

陈 蕾,成家杨,谢 靖,等. 浮萍分布与水环境因子的相关性研究[J]. 江苏农业科学,2018,46(9):297-302.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2018.09.071

# 浮萍分布与水环境因子的相关性研究

陈 蕾,成家杨,谢 靖,唐 杰

(北京大学深圳研究生院,广东深圳 518055)

**摘要:**以江苏、广东 2 省多点的浮萍及其生活水体为研究对象,调查浮萍种属分布、水质状况,并分析浮萍分布与水环境因子的相关性。经 DNA barcoding 鉴定,江苏采集的浮萍属于青萍、多根紫萍、少根紫萍、芜萍,而广东采集的浮萍均为青萍。通过对水体 pH 值、氨氮、硝氮、总磷、铬(Cr)、锰(Mn)、镍(Ni)、铜(Cu)、锌(Zn)、镉(Cd)、铅(Pb)11 种环境因子进行测定,发现青萍对 pH 值、氨氮、硝氮、总磷、Mn、Ni、Cu、Zn 的耐受能力较其他浮萍强,而紫萍对 Cr 的耐受能力较好。通过相关性分析,发现水体环境的差异会造成浮萍分布的差异,而冗余分析(RDA)发现,氨氮、pH 值与浮萍分布具有显著相关性,氨氮是影响浮萍分布最主要的环境因子。而广东采集的水体氨氮浓度过高,对氨氮耐受能力较弱的浮萍品种难以存活,这也是造成广东地区浮萍品种单一的原因之一。综上所述,本研究对选择浮萍品种处理水体具有一定的指导意义。

**关键词:**浮萍;水体环境;相关性;环境因子

**中图分类号:**X52 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2018)09-0297-06

浮萍(*Lemna minor*)是最小的和最简单的水生植物之一,广泛分布于世界各地,多生长于湖泊、河流湾汊、沼泽、农田等静水之中。经过几十年的调查研究,目前已知的浮萍共分为 5 属 38 种,分别为青萍属(*Lemna*)、多根紫萍属(*Spirodela*)、少根紫萍属(*Landoltia*)、芜萍属(*Wolffia*)和无根芜萍属(*Wolffiella*)<sup>[1]</sup>。而中国的浮萍则以青萍、多根紫萍、少根紫萍和芜萍为主,共 4 属 12 种<sup>[2]</sup>。浮萍因其繁殖速度快、淀粉含量高、生物质产量大等优点,而成为极具潜力的新一代生物能源原料。Landolt 等的研究结果表明,在适宜的生长条件下,浮萍的淀粉含量最高可达 75%<sup>[3]</sup>;而 Xu 等的研究发现,浮萍的生物质干质量产量可达 39.1~105.9 t/hm<sup>2</sup>,远高于玉米、柳枝稷、芒草等能源植物<sup>[4]</sup>。

浮萍除了作为生物能源的原料外,在污水处理领域也有广泛的应用,这主要归因于浮萍对各种水环境的较强适应力,以及其去除污水中的氮、磷和重金属的能力。如 Xu 等研究发现,紫萍能够很好地去除猪场稀释废水中的氨氮和磷酸磷,去除率分别为 1.08、0.10 g/(m<sup>2</sup>·d)<sup>[5]</sup>;Miretzky 等模拟自然环境的水污染,研究浮萍对重金属 Fe、Zn、Mn、Cu、Cr 和 Pb 的去除效果,结果表明,浮萍对这 6 种重金属的去除率分别可达 78.47%、97.56%、95.20%、90.41%、96.64% 和 98.55%<sup>[6]</sup>;Dirilgen 研究了不同 Cr 浓度条件下,青萍对 Cr 吸附效果的差异,结果表明,在 pH 值为 5.0 的条件下,当 Cr 处理浓度取

10 mg/L 时,青萍单位鲜质量去除量达最高,可达 (863 ± 38.8) mg/kg<sup>[7]</sup>。

浮萍虽具有潜在的污水处理能力,但不同种属浮萍甚至不同来源的同种浮萍在污染水体中的生长状况以及污水净化效果存在明显差异<sup>[8-13]</sup>。例如,Kanoun-Boule 等研究发现,青萍对 Cu 的富集效果优于紫萍<sup>[10]</sup>;Chaudhuri 等研究了不同浓度下青萍和紫萍对水体中 Cd 的去除能力,去除率分别为 42%~78% 和 52%~75%<sup>[14]</sup>;紫萍对 Cd 的去除效果优于青萍,单位鲜质量去除量最高可达 7 711.00 mg/kg;周雄飞研究发现,不同种属浮萍对总氮、总磷的去除效果不同,当青萍和紫萍以 1:2 的比例混合培养时,对总氮、总磷的去除效果最好<sup>[15]</sup>。由此可见,浮萍对污水的耐受能力及处理效果与浮萍种属以及污水类型有直接关系。而自然界中的浮萍种属分布是否与其生活的水环境因子相关仍然不清楚,而相关研究结果对未来利用浮萍修复自然水体具有一定的指导意义。

