

海水淡化浓海水排海对海洋生态环境影响研究

寇希元^{1,2}, 张晓青^{1,2}, 任华峰¹, 王树勋¹, 邱金泉¹, 曹军瑞¹

¹自然资源部天津海水淡化与综合利用研究所, 天津

²山东海水淡化与综合利用产业研究院, 山东 济南

收稿日期: 2023年6月24日; 录用日期: 2023年9月11日; 发布日期: 2023年9月20日

摘要

为了解海水淡化工程排放浓海水对海洋生态环境的影响,于2021年对青岛百发海水淡化浓海水排放口邻近海域进行了4个季节的海水水质、浮游植物和浮游动物的海洋生态调查监测,采用改进内梅罗指数和生物多样性指数对海水水质环境和海洋生态环境分别进行了评价。结果表明,除无机氮和无机磷外,其余水质监测指标均符合《海水水质标准》(GB3097-1997)的第四类海水水质标准,部分监测指标达到第一类或第二类海水水质标准,无机氮和磷的污染与浓海水排放无明显关联。改进内梅罗指数评价表明海水淡化浓海水排水海域海水水质处于较清洁状态。全年4个季度调查共鉴定发现浮游植物31属49种,其中硅藻26属44种,甲藻5属5种。全年各站位浮游植物细胞丰度介于 $0.54\sim 6496.00 \times 10^4$ cell/m³之间,平均值为 1082.62×10^4 cell/m³,浮游植物细胞丰度最高峰出现在9月份。主要优势种为旋链角毛藻(*Chaetoceros*)、浮动弯角藻(*Eucampia zodiacus*)、中肋骨条藻(*Skeletonema costatum*)、圆筛藻(*Coscinodiscus* sp.)和菱形藻(*Nitzschia* spp.)等。全年4个季度调查共鉴定出浮游动物成体20种,其中节肢动物类15种,腔肠动物2种,原生动物、毛颚类、浮游被囊类均只有1种,另发现浮游幼虫10种。全年各站位浮游动物丰度介于 $5\sim 145$ ind./m³之间,平均值为 85 ind./m³,生物量介于 $2.5\sim 610$ mg/m³之间,平均值为 44 mg/m³。浮游动物群落主要优势种有洪氏纺锤水蚤(*Acartia hongii*)、捷氏歪水蚤(*Tortanus derjugini*)、刺尾歪水蚤(*Tortanus spinicaudatus*)、短角长腹剑水蚤(*Oithona brevicornis*)、异体住囊虫(*Oikopleura dioica*)和桡足类六肢幼虫(*Nauplii larva*)等,海水淡化浓海水排放海域海洋浮游生物的种类、数量、优势种大多未发生明显变化,生物群落结构较为稳定,在短期内,海水淡化浓海水排放未对周边海域生态环境产生影响。

关键词

海水淡化, 浓海水, 海洋生态, 环境影响

Study on the Impact of the Brine Discharge from the Desalination Plant on Marine Ecological Environment

文章引用: 寇希元, 张晓青, 任华峰, 王树勋, 邱金泉, 曹军瑞. 海水淡化浓海水排海对海洋生态环境影响研究[J]. 海洋科学前沿, 2023, 10(3): 205-224. DOI: [10.12677/ams.2023.103022](https://doi.org/10.12677/ams.2023.103022)

Xiyuan Kou^{1,2}, Xiaoqing Zhang^{1,2}, Huafeng Ren¹, Shuxun Wang¹, Jinquan Qiu¹, Junrui Cao¹

¹The Institute of Seawater Desalination and Multipurpose Utilization, MNR (Tianjin), Tianjin

²The Institute of Shandong Seawater Desalination and Multipurpose Utilization Industry Research, Jinan Shandong

Received: Jun. 24th, 2023; accepted: Sep. 11th, 2023; published: Sep. 20th, 2023

Abstract

In order to understand the impact of brine discharge from seawater desalination plants on marine ecological environment, the seawater quality, phytoplankton and zooplankton were investigated and monitored in the waters adjacent to Qingdao Baifa seawater desalination plant for four seasons in 2021, and the seawater quality environment and marine ecological environment were evaluated by improved Nemerow index and biodiversity index respectively. The results show that, except inorganic nitrogen and inorganic phosphorus, all the other water quality monitoring indicators meet the fourth class seawater quality standard in the Standard for Seawater Quality (GB3097-1997), and some monitoring indicators reach the first class or the second class seawater standard. The pollution of inorganic nitrogen and phosphorus is not obviously related to the discharge of brine discharge. The improved Nemerow index evaluation shows that the seawater in the brine discharge area is in a relatively clean state. A total of 49 species of phytoplankton belonging to 31 genera were identified in four seasons of the year, including 44 species of bacillariophyta belonging to 26 genera and 5 species of pyrrophyta belonging to 5 genera. In the whole year, the phytoplankton cell abundance at each station ranged from 0.54 to 6496.00 × 10⁴ cell/m³, with an average of 1082.62 × 10⁴ cell/m³, and the peak of phytoplankton cell abundance appeared in September. The main dominant species are *Chaetoceros*, *Eucampia zodiacus*, *Skeletonema costatum*, *Coscinodiscus* sp., and *Nitzschia* spp. A total of 20 adult Zooplankton species were identified in four quarterly surveys throughout the year, including 15 species of Arthropod, 2 species of coelenterates, only 1 species of Protozoa, chaetognatha, and planktonic cysts, and 10 species of planktonic larvae. The abundance of zooplankton at each station was between 5 and 145 ind./m³, with an average of 85 ind./m³, and the biomass was between 2.5 and 610 mg/m³, with an average of 44 mg/m³. The main dominant species of Zooplankton community are *Acartia hongii*, *Tortanus derjugini*, *Tortanus spinicaudatus*, *Oithona brevicornis*, *Oikopleura dioica*, and *Nauplii larva*. The species, quantity, dominant species have not undergone significant changes, and the biological community structure is relatively stable. In the short term, the discharge of concentrated seawater from the desalination plant has not had an impact on the ecological environment of the surrounding sea areas.

Keywords

Seawater Desalination, Brine, Marine Ecology, Environmental Impact

Copyright © 2023 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

在各种解决水资源短缺的方法中，海水淡化因不受气候和时空限制已成为解决沿海地区淡水供给的可持续发展的重要方式[1] [2]，在部分海岛地区甚至是唯一有效的途径。截至 2021 年底，全国现有海水

淡化工程 144 个, 工程规模 1,856,433 吨/日[3]。海水淡化是从天然海水中分离淡水的过程[4] [5], 在此过程中, 只有不到 50% 的海水变为淡水, 其余海水以浓海水的形式排出。随着海水淡化产能的快速增加, 浓海水排放对海洋生态环境的影响引起了人们的注意[6] [7] [8] [9] [10], 这也是海水淡化产业发展过程中需要解决的问题, 有必要科学认识海水淡化浓海水排海对海洋生态环境可能产生的影响。

我国海水淡化产业尚处于发展初期, 海水淡化规模以及浓海水排放量较低, 虽未见海水淡化浓海水对海洋生态环境有明显影响的报道, 但随着海水淡化规模的不断增加, 这一问题将会逐渐突出, 浓海水的温度、盐度和溶解化学物质的含量高于天然海水, 其大量排放可以改变接受水体的环境参数, 破坏海洋生物的丰度、多样性、代谢速率和生理过程[11] [12], 改变海洋生物群落结构, 可能对海洋生态环境产生不可忽视的影响。目前国内外关于海水淡化浓海水生态影响的研究主要集中在排放口附近的生态监测和实验室研究等方面[13] [14] [15] [16] [17], 尚无海水淡化浓海水排海生态环境影响的全面和长期的调查研究。浓海水排放对海洋生态环境的影响与海水淡化规模、技术工艺特性、排放方式和受纳海域生态系统类型等因素有关, 其对海洋生态环境的环境影响是一个长期的、累积的过程。

本研究通过 2021 年对青岛百发海水淡化浓海水入海排放海域海水水质及海洋生态环境的调查与监测, 采用改进的内梅罗指数和生物多样性指数对海水淡化浓海水排水口附近海域海水水质和浮游动植物群落结构进行分析和评价, 以期为海水淡化浓海水排海生态环境的影响评价提供基础数据资料, 为科学认识海水淡化浓海水排海对海洋生态环境的影响提供技术支撑。

2. 材料与方法

2.1. 采样时间与站位布设

青岛百发反渗透海水淡化工程取水量为 27 万吨/日, 排出浓海水量为 17 万吨/日, 浓海水经地下管网排至楼山河河道感潮河段内, 排水口位于胶州湾北部楼山河入海口上游南岸 50 m 处。青岛百发海水淡化工程排放浓海水水质特征如表 1 所示。

Table 1. Quality of brine discharged from Qingdao Baifa Seawater Desalination Plant
表 1. 青岛百发海水淡化厂排放浓海水水质

类别	盐度 (%)	pH	COD _{Mn} (mg/L)	DIN (mg/L)	DIP (mg/L)	Cu (μg/L)	Pb (μg/L)	Ni (μg/L)	Cr (μg/L)	Cd (μg/L)
浓海水	50.24	7.85	1.56	0.222	0.011	4.04	0.76	1.78	4.41	0.72
原海水	29.50	8.06	1.44	0.135	0.010	3.20	0.46	1.19	4.03	0.51

从表 1 可知, 海水淡化浓海水的盐度是原海水的 1.70 倍, pH 值比原海水略低, COD_{Mn} 和 DIP (活性磷酸盐) 与原海水接近。浓海水的 DIN (无机氮) 是原海水的 1.64 倍, 与盐度升高的倍数相当, 推测是由于海水淡化过程对无机氮的浓缩所导致。浓海水的重金属含量相比原海水略有增加, Cu、Pb、Ni、Cr、Cd 的浓度分别为原海水的 1.26、1.65、1.50、1.09、1.41 倍。海水中重金属在淡化预处理过程中被部分去除, 剩余的重金属被反渗透膜截留而保留在浓水中。总体来看, 淡化厂排放的浓海水中重金属浓度很低, Cu、Pb、Ni、Cr 均低于《海水水质标准》(GB 3097-1997) 一类海水限值。

