
2.1	水库型	!水源地水质问题	5
	2.1.1	我国水库开发状况	5
	2.1.2	水源地水库水质现状	5
	2.1.3	密云水库概况	9
	2.1.4	密云水库水质问题	22
2.2	水体嗅	【味问题	24
	2.2.1	嗅味产生来源	24
	2.2.2	嗅味问题现状	26

	2.2.3	蓝藻嗅味产生机制	32
2.3	生态($\frac{\lambda}{M}$	33
	2.3.1	生态位理论	33
	2.3.2	藻类生态位研究动态	36
第三章	密云	水库中浮颤藻的产嗅潜力研究	39
3.1	摘要		39
3.2	前言		39
3.3	研究	方法	41
	3.3.1	研究对象	41
	3.3.2	采样	42
	3.3.3	藻类计数	42
	3.3.4	藻种鉴定与分类	43
	3.3.5	二甲基异崁醇 (MIB) 分析方法	44
	3.3.6	营养盐分析方法	44
	3.3.7	分位回归方法	46
3.4	结果		47
	3.4.1	密云水库常规理化指标	47
	3.4.2	浮颤藻及 MIB 的季节 — 空间分布	48
	3.4.3	浮颤藻与 MIB 浓度的关系	54
3.5	讨论		55
	3.5.1	浮颤藻生境 (habitate) 研究	55
	3.5.2	致嗅物质的来源解析	57
	3.5.3	产生致嗅物质的影响因子	58
	3.5.4	浮颤藻的产嗅潜力分析	59
3.6	小结		62

第四章	密云水库中浮颤藻生态位解析	63
4.1	摘要	63
4.2	前言	63
4.3	研究方法	65
	4.3.1 研究对象	65
	4.3.2 数据结构与获取方法	65
	4.3.3 统计分析方法与计算	68
4.4	结果	70
	4.4.1 环境因子与藻类数据集概述 · · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	70
	4.4.2 环境变量的冗余分析	73
	4.4.3 生态位计算	74
4.5	讨论	76
4.6	小结	82
笋玉音	家一水库浮颤荡调控策略研究	83
第五章	密云水库浮颤藻调控策略研究 · · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	83
第五章 5.1 5 2	密云水库浮颤藻调控策略研究	83 83
第五章 5.1 5.2	密云水库浮颤藻调控策略研究	83 83 84
第五章 5.1 5.2	密云水库浮颤藻调控策略研究	83 83 84 84
第五章 5.1 5.2	密云水库浮颤藻调控策略研究 前言 研究方法 5.2.1 研究对象 5.2.2 采样 5.2.3	83 83 84 84 85 85
第五章 5.1 5.2	密云水库浮颤藻调控策略研究 前言 研究方法 5.2.1 研究对象 5.2.2 采样 5.2.3 藻类计数 5.2.4 DEM 高程数据库	83 83 84 84 85 85
第五章 5.1 5.2	 密云水库浮颤藻调控策略研究	83 83 84 84 85 85 85 85
第五章 5.1 5.2	 密云水库浮颤藻调控策略研究	83 83 84 84 85 85 85 85 86 86
第五章 5.1 5.2	密云水库浮颤藻调控策略研究 前言 研究方法 5.2.1 研究对象 5.2.2 采样 5.2.3 藻类计数 5.2.3 藻类计数 5.2.4 DEM高程数据库 5.2.5 空间分析 5.2.6 水位调节优化方案算法	83 83 84 84 85 85 85 85 86 86 86
第五章 5.1 5.2 5.3	密云水库浮颤藻调控策略研究 前言	83 83 84 84 85 85 85 85 86 86 86 87
第五章 5.1 5.2 5.3	密云水库浮颤藻调控策略研究 前言	83 83 84 84 85 85 85 86 86 86 87 87
第五章 5.1 5.2 5.3	 密云水库浮颤藻调控策略研究 前言 研究方法 5.2.1 研究对象 5.2.2 采样 5.2.3 藻类计数 5.2.3 藻类计数 5.2.4 DEM 高程数据库 5.2.5 空间分析 5.2.6 水位调节优化方案算法 结果 5.3.1 密云水库中水位变化 5.3.2 浮颤藻与水深的关系 5.3.3 不同水位下高风险区动态变化 	83 83 84 84 85 85 85 85 86 86 86 87 87 87 89

	5.3.4	密云石	k 库水	位调	节控	制嗅	味风	脸.	••••	 •••		 •••	•••	• • •	91
5.4	讨论.	•••••			• • • •		••••		•••	 •••		 	•••	•••	92
	5.4.1	研究扩	[~] 展…				••••		•••	 		 			92
	5.4.2	研究应	如用				••••		•••	 		 			95
5.5	小结·	•••••					••••		•••	 		 	•••	•••	95
第六章	结论与	展望·								 		 	•••		99
6.1	结论·	••••					••••		•••	 		 	•••	•••	99
6.2	展望.	••••								 	• • • •	 	•••		100
参考文南	伏	••••							•••	 	• • • •	 			103
博士后其	间间主要	原成果					••••		••••	 		 	•••		119
致谢 …		••••							•••	 		 			121

图目录

1.1	本论文技术路线	4
2.1	2011 年重点湖泊 (水库) 富营养化状态	8
2.2	微囊藻爆发图片	9
2.3	富营养化-从贫营养到富营养的过程	10
2.4	密云水库水位变化	11
2.5	密云水库库底地形等高线图	12
2.6	2007年大关桥、辛庄桥总氮季节变化	13
2.7	2007年大关桥、辛庄桥总磷季节变化	14
2.8	密云水库营养化指标评分变化趋势	16
2.9	密云水库 2009-2012 年期间硅藻季节动态变化	19
2.10	密云水库 2009-2012 年期间绿藻季节动态变化	20
2.11	密云水库 2009-2012 年期间蓝藻季节动态变化	20
2.12	密云水库藻类空间分布	21
2.13	密云水库 2009-2012 年致嗅物质总 MIB 季节分布	22
2.14	密云水库 2009 年 9 月期间致嗅物质 MIB 的空间分布	23
2.15	饮用水嗅味轮	25
2.16	二甲基异崁醇生物合成途径	33
2.17	MIB 操纵子中的功能基因在放线菌和部分蓝藻中顺序	34
2.18	单因素下两个物种生态位示意图	35
2.19	Margalef (1978) 关于不同藻类形态对应不同的环境 (本例中为水	
	体的扰动程度与可利用的营养盐含量)	38
3.1	密云水库采样点分布图	43

3.2	底栖藻采样装置示意图	45
3.3	显微镜下的浮颤藻形态	45
3.4	密云水库浅水区溶解性总氮与溶解性总磷的季节变化	48
3.5	密云水库深水区溶解性总氮与溶解性总磷的季节变化	49
3.6	密云水库水体透明度季节变化	50
3.7	密云水库浮颤藻与 MIB 浓度季节变化	51
3.8	密云水库各库区九月份 MIB 浓度的空间分部	52
3.9	密云水库九月份各库区 MIB 浓度分布图	53
3.10	密云水库浅水区中浮颤藻的垂向分布特征	54
3.11	浮颤藻与 MIB 浓度之间的分位回归关系	55
3.12	密云水库浮颤藻与总 MIB 之间的关系	58
3.13	密云水库溶解性总氮对浮颤藻产 MIB 的影响	58
3.14	密云水库溶解性总磷对浮颤藻产 MIB 的影响	59
3.15	采用 bootstrap 方法估计嗅味物质超标概率在10%, 50%以	
	及90%分位时对应的浮颤藻细胞密度	61
4.1	密云水库水面太阳辐射季节变化	68
4.2	环境变量描述性统计	71
4.3	环境变量分布图	72
4.4	密云水库藻类种群分布	74
4.5	密云水库环境变量冗余分析将以及样品聚类分析	75
4.6	微囊藻和浮颤藻在总氮一太阳光照平面中的生态位分布特征	77
4.7	微囊藻与浮颤藻在总氮与水温平面上的生态位分布特征	78
4.8	模拟密云水库总氮变化后微囊藻与浮颤藻生长潜力	81
5.1	密云水库高程与水面面积及蓄水量关系曲线图	88
5.2	密云水库中浮颤藻与水深之间的关	90

5.4	密云水库50%风险级别下高风险区面积动态变化	92
5.5	密云水库90%风险级别下高风险区面积动态变化	93
5.6	密云水库水位优化调节降低嗅味问题发生风险	94

表目录

2.1	我国不同规模水库数量和总库容汇总表	6
2.2	2011 年重点湖泊 (水库) 水质状况	6
2.3	135 个水库评价结果	7
2.4	湖泊富营养化评分与分类方法	7
2.5	入库河流站点和坝前营养源状况对比	13
2.6	各代表站点富营养化指标评分情况表	15
2.7	密云水库 2009 年藻类种群动态变化	18
2.8	土嗅素和二甲基异莰醇特性	26
2.9	主要藻源嗅味物质	27
2.10	产 geosmin 和 MIB 的蓝藻	28
3.1	密云水库采样点信息	44
3.2	密云水库水位及水体常规物理化学指标季节动态变化	47
3.3	密云水库各库区浮颤藻的检出率	50
4.1	密云水库监测数据基本描述统计	66
4.2	密云水库藻类调查	73
5.1	不同类型水库基于水位调节控制浮颤藻生长研究	96

第一章 引言

1.1 研究背景

随着城市城市化进程快速发展,水资源需求量上升,水库已经逐渐成为城 市重要的水源地之一。然而,根据2009-2012年我国水专项进行的全国 35 个省 会城市及地级市的水质普查表明,目前主要城市的水源水库中有75%的水体中 存在嗅味问题,严重威胁到城市供水安全,引起了广泛的关注。而藻类生长代 谢产生的次生产物是其主要原因¹¹。密云水库是北京市最主要的地表水水源地, 受到严格保护,属II类水;然而,自2002年以来,每年9-10月期间水库中局部 区域出现浮颤藻(*Planktothrix* sp.)大量生长代谢产生致嗅物质——二甲基异崁醇 (2-MIB),导致嗅味问题^[2-4],直接迫使北京自来水公司不得不投放大量活性炭 进行应急处理。2015年,密云水库将收集南水北调中线调水,以补充其由于常 年干旱和超采导致的失衡水量^[5]。那么,在南水北调来水混合条件下,密云水库 长期以来存在的嗅味问题是愈演愈烈还是有所缓解,这与北京市供水安全密切 相关,已经受到了高度重视。但是相关基础研究还很缺乏,不足以对部门决策 形成科学支撑。

水库作为水生生物的承载体,其水体环境直接影响藻类生长和种群结构, 同时也影响产嗅藻的产嗅功能。尽管南水北调中线水源地(丹江口水库)和密 云水库同属 II 类水体,但水质仍然存在较大差异;以总氮为例,密云水库中 平均浓度为910±285µgL⁻¹(2009-2012),而丹江口水库为1373±94µgL⁻¹ (2010-2014),比前者高约51%;基于预期中线输水量,密云水库总氮浓度最终 将升高20%左右。而氮恰恰是藻类爆发所需的重要营养元素之一。因此,大幅 度增加氮的浓度必然导致密云水库水环境出现变化,这种变化会直接影响藻类 生态系统,其中对密云水库中产嗅藻(浮颤藻)的影响值得特别关注。与此同 时,密云水库受水后水位的上升将改变水体中光照、温度以及流场等水下水文 环境条件,进而影响产嗅藻的生长,但以往相关研究仅局限于实验室培养体系。 由于南水北调导致密云水库藻类生态系统演替可能出现的情况亟待研究。因此, 考察密云水库中浮颤藻的生态位空间分布特征、产嗅潜力以及控制策略,并结 合南水北调分析调水后密云水库水质的变化、水位的抬升对密云水库产嗅藻生 长的影响,并分析新形势下水库嗅味问题的发展态势,从而为全面评估调水后 密云水库供水水质、制定科学合理的应对方案、探索有效的控制策略提供科学 支撑。

1.2 研究目的

本研究选择密云水库为研究对象,针对近年来出现的水体嗅味问题,在前 期研究的基础上,旨在解析嗅味问题的产生来源与途径、产嗅藻的产嗅风险与 南水北调向密云水库输水后嗅味问题的发展态势等方面的内容,最终为密云水 库的水质管理、南水北调对密云水库水质影响的评估提供科学方法。

1.3 研究内容

针对密云水库嗅味问题,首先结合水体水质等评估水库中浮颤藻的生长与 产嗅潜力,其次解析水库中产嗅藻与水体环境因子以及与优势藻微囊藻之间的 生态位竞争关系,最后讨论水库中浮颤藻的调控策略,并结合南水北调中线来 水评估调水后水库中产嗅浮颤藻生长的影响,进而解析水体发生嗅味问题的风 险。

研究內容1,密云水库产嗅浮颤藻生长与产嗅潜力研究:基于密云水库2009-2012年期间的现场调查与监测数据,研究密云水库中产嗅浮颤藻的季节与空间分布特征,评估其产嗅潜力。主要内容包括,致嗅物质二甲基异崁醇 (MIB)在密云水库中的季节与空间分布规律,浮颤藻在水库中主要生长区域的确定,浮颤藻的产嗅潜力评估,并基于浮颤藻细胞密度预测水体中出现嗅味问题的风险。

研究内容2,研究密云水库浮颤藻的生态位空间分布特征,以及与微囊藻的竞争 演替关系: 在研究内容1的基础上,进一步通过用生态位理论与冗余分析相结 合,考察影响浮颤藻生长的主要环境因子,并在主要环境因子组成的生态位平 面中确定浮颤藻与另一株优势藻微囊藻的生态位分布区域,以及确定密云水库 水体环境因子在对应的生态位平面中的"空间漂移路径",从而解析浮颤藻与微 囊藻之间的竞争演替关系,并评估在指定环境条件下浮颤藻的生长潜力及水体 发生嗅味问题的风险,最终结合南水北调来水预测调水后由于水质的变化导致 浮颤藻的生长的可能结果,评估其出现嗅味问题的风险。

研究內容3,密云水库中浮颤藻的调控策略研究:在研究内容1和研究内容2 的基础上,根据不同密度的浮颤藻导致水体发生嗅味问题的风险情况,并结合 浮颤藻细胞密度与水深之间的关系,确定水库中浮颤藻生长的高风险区;结合 密云水库库区3维地形与南水北调中线输水情况,考察不同水位下水库高风险 区的迁移变化规律;最后为最大化控制水库中浮颤藻的生长,给出水库水位的 最佳运行范围,并讨论优化算法在其他水库中的应用性。

1.4 研究路线

本论文的研究路线如图1.1所示。

1.5 本论文的特色与创新之处

1.5.1 特色

本论文以饮用水水源地为主要研究对象,以解决水库中出现的产嗅藻类生 长而引起的水质嗅味问题为目标,并通过长期野外调查研究藻类生态过程及其 嗅味物质动态变化,为饮用水水源地的科学管理和供水安全保障提供有效的科 学支持。其主要特色如下:

紧密与实际需求的环境问题相结合:本论文以密云水库长期以来存在的嗅味问题为研究背景,并与"南水北调"中线调水工程向密云水库输水相结合,解析嗅味问题的来源与途径,提出基于水位调节的控制策略,具有十分重要的现实环境意义。

多学科交叉特色:围绕密云水库水体嗅味问题,结合水文学、环境工程学以及 生态学的内容展开研究,具有多学科交叉特色。





1.5.2 创新点

采用生态位理论研究藻类暴发风险: 野外环境中藻类的生长影响因素多而复杂, 传统的方法在解决高维的环境问题时存在明显不足: 要么因素过多无法求解, 要么过于简单无法综合分析。本研究采用生态位概念与环境空间漂移理论,用 全新的方法研究藻类在变化的环境中的暴发风险,具有很强的创新性。

采用水位调节控制有害藻生长: 传统方法采用物理或化学的方法控制藻类生长 暴发,往往具有很大的负面效应或者能耗太高而限制其使用范围,本论文首次 采用调节水库水位的方法来抑制藻类生长,正好与南水北调工程相耦合,具有 一定的创新性。

第二章 文献综述

2.1 水库型水源地水质问题

2.1.1 我国水库开发状况

水源地(source water location) 是人们生产和生活过程所需用水的来源地; 通常分为地表水源地和地下水源地。地表水源水有江、河、湖、海和水库等, 而地下水源有潜流水、承压水、泉水、岩溶水等。本研究中所指的水源地为城 市居民用水的饮用水水源地。由于我国城市化进程发展迅速,居民的饮用水已 经成为城市发展中不可或缺的因素之一;然而,城市人口的迅速扩张,工农 业生产的快速发展,我国大部分城市的地下水源已经无法满足供水需求;水库 (reservoir) 是一种间于天然湖泊和河流之间的特定水生态系统,并兼具湖泊和 河流的部分特征,其最初功能为防洪、水利发电、灌溉和渔业等,现在许多水库 已经逐渐转变其部分功能为城市供水,甚至近年来我国已有城市为解决城市供 水问题而新建水库,如浙江湖州的老虎滩水库、上海的青草沙水库等。由此可 见,水库在城市供水中扮演着越来越重要的角色。

我国是一个水库较多的国家,高坝水库的数量超过全球的45%。2010-2012年期间,我国第一次对1×10⁴m³及以上的水库进行了详细的普查, 共98002座,总库容为932.312km³,主要分布在湖南、江西、广东、四川、 湖北、山东和云南七省,共占全国水库总数量的61.7%;其中大型水库756座, 总库容为749.985km³;中型水库共3938座,总库容为111.976km³;小型水库 共93308座,总库容为70.351km³,如表2.1所示(数据源自《全国第一次水利 普查公报》)。

2.1.2 水源地水库水质现状

城市供水安全主要分为供水水量安全和水质安全,其中饮用水的水质安全 已经成为全球共同关注的话题,如今年3月份在上海饮用水源黄浦江上发现上

Table 2.1 The humber and total volume of reservoir with different scale in China										
水底细榵		大型		山刑	小型			今计		
	大 (1)	大 (2)	小计	丁里	小 (1)	小 (2)	小计			
数量 (座)	127	629	756	3938	17949	75359	93308	98002		
总库容 (km ³)	5665.07	1834.78	7499.85	1119.76	496.38	207.13	703.51	9323.12		

表 2.1 我国不同规模水库数量和总库容汇总表

Table 2.1 The number and total volume of reservoir with different scale in China

表 2.2 2011 年重点湖泊 (水库) 水质状况

Table 2.2 Water quality of main reservoirs in 2011										
湖泊 (水库) 类型	I类	II类	II类	IV类	Ⅴ类	劣Ⅴ类	主要污染指标			
三湖*	0	0	0	1	1	1				
大型淡水湖	0	0	1	4	3	1	总磷			
城市内湖	0	0	0	1	1	1	化学需氧量			
大型水库	1	4	3	1	0	0				

*: 三湖是指太湖、滇池和巢湖。

千只死猪, 立刻引起了全世界的关注。随着生活水平的快速提升, 人们对供水水 量和水质的需求越来越高, 然而环境污染的加剧却导致可用供水水源水量快速 减少同时加剧了水源地水质的恶化, 供需不平衡的矛盾日益突出, 将进一步带 来更多严重的社会问题。湖库型水源是我国城市的主要水源, 如北京主要水源 为密云水库, 无锡主要水源为太湖。2011年, 监测的 26 个国控重点湖泊 (水库) 中, I ~ III 类、IV ~ V 类和劣 V 类水质的湖泊 (水库) 比例分别为 42.3%、50.0% 和 7.7%。主要污染指标为总磷和化学需氧量 (总氮不参与水质评价, 数据来自 中国环境状况报告 (2011))。

其中中营养状态、轻度富营养状态和中度富营养状态的湖泊(水库)比例分 别为46.2%、46.1%和7.7%。与2010年相比,滇池由重度富营养状态好转为中 度富营养状态,白洋淀由中度富营养状态好转为轻度富营养状态,鄱阳湖、洞 庭湖和大明湖由轻度富营养状态好转为中营养状态;于桥水库、大伙房水库和 松花湖由中营养状态变为轻度富营养状态;其它湖泊(水库)营养状态均无明显 变化。Meng等(2007)在2007年通过调查我国135座代表性水库^[6],发现中 营养型水库数量及其库容比例在大、中、小型水库中均占主导地位,见表2.3。

Table 2.3 The evaluation results of 135 reservoirs												
营养状况	小型水库				中型水库				大型水库			
	贫	中	富	-	贫	中	富	-	贫	中	富	
水库数/个	2	3	6		13	21	38		23	16	13	
占总数比例/%	1.48	2.22	4.44		9.63	15.56	28.15		17.04	11.85	9.63	
库容/亿 m^3	0.00	0.12	0.36		3.69	5.37	10.20		247.47	640.52	515.40	
占总库容比例/%	0.00	0.08	0.03		0.26	0.38	0.72		17.39	45.01	36.22	

表 2.3 135 个水库评价结果

表 2.4 湖泊富营养化评分与分类方法

Table 2.4 Assessment method for trophic state of lake and reservoir								
营养程度	诬分值	叶绿素 α	总磷	总氮	高锰酸盐指数	透明度		
	月月围	$(mg L^{-1})$	$(mg L^{-1})$	$(mg L^{-1})$	$(mg L^{-1})$	(m)		
贫营养	10	0.0005	0.001	0.02	0.15	10.0		
	20	0.001	0.004	0.05	0.4	5.0		
中营养	30	0.002	0.01	0.1	1.0	3.0		
	40	0.004	0.025	0.3	2.0	1.5		
	50	0.01	0.05	0.5	4.0	1.0		
富营养	60	0.026	0.1	1.0	8.0	0.5		
	70	0.064	0.2	2.0	10.0	0.4		
	80	0.16	0.6	6.0	25.0	0.3		
	90	0.4	0.9	9.0	40.0	0.2		
	100	1	1.3	16.0	60.0	0.12		

显然,我国湖库大部分已不同程度的发生了富营养化现象,并且均处于中富营养化以上水平^[6]。

«中国水资源公报编制大纲》中的《湖泊、水库富营养化评分与分类方法》 给出了一个由金相灿等提出的富营养指数评价方法 (2.4),该评价体系主要通过 表征藻密度的叶绿素α、表征营养物质浓度的总氮总磷、表征有机物含量的高 锰酸盐指数、及表征藻密度和聚集程度的透明度来综合评定湖库的富营养化状 态。2011年中国环境状况公报根据该富营养指数评价方法评价了 28 个重点湖 库的营养指数,可以看出所有湖库均已进入中营养和富营养状态,其中包含了 受严格保护的密云水库以及水质较好的杭州千岛湖,如图2.1 所示。





2.1.2.1 水库富营养化

水体富营养化 (eutrophication, hypertrophication) 是指额外过多的天然或人 为化学物质比如氮、磷以化肥、废水等形式进入到生态系统中,导致生态系统 发生一系列变化的现象^[7]。其中一个常见的例子就是由于营养盐的增加而产生 的水华 (bloom) 即水生浮游生物的迅速繁殖。它对环境产生的负面效应包含水 体溶解氧量下降甚至耗竭,水质恶化,导致鱼类及其他生物大量死亡。图2.2 为 微囊藻 (*Microcystis* sp.) 爆发现象。

图2.3 表示水库或湖泊富营养化过程,并定义了水体的营养状态,包含贫营养 (Oligotrophic),中营养 (Mesotrophic)和富营养 (eutrophic) 三个状态。富营养化可能是人为或者自然因素导致的。不经处理的废水排放和富含化肥的农业用水就是人为引起富营养化的例子。另外,在天然环境中,如果营养盐是可富集的,也可以导致富营养化。富营养化通常会导致水生植物和藻类大量生长和腐烂,并且功能、代谢方式简单的生物往往比其他复杂的生物更容易爆发,并导致水体水质严重恶化。

产生富营养化的原因主要是由于富含高浓度营养盐的水体进入到湖泊和 水库中。主要包含两种类型的污染源:点源 (point source) 和非点源 (nonpoint source).



图 2.2 微囊藻爆发图片 Fig. 2.2 Microcystis bloom

点源污染是高污染水体直接排放至湖库中,相对较容易治理。而非点源污染是一种难以确定的 (ill-defined) 或者是分散状 (diffuse) 的污染源,并且时空变化不规则,相对较难治理。已经有资料显示,营养盐的传输过程与人类活动密切相关^[8,9],以及发展的规模。^[10]提出主要有三种理由说明非点源污染是非常棘手的:

1. 土壤滞留, Sharpley 等(1996)发现土壤中的磷含量与释放到水体中的 磷含量具有一定的线性相关性^[11]; 2. 地表水 (surface water)污染进入地下水 (ground water); 3. 大气沉降 (atmospheric deposition),如酸雨等可以影响营养 盐进入水体^[12],尤其在工业化程度较高的地区。

2.1.3 密云水库概况

密云水库,位于北京市密云县城北13 km处,北纬 40°30′N,东经116°55′E, 是华北平原最大的山谷水库。水库建成于 1960 年 9 月份,最大蓄水量4.375 km³, 相应水面面积188 km²,最大水深43.5 m。平均年径流量0.9844 km³,年供水量 0.7725 km³。自 1997 年官厅水库由于严重富营养化和污染退出北京饮用水源地



图 2.3 富营养化 -从贫营养到富营养的过程

Fig. 2.3 The eutrophication process–progression from oligotrophic to eutrophic。 Adapted from Henderson-Sellers B. and Markland H.R. (1987)。 *Decaying lakes. The origins and control of cultural eutrophication*, p. 2, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore: John Wiley and Sons.