本研究以江苏、广东 2 省的浮萍材料及其生活水环境为研究对象,调查区域性的浮萍分布及其生长水环境,并研究浮萍分布与水环境因子的相关性。本研究选择江苏、广东 2 地进行取样主要基于以下 2 个原因:(1)江苏、广东分别位于长三角、珠三角地区,都是工农业发达的省份,淡水资源污染呈上升趋势<sup>[16-17]</sup>。而对该地区浮萍的分布及其生长的水环境调查开展较少,限制了该地区浮萍资源的开发以及在水体净化方面中的应用。(2)两省地理位置相隔较远。较单一地区样品以及多地区样品更具有一般性,有助于保证相关性研究的准确性。

## 1 材料与方法

### 1.1 浮萍和水样采集

2015 年 4 月,在江苏、广东 2 省随机选择了 59 个采样点进行样品采集,样品采集地的 GPS 信息和浮萍分布如表 1 所示。

收稿日期:2016-12-15

基金项目:公益性行业(海洋)科研专项(编号:201305022);广东省深圳市海外高层次人才创新创业专项基金项目(编号:KQCX201405211502553)。

作者简介:陈 蕾(1993—),女,江苏洪泽人,硕士研究生,主要从事生物能源工程相关研究。E-mail:1401213930@pku.edu.cn。

通信作者:唐 杰,博士,助理研究员,主要从事生物质开发与利用相关研究。E-mail:tangjie@pkusz.edu.cn。

表 1 样品采集地浮萍分布及采集地经纬度

编号	样品采集地经纬度	种属	编号	样品采集地经纬度	种属
GD01	22°38'58"N, 113°55'12"E	La	JS01	32°24'37"N, 120°2'36"E	La
GD02	22°52'33"N, 113°53'20"E	La	JS02	32°36'38"N, 120°30'8"E	La
GD03	22°35'24"N, 113°57'23"E	La	JS03	32°32'17"N, 120°28'46"E	La
GD04	22°52'39"N, 114°33'1"E	La	JS04	32°29'13"N, 120°38'3"E	La
GD05	22°53'6"N, 114°32'49"E	La	JS05	32°55'16"N, 120°27'23"E	Lp
GD06	22°53'7"N, 114°32'42"E	La	JS06	33°5'12"N, 120°3'3"E	La + Sp
GD07	22°52'47"N, 114°29'28"E	La	JS07	32°58'29"N, 119°57'31"E	La
GD08	22°58'44"N, 114°32'31"E	La	JS08	32°59'11"N, 119°58'5"E	La
GD09	22°55'39"N, 114°37'59"E	La	JS09	33°4'38"N, 119°57'1"E	La + Sp
GD10	22°54'33"N, 114°37'23"E	La	JS10	33°8'39"N, 119°59'38"E	La
GD11	22°54'33"N, 114°37'15"E	La	JS11	33°8'24"N, 119°57'23"E	Sp
GD12	22°13'12"N, 114°35'22"E	La	JS12	33°10'23"N, 118°49'23"E	La
GD13	22°52'25"N, 114°35'58"E	La	JS13	33°13'4"N, 119°41'3"E	La
GD14	22°52'20"N, 114°35'47"E	La	JS14	33°11'6"N, 119°34'48"E	La
GD15	22°52'6"N, 114°35'26"E	La	JS15	33°12'4"N, 119°37'13"E	La
GD16	22°52'30"N, 114°28'9"E	La	JS16	33°19'3"N, 119°43'58"E	La
GD17	22°58'48"N, 114°30'20"E	La	JS17	32°39'42"N, 119°41'29"E	La
GD18	23°1'42"N, 114°30'11"E	La	JS18	32°38'4"N, 119°40'2"E	La
GD19	23°1'60"N, 114°33'39"E	La	JS19	33°12'4"N, 119°37'13"E	La
GD20	23°1'30"N, 114°31'42"E	La	JS20	32°29'10"N, 119°18'49"E	La
GD21	23°1'48"N, 114°32'12"E	La	JS21	33°20'11"N, 119°21'17"E	Sp
GD22	23°5'8"N, 114°34'42"E	La	JS22	33°12'33"N, 119°21'2"E	Sp
GD23	23°7'29"N, 114°32'6"E	La	JS23	33°23'28"N, 119°22'48"E	Sp + Wg
GD24	23°8'18"N, 114°31'8"E	La	JS24	33°12'58"N, 119°19'19"E	La
GD25	23°19'11"N, 114°28'54"E	La	JS25	33°36'14"N, 119°29'4"E	La
GD26	23°13'2"N, 114°24'4"E	La	JS26	33°40'20"N, 119°28'12"E	La
GD27	23°12'2"N, 114°23'11"E	La	JS27	33°9'20"N, 119°4'5"E	Sp
			JS28	33°44'29"N, 119°23'20"E	La
			JS29	34°1'4"N, 119°1'53"E	La
			JS30	33°29'14"N, 119°12'38"E	La + Sp
			JS31	33°34'45"N, 119°12'3"E	Sp
			JS32	34°20'11"N, 119°4'36"E	Lp

