

秦山核电站邻近海域生态环境长期变化

叶文琪¹, 刘翰仁¹, 李尚鲁², 廖一波¹, 陈悦¹, 汤雁滨¹,
陈全震¹, 寿鹿¹, 杜萍¹

(1.自然资源部第二海洋研究所自然资源部海洋生态系统动力学重点实验室 杭州 310012; 2.浙江省海洋监测预报中心 杭州 310007)

摘要:为探究水交换良好海区的滨海核电厂运行对海洋生态环境的长期影响,文章选取秦山核电站为研究对象,利用1989年和1990年、1995年和1996年、2010年和2012年邻近海域叶绿素a、浮游植物、浮游动物、底栖动物调查资料,以及1985年、2010年和2012年潮间带生物调查资料,对比研究发现,邻近海域营养盐增加明显,夏、秋季水温和沉积物有机碳含量略有升高;浮游植物密度增加明显,小型硅藻(具槽帕拉藻和弓束圆筛藻小型变种)占比呈上升趋势;大中型浮游动物春季丰度和生物量下降;大型底栖动物物种数、生物量和栖息密度均升高,钩虾在优势种中占比增加;潮间带生物密度和生物量上升。分析认为,营养盐浓度升高是藻类密度增加的主要诱因;沉积物有机质增加是底栖生物和潮间带生物增加的主要诱因;温排水潜在影响是促进琼氏圆筛藻等暖水种增殖,增加小型硅藻占比,引起浮游动物个体变小,使大中型浮游动物数量下降。由此可见,即使在水交换条件良好的海域,电厂温排水的长期生态影响也应关注。

关键词:秦山核电站;长期变化;浮游生物;底栖动物;潮间带生物

中图分类号:P76

文献标志码:A

文章编号:1005-9857(2021)09-0080-08

Long-term Changes of the Ecological Environment in the Adjacent Waters of Qinshan Nuclear Power Station

YE Wenqi¹, LIU Hanren¹, LI Shanglu², LIAO Yibo¹, CHEN Yue¹, TANG Yanbin¹,
CHEN Quanzhen¹, SHOU Lu¹, DU Ping¹

(1.Key Laboratory of Marine Ecosystem Dynamics, Second Institute of Oceanography, MNR, Hangzhou 310012, China;

2.Department of Natural Resources of Zhejiang Province, Hangzhou 310007, China)

Abstract:In order to explore the impact of the long-term operation of the coastal nuclear power plant on the marine ecological environment in the sea area with good water exchange, this paper selected the Qinshan nuclear power plant located at the mouth of the strong tide as the research object, using the investigation data on chlorophyll-a and phytoplankton, zooplankton and macrobenthos during 1989/1990, 1995/1996 and 2010/2012, and on the intertidal benthos during 1985

收稿日期:2020-08-21;修订日期:2021-08-23

基金项目:国家重点研发计划(2018YFD0900901);国家自然科学基金(41806149);自然资源部海洋生态监测与修复技术重点实验室开放基金资助项目(MEMRT202106).

作者简介:叶文琪,硕士研究生,研究方向为海洋生态学

通信作者:杜萍,副研究员,博士,研究方向为海洋生态学

and 2010/2012 near the nuclear power station. The comparative study found that, the main changes were: the significant increase in nutrients, the slight increase in water temperature during summer and autumn and annual average organic carbon content in sediments; the significant increase in phytoplankton abundance, and the increase trend in proportion of small diatoms (*Paralia sulcata* and *Coscinodiscus curvatulus var. minor*); the sustained decline in abundance and biomass of macro and mesozooplankton in spring; the increase trend in the species number, biomass and abundance of macrobenthos, and the dominance of *Gammarus*; and the increase in the abundance and biomass of intertidal benthos. The increase in nutrient concentration was the main cause of the increase in algae abundance; the increase in sediment organic carbon was the main cause of the increase in macrobenthos and intertidal benthos. The potential impact of thermal discharge was mainly to promote the proliferation of warm water species, such as *Coscinodiscus jonesianus*, and the proportion of small diatoms, to causes the individual of zooplankton to become smaller, which reduced the number of macro and mesozooplankton. From the above, the long-term ecological impact of thermal discharge of power plants should be paid attention to, even in the sea area with good water exchange conditions.