后,成为首都唯一的地表水源地。密云水库主要有两大支流,一条支流是白河, 起源于河北省沽源县,经赤城县,延庆县,怀柔区,流入密云水库;潮河起源于 河北省丰宁县,经滦平县,自古北口入密云水库^[3,13]。潮白河流域受密云水库 控制的面积 15,788 km²。密云水库设计主要功能是防洪、灌溉、发电和养鱼等, 但从 1982 年开始专为北京市提供生活用水,其向北京供水有两个途径:110 km 的京密引水渠是水库向北京输水的主要途径,引水渠穿过怀柔水库后达到终点 颐和园团城湖;第二途径是九松山输水隧洞连接 70 km 长的地下管线到北京第 九水厂,日输水能力 100 万吨。密云水库近 20 年对北京市区年供水量 4 亿 m³ 左右,北京市区 60% 的饮用水来自密云水库,其水质情况对首都人民的生活和 经济发展有重要意义。从 1998 年后,水位一直下降 (图 2.4),到 2004 年只剩下 7.5 亿 m³,同时潮白河的来水量也锐减,很多年份不到 1 亿 m³。当前密云水库 蓄水量已接近死库容,营养盐浓度明显增加,库区总磷、总氮超湖库 II 类标准 的现象也在逐步增加。

2002年,密云水库的藻类调查结果显示共6门58属122种,主要为绿藻 和硅藻,其次为蓝藻,春季的优势种为美丽星杆藻、巴豆叶脆杆藻、分歧锥囊 藻,而6月份的优势藻为水华微囊藻、角甲藻、沃尔多甲藻,8月份的优势种群 为水华微囊藻、角甲藻、巴豆叶脆杆藻和颗粒直链藻,10月份优势种为颗粒直 链藻、水华微囊藻、角甲藻和巴豆叶脆杆藻^[14]。

由于水土流失问题以及工业的发展等为库区的生态环境带来了一定的破坏



图 2.4 密云水库水位变化 Fig. 2.4 Water level of Miyun Reservoir

和污染,有些区域已呈明显富富营养化趋势,近年来,在非冬季节以各种微囊 藻为优势种的条带状水华在局部区域偶有发生。密云水库作为北京市重要的饮 用水水源地,国内众多学者围绕其水质和富营养化问题进行了大量有针对性 的研究。王晓燕等对密云水库非点源污染负荷进行了大量研究,认为非点源污 染是密云水库的主要污染来源。刘霞等调查研究表明,密云水库营养特征为浮 游植物响应型;磷的含量直接影响水体富营养化的进程,密云水库为磷控制型 水库。密云水库总氮含量较高,近年总氮一般都超过1 mg L^{-1[15]},02 年大部分 时间超过1 mg L^{-1[16]}。总磷浓度一般较低,一般在10 μg L⁻¹-25 μg L⁻¹之间^[15], 2001-2005年总磷平均浓度高于 20 μg L⁻¹,峰值能到 100 μg L⁻¹左右^[17]。有机 物污染指标 COD 一般在2 mg L⁻¹-5 mg L⁻¹之间^[15,17],DOC 平均值 3 mg L⁻¹左 右^[18]。叶绿素含量也比较低,报道的浓度水平一般在10 μg L⁻¹以下^[15,19]。

近年来,由于密云水库水位不断下降,水库水面面积不断减少,与以前的 地图相比较,库区中间出现很多岛屿,水库中间陆地部分明显变大。密云水库 为山谷水库,水库边界形状和库底地形均非常复杂,水库西区和东区之间的连 接主要依靠北部区域。利用多普勒声学剖面仪 (ADCP) 采集了密云水库的地形数 据,如图2.5 所示,可以将水库分为四个区域:西部深水区 (WDR),北部浅水区 (NSR),东北浅水区 (NESR),南部深水区 (SDR)。西部深水区和南部深水区的 最大深度 (z_{max}) 约为 36 m, 平均水深为 (z_{ave}) 大于 20 m, 而北部浅水区的最大 深度约为 10 m, 平均深度为 6 m, 东北浅水区最大深度为 14 m, 平均深度小于 5 m; 密云水库的来水主要为白河和潮河, 出水主要为座落在南部深水区的水九 取水口, 供给北京市自来水厂。



图 2.5 密云水库库底地形等高线图 Fig. 2.5 Bathymetry of Miyun Reservoir

2.1.3.1 入库河流的营养源情况

密云水库的上游河道主要为白河和潮河,其余河道常年处于干涸或半干涸 状态,因此,只对白河和潮河中的营养源进行考察。一般来说,水中的碳、氮、 磷是水体发生富营养化的营养源,相应的指标是高锰酸盐指数、总氮和总磷。白 河和潮河的监测站点分别是大关桥站和辛庄桥站。表2.5列出了大关桥和白河主 坝、辛庄桥和潮河主坝的三种营养源状况对比,表中数值为历次监测值的平均 值。

Table 2.5 Comparison of nutrient condition between inlets and dam area in Miyun Reservoir									
		大关桥	白河主坝	辛庄桥	潮河主坝				
	高锰酸盐指数	1.8	2.2	1.9	2.2				
	总氮	2.2	1.08	4.53	0.93				
	总磷	0.019	0.013	0.027	0.016				

表 2.5 入库河流站点和坝前营养源状况对比

由表中数据可以看出、两个入库河流的氮磷含量均比库区高很多。大关桥 总氮总磷分别是白河主坝的 2.04 倍和 1.46 倍, 辛庄桥总氮总磷分别是潮河主 坝的 4.87 倍和 1.69 倍、表明两入库河流是水库库区水体中氮磷的主要来源。两 河的高锰酸盐指数比库区略低、可能和库区的藻类增长、底泥释放或面源污染 有关。图2.6和图2.7是两入库河流的监测点三种营养源随监测时间变化的比较情 况。



图 2.6 2007 年大关桥、辛庄桥总氮季节变化 Fig. 2.6 Seasonal dynamics of total nitrogen in Daguan Bridge and Xinzhuang Bridge

由图可见,两个监测站点的两种营养源含量的波动较大,也就是说两条入 库河流的营养物质含量上下波动较大,这可能和相应时间的调水、降雨等因素 有关。但总的来说、白河的总磷、总氮水平较潮河为低。



图 2.7 2007 年大关桥、辛庄桥总磷季节变化 Fig. 2.7 Seasonal dynamics of total phosphorus in Daguan Bridge and Xinzhuang Bridge in 2007

白河和潮河整体上虽然符合《地表水环境质量标准 (2002)》中的河道 II 类标准,但按照湖库标准来评价,白河的总氮已达到 V 类标准,总磷也已为 IV 类水平,潮河更加严重,其总氮已超 V 类标准,总磷也已达到 V 类标准,两河的总氮总磷含量已远远高出库区的浓度水平,成为水库富营养化营养源的主要输入来源。因此,建议进一步作好潮白两河沿线的水土保持、污染治理、生态保护和修复等工作,尽快将两河入库的氮磷水平降下来。

2.1.3.2 库区富营养化状况

密云水库白河库区的监测站点有白河主坝、库西、套里和恒河四个,潮河 库区的监测站点有潮河主坝、水源九厂取水口、库东和金沟四个,内湖有一个。

由于评价富营养化水平的各指标存在单位不一致和数据差别较大的特点, 给综合考察和比较带来许多不方便,为具有可比性,特按常用的富营养化评分 法将各项指标评分后比较。

一般认为,碳氮磷是富营养化发生的物质基础,是营养源指标;透明度和 叶绿素是考察富营养化程度的指标,是富营养化的状态指标。表 2.6为密云水库
	Table 2.6 Europhication status of sampling stations in Miyun Reservoir								
		白河	库东	恒河	潮河	九厂	金沟	内湖	
营养	CODMn	44	45	43	45	44	45	53	
源指	总氮	59	53	56	59	52	52	54	
标评	总磷	28	38	37	32	35	44	44	
分值	平均值	44	45	45	45	44	47	50	
营养	透明度	33	42	39	32	31	46		
状态	叶绿素	32	36	34	28	26	36		
评分	平均值	32	39	36	30	28	41		
Ī	平均	39	43	42	39	38	45	50	

表 2.6 各代表站点富营养化指标评分情况表

11 0 4 0

库区各代表站点各类富营养化指标评分的历次平均值情况。

除金沟和内湖外, 密云水库其余站点的营养源指标差别不大, 基本上处于 中营养略偏富的水平上。金沟站点的营养源指标逼近富营养、而内湖的营养源 指标已经达到富营养。从富营养化状态指标看,水深的影响很大,白河主坝、潮 河主坝和九厂出水口三处较深,其指标也就较低,表明其代表水域的富营养化 发生程度很轻;其次为恒河和库东,富营养化表现最严重的是金沟,已经逼近 富营养化水平,采样时的现场观察也证明了如上结论。

1995-1996年,随着入库河流营养物质的不断带入,入库河流的富营养化 程度不断增大,1996年达到富营养后随着水量的基本稳定,直至2002年富营 养程度稍稍下降,2002年总氮超标来水为中营养,但从2002年以来,富营养水 平上升速度较快,而且趋势明显,这与上游的来水和面源污染有密切关系,应 引起重视。

库区的富营养化程度从 1995 年至 1999 年一直下降,此时水库水量变化不 大,下降可能有两方面原因,第一是 1995 年至 1996 年入库的富营养化程度低 于库区,来水消减了库区的程度;第二可能是库区周边绿化及限制网箱养鱼的 结果。从1999年以后,入库高于库区的部分开始发挥作用,并随着入库的上 升趋势、使得库区富营养化程度也以较快的速度上升、趋势明显。从趋势图可



图 2.8 密云水库营养化指标评分变化趋势 Fig. 2.8 Trendence of eutrophication status of Miyun Reservoir

以看出,目前密云水库富营养化水平正处于快速增长期,特别是现在供水紧张,水库水位下降,底泥和网箱养鱼的影响逐渐显著。目前,密云水库已经禁止网箱养鱼。

2.1.3.3 密云水库藻类种群调查

藻类种群动态为本研究的重点项目,本研究从 2008 年开始对密云水库全库 区的藻类进行了为期 4 年的调查,另外在洋河水库也进行了为期一年 (2009) 的 藻类调查,获取大量的藻类原始资料,为今后进一步的研究提供了宝贵的数据。

2009年调查期间,在密云水库中共采集到了藻类6门55属。其中硅藻 (Bacillariophyta)共12属,绿藻 (Chlorophyta)16属,蓝藻 (Cyanophyta)13属,以及裸藻 (Euglenophyta)、甲藻 (Pyrrhophyta)和金藻 (Chrysophyta)共4属,如表2.7所示。可以看出,密云水库的藻类主要由硅藻,蓝藻和绿藻组成。其中硅藻中,小环藻 (Cyclotella),脆杆藻 (Fragilaria),直链藻 (Melosira)以及针杆藻 (Synedra)的丰度比较大。而某些藻种如桥湾藻 (Cymbella)、等片藻 (Diatoma)和短缝藻 (Eunotia)等仅出现一次。绿藻中出现频次较高的有纤维藻 (Ankistrodesmus)、小球藻 (Chlorella)、盘星藻 (Pediastrum)、栅藻 (Scenedesmus)

以及星鼓藻 (Staurastrum) 等。而卵囊藻 (Oocystis) 以及小箍藻 (Trochiscia) 等仅 出现一次。蓝藻中的优势藻为微囊藻 (Microcystis),在调查期间丰度最高,平 裂藻 (Merismopedia) 尽管细胞数目也比较大,但是由于细胞体积小,总的生物 量并不大。另外色球藻 (Chroococcus) 出现频率也较高。值得注意的是,颤藻 (Oscillatoria) 和席藻 (Phormidium) 从 8 月份开始出现,鱼腥藻 (Anabaena) 也又 出现,但浓度不高。金藻中出现的藻为锥囊藻 (Dinobryon),出现频次比较高。 裸藻中出现的为裸藻属 (Euglena),频次和浓度均不高;另外,甲藻中角甲藻 (Ceratium) 和多甲藻 (Peridinium) 出现频次较高,但浓度不高。

Phytoplankton	Jun 02	Jul 14	Aug 04	Sep 08	Sep 22	Sep 28	Oct 26
Bacillariophyta (12)							
Cyclotella sp.				++++	++	+	++++
<i>Cymbella</i> sp.			+				
Diatoma sp.							+
Diploneis sp.			++	++	+	+	
Eunotia sp.							+++
Fragilaria sp.	+++	++	++	++	+++	+++	+++
Frustulia sp.							+
Melosira sp.	+++	+++	+++	++	+++	+++	++
Navicula sp.					++	+	
Pinnularia sp.		+	+				
Rhizosolenia sp.	++	++					
Synedra sp.		++	++	++++	++++	++++	++++
Chlorophyta (16)							
Ankistrodesmus sp.		++	+++	++	+++	++	++
<i>Chlorella</i> sp	+++	++	+++	+++	+++	++++	+++
Closterium sp.				+			+
Cruciaenia sp.							
Echinosphaerella sp							++
Colonkinia sp.							TT
Micractinium sp.			**	-	т	- -	
Micructinium sp.			++	+		+	
Dodiactarum en		++					
Pealastrum sp.	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
Sceneaesmus sp.	+++	++	+++	+++	+++	+++	+++
Selenastrum sp.	++		++	++	+++	+++	+++
Staurastrum sp.	++	++	++	++	++	++	++
Tetraedron sp.		++	++	++	++	++	++
Treubaria sp.				++	+	++	+
Trochiscia sp.				+			
Volvox sp.		+			+++		
Chrysophyta (1)							
Dinobryon sp.	+++	+++	++	+		++	++
Cyanophyta (13)							
Anabaena sp.		+++	+++	+++			
Aphanizomenon sp.		+++	+++	+++			+++
Aphanocapsa sp.		+++					
Chroococcus sp.	++	++	++	++	++		++
Cylindrospermum sp.			+++	++	++	++	++
Jaaginema sp.				+++			+++
Limnothrix sp.				++++	+++	+++	+++
Merismopedia sp.		+++	+++	+++	+++	+++	+++
Microcystis sp.	++++	++++	++++	++++	++++	+++	+++
Oscillatoria sp.			+	+++	+++	+++	++
Phormidium sp.			+	++	++	+	
Pseudanabaena sp.						+++	
Synechocystis sp.	+++	++	+++	++	++	++	
Euglenophyta (1)							
Euglena sp.				+			+
Pyrrhophyta (2)							
Ceratium sp.		++	++	++		+	++
Peridinium sp.		++	++	++	++	++	++

表 2.7 密云水库 2009 年藻类种群动态变化

Table 2.7 List of phytoplankton genera identified in Miyun Reservoir, 2009

*:[1, 10),++:[10, 100), +++: [100, 1000), ++++: [1000, 10000); 单位: cell $\rm mL^{-1}$

2.1.3.4 藻类时空变化

由于水体环境的时空变化,不同的藻类适应不同的环境,因此导致藻类种 群结构同样呈现季节性变化。密云水库中三大藻类(硅藻、绿藻和蓝藻)的动态 变化非常明显,如图2.9、图2.10和图2.11所示。



图 2.9 密云水库 2009-2012 年期间硅藻季节动态变化 Fig. 2.9 Seasonal variation of Bacillariophyta in Miyun Reservoir during 2009-2012

硅藻在浅水区季节变化相当明显,在春季、初夏和冬季,硅藻的数量较大, 在6月份蓝藻占优势之前,大部分时间为硅藻占优势;在夏末和秋季时期,硅藻 的细胞密度明显下降,下降幅度约为一个数量级;9月份开始,硅藻数量逐渐回 升,到11月份成为优势藻。深水区呈现相同规律,但变化幅度远不及浅水区的 变化程度(图2.9)。在热分层时期,由于水体垂直方向上相对比较稳定,表层营 养盐浓度比较低,而底层由于表层高密度的蓝藻细胞的影响,光照强度比较弱。 硅藻由于没有能够调节自身垂直位置的气囊,处在表层的硅藻很难下沉至底部 吸收营养盐,而下沉至底部的硅藻可能很难上浮到透光区进行光合作用,因此, 在热分层时期,对硅藻来说是劣势。相反,在低温季节,水体垂直方向混合比较 足,硅藻可以凭借上下垂直对流吸收光和营养盐,因此具有一定优势。



注: 横坐标为 Julian 日期, 纵坐标为对数化后的藻类密度, 上: 为浅水区表层水体藻类数据,下:为深水区表层水体数据









注: 横坐标为 Julian 日期, 纵坐标为对数化后的藻类密度, 上: 为浅水区表层水体藻类数据,下:为深水区表层水体数据

图 2.11 密云水库 2009-2012 年期间蓝藻季节动态

Reservoir during 2009-2012

Fig. 2.11 Seasonal variation of Cyanophyta in Miyun Reservoir during 2009-2012

图2.10 为绿藻季节动态分布变化、与硅澡分布规律有所不同、绿藻占优势 的时期非常短、一般是处于环境变化比较明显的时期、如春夏交替、秋冬交替 时期,不适合蓝藻和硅藻的生长。因此可以看出,硅藻在五月中旬和八月中旬 以及十月初浓度相对较高,但其优势地位往往很快就被蓝藻或者硅藻取代。深 水区的分布稍微不同,主要为在低温时期,绿藻密度非常低,从夏季开始到秋 季结束、绿藻密度并没有呈现比较明显的变化、总的来说、深水区的绿藻浓度 要低于浅水区。

蓝藻是密云水库另一类非常重要的藻类,并由于部分蓝藻具有一定毒性或 者能产生嗅味代谢产物严重影响到水库水质和饮用水的安全、因此收到广泛关 注, 也是本研究的主要内容。如图2.11 所示, 从五月份水温开始逐渐上升, 太 阳光照强度也不断增强、深水区和浅水区的蓝藻生物量均开始迅速上升、到7 月份,浅水区蓝藻细胞密度达到 1×10⁴ cells mL⁻¹,并消耗了大量的营养盐,蓝 藻生长速度变得缓慢,一直持续到9月初,由于水温下降,光照强度也降低,蓝 藻的密度开始逐渐下降;一方面,水体中营养盐浓度难以维持蓝藻高密度的生 物量;另一方面,蓝藻在夏季期间,由于具有气囊可以通过调节自身高度吸收 营养盐和光照,到9月份后,混合层的深度也不断增加,这个优势不再明显;因



此,多方面的原因导致蓝藻迅速下降。10-11月份期间,蓝藻密度约为1×10² cells mL⁻¹ 左右。

图 2.12 密云水库藻类空间分布 Fig. 2.12 Spatial variation of algal cell density in Miyun Reservoir

图2.12 为 2009 年 9 月份三次藻类调查的综合结果,可以看出藻类主要集中分布在浅水区,细胞密度约为 2.0×10⁴ cells mL⁻¹(数据为所有采样点数据平均值),另外南部深水区的藻密度也相对较高,而西部深水区浓度不到 1.0×10⁴ cells mL⁻¹ 左右。浅水区藻类在垂直方向上分布比较均匀,但是表层和中层略显优势;而深水区藻类密度在表层要高于中层和底层,这应该是因为中层和底层缺乏太阳光照所致。

Su等 (2015) 历经四年系统调查发现,密云水库的水质目前处于磷限制型的中营养状态,除总氮外,其他水质指标基本能达到 II 类地表水标准⁽⁴⁾。水库深水区水体层化现象明显,周期比较长,从六月份开始到十月初具有明显分层现象,变温层深度随季节变化,夏季浅,冬季深;浅水区层化现象同样存在,但到 9 月初,水体在垂直方向可以达到完全混合。层化不利于水垂直交换,有利于蓝藻的生长,而不利于无法调节自身垂直位置的藻类如硅藻的生长。密云水库藻类种群多样性比较丰富,群落动态变化迅速,硅藻、绿藻、蓝藻、金藻、甲

藻、裸藻等 55 属的藻类被发现,春季以针杆藻、直链藻、小环藻等硅藻和锥囊 藻 (金藻)等为主,夏季以蓝藻为主,深秋后又回到以硅藻为主。6-10 月微囊藻 为最优势的藻类种群。

2.1.4 密云水库水质问题

自 2002 年起,密云水库几乎每年秋季遭受饮用水嗅味问题,迫使自来水厂 不得不投加大量活性炭进行应急处理^[2-4]。通过用全扫描方式利用气象色谱质谱 分析仪对密云水库水样进行分析,发现二甲基异崁醇 (MIB) 是导致密云水库水 体中出现嗅味问题的主要致嗅物质。



图 2.13 密云水库 2009-2012 年致嗅物质总 MIB 季节分布 Fig. 2.13 Seasonal variation of total MIB in Miyun Reservoir during 2009 and 2012

蓝藻水华引起的饮用水嗅味问题已经屡见不鲜,在本研究期间就参与调查 了多个水源地引起的嗅味问题,比如:洋河水库,密云水库,黄浦江,东太湖, 呼和浩特金海水库,澳大利亚 Myponga 水库等等。因此了解环境因子对蓝藻生 长和嗅味产生的影响对预测嗅味出现和发展动态与规模,对水质产生的影响评 估,以及嗅味物质的控制等至关重要。密云水库嗅味问题具有非常明显的季节 性,在近几年来,基本上是在 9-10 月份期间检出一定的嗅味物质。季节的变化 主要由于太阳光照角度和强度引起,进而影响气温,水温等,接着出现一系列 系统的变化。已有一些研究通过实验室内模拟实验阐述了温度和光照对蓝藻产 嗅的影响,但众口不一,没有一致的看法。此外,实验室培养的蓝藻经过长期培 养后,其生理特性与环境水体可能具有较大的差别,因此研究天然水体中嗅味 物质的分布,成因和影响因子具有一定环境意义。本研究通过对密云水库连续4 年的藻类、环境因子以及嗅味物质监测,简要分析了其嗅味问题的来源和成因, 为进一步的机理研究奠定基础。



图 2.14 密云水库 2009 年 9 月期间致嗅物质 MIB 的空间分布 Fig. 2.14 The spatial distribution of odorous compound MIB in Miyun Reservoir in September, 2009

在 2009-2012 年调查期间,水体中能检出嗅味物质的时间比较稳定,一般 在秋季出现,并且不同区域的具体时间稍有不同,浅水区相对较早一些,深水 区相对延迟两周到一个月时间,然后十月底基本下降至较低的水平,如图2.13 所示。浅水区的最高浓度可达到 200 ng L⁻¹,而深水区浓度相对要低很多 (数据为 表层水体平均值)。图2.14 为密云水库 2009 年 9 月 3 次调查综合结果分析得出 了 MIB 空间分布图,可以看出,MIB 的空间分布并不均匀,主要分布在北部浅 水区,南部深水区中层当时也有较高浓度的 MIB 检出,而西部深水区检出浓度 非常小。从垂直分布来看,没有发现十分明显的差别。

2.2 水体嗅味问题

水体嗅味 (Taste&Odor) 严格来说包含两个方面,嗅是指鼻子闻到的气味, 味则是指舌头感觉到的味道,一般来说人的嗅觉比味觉更灵敏。不同的嗅味物 质的对人的嗅阈值 (threadhold) 不同,从 ng L⁻¹ 至 mg L⁻¹不等。到目前为止, 还没有足够的证据证明嗅味物质对人体有害,但是嗅味影响水的感官,降低水 的可利用性,也是用户最敏感的水质指标。一旦用户发现饮用水中出现异味,就 会对水的安全失去信心而拒绝接受,严重影响用户的生活。饮用水及其水源中 的嗅味问题在全球范围内均有报道^[20-23]。早在 1956 年,美国由于有机物污染 导致水体出现了嗅味问题^[24]。1967 年 Vaughn 总结了美国水厂的嗅味问题及其 处理方法。近年来,我国饮用水水源地发生的嗅味问题屡有报道,比如无锡太 湖、秦皇岛洋河水库、北京密云水库、上海黄浦江、郑州黄河等水体都出现过嗅 味问题^[25]。在众多嗅味物质类型中,土霉味、氯味、沼泽味以及鱼腥味等较为 常见。Suffert 把水中出现的嗅味和其原因物质总结成了一个嗅味轮,如图2.15 所示。

早在 1967 年, Vaughn 就发现了自来水水厂中存在的嗅味问题^[26],同年, Safferman 发现席藻能够产生一种土霉味的代谢物^[27],1977 年 Lin 总结了水厂 中出现嗅味问题的成因,发现除了人为污染以外藻类和放线菌也是产生嗅味物 质的主要来源,并给出了不同藻种产生的气味类型,但由于当时的分析手段相 对比较简单,并没有提出具体嗅味物质的化学结构^[28]。

2.2.1 嗅味产生来源

Waston 在 2004 年总结了水中出现的嗅味物质,尤其是由藻类产生的嗅味物质,经常导致水体嗅味问题的藻源物质可以分为以下几种类型:有机硫化合物(Sulfurous)、多元不饱和脂肪烃衍生物 (polyunsaturated fatty acids derivatives, PUFAs)、胺类 (Amines)、铁螺及其衍生物 (Terpenoids)、吡嗪类 (Pyrazines)等,其中两种土霉味的萜类衍生物 geosmin 和 MIB 是最常见,最可能导致水源嗅味问题的嗅味物质,其相关信息见表2.8,在藻样品中发现的主要藻源嗅味物质见表2.9^[29]。



图 2.15 饮用水嗅味轮 Fig. 2.15 Taste and odor wheel in drinking water

嗅味物质在不同浓度时,闻起来的气味会有差异,黄瓜味、鱼腥味、油脂 味等味道一般是由胺类或不饱和脂肪酸衍生物导致的。具有鱼腥味、刺激性 氨味的胺类可能是一些蛋白质或其含氮细胞组分被细菌代谢所产生。这类物 质很难被检测,一但被释放,就可以通过挥发、光降解或生物降解等过程快 速消失,所以问题不是很大。脂肪酸衍生物,特别是多元不饱和脂肪酸衍生 物是水体常见的嗅味物质,其气味多样,很多硅藻、金藻、甲藻等都能产生这 类物质,其中 6-10 个碳的醛酮类又最为常见。土霉味的物质主要是一些萜类 衍生物,最为常见的为 geosmin 和 MIB,它们最早在放线菌中被发现^[30,31],后 来在许多丝状蓝藻如席藻、颤藻、鱼腥藻中发现,具体产生 geosmin 和 MIB 的 蓝藻种属见表2.10,该表格参照 Juttner 的综述进行了一些补充^[32]。其他的常 见土霉味物质还有三氯茴香醚 (2,4,6-trichloroanisole, TCA), 2-异丁基-3-甲氧 基吡嗪 (IBMP, 2-isobutyl-3-methoxypyrazine) 和 2-异丙基-3-甲氧基吡嗪 (IPMP,

Table 2.8 Characteristics of geosmin and MIB								
名称	土嗅素 geomin	二甲基异莰醇 MIB (2-methylisoborneol)						
化学结构		HO						
化学夕称	<i>trans</i> -1,10-Dimethyl	1,2,7,7-Tetramethyl-exo						
化子石你	-trans-9-decalol	-bicyclo-heptan-2-ol						
分子式	$C_{12}H_{22}O$	$C_{11}H_{20}O$						
分子量	182.31	168.28						
形态	淡黄色油状液体	白色固体						
沸点	270°C	-						
气味	土霉味	霉味						
嗅阈值	$10~{ m ng}~{ m L}^{-1}$	7–15 ng L^{-1}						

表 2.8 土嗅素和二甲基异莰醇特性

2-isopropyl-3-methoxypyrazine)。微囊藻能产生大量胡萝卜素的衍生物环柠檬 醛 (β-Cyclocitral),在高浓度时具有烟草味。含硫化合物主要是藻细胞中含硫的 氨基酸被细菌代谢所产生,此外,甲藻等也能合成硫醚类化合物^[33]。由于可能 产生毒素、嗅味和形成水华的蓝藻种属有许多是共同的,因此当蓝藻水华形成 时,往往会伴随出现嗅味和毒素问题^[29],都能对饮用水安全产生威胁,但很少 有人对蓝藻水华期的嗅味和藻毒素进行同步调查。

2.2.2 嗅味问题现状

2.2.2.1 嗅味已成为影响我国饮用水水质达标的主要水质问题之一

在各类水质指标中,人对于嗅味的反应最为敏感,ngL⁻¹甚至pgL⁻¹浓度水 平下即可感知,而饮用水有无异味是消费者直接评判水质好坏的一个主要依据。 虽然世界范围内饮用水嗅味是一个普遍性的问题,然而对我国来说,近年自来 水异味问题频发,有报道指出约70%的消费者水质投诉与嗅味问题有关,堪称

Table 2.9 Major odor compo	unds identifided from algal cult	cures and field sample
α -Campholene	Isopropyl thiol	1,3-Octadiene
γ -Cadinene	Isopropyl trisulfide	Methyl n-valerate
Camphor	Isopropyl methyl disulfide	Octan-3-ol
Chlorophene	Methyl 2-methyl propanethiolate	n-Heptanal
Cieneol	Methyl 3-disulfide	Octa-1,5-dien-3-ol
Trimethyl	Methyl mercaptan	Oct-1-ene
Cyclohex-1-ene	Methylbutane	n-Heptanal
β -Cyclocitral	Methylethane thiolate	Octene
Hydroxy-β-cylocitral	2,4-Heptadienal	Octane
Cyclohexanone	2,4-Decadienal	Oct-1-en-3-one
Dihydrotrimethylnapthalene	2,4 -Nonadienal	Ectocarpene
Dihydroactinidiolide	2,6 -Nonadienal	Dictyopterene A'
α -Ionone	2-Octene	Dictyopterene C'
β -Ionone	Oct-1-en-3-ol	<i>n</i> -Nonadecane
Geosmin	1,3,5-Octatriene	n-Heptadecane
Geranyl acetone	2,4 -Octadienal	Heptadec-5-ene
Geraniol	2-Furfural	2-Pentenal
Germacrene-D	Propenal	Octan-1-ol
Limonene	Hexan-1-ol	Oct-2-en-1-ol
Linalool	<i>n</i> -Hexanal	Isobutyrate
Menthone	3-Hexen-1-ol	Methyl acetate
Methyl gerianate	Pent-1-en-3-one	Methyl butanoate
Myrcene	1-Pentanol	2-Methyl propan-1-ol
2-Methylisoborneol	<i>n</i> -Heptane	3-Methyl butanal
6-Methyl-5-hepten-2-one	2,4,7-Decatrienal	2-Methyl but-2-en-1-ol
6-Methyl-5-hepten-2-ol	Undecan-2-one	2-Pentylfuran
3-Methylbut-2en-1-ol	Heptan-1-ol	2-Methylpent-2-enal
4-Methylpent-3-en-2-one	Pent-1-en-3-ol	3-Methyl -1-butanol
Nerol	Octene	3-Methylbut-2-enal
Phytol	Actetaldehyde	3-Methylbutan-2-one
Squalene	Heptadec-5-ene	Butanone
Skatol	Heptan-2-ol	Isobutyl alcohol
Styrene	<i>n</i> -Hexanol	Ethyl propionate
Trimethylcyclohex-2-en-1-one	Octan-3-ol	Isobutyl acetate
γ -Terpinene	Octan-3-one	Isopropyl alcohol
Isopropyl disulfide	Octadecene	Methyl 2-methyl forma
Dimethyl sulfide	n-Octadecane	Methylbutanoate
Dimethyl trisulfide	n-Hexanol	2,4,6-Trichloroanisole
Dimethyl tetrasulfide	2-Octenal	