注:La、Lp、Sp、Wg 分别代表青萍、多根紫萍、少根紫萍和芜萍;La + Sp 代表青萍和多根紫萍共生;Sp + Wg 代表多根紫萍和芜萍共生。

浮萍样品采集后,立即装入 7.5 cm × 10 cm 的无菌密封袋中,并放置在简易冰盒中保存。同时,取 40 ~ 50 mL 的表层水样于 50 mL 离心管中,立即放入冰盒中保存。样品带回实验室后立即进行预处理。水样放入 - 20 ℃ 冰箱保存,而浮萍则按以下方法进行处理:首先用蒸馏水清洗浮萍,去除杂质;然后用 0.5% NaClO 溶液对浮萍叶片消毒 1 min,再用去离子水漂洗 2 ~ 3 次,放入 SH 改良培养液中培养。SH 改良培养液成分:硝酸钾 2.50 g/L,硫酸镁 0.20 g/L,磷酸二氢铵 0.30 g/L,无水氯化钙 0.15 g/L,乙二胺四乙酸二钠 19.80 mg/L,六水氯化钴 0.10 mg/L,无水硫酸铜 0.20 mg/L,硼酸 5.00 mg/L,碘化钾 1.00 mg/L,一水硫酸锰 10.00 mg/L,二水钼酸钠 0.10 mg/L,七水硫酸锌 1.00 mg/L。设置光照培养箱的温度为 25 ℃,光照度为 7 000 lx,光—暗周期为 16 h—8 h,使其尽快适应实验室环境,快速增殖扩大生物量,用于浮萍分子鉴定。

1.2 浮萍种属鉴定

采用 DNA Barcoding 鉴定浮萍种属。使用植物基因组 DNA 提取试剂盒(深圳新拓朴生物科技有限公司)提取浮萍的总 DNA,并合成用于扩增 *atpF* - *atpH* 间隔序列的引物

(Forward: 5' - ACTCGCACACACTCCCTTTCC - 3'; Reverse: 5' - GCTTTTATGGAAGCTTTAACAAT - 3')<sup>[18]</sup>。以浮萍总 DNA 为模板,采用 PCR 扩增 *atpF* - *atpH* 间隔序列。PCR 反应条件为:95 ℃ 预变性 5 min;95 ℃ 变性 45 s,49 ℃ 退火 1 min,72 ℃ 延伸 40 s,共进行 35 循环;最后 72 ℃ 延伸 10 min。PCR 产物经纯化后送到华大基因(BGI)进行测序。采用 Lasergene. v7.1 软件对测序结果进行分析和拼接,将组装序列在 NCBI 网站上(<https://blast.ncbi.nlm.nih.gov/Blast.cgi>)进行 Blast 比对。根据 Blast 比对结果,选取参考浮萍序列。在 MEGA 6.0 软件中采用 Neighbor - joining 法绘制系统发育树,分析本研究收集浮萍与参考浮萍间的亲缘关系。

1.3 水样分析

1.3.1 水体 pH 值、氨氮、硝氮、总磷含量的测定 水样在测定之前,先用 0.45 μm 的滤膜过滤除杂,而后分别测定水体 pH 值(雷磁 PHS - 25)、氨氮含量(纳氏试剂分光光度法 HJ535 - 2009)、硝氮含量(紫外双波长分光光度法)、总磷含量(过硫酸钾氧化 - 钼酸铵分光光度法 GB 11893—1989)。

1.3.2 水体重金属浓度的测定 水样过 0.22 μm 的滤膜后,稀释 10 倍,采用 Thermo Fisher X SERIES II 测量样品中重

金属的浓度。首先,配制 0、20、25、50、100  $\mu\text{g/L}$  系列标准溶液。以比率与浓度进行线性回归,绘制标准曲线。 $\text{Cr}$ 、 $\text{Mn}$ 、 $\text{Ni}$ 、 $\text{Cu}$ 、 $\text{Zn}$ 、 $\text{Cd}$ 、 $\text{Pb}$  这 7 种元素的标准曲线线性相关性较好,相关系数均大于 0.999 0。然后,根据标准曲线的结果,计算水体中  $\text{Cr}$ 、 $\text{Mn}$ 、 $\text{Ni}$ 、 $\text{Cu}$ 、 $\text{Zn}$ 、 $\text{Cd}$ 、 $\text{Pb}$  这 7 种重金属的浓度。

#### 1.4 浮萍种质资源分布与水环境影响因子相关性分析

采用 CANOCO 4.53 软件对实验数据进行除趋势对应分析(DCA)和 RDA 分析。首先进行 DCA 分析。DCA 是一种间接排序方法,能够将分析对象在二维和三维空间加以梯度排列,一般来说,梯度长度小于 3,选择线性模型比较合理,介于 3~4 之间,单峰模型和线性模型都是合适的,梯度大于 4,选择单峰模型比较合理。对实验数据进行 DCA 分析后,梯度长度为 1.456 4 ( $<3$ ),因此使用线性模型 RDA 分析浮萍种属与环境因子之间的相关关系。在 RDA 排序图内,环境因子一般用箭头表示,箭头连线的长度代表某个环境因子与种属分布间相关程度的大小,连线越长,说明相关性越大。为消除量纲的影响,分析前用 Excel 2010 软件对数据进行  $\lg(x+1)$  处理。

