

杭州湾生物修复区与非修复区浮游植物群落结构比较

刘巧 刘萌萌 杨娜 张琪 包炎琳 何培民 霍元子*

(上海海洋大学海洋生态与环境学院, 上海 201306)

摘要 为比较杭州湾生物修复区与非修复区浮游植物群落结构及其对环境变化的响应, 于2017年7—12月对杭州湾10个站位水环境和浮游植物群落结构进行调查。结果显示: 修复区营养盐平均浓度低于非修复区。两个区域共发现浮游植物8门103种, 以硅藻种类最多。修复区发现7门54种, 非修复区发现8门79种, 两个区域共有的浮游植物种类占总种类数的29.1%。修复区浮游植物细胞密度平均值为 1.3×10^4 cells · L⁻¹, 主要优势种为囊裸藻(*Trachelomonas* sp.); 非修复区浮游植物细胞密度平均值为 12.3×10^4 cells · L⁻¹, 主要优势种为梅尼小环藻(*Cyclotella meneghiniana*)。冗余分析显示, 硅酸盐含量和pH分别是影响修复区和非修复区浮游植物密度变化的最主要因素。

关键词 杭州湾; 浮游植物; 生物修复; 冗余分析

Comparative analysis of phytoplankton community structure in bioremediation area and non-remediation area of Hangzhou Bay. LIU Qiao, LIU Meng-meng, YANG Na, ZHANG Qi, BAO Yan-lin, HE Pei-min, HUO Yuan-zi* (College of Marine Ecology and Environment, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China).

Abstract: To compare the structure of phytoplankton community and understand its responses to environmental changes in the bioremediation and non-remediation areas of Hangzhou Bay, ten sites were monthly sampled from July to December 2017. During this period, the average concentration of nutrients in the remediation area was lower than that in the non-remediation area. A total of 103 species belonging to eight phyla were identified, and Bacillariophyta was the most diverse group. A total of 54 and 79 species were identified in the bioremediation and non-remediation areas, respectively. The species shared by the two areas accounted for 29.1% of the total species. In the bioremediation area, the average cell abundance was 1.3×10^4 cells · L⁻¹ and *Trachelomonas* sp. was the most dominant species. In the non-remediation area, the average cell abundance was 12.3×10^4 cells · L⁻¹ and *Cyclotella meneghiniana* was the most dominant species. The results of redundancy analysis indicated that silicate concentration and pH was the most important factors affecting the abundance of phytoplankton in the bioremediation and non-remediation areas, respectively.

Key words: Hangzhou Bay; phytoplankton; bioremediation; redundancy analysis.

浮游植物作为海洋的初级生产者, 对海洋食物链乃至整个生态系统都有极其重要的作用。与淡水湖泊和水库一样, 海洋浮游植物群落组成和生物量受到光照、水温和营养盐的重要影响(杨东方等, 2008)。其中, 营养盐对海洋初级生产力的影响最

为重要, 海洋浮游植物生物量与营养盐富集呈强烈的正相关, 河口和沿海生态系统中叶绿素 a 的浓度强烈依赖于水体中总氮和总磷的浓度及其比例(Smith, 2006)。另外, 由于硅藻在近海海湾浮游植物中占绝大比例(80%~99%), 作为硅藻主要组成元素之一的硅, 也在调节浮游植物群落组成中扮演了重要角色(Hecky *et al.*, 1988; 杨东方等, 2008)。

上海市海洋局科研项目(沪海科 2015-02)资助。

收稿日期: 2018-05-18 接受日期: 2018-11-07

* 通讯作者 E-mail: yzhuo@shou.edu.cn

因此,了解在不同营养水平下,浮游植物群落结构的变化,对浮游植物生态学研究有促进作用。

杭州湾靠近长江口,沿岸人口密集,工、农业发达,受内陆污染和城市污染的影响,杭州湾长期处于富营养化状态(高生泉等,2011)。目前,杭州湾与辽东湾、长江口和珠江口等水域已成为我国富营养化最严重的近岸海域(国家海洋局,2017)。2016年,Liu等(2018)通过人工栽培耐盐沉水植物穗花狐尾藻(*Myriophyllum spicatum*)对杭州湾一封闭海域进行了生物修复,并证明生物修复后水域营养盐负荷显著降低。2017年,修复区植物成功定植并自然萌发生长,这对水质的稳定起到了积极作用。但水体营养盐浓度的变化对浮游植物组成及丰度的影响还不十分清楚。因此,本研究对杭州湾生物修复区与非修复区浮游植物群落结构变化作了比较分析,并对影响其变化的因素进行了探究,以期对杭州湾不同营养盐水平下浮游植物群落变化规律提供科学依据。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区域及采样点设置

研究区域设置在上海市金山区境内。研究地点位于东海杭州湾北部(121°34'E,30°70'N),靠近长江入海口(图1)。研究区域用堤坝围成了封闭水域,分为东西两个部分。东区水域面积1.75 km²,堤坝长4.05 km,平均水深5 m,作为对照区域。西区水域面积190000 m²,平均水深2 m,为生物修复区域。东区和西区都从杭州湾引水,由于受长江流入的淡水影响,水体盐度通常在15‰以内。东区和西区各设置5个样品采集点(图1)。