表 2.9 主要藻源嗅味物质

Table 2.10 Main Cyanobacteria genera as the geosmin/MIB producer						
种属	别名	类型	Geosmin	MIB		
Geitlerinema splendidum	Oscillatoria splendida	BEN	+			
Jaaginema geminatum	Oscillatoria geminata	BEN		+		
Leibleinia subtilis	Lyngbya subtilis	BEN	+			
Lyngbya aestuarii		BEN		+		
Oscillatoria curviceps		BEN		+		
Oscillatoria tenuis var . levis		BEN		+		
Oscillatoria variabilis		BEN		+		
Phormidium allorgei	Lyngbya allorgei	BEN	+			
Phormidium amoenum	Oscillatoria amoena	BEN	+			
Phormidium breve	Oscillatoria brevis	BEN	+	+		
Phormidium chalybeum	Oscillatoria chalybea	BEN		+		
Phormidium cortianum	Oscillatoria cortiana	BEN	+			
Phormidium favosum		BEN		+		
Phormidium formosum	Oscillatoria formosa	BEN	+			
Phormidium strain LM689		BEN		+		
Phormidium simplissimum	Oscillatoria simplicissima	BEN	+			
ormidium sp. strain NIVA 51		BEN	+	+		
Phormidium tenue	Oscillatoria tenuis	BEN		+		
Phormidium uncinatum		BEN	+			
Phormidium viscosum		BEN	+			
Planktothrix prolifica	Oscillatoria prolifica	BEN	+			
rphyrosiphon martensianus	Lyngbya martensiana	BEN		+		
Symplocastrum mülleri	Schizothrix mülleri	BEN	+			
Tychonema bornetii	Oscillatoria bornetii	BEN	+			
Tychonema granulatum	Oscillatoria f. granulata	BEN	+	+		
Hyella sp.		EPI		+		
Microcoleus sp.		EPI	+			
Anabaena circinalis		PL	+			
Anabaena crassa		PL	+			
Anabaena lemmermannii		PL	+			
Anabaena macrospora		PL	+			
Anabaena solitaria		PL	+			
Anabaena viguieri		PL	+			
phanizomenon flos-aquae		PL	+			
Aphanizomenon gracile		PL	+			
Oscillatoria limosa		PL		+		
Planktothrix agardhii	Oscillatoria agardhii	PL	+	+		
lanktothrix cryptovaginata	Lyngbya cryptovaginata	PL		+		
Planktothrix perornata	Oscillatoria perornata	PL		+		
othrix perornata var. attenuata	Oscillatoria perornata var. attenuata	PL		+		
Pseudanabaena catenata		PL	+	+		
Pseudanabaena limnetica	Oscillatoria limnetica	PL		+		
Symploca muscorum		SL	+			
Synechococcus sp.		PL		+		
<i>Leptolyngbya</i> sp.		BEN		+		
Nostoc sp.		EPI	+			

表 2.10 产 geosmin 和 MIB 的蓝藻

注:BEN-底栖型、PL-浮游型、SL-土壤型、EPI-附着型。

-

自来水的"多发病症",严重影响了消费者对于供水安全的信心。仅 2014 年 1-3 月就有包括杭州、上海和兰州等地 10 多起自来水异味事件的报道; 2007 年无锡 自来水嗅味事件甚至引发大范围停水的供水危机。"十一五"水专项 2009-2012 年期间针对我国 35 个重点城市 127 个水厂水源及饮用水的调查表明,约80%的 水源和 50%的出厂水存在不同程度的嗅味,以腥臭味和土霉味为主,而我国 《生活饮用水水质标准》(GB5749-2006)对于水中异味的规定是"不得有异臭 异味"。因此,嗅味问题甚至已成为当前影响我国饮用水水质达标的一项主要指 标。

人对于嗅味的感知极其灵敏,但存在一定的个体差异。目前我国对于饮用 水嗅味的评价方法,无论是标准中的六级描述法,还是《水和废水监测分析方 法》中的嗅阈值法 (TON),由于缺乏可靠的质控体系,均存在受人为因素影响 大、操作误差大、无法定性等问题,在实际水质管理中的应用可行性不高,从而 导致消费者对于自来水嗅味的感觉与水质的评价结果存在明显差异,虽然自来 水的水质评价合格,但仍有大量嗅味问题投诉。如何科学有效的对水中嗅味进 行定性定量表征,对于饮用水中嗅味的控制和管理是一个巨大挑战。致嗅物质 不明确,导致水质管理和嗅味控制缺乏针对性

虽然饮用水中的嗅味可由管网输配及二次供水过程中的二次污染引起,但 更多则直接来源于水源问题,尤其湖库和河流等地表水源。湖库水源中的嗅味 多与蓝藻的次生代谢产物有关,如2-甲基异莰醇(MIB)和土臭素(geosmin) 等引起的土霉味问题,这类嗅味在饮用水中的出现频率最高,有关其来源、产 生机制以及处理技术等方面国内外的研究也较多,但值得关注的是,颤藻和席 藻等底栖藻虽被证明是主要的产嗅藻类,然而有关其生长代谢机制以及如何进 行控制仍有待于进一步的研究;另外,我国北方部分地区水源的冬春季节存在 较重的鱼腥味问题,如黄河流域的呼和浩特等城市,然而对这类问题的研究和 关注较少,尽管证明与甲藻、金藻和隐藻等相关,但有关其主要嗅味物质、来 源、产生机制以及控制技术均有待于进一步的研究。对于作为主要供水水源的 河流等开放性水源水体,包括淮河、黄河、长江等重点流域内,嗅味问题要更为 复杂,呈现出复合型的嗅味特征,往往是各种外来污染物以及内源产生污染物 共同作用的结果,一些物质在导致异味的同时甚至存在潜在健康影响。对此类 嗅味问题,无论从物质识别还是来源解析等方面都有待于进一步的研究。

对于嗅味的处理,常规工艺去除效果有限,一旦发生嗅味问题,水厂多采 用投加活性炭或高锰酸钾等的方式加以应急处理,然而由于对具体导致异味的 物质不明确,往往在付出巨大处理成本的同时仍不能有效控制异味;而从水源 管理角度来说,由于缺乏针对性的目标物质,往往也是无从着手。因此,发展完 善饮用水中的嗅味物质识别鉴定技术,有效识别确定水中的关键致嗅物质并追 踪其来源,在此基础上针对性的开展嗅味物质处理技术研究和应用,对于解决 我国饮用水中普遍存在的嗅味问题具有必要性和紧迫性,同时对于提升我国水 源管理和水处理工艺技术水平,进一步保障饮用水水质安全具有重要意义。

2.2.2.2 饮用水嗅味的感官评价

作为一项感官指标,嗅味主要是嗅味物质分子通过人的鼻腔进入含有大量 神经元的嗅球后而感知得到,而人对嗅味的感知甚至比多数分析仪器要更为灵 敏。感官分析涉及嗅味特征的定性描述以及强度水平的确定,科学有效的对水 中嗅味进行定性定量表征,无论对于水质管理还是嗅味控制都具有重要意义。

国际上针对饮用水嗅味感官评价方法方面进行了较多的探索,根据不同的目标,发展了嗅味层次分析 (Flavor Profile Analysis, FPA)、特征评分测试 (Attribute Rating Test, ART)、5 选 2 测试 (2-of-5 Test)、三角测试 (Triangle Test) 以及嗅味等级评估 (Flavor Rating Assessment, FRA)等方法。其中,嗅味层次分析法最早应用于食品行业中的风味评估,由美国南加州水厂率先采用,目前已成为欧美许多水厂采用的方法。由于具有标准的培训程序和质控体系,对于水中嗅味的感官评价可达到定性或定量的程度,已列入美国水质分析标准方法中 (APHA 2170)。另外,为实现水中嗅味的科学性评价,国际上有研究从嗅味标准的选择、影响因素、培训程序等方面进行了探索;依据不同地区人群生活习惯以及背景水质等的差异,有研究提出了基于不同地区设定不同的嗅味控制目标的设想。

我国饮用水中现行的标准方法采用的是六级描述法,并以《水和废水监测 分析方法》中的嗅阈值法 (TON) 作为补充,然而由于缺乏可靠的质控体系,存 在受人为因素影响大、操作误差大、无法定性等问题,在实际水质管理中的应 用可行性并不高,这也是为何我国许多城市的自来水水质合格,仍会有大量嗅味问题投诉的原因之一。中科院生态中心相关研究组借鉴嗅味层次分析法,从2004年开始对该方法的应用条件和可行性进行了探索,为国内40多家供水企业550余名技术人员进行过该方法的培训,并在"十一五"水专项课题《水质监测关键技术及标准化研究与示范》的实施中,在相关国家水质监测站中进行了方法验证,为该方法的进一步应用提供了依据。总体来看,对于一种需要利用人进行评价的感官方法来说,如何实现方法的合理性和可行性,需要在考虑人员敏感性差异的基础上,从人员的选择和适应性、影响因素、方法的操作过程以及质量控制等方面进行进一步的评价和优化。

2.2.2.3 饮用水中嗅味物质的识别

导致饮用水嗅味的原因复杂、来源广泛,一些水源的嗅味往往是多种化合物组合导致的结果。这种情况下,简单的化学分析已很难确定导致异味的主要物质,如何有效识别确定出水中的主要嗅味物质,其中的关键致嗅物质及组合 是什么,对于饮用水水质的管理和嗅味控制来说是一个巨大挑战。

对于饮用水中嗅味物质的识别,国际上开展相对较早,借鉴了食品及香精 香料行业中风味物质的鉴定技术,建立了基于感官与化学分析相结合的方法。 其核心是将仪器分析(如 GC/MS)与人对气味或味道的感知相结合(感官气相 色谱,Sensory GC),实现相关致嗅物质的识别和分析。虽然取得一定效果,如 国内参考应用该方法,成功识别出了2007年无锡嗅味事件及秦皇岛嗅味事件的 关键致嗅物质等,为后续的应对处理提供了依据。然而,由于水中微量污染物 种类非常多,致嗅原因复杂,而且含量远低于食品、香料的水平,饮用水嗅味物 质的鉴定及其特征表征仍存在很大的挑战,如:通过 GC 色谱分离后,各嗅味峰 的异味特征与水中原有的异味相差较大;水中成分及背景基质复杂,一维 GC 难 于分离或容易产生分析组分的共流出;一些化合物嗅阈值很低,在低于仪器检 出限(LOD)条件下就可能有很强的异味,即使能从 GC-O上闻测到,却得不到 任何有关化合物的结构信息。因而,对于水中嗅味物质的识别鉴定,在方法学 上仍有待于进一步的完善。

2.2.3 蓝藻嗅味产生机制

水源地中由于藻类的生长代谢而产生的嗅味物质(藻源嗅味物质)是饮用 水中嗅味物质的重要组成部分。化学类的嗅味物质往往是由于工业废水排放等 污染所致,具有一定的人为可控性;与此相比,藻源嗅味物质的产生机制十分 复杂,影响因子较多,是目前国际上的重点与难点问题。

在这些嗅味物质中,水源地出现土霉味的频率最高,相关研究也最多,主要 认为是由浮游蓝藻 (如鱼腥藻) 产生的土嗅素 (geosmin) 和丝状底栖蓝藻 (如 颤藻)产生的 2-甲基异坎醇 (MIB)所致。另外,我国北方部分地区水源地出现 较重的腥臭味,目前被证明与甲藻、金藻和隐藻等在冰下高密度生长相关;由于 这种现象具有很强的区域性、相关报道与研究十分有限。藻源嗅味物质与藻类 的关系并非简单的一一对应关系,一种藻类可能不产或者产生一种或多种嗅味 物质,而一种嗅味物质也可能由多种藻类产生;另外,这些藻类产嗅还与其产 嗅功能基因的表达以及诸多环境因子相关,不同条件下其产嗅能力不同。目前, 关于土嗅素和 2-甲基异坎醇的功能基因已有报道, 但是对藻类产生这些嗅味物 质的影响因子的研究还不够;^[32],但放线菌合成 geosmin 和 MIB 的途径已经 得到了大致的轮廓^[31, 34-39]。Steven 参考 geosmin 在放线菌中的合成途径,在念 珠藻中发现可以将法呢基焦磷酸 FPP(farnesyl diphosphate) 转变成 geosmin 的 酶,并克隆得到了它的编码基因^[40],加深了对蓝藻中 geosmin 合成途径的理解。 geosmin 的前体 FPP 和 MIB 的前体牛儿苗基焦磷酸 GPP (Geanyl diphosphate) 都从异戊二烯焦磷酸 IPP (Isopentenyl diphosphate) 转变而来。 而异戊二烯途径 (MEP pathway), 甲羟戊酸途径 (Mevalonate pathway) 和亮氨酸途径 (Leucine) pathway)都能产生 IPP^[32]。Steven 等发现在蓝藻中合成 MIB 的途径与放线菌中 不相同,其功能基因在操纵子中的排序不一致,如图 2.17 所示[41]。而关于腥臭 味类的物质、目前还处于物质解析的初步阶段。



图 2.16 二甲基异崁醇生物合成途径 Fig. 2.16 Biosynthesis of Methylisoborneol

2.3 生态位

2.3.1 生态位理论

生态位 (Ecological niche),又称小生境、生态区位、生态栖位或是生态龛位, 生态位是一个物种所处的环境以及其本身生活习性的总称。每个物种都有自己 独特的生态位,借以跟其他物种作出区别。生态位的概念是由 Joseph Grinnell 于 1917 年首次提出的^[42]。生态位的含义远不止是"生活空间"(温度,空气湿 度等环境因素的综合,它是生物生存的依据)的一个抽象概念,它描述了一个 物种在其群落生境中的功能作用,而且它带有构成群落生境的自然因素所留下 的烙印。它是一个物种为求生存而所需的广义"资源"。一个物种只能占有一 个生态位。生态位的环境因素(温度,食物,地表湿度,生存环境等)的综合, 构成概念生态位空间。这是一种n维超体积,但出于可视化的原因会将它简化



图 2.17 MIB 操纵子中的功能基因在放线菌和部分蓝藻中顺序

Fig. 2.17 MIB operon gene arrangement in actinomycetes and *Pseudanabaena limnetica* (Castaic Lake). Apart from *Strepto- myces* sp. AA4, *Catenulipsora acidiphila*, and *Pseudanabaena limnetica* (Castaic Lake), the gene order in this operon is nucleotide binding protein, followed downstream by 2-methyl- isoborneol synthase and GPP 2-methyl transferase

为二维或三维龛位图进行显示。每种环境因素成为一个维度。在两个生态龛位 中,考虑观察的维度越多,两个生态龛位的差别就越明显,越容易被区分开来。 随着生态位理论的发展,生态为研究也成为近代理论生态的一个主要内容,种 的生态宽度和中间生态重叠被认为是物种多样性及群落结构的决定因素,反映 物种对资源的利用能力及其在群落或生态洗头种的功能位置,也反映了其所在 群落的稳定性^[43],如图 2.18所示。目前,国内关于生态位的研究已有许多报道 ^[44-46],但关于湖库中藻类的生态位,研究还比较少。



图 2.18 单因素下两个物种生态位示意图 Fig. 2.18 Sketch map of ecological niche for two species under single factor

2.3.1.1 生态位宽度

用多维空间描述生态位有助于概念的精确化。但实际工作中只能对少数几 个,通常只是一两个生态因子作定量分析。生态位宽度是就一个生态因子轴而 言的。这方面实验较多的是动物的竞争取食,以食物种类或体积大小为变量。设 某物种在 *s* 种食物资源中取食,取每种食物的个体数分别为 *N*₁...*N_s*。R. 莱 文斯提出的计算生态位的公式如式 2.1所示。

$$P_i = \frac{N_i}{N_1 + \dots + N_i + \dots + N_s}$$
(2.1a)

$$B = \frac{1}{\sum_{i=1}^{s} (P_i)^2}$$
(2.1b)

其中 P_i 表示取食第 i 种食物的个体数在总数中的比例。B 为生态位宽度。

简单举例如下:设置装有不同食物的食槽s个,使一种动物取食,统计每槽取食的个体数。一种极端情况是,每槽个体数相等,表明该物种在所测范围内占有最宽的生态位,此时B值最大;另一种极端情况是,所有个体都在同一食槽取食,表明该物种在所测范围内占有最窄的生态位,此时B值最小。自然,这里测的是种群的综合效果。各个个体取食范围可能都很广(称泛化取食者),也可能都很窄(称特化取食者),但可因各特化取食者分别采取不同食物,所以它们的综合效果仍很广。但绝大多数情况介乎两者之间。一般说来,当主要食物缺乏时,动物会扩大取食种类,食性趋向泛化,生态位加宽;当食物丰富时,取食种类又可能缩小,食性趋向特化,生态位变窄。

2.3.1.2 生态位重叠

生物群落中,多个物种取食相同食物的现象就是生态位重叠的一种表现, 由此造成物种间的竞争,而食物缺乏时竞争加剧。R. 莱文斯采用沃尔泰拉种群 竞争公式中的竞争系数 α 表示重叠程度,用公式 2.2表示物种 x 对物种 y 的生态 位重叠。以 y 的生态位宽度 (B_y)代式中的 (B_x),则得物种 y 对物种 x 的生态位重 叠。公式表明:重叠程度取决于 x 和 y 取用同一食物的几率及生态位宽度。因为 多数物种生态位宽度不等,所以重叠对两物种的影响也不相等,即可能生态位 重叠与物种竞争密切相关,因此生态位概念是竞争排除原理的重要根据。

$$\alpha_{xy} = \frac{\sum_{i=1}^{s} P_{x_i} P_{y_i}}{\sum_{i=1}^{s} (P_{x_i})^2} = \sum_{i=1}^{s} P_{x_i} P_{y_i}(B_x)$$
(2.2a)

 $\alpha_{xy} \neq \alpha_{yx} \tag{2.2b}$

2.3.2 藻类生态位研究动态

为了深入了解藻类种群动态变化对有害藻类爆发的影响,通常会通过研究 藻类生理、生化以及行为特征等这些可能在自然选择中起作用的指标。每一个 藻种都有其对应的一系列生态特点的结合,也就构成了它的生态位,比如微囊 藻的生态位是高温富营养化水体,而颤藻等底栖藻适宜在阳光充足的浅滩,有的 藻则在冬季冰下爆发,有的藻种容易在闷热的天气下爆发等等。通过了解各个 藻种对应适应的环境,就可以准确地描述水力过程、营养盐分布及其潜在的生理行为对其生物量的影响,并最终可以找到有害藻类爆发的主要原因(比如:富营养化、热分层等)。

在不否认光、温度和营养盐与藻类生理特性相关性的前提下, Margalef(1978)认为 "water movement controls plankton communities."^[47],即水体 的流态决定藻类的群落结构。因为大部分营养盐附着在下沉的颗粒物上,这对 于有明显热分层的水体来说,表层的水体有充足的阳光但缺乏营养盐,而底层 的水体富含营养盐却阳光不足,这种状态的水体相对来说生产力较小。图 2.19 为 Margalef(1978)关于形态影响其生态位的例子,藻细胞较小的藻种可以适应 营养盐相对较低的的水平。而高浊度低营养盐的环境则很少有藻类适合生长。



注: The trends in cell size, shape, pigment content, and ecological strategy are consistent with a strong influence of nutrient availability on selection. Depth regulation and vertical migration were not explicitly considered, although the dominance of red-tide dinoflagellates in low-turbulence, high-nutrient waters can be associated with swimming behavior (redrawn from Margalef, 1978).

图 2.19 Margalef (1978) 关于不同藻类形态对应不同的环境 (本例中为水体的扰动程度与可利用的营养盐含量)

Fig. 2.19 Margalef's (1978) view of how life-forms of phytoplankton, represented by exemplary species, correspond to different regimes of turbulence and availability of nutrients

第三章 密云水库中浮颤藻的产嗅潜力研究

3.1 摘要

至今为止,环境水体中浮颤藻(Planktothrix sp.)生长代谢产生致嗅物质二 甲基异崁醇(2-methylisoborneol, MIB)的机理还没有研究明白。本研究通过 在密云水库连续4年的调查与监测,发现每年秋季九月至十月期间水库局部区域 出现浮颤藻大量生长,并生长代谢产生较高浓度的 MIB 而导致水体出现嗅味问 题,严重影响北京市的供水安全,受到广泛的关注。本研究监测整个库区不同 季节不同采样点不同采样深度的嗅味物质 MIB 及其生产者浮颤藻,共采集有效 样品数为887个。研究结果表明密云水库北部浅水区是浮颤藻的主要生长库区 域,这主要是因为该区域水深交钱,太阳光照能到达接近底层水体的位置,此 外水深浅有利于底泥中的营养盐传输扩散到水体中。通过采用分位回归的方法 探讨了浮颤藻的生物量与其嗅味产物 MIB 之间的关系,发现当水体中浮颤藻的 浓度高达 4.0 × 10⁵ cells L⁻¹时,水体中嗅味物质的浓度超过嗅阈值(15 ng L⁻¹) 的概率高达90%;而如果能将水体中浮颤藻的浓度控制在1.6 × 10⁴ cells L⁻¹以 下时,水体中出现嗅味问题将小于10%。本研究的成果有利于加深对湖库中浮 颤藻的生长与产嗅行为的理解,同时能为湖库型水源地出现由于深水型产嗅蓝 藻生长引起的嗅味问题提供更多的知识以及重要的科学管理依据。

3.2 前言

湖库型水源地中由于二甲基异崁醇 (MIB) 引起的嗅味问题是供水行业中非 常大的挑战,因为这种嗅味物质无法用传统和简易的水处理工艺消除,从而导 致用户的大量投诉^[20,48,49]。根据大量的研究证明,MIB 主要是由一类耐低光照 的丝状蓝藻如颤藻 (*Oscillatoria* sp.)、浮颤藻 (*Planktothrix* sp.)等生长代谢产 生 ^[50-52]。

以往大量研究往往将蓝藻与水体富营养化联系在一起,因此认为水体中由 于蓝藻暴发出现的嗅味问题也只会局限于富营养化的水体中^[53-57]。然而,近年 来,越来越多的研究发现即使在中营养甚至贫营养的水体中也频繁出现由于底 栖藻和深水型耐低光藻生长代谢致嗅物质而导致的水体嗅味问题^[58-60]。有研究 认为水体处于贫营养状态时,水体表层的营养盐浓度较低而无法支撑大量浮游 型蓝藻大量生长,从而有利于增加水体的透明度,因此为底栖藻和深水区生长 的藻类提供足够的光照而促进它们的大量生长^[60,61]。此外,水体中大量的营养 盐往往分布在接近底泥的深水区。因此,即使在总体上被认为是贫营养的水体 中,颤藻和浮颤藻这类生长底部的藻类能够吸收足够的营养盐,从而出现一定 频率的暴发^[62-64]。因此,为了更好的控制由于 MIB 导致的水体嗅味问题,研究 环境中产嗅蓝藻暴发的驱动因子和机制变得十分重要。尽管以往出现了大量的 关于浮颤藻的研究,但它们主要侧重研究浮颤藻在水体的垂直分布等生活习性, 而对于浮颤藻生长代谢产生致嗅物质 MIB 的研究还十分缺乏。

密云水库总库容为4.3×10⁸m³,是北京市最重要的地表水源地,受到十分 严格的保护;然而,近年来,水库频繁遭受由于 MIB 浓度过高而导致的水体嗅味 问题。其中、由于自1999年来水库水位的不断降低可能是导致产嗅藻暴发的重 要原因[13]。基于前期的研究结果[3]、浮颤藻的暴发与表层微囊藻的消亡具有密 切的关系, 正是因为表层藻细胞的大量死亡而增加水体的透明, 极大的增加了水 体透光层的厚度,有利于底层生长的产嗅浮颤藻的生长。本研究在2009-2012连 续四年对密云水库中藻类种群、嗅味物质以及其他相关水质参数进行了长期的 连续调查与监测、为深入解析密云水库中嗅味问题产生机制与途径积累大量的 原始数据。本研究旨在弄明白浮颤藻在密云水库中的生长与分布特征。经过大 量的野外调查,采集了共887份有效样品,用于分析耐低光的产嗅浮颤藻在密云 水库中的主要空间与季节分布特征与产嗅潜力、结果发现、浮颤藻主要分布在 接近底泥的深水层。为采集附在沉积物上的藻类,本研究设计了一个底泥表层 采样器、保证了这部分特殊样品采集工作的顺利进行。本研究的成果将有利于 进一步理解湖库型水源地中浮颤藻的生长与产嗅行为、从而饮用水源地水库的 水质管理中出现由于耐低光的产嗅蓝藻暴发导致的嗅味问题提供十分重要的知 识与科学指导。

3.3 研究方法

3.3.1 研究对象

密云水库坐落在北京市东北角(北纬40°30′N,东经116°55′E),水库建设初期时的主要功能为防洪、灌溉与渔业养殖地,而现在由于北京饮用水严重短缺,已经成为北京市最重要的地表水水源地。密云水库是亚洲最大的人工水库,水库地形复杂,为山谷型水库;其最大蓄水量 43.75 亿 m³,相应水面面积 188 km²,最大水深 43.5 m。平均年径流量 9.844 亿 m³,年供水量 7.725 亿 m³。入库河流主要有潮河和白河两大支流,分别发源于河北省承德地区和张家口地区,潮白河流域受密云水库控制的面积 15,788 km²。其中白河入流量是潮河的两倍左右,平均年流量为1.11 × 10⁸ m³ yr⁻¹,而潮河约为 2.03 × 10⁸ m³ yr⁻¹左右(数据源自北京水库,2010-2013)。位于水库东南角的水九取水口是密云水库供自来水厂引水渠的起始位置,也是密云水库目前唯一的出流,取水的深度为 18 m处。

由于严重的生活污水污染,北京市第二大地表水源地不堪重负,严重富营养化,迫使北京市政府于1997年决定停止作为城市水源地。自那以后,密云水 库对于北京市的饮用水安全的重要性极大的提升,同时也由于之后每年的过度开采加上连续的干旱致使密云水库的水位连年下降,从1999年的最高水位 海拔154m下降共17m至2012年的海拔137m,到目前,已经下降至130m左右 了。密云水库流域的年降雨量约为610mm,而其中85%的降水集中在每年的 六月至九月之间^[65]。由于水库库底地形对于分析水生态系统的内容极为重要, 本研究利用多普勒声学仪 (Acoustic Doppler Current Profiler instrument, ADCP, LAUREL,美国)采集了密云水库的库底地形,如图2.5所示。基于密云水库的库 底地形,本研究将密云水库划分为四个区,分别为西部和南部深水区 (WDR、 SDR),这两个区当前的平均水深超过20m,最大水深为36m左右;另两个区 为北部与东北部浅水区 (NSR、NESR),前者的平均水深为6m左右,最大水深 为10m左右;后者的水深从北部的1m逐渐增加到该区南部的14m。水库的两个 主要入流为白河与潮河,其入库口分别在西部深水区和东北部浅水区;另外,水 库的取水口在南部深水区。