#### 1.5 数据统计与分析

所有试验均设 3 个平行。利用 Excel 2010 和 SPSS 19.0 软件对试验数据进行统计分析。

## 2 结果与讨论

### 2.1 浮萍种属鉴定

本研究总共获得了 59 份浮萍样品,其中 4 个样品存在 2 种浮萍共生现象(表 1),故共获得 63 株浮萍。经系统发育学鉴定(图 1),63 株浮萍分别属于青萍(51 株)、多根紫萍(9 株)、少根紫萍(2 株)和芜萍(1 株)。结合表 1 可以看出,2 个省的样品采集地浮萍分布均以青萍为主,其次是多根紫萍和少根紫萍。该结果与 Tang 等的研究<sup>[19]</sup>一致,表明在中国青萍的分布占主导优势,这可能跟其适应性相关。而本研究中鉴定的浮萍,除了 JS10、JS20 与参考浮萍 *L. aequinoctialis* 6612 的相似度为 97.7% 和 99.7% 外,其余 61 株浮萍与其对应参考浮萍的相似度均为 100%。结果表明这些浮萍的 *atpF-atpH* 基因序列相对保守,适合用于系统发育分析,能准确鉴定出浮萍的种属。

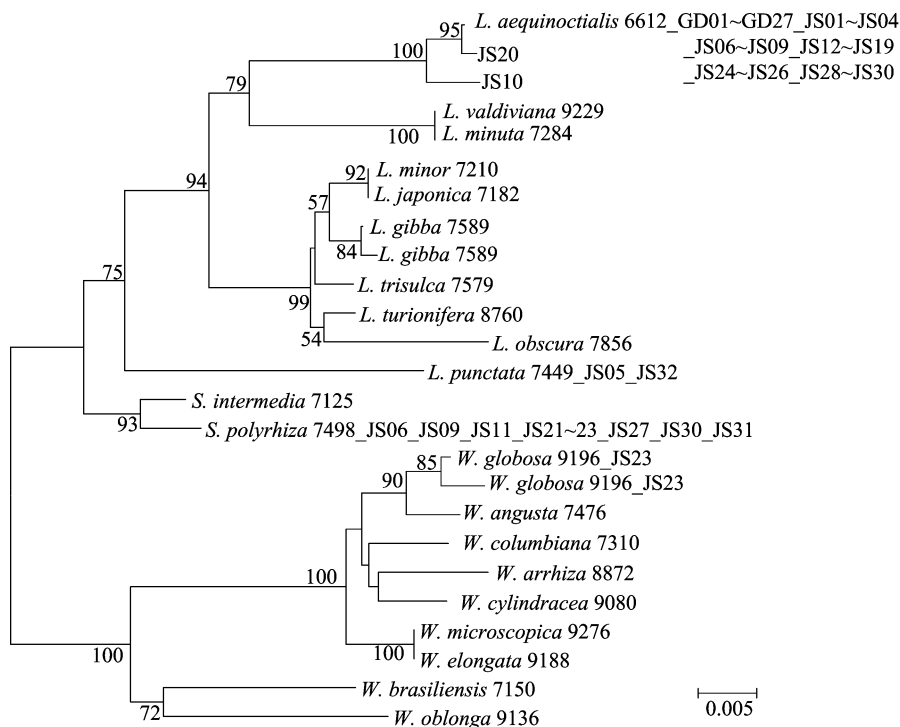


图1 根据 *atp* 条形码序列构建的系统发育树

### 2.2 浮萍生长环境

分别从平均值、标准差、范围、中位数和变异系数对水样结果进行分析,评价浮萍生长水体的水质状况。因样品中少根紫萍和芜萍的数量较少,因此只列出了测定结果,而没有进行其他统计学分析。

#### 2.2.1 浮萍生长水体的水质状况(pH 值、氨氮、硝氮、总磷)

从表 2 中浮萍生长的 pH 值范围和中位数可以看出,青萍、多根紫萍均适宜在偏碱性的水体中生长,而少根紫萍和芜萍也采自碱性水体。青萍在 6.70~9.50 的酸碱环境中均有分布,相对于多根紫萍能够适应更广范围的 pH 值。张飞等对太湖流域的水体调查结果表明,青萍在 pH 值 6.34~8.78 的

范围均有分布<sup>[20]</sup>,该研究中青萍具有更广的酸适应性,而本研究中的青萍具有更广的碱适应性。这些研究结果表明,青萍对水体 pH 值的耐受范围优于其他种属。因此,青萍可优先考虑用作治理 pH 值变化较大的水体。

根据我国 GB 3838—2002《地表水环境质量标准》相关规定,V 类水的氨氮浓度 $\leq 2.0 \text{ mg/L}$ ,总磷浓度 $\leq 0.4 \text{ mg/L}$ 。而本次采集的 59 份水样中,有 25 份水样的氨氮浓度、38 份水样的总磷浓度超过了 V 类水标准。总体来看,本次采样地区的水体存在一定的氮、磷污染,部分水体污染较为严重。