Keywords: Qinshan Nuclear Power Station, Long-term changes, Plankton, Macrobenthos, Intertidal benthos

0 引言

在生态文明约束下,清洁能源在电力供应中占比不断提高^[1]。核电作为一种清洁能源,是控制世界温室气体排放的最重要措施之一。按照《核电中长期发展规划(2005—2020年)》,到2020年,我国总投产核电容量将达到4000万kW,年发电量达到2600亿kW·h,占全国发电量6%以上^[2]。目前,我国核电正在加速建设,滨海核电运行对海洋生态环境的影响备受关注。

正常条件下,核电的环境影响主要还是温排水对水生生物的影响以及冷却水取水导致的生物卷吸效应^[3]。美国从20世纪60年代开始监测温排水和杀虫剂对水生生物的影响,分析取水撞击和夹带导致的生物损失,结果显示,闭式循环冷却水系统因温排水量小而对水生生物的负面影响小^[4];直流冷却水系统会改变扩散条件差的接纳水体(封闭、半封闭的海湾、浅滩等)或低纬度海域的水温环境,水体温度升高或昼夜热变化规律改变将导致生物群落多样性、丰度和生态系统功能改变^[3, 5-6]。我国滨海核电厂均采用直流冷却水系统。2000年以来国内开展了大量温排水生态效应的实验和原

位短期研究,而长期研究仅见于大亚湾核电站^[7]。魏新渝等^[7]及所引用文献认为,大亚湾核电温排水导致邻近海域浮游植物群落结构变化,春、冬季中华哲水蚤密度降低,大型底栖动物生产力水平显著下降,斑鲽和鲷科鱼类产卵地迁移等。然而,王友绍等^[8]依据30余年生态监测数据,综合多种因素认为,大亚湾核电站温排水对周围海域生态环境存在一定影响,但不会影响大亚湾生态系统的变化趋势,无机氮磷比(TIN:P)是关键驱动因子。可见,基于长期数据的综合评估核电生态效应对于正确判断核电的生态影响至关重要。

秦山核电站是我国运行最早、规模最大的核电站,濒临强潮河口杭州湾,水交换条件良好;大亚湾为半封闭海湾,稀释扩散条件较差。研究秦山核电站邻近海域生态环境长期变化,与大亚湾核电站对比,更有利于为我国核电的选址和设计提供参考。同时,杭州湾海域生态环境健康发展事关大湾区建设和国家长三角一体化发展,摸清电厂的生态效应是研究杭州湾海域演变机制的重要组成部分。但秦山核电站邻近海域生态环境长期变化罕有研究,本研究比较1989年和1990年、1995年和1996年^[9-25]、2010年和

2012年^[26-27]邻近海域和潮间带的生态调查结果,探讨核电运行对生态环境的长期影响。

1 材料与与方法

1.1 研究区域及电厂概况

秦山核电站是中国自行设计、建造和运营管理的第一个核电站。一期工程机组装机容量32万kW,1994年4月投入商业运行,与大亚湾核电站投运(1994年2月)几乎同时。秦山核电站二期1号—4号机组装机容量均为65万kW,分别于2002年4月、2004年5月、2010年10月和2011年12月投入商业运行。三期1号和2号机组装机容量均为72.8万kW,分别于2002年12月和2003年7月投入商业运行。目前,秦山核电基地(含方家山核电工程)共9台机组投产发电,总装机容量达656.4万kW,年发电量约500亿kW·h,成为国内核电机组数量最多、堆型最丰富、装机最大的核电基地。秦山核电的温排水排放达到520 m³/s,超过中国多数河流的径流量;排水口温排水温升达到8℃^[26]。

秦山核电站坐落于杭州湾北岸的浙江省嘉兴市海盐县。杭州湾属强潮河口,平均潮差531 cm,最大可能潮差985 cm;潮汐为非正规浅海半日潮,涨落潮将钱塘江径流水和湾外海水充分混合;受S型往复流的作用,海水盐度一直维持着河口低盐水平;平均水深8~10 m;具低水色、低透明度、高悬浮体浓度、高营养盐以及低生物生产力等生态特征^[11, 16, 28]。受亚热带季风影响和海洋气流调节,杭州湾的温盐具有明显的季节和年际变化,降雨主要集中在4—9月,占年降水量69%,多年平均降雨量在900~1 500 mm^[28]。海底底质以粉砂为主,多为坚实的“铁板砂”,由于潮流的往返冲刷,沉积环境极不稳定,底栖生物贫乏^[20]。

1.2 数据来源与分析

秦山核电站运行前期(1989—1990年)和运行期间(1995—1996年和2010—2012年),自然资源部第二海洋研究所(原国家海洋局第二海洋研究所)在厂址邻近海域和潮间带开展了生态环境调查(图1)。海域调查时间分别为1989年4月(春季)、7月(夏季)、10月(秋季)、1990年1月(冬季);1995年10月、1996年1月、1996年4月、1996年7月、2010年