3.3.2 采样

本研究中采集的样品包含2009-2012连续四年。采样点的分布根据密云水 库库底地形以及各库区的理化指标来确定的,如图 3.1所示,具体的经纬度信息 如表 3.1所示。2009年,采样点为8个 (MY01 至 MY08),这些采样点为密云水 库历史长期的采样点。由于产嗅蓝藻生长时持续释放 MIB,并且其生物降解速 度非常缓慢^[2],本研究中通过分析 MIB 的时空分布来评估其生产者浮颤藻的时 空分布规律。于是,根据前期分析的 MIB 空间分布特征,从2009年九月开始, 在密云水库主要产 MIB 区增加了11个采样点(MY09 至 MY19),主要分布在北 部浅水区、东北部浅水区以及南部深水区。随着调查的不断深入、发现密云水 库的 MIB 主要是由北部浅水区产生的,因此在2012年,在北部浅水区进一步增 加了10个采样点 (MY20 至 MY29)。各采样点的位置利用 GPS 导航仪 (garmin, Olathe, KS, 美国)。水样利用普通的湖库多层采水器在采样点的表层、中层和 底层采集。其中表层的深度小于0.5m,中层的深度在浅水区为5m,在深水区 为8m, 而底层的采水深度为底泥上方0.5m处, 但最深到15m。此外, 为了采集 附着在底泥上的藻类微生物样品,本研究设计了一个专用的采样器,其原理是 利用柴油发电机发动抽水泵并连接一个类似于吸尘器的倒扣口,贴在底部吸取 底栖藻样品,其装置如图3.2所示。通过该装置,每次在指定范围内吸取约10L水 样,并经过浮游生物网(76μm)进行初步浓缩富集。同时,在每次采样时,利 用多参数水质监测仪 (YSI-v6600, 美国) 在线监测水温、溶解氧、pH、电导率、 盐度、叶绿素 - α 等。水体的透明度采用标准的黑白塞氏盘(Secci Disk, 直径: 20 cm) 测定, 单位用m表示。

3.3.3 藻类计数

精确量取100 mL水样至量筒,并加入5%的卢戈氏液(Lugol's iodine)^[66], 静置 48 h后,吸取上层溶液至浓缩10×,并避光保存。藻类计数的方法采用进 口计数板(Sedgewick-Rafter counting chamber)在显微镜明场下进行^[67]。每个 样品平行独立测定3次,其中丝状藻的细胞密度通过测量丝状藻的长度与该藻种 的平均细胞长度来确定,团聚体的藻种,如微囊藻的计数方式是同通过团聚体 的生物体积估算的。



图 3.1 密云水库采样点分布图

Fig. 3.1 Map over Miyun Reservoir indicating sampling sites and the four bathymetric regions: west deep region (**WDR**), south deep region (**SDR**), north shallow region (**NSR**) and northeast shallow region (**NESR**). The region boundaries are shown as three thick dashed lines. Routine sampling sites: **MY01** to **MY08**, extra sampling sites: **MY09** to **MY29**

3.3.4 藻种鉴定与分类

藻种的鉴定主要依靠显微镜在320×与480×下观察藻细胞的形态完成, 其主要的参考依据为 Prescott 等(1951), Bellinger 等(1974), Komarek 等 (1998), Ling 等(2000)^[68-71]。关于产嗅蓝藻的鉴定是本研究中的关键问题, 根据查阅的大量文献资料与密云水库采集的藻类样品,发现水体中的产嗅藻可 能为颤藻(*Oscillatoria* sp.)或者浮颤藻(*Planktothrix* sp.),两者曾经均属于颤 藻属,最近根据两者 16S 基因测序结果^[72],以及是否具有气泡区分为带气泡的 浮游型浮颤藻与不带气泡的底栖型颤藻,两者在显微镜下很难辨别^[72],本研究 根据其形态与水体中的悬浮特征,经国内外多位专家指导,最终确认为浮颤藻 (*Planktothrix* sp.),如图3.3所示。

	Table 5.1 Sampling sites mormation in Miyun Reservon							
Site	Latitude	Longitude	Zone	Site	Latitude	Longitude	Zone	
MY01	40°29.1366'	116° 50.1848'	WDR ²	MY11	40°30.8684'	116° 58.4237'	NSR	
MY02	40°30.2860'	116°51.1148'	WDR	MY12	40°31.1945'	117°0.4253'	NESR	
MY03	40°31.2334'	116°52.5099'	WDR	MY13	40°30.3015'	116° 59.9401'	NESR	
MY04	40°30.4258'	116°53.5613'	WDR	MY14	40°29.6600'	116° 59.8010'	NESR	
MY05	40°31.8857'	116° 56.5940'	NSR ³	MY15	40°29.0350'	116° 59.2980'	NESR	
MY06	40°30.4258'	116° 58.4945'	NESR ⁴	MY16	40°29.2997'	116° 57.9890'	SDR	
MY07 ¹	40°26.8224'	116° 57.8879'	SDR ⁵	MY17	40°28.9380'	116° 56.8820'	SDR	
MY08	40°26.9622'	116°58.5147'	SDR	MY18	40°28.5076'	116° 58.0093'	SDR	
MY09	40°31.6139'	116° 55.6943'	NSR	MY19	40°27.6990'	116° 57.2020'	SDR	
MY10	40°31.3033'	116°57.3825'	NSR					

表 3.1 密云水库采样点信息

Table 3.1 Sampling sites information in Miyun Reservoir

¹取水口附近 ²西部深水区 ³北部浅水区 ⁴东北浅水区 ⁵南部深水区

3.3.5 二甲基异崁醇(MIB)分析方法

用于致嗅物质二甲基异崁醇 (MIB) 分析测定的样品采集后避光保存,并保 证样品瓶中无剩余空气,避免挥发。在本研究中,产嗅藻的产嗅潜力是基于水样 的总 MIB 包含胞内浓度与水溶液中的 MIB 浓度之和计算的。样品回到实验室后 立即添加10 mg L⁻¹ 氯化汞 (HgCl₂) 抑制生物降解^[2],并在72 h内采用气象色谱 —质谱联合分析仪(gas chromatography-mass spectrometry, GC-MS, Agilent 6890/5975, Agilent Tech, 美国) 结合固相微萃取 (solid phase micro-extraction, SPME) 前处理方法分析测定[73,74]。其中固相微萃取过程是在自动前处理装置中 完成 (联合层析,瑞士),其具体的操作参数为:样品首先在65℃下震荡20 min, 然后将萃取纤维针在样品瓶中顶空萃取10min,保证样品中的目标物质尽可能 萃取到纤维材料上。吸附了目标物质的纤维材料在前处理完成后自动在气象色 谱仪中进样,在250°C下脱附3min。样品测定中采用的标准物质为二甲基异崁 醇(Supelco Inc.),同时每个样品中加入内标(2-isopropyl-3-methoxypyrazine, Supelco Inc.)。该分析方法的检测限为1 ng L^{-1} 。

营养盐分析方法 3.3.6

用于营养盐测定的样品采集后经0.45 um滤膜过滤,并在1周内完成硝酸盐 (NO₃), 亚硝酸盐 (NO₂), 氨氮 (NH₄⁺), 正磷酸盐 (SRP), 溶解性总氮 (TDN)



图 3.2 底栖藻采样装置示意图 Fig. 3.2 Sketch map of benthic algae collector



图 3.3 显微镜下的浮颤藻形态 Fig. 3.3 Planktothrix sp. under microscope 以及溶解性总磷 (TDP)。各项指标的测定方法采用美国 EPA 的标准方法[75]。

3.3.7 分位回归方法

分位数回归(Quantile Regression)是计量经济学的研究前沿方向之一,它 利用解释变量的多个分位数(例如四分位、十分位、百分位等)来得到被解释变 量的条件分布的相应的分位数方程。与传统的OLS只得到均值方程相比,它可 以更详细地描述变量的统计分布。依据因变量的条件分位数对自变量 X 进行回 归,这样得到了所有分位数下的回归模型。因此分位数回归相比普通最小二乘 回归只能描述自变量 X 对于因变量 y 局部变化的影响而言,更能精确地描述自 变量 X 对于因变量 y 的变化范围以及条件分布形状的影响^[76]。分位数回归能够 捕捉分布的尾部特征,当自变量对不同部分的因变量的分布产生不同的影响时. 例如出现左偏或右偏的情况时。它能更加全面的刻画分布的特征,从而得到全 面的分析,而且其分位数回归系数估计比 OLS 回归系数估计更稳健。近 10 多 年来,分位数回归在国外得到了迅猛的发展及应用,其研究领域包括经济、医 学、环境科学、生存分析以及动植物学等方面。在本研究中,通过应用基于非线 性模型的分位回归方法,分析了浮颤藻生物量与其致嗅产物 MIB 的关系,如公 式 3.1所示。

$$c = a \exp(-\frac{(\log \rho - \rho_0)^2}{\lambda})$$
(3.1)

式中, ρ 表示浮颤藻的细胞密度,以cells L⁻¹计,*c*为致嗅物质 MIB 的浓度, 以ng L⁻¹计;此外,*a*, ρ_0 以及 λ 为非线性回归方程的三个待定参数。分位回归 的计算通过 R 2.3.1 系统中基于 *Quantreg* 实现^[77]。并且,分位回归的结果采 用 bootstrap 方法 (n=10000) 进行精度与准确度的检验;最后,通过对样本进 行10000次重采样,用非线性方程拟合了10%,50%与90%三个分位时浮颤藻 与 MIB 之间的关系;或者说,通过拟合回归方程,计算得到了水体中致嗅物质 超过其嗅阈值的风险分别为10%,50%与90%时水体中浮颤藻的生物量。

3.4 结果

3.4.1 密云水库常规理化指标

表3.2列出了密云水库水体中营养盐与其他常规物理化学指标的空间—季节 动态变化;总体来说,表层水体的营养盐的季节变化明显比底层水体的变化要 大,其中氨氮的季节变化趋势同其他生物可利用的营养盐包含磷酸盐、硝酸盐和 亚硝酸盐不相同。从不同库区的比较来看,两个浅水区中营养盐包含溶解性总 磷与溶解性总氮等要显著高于两个深水区,同时其季节变化的幅度也明显要大, 分别如图 3.4与图3.5 所示。此外,水体的透明度与藻类的生长密切相关,两者呈 现相同的季节变化规律;如图3.6所示,密云水库中水体透明度在高温季节时只 有1.4 m达到最低,而在冬季、春季低温季节时能达到最高值2.7 m。在所有4个库 区中,底层水体中的营养盐(TDP: 21.9 ± 12.0 μg L⁻¹, TDN: 1012 ± 306 μg L⁻¹) 均高于表层(TDP: 8.7 ± 6.2 μg L⁻¹, TDN: 856 ± 280 μg L⁻¹)。水体中溶解氧 的浓度全年均高于8 mg L⁻¹,在七月至八月之间,浅水区水体出现分层现象导致 底层水体缺氧,而在深水区的底层,水体缺氧时间要长,从七月份一直持续到 十月份^[3]。

表 3.2 密云水库水位及水体常规物理化学指标季节动态变化

Fig. 3.2 Water level and physiochemical variables in the surface water of Miyun Reservoir during May to November from 2009–2012. All values are given as mean values with standard deviation.

Parameter	Мау	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov
Water level (m) ^a	136.70 ± 0.07	136.70 ± 0.02	137.10 ± 0.44	136.80 ± 0.61	136.80 ± 0.32	136.60 ± 0.13	136.60 ± 0.11
Water Temp. (°C)	16.9 ± 2.0	22.8 ± 1.7	24.9 ± 2.3	27.0 ± 0.9	22.6 ± 1.9	16.7 ± 2.2	10.9 ± 1.9
TDP (μ g L ⁻¹)	14 ± 3	10 ± 3	7 ± 7	5 ± 9	6 ± 3	11 ± 3	18 ± 7
PO_4 -P (µg L ⁻¹)	10 ± 2	7 ± 1	4 ± 2	2 ± 2	5 ± 2	8 ± 2	11 ± 1
TDN ($\mu g L^{-1}$)	1075 ± 250	873 ± 178	741 ± 198	702 ± 197	793 ± 239	1065 ± 282	912 ± 223
NO_3 -N (µg L ⁻¹)	652 ± 225	503 ± 166	340 ± 182	332 ± 172	290 ± 124	469 ± 198	492 ± 274
NO_2 -N (µg L ⁻¹)	100 ± 48	73 ± 31	79 ± 45	70 ± 38	82 ± 44	99 ± 40	110 ± 34
NH_4 -N (µg L ⁻¹)	59 ± 51	54 ± 18	161 ± 62	182 ± 76	223 ± 90	262 ± 107	201 ± 46
TDN/TDP (g g^{-1})	80.5 ± 26.1	96.1 ± 28.6	197.1 ± 143.3	410.4 ± 265.3	144.8 ± 68.7	130.2 ± 339.3	57.2 ± 28.0
Secchi depth (m) ^b	2.7 ± 1.5	2.3 ± 1.0	2.1 ± 1.0	2.1 ± 0.7	2.0 ± 0.6	2.5 ± 0.9	2.9 ± 0.9
Chl- α (µg L ⁻¹)	3.1 ± 1.5	7.1 ± 3.0	7.9 ± 2.1	5.5 ± 2.7	4.5 ± 4.1	3.3 ± 2.7	1.6 ± 1.0
$DO (mg L^{-1})$	no data	9.4 ± 0.4	9.1 ± 0.7	9.1 ± 0.6	8.6 ± 0.5	9.1 ± 0.9	10.6 ± 0.9
рН	8.5 ± 0.1	7.2 ± 0.5	9.5 ± 0.5	8.7 ± 0.3	8.7 ± 0.6	8.4 ± 0.2	9.3 ± 0.9

^a above sea level; ^b tran

^b transparency measured with Secchi disk;

^c conductivity; ^d total dissolved solid.



图 3.4 密云水库浅水区溶解性总氮与溶解性总磷的季节变化

Fig. 3.4 Seasonal variation of total dissolved nitrogen (top) and total dissolved phosphrus (bottom) in shallow regions during the study period, unit: $\mu g L^{-1}$.

3.4.2 浮颤藻及 MIB 的季节 — 空间分布

如图3.7(上)所示,密云水库中浮颤藻生物量的季节变化十分显著。 从三月份到七月份之间,浮颤藻细胞密度维持在较低的水平,平均浓度 为7.1×10³ cells L⁻¹,在八月份时其浓度逐渐升高,平均浓度为9.4×10⁴ cells L⁻¹左 右,最高浓度 3.7×10⁵ cells L⁻¹在九月份出现,在十月份及随后的月份,浮颤藻 的密度快速下降。从浮颤藻的检出率来看,在三月份至七月份之间的样品中仅 有10%样品检出浮颤藻,其中北部浅水区与西部深水区的检出率略高于其他两 个区,如表3.3所示。到八月份,东北部浅水区、南部深水区以及北部浅水区的



图 3.5 密云水库深水区溶解性总氮与溶解性总磷的季节变化

Fig. 3.5 Seasonal variation of total dissolved nitrogen (top) and total dissolved phosphrus (bottom) in deep regions during the study period, unit: $\mu g L^{-1}$.

品中浮颤藻的检出率显著升高至60%-80%,而西部深水区的检出率仍然保持 在较低的水平,约为25%。到九月份,南部深水区的检出率从60%升高至75%, 而其他三个区的检出率基本维持不变。

如图3.7 (下)所示,密云水库水体中致嗅物质 MIB 浓度的季节变化与浮颤 藻一致。在五月至七月之间,水体中 MIB 的浓度要低于其嗅阈值 (15 ng L⁻¹) ^[78],随后浓度持续升高,到九月份达到最高值,然后逐渐降低,直到十一月份 将至嗅阈值以下。根据 MIB 与浮颤藻两者的季节变化规律的一致性,可以推断 出浮颤藻很可能是 MIB 的主要生产者。因此,解析浮颤藻在密云水库中的最佳 栖息地是一项十分重要的任务。



图 3.6 密云水库水体透明度季节变化 Fig. 3.6 Seasonal variation of Secchi Depth in Miyun Reservoir

已有大量文献报道浮颤藻适合生长在水体底层,只需水中的光照强度高于 其光合作用所需的最低光照强度^[64,79,80]。考虑到密云水库水面面积非常大,约 为188 km²,而且大部分区域的水深达到20m-30m,在整个密云水库通过密集 采样来筛查水库中浮颤藻的最佳栖息地是不可行的。在本研究中,假定产嗅蓝藻 在生长过程中是不断释放致嗅物质的,至少在任何时刻有一部分藻细胞在代谢 生产 MIB,加上 MIB 的生物降解过程相当缓慢^[2],因此,可以认为通过监测 MIB 的浓度变化能有效反映出水体中浮颤藻的密度变化。组图3.8描述了不同月份包

Zone	Mar-Jul	Aug	Sep	Oct	Nov
NESR	7.7%	63.6%	67.7 %	67.7 %	40.0%
NSR	13.6%	81.8%	87.4%	64.3 %	44.4%
SDR	9.7 %	60.9%	75.0%	71.4%	37.5%
WDR	10.4%	25.0%	21.9%	40.4%	33.3%
Total	10.5~%	47.1%	67.7%	59.4%	41.2 %

表 3.3 密云水库各库区浮颤藻的检出率 Fig. 3.3 Detection rates of *Planktothrix* in four regions in Miyun Reservoir, 2009–2012




Fig. 3.7 Concentrations of *Planktothrix* and MIB from Miyun Reservoir during 2009–2012. *TS* denotes odor threshold value for MIB, box-and-whiskers denote the minimum, maximum, quartiles and median of all available samples (different sites and depth) in the sampling day, the circles denote outliers.

含七月、九月、十月和十月 MIB 在密云水库各库区的空间分布特征,包含水平分 布与垂直分布两方面的信息,数据为4的平均值。结果表明,在北部浅水区,绝 大部分采样点 (73%)中底层水体中 MIB 的浓度要高于表层水体,但是在别的 库区水体底层与表层之间并没有明显差异 (p > 0.05)。在七月份,密云水库各 库区水体中 MIB 的平均浓度为5.80±0.54 ngL⁻¹,由于浓度太低而无法分析其 在各库区之间的差异。到九月份,水体中的 MIB 平均浓度增加到 44±33 ngL⁻¹; 此时,由图中可以清晰看出各库区中间的差异,其中北部浅水区的浓度最高为 67±37 ngL⁻¹,其次为东北部浅水区,浓度为 48±26 ngL⁻¹,南部深水区与西 部深水区的浓度要低很多,分别为37±25 ngL⁻¹与 12.0±8.7 ngL⁻¹,各库区的 浓度分布特征如图 3.9 所示。根据图3.8中的垂向分布特征,可以看出,九月份 大部分的采样点中底层 MIB 浓度要高于表层水,在两个浅水区特征尤为突出。

到十月份,如图3.8 (左下)所示,水体中MIB的浓度明显下降,为21±12 ng L⁻¹, 其中北部浅水区仍然有 87%的采样点中底层水体浓度高于表层水体,而在东北



图 3.8 密云水库各库区九月份 MIB 浓度的空间分部

Fig. 3.8 Average vertical distribution of total MIB during July (top-left), September (top-right), October (bottom-left) and November (bottom-right). Circles: bottom>middle>surface; Squares: bottom<middle<surface; Size: total MIB concentration (ng); Data for each subfigure is the combination of data of four years from 2009 to 2012

部浅水区以及南部深水区,仅有33%的采样点底层浓度高于表层。到十一月份, 各库区水体中 MIB 的浓度显著下降至嗅阈值以下,为9.2±4.1 ng L⁻¹。总体看 来,水体中 MIB 的垂向分布特征是,深水区表层水体浓度高于底层水体,而浅 水区底层水体浓度高于表层水体。根据连续四年的监测结果,发现西部深水区 水体中 MIB 浓度一直较低。另外,各库区水体 MIB 的空间分布差异表明北部浅 水区可能是致嗅物质 MIB 生产者浮颤藻的最佳生长区域,其次为东北部浅水区; 而南部深水区检测到的浮颤藻很可能是由于白河入库后的水流经过北部浅水区 将浮颤藻以及 MIB 带入至该区域,并随后通过取水口进入北京市自来水厂的供



图 3.9 密云水库九月份各库区 MIB 浓度分布图 Fig. 3.9 Distribution of MIB concentration in four reservoir regions in September in Miyun Reservoir

应管道,最终导致饮用水嗅味问题。

根据上述调查结果,本研究选择在产嗅藻丰度较高的季节(2012年9月) 在密云水库的两个浅水区采集不同深度的水样,并包含沉积物表层的水样,共 采集两次,主要用于藻类微生物的鉴定与计数。如图 3.10所示,所有的样品中 浮颤藻的细胞密度均高于 1.0 × 10⁵ cells L⁻¹,其平均密度为 4.4 × 10⁵ cells L⁻¹。 根据所有采样点的调查显示,浮颤藻的最高浓度主要出现再水深小于6 m的浅水 区域。然而,也有部分浮颤藻在水深为8 m的区域生长。总体来说,约有 83 %的 采样点显示底层的浮颤藻浓度要高于表层水体。



图 3.10 密云水库浅水区中浮颤藻的垂向分布特征

Fig. 3.10 The vertical distribution of *Planktothrix* during peak season in the north region (**NSR**) and 3 sites in north east region (**NESR**). Red circles: bottom>middle>surface, blue squares: bottom<middle<surface, size: *Planktothrix* cell density (cells L^{-1})

3.4.3 浮颤藻与 MIB 浓度的关系

图3.11展示了密云水库中2009-2012年期间浮颤藻的对数浓度与其致嗅产物 MIB 的分位回归关系。可以看出,大约有 21 %的样品中 MIB 的浓度低于其嗅阈值 (15 ng L⁻¹),而这些样品的 MIB 浓度与浮颤藻细胞密度无明显相关性。这个结果表明除了浮颤藻本身的细胞密度外,其他的环境因子也有可能影响 MIB 的产量^[81,82]。根据公式 Eq. 3.2,本研究考察了 MIB 的累计分布函数 (cumulative distribution function, CDF)为10%,50% and 90%分位时 MIB 浓度与浮颤藻细胞密度之间的关系,结果如图3.11所示。

$$c_1 = 132.2 \exp(-\frac{(\log \rho - 6.658)^2}{1.679})$$
 (10%) (3.2a)

$$c_2 = 88.84 \exp(-\frac{(\log \rho - 6.712)^2}{1.544})$$
 (50%) (3.2b)

$$c_3 = 24.50 \exp(-\frac{(\log \rho - 6.843)^2}{1.802})$$
 (90%) (3.2c)

其中 ρ 为浮颤藻的细胞密度,以cells L⁻¹计, c_1 , c_2 与 c_3 分别为10%, 50% and 90%分位时 MIB 的浓度。



图 3.11 浮颤藻与 MIB 浓度之间的分位回归关系

Fig. 3.11 Quantile regression between *Planktothrix* biomass and total MIB concentration; *TS* denotes odor threshold value for MIB

3.5 讨论

3.5.1 浮颤藻生境 (habitate) 研究

如图 Figure 3.10所示, 密云水库中丝状浮颤藻主要生长在两个浅水区域 (北部浅水区与东北部浅水区) 的底层水体。另外, 9月和10月是浮颤藻生长的

主要季节,同时其致嗅代谢产物 MIB 的产量也最高。根据文献报道,浮颤藻是 蓝藻中的一种,能广泛部分在各种水生环境中,尽管大部分其他蓝藻暴发主要 出现再浅水型的富营养水体中^[64,83,84];底栖藻颤藻(Oscillatoria sp.)偏好附着 生长在底泥或沉积物上,与其不同的是,浮颤藻属于浮颤藻的一种,更偏向于 浮游生长在水体中,但主要分布在底层水体。在 2003年之前,密云水库中从 没有报道过水体出现与 MIB 相关的问题。自1999年起,由于过度采集与常年干 旱,密云水库水体存储量迅速下降,导致水位下降17 m^[13]。水位的大幅下降导 致密云水库多处出现浅水滩,其中北部浅水区与东北部浅水区因此而形成,最 大水深在北部浅水区将至仅10 m左右。文献中报道认为浮颤藻主要分布在水深 为1.8 m至11.0 m的区域的水体中^[85]。因此,本研究认为水位的下降导致北部浅 水区的水深范围正好落入浮颤藻的生境范围,从而能够解释自2003年后为何在 北部浅水区中产嗅蓝藻重复暴发。那么,通过提升水库水位,使其水深再次超 过11 m而脱离浮颤藻的生境范围,可能能够成为限制产嗅浮颤藻在该区域生长 的一种有效方法。

如图3.10所示,在北部浅水区中大部分的采样点中,浮颤藻在底层水体的浓度均要高于表层水体。另外,如图 3.4与图3.5 所示,密云水库中浅水区(包括北部浅水区与东北部浅水区)水体中,尤其是底层水体中的营养盐浓度均显著高于深水区(包括西部深水区与南部深水区)。因此,浮颤藻主要生长在北部浅水区,尤其是水体底层的现象可能与这些区域水体中营养盐含量较高有关。与其他常见水华型蓝藻如微囊藻与鱼腥藻(Anabaena sp.)相比,浮颤藻已经在多处文献中报道认为是一种能适应于非常低光照的蓝藻^[64,80],因此这个特性允许它生长在深层水体以便于吸收更多的营养盐。

在前期的研究中^[3],发现在每年夏季微囊藻出现大量生长,直到8月底微囊 藻密度迅速降低,紧接着9月份浮颤藻出现显著生长。表层微囊藻的消亡显著 了增加了水体的透明度,因此底层水体中有效光照辐射的增加给底层浮颤藻的 生长提供了非常重要的条件。不同的研究对浮颤藻的主要生长季节持不同看法, Micheletti 等 (1998), bright 等 (2000)在瑞士的贫营养型 Zürich 水库中,夏 季水体分层时有利于浮颤藻的生长,因为浮颤藻的藻细胞不会处于混合层中, 从而能够避免由于水体垂直对流将藻细胞带入水体表层遭受太阳光的强烈辐射 而致死^[86,87]。另外, Reynolds等(1987)则认为浮颤藻应该主要在春季和秋季 生长^[88],因为这段时间,水体往往不会出现分层,垂直对流有利于底层营养盐 扩散至水体中,从而有利于浮颤藻吸收与生长。水温往往也被认为是藻类生长 至关重要的环境因子;然而,与光照和营养盐不同的是,水温无法成为藻类竟 争的一种资源,不会出现藻类消耗掉水体温度,尽管大量研究发现浮颤藻更倾 向于生长在低温季节中。在本研究中,浮颤藻的生长与暴发主要发生在秋季水 体层化现象消失的浅水区域,如图 3.7(上)所示^[3]。然而,浅水区水体中的营养 盐应该不是生长在底层水体的浮颤藻的主要限制因子,因为在这里浮颤藻接近 底泥或沉积物能够获得足够的营养盐。相反的,在贫营养或中营养的湖库水体 中,由于水体的层化现象导致水体表层营养盐无法得到补给,限制了在表层水 体中生长的浮游蓝藻如微囊藻等,从而反过来有利于水体透明度提升,增加水 下有效光照辐射。总的来说,在浅水区底层水体中,浮颤藻既能吸收到足够的 营养盐,同时也可以得到足够有效光照允许其生长。