1.2 样品采集与处理

2017年7—12月,每月中旬对杭州湾研究水域设置的10个站位表层水体浮游植物及相关环境因子参数进行了样品采集与测定。水温和溶解氧用溶解氧仪现场测定,pH用酸度计测定,盐度用盐度计测定,营养盐(NO₃⁻-N、NO₂⁻-N、NH₄⁺-N、PO₄³⁻-P、SiO₃²⁻-Si、TN、TP)样品经0.45 μm滤膜过滤后,用营养盐自动分析仪(Skalar)测定,化学需氧量(COD)用碱性高锰酸钾法测定。浮游植物水样采集与鉴定:每个站位取500 mL表层水样,立即用甲醛液固定。带回实验室后,样品静置48 h以上,之后虹吸上清液,约浓缩至样品原体积的1/20。取亚样品0.1 mL使用浮游植物计数框在显微镜(Olympus, CX21)

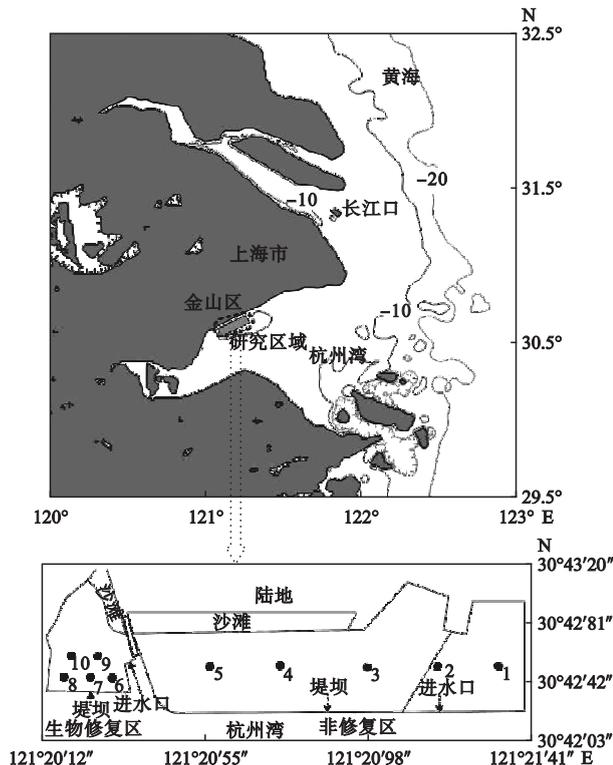


图1 杭州湾研究区域及采样站位示意图

Fig.1 Study area of Hangzhou Bay and sampling sites

下进行种类鉴定和计数(郭玉洁等,2003)。

1.3 数据分析

数据用 Excel 进行预处理,理化数据用 SPSS 17.0进行 one-way ANOVA 分析,显著水平为 0.05。浮游植物群落结构特征运用 Shannon 物种多样性指数(H')、Pielou 均匀度指数(J')及浮游植物优势度(Y')等参数分析,将优势度 $Y' > 0.02$ 的藻类定为优势种(Shannon *et al.*, 1949; Pielou, 1969; Roelke *et al.*, 2011)。先对杭州湾调查水域浮游植物物种数据进行去趋势对应分析(DCA),根据结果,选择冗余分析(RDA)线性模型进行排序分析(傅明珠等,2014)。用 Canoco for Windows 4.5 软件进行 RDA 分析, CanoDraw for Windows 软件对 RDA 分析结果作图。

2 结果与分析

2.1 理化数据

如图2所示,调查期间平均水温最高为33.37℃,最低7.20℃,变化范围较大。从2017年7—12月,水温逐渐下降,10—12月期间,修复区水温显著低于非修复区($n=5, P < 0.05$)。盐度值在6.32~8.89,变化范围较小,7、8和10月修复区盐度显著低

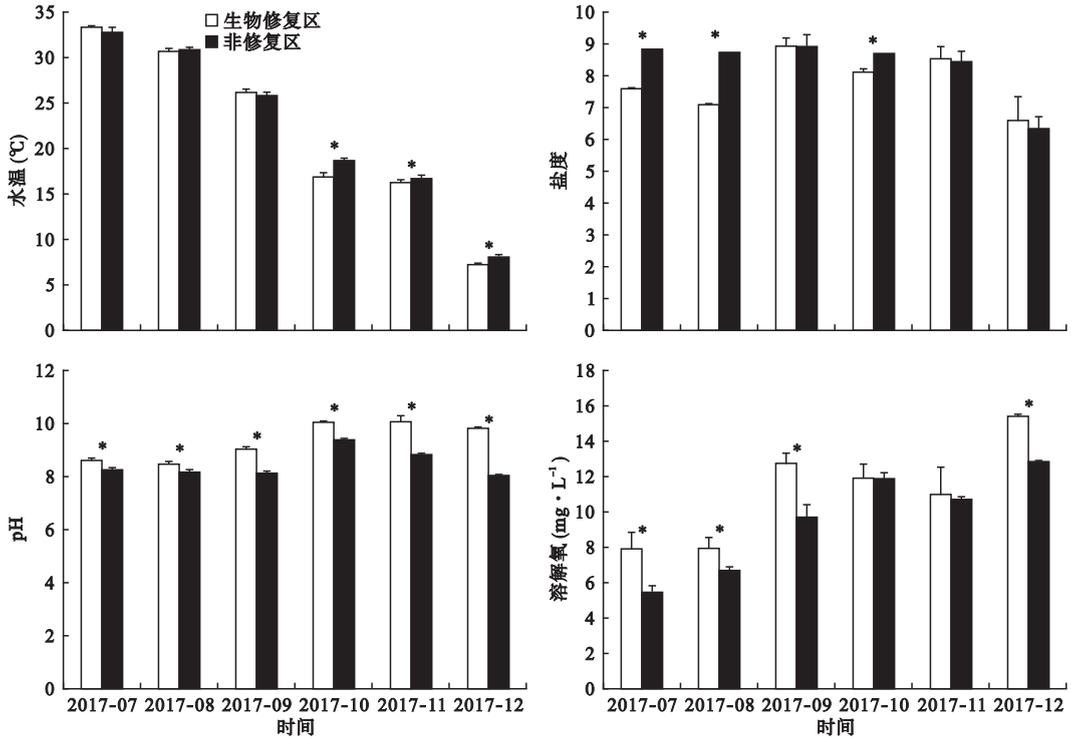


图2 修复区与非修复区水温、盐度、pH和溶解氧

Fig.2 Water temperature, salinity, pH and dissolved oxygen in the bioremediation and non-remediation area