本研究中青萍生长水体的氨氮浓度平均值远远高于其他 3 个种属,且青萍在氨氮浓度 0~5.02  $\text{mg/L}$  的范围均有分布,

表 2 浮萍生长水体的 pH 值、氨氮、硝氮、总磷的含量

种属	统计值	pH 值	氨氮 (mg/L)	硝氮 (mg/L)	总磷 (mg/L)
青萍	平均值	7.78	1.84	1.21	1.35
	标准差	0.65	1.57	1.67	1.98
	范围	6.70~9.50	0~5.02	0~8.77	0.04~9.05
	中位数	7.68	1.39	0.68	0.59
	变异系数	0.08	0.85	1.38	1.47
多根紫萍	平均值	8.11	0.10	1.48	0.89
	标准差	0.67	0.05	0.97	1.52
	范围	6.79~9.22	0.04~0.18	0.14~3.65	0.02~5.13
	中位数	8.20	0.09	1.21	0.33
	变异系数	0.08	0.49	0.66	1.71
少根紫萍		7.88	0.27	1.20	0.34
		7.89	0.09	1.88	0.98
茳萍		8.70	0.04	0.14	0.02

说明青萍对氨氮的耐受能力强,且适宜在氨氮浓度较高的水体中生长。因此,后续可进一步研究、筛选青萍品种治理氨氮污染水体。通过对比青萍和多根紫萍的水体环境发现,青萍生长水体的硝氮浓度范围是多根紫萍的 2.5 倍,平均值略低于多根紫萍。而张飞等的研究中,青萍与多根紫萍在水体硝氮浓度方面的差异并不显著<sup>[20]</sup>。这表明,不同来源的同种浮萍对硝氮的耐受能力存在差异,因此对地理小种生理特性的鉴定是非常必要的。此外,本研究中青萍所生长水体总磷的平均值为 1.35 mg/L,为多根紫萍的 1.5 倍,且总磷浓度最高的采样点亦为青萍生长的水体,说明青萍对总磷的耐受能力更高,在 0.04~9.05 mg/L 范围均有分布。

表 3 浮萍生长水体的重金属浓度

种属	统计值	浓度(μg/L)						
		Cr	Mn	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
青萍	平均值	6.12	458.92	11.92	1.70	30.19	0.02	0.17
	标准差	3.70	675.82	19.98	2.56	35.81	0.04	0.25
	范围	0.20~13.96	0~2 616.00	0.08~132.70	0~16.55	0~140.90	0~0.25	0~1.06
	中位数	6.13	163.60	6.27	0.88	17.16	0.01	0.07
	变异系数	0.60	1.47	1.68	1.51	1.19	1.69	1.47
多根紫萍	平均值	10.00	95.56	1.62	0.47	5.19	0.00	0.00
	标准差	7.00	225.19	1.16	0.58	6.29	0.00	0.00
	范围	5.37~28.93	1.62~731.4	0.42~4.28	0~1.98	0~20.91	0~0.01	—
	中位数	6.76	14.44	1.06	0.39	2.54	0.00	0.00
	变异系数	0.70	2.36	0.72	1.24	1.21	1.87	—
少根紫萍		8.58	13.05	2.24	0.68	0.00	0.00	0.00
		9.28	14.44	1.06	0.00	6.85	0.00	0.00
茳萍		5.88	1.62	0.42	0.00	2.54	0.00	0.00

浮萍对重金属的耐受能力因种属不同而存在差异。因此,广泛收集各地浮萍样本并筛选优质的浮萍品种,对有针对性地处理不同重金属污染的水体至关重要<sup>[21~22]</sup>。而自然界中的浮萍分布是否与水体重金属浓度有关,需要进一步的研究。

2.4 浮萍分布与环境因子相关性分析

本次采集的 63 株浮萍中,少根紫萍和茳萍仅有 3 株,分析其与环境因子的相关性不具代表性,故只对青萍和多根紫萍进行浮萍分布与环境因子的相关性分析。

2.4.1 利用 Spearman 分析环境因子自相关性 在进行浮萍与环境因子的相关性分析之前,首先对环境因子的自相关性

综上所述,青萍对 pH 值、氨氮、硝氮、总磷的耐受能力均强于多根紫萍,对水体各指标广泛的耐受能力可能是青萍广泛分布的主要原因。

2.2.2 浮萍生长水体的水质状况(重金属) GB 3828—2002 《地表水环境质量标准》中规定Ⅱ类水体中 Cr(六价)的浓度≤50 μg/L,Mn 的浓度≤4 000 μg/L,Cu 的浓度≤1 000 μg/L,Zn 的浓度≤1 000 μg/L。从 Cr、Mn、Cu、Zn 这 4 个重金属浓度的指标来看,本次采集的水体样品均未超地表水Ⅱ类水水质标准(表 3)。根据标准中对Ⅰ类水的规定,本次采集的 59 份水样均满足Ⅰ类水对 Cd、Pb 浓度的要求。总体来看,本次采集的水样受重金属污染程度较小。