根据图3.8中所示结果,在密云水库浅水区,可以用水体中 MIB 的浓度来表 征浮颤藻的密度,这是因为这两个浅水区是浮颤藻的主要生长区域。而这两个 区域分别是水库入流白河和潮河向出流南部取水口传输的必经之地,从而在此 生长的浮颤藻及其产生的致嗅代谢产物 MIB 通过水流传输至南部深水区;并且, 由于西部入流白河的流量约为东北部入流潮河的两倍,因此浮颤藻浓度最高的 北部浅水区对南部深水区中嗅味问题的贡献变得更为显著。

3.5.2 致嗅物质的来源解析

已有许多研究表明,水体中 MIB 可由浮颤藻产生,在本研究中,考察了浮颤藻生物量和 MIB 之间的相关性,如图3.12 所示。水体中总 MIB 的浓度随着浮颤藻生物量的增加明显上升,两者之间显著正相关,但是也存在部分高密度浮颤藻的样品,MIB 的浓度并不高,这说明浮颤藻只在特定条件下产生 MIB,或者在某些条件下不产 MIB。



图 3.12 密云水库浮颤藻与总 MIB 之间的关系 Fig. 3.12 The relationship between *Planktothric* biomass and total MIB

3.5.3 产生致嗅物质的影响因子

图3.13 和图 3.14 分别为不同溶解性总氮和总磷浓度下对浮颤藻产 MIB 的影响。可以看出,在浮颤藻浓度一定的情况下,随着溶解性总氮的升高,浮颤藻产 生的 MIB 浓度减少,具体的机理目前还不清楚。而水体中磷含量的高低与浮颤 藻产 MIB 能力没有明显关系。



图 3.13 密云水库溶解性总氮对浮颤藻产 MIB 的影响

Fig. 3.13 The effection of total dissolved nitrogen to MIB producing potential of *Planktothrix* sp. in Miyun Reservoir

另外,考察了水体透明度对浮颤藻产 MIB 的影响,在同一浓度水平的浮颤



图 3.14 密云水库溶解性总磷对浮颤藻产 MIB 的影响

Fig. 3.14 The effection of total dissolved phosphrus to MIB producing potential of *Planktothrix* sp. in Miyun Reservoir

藻浓度下, MIB 的浓度并无显著差别,说明透明度只会对浮颤藻的生长产生影响,而对浮颤藻产生 MIB 的能力没有影响。

浮颤藻是一种底部浮游蓝藻,在密云水库中,北部浅水区水深较浅,营养 盐充足,为浮颤藻生长提供了良好的条件。一般来说,浅滩的朝向会影响水体 底部光强,朝南的样品阳光充足,MIB产量略微要高出一些。另外,通过数据 分析发现,水深对浮颤藻产MIB能力也有一定影响,在同一浮颤藻密度水平下, MIB 的浓度随水深的增加而降低,这说明在浅滩处生长的浮颤藻可能导致更严 重的嗅味问题,应对浅水区加强监测与调控。在研究中考察了MIB 的存在形态, 藻类释放的 MIB 有一部分存在于细胞中,有一部分则由于细胞死亡溶解至水体 中进而被细菌等降解或者挥发大气中。水体中溶解性 MIB 与总 MIB(包含水体中 的溶解性 MIB 和细胞体内存在的 MIB)之间存在非常好的相关性,并且,MIB 主 要以溶解性 MIB 为主,说明 MIB 在水体中降解时间较长,而另外一种同样有名 的嗅味物质 geosmin,在自然环境中降解速度较快,主要分布于细胞体内。

3.5.4 浮颤藻的产嗅潜力分析

饮用水供水中由于 MIB 与土臭素 (geosmin) 导致的土霉味问题已经成为各 大水厂十分普遍的问题,在世界各国包括北美^[89],日本^[90],澳大利亚^[91],欧 洲^[92] 以及中国^[93] 均有大量报道。其中,在中国,由于 MIB 导致的水体嗅味问题比土臭素更为普遍和严重。Sun 等 (2014) 报道了在我国111家主要城市饮用水水厂中,有 75%的水厂中均存在这类水体嗅味问题^[94]。

根据以往大量研究,蓝藻是藻类(phytoplankton)中目前发现的唯一代谢 生产 MIB 和土臭素的微生物。然而,值得注意的是,并非所有蓝藻都产生这 类致嗅物质;实际上,到目前为止,在2000多种蓝藻中,仅发现不到50种蓝藻 藻种能确认产生 MIB 和 (或) 土臭素 [95]。Xu 等 (2010) 发现水体中藻类细胞 密度与土臭素浓度之间存在正向相关关系[96]。另外大量文献报道浮颤藻为鉴 定认为是最主要的 MIB 生产者之一 ^[32, 63, 97-99]。本研究中,我们尝试在实验室 对浮颤藻进行分离培养、但最终由于其他藻种和细菌等的感染而失败。在不 同环境下,浮颤藻的产嗅潜力将会在下一步的研究进行详细评估。在密云水 库中,高浓度的 MIB 样品仅仅在浮颤藻细胞密度高的样品中出现,尽管高密 度的浮颤藻样品中并非总是出现 MIB 浓度非常高。这个结果可能能够证明并 非只有浮颤藻的细胞密度直接影响其 MIB 的生产潜力,其他的环境因子,比 如由 Rohrlack 等(2008)提出的产嗅藻功能基因的表达与调控、水温的影响 等^[82]。然而,本研究中水温与浮颤藻的产 MIB 潜力之间并无显著相关关系, 其 Pearson 相关性检验结果为: P-值 > 0.01, $r^2 < 0.1$ 。这个结果表明, 仅仅通 过野外环境调查来研究与评估水温对浮颤藻 MIB 生产潜力的影响是极为困难 的。如图3.11 所示为水体中 MIB 浓度与浮颤藻细胞密度之间的分位回归关系, 结果说明,当浮颤藻的细胞密度超过4.0×10⁵ cells L⁻¹时,水体中出现嗅味问 题即致嗅物质 MIB 超过其嗅阈值 (>15 ng L⁻¹) 的风险达到90%以上; 当水 体中浮颤藻的细胞密度降至约为 4.0×10^4 cells L⁻¹ 时,水体中出现嗅味问题的 风险将降至50%左右;若能将水体的浮颤藻细胞密度控制在 1.6×10^4 cells L⁻¹ 时,水体出现嗅味风险将能控制在10%以下。根据 bootstrap 分析结果,如 图3.15 所示,在10%,50%及90%分位时,MIB 嗅阈值对应的浮颤藻的细胞 密度分别为 1.42(1.41-1.43) ×10⁴ cells L⁻¹, 4.71(4.70-4.73) ×10⁴ cells L⁻¹以及 4.15(3.99-4.32) ×10⁵ cells L⁻¹,表明浮颤藻的细胞密度与其 MIB 产物浓度之间 分位回归的分析准确度与精确度是可以接受的。

浮颤藻的 MIB 生产潜力计算公式如式3.3所示。

60



图 3.15 采用 bootstrap 方法估计嗅味物质超标概率在10%, 50%以及90%分位时对应的浮颤藻细胞密度 Fig. 3.15 The estimation of *Planktothrix* concentrations corresponding to 10%, 50% and 90% probability of odor threshold exceedance using bootstrap strategy (n=10000)

$$\lambda = 10^9 c/\rho \tag{3.3}$$

其中λ是浮颤藻的产 MIB 潜力,单位为fg cells⁻¹, c 是各个样品的 MIB 浓度,以ng L⁻¹计,而ρ 是各样品中浮颤藻的细胞密度,以cells L⁻¹计。本研究基于一个假设前提是:密云水库水体中 MIB 主要是由浮颤藻代谢产生的。基于连续4年的调查数据,可以计算出密云水库中浮颤藻的 MIB 产生潜力平均为85 fg L⁻¹,与另一个实验室的培养模拟实验中席藻 (*Phormidium* sp.)的 MIB 产量 (200 fg-700 fg MIB cells⁻¹)要高^[81]。另外,浮颤藻属也同时被认为是一种水华型蓝藻^[100],因此在湖库型水源地中预防和控制浮颤藻的生长从而降低源水中的嗅味问题出现的风险对于饮用水厂的意义至关重要。其中,通过改变取水口的取水深度是一个有效的途径来避免采集到问题水源,但该方法在应用实施前需要得到验证评估,因为,改变取水口深度可能会导致别的水质问题,比

如在底层水体中可能存在底泥中铁、锰等金属离子的释放。

3.6 小结

通过在密云水库连续四年的野外调查,本研究揭示了水库中浮颤藻及其致 嗅代谢产物 MIB 的空间和季节分布特征,能得出以下结论:

水库的浅水区域是浮颤藻的主要分布区域,符合浮颤藻的生境特征,在
 以后的常规监测调查中,应将这一区域作为重点调查和监测的对象;

● 可以通过控制浮颤藻的细胞密度在 4.0 × 10⁵ cells L⁻¹以下,从而避免由 于浮颤藻产生 MIB 导致水体中的嗅味问题。

• 通过提升密云水库水位,减少水库浅水区的面积可能是限制浮颤藻生长的一条重要途径。

致谢

本研究工作的到了国家自然科学基金委项目的基金支持(21377144, 21277169),另外也得到挪威方"135" Major Project of Research Center for Eco-Environmental Science (YSW2013A02) 以及中挪研究理事会的支持 (209687/E40).

第四章 密云水库中浮颤藻生态位解析

4.1 摘要

由于有害藻生长代谢而产生次生产物导致湖库型水源地出现水质问题在全 球范围内已经引起了广泛的关注。根据在密云水库2009-2012年连续四年的野 外现场调查与监测结果,针对2015南水北调中线向密云水库输水后密云水库水 质问题的发展方向,本研究通过利用生态位理论与冗余分析相结合,考察中线 调水导致总氮负载量增加等一系列环境变化后,产嗅浮颤藻在密云水库中的生 长潜力。本研究的结果显示,总氮和太阳辐射是浮颤藻(*Planktothrix* sp.)和微 囊藻(*Microcystis* sp.)生态位空间中最关键的两个因子,其中微囊藻是密云水 库中夏季的优势藻。在太阳辐射—总氮的生态位平面上,密云水库水环境的季 节动态变化对应的"空间漂移路径"先后穿透微囊藻和浮颤藻的生态位分布空 间。此外,根据生态位理论模拟结果,由于含氮量相对较高的丹江口水库的水 体输入至密云水库引起的氮浓度升高后,密云水库水体中产嗅浮颤藻的生长潜 力很可能会上升。本研究的结果基于生态位理论得出,有利于进一步理解密云 水库中藻类群落竞争与演替过程,同时也为湖库型水源地的水质管理中嗅味问 题发生风险的评估提供十分重要的科学工具。

4.2 前言

随着经济的快速发展,水资源已经成为影响人们生活水平的重要指标,为 了保证城市水资源的水质与水量,许多国家逐渐将水库作为重要的城市水源 地^[101];然而,由于水库中藻类的异常生长,尤其是蓝藻产生一系列水质问题, 已经成为水源地水质管理中主要的挑战^[102-104]。不同的蓝藻种类可以导致不 同的水质问题:如微囊藻 (*Microcystis* sp.) 能产生微囊藻毒素 (*Microcystin*) ^[105,106];鱼腥藻 (*Anabaena* sp.) 能产生类毒素 (*anatoxin-a*) ^[107];另外,颤藻 (*Oscillatoria* sp.) 代谢产生二甲基异崁醇 (2-MIB) 而导致饮用水水质问题^[4,97]。 为了更好的应对由于藻类生长产生的水质问题,因此有必要在一个特定水库中 预测各个不同藻种的生长潜力—这一问题已被认为是一项长期挑战。

传统的生态竞争理论认为在理想的条件下,最能获取并使用限制资源 的藻种具有绝对优势,并能在竞争中获胜而替代其他藻种 [108];基于这一理 论,大量藻类种群之间的竞争模型得到大量发展[109-112]。基于实验室的模拟实 验, Huisman 等(1995, 1999)发现具有"最低能量需求"(minimal resource requirement)和最低特征光强(lowest critical light intensity)的藻种分别是最 佳资源与光的竞争者[113,114]。然而,若将这一理论和模型应用到野外环境中的 藻类群落演替案例,其模型的计算将变得极为复杂、难度也极大的增加导致无 法应用;这主要是因为在野外环境中,环境因子的组合十分复杂,并且藻类种群 结构也异常复杂,这些藻种对不同资源的"最低能量需求"(minimal resource requirement) 也不相同[115]。生态位是一个物种所处的环境以及其本身生活习 性的总称,代表物种对环境因子如温度、pH、光强度等的忍受度^[42,116],已经 广泛用于生态学领域中评估物种个体的生长速率与空间分布规律[117-122]。另外, 这一理论也在藻类种群竞争演替等相关研究中得到成功应用[123,124]。然而,由 于不同的蓝藻种类几乎具有十分相近的生境,在生态位空间中的大多数因子轴 上重叠分布,从而导致很难揭示影响藻种竞争的关键因子。为解决这一问题,本 研究采用了冗余分析 (redundancy analysis) —一种用于高维空间中降维的统计 方法[125],该分析方法能够高效提取环境变量空间中影响藻类生长的关键变量, 在这些变量组成的轴上具有较高的区分度。

密云水库是北京市最主要的地表水源地;在这里,由于微囊藻(Microcystis sp.)和浮颤藻(Planktothrix sp.)局部区域大量生长分别代谢产生具有毒性的微 囊藻毒素(microcystin)和导致嗅味问题的二甲基异崁醇,而因此被认为密云 水库中最主要的有害藻种^[4]。密云水库将在2015年接受来自1400 km外的丹江 口水库经由南水北调中线的调水。因此考察南水北调中线调水对密云水库中的 藻类群落演替与饮用水水质的影响成为一个十分重要的现实环境问题。本研究 通过建立了一个基于生态位理论和冗余分析的方法用于评估密云水库接受丹江 口水库来水后有害藻微囊藻和浮颤藻的生长潜力,以及水体中出现嗅味问题的 风险。本研究具有以下特点:(i)在由环境因子组成的变量空间中,本研究主要 考察了与藻类生长密切相关的太阳光照、水文与营养盐浓度等九个环境因子对 藻类种群演替的影响;(ii)通过确定不同藻种在生态位空间中的分布区域,本研究评估了微囊藻和浮颤藻在密云水库中生长潜力。本研究首次评估了密云水库中微囊藻和浮颤藻的生态位,并且有可能为湖库型水源地水质管理提供十分重要的工具。

4.3 研究方法

4.3.1 研究对象

本研究中的研究对象与 §3.3.1节相同,均是密云水库,此处不再熬述。

南水北调工程是中国四大跨世纪大型工程之一,最终目标是每年将44.8km³淡水资源从中国南方的长江输送至工业发达、输水量较高但却干旱的华北地区,工程将建立三条主要运河,分别为东线、中线和西线。其中,中线将从长江的直流——汉江流域上的丹江口水库调水北上经河南最终送往北京、天津和河北,而富余的水源将通过废弃的京密引水渠输送至密云水库存储,用于后续的使用。中线长度共约1432km,预计每年将输水9.5km³,并已于2014年年底正式通水,预计最终将于2015年输入至密云水库。

4.3.2 数据结构与获取方法

根据密云水库地形和多年调查的结果,在密云水库管理处多常年监测的 8个采样点基础上,本研究在北部浅水区和南部深水区增加了许多采样点,其 中,西部深水区包含 MY01, MY02, MY03 和 MY04,北部浅水区由原来的一 个点 (MY05)增加了 3 个点 (MY09, MY10, MY11),东北浅水区由原来一个点 (MY06)增加了 4 个点 (MY12, MY13, MY14 和 MY15),南部深水区由原来两 个点 (MY07, MY08)增加了 3 个点 (MY17, MY18, MY19),其位置如图 3.1 所 示,具体的经纬度信息如表 3.1 所示。从 6 月到 11 月大约每月采样一次,在藻类 爆发高风险期和嗅味物质浓度超标风险期加密采样,1-2周采样一次。样品分层 采集,表层水样大约在水面下0m-0.5 m 处,深水区底层水样为水面下15 m处, 浅水区域为底泥上约 0.5 m处,深水区中层水样采自水面下8 m处,浅水区为水 面下5 m处。样品采集后装入棕色玻璃瓶中,并尽可能保持低温,直至回实验室 后前处理。 表 4.1列出了200-2012年期间在密云水库的监测数据,主要包含溶解性的 营养盐如总氮 (TN)、硝酸盐 (NO₃)、亚硝酸盐 (NO₂)、铵盐 (NH₄)、总磷 (TP) 以及正磷酸盐 (PO₄);同时也包含其他影响藻类生长的环境因子如水温、透明 度已经太阳辐射等数据;另外监测分析了水库中各个采样点不同深度的微囊藻 与浮颤藻密度的季节变化;这些水质参数的季节变化特征详见表 3.2。

采样同时用浮游生物网捞取藻类保存于细胞培养瓶 (Corning, USA) 中,用于 藻类鉴定和定性分析。同时用多参数水质仪 (YSI 6600v2) 进行垂直剖面水质分 析,以及水库表层水质分析,主要包含水温、溶解氧 (DO)、pH、盐度、叶绿素 -α、浊度等等。此外,用透明度盘 (直径: 20 cm,黑/白色) 测定水体透明度度。

表 4.1 密云水库监测数据基本描述统计

Table 4.1 Data structure and summary use in this study. Samples were collected in Miyun Reservoir from 2009–2012.

		Min.	1st Qu.	Mediar	n Mean	3rd Qu.	Max.	SDV
TN	$[\mu g L^{-1}]$	330	734	920	967	1160	2712	317
NO_3	$[\mu g L^{-1}]$	80	250	364	424	528	1625	242
NO_2	$[\mu g L^{-1}]$	15	57	81	92	119	338	49
NH_4	$[\mu g L^{-1}]$	16	150	219	250	323	837	142
ТР	$[\mu g L^{-1}]$	1	5	11	14	21	58	11
PO_4	$[\mu g L^{-1}]$	1	3	7	10	14	39	9
SD^{a}	[m]	0.4	1.8	2.3	2.34	2.8	6.3	0.86
Temp. ^b	[°C]	1	17.68	21.82	21.22	26.3	28.9	5.77
Inso. ^c	$[kW h m^{-2} d^{-1}]$	2.43	3.99	4.53	4.58	5.38	6.21	0.94
Pla. ^d	$[cells mL^{-1}]$	0	0	0	224	240	5198	499
Mic. ^e	$[cells mL^{-1}]$	0	0	228	1521	2150	16516	2474
n=1540:	Time scale:						2009	-2012.

^a transparency measured with Secchi disk;

^b water temperature in the surface layer;

^c Insolation incident on the water surface;

* water temperature in the surface laye

^d *Planktothrix* sp.; ^e *Microcystis* sp.;

4.3.2.1 藻类分析方法

藻类定性分析包含了解主要的藻类种属,并进行拍照记录,拍照采样明场 或微分干涉 DIC 模式。必要时用毛细管挑取法进行藻分离培养^[126],分离的藻 用 ASM-1 培养基培养。藻类的定量分析取100 mL-1000 mL水样,加入鲁戈氏液 富集浓缩加入至藻类计数框(Sedgewick-Rafter Chamber)中,在配备 CCD 摄 像头和长工作距离物镜的显微镜(Olympus BX51)下计数。形态学观察是目前 普遍使用的藻类快速鉴定方法。藻类的形态学分类主要是依据藻细胞大小、鞭 毛色素体有无、表面平整情况、群体或个体胶被形态和群体中细胞个数等特征 来确定藻的种类。然而藻的种类繁多,而且许多种属的藻类形态差异细微,只 有长期从事该工作的专业人员才有可能胜任这项工作;并且形态学的鉴定也 是一件费时费力的事。对于不认识的藻类、需要对照藻类图谱、与权威网络藻 类图片数据库比对、向藻类专家请教等等利用一切有用的资源,并慢慢积累经 验。《中国淡水藻类 —系统、分类及生态》为国内比较权威的藻类系统分类的著 作^[127],而国外的参考相对较多一些,比如 Algae of the Western great lakes area: exclusive of desmids and diatoms^[68]; A key to the identification of the more common algae found in British freshwaters^[69]; 以及 Australian Freshwater Algae^[71]。此外, 绿球藻目的鉴定还可以参考 Das Phytoplankton des Susswassers^[128],蓝藻门可以 参考 Cyanoprokaryota 1 volume 19^[70]。

4.3.2.2 营养盐分析方法

在水库水质监测中,营养盐测定是一项必不可少的内容,传统方法主要靠 手动比色进行,需要耗费大量人力物力,尤其在夏季水库水质高风险期,监测 频率增加的情况下,给样品分析人员带来很大的压力。流动注射分析法的基本 原理也是化学比色方法,但是该方法设计了一个自动连续测定的系统,并且能 够同时测定多个指标,比手动分析要快,操作相对简单。另外,优化改进了总 氮、总磷的消解方法,并建立了水中痕量磷的测定方法。用于营养盐分析的水 样经0.45 μm 聚碳酸酯膜过滤 (Millipore, USA),采用美国 EPA 开发的标准方法在 流动注射分析仪上进行测定。

4.3.2.3 太阳辐射数据

本研究中的太阳辐射数据源自美国航空航天局 (NASA,美国) 公布的数据 集,并根据日期进行插值最终获得密云水库区域水面上的太阳辐射季节变化值, 如图 4.1所示。



图 4.1 密云水库水面太阳辐射季节变化 Fig. 4.1 Insolation incident on water surface in Miyun Reservoir

4.3.3 统计分析方法与计算

如 §4.3.2节所述,本研究主要是基于营养盐、水体透明度、表层水体温度与 水面太阳辐射等9个与藻类生长相关的环境因子上展开进行的。由于不同的环境 因子单位不同,数据范围各异,因此数据矩阵首先通过统计工具 R 3.1.2^[77]下的 vegan 包^[129]进行前处理,主要包含标准化和中心化两个步骤。

冗余分析 (Redundancy analysis, RDA) 是通过原始变量与典型变量之间的 相关性,分析引起原始变量变异的原因。以原始变量为因变量,典型变量为自 变量,建立线性回归模型,则相应的确定系数等于因变量与典型变量间相关系数的平方。它描述了由于因变量和典型变量的线性关系引起的因变量变异在因变量总变异中的比例^[130]。本研究利用冗余分析方法按相关性排序法逐步筛选出环境因子矩阵中最佳的解释变量。此外,本研究中的有效样品(*n* = 1540)利用**vegan**包^[129]中的聚类分析(cluster analysis)方法根据表 4.1 中9个环境因子数据进行分类。

根据冗余分析对数据集进行降维后的结果,本研究选取了数对环境变量用 于分析这些变量与浮游藻类群落演替的关系。为了保证微囊藻和浮颤藻对应的 生境与环境因子组成的变量空间的一致性,研究中将存在微囊藻和浮颤藻的样 品筛选出来,并这些样品对应的环境因子采取与之前同样的标准化和中心化变 换方式,然后根据变换后的环境变量矩阵,可以确定微囊藻与浮颤藻在环境变 量空间中的生态位分布区域;其变换过程如公式 4.1所示。

$$v' = (v - \bar{V}) / \sqrt{\frac{1}{n-1} (V - \bar{V})^2}$$
(4.1)

式中, V 和 v 表示数据集中的某个环境变量。值得注意的是,大写 V 与小 写 v 含义不同,其中 V 代表的环境变量的数据范围为整个数据集,即 n = 1540, 而 v 则代表的变量的数据范围为整个数据集中微囊藻或浮颤藻的密度大于零 的样品对应的数据,因此后者是前者的子集。另外 v' 表示后者经过标准化和 中心化后的结果。其中表 4.1 中列出了变量的均值 (mean, \bar{V}) 与标准偏差 (standard deviations, $SDV = \sqrt{\frac{1}{n-1}(V-\bar{V})^2}$)。

基于 Simonoff 等 (1996) ^[131] 开发的 kernel smoothing 方法,对本研究中的数据集中微囊藻与浮颤藻对应的生态位分布区域进行非参数概率密度分布与回归函数估计,获得两株藻种在指定环境变量对所对应的生态位平面中的概率密度曲线。其中,该方法使用的是正态(高斯)核函数(Gaussian kernel function) *k*。每次分析均是选择两个变量来确定藻种对应的生态位分布区域,其中核函数的概率密度估计是基于 ks 包^[132]进行计算的,如公式 4.2 所示。

$$\hat{f}(x) = 0.5K_H(x - X_i)$$
 (4.2)

式中带宽矩阵 (bandwidth matrix) H 为数据集的协方差矩阵。

在本研究中,密云水库水体环境的季节动态变化对应的生态位位置是通过 计算相应季节的月际平均值来确定的。环境变量的空间"漂移路径"通过两种类 型的曲线方程进行拟合:其中"路径"在一年中出现交叉的情况使用 3次样条曲 线拟合,若"路径"在一年中没有交叉,则用椭圆方程进行拟合,如公式 4.3 所 示,拟合算法是基于最小二乘法,具体计算是根据 Halir 等 (1998)^[133]开发的 **R**程序修改实现的。

$$ax^{2} + bxy + cy^{2} + dx + ey + f = 0$$
(4.3)

4.4 结果

4.4.1 环境因子与藻类数据集概述

表 4.1中列出了各环境因子以及微囊藻和浮颤藻数据的简单统计,包含最小 值 (min.)、25%分位值 (1st Qu.)、中值 (median)、平均值 (mean)、75%分 位值 (3rd Qu.)、最大值 (max.)以及标准偏差 (SDV)。图 4.2中为数据集的 Q-Q 图,现实了九个环境变量两两之间的相关性。结果表明密云水库中总氮 的含量为 967±317 μg L⁻¹,氨氮的浓度为 250±142 μg L⁻¹,总磷的浓度为 14±11 μg L⁻¹,而水体透明度为 2.34±0.86 m,说明密云水库处于中营养化的 水平。另外,图 4.3 i-iv 中含氮营养盐 (总氮、硝酸盐、亚硝酸盐以及氨氮)的 浓度分布接近正态分布;而含磷营养盐 (总磷、正磷酸盐)数据的分布呈现统计 学上的左偏性 (left-censoring),这主要是由于部分样品中磷的浓度低于分析手 段的检测限所致,如图 4.3 v-vi 所示。另外,密云水库水体的透明度数据基本上 呈现正态分布形态,其均值为 2.34±0.86 m,如图 4.3 vii 所示。然而,水体表 层水温与水面的太阳辐射并不呈现严格的正态分布,这可能是因为大部分的样 品采集自五月至十一月的原因 (图 4.3 viii-ix)。

在2009-2012连续四年监测中,在密云水库所有样品中共检测到了10门162株 藻种。其中硅藻(Bacillariophyta)共39种,绿藻(Chlorophyta)63种,蓝藻(Cyanophyta)37种,以及裸藻(Euglenophyta)、甲藻(Pyrrhophyta)、金藻



图 4.2 环境变量描述性统计 Fig. 4.2 Description of environmental variables

(Chrysophyta) 等其他门共23种,如表 4.2 与图 4.4 所示。可以看出,密云水库 的藻类主要由硅藻,蓝藻和绿藻组成。其中硅藻中,小环藻 (*Cyclotella*), 脆杆藻 (*Fragilaria*), 直链藻 (*Melosira*) 以及针杆藻 (*Synedra*) 的丰度比较大。而某些 藻种如桥湾藻 (*Cymbella*)、等片藻 (*Diatoma*) 和短缝藻 (*Eunotia*) 等出现频率



Fig. 4.3 Distribution patterns of all environmental variables

较低。绿藻中出现频次较高的有纤维藻 (Ankistrodesmus)、小球藻 (Chlorella)、 盘星藻 (Pediastrum)、栅藻 (Scenedesmus) 以及星鼓藻 (Staurastrum) 等。而 卵囊藻 (Oocystis) 以及小箍藻 (Trochiscia) 等出现频率低。蓝藻中的优势藻 为微囊藻 (Microcystis), 在调查期间丰度最高, 平裂藻 (Merismopedia) 尽管

Table 4.2 Investigation of algae in Miyun Reservoir											
门	硅藻	轮藻	绿藻	金藻	隐藻	蓝藻	甲藻	裸藻	红藻	黄藻	总计
种数	39	1	63	4	2	37	2	4	6	4	162

表 4.2 密云水库藻类调查

细胞数目也比较大,但是由于细胞体积小,总的生物量并不大。另外色球藻 (Chroococcus)出现频率也较高。值得注意的是,浮颤藻 (Planktothrix)、颤 藻 (Oscillatoria)和席藻 (Phormidium)从8月份开始出现,但浓度不高。金 藻中出现的藻为锥囊藻 (Dinobryon),出现频次比较高。裸藻中出现的为裸藻 属 (Euglena),频次和浓度均不高;另外,甲藻中角甲藻 (Ceratium)和多甲藻 (Peridinium)出现频次较高,但浓度不高。

根据以往的研究,密云水库中主要的有害藻类为浮颤藻(*Planktothrix* sp.) 和微囊藻(*Microcysti* sp.),他们被作为本研究的重点研究对象。其中所有样品中浮颤藻的平均浓度为224 cells mL⁻¹,样品检出率为50%,而微囊藻密度相对较高为1521 cells mL⁻¹,样品检出率为59%。

4.4.2 环境变量的冗余分析

尽管更多的环境因子更能综合性的解释真实环境中的机制,但高维的数据 同时会显著增加数据解析的难度。对于复杂的野外环境,要彻底弄明白各环境 影响因子与表观现象之间的具体机制几乎不可能,甚至有时无法辨别哪些是影 响因子,哪些是结果。在本研究中,选取了9个与藻类生长密切相关的环境变 量,包含营养盐、温度、光照等,然后将这些变量进一步经过冗余分析进行主成 分抽取与排序,逐步得到最重要的环境因子,如图 4.5 所示。从图中可以看出所 有的含氮营养盐具有较高的相关性,同水体透明度一起成为数据集中十分重要 的一个变量集;另外,太阳光照和水温相关性较好,总磷和磷酸盐相关性较高。 经过冗余分析后,所有数据抽提出的两个主成分 (PC1 和 PC2) 能够分别解释数 据集 30% 和 22%的变异。值得注意的是,总磷和磷酸盐与含氮营养盐相关性 不高,而与太阳光照及水温负相关。这可能与冬季水温低时,逆温层消失后水 体上下对流加强,有利于底泥中营养盐向水体中扩散所致。



图 4.4 密云水库藻类种群分布 Fig. 4.4 Distribution of algae species in Miyun Reservoir

同时,根据所有样品对应的属性在变量空间中的位置,将这些样品进行聚 类分析 (cluster analysis),结果如图 4.5 所示。结果表明,所有的样品可以分 为3 类,在途中分别以红色、绿色与蓝色表示。第一组样品绝大分布在氮轴上, 它们主要来自春季的样品;第二组主要来自与夏季和初秋等气温较高的季节, 分布在光照/温度轴上;而第三组样品分布在光照/温度轴的另一端,主要来 自于晚秋与冬季。

4.4.3 生态位计算

根据图4.5中显示的冗余分析的结果,接下来选择了总氮、太阳光照和温度 共3个变量用于计算浮颤藻和微囊藻在这3个变量组成的变量空间中的生态位分



图 4.5 密云水库环境变量冗余分析将以及样品聚类分析

Fig. 4.5 Redundancy analysis for environmental factors associated with cluster analysis on all samples collected in Miyun Reservoir from 2009–2012 (n = 1540); Insolation: insolation incident on water surface; Temp_{sur}: surface water temperature.