为监测海水淡化排水对附近海域海洋环境的影响, 以楼山河入海口为扇形圆心, 综合考虑海水淡化浓海水扩散方向及波浪潮流等水文情势, 设置三个断面, 共布设 11 个监测站位, 其中生态调查站位 5 个(3#, 5#, 7#, 9#, 11#), 于 2021 年 5 月(春季)、7 月(夏季)、9 月(秋季)和 11 月(冬季)进行了 4 次海水淡化浓海水生态环境影响调查监测。站位布置示意如图 1 所示, 使用 GPS 定位设备确保调查船只进入预定站位。

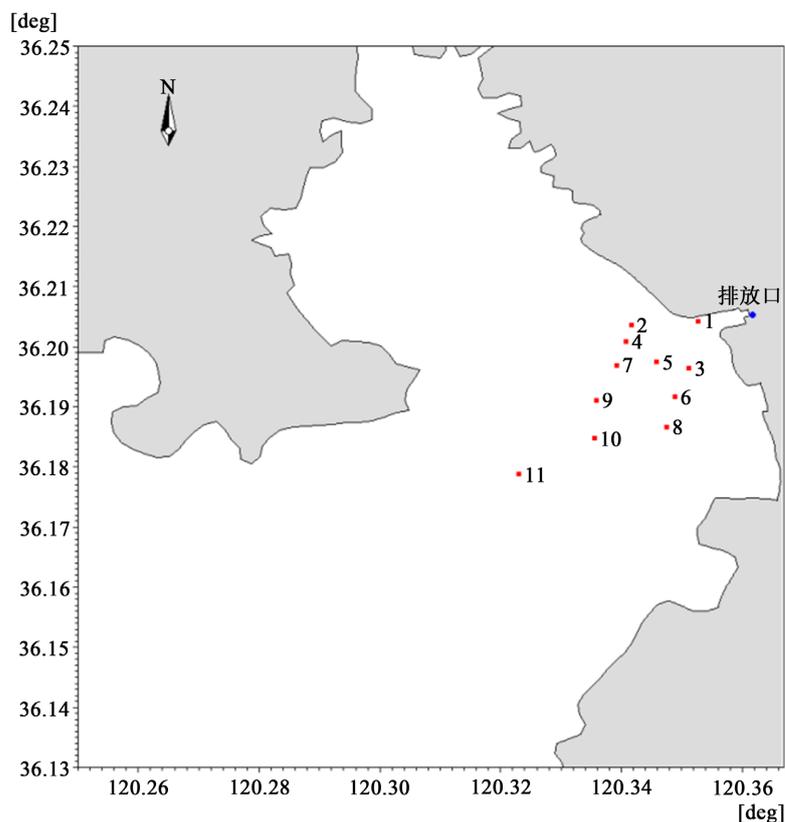


Figure 1. Distribution map of survey and monitoring stations for brine discharge from seawater desalination
图 1. 海水淡化浓海水排放调查监测站位分布图

2.2. 样品采集与分析

通过 5 L 卡盖式采水器采集海水样品, 海水样品采集、保存、预处理和分析检测严格按照《海洋调查规范》(GB12763.1-2007) [18]和《海洋监测规范》(GB17378.4-2007) [19]执行。调查海域水深在 2.0~5.5 m, 所有站位均采集表层样品。采用 YSI 便携式多参数水质分析仪现场测定温度、盐度、pH 与溶解氧(DO), 采用碱性高锰酸钾法、次溴酸盐氧化法, 重氮偶氮法、锌镉还原法, 抗坏血酸还原磷钼蓝法, 分别测定化学需氧量(COD_{Mn})、铵盐(NH₄⁺-N)、亚硝酸盐(NO₂⁻-N)、硝酸盐(NO₃⁻-N)、活性磷酸盐(DIP)浓度, 采用石墨炉原子吸收分光光度法测定 Cu、Pb、Cr、Ni、Cd 的浓度, 无机氮(DIN)为 NH₄⁺-N、NO₂⁻-N 和 NO₃⁻-N 三者总和。

浮游生物样品采集和分析依据《海洋监测规范》(GB17378.7-2007) [20]进行。使用浅水 III 型浮游生物网(网口直径 37 cm, 网口面积 0.1 m², 网长 1.4 m, 筛绢孔径 0.077 mm)和浅水 II 型浮游生物网(网口直径 50 cm, 网口面积 0.08 m², 网长 1.4 m, 筛绢孔径 0.160 mm)从底至表垂直拖曳分别采集浮游植物和浮游动物样品, 将样品收集至样品瓶中并立即用 5% 的甲醛溶液固定, 带回实验室进行分析。浮游生物样品分析按个体计数法在显微镜下鉴定到种, 对少数无法确定的种类鉴定到属。统计各站位浮游生物的物种组成, 并计算其密度和生物量。

2.3. 评价方法和评价标准

2.3.1. 海水水质评价

采用标准指数法和改进内梅罗污染指数法[21]分别评价海水水质单项和综合污染程度。根据山东省海

洋功能区划, 调查海域执行《海水水质标准》(GB3097-1997) [22]中的第四类海水水质标准。

1) 标准指数法

① 一般水质因子

$$P_i = \frac{M_i}{S_i} \quad (1)$$

式中, P_i —— i 污染物的污染指数; M_i —— i 污染物的算术平均值; S_i —— i 污染物的标准值。

② pH值的标准指数

$$P_i = \frac{7.0 - pH_i}{7.0 - pH_{sd}}, \text{ 当 } pH_i \leq 7.0 \text{ 时} \quad (2)$$

$$P_i = \frac{pH_i - 7.0}{pH_{su} - 7.0}, \text{ 当 } pH_i > 7.0 \text{ 时} \quad (3)$$

式中: P_i ——第 i 站位pH的污染指数; pH_i ——第 i 站位pH测量值; pH_{su} ——pH的标准上限; pH_{sd} ——pH的标准下限。

③ DO的标准指数

$$S_{DO,j} = \frac{|DO_f - DO_j|}{DO_f - DO_s}, \text{ 当 } DO_j \geq DO_s \quad (4)$$

$$S_{DO,j} = 10 - 9 \frac{DO_j}{DO_s}, \text{ 当 } DO_j < DO_s \quad (5)$$

$$DO_f = \frac{468}{31.6 + T} \quad (6)$$

式中: $S_{DO,j}$ ——DO的标准指数;

DO_f ——某水温、气压条件下的饱和溶解氧浓度, mg/L;

T ——水温, °C;

DO_j ——溶解氧实测值, mg/L;

DO_s ——溶解氧的评价标准限值, mg/L。

2) 改进的内梅罗污染指数法

因内梅罗指数未充分考虑各个评价因子的重要性, 选取改进的内梅罗指数法进行评价。内梅罗污染指数(I)是衡量某个海域多种污染物综合污染程度的指标, 其数学表达式为:

$$W_i = \frac{R_i}{\sum_{i=1}^n R_i} \quad (7)$$

$$R_i = C_{0max} / C_{0i} \quad (8)$$

$$P' = \frac{P_{imax} + P_w}{2} \quad (9)$$

$$I = \sqrt{\frac{P'^2_{imax} + P'^2_{iave}}{2}} \quad (10)$$

式中, I 为海域水环境综合污染指数, W_i 、 R_i 分别为评价指标的权重值和相关性比值, C_{0max} 为参与评价指标中标准值的最大者, C_{0i} 为第 i 项评价因子标准值, P' 为修正后最大污染指数, P_{imax} 为 P_i 的最大值, P_w 为权重最大因子的污染指数, P_{iave} 为所有评价因子污染指数的平均值。

根据海域水环境综合污染指数与海水水质标准等级对应关系对海域综合污染程度进行等级划分(表 2)。

Table 2. Correspondence between comprehensive pollution index and pollution degree of water environment in sea area
表 2. 海域水环境综合污染指数与污染程度对应关系

I 值	0~0.60	0.60~1.00	1.00~2.60	2.60~5.00	>5.00
污染等级	清洁	较清洁	轻污染	中度污染	严重污染
海水水质等级	一类	二类	三类	四类	劣四类

2.3.2. 生态评价方法

根据每立方米水体中的个体数计算浮游生物丰度(ind./m³), 生物量(mg/m³)为每立方米水体中浮游动物某种类固定样品的湿重。

浮游生物的优势种根据每个种类的优势度值(Y)来确定, 以 $Y \geq 0.02$ 的种类作为优势种, 采用香农-韦弗(Shannon-Weaver)多样性指数(H')、Pielou 均匀度指数(J)和 Margalef 种类丰富度指数表征浮游生物群落的多样性。