对比表 3 中浮萍生长水体中的重金属含量发现,青萍生长水体的 Mn 浓度平均值为 458.92 μg/L,Ni 浓度平均值为 11.92 μg/L,Cu 浓度平均值为 1.70 μg/L,Zn 浓度平均值为 30.19 μg/L,分别为多根紫萍的 4.8 倍、7.4 倍、3.6 倍、5.8 倍,也高于少根紫萍和茳萍。这些结果表明,本研究中的青萍与其他浮萍品种相比,对 Mn、Ni、Cu、Zn 具有更广的重金属耐受范围。多根紫萍生长水体的 Cr 浓度平均值为 10.00 μg/L,高于青萍的 6.12 μg/L,亦高于少根紫萍和茳萍。多根紫萍生活水体的 Cr 浓度范围为 5.37~28.93 μg/L,而青萍的仅为 0.20~13.96 μg/L。虽然多根紫萍对 Mn、Ni、Cu、Zn 的耐受能力不如青萍,但是多根紫萍对 Cr 的耐受能力明显强于青萍,故在处理 Cr 含量较高的污染水体时,应优先考虑选用多根紫萍。因水样的 Cd、Pb 浓度均很低,故较难判断 4 个种属对 Cd、Pb 耐受能力的高低。

进行分析。Spearman 相关性分析能够评估环境因子两两之间的相关性,S-W 检验结果显示,峰度系数和偏度系数均不为 0,表明环境因子数据不符合正态分布,故采用 Spearman 进行相关性分析更为合理,分析结果如图 2 所示。从图 2 可以看出,Cd、Ni、Pb、Zn、Cu 5 个环境因子彼此之间显著相关( $P<0.01$ )。为减少数据分析的重复性,从 Cd、Ni、Pb、Zn、Cu 中选择任意一种做后续分析即可,pH 值、硝氮、氨氮、总磷、Cr、Mn 皆可作为自由的环境因子。

2.4.2 利用 RDA 分析浮萍分布与环境因子的相关性 选择 Cu 作为 Cd、Ni、Pb、Zn、Cu 5 种环境因子的代表,pH 值、硝氮、

氨氮、总磷、Cr、Mn 作为自由的环境因子,分析这 7 种环境因子与青萍、紫萍 2 个浮萍品种的相关性,RDA 结果如图 3 所示。

RDA 相关性分析结果显示,环境因子对青萍和多根紫萍分布的影响从高到低依次为氨氮、pH 值、Cr、总磷、硝氮、Mn、Cu。RDA 的总解释量为 27.57%,第一坐标轴、第二坐标轴轴

线分别解释了 26.45%、1.12% 的浮萍分布与环境因子的相关性。经过对所有约束特征值 999 次 1% 的置换迭代计算(表 4),得出浮萍分布与环境因子的相关显著性  $P$  值,结果表明,pH 值、氨氮的  $P$  值均小于 0.05,表明这 2 个环境因子与青萍和多根紫萍的分布具有显著相关性,其中氨氮对浮萍的分布具有极显著影响( $P<0.01$ )。