于非修复区 ($n=5, P<0.05$)。调查期间, pH 值在 8.03~10.08, 修复区 pH 显著高于非修复区 ($n=5, P<0.05$)。7、8、9 和 12 月修复区水体溶解氧 (DO) 显著高于非修复区 ($n=5, P<0.05$)。

如图 3 所示, 7—12 月修复区铵盐、硝酸盐、亚硝酸盐、磷酸盐、总氮和总磷 6 项营养盐浓度的平均值要低于非修复区, 但只在部分月份表现出显著差异。修复区与非修复区活性硅酸盐在 7、8、9 和 11 月差异显著, 化学需氧量在 7、10 和 12 月差异显著。

2.2 浮游植物种类

如图 4 所示, 研究区域共发现浮游植物 8 门 103 种 (属)。其中修复区发现 7 门 54 种 (属), 以硅藻种类最多, 共 22 种, 占 41%, 绿藻次之, 11 种, 占 20%。非修复区发现 8 门 79 种, 硅藻门、绿藻门、裸藻门和蓝藻门种类较多, 分别为 20 种 (25%)、19 种 (24%)、18 种 (23%) 和 15 种 (19%)。隐藻门、甲藻门和金藻门种类在两个区域种类数均较少。非修复区发现黄藻门 1 种, 修复区未发现黄藻门种类。修复区和非修复区共有的浮游植物种类占总种类数的 29.1%。

修复区和非修复区浮游植物种类数差异就较大, 同一区域不同月份浮游植物种类数同样有明显差异。调查期间, 11 月种类数最小, 12 月最大 (图

5)。7—12 月, 同一月份修复区优势度大于 0.02 的优势种类数高于非修复区。修复区与非修复区优势种组成差异明显, 囊裸藻和梅尼小环藻分别是修复区与非修复最常出现的优势种。

2.3 浮游植物丰度及多样性指数

如图 6 所示, 修复区浮游植物细胞密度范围为 $0.17 \times 10^4 \sim 3.81 \times 10^4 \text{ cells} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均值为 $1.3 \times 10^4 \text{ cells} \cdot \text{L}^{-1}$, 非修复区为 $1.13 \times 10^4 \sim 25.67 \times 10^4 \text{ cells} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均值为 $12.3 \times 10^4 \text{ cells} \cdot \text{L}^{-1}$ 。修复区各月份浮游植物细胞密度小于非修复区。修复区浮游植物细胞密度最大值出现在 9 月, 非修复区最大值出现在 11 月。研究期间, 修复区浮游植物以硅藻门为主, 平均占细胞总数的 56.95%, 其次是绿藻门, 占 21.37%; 而非修复区以蓝藻门为主, 平均占细胞总数的 43.45%, 其次是硅藻门, 占 32.35%。

如图 7 所示, 修复区 Shannon 物种多样性指数范围在 1.76~3.58, 非修复区在 0.51~3.34; 修复区 Pielou 均匀度指数范围为 0.58~0.88, 非修复区为 0.20~0.69。