浮游生物的丰度以每 m³ 水体中的个体数(ind/m³)表示。优势种类根据每个种类的优势度(Y)来确定, $Y \geq 0.02$ 的种类认定为优势种。

采用浮游生物优势度(Y)、Shannon-Weaver 多样性指数(H')、Pielou 均匀度指数(J)和 Margalef 丰富度指数(d)进行浮游生物群落生物多样性[23] [24] [25]分析, 计算公示如下:

$$Y = \frac{n_i}{N} \times f_i \quad (11)$$

$$H' = -\sum_{i=1}^S P_i \log_2 P_i \quad (12)$$

$$J = \frac{H'}{\log_2 S} \quad (13)$$

$$d = \frac{S-1}{\ln N} \quad (14)$$

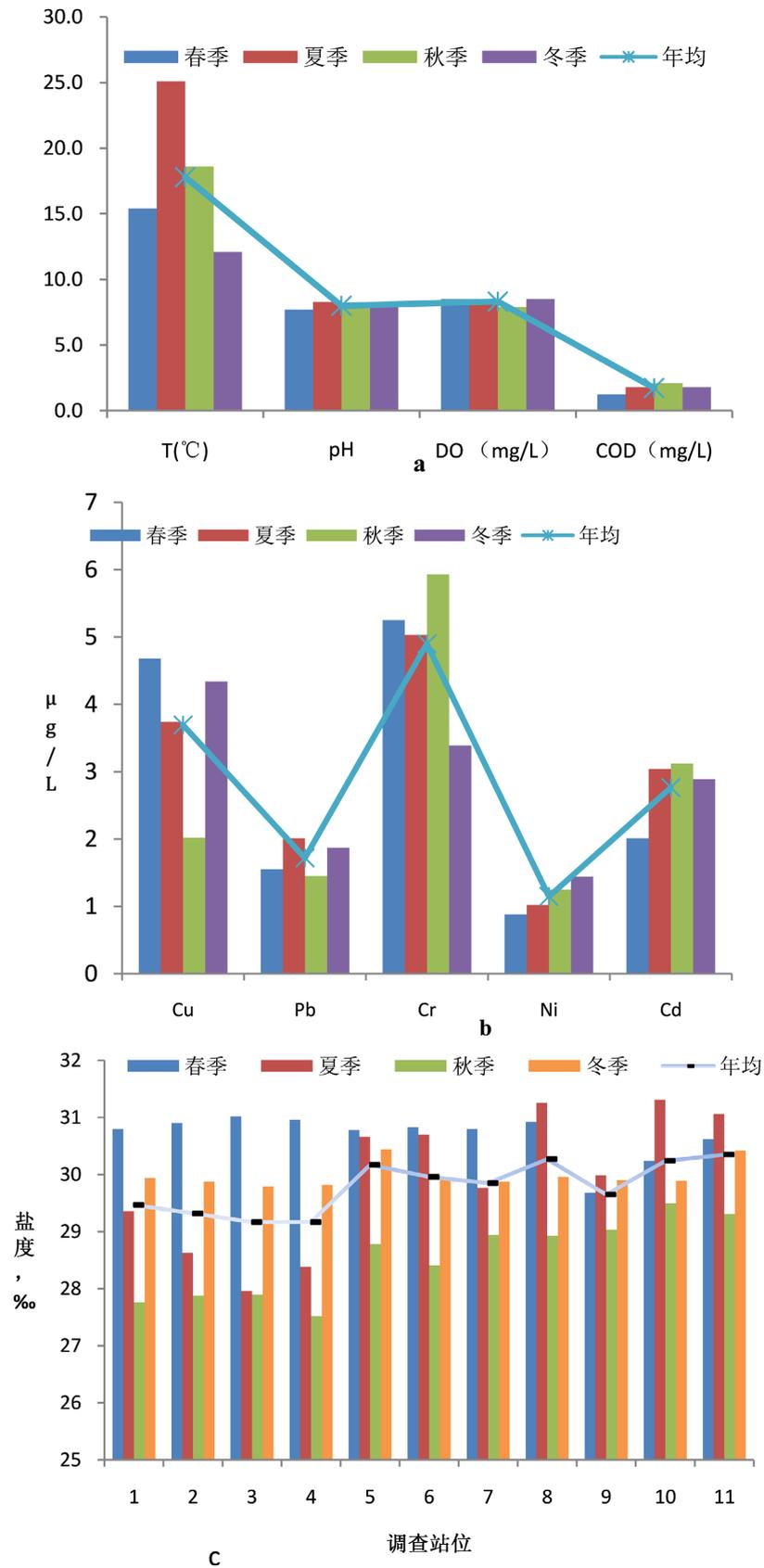
式中 P_i 为第 i 种的个体数(n_i)与总个体数(N)的比值(n_i/N); S 为样品中的种类数量; f_i 为第 i 种浮游生物在调查站位出现的频率, Y 为某种类的优势度, H' 为 Shannon-Weaver 多样性指数, J 为均匀度指数, d 为 Margalef 丰富度指数。根据各站位浮游生物的种类组成、生物量及丰度, 计算生物多样性、均匀度和丰富度指数, 评价海水淡化浓海水排水海域生态环境质量现状。

3. 结果与分析

3.1. 海水水质调查监测结果与评价

3.1.1. 水质监测结果

2021 年 4 个季度青岛百发浓海水调查海域海水水质监测结果如图 2 所示。



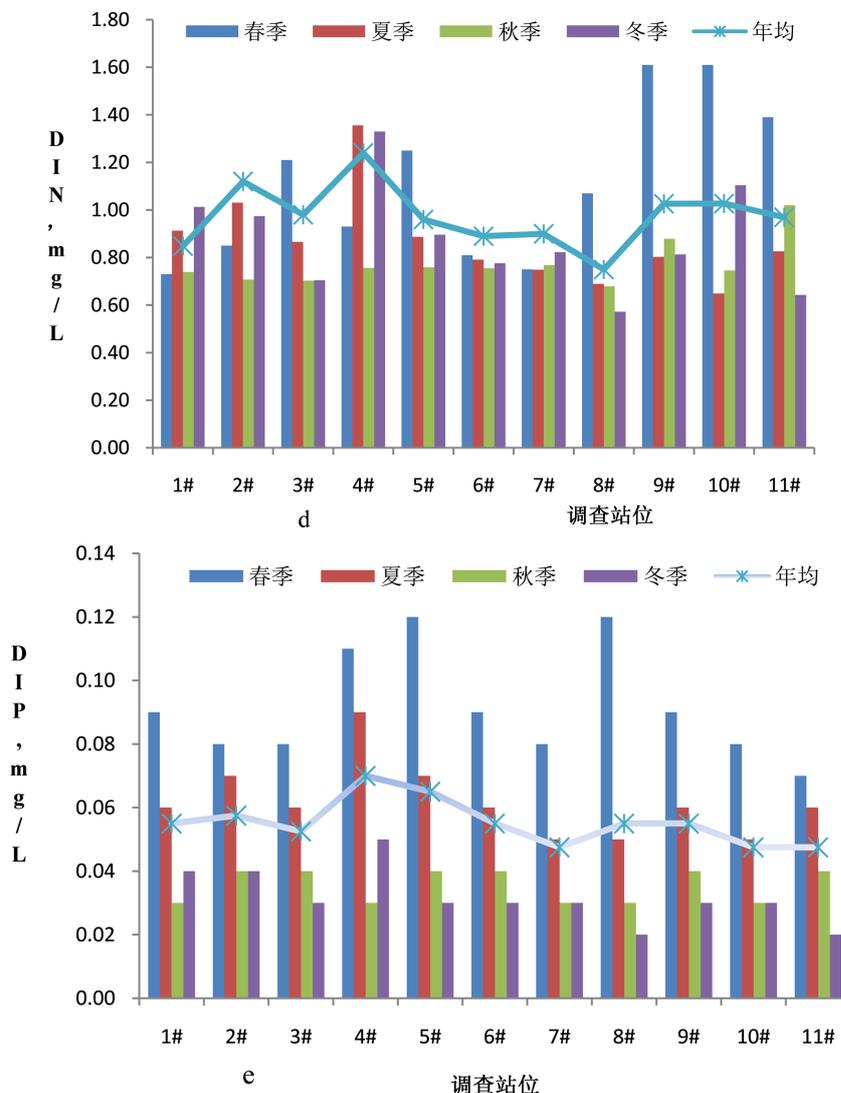


Figure 2. Monitoring results of seawater quality in Qingdao Baifa seawater desalination brine discharge sea area
图 2. 青岛百发海水淡化浓海水排放海域海水水质监测结果

海水温度、pH 值、DO 和 COD_{Mn} 的监测结果如图 2(a)所示。海水温度受季节变化影响较大,各调查站位平均水温春季(15.4°C)、冬季(12.1°C)低于夏季(25.1°C)、秋季(18.6°C)。因青岛百发海水淡化工程采用反渗透海水淡化工艺,产生浓海水的温度稍高于环境温度,但经过放流管排海后基本与环境海水温度相同。调查海域海水 pH 值变化范围在 7.7~8.3 之间,夏季海水 pH 值稍高,但变化不大,所有调查站位 pH 值均符合第四类海水水质标准的要求。各站位溶解氧平均浓度冬季(8.5 mg/L)和春季(8.5 mg/L)稍高,夏季(8.4 mg/L)次之,秋季(7.9 mg/L)最低。各站位平均高锰酸盐指数秋季较高(2.11 mg/L),夏季和冬季次之(皆为 1.79 mg/L),春季较低(1.25 mg/L)。重金属 Cu ($1.92\sim 4.94\text{ }\mu\text{g/L}$)、Pb ($1.45\sim 2.01\text{ }\mu\text{g/L}$)、Cr ($3.39\sim 5.93\text{ }\mu\text{g/L}$)、Ni ($0.88\sim 1.44\text{ }\mu\text{g/L}$)和 Cd ($2.01\sim 3.12\text{ }\mu\text{g/L}$)等重金属 4 个季度平均浓度较低(图 2(b))。

春季各站位盐度普遍较高(图 2(c)),高于全年平均盐度(29.78),夏季(29.92)和冬季(29.98)平均盐度接近,秋季平均盐度(28.54)稍低于其他季节。总的说来,各站位盐度相差不大,且盐度变化没有一定规律性,邻近楼山河入海口的 1#、2#、3#、4#站位盐度没有明显高于扩散距离较远的 8#、9#、10#、11#站位,秋冬季各站位盐度反而大致呈现出随扩散距离近低远高的趋势,说明浓海水排放没有造成排放口近岸海