布区域,其结果如图 4.6和4.7所示。然而,这里没有选择总磷和磷酸盐作为考察的变量是因为磷的数据具有左偏性,同时也与太阳光照/水温相关性较高的缘故。

图4.6展示了微囊藻与浮颤藻在由总氮和太阳光照组成的变量平面上的生态 位分布区域。结果表明微囊藻所对应的生存环境主要分布与总氮—太阳光照平 面上的第二象限,这里太阳光照较强同时总氮的浓度相对较低;而浮颤藻主要分

布在这个平面上 x 轴方向的条带上, 对应的光照强度为中强水平。椭圆形的虚线 则表示密云水库不同季节的环境属性对应在变量平面中的位置。从图中可以看 出, 密云水库水体三月份时总氮含量相对较高, 随后由于太阳光照、水温升高等 原因,水体中藻类密度逐渐增加,总氮含量逐渐降低;太阳光照在五月份达到最 高,随后逐渐降低,此时总氮浓度持续降低,直到八月份降到最低;此后,由于 水体逆温层逐渐消失,水体上下对流增强,水体中总氮浓度缓慢升高;到十二月 份,太阳光照降到最低,而总氮的浓度持续升高,直到来年春天。黑色的实线和 红色的实线分别为微囊藻与浮颤藻的概率密度分布的分位回归曲线,从里往外 分别对应25%、50%与75%分位。可以看出,大约25%的微囊藻生态位空间主 要分布在平面的左侧,对应的总氮浓度范围为527 ug L⁻¹-886 ug L⁻¹之间,而对 应的光照范围为 4.23 kW h m⁻² d⁻¹-5.22 kW h m⁻² d⁻¹。而大约25%的浮颤藻生 态位分布区域与微囊藻存在重叠,但比微囊藻稍微靠下以下,另外75%的浮颤 藻分布范围比 25%的范围明显往右延伸;浮颤藻25%的生态位分布区域对应的 总氮范围为 522 μg L⁻¹-894 μg L⁻¹,太阳光照对应的范围为 4.03 kW h m⁻² d⁻¹-4.86 kW h m⁻² d⁻¹。有趣的是,根据浮颤藻和微囊藻的生态位分布特征,浮颤藻 的生长更多的受总氮浓度影响、而微囊藻则受光照的影响更多。

图4.7为微囊藻与浮颤藻在总氮与水温平面上的生态位分布特征。与水体环 境在总氮 —太阳光照平面上的空间漂移路径相比,在总氮 —水温平面上的路径 更倾向于随季节变化而往返的直线。另外,水温跟太阳光照相比具有一定滞后 效应,这与密云水库水量较多有关。在这个平面,25%的微囊藻生态位分布区 域对应的温度范围为 23.3℃-29.3℃之间;而浮颤藻对应的温度范围明显比微 囊藻要低,处于20.0℃-25.7℃之间。

4.5 讨论

湖库水生态系统中的浮游藻类群落往往包含非常多的藻种,这些藻类种群的分布主要受到一系列环境因子和生物之间相互作用等的影响^[134]。得益于上世纪以来市场上出现大量的便携式探头,这些探头在湖库等野外环境中得到了 广泛的应用,积累了大量的数据,包含各种常规物理化学参数、水质指标等。这些爆炸式增长的数据与信息在很大程度上加强了人们对生态系统中环境与生物



图 4.6 微囊藻和浮颤藻在总氮 —太阳光照平面中的生态位分布特征

Fig. 4.6 Ecological niche demonstration of *Planktothrix* sp. and *Microcystis* sp. associated with orbit of water environment on TN-light plane. The zone with gray background indicates high growth potential of *Microcystis* sp., the zone with white background indicates high growth potential of *Planktothrix* sp.; the gray dots denote the density profile for *Microcystis* sp., and the red dots for *Planktothrix* sp.; the blank and red lines denote the estimates of 25 %, 50 % and 75 % quantile distribution zones for *Microcystis* sp. and *Planktothrix* sp.; respectively; the blank dots with month labels and the dashed ellipse denote the orbit of water environment on TN-light plane as well as its simulations; x-axis TN denotes the standardized and centralized values of total nitrogen concentrations in water, and y-axis Insolation denotes the standardized and centralized value of insolation incident on water surface of all samples (n = 1540).

以及生物与生物之间相互影响关系的理解,然而,巨大的信息量同时给分析带 来了非常大的挑战,人们发现很难在信息海洋中抽提出真正有用、与研究目标 密切相关的信息。正因为如此,大量以往的研究仅仅停留在各个环境因子与生 物生长的相关性层面,这尽管于有利于理解环境因子对藻类生长的影响,但很



图 4.7 微囊藻与浮颤藻在总氮与水温平面上的生态位分布特征

Fig. 4.7 Ecological niche demonstration of *Planktothrix* sp. and *Microcystis* sp. associated with orbit of water environment on TN-temperature plane. The zone with gray background indicates high growth potential of *Microcystis* sp., the zone with white background indicates high growth potential of *Planktothrix* sp.; the gray dots denote the density profile for *Microcystis* sp., and the red dots for *Planktothrix* sp.; the blank and red lines denote the estimates of 25 %, 50 % and 75 % quantile distribution zones for *Microcystis* sp. and *Planktothrix* sp.; respectively; the blank dots with month labels and the dashed ellipse denote the orbit of water environment on TN-light plane as well as its simulations; x-axis TN denotes the standardized and centralized values of total nitrogen concentrations in water, and y-axis Temp_{sur} denotes the standardized and centralized value of surface water temperature (n = 1540).

难通过这些相关性研究的结果来推断各个藻种在指定环境下的生长潜力。在本研究中,为了最大限度的保证数据的计算量,最大程度上筛选出有效数据,首先通过参数预选择过程选择了与藻类生长相关性较高的环境因子。因此,本研究根据以往文献报道的结果,将营养盐、水温、太阳光照等作为重点参数,如表4.1所示^[103,115,135]。.

由于微囊藻与浮颤藻这两株藻在特定的大环境中的生境十分相近,为区分 两者的生态位。本研究建立了一种将生态位理论与冗余分析相结合的方法,并 将其应用于探索密云水库中微囊藻和浮颤藻两株典型有害藻种的生长潜力。如 图4.6 与图4.7所示,两株藻在总氮一太阳光照平面上与总氮一水温平面上的分 布区域均不完全重叠,但是同一株藻在两个平面上的分布位置相近、特征相似, 这表明水温与太阳光照之间存在较高的相关性。然而,与太阳光照相比,水温 的季节动态变化特征要滞后,这与密云水库中水体体积非常大有关系^[136];根据 水体环境属性在总氮一太阳光照(图4.6)和总氮一水温(图4.7)两对变量平 面上的分布特征,可以看出滞后时间大约为60天左右。根据两株藻种对应的生 态位在不同变量平面的分布特征分析可以看出,太阳光照对藻种的影响较水温 高。然而,这两株藻的生态在其他环境因子构成的平面上几乎重合,很难进行 区分,如在总氮一水体透明度平面上(数据未列出)。因此,这个结果从侧面证 明了冗余分析在抽取影响藻类生长的关键因子时是有效的。

不同的环境条件下,其环境因子经过统计上的降维方法如主成分分析 (PCA)、典型相关分析 (CCA)等得到的结果不尽相同,甚至差异较大;有的研究结果表明总磷与正磷酸盐与亚硝酸盐存在负相关关系,而与总氮、硝酸盐以及氨氮不存在明显相关性^[137,138];然而,也有一些研究发现磷酸盐与硝酸盐以及铵态氮存在正相关,而与温度负相关^[139,140];另外还有一些研究发现温度与光照并不显著相关^[140],很显然,这个结果也本研究不一致。一方面,这些研究结果的不同可能是因为生态系统本身的多样性导致;另一方面,也有可能是由于对测定数据的过分解释和分析。而本研究中,采用的数据量包含1540组数据,比其他研究而言要大,因此可能更具有说服力;并且,本研究经过参数的预选择过程将不重要的一些环境因子过滤掉,有利于有效信息的最大利用。本研究认为水温与太阳光照出现显著正相关是合乎自然逻辑的,因为前者正是由于水体

接受后者而产生热效应。另外,水体中的营养盐包含含氮营养盐(总氮、硝酸盐、亚硝酸盐与氨氮)以及含磷营养盐(总磷与磷酸盐)与水温出现负相关关系,这反映出在低温时期水体逆温层的消失增强了水体中上下对流,有利于底泥中的营养盐向水体扩散。然而,含磷营养盐与含氮营养盐之间的相关性较弱,这很可能与磷酸盐与总磷的数据具有左偏性而无法反映水体中真实的浓度所导致。水体透明度与含氮营养盐存在显著的相关性则表明水体中由于藻类的大量生长,一方面消耗了水体中大量的营养盐,另一方面表层聚集的大量蓝藻显著降低了水体的透明度,这部分结果已经在前期的研究中发表^[3]。实际上,磷对于藻类的生长也是一个至关重要的环境因子,由于密云水库中磷的浓度大部分时间低于目前的分析手段,导致数据的左偏性而使其无法在本研究中的生态位理论中进行正确分析^[137]。因此,有必要在以后的研究中加强中对水体中痕量磷酸盐的分析检测方法开发。

随着人们生活质量的提高,人们的环境意识也明显增强;在现代,大型的 工程在开始施工前均需要进行大量的环境评估与实践论证,以最大程度上理解 和限制对自然生态环境的负面影响;因此环境风险评估(environmental impact assessment, EIA)已经成为大型工程计划的必要程序。我国正在实施的南水北 调工程(South-to-North Water Diversion Project)对环境的影响评估尤为重要, 但是前期的风险评估中主要侧重如何保证南方水资源安全抵达北方,而弱化了 水体达到北方的受水区后对受水区生态环境的影响。本研究以南水北调中线向 密云水库输水为背景,考察调水后密云水库中水体水质及藻类生态系统的变化。 经过前期调研,发现南水北调中线源水—丹江口水库的水体尽管水质与密云水 库水体同样处于 II 类水体,但其水质还是存在一定差异^[13]。调查发现,丹江口 水库中总氮的浓度为1483 μg L⁻¹ (620 μg L⁻¹-3110 μg L⁻¹),显著高于密云水库 水体中总氮的浓度 —967 μg L⁻¹ (330 μg L⁻¹-2712 μg L⁻¹ [^{141]}]。如果差异确实存 在,那么评估调水对密云水库生态系统的影响变得极其重要,并具有极高的现 实环境意义。

根据密云水库水体中总氮的浓度与丹江口水库中总氮的浓度以及预计的南 水北调调水比例,可以估算出密云水库水体中总氮的浓度将升高20%左右。因 此在本研究中,基于2009-2012年密云水库中总氮的调查结果,在此基础上模



图 4.8 模拟密云水库总氮变化后微囊藻与浮颤藻生长潜力

Fig. 4.8 The simulations of four scenarios with TN changes from 20 % reduction to 20 % increment, which correspond to four dashed ellipses with different line width. Other elements in the figure are the same as in Figure 4.6.

拟了密云水库总氮变化后的情形;模拟的变化包含总氮的浓度在原来基础上下降20%、下降10%、上升10%与上升20%。利用模拟后的数据,考察密云水库调水后水体属性在总氮一太阳光照平面上的环境漂移路径与微囊藻以及浮颤藻的生态位分布区域的位置,从而推断和预测调水后两个有害藻种的生长潜力, 其模拟结果如图4.8所示。可以看出,当密云水库水体中总氮的浓度升高以后,水库水体的环境漂移路径明显右移,即朝总氮升高的方向平移,在这种情形下,

路径与微囊藻以及浮颤藻的生态位分布区域的重叠将减少。但是有本研究中微 囊藻与浮颤藻的生态位分布空间是基于野外环境实测数据计算得出、这种计算 实际上忽略了两株藻种之间的相关性,因此导致结果有失真实。实际上,根据前 期的研究,发现微囊藻与浮颤藻之间存在明显的竞争演替关系,当表层微囊藻 的浓度降低以后,深层水体中的浮颤藻由于能获取更多的光照而大量生长。这 一结论还可以被直观的逻辑推断证实:水体中微囊藻在白天往往漂浮在水体表 层,因为它的藻细胞投影面积(CPA)较小,需要更多的光照维持它的能量需求 [3]、而由于小球形的藻细胞具有较大的比表面积、吸收营养盐的能力较强、因 此对营养盐的需求相对较低;然而,在深水层中生长浮颤藻与之相反,往往需 要更多的营养盐支撑生长、但不需要非常高的光照强度。因此、当八月份水面 的光照强度已经下降至不足以支撑微囊藻的生长时,表层微囊藻大量消亡,显 著增加了水体的透明度、使得太阳光照能透过表层达到浮颤藻生长的深度、加 上丹江口水库引入的营养盐进一步有利于浮颤藻的生长、从而导致浮颤藻会在 短时间内出现较快的增长。因此、当路径右移、与微囊藻的生态位分布区域的 重叠削弱后、微囊藻的生长优势下降、从而有利于浮颤藻的生长。从这个角度 来看,调水后密云水库水体中总氮浓度的升高将有可能增加浮颤藻的生长潜力, 进而增加水体发生嗅味问题的风险、尽管很难将浮颤藻浓度增加的风险量化。

4.6 小结

基于在密云水库2009-2012连续四年的监测结果,本研究采用生态位理论 与冗余分析相结合确定了水库中两株主要的有害藻种的生态位;根据这一结果, 进一步结合密云水库即将接受来自南水北调中线的调水,发现调水后由于源自 丹江口水库的中线来水的总氮浓淡较高,很可能会增加密云水库中浮颤藻的生 长潜力,进一步恶化密云水库水体多年来的饮用水嗅味问题,因此需要投入更 多的关注和研究。本研究采用生态位的方法,从一个全新的角度考察野外环境 中有害藻的生长潜力,有利于深入理解自然水体中藻类竞争演替的机制,同时 也可能为湖库型水源地的水质管理提供十分重要的科学工具与管理策略。

第五章 密云水库浮颤藻调控策略研究

5.1 前言

湖库水源地中藻类暴发的控制和管理对于饮用水安全生产至关重要 [1,142-144],尤其是当藻类能够导致藻毒素^[145]或者水体嗅味问题^[146]时更加值得 关注。由于用户对于饮用水中嗅味问题而向自来水厂投诉已经成为许多水厂每 年必须应付处理的主要问题之一^[21,53,147]。大量研究已经证实土臭素(geosmin) 和二甲基异崁醇(2-methylisobornel, MIB)是水源水中导致水体嗅味问题的主 要物质,而这两种物质最主要的来源是由不同种类的蓝藻和放线菌生长代谢释 放产生。其中,MIB的产生来源主要被认为是底栖类或者深水型的丝状蓝藻,包 含颤藻(*Oscillatoria* sp.)、席藻(*Phormidium* sp.)、拟鱼腥藻(*Pseudanabaena* sp.)以及浮颤藻(*Planktothrix* sp.)等^[4,95,98,148,149]。由于这些藻种附着生长在 底泥或浮游生长在底层水体中,因此即使湖库为贫营养水体,他们也从水体中 获取到足够的从底泥中释放出来的营养盐^[4],从而只要光照条件符合生长需求 而能进行大量生长。然而,大部分的饮用水源地水体基本上为营养盐含量相对 较低的水体,从而在这些水源地中由于产 MIB 引起的水体嗅味问题变得十分普 遍。因此,在水源地中预防和控制这类产嗅蓝藻是非常重要的一项工作。

目前针对湖库水体中有害藻类暴发(harmful algal blooms, HABs)的调控 和限制生长已经开发了一系列的技术和工具。这些技术和工具部分已经被广 泛使用,按照工作原理可以它们可以归类成物理的、化学的以及生物的技术, Newcombe 等(2012)在最近已经作了十分综合的总结和分析^[150]。但是这些 方法都有各自的优缺点。其中,物理类的方法主要受限于水库的容积(如水力 调控法)或者水深(如曝气法),或者由于所需能量过高而限制使用(如降低水 位、水力调控法等),还有某些方法在藻类暴发前期不适用,只有等到藻类暴发 程度非常强烈时才能采用(如表层藻细胞收集法);而化学法的短处十分明显, 首先加入大量的化学物质如杀藻剂(algaecides)可能会杀害其他的生物(如投 加硫酸铜法、投加高锰酸钾法以及投加氯的方法);另外采用大麦稿秆能在一定 程度上抑制微囊藻的生长,但它却无法杀死在水体中已经存在的细胞;其他的 化学控制方法如凝结(coagulation)与絮凝(flocculation)法在一定程度上受限 于水体深度,而底层水体的增氧法由于能耗过高而不适用。生物类的方法目前 还没有得到很好的应用,因为机理复杂,尚还需要大量的研究和论证^[151]。总体 来说,各有利弊;并且,密云水库中产 MIB 的浮颤藻主要生长在水体底层或者 附着在底泥上^[4],进一步限制了这些方法的使用。因此,对于湖库型水源地中 产嗅蓝藻暴发的问题,有必要开发一套更加具有针对性的方法。

密云水库作为北京市最主要的地表水源地,从2006年起每年秋季频繁发生 水体嗅味问题,给北京市的供水安全带来极大的威胁。由于密云水库水面面积 非常宽广(188 km²),存水量非常大(4.375 km³),另外水体中的浮颤藻密度 (低于 3.0 × 10⁶ cells L⁻¹)和 MIB 相对较低,上述的传统方法在这里均不适用。 根据该水库中 MIB 生产者的主要生长因子,本研究开发了一个基于水位调节来 预防和控制浮颤藻生长暴发的策略方法。与以往调控蓝藻暴发的研究相比,本 研究具有以下特点:(i)本研究预防、调控 MIB 生产者是在饮用水源头水库水 体中进行,而并非在自来水厂中进行;(ii)采用水位调节的方法来预防控制蓝 藻的生长与暴发的方法相对来说较新;(iii)除了在密云水库,本研究同时也研 究了其他类型水库中最大化降低水体嗅味风险的水位最优化计算方案。本研究 通过水位调节的方法来控制水库中产 MIB 蓝藻的生长,从而达到控制饮用水嗅 味风险的目的,是第一次尝试,对于以后水源水质的管理具有十分重要的意义。

5.2 研究方法

5.2.1 研究对象

本章研究内容为第三章 "密云水库中浮颤藻的产嗅潜力研究"(39页)的后续 研究。因此研究对象同样是密云水库,相关介绍已经在第四章 "密云水库中浮颤 藻生态位解析"(63页)和第三章 "密云水库中浮颤藻的产嗅潜力研究"(39页)中 给出,在此不在熬述。在本章中值得一提的是,水库的库底形状以及库区的拓 扑三维形状对本研究非常重要;其中,库底的形状已经通过多普勒声学剖面仪 (Acoustic Doppler Current Profiler instrument, ADCP)在库区扫描测定,其结果 如图 2.5所示。

5.2.2 采样

根据前期研究结果^[4],密云水库中产嗅浮颤藻生长最佳季节为每年秋季9月份,因此本研究分别于2012年9月7日与21日进行样品采集。如图3.1所示,本研究中共设定了17个采样点,全部分布在密云水库的两个浅水区即北部浅水区与东北部浅水区;采样点的设定规则是根据前期研究结果^[4],产嗅浮颤藻在水库中主要分布区域为浅水区,而浅水区的环境条件也正好符合浮颤藻的生境。采样时,具体采样位置是通过用 GPS 导航仪确定,保证误差不超过20m。但尽管如此,由于库底地形的复杂,每个采样点采样时的水深(水面至底泥垂直距离)不尽相同,因此,同时通过声纳测深仪测定并记录每个采样点采样时的实际水深。两次采样共采集到有效样品27份,所有样品样品均采集自底泥表层水体。

5.2.3 藻类计数

藻类计数方法详见 §3.3.3"藻类计数"(42 页)。

5.2.4 DEM 高程数据库

2009年6月30日,美国航天局(NASA)与日本经济产业省(METI)共同 推出了最新的地球电子地形数据 ASTER GDEM(先进星载热发射和反射辐射 仪全球数字高程模型),该数据是根据 NASA 的新一代对地观测卫星 Terra 的 详尽观测结果制作完成的。这一全新地球数字高程模型包含了 ASTER 传感器 (Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection radiometer 先进星载热 发射和反辐射计)搜集的130万个立体图像。ASTER 于1999年12月18日随 Terra 卫星发射升空。一个日美技术合作小组负责该仪器的校准确认和数据处理。 ASTER 是唯一一部高分辨解析地表图像传感器,其主要任务是通过 14 个频道获 取整个地表的高分辨解析图像数据-黑白立体照片。在4到16天之内,当 ASTER 重新扫描到同一地区,它具有重复覆盖地球表面变化区域的能力。ASTER 测 绘数据覆盖范围为北纬83°0′N 到南纬83°0′S 之间的所有陆地区域,比以往任何 地形图都要广得多,达到了地球陆地表面的 99%。此前,最完整的地形数据 是由 NASA 的航天飞机雷达地形测绘任务(SRTM)提供的,此项任务对位于 北纬60°0′N 到南纬 57°0′S 间地球80%的陆地进行了测绘。ASTER GDEM 是采用 全自动化的方法对150万景的 ASTER 存档数据进行处理生成的,其中包括通过 立体相关生成的1264118个基于独立场景的 ASTERDEM 数据,再经过去云处 理,除去残余的异常值,取平均值,并以此作为 ASTER GDEM 对应区域的最 后像素值。纠正剩余的异常数据,再按 1°×1°分片(约 30 m×30 m),生成全 球 ASTER GDEM 数据。目前,ASTER GDEM 数据可以在网上免费获取。用户通 过日本的 ERSDAC (Earth Remote Sensing Data Analysis Center,地球遥感数据 分析中心)(http://www.gdem.aster.ersdac.or.jp)或美国 NASA 的 LP DAAC (Land Processes Distributed Active Archive Center,美国陆地过程分布式活动档 案中心)(http://www.gdem.aster.ersdac.or.jp/index.jsp)免费下载这些 数据^[152]。当然,拥有数据下载权限之前都需要进行相关网站的用户注册和所 需数据的申请。本研究中研究对象对应的数据为北纬40°0′N,东经116°0′E 至东 经117°0′E 区域的高程数据。密云水库水面高程在本数据中为海拔127 m。

5.2.5 空间分析

本研究中水库中藻类暴发高风险区通过定义水深低于某个特定的值(h)来确定;对应的水面面积根据公式(5.1)来计算。

$$A_r = A_{z_0} - A_{z_1} \tag{5.1}$$

其中, z_0 是水库水面的高程值, $z_1 = z_0 - h$ 是高风险区最小高程, 是根据 水深低于 h 的区域来确定的; A_r 代表风险区的总水面面积, A_{z_0} 和 A_{z_1} 分别为当 水位为 z_0 和 z_1 时, 对应的水面面积。

本研究采用地理信息系统软件 ArcGIS 10.2 (ESRI, USA) 来完成大部分的空间分析 (*spatial analysis*) 与三维分析 (*3D analysis*) 工作。其中使用的数据,水下部分为实际野外调查获得,水面以上部分地形由 ASTER GDEM 数据库提供。

5.2.6 水位调节优化方案算法

为了有效控制产嗅蓝藻在密云水库中的生长,从而降低水体发生嗅味问题的风险,本研究采用了水位调节的方法。具体的优化算法如公式 (5.2) 所示。
$$\frac{d\lambda^*}{dz^*} = 10\% \times max(\frac{d\lambda}{dz})$$
(5.2a)

$$\lambda = \frac{A_r(z)}{A(z)} \tag{5.2b}$$

其中 z 代表水库的水位,其范围为水库运营管理原则中的最低水位 (minimum elevation, z_{min}) 与最高水位 (maximum elevation z_{max}) 之间; $A_r(z)$ 表 示当水库水位为 z 时,水库高风险区的水面面积, λ 表示高风险区水面面积 ($(A_r(z))$) 占对应总水面面积 A(z) 的比值; $z^* 与 \lambda^*$ 分别表示最佳水位以及对应 风险区水面占总水面面积比值。其中最佳水位 z^* 被定义为当单位水位改变导致 的风险区水面占比改变 ($\frac{\Delta^*}{dz^*}$) 小于最大的单位水位改变导致的风险区水面占比 改变 ($max(\frac{\Delta}{dz})$) 的 10%时的水位高度。