2.4 浮游植物与环境因子的关系

杭州湾修复区和非修复区浮游植物与环境因子 RDA 分析结果见图 8、图 9 和表 1。Monte Carlo 置换检验表明硅酸盐、总磷、总氮/总磷、化学需氧和

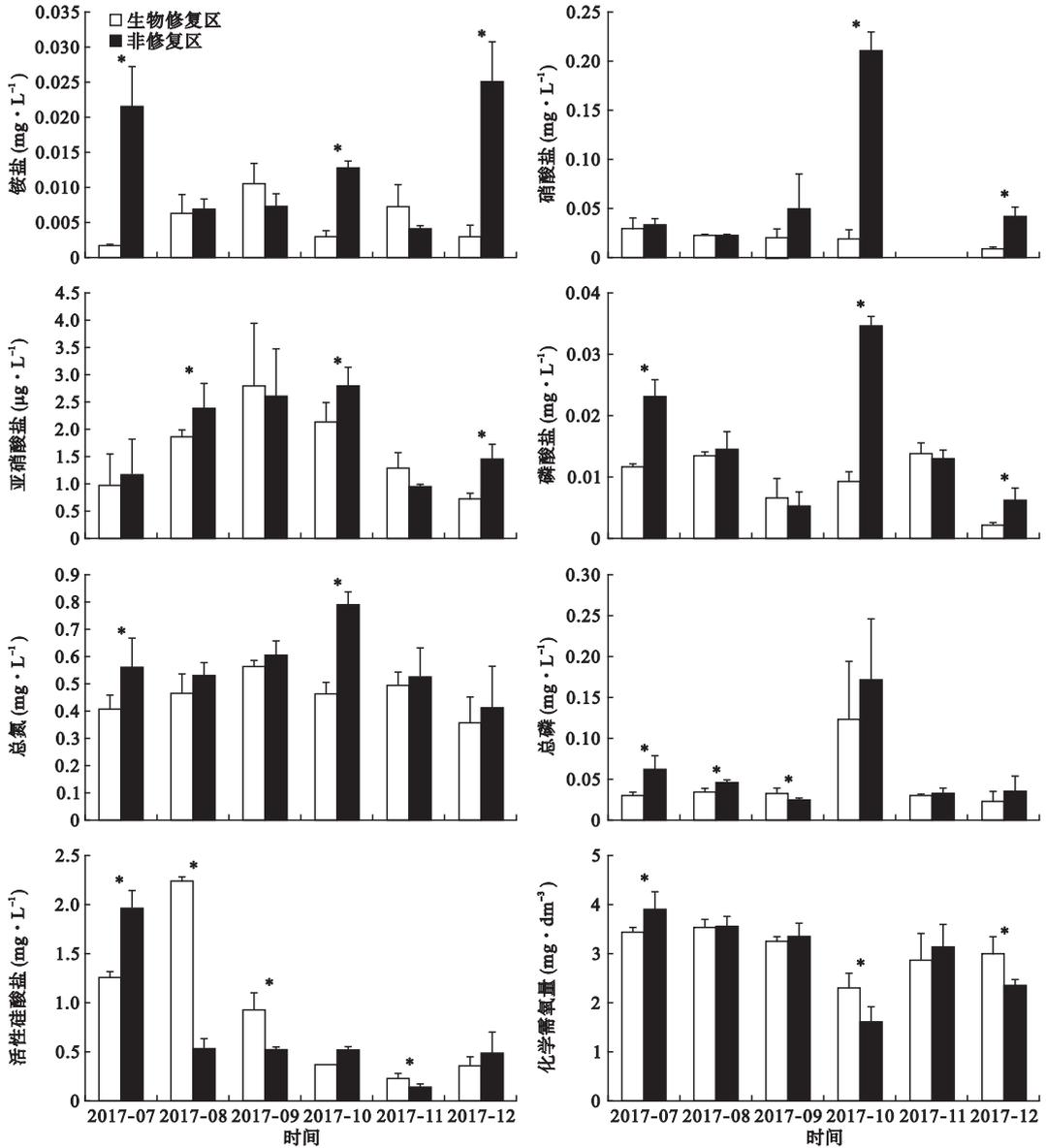


图3 修复区与非修复区营养盐浓度

Fig.3 Nutrient concentration in the bioremediation and non-remediation area

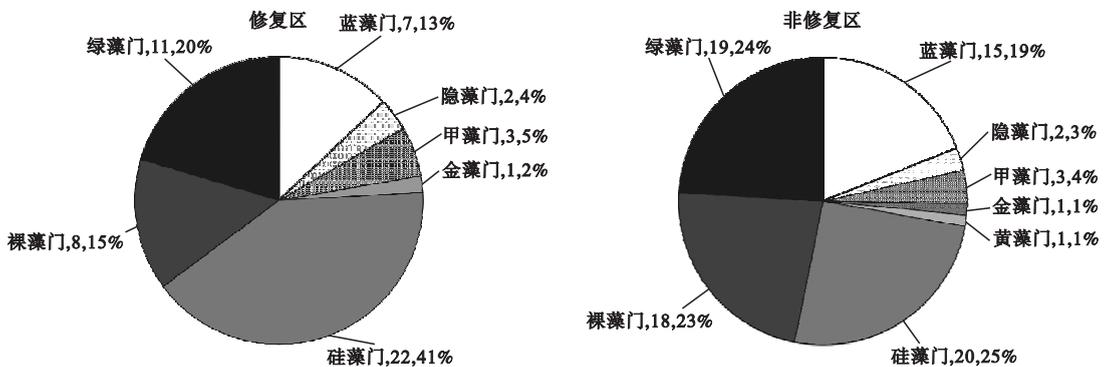


图4 浮游植物门类组成

Fig.4 Composition of phytoplankton on phylum level

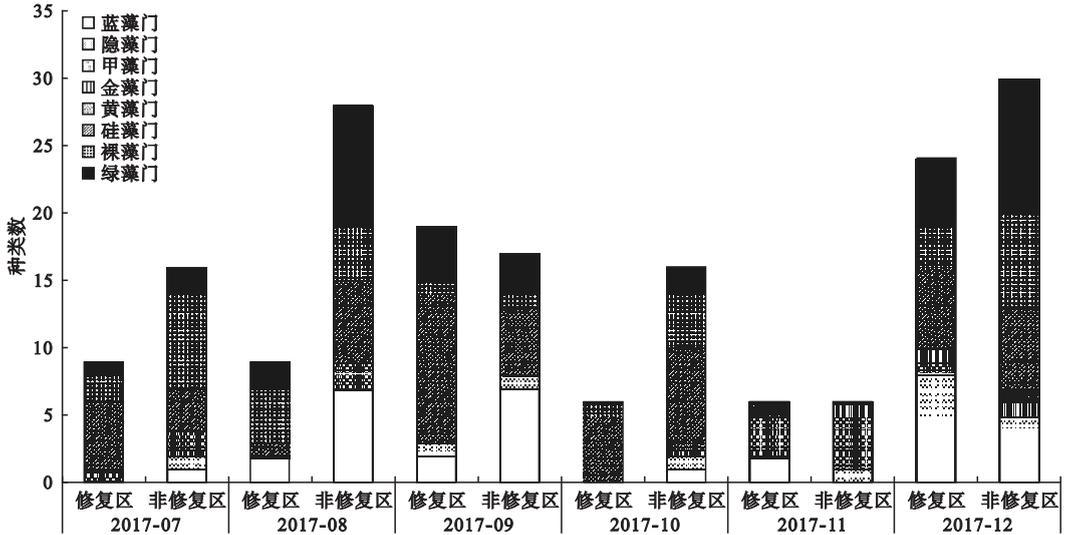


图5 不同月份浮游植物种类数

Fig.5 Number of phytoplankton species in different months

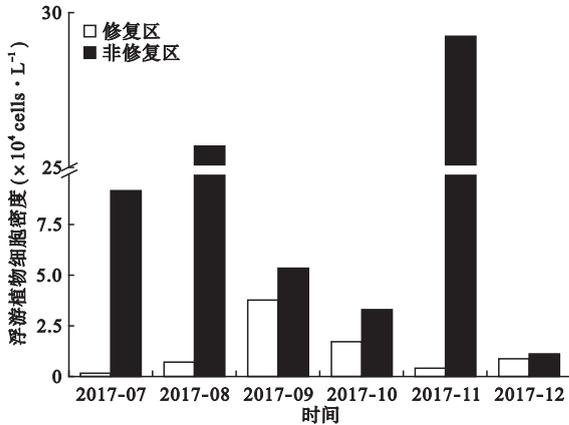


图6 不同月份浮游植物细胞密度

Fig.6 Density of phytoplankton in different months

pH是影响浮游植物优势种丰度的重要环境因子,其中硅酸盐和pH分别是影响修复区和非修复区的最主要环境因子(表1)。修复区硅酸盐与扁圆卵形藻、变异直链藻、针杆藻等大多数硅藻呈负相关,而与微囊藻和空球藻等蓝藻和绿藻呈正相关(图8)。

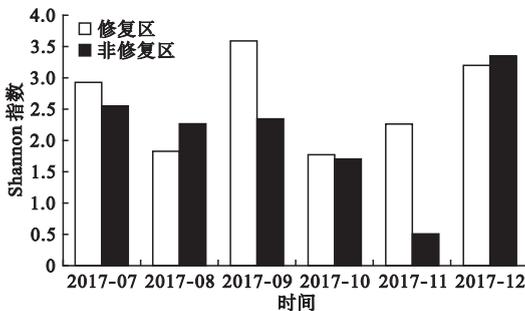


图7 不同月份浮游植物多样性指数和均匀性指数

Fig.7 Diversity index (H) and evenness index (J) of phytoplankton in different months