域盐度明显升高, 百发海水淡化浓海水通过楼山河道排放, 其在河道中已经经过稀释, 盐度降低很多。

无机氮是氨氮、亚硝酸盐氮和硝酸盐氮的总和。青岛百发海水淡化浓海水排水海域各调查站位春季平均浓度(1.11 mg/L)较高(图 2(d)), 其它 3 个季节相差不多(0.77~0.88 mg/L), 年均无机氮浓度为 0.91 mg/L, 邻近海水淡化浓海水排放口的站位无机氮浓度稍高于远离排放口的站位无机氮浓度, 4 个季度无机氮浓度均超过第四类海水水质标准的规定。活性磷酸盐(图 2(e)), 海水淡化浓海水排水海域各调查站位春季(0.09 mg/L)和夏季(0.06 mg/L)较高, 秋季(0.04 mg/L)和冬季(0.03 mg/L)较低, 各站位活性磷酸盐浓度相差不大, 春季和夏季各站位活性磷酸盐浓度全部超过第四类海水水质标准。青岛百发海水淡化浓海水排水口处于楼山河入海口附近, 毗邻污水处理厂, 陆源污染源较多, 无机氮浓度超标与海水淡化浓海水排放无明显关联。

3.1.2. 海水水质单因子污染指数评价

如表 3 所示, 单因子质量指数评价结果表明, 海水淡化浓海水排放海域主要污染因子为无机氮和活性磷酸盐, 春季、夏季、秋季、冬季 4 个季度所有站位无机氮浓度均超过四类海水水质的标准值, 活性磷酸盐春季和夏季超过四类海水标准, 而秋季和冬季满足四类海水水质要求。全年来看, 海水中主要污染指标为 DIN 和 DIP, 其年均单因子质量指数分别为 1.86 和 1.23。除此之外, COD_{Mn}、DO 和 pH 值均达到四类海水标准, 重金属 Cu、Pb、Cr、Ni、Cd 浓度均较低, 部分达到一类和二类海水标准。

Table 3. Single factor quality index of seawater quality in Qingdao Baifa seawater desalination brine discharge area

表 3. 青岛百发海水淡化浓海水排水海域海水水质单因子质量指数

指标	春季		夏季		秋季		冬季	
	P_{ij} 范围	P_{ij} 平均值						
DIN	1.45~3.21	2.21	1.38~2.71	1.74	1.36~2.04	1.55	1.14~2.07	1.94
DIP	1.56~2.00	2.04	1.11~2.00	1.37	0.67~0.89	0.79	0.44~0.89	0.71
COD _{Mn}	0.30~0.41	0.35	0.23~0.34	0.25	0.18~0.32	0.25	0.28~0.34	0.30
pH	0.46~0.50	0.47	0.52~0.63	0.60	0.54~0.71	0.64	0.36~0.83	0.74
DO	0.34~0.44	0.39	0.38~0.53	0.45	0.00~0.32	0.16	0.13~0.32	0.25
Cu	0.08~0.11	0.10	0.07~0.10	0.08	0.06~0.08	0.07	0.00~0.07	0.04
Pb	0.03~0.05	0.04	0.02~0.06	0.04	0.01~0.02	0.02	0.01~0.03	0.02
Cr	0.00~0.01	0.00	0.00~0.05	0.04	0.01~0.02	0.02	0.01~0.02	0.02
Ni	0.04~0.08	0.06	0.04~0.09	0.06	0.02~0.06	0.05	0.04~0.09	0.06
Cd	0.14~0.26	0.21	0.13~0.34	0.25	0.16~0.32	0.21	0.21~0.36	0.27

3.1.3. 综合污染指数评价

内梅罗指数法作为一种综合污染指数法, 常被用于污染海域海水水质的综合评价, 但传统内梅罗指数法未充分考虑各个污染因子的相对重要性, 过分突出了单因子污染指数最大因子对海水水质环境的影响, 为客观严谨评价海水水质环境, 区别对待同处一个质量级别的不同污染因子值, 通过在改进公式中引入权重值因素体现污染危害性最大的污染因子对海水水质的影响。对海水水质来说, 毒性金属和难降解有机污染物因其较低的标准值而具有较大的权重值。

通过对海水淡化浓海水排海海域主要海水水质指标的分析, 选取无机氮(DIN)、活性磷酸盐(DIP)、高锰酸盐指数(COD_{Mn})、铜(Cu)、铅(Pb)、铬(Cr)、镍(Ni)和镉(Cd)共 8 项指标作为水质评价因子进行改进

内梅罗指数的计算, 8 个因子所对应的第四类海水水质标准列于表 4 中, 其中镉的权重值最大为 0.536, 改进内梅罗指数的计算结果如表 4 所示。

Table 4. Weight calculation of each evaluation factor
表 4. 各项评价因子权重计算

评价因子	第四类海水水质标准 mg/L	Ri 值	权重值
DIN	0.5	10	0.011
DIP	0.045	111.1	0.119
COD _{Mn}	5.00	1	0.001
Cu	0.05	100	0.107
Pb	0.05	100	0.107
Cr	0.5	10	0.011
Ni	0.05	100	0.107
Cd	0.01	500	0.536
总计		932.1	1

采用改进的内梅罗指数计算百发浓盐水排水海域海水综合质量指数, 结果见图 3, 春季的改进内梅罗综合污染指数较高, 最小值为 0.539, 出现在 8# 站位冬季调查, 最大值为 1.166, 出现在 11# 站位春季调查。各调查站位年年内梅罗指数均在 0.60~1.00 之间, *I* 值最大的 4# 站位为 0.967, 最小的 8# 站位为 0.707, 按表 2 的内梅罗污染指数与综合污染程度对应关系判断, 属于较清洁海域, 主要是无机氮超过四类海水标准, 可见海水淡化浓盐水排放没有导致海域海水综合污染程度升高。

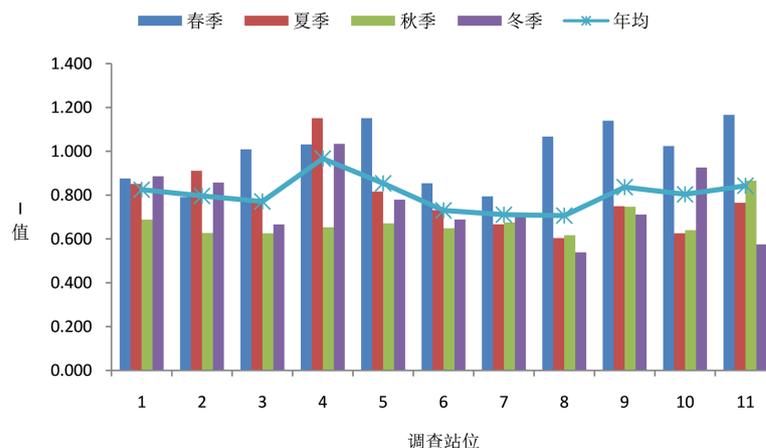


Figure 3. Comprehensive quality index of seawater in the survey sea area
图 3. 调查海域海水综合质量指数

3.2. 生物生态监测与评价

3.2.1. 浮游植物群落结构调查与分析

1) 种类组成及优势种的变化分析

青岛百发浓海水排放海域全年 4 个航次共采集到浮游植物 2 大类 49 种, 其中硅藻门 44 种, 占总种

数 89.8%；甲藻门 5 种，占总种数 10.2%。硅藻中的圆筛藻属最多有 7 种，角毛藻属次之有 5 种。

表 5 显示了 4 个季度海水淡化浓盐水排放海域浮游植物群落的优势种($Y \geq 0.02$)组成情况。春季有 5 种优势藻，以旋链角毛藻(*Chaetoceros curvisetus*)和角毛藻(*Chaetoceros* sp.)为主；夏季有 6 种优势藻，以菱形藻(*Nitzschia* spp.)为主，新月柱鞘藻(*Cylindrotheca closterium*)和柔弱伪菱形藻(*Pseudo-nitzschia delicatissima*)次之；秋季有 5 种优势藻，以浮动弯角藻(*Eucampia zodiacus*)和中肋骨条藻(*Skeletonema costatum*)为主，浮动弯角藻占细胞总丰度的 51.17%；冬季有 4 种优势藻，以圆筛藻(*Coscinodiscus* sp.)为主，4 个季度优势藻全部为硅藻。

Table 5. The dominant species of phytoplankton and seasonal changes in the survey sea
表 5. 调查海域浮游植物优势种及季节变化

季节	优势种	丰度(10^5 cells/m ³)	频次	优势度
春季	旋链角毛藻(<i>Chaetoceros curvisetus</i>)	1.515	0.80	0.211
	角毛藻(<i>Chaetoceros</i> sp.)	1.298	0.80	0.181
	圆筛藻(<i>Coscinodiscus</i> sp.)	0.460	1.00	0.080
	新月柱鞘藻(<i>Cylindrotheca closterium</i>)	0.404	1.00	0.070
	波状石丝藻(<i>Lithodesmium undulatum</i>)	0.531	0.60	0.055
夏季	圆筛藻(<i>Coscinodiscus</i> sp.)	0.427	1.00	0.04
	新月柱鞘藻(<i>Cylindrotheca closterium</i>)	1.551	0.60	0.086
	脆杆藻(<i>Fragilaria</i> sp.)	2.403	0.20	0.045
	菱形藻(<i>Nitzschia</i> spp.)	3.464	1.00	0.321
	柔弱伪菱形藻(<i>Pseudo-nitzschia delicatissima</i>)	0.794	1.00	0.074
	亚历山大藻(<i>Akashiwo sanguinea</i>)	0.716	0.60	0.040
秋季	角毛藻(<i>Chaetoceros</i> sp.)	119.296	1.00	0.056
	圆筛藻(<i>Coscinodiscus</i> sp.)	42.783	1.00	0.02
	浮动弯角藻(<i>Eucampia zodiacus</i>)	1090.273	1.00	0.512
	丹麦细柱藻(<i>Leptocylindrus danicus</i>)	67.778	1.00	0.032
	中肋骨条藻(<i>Skeletonema costatum</i>)	712.941	1.00	0.335
冬季	角毛藻(<i>Chaetoceros</i> sp.)	1.204	0.80	0.054
	圆筛藻(<i>Coscinodiscus</i> sp.)	12.217	1.00	0.675
	丹麦细柱藻(<i>Leptocylindrus danicus</i>)	1.972	0.40	0.044
	菱形藻(<i>Nitzschia</i> spp.)	0.389	1.00	0.021