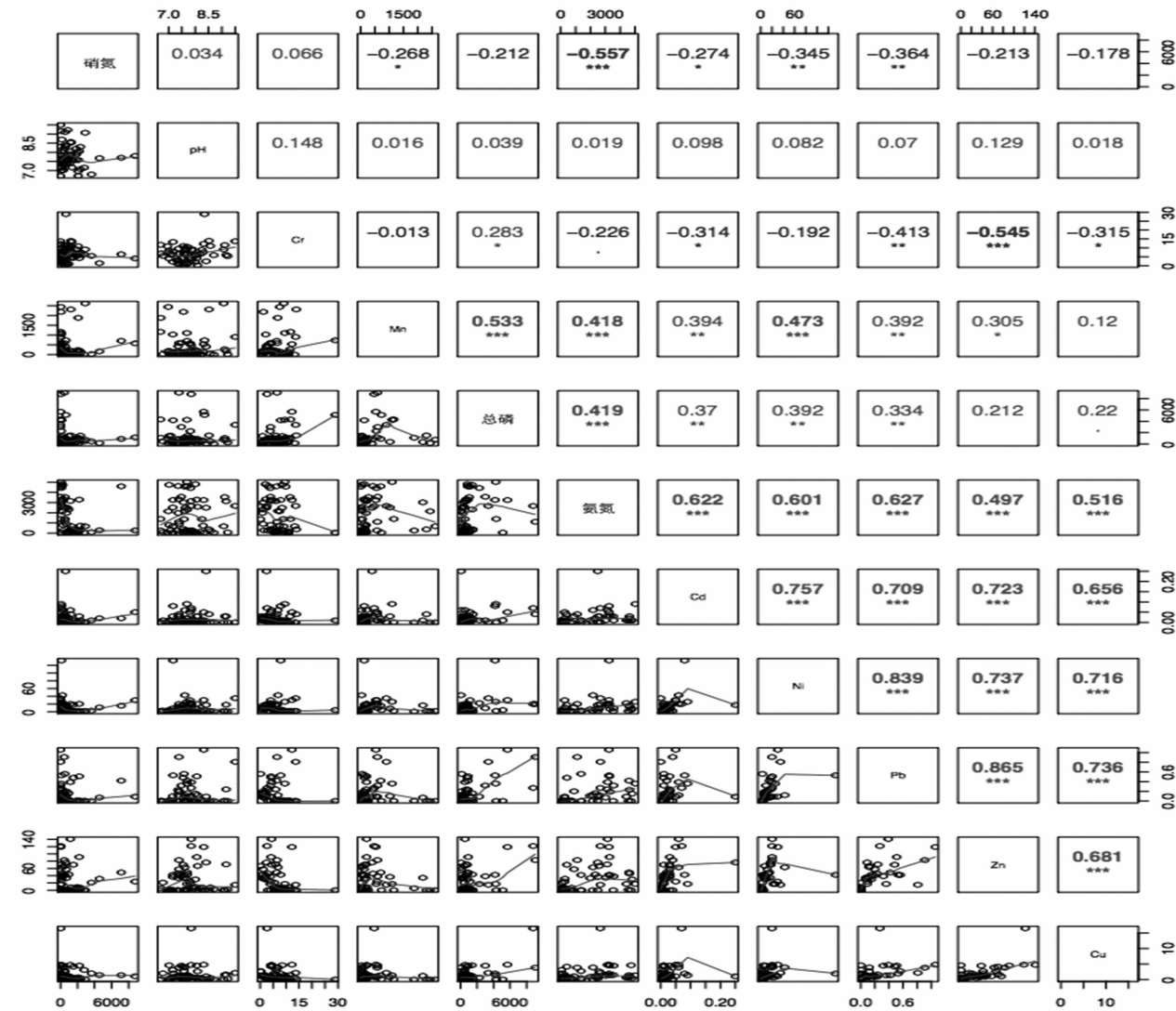


图2 环境因子 Spearman 相关性矩阵

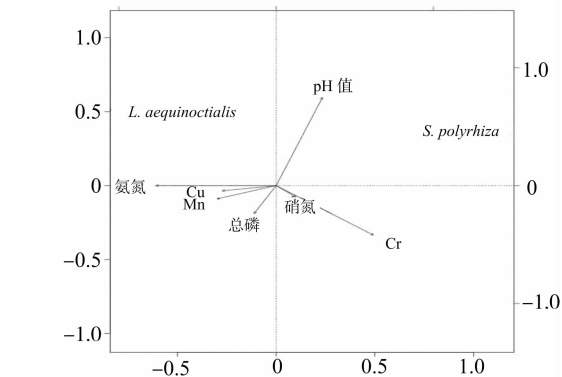


图3 浮萍种属与环境因子相关性分析

表 4 浮萍分布与环境因子相关显著性检验				
指标	RDA1	RDA2	$r^2$ 值	$P$ 值
pH 值	0.789 3	0.614 0	0.106 5	0.046 *
氨氮	-0.991 5	-0.130 4	0.182 0	0.003 **
硝氮	0.987 7	-0.156 5	0.004 9	0.867
总磷	-0.858 0	-0.513 7	0.015 1	0.655
Cr	0.992 7	-0.120 5	0.116 7	0.052
Mn	-0.974 7	-0.223 4	0.048 9	0.181
Cu	-0.985 0	-0.172 4	0.038 0	0.196

注:“\*\*”表示极显著相关( $P<0.001$ );“\*”表示显著相关( $P<0.01$ )。

RDA 分析结果显示氨氮对浮萍分布的影响最大,表明浮萍生长对氨氮浓度很敏感。一方面,氨氮能够提供浮萍生长

所需要的营养元素 N, 另一方面, 氨氮浓度过高会抑制浮萍的生长。Ingermarsson 等的研究结果也表明, 浮萍的细胞膜能够对  $\text{NH}_4^+$  做出响应<sup>[23]</sup>, 具体机制目前还尚未清楚。Warren 研究发现, 当水体中氨氮浓度过高时, 电离出的  $\text{NH}_3$  会扰乱浮萍代谢<sup>[24]</sup>。本次调查过程中发现, 江苏水样氨氮的平均值为 0.810 mg/L, 远低于广东地区的平均值 2.710 mg/L。广东地区水体的氨氮浓度过高, 因此耐受能力较差的多根紫萍、少根紫萍、芜萍难以存活, 只有青萍可以适应生长。这或许是江苏地区浮萍多样性更丰富的原因之一。RDA 的分析结果还表明, pH 值对浮萍分布具有显著影响。许多研究也表明, pH 值对浮萍的生长、发育以及重金属的修复等方面具有显著影响<sup>[25]</sup>。本次调查, 广东地区和江苏地区水体 pH 值平均值分别为 7.801 和 7.753, pH 值范围分别为 7.160 ~ 9.500 和 6.700 ~ 9.220。江苏地区水体 pH 值稍低于广东地区, 这或许也是江苏地区浮萍覆盖广、品种多的另一个原因。

### 3 结论

从江苏、广东 2 地采集的浮萍经鉴定为青萍、多根紫萍、少根紫萍和芜萍。其中青萍所占采集样品数的 81%, 为优势浮萍品种; 水质分析表明, 采样地区的水体存在一定的氮、磷污染, 部分水体较为严重。青萍、多根紫萍均适宜在偏碱性的水体中生长。而青萍能够适应更广范围的 pH 值, 对氨氮、硝氮、总磷的耐受能力也比其他浮萍强, 是青萍广泛分布的原因之一; 所采集 59 份水样的重金属浓度均未超地表水 II 类水质标准, 受重金属污染程度较小。青萍与其他浮萍品种相比, 对 Mn、Ni、Cu、Zn 具有更广的耐受范围, 而多根紫萍对 Cr 的耐受能力较好; 氨氮、pH 值与浮萍分布具有显著相关性, 是导致 2 个地区浮萍差异分布的主要因素。