修复区总磷与扁圆卵形藻、变异直链藻呈正相关,与针杆藻、脆杆藻呈负相关;总氮/总磷对浮游植物的影响则与总磷相反。非修复区pH与变异直链藻、湖北小环藻、梅尼小环藻等硅藻呈正相关,与微囊藻、小球藻等蓝藻和绿藻呈负相关;硅酸盐对浮游植物的影响与pH相反(图9)。

3 讨论

3.1 浮游植物群落结构特征

本次调查从2017年7—12月,在杭州湾研究区域内共鉴定到浮游植物103种(属),与蔡燕红(2006)在2003—2005年5个航次杭州湾调查中采集到的浮游植物107种以及胡智东(2017)在2012年10—12月对杭州湾南岸开发区鉴定到的浮游植物125种较为接近,但明显高于2007年杭州湾海域枯水期的浮游植物44种(秦铭俐等,2008)以及2008年春、夏季调查鉴定出的浮游植物61种(周燕等,2010)。从浮游植物门类组成上分析,仍然以硅

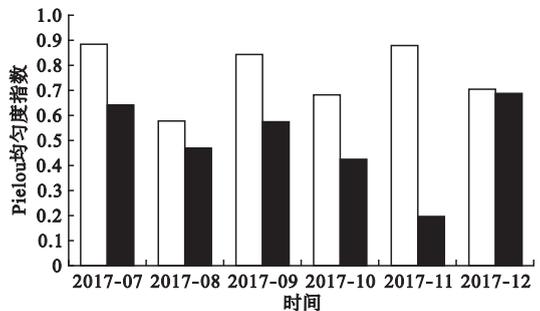


表 1 RDA 分析图中环境因子解释比例及相关系数

Table 1 Interpretation rate and correlation coefficient of environmental factors in RDA

修复区			非修复区		
环境因子	解释比例 (%)	相关系数	环境因子	解释比例 (%)	相关系数
SiO ₄ -Si	30.5	0.960	pH	28.8	0.924
TP	27.1	0.957	COD	28.0	0.974
TN/TP	26.0	0.949	SiO ₄ -Si	26.3	0.898
COD	25.3	0.912	TP	21.3	0.966
pH	23.0	0.913	TN/TP	18.9	0.949

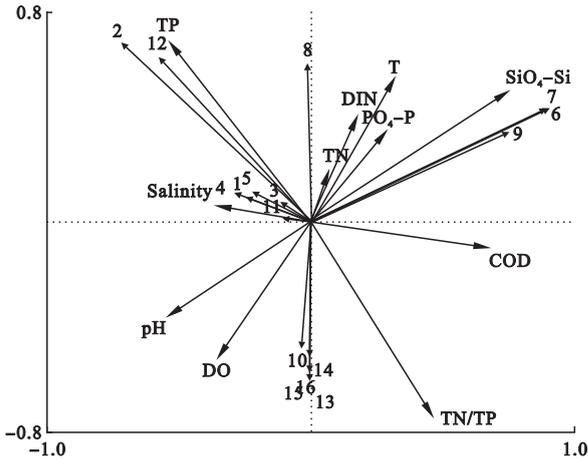


图 8 杭州湾修复区浮游植物优势种类与环境因子 RDA 分析图

Fig.8 RDA ordination diagram showing relationships between dominant species and environmental factors in bioremediation area of Hangzhou Bay