经上述分析，调查海域内不同季节的优势类群均为硅藻，虽然优势种有差异，但总体来看，主要为旋链角毛藻、浮动弯角藻、中肋骨条藻、圆筛藻和菱形藻等。优势种均为胶州湾内常见种，未发生明显变化。

2) 浮游植物细胞丰度分布及季节变化

海水淡化浓海水排放海域全年浮游植物细胞丰度介于 $0.54\sim 6496.00 \times 10^4 \text{ cell/m}^3$ ，平均值为 $1082.62 \times 10^4 \text{ cell/m}^3$ ，硅藻的丰度为 $21639.88 \times 10^4 \text{ cell/m}^3$ ，占细胞总丰度的 99.94%，在数量上占绝对优势。图 4 显示了调查海域浮游植物丰度的季节变化。春季细胞丰度介于 $2.37\sim 27.30 \times 10^4 \text{ cell/m}^3$ ，平均值 $11.49 \times 10^4 \text{ cell/m}^3$ ；夏季浮游植物细胞丰度介于 $0.54\sim 77.95 \times 10^4 \text{ cell/m}^3$ ，平均值 $21.57 \times 10^4 \text{ cell/m}^3$ ；秋季浮游植物细胞丰度介于 $2141.11\sim 6496.00 \times 10^4 \text{ cell/m}^3$ ，平均值 $4261.22 \times 10^4 \text{ cell/m}^3$ ；冬季浮游植物细胞丰度介于 $23.33\sim 72.14 \times 10^4 \text{ cell/m}^3$ ，平均值 $36.21 \times 10^4 \text{ cell/m}^3$ ，秋季浮游植物细胞丰度远远高于春、夏、冬 3 季。

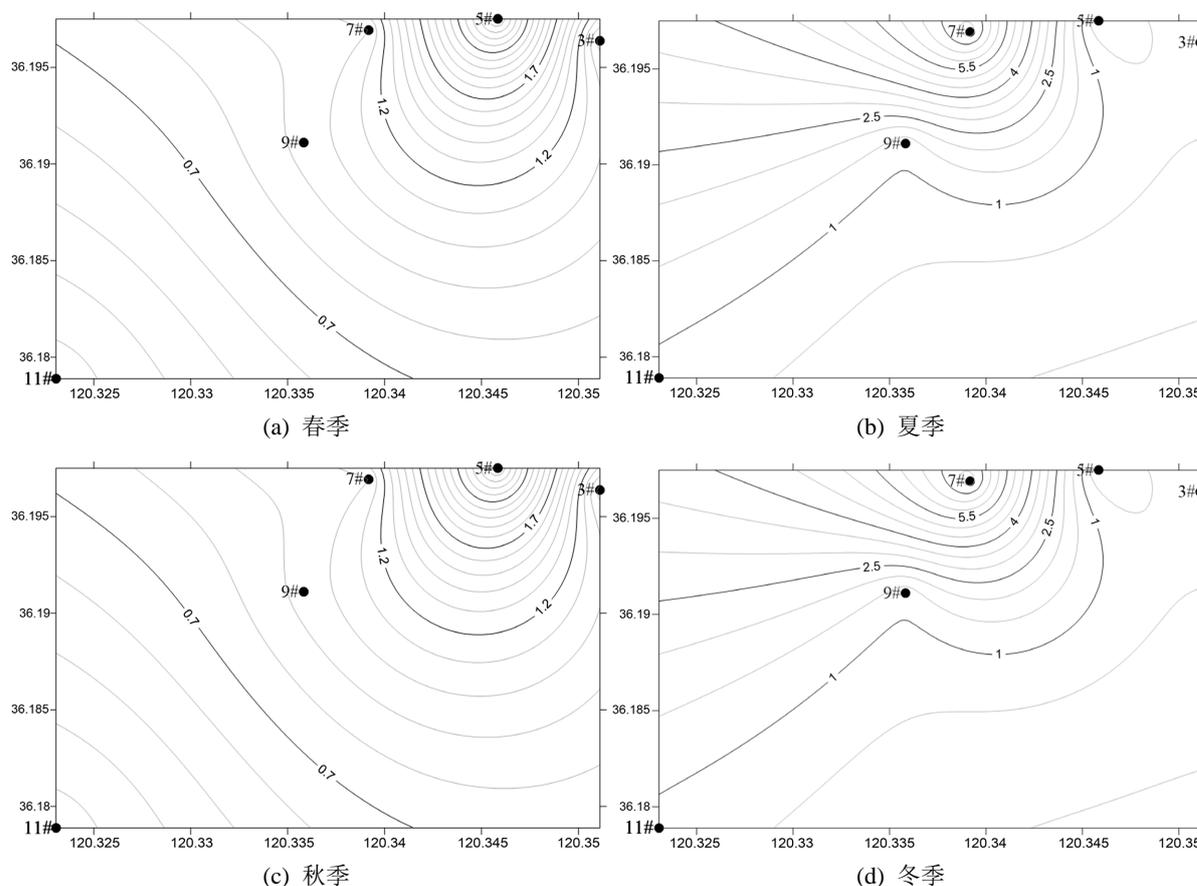


Figure 4. Horizontal distribution of phytoplankton abundance in the survey sea (10^5 cells/m^3)

图 4. 调查海域浮游植物丰度的平面分布(10^5 cells/m^3)

3) 浮游植物群落多样性指数的变化

浮游植物群落多样性指数是反映海域生态环境变化的重要指标，全年调查海域浮游植物多样性指数在 0.983~3.418 之间，平均值为 2.138。图 5(a)~(c) 显示了浓海水调查海域浮游植物物种多样性指数、物种均匀度指数和物种丰富度指数的变化情况。

调查海域春季浮游植物群落多样性指数 H' 平均值为 2.69，均匀度指数 J 平均值为 0.71，物种丰富度指数 d 平均值为 1.01，5# 站位浮游植物丰度最大达 $2.73 \times 10^5 \text{ cell/m}^3$ ，9# 站位发现 15 种浮游植物，物种丰富度最好。夏季浮游植物群落多样性指数 H' 平均值为 2.49，均匀度指数 J 平均值为 0.73，物种丰富度指数 d 平均值为 0.90，3# 站位发现 17 种浮游植物，物种多样性最好，7# 站位浮游植物丰度最大达 $7.80 \times 10^5 \text{ cell/m}^3$ ；秋季浮游植物群落多样性指数 H' 平均值为 1.83，均匀度指数 J 平均值为 0.43，物种丰富度指

数 d 平均值为 1.03, 各调查站位浮游植物丰度较高, 均达 10^7 cell/m³, 高出其它季节 2 个数量级, 各站位发现浮游植物种数均在 17 种以上, 5# 站位多达 24 种, 浮动弯角藻和中肋骨条藻数量最多。冬季浮游植物群落多样性指数 H' 平均值为 1.55, 均匀度指数 J 平均值为 0.53, 物种丰富度指数 d 平均值为 0.50, 发现的浮游植物种类数较少。

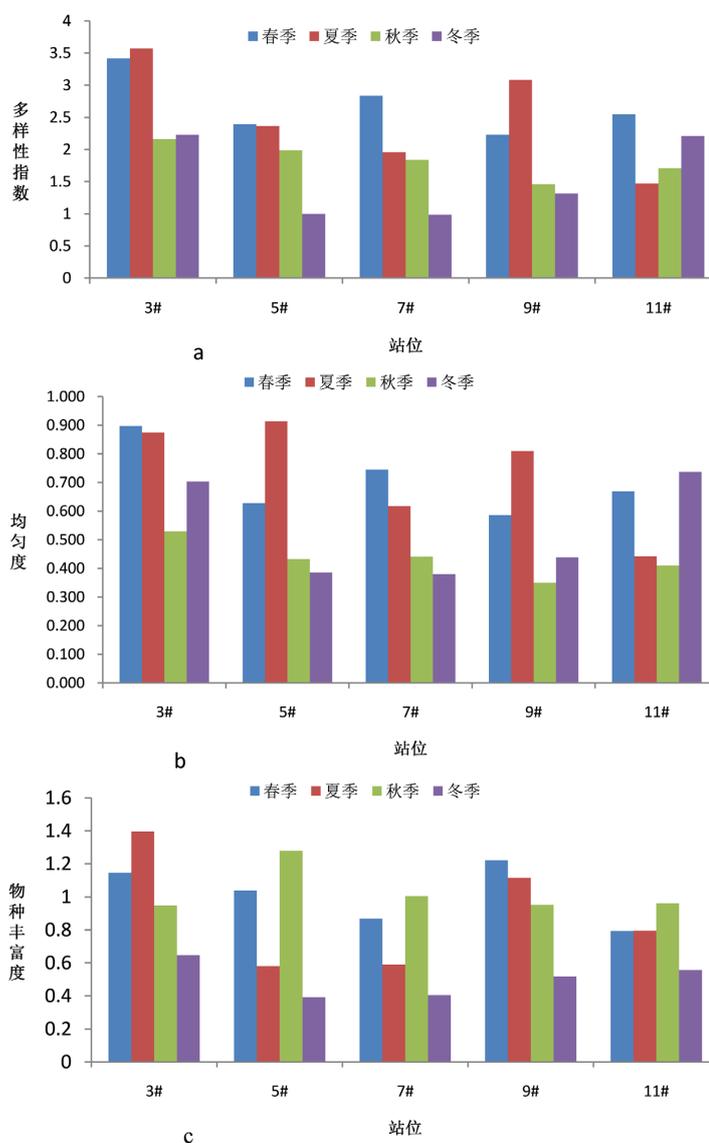


Figure 5. Phytoplankton diversity index in the survey sea
图 5. 调查海域浮游植物多样性指数

3.2.2. 浮游动物群落结构调查与分析

1) 种类组成及优势种变化分析

调查海域 4 个季度调查共鉴定出浮游动物 6 大类 30 种, 包括: 节肢动物类 15 种, 浮游幼虫 10 种, 腔肠动物 2 种, 原生动物 1 种, 毛颚类 1 种, 尾索动物 1 种。浮游动物种类数随季节变化显著, 呈现春夏多, 秋冬少的趋势, 春季调查鉴定出浮游动物 15 种, 夏季 13 种, 秋季 12 种, 冬季 8 种(表 6), 4 个季度调查结果表明, 在种类组成上, 节肢动物、浮游幼虫占优势。