### 参考文献:

- [1] Group T A P. An update of the angiosperm phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants; APG IV [J]. Botanical Journal of the Linnean Society, 2009, 161(2): 105 – 121.
- [2] 于昌江, 朱明, 马玉彬, 等. 新型能源植物浮萍的研究进展[J]. 生命科学, 2014(5): 458 – 464.
- [3] Landolt E, Kandeler R. Biosystematic investigations in the family of duckweeds (Lemnaceae), Vol. 4: The family of Lemnaceae – a monographic study, Vol. 2 (phytochemistry, physiology, application, bibliography) [M]. Veroeffentlichungen Des Geobotanischen Instituts Der Eth Stiftung Ruebel, 1987.
- [4] Xu J, Zhao H, Stomp A M, et al. The production of duckweed as a source of biofuel[J]. Biofuels, 2012, 3(5): 589 – 601.
- [5] Xu J L, Cui W H, Cheng J J, et al. Production of high – starch duckweed and its conversion to bioethanol [J]. Biosystems Engineering, 2011, 110(2): 67 – 72.
- [6] Miretzky P, Saralegui A, Cirelli A F. Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals (Buenos Aires, Argentina) [J]. Chemosphere, 2004, 57(8): 997 – 1005.
- [7] Neylan D. Effects of pN and chelator EDTA on Cr toxicity and accumulation in *Lemna minor* [J]. Chemosphere, 1998, 37(4): 771 – 783.
- [8] Rahmani G N H, Sternberg S P K. Bioremoval of lead from water using *Lemna minor* [J]. Bioresource Technology, 1999, 70(3): 225 – 230.
- [9] Axtell N R, Sternberg S P, Claussen K. Lead and nickel removal using *Microspora* and *Lemna minor* [J]. Bioresource Technology, 2003, 89(1): 41 – 48.
- [10] Kanoun – Boulé M, Vicente J A, Nabais C, et al. Ecophysiological tolerance of duckweeds exposed to copper [J]. Aquatic Toxicology, 2009, 91(1): 1 – 9.
- [11] Yesim Kara. Bioaccumulation of nickel by aquatic macrophytes [J]. Desalination & Water Treatment, 2012, 19(1/2/3): 325 – 328.
- [12] Tang Y K. Research on application potential of duckweed in plant recovery of Cd and Zn – polluted water body [J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2010.
- [13] 唐艳葵, 韦星任, 姚秋艳, 等. 青萍在 Pb、Cu 污染水体植物修复中的应用研究 [J]. 环境工程学报, 2011, 5(10): 2209 – 2214.
- [14] Chaudhuri D, Majumder A, Misra A K, et al. Cadmium removal by *Lemna minor* and *Spirodela polyrhiza* [J]. International Journal of Phytoremediation, 2014, 16(11): 1119 – 1132.
- [15] 周雄飞. 浮萍对富营养化水体中 N、P 净化能力初探 [D]. 扬州: 扬州大学, 2011.
- [16] 沈敏, 于红霞, 邓西海. 长江下游沉积物中重金属污染现状与特征 [J]. 环境监测管理与技术, 2006(5): 15 – 18.
- [17] 吴兴让, 尹平河, 赵玲, 等. 珠江广州段微表层和次表层水中重金属分布与风险的初步评价 [J]. 暨南大学学报(自然科学与医学版), 2010(1): 84 – 88.
- [18] Wang W, Messing J. High – throughput sequencing of three Lemnoideae (duckweeds) chloroplast genomes from total DNA [J]. Plos One, 2011, 6(9): e24670.
- [19] Tang J, Li Y, Ma J, et al. Survey of duckweed diversity in Lake Chao and total fatty acid, triacylglycerol, profiles of representative strains [J]. Plant Biology, 2015, 17(5): 1066 – 1072.
- [20] 张飞, 唐杰, 马炯, 等. 太湖流域浮萍种质资源及其生长水环境调查 [J]. 江苏农业科学, 2016, 44(1): 336 – 340.
- [21] 谷兆萍. 复合污染下浮萍 (*Lemna minor* L.) 对重金属吸收、富集特征和机理 [D]. 昆明: 昆明理工大学, 2011.
- [22] Lam E, Appenroth K J, Mori K, et al. Duckweed in bloom; the 2nd international conference on duckweed research and applications heralds the return of a plant model for plant biology [J]. Plant Molecular Biology, 2014, 84(6): 737 – 742.
- [23] Ingermarsson B. Nitrogen Utilization in *Lemna*; III. Short – term effects of ammonium on nitrate uptake and nitrate reduction [J]. 1987, 85(3): 865 – 867.
- [24] Warren K S. Ammonia toxicity and pH [J]. Nature, 1962, 195(4836): 47 – 49.
- [25] Uysal Y. Removal of chromium ions from wastewater by duckweed, *Lemna minor* L. by using a pilot system with continuous flow [J]. Journal of Hazardous Materials, 2013, 263(2): 486 – 492.