T(水温), Salinity(盐度), DO(溶解氧), DIN(溶解性无机氮), PO₄-P(磷酸盐), TN(总氮), TP(总磷), TN/TP(总氮/总磷), SiO₄-Si(硅酸盐), COD(化学需氧量); 1. 弧形峨眉藻 *Ceratoneis arcus*, 2. 扁圆卵形藻 *Cocconeis placentula*, 3. 双壁藻属 *Diploneis* sp., 4. 双菱藻 *Suriella* sp., 5. 小球藻 *Chlorella vulgaris*, 6. 微囊藻属 *Microcystis* sp., 7. 不定微囊藻 *Microcystis incerta*, 8. 囊裸藻 *Trachelomonas* sp., 9. 空球藻 *Eudorina elegans*, 10. 颗粒直链藻 *Melosira granulata*, 11. 短缝藻属 *Eunotia* sp., 12. 变异直链藻 *M. varians*, 13. 针杆藻属 *Synedra* sp., 14. 脆杆藻属 *Fragilaria* sp., 15. 扁圆卵形藻线形变种 *Cocconeis placentula* var. *lineata*, 16. 衣藻 *Chlamydomonas* sp.

藻门为主, 与其他研究结果类似(秦铭俐等, 2008; 周燕等, 2010)。从浮游植物种类组成上看, 中肋骨条藻 (*Skeletonema costatum*) 和琼氏圆筛藻 (*Coscinodiscus jonesianus*) 这两种在杭州湾最常出现优势种(章守宇等, 2001; 刘守海等, 2015), 在本研究区域并未检测到。而本研究中的浮游植物优势种类群与珠江口南沙河涌中的优势种较为相似(任辉等, 2017), 且主要是淡水类群和近岸低盐性类群。这可能是由于本研究区域水体盐度(6.32~8.89)与珠江口南沙河涌水体盐度(<5)均较低, 浮游植物与淡水类群而不是与外海高盐性类群接近。另外, 水体

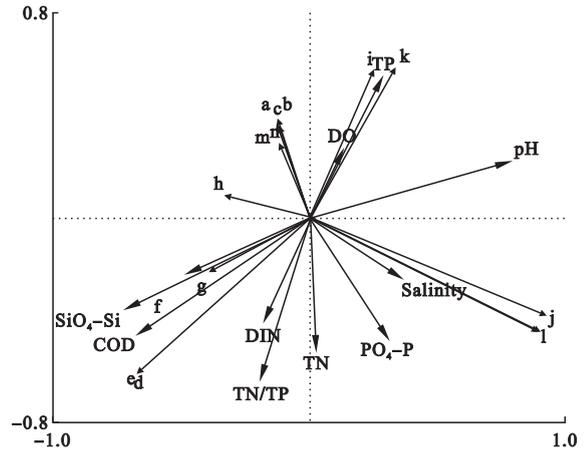


图 9 杭州湾非修复区浮游植物优势种类与环境因子 RDA 分析图

Fig.9 RDA ordination diagram showing relationships between dominant species and environmental factors in non-remediation area of Hangzhou Bay

a. 啮蚀隐藻 *Cryptomonas erosa*, b. 扁圆卵形藻, c. 截头囊裸藻 *Trachelomonas abrupta*, d. 不定微囊藻, e. 小球藻, f. 色球藻 *Chroococcus* sp., g. 水华微囊藻 *Microcystis flos-aquae*, h. 囊裸藻属 *Trachelomonas* sp., i. 微小平裂藻 *Merismopedia tenuissima*, j. 变异直链藻, k. 湖北小环藻 *Cyclotella huBeiiana*, l. 梅尼小环藻 *Cyclotella meneghiniana*, m. 立方藻 *Eucapsis* sp., n. 直链藻属 *Melosira* sp.

浑浊度会影响浮游植物的光合作用, 水动力状况可调节水体营养盐浓度, 这两种因素均能改变浮游植物群落结构及生物量(Cloern, 1987; Alvarez-Borrego, 2012)。本研究区域外围筑有堤坝, 形成了相对封闭且静止的水域, 与杭州湾外部水体交换弱且透明度较高, 这同样是本研究中游植物群落结构与其他研究杭州湾浮游植物的文献结果存在差异的重要因素。

本研究调查发现, 两个研究水域浮游植物在门类组成上十分接近, 但非修复区绿藻和蓝藻种类数量远大于修复区, 这可能由于非修复区营养水平高于修复区, 水体中绿藻和蓝藻的种类会随着营养水平的提高而增加(王振红等, 2005)。水体中营养盐浓度还会影响浮游植物群落结构(Zhu et al., 2010a)。本研究中, 非修复区和修复区水体中浮游植物种类组成差异明显, 两个区域共有的浮游植物种类只占总种类数的 29.1%。就优势种而言, 多数优势种类仅在其中一个区域内出现, 例如弧形峨眉藻、双壁藻、双菱藻、小球藻等仅出现在修复区, 啮蚀隐藻、截头囊裸藻、色球藻、微小平裂藻等仅在非修复区出现。浮游植物群落组成除了在不同区域之间表现出较大差异外, 在各月份之间也表现出明显不同, 这显示了浮游植物群落对环境变化的迅速响应。