Table 6. Species composition of Zooplankton in different seasons
表 6. 不同季节浮游动物种类组成

类群	春季		夏季		秋季		冬季	
	种类数	占比%	种类数	占比	种类数	占比	种类数	占比
节肢动物	6	40.0	6	46.2	5	41.7	5	62.5
腔肠动物	1	6.7	0	0	1	8.3	0	0
毛颚动物	0	0	0	0	0	0	0	0
尾索动物	1	6.7	1	7.7	1	8.3	1	12.5
原生动物	0	0	0	0	0	0	1	12.5
浮游幼体	7	46.7	6	46.2	5	41.7	1	12.5
合计	15	100	13	100	12	100	8	100

调查海域浮游动物优势种的丰度和数量存在季节性变化(表 7), 春季优势种有 7 种, 主要优势种为桡足类六肢幼虫、多毛类幼虫和洪氏纺锤水蚤, 夏季优势种计有 4 种, 主要优势种为短角长腹剑水蚤、桡足类六肢幼虫和异体住囊虫, 秋季优势种共有 3 种, 主要优势种为异体住囊虫和肥胖三角溞, 冬季优势种共有 3 种, 主要优势种为太平洋纺锤水蚤和桡足类六肢幼虫。

Table 7. The dominant species of zooplankton and seasonal changes in the survey area
表 7. 调查海域浮游动物优势种及季节变化

节	优势种	丰度(ind./m ³)	频次	优势度
春季	洪氏纺锤水蚤(<i>Acartia hongii</i>)	45	0.80	0.093
	捷氏歪水蚤(<i>Tortanus derjugini</i>)	20	0.40	0.021
	桡足类幼虫(<i>Copepoda larva</i>)	22.5	0.6	0.035
	桡足类六肢幼虫(<i>Nauplii larva</i>)	125	0.80	0.258
	水母幼体(<i>Jellyfish larva</i>)	20	0.60	0.031
	长尾类幼虫(<i>Macrura larva</i>)	30	0.80	0.062
	多毛类幼虫(<i>Polychaeta larva</i>)	72.5	0.60	0.112
夏季	短角长腹剑水蚤(<i>Oithona brevicornis</i>)	32.5	0.8	0.155
	底栖端足类(Benthic Amphipoda)	12.5	0.60	0.045
	异体住囊虫(<i>Oikopleura dioica</i>)	22.5	0.60	0.081
	桡足类六肢幼虫(<i>Nauplii larva</i>)	37.5	0.80	0.179
秋季	肥胖三角溞(<i>Evadne tergestina</i>)	17.5	0.6	0.041
	异体住囊虫(<i>Oikopleura dioica</i>)	140	1.00	0.571
	桡足类六肢幼虫(<i>Nauplii larva</i>)	17.5	0.4	0.029
冬季	太平洋纺锤水蚤(<i>Acartia pacifica</i>)	45	0.60	0.318
	刺尾歪水蚤(<i>Tortanus spinicaudatus</i>)	10	0.2	0.024
	桡足类六肢幼虫(<i>Nauplii larva</i>)	10	0.40	0.047

2) 浮游动物丰度及生物量平面分布

浓海水调查海域浮游动物丰度和生物量平面分布如图 6、图 7 所示, 浮游动物总丰度和生物量分布存在季节性差异。

春季, 浮游动物总丰度为 387.5 ind./m^3 , 最大值出现在 9# 站位(145 ind./m^3), 最小值位于 3 号站位(15 ind./m^3); 夏季, 浮游动物总丰度为 167.5 ind./m^3 , 最大值出现在 9# 站位(70 ind./m^3), 最小值位于 5 号站位(12.5 ind./m^3); 秋季, 浮游动物总丰度为 245 ind./m^3 , 最大值出现在 3# 站位(100 ind./m^3), 最小值位于 11 号站位(20 ind./m^3); 冬季, 浮游动物总丰度为 85 ind./m^3 , 最大值出现在 3# 站位(40 ind./m^3), 最小值位于 9 号站位(5 ind./m^3); 调查海域浮游动物总丰度春季 > 秋季 > 夏季 > 冬季。

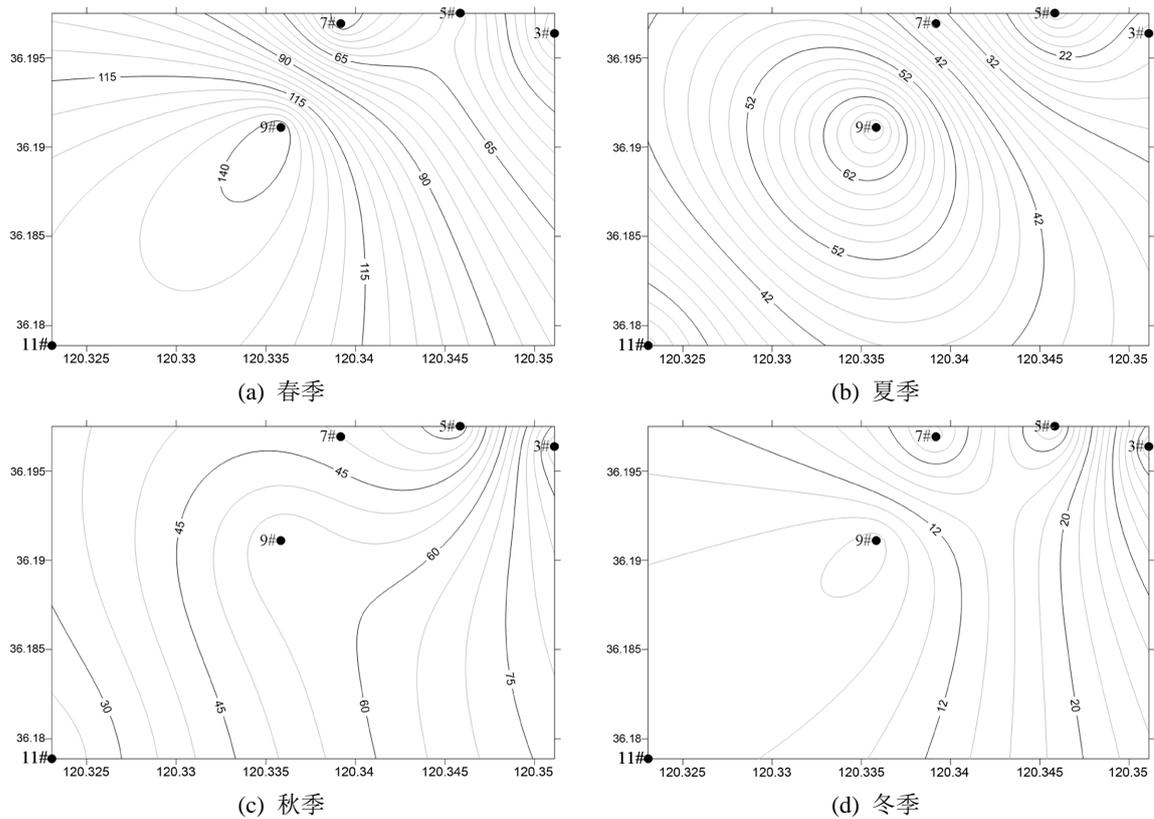
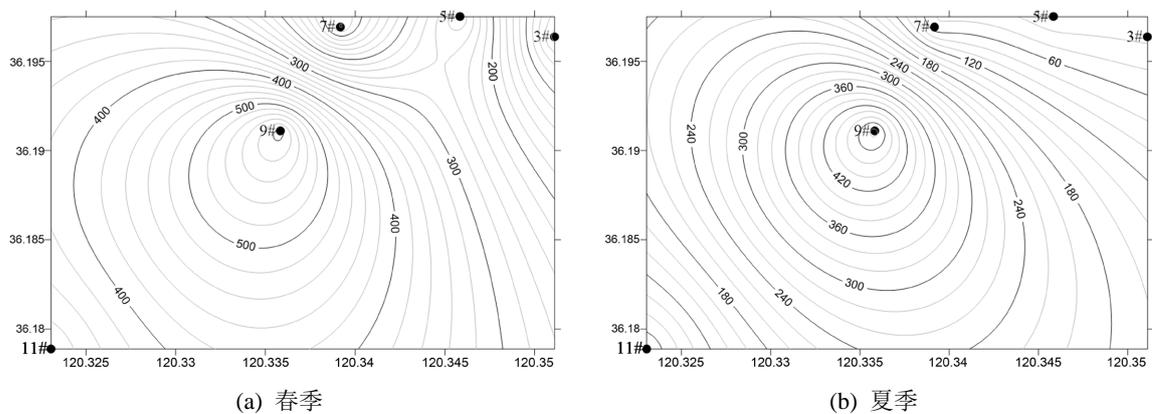