5.3 结果

5.3.1 密云水库中水位变化

图5.1为密云水库不同高程 (elevation) 时水面面积 (surface-area) 与储 水量 (volume) 之间的变化关系。其中密云水库的最高蓄水水位 (FRL, full reservoir level) 为海拔157.5 m, 对应的蓄水量与水面面积分别为3.954 km³与 179.33 km²; 水库的防洪限制水位 (SCL, spillway crest level) 为147.0 m, 对 应的蓄水量与水面面积分别为2.294 km³与 137.54 km²; 而水库的死库容为 0.4190 km³, 对应的死水位 (DSL, dead reservoir level) 为 at 126.0 m, 以及水 面面积为 46.150 km²。然而, 自1960年水库建成以来,从没有将水库水量蓄满 过。其中最高水位152.8 m在 1975年蓄得,对应蓄水量为3.170 km³。之后由于 常年干旱并过度采集,水库的水位连续下降,到 2010-2014年期间,水位降至 133.1 m-138.1 m之间,对应水库蓄水量为 0.84 km³-1.26 km³,相当于只有密云 水库库容的四分之一左右,如图5.1所示。

得益于南水北调工程(South-to-North Water Diversion Project, SNWDP), 密云水库将在2015年接受南水北调中线来自丹江口水库的输水。中线工程每 年将预计输送9.5 km³;并逐步增加输水量,至2030年,年输水量预计将达到





Fig. 5.1 The elevation-surface area/volume curve of Miyun Reservoir. The dashed curves denote the elevationsurface area (left) and elevation-volume (right) relations of Miyun Reservoir; the gray line denotes the dead storage level (DSL); the yellow line denotes the spillway crest level (SCL), and the red one denotes the full reservoir level (FRL); the blue curve denotes the water level fluctuation of Miyun Reservoir during 2010 to 2014

12.0 km³-13.0 km^{3[153]},尽管在干旱年份输水量可能会相对较少一些,但至少

在95%水平上保证6.2km^{3[154]}。这意味着密云水库的水位将会在接下来几天持续上升。

5.3.2 浮颤藻与水深的关系

密云水库中浮颤藻的产嗅潜力研究为本章研究提供了重要的基础。其中一条对本研究十分重要的结论是:当浮颤藻的细胞密度超过 4.0 × 10⁵ cells L⁻¹时,水体中出现嗅味问题即致嗅物质 MIB 超过其嗅阈值 (> 15 ng L⁻¹)的风险达到 90%以上;当水体中浮颤藻的细胞密度降至约为 4.0 × 10⁴ cells L⁻¹时,水体中出现嗅味问题的风险将降至 50%左右;若能将水体的浮颤藻细胞密度控制在 1.6 × 10⁴ cells L⁻¹时,水体出现嗅味风险将能控制在 10%以下。

浮颤藻细胞密度与水深之间的关系如图5.2所示。数据集共使用27个样品, 采样点对应的水深范围为1.8 m至11.0 m,所有样品细胞密度在1.0 × 10⁴ cells L⁻¹ 到4.2 × 10⁶ cells L⁻¹之间。根据浮颤藻细胞密度与水深之间的相关性,可以看出 水深可能是影响浮颤藻生长的一个主要环境因子 (R = 0.72, p < 0.05)。

根据相关性显示的结果,可以看出,当水深低于5.15m时,水体中浮颤藻的 密度将会超过4.0×10⁵ cells L⁻¹,意味着在该区域水体中发生嗅味问题的风险 将高达90%;而如果将水深提高至7.43m时,浮颤藻的细胞密度将会降低,水体发生嗅味问题的风险将会对应降低至50%;甚至,当水深高于8.70m时,对 应风险将控制在10%以下,相关结果如图5.2所示。

5.3.3 不同水位下高风险区动态变化

根据图5.2所示的结果,由于水深越浅,对应的风险越高,因此本研究将水 深小于一定值的区域定义为高风险区,对应于图 5.2中的三个风险级别 (90%, 50%, 10%),高风险区的三个风险级别分别对应水深小于5.15m,7.43m或者 8.70m。根据密云水库地形,首先考察了不同水位下 50% 级别高风险区面积的动态变化情况。如图 5.3所示为当密云水库水位上升至海拔137.0m,海拔144.0m,海拔151.0m以及海拔 158.0m时水库的高风险区面积变化情况。结果表明,随着水位上升,高风险区的总面积逐渐减少。对比不同水位时高风险区的组成部分:可以看出当水位为海拔137.0m时,高风险区主要由北部浅



图 5.2 密云水库中浮颤藻与水深之间的关

Fig. 5.2 The correlation between the cell density of *Planktothrix* sp. and the water depth in Miyun Reservoir. In total of 27 valid samples were collected in shallow regions in Sep. 7th and 21st, 2012; the real line is the log-linear regression between cell density and water depth; the three gray crosses denote different risk levels (10 %, 50 % and 90 %) at which *Planktothrix* density could cause T&O problems in Miyun Reservoir, according to the previous study ^[4].

水区以及水库中部分岛屿组成;当水位上升至144.0m时,大部分岛屿被淹没 至水面下7.0m,而不再成为高风险区;当水位继续上升至海拔151.0m以及海 拔158.0m时,主要的风险区将移至北部浅水区的浅滩,如图5.3所示。另外, 图5.4与图5.5所示为当风险级别为10%与90%时不同水位下,密云水库风险区 面积的动态变化。



图 5.3 密云水库50%风险级别下高风险区面积动态变化

Fig 5.3 The high-risk (50 % level) zones at different water level. The blue regions denote the low-risk zones in the reservoir where water depth higher than 7.43 m; the yellow regions denote the high-risk zones where water depth less than 7.43 m; the gray regions denote the land or island. The 4 sub-figures denote different scenes according to the different water level at: 137.0 m a.s.l. (top-left) 144.0 m a.s.l. (top-right) 151.0 m a.s.l. (bottom-left) 158.0 m a.s.l. (bottom-right), respectively.

5.3.4 密云水库水位调节控制嗅味风险

为了最大限度的降低密云水库发生嗅味问题的风险,本研究中采用水位调节的方法来控制产嗅浮颤藻的生长。如图5.6所示,当密云水库水位在140m时,高风险区域占总水面面积约为20%左右;随着密云水库水位升高,风险区所占比例不断下降。根据公式5.2计算了水位调节的最优化方法;结果表明当水位维持在143.8m左右,密云水库中浮颤藻发生的风险在90%级别可以认为是最优化了;如果可接受的风险为50%,对应的优化后水位应维持在146.3m左右;若只能接受10%级别的风险,则密云水库水位应维持在海拔147.7m以上,如图5.6所示。对比三个优化水位下风险区所占比例可以发现,所有优化水位对应的风险



图 5.4 密云水库50%风险级别下高风险区面积动态变化

Fig. 5.4 The high-risk (10 % level) zones at different water level. The blue regions denote the low-risk zones in the reservoir where water depth higher than 8.70 m; the yellow regions denote the high-risk zones where water depth less than 8.70 m; the gray regions denote the land or island. The 4 sub-figures denote different scenes according to the different water level at: 137.0 m a.s.l. (top-left) 144.0 m a.s.l. (top-right) 151.0 m a.s.l. (bottom-left) 158.0 m a.s.l. (bottom-right), respectively.

区占比均低于5%,这也表明公式5.2中的放大因子10%在本研究中是合理的。

5.4 讨论

5.4.1 研究扩展

在本研究中,通过评估水位调节的方法来抑制密云水库中产嗅浮颤藻的生 长并达到控制水体发生嗅味问题的风险。事实上,本方法可以延伸、扩展到其他 类型的水库以及其他类型的有害蓝藻。大量研究表明浅水型的水库和湖泊是非 常容易发生蓝藻水花暴发^[155-158],如我国的太湖等,这是因为水深较浅时,蓝藻 在水体中的生长既能轻易从水面获得足够的阳光^[136],又能够吸收来自底泥释放



图 5.5 密云水库90%风险级别下高风险区面积动态变化

Fig. 5.5 The high-risk (90 % level) zones at different water level. The blue regions denote the low-risk zones in the reservoir where water depth higher than 5.15 m; the yellow regions denote the high-risk zones where water depth less than 5.15 m; the gray regions denote the land or island. The 4 sub-figures denote different scenes according to the different water level at: 137.0 m a.s.l. (top-left) 144.0 m a.s.l. (top-right) 151.0 m a.s.l. (bottom-left) 158.0 m a.s.l. (bottom-right), respectively.

的营养盐^[159]。因此,通过提升浅水湖库的水深,将从两方面降低蓝藻生长获取 光能和营养盐的潜力,从而一定成都上抑制蓝藻生长。如通过营养盐限制而控 制微囊藻的生长与暴发^[3],或者通过降低有效光照来限制底层颤藻的暴发^[160]。

随着水位上升,密云水库中高风险区域的表面积占总水面面积之比逐渐降低,这主要是因为密云水库为山谷型水库,在库中存在许多小岛。表 5.1中列出了由于库底地形不同的水库分类。其中凹形水库(concave type)的特点是当水位处于水库水位管理规则的上下限之间([*z_{min}, z_{max}*])时,水库的水面面积(SA)与水位(water level, *z*)之间是一个凹函数(concave function)。在这种情况下,水库的推荐运行水位应处于最低水位(*z_{min}*)与最优化水库水库(*z**)之间,其中*z**与*z***由公式5.2计算获得。而对于凸型水库(convex type),其特点



图 5.6 密云水库水位优化调节降低嗅味问题发生风险

Fig. 5.6 Optimization of water level regulation to minimize the risk of suffering T&O problem in Miyun Reservoir. Y-axis is the proportion (λ) of total surface area of high-risk zones ($A_r(z)$) to total reservoir surface area (A(z)), see detail at Eq. 5.2; the real curve denotes the proportion of high-risk zones (λ , y-axis) at different water level (x-axis), when the accept risk level is 50 %; the long dashed curves denote the proportions of high-risk zones at different water level, when the accept risk levels are 90 % and 10 %, respectively; the three cycles denote the optimized water level (z^*) and corresponding proportions of high-risk zone (λ^*) at different accept risk levels according to Eq. 5.2.

是水位与水库水面面积之间的函数为凸函数(convex function);在这种情况下, 推荐运行水位应在最优化水库(*z**)与*z_{max}之间*;而密云水库属于此类水库; 除此以外为两种水库类型的组合,分别构成第三种和第四种类型;如表5.1所示, 当水库类型为凹+凸型(concave+convex)时,水库运行的水位应在最小水位 (*z_{min}*和*z**之间,或者在*z***与最高水位*z_{max}*之间;相反地,当水库类型为凸+ 凹型 (convex+concave) 时,水库运行的水位应在 z^* 与 z^{**} 之间。

5.4.2 研究应用

浮颤藻的生态位已经在四中详细讨论过;与其他研究的结果一致^[64,84,85], 在本研究中浮颤藻也同样偏好生长在水深小于 11.0 m的浅水区或者浅滩区域。 这个结果是本研究的前提基础与理论核心;除此以外,图5.2 中所示的随水深变 深,产嗅浮颤藻的生物量逐渐增加,进一步为本研究中嗅味问题发生风险的评 估提供理论工具。综合所有结果表明,在浮颤藻生长的高风险季节,在密云水 库中调节水位上升可能是控制浮颤藻生长的一条可行方法,从而实现控制水体 发生嗅味问题的风险,但本方法的前提是需要有足够的水量提供给密云水库。

事实上,在过去20年中,由于常年干旱和过度采集,密云水库的水位已经 从1994年的海拔154m下降至2014年的海拔133m^[4,13]。幸运的是,南水北调中 线将在2015年开始从南方的丹江口水库输水至北京的密云水库,届时,密云水 库的水量应该能够得到一定程度的补充,为本研究的应用提供十分重要的前提。

据我们目前掌握的信息,本研究是首次通过调节水库水位来控制蓝藻的生长。本方法与其他方法相比,如曝气 (aeration) ^[161,162],底泥清淤 (sediment removal) ^[163],投加杀藻剂 (algaecides) ^[164-166]以及生物抑制剂 (biomanipulation, virus, Bacterial infection) ^[167]等,水位调节实施起来相对简单,经济,应用性强,且对水体水质和其他水生生物无负面效用。然而,由于水库的功能可能不仅仅是水源地功能,可能其他功能如灌溉、防洪等会在一定程度上影响水库的水量,因此可能会对本方法的实施有一定那个限制作用;此外,本方法对潜水型的湖库效果更加明显。

5.5 小结

根据浮颤藻生长与水深之间的关系,本研究发现水深较浅的区域为浮颤藻 的高风险区,本研究通过确定密云水库中浮颤藻的高风险区面积,评估了不同 水位下发生嗅味问题的风险,并根据水位与风险之间的关系,优化计算了密云 水库及其他类型水库的最佳运行水位 (风险最小水位)。总体来说,本研究具有 以下结论: 表 5.1 不同类型水库基于水位调节控制浮颤藻生长研究

Table 5.1 Optimization of water level management to minimize cyanobacterial bloom for different reservoir types



- 当密云水库的水位升高至147.7 m时,水体中发生嗅味问题的风险(10%级别)显著降低,并可以认为得到了控制;
- 对于不同类型的水库,推荐运行水位不相同,本研究对各类型水库的特征 水位与推荐运行水位进行了计算,详请见表 5.1;
- 通过用水位调节来控制水库蓝藻暴发的方法可能是一条较好的途径。

致谢

本研究工作的到了国家自然科学基金委项目的基金支持(21377144, 21277169),另外也得到挪威方"135" Major Project of Research Center for Eco-Environmental Science (YSW2013A02)以及中挪研究理事会的支持(209687/E40).

第六章 结论与展望

6.1 结论

本论文的研究从浮颤藻的生态位解析、产嗅潜力以及调控策略展开,全文的主要结论如下:

浮颤藻的产嗅潜力评估:通过在密云水库连续四年的野外调查,本研究揭示了 水库中浮颤藻及其致嗅代谢产物 MIB 的空间和季节分布特征,能得出以下结论:

水库的浅水区域是浮颤藻的主要分布区域,符合浮颤藻的生境特征,在
 以后的常规监测调查中,应将这一区域作为重点调查和监测的对象;

● 可以通过控制浮颤藻的细胞密度在 4.0 × 10⁵ cells L⁻¹以下,从而避免由 于浮颤藻产生 MIB 导致水体中的嗅味问题。

• 通过提升密云水库水位,减少水库浅水区的面积可能是限制浮颤藻生长的一条重要途径。

浮颤藻的生态位解析: 基于在密云水库2009-2012连续四年的监测结果,本研 究采用生态位理论与冗余分析相结合确定了水库中两株主要的有害藻种的生态 位;根据这一结果,进一步结合密云水库即将接受来自南水北调中线的调水,发 现调水后由于源自丹江口水库的中线来水的总氮浓淡较高,很可能会增加密云 水库中浮颤藻的生长潜力,进一步恶化密云水库水体多年来的饮用水嗅味问题, 因此需要投入更多的关注和研究。本研究采用生态位的方法,从一个全新的角 度考察野外环境中有害藻的生长潜力,有利于深入理解自然水体中藻类竞争演 替的机制,同时也可能为湖库型水源地的水质管理提供十分重要的科学工具与 管理策略。

密云水库中浮颤藻的控制策略研究: 根据浮颤藻生长与水深之间的关系,本研 究发现水深较浅的区域为浮颤藻的高风险区,本研究通过确定密云水库中浮颤 藻的高风险区面积,评估了不同水位下发生嗅味问题的风险,并根据水位与风险之间的关系,优化计算了密云水库及其他类型水库的最佳运行水位 (风险最小水位)。总体来说,本研究具有以下结论:

- 当密云水库的水位升高至147.7 m时,水体中发生嗅味问题的风险(10%级别)显著降低,并可以认为得到了控制;
- 对于不同类型的水库,推荐运行水位不相同,本研究对各类型水库的特征 水位与推荐运行水位进行了计算,详请见表 5.1;
- 通过用水位调节来控制水库蓝藻暴发的方法可能是一条较好的途径。

6.2 展望

本研究针对密云水库中浮颤藻导致嗅味问题展开研究,在后续的深入研究 中可将本研究与南水北调中线调水向结合,从多方位研究调水后密云水库水文、 水质等水环境的变化,解析水环境的变化对产嗅藻(浮颤藻等)生长的影响,评 估致嗅物质的产生潜力。

研究内容1, 南水北调中线调水引起的密云水库后水文条件变化对水下环境的 影响: 基于密云水库三维地形与出入库水量监测数据,模拟研究不同调水量时 水库水位的季节动态变化规律,研究水位抬升对库区水体温度场、垂向稳定性、 水下光场与流场的影响,揭示调水引起的水文条件变化对库区水下环境的影响。

研究內容 2, 南水北调中线调水对密云水库水质影响: 根据研究内容 1 中的水 文变化,针对调水后由于水位抬升被淹没的岸边带开展营养盐释放规律研究, 计算其对水库营养盐的贡献量;另外,通过构建密云水库箱式模型,模拟研究 外来调水进入水库在各库区的传输与扩散途径,揭示调水后密云水库各库区水 质时空动态变化。 **研究內容3,综合所有因素,研究调水对浮颤藻生长的影响:**通过对比分析丹 江口水库与密云水库藻类群落结构异同,研究调水引入的新藻种对密云水库藻 类生态系统的影响;选取新环境中2-3株优势藻,构建其与产嗅藻(浮颤藻)之 间的竞争模型,揭示藻间竞争对产嗅藻的影响;综合水体直接混合与水位抬升 后藻类生长环境的变化,研究新环境下产嗅藻的生长潜力,评估水库出现嗅味 问题的风险。

拟解决的关键问题

如何确定调水导致密云水库水文、水质等水环境的变化对产嗅藻生长的影响: 嗅

味问题是密云水库近年来的关键水质问题,调水后由于水环境的变化,嗅味问题的发展是愈演愈烈还是有所缓解,是后续研究拟解决的关键科学问题。为克服传统方法在高维环境问题中不足,可利用生态位理论从新的角度解析产嗅藻在新环境下的生长潜力,评估调水后出现嗅味问题的风险。

参考文献

- S. B. Watson. Cyanobacterial and Eukaryotic Algal Odour Compounds: Signals Or By-products? a Review of Their Biological Activity. *Phycologia*. 2003, 42(4):332–350
- [2] Z. Li, J. Yu, M. Yang, et al. Cyanobacterial Population and Harmful Metabolites Dynamics During a Bloom in Yanghe Reservoir, North China. *Harmful Algae*. 2010, 9(5):481–488
- [3] M. Su, J. Yu, S. Pan, et al. Spatial and Temporal Variations of Two Cyanobacteria in the Mesotrophic Miyun Reservoir, China. *Journal of Environmental Sciences*. 2014, 26(2):289–298
- [4] M. Su, J. Yu, J. Zhang, et al. Mib-producing Cyanobacteria (*Planktothrix* Sp.) in a Drinking Water Reservoir: Distribution and Odor Producing Potential. *Water Research*. 2015, 68(0):444 453
- [5] 南水北调办公室. 南水北调中线一期工程正式通水. 2014
- [6] 孟红明,张振克. 我国主要水库富营养化现状评价. 河南师范大学学报.
 2007,35(2):133-136
- [7] D. W. Schindler, J. R. Vallentyne. The Algal Bowl: Overfertilization of the World's Freshwaters and Estuaries. Earthscan London, UK, 2008
- [8] J. Cole, B. Peierls, N. Caraco, et al. Nitrogen Loading of Rivers as a Humandriven Process, Mj Mcdonnell, Sta Pickett, Editors. *Humans as Components* of Ecosystems: The Ecology of Subtle Human Effects and Populated Areas. 1997:141–157
- [9] R. Howarth, G. Billen, D. Swaney, et al. Regional Nitrogen Budgets and Riverine N & P Fluxes for the Drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and Human Influences. *Biogeochemistry*. 1996, 35:75–139
- [10] V. Smith, G. Tilman, J. Nekola. Eutrophication: Impacts of Excess Nutrient

Inputs on Freshwater, Marine, and Terrestrial Ecosystems. *Environmental Pollution*. 1999, 100(1):179–196

- [11] A. Sharpley, T. Daniel, J. Sims, et al. Determining Environmentally Sound Soil Phosphorus Levels. *Journal of soil and water conservation*. 1996, 51(2):160– 166
- [12] H. W. Paerl. Coastal Eutrophication and Harmful Algal Blooms: Importance of Atmospheric Deposition and Groundwater As" New" Nitrogen and Other Nutrient Sources. *Limnology and oceanography*. 1997:1154–1165
- [13] X. Gao, L. Hao, Y. Luo. Problems and Strategies of Miyun Reservoir in the South-to-north Water Diversion Project. *Beijing Water*. 2013, 2013(6):56– 59
- [14] 刘静,杜桂森,刘晓端等. 密云水库的浮游生物群落. 西北植物学报. 2004, 24:08
- [15] 王庆锁,梅旭荣,张燕卿.密云水库水质研究综述. 中国农业科技导报. 2009, 11(1):45-50
- [16] 李文赞,李叙勇,王晓学. 20 年来密云水库主要入库河流总氮变化趋势和影响因素.环境科学学报. 2013, 33(11):3047-3052
- [17] 张晓岚,陈哉君,温东辉.密云水库水污染指标变化趋势分析.环境保护. 2006,18:63-65
- [18] 原媛,汪善全,竺建荣等.密云水库微生物相变化对水质及嗅味的影响.环境 科学研究. 2007, 20(06):08-13
- [19] 郑和辉,钱城,邵兵等.北京密云水库富营养化和微囊藻毒素污染水平初步 调查分析.卫生研究. 2007, 36:01
- [20] G. Izaguirre, C. J. Hwang, S. W. Krasner, et al. Geosmin and 2methylisoborneol from Cyanobacteria in Three Water Supply Systems. *Applied and Environmental Microbiology*. 1982, 43(3):708–714
- [21] P. Westerhoff, M. Rodriguez-Hernandez, L. Baker, et al. Seasonal Occurrence and Degradation of 2-methylisoborneol in Water Supply Reservoirs. *Water Research*. 2005, 39(20):4899–4912

- [22] K. P. Hayes, M. D. Burch. Odorous Compounds Associated with Algal Blooms in South Australian Waters. *Water Research*. 1989, 23(1):115–121
- [23] Y. Zuo, L. Li, T. Zhang, et al. Contribution of *Streptomyces* in Sediment to Earthy Odor in the Overlying Water in Xionghe Reservoir, China. *Water Research*. 2010, 44(20):6085–6094
- [24] F. Middleton, W. Grant, A. Rosen. Drinking Water Taste and Odor-correlation with Organic Chemical Content. *Industrial & Engineering Chemistry*. 1956, 48(2):268–274
- [25] 李勇,张晓健,陈超. 我国应用水中嗅味问题及其研究发展. 环境科学. 2009, 30(02):583-588
- [26] J. C. Vaughn. Tastes and Odors in Water Supplies. *Environmental Science & Technology*. 1967, 1(9):703–709
- [27] R. S. Safferman, A. A. Rosen, C. I. Mashni, et al. Earthy-smelling Substance from a Blue-green Alga. *Environmental Science & Technology*. 1967, 1(5):429–430
- [28] S. Lin. Tastes and Odors in Water Supplies: A Review. Illinois State Water Survey, 1977
- [29] S. B. Watson. Aquatic Taste and Odor: A Primary Signal of Drinking-water Integrity. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A.* 2004, 67(20–22):1779–1795
- [30] N. N. Gerber, H. A. Lechevalier. Geosmin, an Earthy-smelling Substance Isolated from Actinomycetes. *Applied Microbiology*. 1965, 13(6):935–938
- [31] R. Bentley, R. Meganathan, et al. Geosmin and Methylisoborneol Biosynthesis in Streptomycetes. Evidence for an Isoprenoid Pathway and its Absence in Non-differentiating Isolates. *FEBS letters*. 1981, 125(2):220
- [32] F. Jüttner, S. B. Watson. Biochemical and Ecological Control of Geosmin and 2-methylisoborneol in Source Waters. *Applied and Environmental Microbiology*. 2007, 73(14):4395–4406
- [33] A. Norici, R. Hell, M. Giordano. Sulfur and Primary Production in Aquatic

Environments: An Ecological Perspective. *Photosynthesis research*. 2005, 86(3):409–417

- [34] J. S. Dickschat, H. B. Bode, T. Mahmud, et al. A Novel Type of Geosmin Biosynthesis in Myxobacteria. *The Journal of Organic Chemistry*. 2005, 70(13):5174–5182
- [35] D. E. Cane, X. He, S. Kobayashi, et al. Geosmin Biosynthesis in *Strepto-myces Avermitilis*. Molecular Cloning, Expression, and Mechanistic Study of the Germacradienol/geosmin Synthase. *The Journal of antibiotics*. 2006, 59(8):471–479
- [36] J. Jiang, X. He, D. E. Cane. Geosmin Biosynthesis. Streptomyces Coelicolor Germacradienol/germacrene D Synthase Converts Farnesyl Diphosphate to Geosmin. *Journal of the American Chemical Society*. 2006, 128(25):8128– 8129
- [37] J. Jiang, X. He, D. E. Cane. Biosynthesis of the Earthy Odorant Geosmin by a Bifunctional *Streptomyces coelicolor* Enzyme. *Nature chemical biology*. 2007, 3(11):711–715
- [38] C.-M. Wang, D. E. Cane. Biochemistry and Molecular Genetics of the Biosynthesis of the Earthy Odorant Methylisoborneol in Streptomyces Coelicolor. *Journal of the American Chemical Society*. 2008, 130(28):8908–8909
- [39] M. Komatsu, M. Tsuda, S. omura, et al. Identification and Functional Analysis of Genes Controlling Biosynthesis of 2-methylisoborneol. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2008, 105(21):7422–7427
- [40] S. Giglio, J. Jiang, C. P. S. Saint, et al. Isolation and Characterization of the Gene Associated with Geosmin Production in Cyanobacteria. *Environmental Science & Technology*. 2008, 42(21):8027–8032
- [41] S. Giglio, W. K. W. Chou, H. Ikeda, et al. Biosynthesis of 2-methylisoborneol in Cyanobacteria. *Environmental Science & Technology*. 2011, 45(3):992–998
- [42] J. Grinnell. The Niche-relationships of the California Thrasher. *The Auk*. 1917, 34(4):427–433

- [43] 张桂莲,张金屯. 关帝山神尾沟优势种生态位分析. 武汉植物学报. 2002, 20(3):203-208
- [44] 王仁忠. 放牧影响下羊草草地主要植物种群生态宽度与生态位重叠的研究. 武汉生态学报. 1997, 21(4):304-311
- [45] 李菁,陈功锡,朱杰英. 湘西北蜡梅群落主要种群生态位的初步研究. 武汉植 物学研究. 2000, 18(2):109-114
- [46] 刘贵华,王海洋,周进. 湖南茶陵普通野生水稻保护区优势种的空间分布和 生态位分析. 植物生态学报. 2001, 25(1):65-70
- [47] R. Margalef. Life-forms of Phytoplankton as Survival Alternatives in an Unstable Environment. *Oceanologica acta*. 1978, 1(4):493–509
- [48] N. Sugiura, O. Nishimura, Y. Inamori, et al. Grazing Characteristics of Mustyodor-compound-producing *Phormidium Tenue* by a Microflagellate, *Monas Guttula. Water Research.* 1997, 31(11):2792–2796
- [49] J. Yu, W. An, M. Yang, et al. Quick Response to 2-mib Episodes Based on Native Population Odor Sensitivity Evaluation. *CLEAN – Soil, Air, Water*. 2014, 42(9):1179–1184
- [50] K. Seligman, A. Enos, H. Lai. A Comparison of 1988-1990 Flavor Profile Analysis Results with Water Conditions in Two Northern California Reservoirs. *Water Science & Technology*. 1992, 25(2):19–25
- [51] A. Hamed, H. Shafik, A. Shaaban. Phytoplankton and Benthic Communities of a Small Water Body (sacred Lake, Karnak Temple) Luxor, Egypt. *Acta Botanica Hungarica*. 2003, 45(1):101–112
- [52] S. B. W. S. Watson, J. R. J. Ridal, G. L. B. G. Boyer. Taste and Odour and Cyanobacterial Toxins: Impairment, Prediction, and Management in the Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 2008, 65(8):1779–1796
- [53] M. Yang, J. Yu, Z. Li, et al. Taihu Lake Not to Blame for Wuxi's Woes. *Science*. 2008, 319(5860):158
- [54] H. W. Paerl, J. Huisman. Blooms Like It Hot. Science. 2008, 320(5872):57–58