3.2 浮游植物细胞密度

本研究中,修复区浮游植物细胞密度在各月份均小于非修复区。研究表明,营养水平除了能影响浮游植物群落结构,更能调控浮游植物的细胞密度(Elik *et al.*, 2006),当提高水体中营养盐浓度后,会加速浮游植物的生长和繁殖(Zhu *et al.*, 2010),因此营养更丰富的水体通常具有更高的浮游植物生物量(Ornólfsson *et al.*, 2004)。修复区营养盐浓度较非修复区低,所能承载的浮游植物数量也较低。另一方面,研究期间修复区内沉水植物穗花狐尾藻平均生物量为 $2.19 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ 。该沉水植物分泌的多酚类和脂肪酸等化感物质对蓝藻和绿藻有明显的抑制作用,尤其是对微囊藻属(*Microcystis*)浮游植物,能够产生氧胁迫、抑制光合作用、诱导DNA损伤和细胞程序性死亡(Nakai *et al.*, 2000, 2005; Zhu *et al.*, 2010; He *et al.*, 2016)。沉水植物降低浮游植物生物量的情况在丹麦、荷兰和西班牙3个欧洲国家的98个浅水湖泊也被报道(Muylaert *et al.*, 2010)。因此,修复区较低的营养水平及高密度沉水植物是造成浮游植物细胞密度较低的重要原因。尽管修复区内浮游植物细胞密度较低,但多样性和均一性却比非修复区高,表明修复区浮游植物群落结构更加稳定。

3.3 环境因子对浮游植物的影响

RDA分析显示,硅酸盐是影响杭州湾修复区浮游植物变化的最主要因素。硅酸盐及其所含的营养元素硅对海洋生态系统中浮游植物的影响已被广泛研究。Yang等(2002)从1991—1994年对胶州湾浮游植物初级生产力与环境因子的关系研究表明,只有硅酸盐与初级生产力特征、动态循环及趋势表现出良好的相关性并对其产生重要影响。有研究认为,营养盐硅和水温是浮游植物生长的促进因子,营养盐硅是主要因素,而水温是次要因素(Egge, 1992; 杨东方等, 2006),这与本研究结果类似。硅酸盐被生物吸收后,由于生物死亡不断地被逐渐转移到海底,这一生物地球化学过程促使硅的损耗,因此,营养盐硅已成为全球浮游植物生长的重要限制因子(Dugdale *et al.*, 1995; 杨东方等, 2006; Vance *et al.*, 2017)。本研究中,硅酸盐浓度从7—11月表现出降低的趋势且与扁圆卵形藻、变异直链藻等硅藻优势种数量呈负相关,表明硅藻数量的增加可能会促使硅酸盐浓度降低,而11月低浓度的硅酸盐可能成为硅藻生长的限制因子。

水体pH是影响杭州湾非修复区浮游植物变化

的最主要因素。调查期间,非修复区pH在8.03~9.40,变化范围较小,但对浮游植物产生了显著影响,表明浮游植物对pH反应敏感。在修复区,沉水植被光合作用消耗了水体中大量的 CO_2 ,水中 H^+ 较少,导致修复区pH显著高于非修复区(图2)。pH的差异可能是导致杭州湾修复区和非修复区浮游植物组成及细胞密度差异的重要原因。pH对浮游植物组成及数量的显著影响在其他研究中也有报道,尤其是对硅藻的影响(Passy *et al.*, 2004)。例如,三江平原湿地水体pH呈碱性且对硅藻门浮游植物影响较大,该区域颗粒直链藻优势度较高(李慧等, 2014)。珠江口南沙河涌pH与浮游植物梅尼小环藻、变异直链藻和颗粒直链藻极狭变种呈显著相关性(任辉等, 2017)。本研究中,非修复区pH与变异直链藻、湖北小环藻、梅尼小环藻等大多数硅藻优势种呈正相关,与上述研究结果类似。pH在碱性环境下出现了众多的硅藻门优势类群,也暗示了硅藻适合在碱性的环境下生长。

参考文献

- 蔡燕红. 2006. 杭州湾浮游植物生物多样性研究(硕士学位论文). 青岛: 中国海洋大学.
- 傅明珠, 孙萍, 孙霞, 等. 2014. 锦州湾浮游植物群落结构特征及其对环境变化的响应. 生态学报, **34**(13): 3650–3660.
- 高生泉, 陈建芳, 金海燕, 等. 2011. 杭州湾及邻近水域营养盐的时空分布与富营养化特征. 海洋学研究, **29**(3): 36–47.
- 郭玉洁, 钱树本. 2003. 中国海藻志(第五卷): 硅藻门中心纲. 北京: 科学出版社.
- 国家海洋局. 2017. 2016年中国海洋环境状况公报. 北京.
- 胡智东. 2017. 杭州湾南岸开发区域浮游生物研究. 环境科学与技术, (s1): 305–309.
- 李慧, 刘妍, 范亚文, 等. 2014. 三江平原湿地同江地区水域夏季浮游植物群落结构特征. 植物学报, **49**(4): 440–449.
- 刘守海, 张海景, 项凌云, 等. 2015. 杭州湾富营养化水域春季浮游生物生态群落特征研究. 上海海洋大学学报, **24**(2): 265–271.
- 秦铭俐, 魏永杰, 王晓波, 等. 2008. 杭州湾枯水期浮游植物群落结构的研究. 海洋环境科学, **27**(1): 57–60.
- 任辉, 田恬, 杨宇峰, 等. 2017. 珠江口南沙河涌浮游植物群落结构时空变化及其与环境因子的关系. 生态学报, **37**(22): 7729–7740.
- 王振红, 桂和荣, 罗专溪, 等. 2005. 采煤塌陷塘浮游生物对矿区生态变化的响应. 中国环境科学, **25**(1): 42–46.
- 杨东方, 高振会, 孙培艳, 等. 2006. 胶州湾水温和营养盐硅限制初级生产力的时空变化. 海洋科学进展, **24**(2): 203–212.