Figure 6. Horizontal distribution of Zooplankton abundance in the survey sea

图 6. 调查海域浮游动物丰度的平面分布



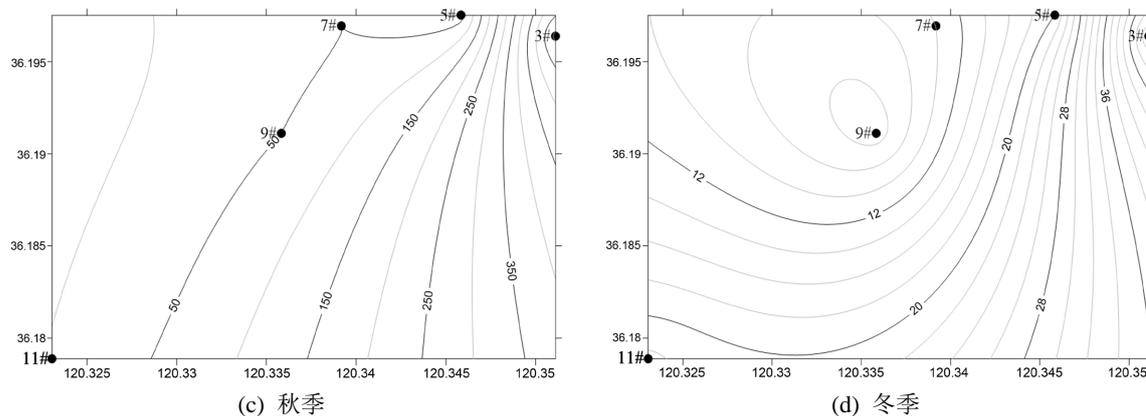


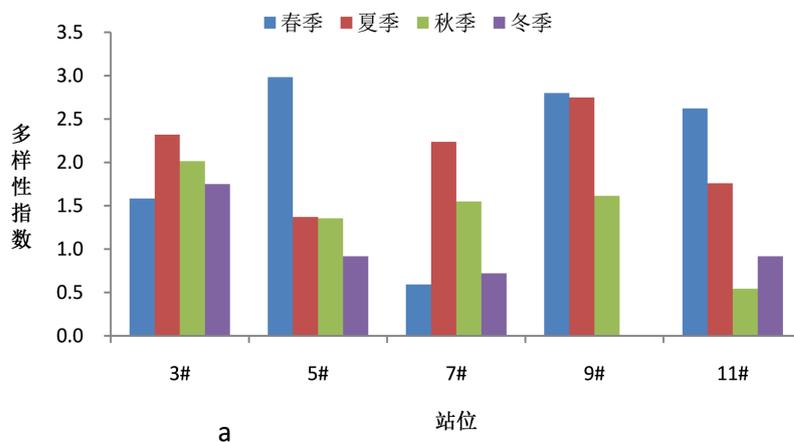
Figure 7. Horizontal distribution of Zooplankton biomass in the survey sea

图 7. 调查海域浮游动物生物量的平面分布

调查海域总生物量春季 > 秋季 > 夏季 > 冬季, 春季, 浮游动物总生物量为 1297.5 mg/m^3 , 最大值出现在 9# 站位 (610 mg/m^3), 最小值位于 3# 站位 (10 mg/m^3); 夏季, 浮游动物总生物量为 612.5 mg/m^3 , 最大值出现在 9# 站位 (510 mg/m^3), 最小值位于 5# 站位 (2.5 mg/m^3); 秋季, 浮游动物总生物量为 745 mg/m^3 , 最大值出现在 3# 站位 (510 mg/m^3), 最小值位于 11# 站位 (2.5 mg/m^3); 冬季, 浮游动物总生物量为 107.5 mg/m^3 , 最大值出现在 3# 站位 (50 mg/m^3), 最小值位于 9# 站位 (5 mg/m^3).

4) 浮游动物群落多样性指数分析

图 8(a)~(c) 显示了浓海水调查海域浮游动物物种多样性指数、物种均匀度指数和物种丰富度指数的变化情况。调查海域春季浮游动物群落多样性指数 H' 平均值为 2.12, 均匀度指数 J 平均值为 0.84, 物种丰富度指数 d 平均值为 1.28, 7# 站位物种数最少, 仅为 2 种, 生物多样最差, 11# 站位发现 10 种浮游动物, 物种多样性最好。夏季浮游动物群落多样性指数 H' 平均值为 2.09, 均匀度指数 J 平均值为 0.92, 物种丰富度指数 d 平均值为 1.15, 各调查站位物种多样性较为接近; 秋季浮游动物群落多样性指数 H' 平均值为 1.42, 均匀度指数 J 平均值为 0.68, 物种丰富度指数 d 平均值为 0.82, 各调查站位物种多样性较为接近, 3# 站位物种数最多达 7 种, 丰度和生物量均较高, 物种多样性最好, 其他站位较为接近。冬季浮游动物群落多样性指数 H' 平均值为 0.86, 均匀度指数 J 平均值为 0.69, 物种丰富度指数 d 平均值为 0.42, 因 9# 站位只发现一种浮游动物, 其物种多样性为 0, 各调查站位物种多样性较为接近。总的来看, 春夏秋季的物种多样性比冬季好, 冬季的浮游动物丰度和生物量均远低于其他 3 季。



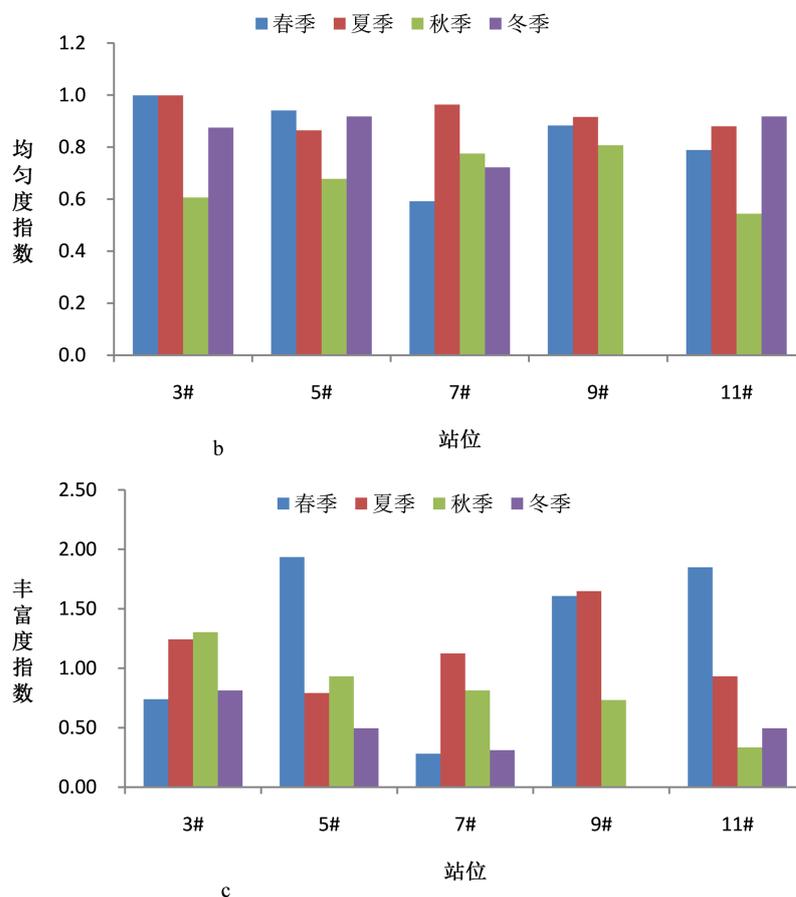


Figure 8. Zooplankton diversity index in the survey area
图 8. 调查海域浮游动物多样性指数

4. 讨论

4.1. 浓海水排水海域海水水质环境

青岛百发海水淡化浓海水排水口位于楼山河入海口上游 50 米处，在排放口下游约 900 米范围内，是大片的滩涂地带，中间有一条较深的潮沟，涨潮时滩涂被海水淹没，落潮时则裸露出来。落潮时含有浓海水的混合水流沿此潮沟流入海洋水体，在潮沟中可以监测到盐度梯度的存在。楼山河入海口附近有污水处理场排水和其他废水排放，由于波浪和潮汐的作用，海水水平运动强烈，稀释扩散作用较强，排放的浓海水被瞬间稀释，调查期间各站位盐度相差不大。

水质调查结果发现浓海水排放相关海域无机氮浓度超标，但靠近浓海水排水口的站位无机氮浓度并没有明显高于远离排水口的站位，而且通过对海水淡化厂浓海水的检测发现，海水淡化浓海水中无机氮浓度与调查海域无机氮浓度接近，说明无机氮超标与浓海水排海没有直接关联。除无机氮外，其它水质监测指标数值远低于四类海水要求的数值，部分调查站位无机磷和重金属等指标达到第二类海水水质标准要求。

4.2. 海水淡化浓海水生态环境监测

4.2.1. 浮游植物

浮游植物群落是海洋生态系统中最重要的高级生产者，其种类和数量的分布对维持海洋生态平衡具

有重要作用。海水水质环境的变化可能直接或间接影响浮游植物群落结构，研究浮游植物群落结构及其季节变化，可了解海水淡化浓海水排放对海洋生态环境的影响程度和范围。

全年 4 个季度调查共鉴定发现浮游植物 31 属 49 种，其中硅藻 26 属 44 种，甲藻 5 属 5 种。浮游植物生态类型主要为温带近岸种和广布种，少数为暖水种。

研究[26]表明，海水运动和海域中的营养盐浓度是影响浮游植物空间分布的主要因子，楼山河入海口处流速较大，水深较浅，海水垂直混合作用较好，水交换能力强，离岸较近的调查站位浮游植物丰度低于离岸稍远的站位。秋季浮游植物的丰度和种类远高于其他 3 季，可能与 9 月份降雨量增多，夏、秋季盐度低于春秋两季，这也从侧面印证了秋夏季汇入浓海水排放海域的径流量较大，陆源输入海洋的营养盐较多。