- [55] A. Adam, N. Mohammad-Noor, A. Anton, et al. Temporal and Spatial Distribution of Harmful Algal Bloom (hab) Species in Coastal Waters of Kota Kinabalu, Sabah, Malaysia. *Harmful Algae*. 2011, 10(5):495 – 502
- [56] L. Naselli-Flores. Mediterranean Climate and Eutrophication of Reservoirs: Limnological Skills to Improve Management. A. A. Ansari, S. Singh Gill, G. R. Lanza, et al., (Editors) Eutrophication: causes, consequences and control, Springer Netherlands, 2011. 131–142
- [57] J. D. Brookes, C. C. Carey. Resilience to Blooms. *Science*. 2011, 334(6052):46–47
- [58] K. Mez, K. Hanselmann, H. Preisig. Environmental Conditions in High Mountain Lakes Containing Toxic Benthic Cyanobacteria. *Hydrobiologia*. 1998, 368(1-3):1–15
- [59] S. A. Wood, J. M. Kuhajek, M. de Winton, et al. Species Composition and Cyanotoxin Production in Periphyton Mats from Three Lakes of Varying Trophic Status. *FEMS Microbiology Ecology*. 2012, 79(2):312–326
- [60] Q. Catherine, W. Susanna, E.-S. Isidora, et al. A Review of Current Knowledge on Toxic Benthic Freshwater Cyanobacteria – Ecology, Toxin Production and Risk Management. *Water Research*. 2013, 47(15):5464–5479
- [61] J. Scott, A. Marcarelli. Cyanobacteria in Freshwater Benthic Environments.
 B. A. Whitton, (Editor) Ecology of Cyanobacteria II, Springer Netherlands, 2012. 271–289
- [62] S. Wood, S. Williams, W. White. Microbes as a Source of Earthy Flavours in Potable Water - a Review. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2001, 48(1):26–40
- [63] G. Izaguirre, W. Taylor, et al. A Guide to Geosmin- and Mib-producing Cyanobacteria in the United States. *Water Science & Technology*. 2004, 49(9):19
- [64] C. B. Halstvedt, T. Rohrlack, T. Andersen, et al. Seasonal Dynamics and Depth Distribution of *Planktothrix* Spp. in Lake Steinsfjorden (norway) Related to

Environmental Factors. Journal of Plankton Research. 2007, 29(5):471–482

- [65] J. Xia, L. Li, M. Yan, et al. Potential Impacts of Climate Change on Water Resources in China: Screening for Adaptation and Management. *Advances in Climate Change Research*. 2008, 04(06):319–323
- [66] E. B. Sherr, B. F. Sherr. Preservation and Storage of Samples for Enumeration of Heterotrophic Protists. *Handbook of methods in aquatic microbial ecology. Lewis Publishers, Boca Raton.* 1993:207–212
- [67] G. Hasle. The Inverted Microscope Method. *Phytoplankton Manual. UNESCO, Paris.* 1978:88–96
- [68] G. Prescott. Algae of the Western Great Lakes Area: Exclusive of Desmids and Diatoms. Cranbrook Institute of Science, 1951
- [69] E. G. Bellinger. A Key to the Identification of the more Common Algae Found in British Freshwaters. *Water Treatment and Examination*. 1974, 23:76–131
- [70] J. Komárek, K. Anagnostidis. Cyanoprokaryota 1. vol. 19(1). DEU, 1998
- [71] H. U. Ling, P. A. Tyler. Australian Freshwater Algae (exclusive of Diatoms).
 vol. 5. Antarctic Division, Channel Highway, Kingston, TAS, 7050, USA: J.
 Cramer in der Gebrueder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, 2000:1–643
- [72] J. Komárek, J. Komárková. Taxonomic Review of the Cyanoprokaryotic Genera *Planktothrix* and *Planktothricoides*. *Czech Phycology*. 2004, 4:1–18
- [73] C. Liang, D. Wang, M. Yang, et al. Removal of Eathy-must Odorants in Drinking Water by Powdered Activated Carbon. *Journal of Environmental Science and Health.* 2005, 40(4):767–778
- [74] X. Deng, G. Liang, J. Chen, et al. Simultaneous Determination of Eight Common Odors in Natural Water Body Using Automatic Purge and Trap Coupled to Gas Chromatography with Mass Spectrometry. *Journal of Chromatography A*. 2011, 1218(24):3791 – 3798
- [75] A. APHA. Wef, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 20th Edition, 1998
- [76] R. Koenker. Quantile Regression. vol. 38. Cambridge university press, 2005

- [77] R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2014
- [78] A. Peter, O. Köster, A. Schildknecht, et al. Occurrence of Dissolved and Particle-bound Taste and Odor Compounds in Swiss Lake Waters. Water Research. 2009, 43(8):2191 – 2200
- [79] O. Savichtcheva, D. Debroas, R. Kurmayer, et al. Quantitative Pcr Enumeration of Total/toxic *Planktothrix Rubescens* and Total Cyanobacteria in Preserved Dna Isolated from Lake Sediments. *Applied and Environmental Microbiology*. 2011, 77(24):8744–8753
- [80] M. Dokulil, K. Teubner. Deep Living *Planktothrix Rubescens* Modulated by Environmental Constraints and Climate Forcing. *Hydrobiologia*. 2012, 698(1):29–46
- [81] Z. Li, P. Hobson, W. An, et al. Earthy Odor Compounds Production and Loss in Three Cyanobacterial Cultures. *Water Research*. 2012, 46(16):5165 – 5173
- [82] T. Rohrlack, B. Edvardsen, R. Skulberg, et al. Oligopeptide Chemotypes of the Toxic Freshwater Cyanobacterium *Planktothrix* Can Form Subpopulations with Dissimilar Ecological Traits. *Limnology And Oceanography*. 2008, 53(4):1279–1293
- [83] C. S. Reynolds, A. E. Walsby. Water-blooms. *Biological Reviews*. 1975, 50(4):437–481
- [84] Z. Chu, X. Jin, N. Iwami, et al. The Effect of Temperature on Growth Characteristics and Competitions of *Microcystis Aeruginosa* and *Oscillatoria Mougeotii* in a Shallow, Eutrophic Lake Simulator System. B. Qin, Z. Liu, K. Havens, (Editors) Eutrophication of Shallow Lakes with Special Reference to Lake Taihu, China, Springer Netherlands, 2007, vol. 194 of *Developments in Hydrobiology*. 217–223
- [85] S. Jähnichen, K. Jäschke, F. Wieland, et al. Spatio-temporal Distribution of Cell-bound and Dissolved Geosmin in Wahnbach Reservoir: Causes and Potential Odour Nuisances in Raw Water. *Water Research*. 2011, 45(16):4973–

4982

- [86] S. Micheletti, F. Schanz, A. E. Walsby. The Daily Integral of Photosynthesis by *Planktothrix rubescens* During Summer Stratification and Autumnal Mixing in Lake Zürich. *New Phytologist.* 1998, 139(2):233–246
- [87] D. I. Bright, A. E. Walsby. The Daily Integral of Growth by *Planktothrix rubescens* Calculated from Growth Rate in Culture and Irradiance in Lake Z urich. *New Phytologist.* 2000, 146(2):pp. 301–316
- [88] C. S. Reynolds. Cyanobacterial Water-blooms. *Advances in botanical research*. 1987, 13:67–143
- [89] I. M. Suffet, A. Corado, D. Chou, et al. Awwa Taste and Odor Survey. Journal-American Water Works Association. 1996, 88(4):168–180
- [90] N. Kishida, Y. Konno, K. Nemoto, et al. Recent Trends in Microorganismrelated Off-flavor Problems in Drinking Water Treatment Systems in Japan. *Water Science & Technology*. 2013, 13(5):-
- [91] H.-W. Tsao, A. Michinaka, H.-K. Yen, et al. Monitoring of Geosmin Producing *Anabaena Circinalis* Using Quantitative Pcr. *Water Research*. 2014, 49(0):416 – 425
- [92] A. Bruchet. Solved and Unsolved Cases of Taste and Odor Episodes in the Files of Inspector Cluzeau. *Water Science and Technology*. 1999, 40(6):15 – 21
- [93] M. Su, V. Gaget, S. Giglio, et al. Establishment of Quantitative Pcr Methods for the Quantification of Geosmin-producing Potential and *Anabaena* Sp. in Freshwater Systems. *Water Research*. 2013, 47(10):3444–3454
- [94] D. Sun, J. Yu, M. Yang, et al. Occurrence of Odor Problems in Drinking Water of Major Cities Across China. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*. 2014, 8(3):411–416
- [95] A. W. W. Association, M. SU. Algae: Source to Treatment. American Water Works Association, 2010
- [96] L. Xu, B. Xiong, Y. Pan. Relationship between Concentrations of Odorous

Compounds and Biomass of Phytoplankton and Actinomycetes in Freshwater Ponds of Beijing, China. *Aquaculture International*. 2010, 18(3):245–254

- [97] J. F. Martin, G. Izaguirre, P. Waterstrat. A Planktonic Oscillatoria Species from Mississippi Catfish Ponds That Produces the Off-flavor Compound 2methylisoborneol. Water Research. 1991, 25(12):1447–1451
- [98] N. Sugiura, N. Iwami, Y. Inamori, et al. Significance of Attached Cyanobacteria Relevant to the Occurrence of Musty Odor in Lake Kasumigaura. *Water Research*. 1998, 32(12):3549–3554
- [99] K. K. Schrader, N. P. D. Nanayakkara, C. S. Tucker, et al. Novel Derivatives of 9,10-anthraquinone Are Selective Algicides Against the Musty-odor Cyanobacterium Oscillatoria Perornata. Applied and Environmental Microbiology. 2003, 69(9):5319–5327
- [100] S. Suda, M. M. Watanabe, S. Otsuka, et al. Taxonomic Revision of Waterbloom-forming Species of Oscillatorioid Cyanobacteria. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*. 2002, 52(5):1577–95
- [101] S.-J. Kwak, C. Russell. Contingent Valuation in Korean Environmental Planning: A Pilot Application to the Protection of Drinking Water Quality in Seoul. *Environmental and Resource Economics*. 1994, 4:511–526
- [102] G. M. Hallegraeff. A Review of Harmful Algal Blooms and Their Apparent Global Increase. *Phycologia*. 1993, 32(2):79–99
- [103] J. Huisman, F. Hulot. Population Dynamics of Harmful Cyanobacteria.
 J. Huisman, H. Matthijs, P. Visser, (Editors) Harmful Cyanobacteria, Springer Netherlands, 2005, vol. 3 of Aquatic Ecology Series. 143–176
- [104] D. M. Anderson, A. D. Cembella, G. M. Hallegraeff. Progress in Understanding Harmful Algal Blooms: Paradigm Shifts and New Technologies for Research, Monitoring, and Management, 2012. PMID: 22457972
- [105] S. Acuňa, D. Baxa, S. Teh. Sublethal Dietary Effects of Microcystin Producing *Microcystis* on Threadfin Shad, Dorosoma Petenense. *Toxicon*. 2012, 60(6):1191–1202

- [106] R. Kurmayer, G. Christiansen, I. Chorus. The Abundance of Microcystinproducing Genotypes Correlates Positively with Colony Size in *Microcystis* sp. and Determines its Microcystin Net Production in Lake Wannsee. *Applied and Environmental Microbiology*. 2003, 69(2):787–795
- [107] M. Bruno, D. A. Barbini, E. Pierdominici, et al. Anatoxin-a and a Previously Unknown Toxin in *Anabaena Planctonica* from Blooms Found in Lake Mulargia (italy). *Toxicon*. 1994, 32(3):369–373
- [108] D. Titman. Ecological Competition between Algae: Experimental Confirmation of Resource-based Competition Theory. *Science*. 1976, 192(4238):463– 465
- [109] Hansen, S. Hubbell. Single-nutrient Microbial Competition: Qualitative Agreement between Experimental and Theoretically Forecast Outcomes. *Science*. 1980, 207(4438):1491–1493
- [110] D. Tilman, S. S. Kilham, P. Kilham. Phytoplankton Community Ecology: The Role of Limiting Nutrients. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 1982, 13:349–372
- [111] E. Litchman, C. A. Klausmeier. Competition of Phytoplankton under Fluctuating Light. *The American Naturalist*. 2001, 157(2):pp. 170–187
- [112] K. O. Rothhaupt. Laboratorary Experiments with a Mixotrophic Chrysophyte and Obligately Phagotrophic and Photographic Competitors. *Ecology*. 1996, 77(3):pp. 716–724
- [113] J. Huisman, F. J. Weissing. Competition for Nutrients and Light in a Mixed Water Column - a Theoretical-analysis. *American Naturalist*. 1995, 146(4):536– 564
- [114] J. Huisman, R. R. Jonker, C. Zonneveld, et al. Competition for Light between Phytoplankton Species: Experimental Tests of Mechanistic Theory. *Ecology*. 1999, 80(1):211–222
- [115] B. Whitton, M. Potts. Introduction to the Cyanobacteria. B. A. Whitton, (Editor) Ecology of Cyanobacteria II, Springer Netherlands, 2012. 1–13

- [116] S. J. McNaughton, L. L. wolf. Dominance and the Niche in Ecological Systems. *Science*. 1970, 167(3915):131–139
- [117] A. T. Peterson, D. A. Vieglais. Predicting Species Invasions Using Ecological Niche Modeling: New Approaches from Bioinformatics Attack a Pressing Problem: A New Approach to Ecological Niche Modeling, Based on New Tools Drawn from Biodiversity Informatics, Is Applied to the Challenge of Predicting Potential Species' Invasions. *BioScience*. 2001, 51(5):363–371
- [118] R. B. McKane, L. C. Johnson, G. R. Shaver, et al. Resource-based Niches Provide a Basis for Plant Species Diversity and Dominance in Arctic Tundra. *Nature*. 2002, 415(6867):68–71
- [119] A. T. Peterson. Predicting the Geography of Species' Invasions via Ecological Niche Modeling. *The Quarterly Review of Biology*. 2003, 78(4):pp. 419–433
- [120] H. L. Hooper, R. Connon, A. Callaghan, et al. The Ecological Niche of Daphnia Magna Characterized Using Population Growth Rate. Ecology. 2008, 89(4):1015–1022
- [121] B. J. Cardinale. Biodiversity Improves Water Quality Through Niche Partitioning. *Nature*. 2011, 472(7341):86–89
- [122] A. Narwani, M. A. Alexandrou, T. H. Oakley, et al. Experimental Evidence That Evolutionary Relatedness Does Not Affect the Ecological Mechanisms of Coexistence in Freshwater Green Algae. *Ecology Letters*. 2013, 16(11):1373– 1381
- [123] J. J. Cullen, J. G. MacIntyre. Behavior, Physiology and the Niche of Depthregulating Phytoplankton. *Nato Asi Series G Ecological Sciences*. 1998, 41:559–580
- [124] C. J. Gobler, D. L. Berry, S. T. Dyhrman, et al. Niche of Harmful Alga Aureococcus Anophagefferens Revealed Through Ecogenomics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2011, 108(11):4352–4357
- [125] B. H. McArdle, M. J. Anderson. Fitting Multivariate Models to Community Data: A Comment on Distance-based Redundancy Analysis. *Ecology*. 2001,

82(1):290-297

- [126] R. A. Andersen. Algal Culturing Techniques. Academic Press, 2005
- [127] 胡洪钧,魏印心. 中国淡水藻类 -系统、分类及生态. 北京: 科学出版社, 2006
- [128] J. Komárek, B. Fott. Das Phytoplankton Des Susswassers 7. vol. 16. E. Schweizerbart.sche Verlagsbuchhandlung, 1983
- [129] J. Oksanen, F. G. Blanchet, R. Kindt, et al. Vegan: Community Ecology Package, 2014. R package version 2.2-0
- [130] D. Borcard, F. Gillet, P. Legendre. Numerical Ecology with R. vol. 1. Springer, 2011
- [131] J. Simonoff. Smoother Univariate Density Estimation. Smoothing Methods in Statistics, Springer Series in Statistics, Springer New York, 1996. 40–95
- [132] T. Duong. Ks: Kernel Smoothing, 2014. R package version 1.9.3
- [133] R. Halir, J. Flusser. Numerically Stable Direct Least Squares Fitting of Ellipses, 1998
- [134] J. E. Adolf, C. L. Yeager, W. D. Miller, et al. Environmental Forcing of Phytoplankton Floral Composition, Biomass, and Primary Productivity in Chesapeake Bay, Usa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 2006, 67(1–2):108 – 122
- [135] C. S. Reynolds. Ecology of Phytoplankton. Cambridge: Cambridge University Press, 2006
- [136] M. Su, W. An, J. Yu, et al. Importance of Underwater Light Field in Selecting Phytoplankton Morphology in a Eutrophic Reservoir. *Hydrobiologia*. 2014, 724(1):203–216
- [137] B. M. Fonseca, C. E. d. M. Bicudo. Phytoplankton Seasonal Variation in a Shallow Stratified Eutrophic Reservoir (garcas Pond, Brazil). *Hydrobiologia*. 2008, 600:267–282
- [138] V. Becker, V. Huszar, L. Crossetti. Responses of Phytoplankton Functional Groups to the Mixing Regime in a Deep Subtropical Reservoir. *Hydrobiologia*.

2009, 628(1):137-151

- [139] M. Sapp, A. Wichels, K. H. Wiltshire, et al. Bacterial Community Dynamics During the Winter-spring Transition in the North Sea. *FEMS Microbiology Ecology*. 2007, 59(3):622–637
- [140] O. Habib, R. Tippett, K. Murphy. Seasonal Changes in Phytoplankton Community Structure in Relation to Physico-chemical Factors in Loch Lomond, Scotland. *Hydrobiologia*. 1997, 350(1-3):63–79
- [141] S. Li, X. Cheng, Z. Xu, et al. Spatial and Temporal Patterns of the Water Quality in the Danjiangkou Reservoir, China. *Hydrological sciences journal*. 2009, 54(1):124–134
- [142] I. R. Falconer. An Overview of Problems Caused by Toxic Blue–green Algae (cyanobacteria) in Drinking and Recreational Water. *Environmental Toxicology*. 1999, 14(1):5–12
- [143] C. G. Jardine, N. Gibson, S. E. Hrudey. Detection of Odour and Health Risk Perception of Drinking Water. *Water Science and Technology*. 1999, 40(6):91 – 98
- [144] J. Smith, G. Boyer, P. Zimba. A Review of Cyanobacterial Odorous and Bioactive Metabolites: Impacts and Management Alternatives in Aquaculture. *Aquaculture*. 2008, 280(1):5–20
- [145] G. Codd. Cyanobacterial Toxins: Occurrence, Properties and Biological Significance. Water Science and Technology. 1995, 32(4):149–156
- [146] G. Izaguirre, W. Taylor. Geosmin and 2-methylisoborneol Production in a Major Aqueduct System. *Water Science and Technology*. 1995, 31(11):41 – 48
- [147] G. Izaguirre, W. Taylor. Geosmin and Mib Events in a New Reservoir in Southern California. *Water Science & Technology*. 2007, 55(5):9–14
- [148] G. Izaguirre. A Copper-tolerant *Phormidium* Species from Lake Mathews, California, That Produces 2-methylisoborneol and Geosmin. *Water Science* & *Technology*. 1992, 25(2):217–223

- [149] G. Izaguirre, W. D. Taylor. A *Pseudanabaena* Species from Castaic Lake, California, That Produces 2-methylisoborneol. *Water Research*. 1998, 32(5):1673 – 1677
- [150] G. Newcombe, et al. International Guidance Manual for the Management of Toxic Cyanobacteria. IWA Publishing, 2012
- [151] A. Peretyatko, S. Teissier, S. De Backer, et al. Biomanipulation of Hypereutrophic Ponds: When It Works and Why It Fails. *Environmental monitoring and assessment.* 2012, 184(3):1517–1531
- [152] H. Fujisada, G. Bailey, G. Kelly, et al. Aster Dem Performance. Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on. 2005, 43(12):2707–2714
- [153] Water-technology. South-to-north Water Diversion Project, China. 2014
- [154] S. commission of the state council. South-to-north Water Diversion Project, China. 2014
- [155] M. Bouvy, R. Molica, S. De Oliveira, et al. Dynamics of a Toxic Cyanobacterial Bloom (*Cylindrospermopsis Raciborskii*) in a Shallow Reservoir in the Semiarid Region of Northeast Brazil. *Aquatic Microbial Ecology*. 1999, 20(3):285– 297
- [156] J. Briand, C. Robillot, C. Quiblier-Llobéras, et al. Environmental Context of *Cylindrospermopsis Raciborskii* (cyanobacteria) Blooms in a Shallow Pond in France. *Water Research*. 2002, 36(13):3183 – 3192
- [157] Y. Chen, B. Qin, K. Teubner, et al. Long-term Dynamics of Phytoplankton Assemblages: *Microcystis*-domination in Lake Taihu, a Large Shallow Lake in China. *Journal of Plankton Research*. 2003, 25(4):445–453
- [158] M. Scheffer. Ecology of Shallow Lakes. Springer Science & Business Media, 2004
- [159] L. Xie, P. Xie, H. Tang. Enhancement of Dissolved Phosphorus Release from Sediment to Lake Water by *Microcystis* Blooms—an Enclosure Experiment in a Hyper-eutrophic, Subtropical Chinese Lake. *Environmental Pollution*. 2003, 122(3):391 – 399

- [160] K. Sivonen. Effects of Light, Temperature, Nitrate, Orthophosphate, and Bacteria on Growth of and Hepatotoxin Production by *Oscillatoria Agardhii* Strains. *Applied and Environmental Microbiology*. 1990, 56(9):2658–2666
- [161] G. D. Cooke, E. B. Welch, S. A. Peterson. Lake and Reservoir Restoration. Elsevier, 2013
- [162] T. Huang, Y. Ma, H. Cong, et al. Application of the Technology of Water Lifting and Aeration on Improving Water Quality in a Deep Canyon Reservoir – a Case Study from Northern China. *Desalination and Water Treatment*. 2014, 52(7-9):1636–1646
- [163] G. Pan, B. Yang, D. Wang, et al. In-lake Algal Bloom Removal and Submerged Vegetation Restoration Using Modified Local Soils. *Ecological Engineering*. 2011, 37(2):302 – 308
- [164] D. Jančula, B. Maršálek. Critical Review of Actually Available Chemical Compounds for Prevention and Management of Cyanobacterial Blooms. *Chemosphere*. 2011, 85(9):1415 – 1422
- [165] L. García-Villada, M. Rico, M. Altamirano, et al. Occurrence of Copper Resistant Mutants in the Toxic Cyanobacteria *Microcystis Aeruginosa*: Characterisation and Future Implications in the Use of Copper Sulphate as Algaecide. *Water Research*. 2004, 38(8):2207 – 2213
- [166] H. K. Hudnell, C. Jones, B. Labisi, et al. Freshwater Harmful Algal Bloom (fhab) Suppression with Solar Powered Circulation (spc). *Harmful Algae*. 2010, 9(2):208 – 217
- [167] A. Kozak, R. Gołdyn. Zooplankton Versus Phyto- and Bacterioplankton in the Maltański Reservoir (poland) During an Extensive Biomanipulation Experiment. *Journal of Plankton Research*. 2004, 26(1):37–48

博士后期间主要成果

已发表文章

- [1] Ming Su, Jianwei Yu, Junzhi Zhang, Hui Chen, Wei An, Rolf D. Vogt, Tom Andersen, Dongmin Jia, Jingshi Wang and Min Yang. MIB-producing cyanobacteria (*Planktothrix* sp.) in a drinking water reservoir: distribution and odor producing potential. *Water Research*, 68(0), 444-453, 2015.
- [2] Ming Su, Wei An, Jianwei Yu, Shenling Pan and Min Yang. Importance of underwater light field in selecting phytoplankton morphology in a eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, 724(1), 203-216, 2014.
- [3] Shenling Pan, Wei An, Hongyan Li, Ming Su, Jinliang Zhang, Min Yang. Cancer risk assessment on trihalomethanes and haloacetic acids in drinking water of China using disability-adjusted life years. *Journal of Hazardous Materials*, 280(0), 288–294, 2014.
- [4] Jianwei Yu, Juan Liu, Wei An, Yongjing Wang, Junzhi Zhang, Wei Wei, Ming Su, Min Yang. Multiple linear regression model for bromate formation based on the survey data of source waters from geographically different regions across China. *Environmental Science and Pollution Research*, 1232–1239, 2015.

已投出文章

[5] Ming Su, Weiqi Zhou, Wei An, Jianwei Yu, Xia Li, Hui Chen, Min Yang. Impact assessment of nutrient concentration changes on algal competition and odor occurrence in a drinking water reservoir accepting South-to-North Water Diversion based on ecological niche theory. *Ecology*. [6] Ming Su, Wei An, Weiqi Zhou , Jianwei Yu , Hui Chen , Xia Li, Rolf D. Vogt, Tom Andersen, Min Yang. Strategy for preventing MIB-producing cyanobacteria (*Planktothrix* sp.) based on water level regulation in a drinking water reservoir. *Water Research*. 致 谢

2年的博后生涯,短暂而充实,是我人生的重要转折。尽管博士后与博士期间的研究均与水库相关,但从环境工程转向生态学,从全新的角度展开研究,存在不少未知的挑战;通过两年的历练,充实了更多研究技能,锻炼了学术能力,坚定了科研的道路。这些必将对我往后的工作和学习产生深远而积极的影响!



给予我帮助的老师、同学、亲人和朋友们(不完整)。 The uncompleted name list for whom I want to say thanks to.

在站期间,得到了我的合作导师周伟奇研究员和杨敏研究员的大力支持与帮助!两位老师不仅在学业给予了极大的帮助与启迪,他们的为人处世风格、谦和豁达的待人风范都深深的影响了我,将使我终身受益!

感谢张昱,安伟,于建伟等课题组老师在学术上一步步引领我前进;感谢 齐瑞明、张冬青等老师和周薇、陈辉、郭庆园、李霞、杨凯等同学的一直帮助和 支持!

感谢奥斯陆大学 Rolf Vogt 教授、Tom Andersen 教授提供在奥斯陆大学交流 学习的机会,以及在学术论文以及数据分析等方面提供的无私帮助!

感谢密云水库管理处贾东民总工等提供在密云水库现场采样的帮助与支持, 为本论文工作的顺利开展提供十分重要的保障!

感谢中心人教处周畅、任慧敏等老师对我在站期间提供的大力帮助和支持!

感谢家人的理解和支持!妻子在精神和物质上支持是我得以顺利完成博士 后研究任务的重要保证,不仅如此,她历经苦难给我们带来了可爱的儿子,为 我们的小家庭带来了无限的欢乐,足以为我在科研的道路上提供源源不断的鼓 励和动力;感谢我的父母和岳父母全身心照顾我们的儿子,保证了我足够的时 间进行工作和学习。

最后,祝愿所有关心和支持我的老师、朋友和同学们工作顺利、事业学业 有成、阖家幸福安康!

2015年4月于北京