- 杨东方, 于子江, 张柯, 等. 2008. 营养盐硅在全球海域中限制浮游植物的生长. *海洋环境科学*, **27**(5): 547-553.
- 章守宇, 邵君波, 戴小杰. 2001. 杭州湾富营养化及浮游植物多样性问题的探讨. *水产学报*, **25**(6): 512-517.
- 周燕, 赵聪蛟, 高元森, 等. 2010. 2005—2008年杭州湾生态监控区浮游植物分布特征及变化趋势. *海洋学研究*, **28**(2): 28-35.
- Alvarez-Borrego S. 2012. New phytoplankton production as a tool to estimate the vertical component of water exchange between the Gulf of California and the Pacific. *Ciencias Marinas*, **38**: 89-99.
- Cloern JE. 1987. Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries. *Continental Shelf Research*, **7**: 1367-1381.
- Dugdale RC, Wilkerson FP, Minas HJ. 1995. The role of a silicate pump in driving new production. *Deep-Sea Research*, **42**: 697-719.
- EGge JK. 1992. Silicate as regulating nutrient in phytoplankton competition. *Marine Ecology Progress Series*, **83**: 281-289.
- Elik K, Baongun T. 2006. Seasonal dynamics of phytoplankton assemblages across nutrient gradients in shallow hypertrophic lake Manyas, Turkey. *Lake & Reservoir Management*, **22**: 250-260.
- He Y, Zhou QH, Liu BY, et al. 2016. Programmed cell death in the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* induced by allelopathic effect of submerged macrophyte *Myriophyllum spicatum* in co-culture system. *Journal of Applied Phycology*, **28**: 2805-2814.
- Hecky RE, Kilham P. 1988. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnology & Oceanography*, **33**: 796-822.
- Liu Q, Sun B, Huo Y, et al. 2018. Nutrient bioextraction and microalgae growth inhibition using submerged macrophyte *Myriophyllum spicatum* in a low salinity area of East China Sea. *Marine Pollution Bulletin*, **127**: 67-72.
- Muylaert K, Pérezmartínez C, Sánchezcastillo P, et al. 2010. Influence of nutrients, submerged macrophytes and zooplankton grazing on phytoplankton biomass and diversity along a latitudinal gradient in Europe. *Hydrobiologia*, **653**: 79-90.
- Nakai S, Inoue Y, Hosomi M, et al. 2000. *Myriophyllum spicatum*-released allelopathic polyphenols inhibiting growth of blue-green algae *Microcystis aeruginosa*. *Water Research*, **34**: 3026-3032.
- Nakai S, Yamada S, Hosomi M. 2005. Anti-cyanobacterial fatty acids released from *Myriophyllum spicatum*. *Hydrobiologia*, **543**: 71-78.
- Ornólfssdóttir EB, Lumsden SE, Pinckney JL. 2004. Phytoplankton community growth-rate response to nutrient pulses in a shallow turbid estuary, Galveston Bay. *Texas*, **26**: 325-339.
- Passy SI, Bode RW, Carlson DM, et al. 2004. Comparative environmental assessment in the studies of benthic diatom, macroinvertebrate, and fish communities. *International Review of Hydrobiology*, **89**: 121-138.
- Pielou EC. 1969. An introduction to mathematical ecology. *Bioscience*, **24**: 7-12.
- Roelke DL, Kokkoris GD, Spatharis S, et al. 2011. Analyzing the (mis)behavior of Shannon index in eutrophication studies using field and simulated phytoplankton assemblages. *Ecological Indicators*, **11**: 697-703.
- Shannon CE, Weaver W. 1949. The Mathematical Theory of Communication. Champaign, IL: University of Illinois Press.
- Smith VH. 2006. Responses of estuarine and coastal marine phytoplankton to nitrogen and phosphorus enrichment. *Limnology & Oceanography*, **51**: 377-384.
- Vance D, Little SH, Souza GFD, et al. 2017. Silicon and zinc biogeochemical cycles coupled through the Southern Ocean. *Nature Geoscience*, **10**: 202-206.
- Yang D, Zhang J, Lu J, et al. 2002. Examination of silicate limitation of primary production in Jiaozhou Bay, China. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, **20**: 208-225.
- Zhu J, Liu B, Wang J, et al. 2010. Study on the mechanism of allelopathic influence on cyanobacteria and chlorophytes by submerged macrophyte (*Myriophyllum spicatum*) and its secretion. *Aquatic Toxicology*, **98**: 196-203.
- Zhu W, Wan L, Zhao LF. 2010a. Effect of nutrient level on phytoplankton community structure in different water bodies. *Journal of Environmental Sciences*, **22**: 32-39.

作者简介 刘巧,男,1990年生,博士研究生,主要研究方向为水域生态修复。E-mail: liuqiaofnj@hotmail.com

责任编辑 魏中青