平均浮游植物细胞丰度达到 1.08×10^7 cells/m³，浮游植物细胞丰度最高峰出现在 9 月份，与胶州湾历史监测接近，与历史调查结果一致[27] [28] [29]，浮游植物的数量可反映该海域的初级生产力水平。因浓海水排放影响范围很小，调查站位主要处于近岸海域，鉴定发现的浮游植物种属比胶州湾常规调查要少，但主要和优势种类均为胶州湾常规调查出现物种。

Shannon-weaver 多样性指数可评判海水水质优劣，规定 0~1 高度污染，1~2 中度污染，2~3 轻度污染，3~4 清洁海域，本次调查海域全年浮游植物多样性指数在 2~3 之间，调查海域为轻度污染，与海水水质评价结果相当。

4.2.2. 浮游动物

浮游动物作为次级生产者参与海洋生态系统物质和能量的流通，对海洋生态系统结构平衡起着重要的调节作用。浮游动物的种类组成和丰度能够及时反映所在海域的环境变化，其群落结构多样性随海水盐度、温度、叶绿素 a 和营养盐浓度变化而表现出差异性，了解浓海水排放海域的海洋浮游动物群落结构特征，对研究海水淡化浓海水排放的环境影响具有重要意义。

4 个季度调查共鉴定出浮游动物成体 20 种，其中春季 8 种，夏季 7 种，秋季 7 种，冬季 7 种；另发现浮游幼虫 10 种，其中春季 7 种，夏季 5 种，秋季 5 种，冬季 1 种。种类组成方面，节肢动物类 15 种，浮游幼虫 10 种，腔肠动物 2 种，原生动物、毛颚类和尾索动物均只有 1 种。

节肢动物和浮游幼虫占据优势，这与历史调查结果相似，说明浓海水排放未改变海域浮游动物的结构组成。本次调查浮游动物群落主要优势种有洪氏纺锤水蚤、捷氏歪水蚤、刺尾歪水蚤、短角长腹剑水蚤、肥胖三角蚤、异体住囊虫、桡足类六肢幼虫等，优势种类数与历史调查也有不同，因调查主要是为了考察浓海水排放对海域可能产生的环境影响，调查站位布设较为集中，楼山河入海口附近海域易受陆源排水影响，海水温度、盐度、营养盐浓度等的变化等造成浮游动物群落结构发生演替现象。

调查海域浮游动物丰度和生物量存在季节变化情况，浮游动物丰度和生物量均呈现春季 > 秋季 > 夏季 > 冬季，春季调查海域各站位浮游动物群落平均丰度和生物量分别为 77.5 ind./m³ 和 259.5 mg/m³，这与历史调查监测[30] [31]结果基本相符，表明浓海水排放未改变浮游动物丰度和生物量在季节变化方面的基本趋势。

5. 结论

1) 青岛百发海水淡化浓海水排放未对海水水质产生明显影响，调查海域海水水质环境没有明显变化。

2) 生态影响方面，海水淡化浓海水排放海域海洋浮游生物的种类、数量、优势种大多未发生明显变化，生物群落结构较为稳定，说明在短期内，海水淡化浓海水排放未对周边海域生态环境产生影响。

3) 目前国内大型海水淡化工程浓海水多采用与其它生产废水混合排放, 或者进行综合利用零排放, 可供选取的用于浓海水排海环境影响调查的典型海水淡化实际工程数量较少, 而且海水淡化浓海水排海对海洋环境的影响是一个长期累积的过程。以后还需进行包括潮间带生物和底栖生物的长期连续调查监测, 以科学准确评估海水淡化浓海水排海对海洋生态环境的影响。

致 谢

感谢青岛百发海水淡化有限公司生产技术部李柯部长和梁俊哲高级工程师对调查采样工作的支持和帮助。

基金项目

中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金项目(K-JBYWF-2021-ZD01); 山东省社科规划重大项目(22AWTJ54); 自然资源部业务支撑项目(YWZC2021-13)。

参考文献

- [1] Eke, J., Yusuf, A., Giwa, A. and Sodiq, A. (2020) The Global Status of Desalination: An Assessment of Current Desalination Technologies, Plants and Capacity. *Desalination*, **495**, Article ID: 114633. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2020.114633>
- [2] 郑智颖, 李凤臣, 李倩, 等. 海水淡化技术应用研究及发展现状[J]. 科学通报, 2016, 61(21): 2344-2370.
- [3] 自然资源部. 2021 年全国海水利用报告[R]. 北京: 自然资源部, 2022.
- [4] Martínez-Alvarez, V., Martín-Gorrioz, B. and Soto-García, M. (2016) Seawater Desalination for Crop Irrigation: A Review of Current Experiences and Revealed Key Issues. *Desalination*, **381**, 58-70. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2015.11.032>
- [5] 仇汝臣, 岳坤, 王玉爽, 等. 海水淡化技术研究进展及展[J]. 现代化工, 2017, 37(9): 49-53.
- [6] 马学虎, 兰忠, 王四芳, 等. 海水淡化浓盐水排放对环境的影响与零排放技术研究进展[J]. 化工进展, 2011, 30(1): 233-242.
- [7] 黄逸君, 陈全震, 曾江宁, 等. 海水淡化排放的高盐废水对海洋生态环境的影响[J]. 海洋学研究, 2009, 27(3): 103-110.
- [8] Del Pilar Ruso, Y., De la Ossa Carretero, J.A., Giménez Casaldueiro, F. and Sánchez Lizaso, J.L. (2007) Spatial and Temporal Changes in Infaunal Communities Inhabiting Soft-Bottoms Affected by Brine Discharge. *Marine Environment Research*, **64**, 492-503. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2007.04.003>
- [9] Kahn, A.E. and Durako, M.J. (2006) *Thalassia testudinum* Seedling Responses to Changes in Salinity and Nitrogen Levels. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **335**, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.02.011>
- [10] Lizaso, J.L.S., Romero, J., Ruiz, J., et al. (2008) Salinity Tolerance of the Mediterranean Seagrass *Posidonia oceanica*: Recommendations to Minimize the Impact of Brine Discharges from Desalination Plants. *Desalination*, **221**, 602-607. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.01.119>
- [11] Alharbi, O.A., Phillips, M.R., Williams, A.T., et al. (2012) Desalination Impacts on the Coastal Environment: Ash Shuqayq, Saudi Arabia. *Science of the Total Environment*, **421**, 163-172. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.01.050>
- [12] Sadiq, M. (2002) Metal Contamination in Sediments from a Desalination Plant Effluent Outfall Area. *Science of the Total Environment*, **287**, 37-44. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00994-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00994-9)
- [13] Belkin, N., Rahav, E., Elifantz, H., Kress, N. and Berman-Frank, I. (2017) The Effect of Coagulants and Antiscalants Discharged with Seawater Desalination Brines on Coastal Microbial Communities: A Laboratory and *in situ* Study from the Southeastern Mediterranean. *Water Research*, **110**, 321-331. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.12.013>
- [14] 王晓萌, 梁生康, 石晓勇, 等. 胶州湾海水淡化排海浓盐水对浮游植物生长的影响[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2009, 39(S1): 227-233.
- [15] Garrote-Moreno, A., Fernández-Torquemada, Y. and Sánchez-Lizaso, J.L. (2014) Salinity Fluctuation of the Brine Discharge Affects Growth and Survival of the Seagrass *Cymodocea nodosa*. *Marine Pollution Bulletin*, **81**, 61-68. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.019>

- [16] Frank, H., Fussmann, K.E., Rahav, E. and Zeev, E.B. (2019) Chronic Effects of Brine Discharge from Large-Scale Seawater Reverse Osmosis Desalination Facilities on Benthic Bacteria. *Water Research*, **151**, 478-487. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.046>
- [17] Sola, I., Zarzo, D., et al. (2020) Review of the Management of Brine Discharges in Spain. *Ocean and Coastal Management*, **196**, Article ID: 105301. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105301>
- [18] 国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. GB/T 12763.1-2007 海洋调查规范第1部分: 总则[S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.
- [19] 国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. GB/T 17378.4-2007 海洋监测规范第4部分: 海水分析[S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.
- [20] 国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. GB/T 17378.7-2007 海洋监测规范第7部分: 近海污染生态调查和生物监测[S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.
- [21] 黄丹. 基于改进型内梅罗污染指数法的玛纳斯河流域地表水水质评价[J]. 人民珠江, 2015, 36(3): 103-107.
- [22] 国家环境保护局. GB3097-1997 海水水质标准[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 1998.
- [23] Shannon, C.E. and Weaver, W. (1949) *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana.
- [24] Pielou, E.C. (1969) *An Introduction to Mathematical Ecology*. Wiley-Interscience, New York.
- [25] Margalef, R. (1958) *Information Theory in Ecology*. *General System*, **3**, 36-71.
- [26] 王妍, 张永, 王玉珏, 等. 胶州湾浮游植物的时空变化特征及其与环境因子的关系[J]. 安全与环境学报, 2013, 13(1): 163-170.
- [27] 陈碧鹃, 陈聚法, 袁有宪, 等. 胶州湾北部沿岸浮游植物生态特征的研究[J]. 海洋水产研究, 2000, 21(2): 34-40.
- [28] 李艳, 李瑞香, 王宗灵, 等. 胶州湾浮游植物群落结构及其变化的初步研究[J]. 海洋科学进展, 2005, 23(3): 328-334.
- [29] 杨世民, 刘任茜, 陈文卿. 2018 年胶州湾浮游植物群落结构[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2020, 50(9): 72-80.
- [30] 张亮, 王俊健, 王岚, 等. 青岛近岸海域浮游动物群落结构特征[J]. 海洋科学, 2022, 46(8): 88-100.
- [31] 徐东会, 周瑞佳, 杜小媛, 等. 渤海湾秋季浮游动物群落特征及影响因素[J]. 海洋科学, 2022, 46(6): 90-98.