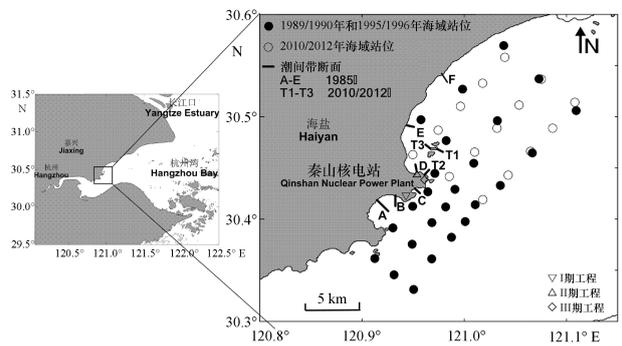


图1 秦山核电站位置及历史采样站位

10月、2012年5月。潮间带调查时间分别为1985年4月、9月和2010年10月、2012年5月大潮期间。海域生态环境调查内容包含叶绿素a、网采(水采)浮游植物、大中型浮游动物和大型底栖生物,并同步测定海水温度、盐度、pH和悬浮物、溶解氧、营养盐浓度,以及沉积物有机质含量等理化参数。叶绿素a测定用淬灭荧光法。网采浮游植物采用浅Ⅲ浮游生物网(网口内径37 cm,网口面积0.1 m²,网长140 cm,筛绢孔径为77 μm)自底至表作垂直拖网采集,水采浮游植物采集500 mL表层海水,显微镜鉴定和计数。大中型浮游动物采用浅Ⅰ型浮游生物网(网口内径50 cm,网口面积0.2 m²,网长145 cm,筛绢孔径为505 μm)从底至表层垂直拖网采集,体视镜和显微镜下鉴定和计数,天平称量。大型底栖生物使用0.1 m²的采泥器采样,经0.5 mm孔径套筛冲洗出生物样品,体视镜和显微镜下鉴定和计数,天平称量。

本研究利用3个年代的海域调查数据分析秦山核电站邻近海域海洋生物长期变化;利用2个年代的潮间带调查数据分析核电站邻近潮间带生物长期变化。

2 结果与讨论

2.1 理化环境变化

2.1.1 水体环境变化

秦山核电邻近海域的温盐影响因素多、波动大(表1、表2)。夏、秋、冬季的温度年际差异较小,春季有升高趋势,但难以判定电厂温排水对春季温度的影响。因为2012年春季调查时间是5月,其他年份是4月,故2012年春季水温明显偏高,而且1996年春季调查期间连续阴雨,温度偏低,故无法确定温升是温排水的影响。盐度受径流、降雨和海水入侵影响,径

流影响最明显^[11]。1996 年春季连续阴雨,径流和降雨较大,盐度较低;其他季节降雨少,外海水入侵势力增强导致盐度高于 1989 年春季同期^[24];杭州湾 5 月降水明显高于 4 月^[28],因此 2012 年春季盐度低于其他年份。该海域海水混浊、悬浮泥砂含量高的特征未变化(表 3);高溶解氧含量和海水弱碱性环境也基本稳定(表 4 和表 5)。

表 1 海水温度历史变化^[9-11, 29] °C

年份	春	夏	秋	冬	年均
1989—1990	12.11	23.62	20.64	7.78	16.04
1995—1996	9.10	25.10	21.00	7.50	15.68
2010—2012	22.8	—	22.5	—	22.65

表 2 海水盐度历史变化^[9-11, 29] ‰

年份	春	夏	秋	冬	年均
1989—1990	12.30	4.18	5.69	9.07	7.81
1995—1996	9.09	7.76	13.31	15.15	11.33
2010—2012	4.8	—	7.5	—	6.15

表 3 海水悬浮物历史变化^[9-10, 12-13, 29] mg/L

年份	春	夏	秋	冬	年均
1989—1990	756	223	819	1 190	747.0
1995—1996	1 073	813	739	1 145	942.5
2010—2012	648	—	633	—	640.5

表 4 海水溶解氧浓度历史变化^[9-10, 12-13, 29] mg/L

年份	春	夏	秋	冬	年均
1989—1990	9.73	7.43	8.40	10.90	9.12
1995—1996	10.34	6.84	8.02	9.31	8.63
2010—2012	8.86	—	8.92	—	8.89

表 5 海水 pH 历史变化^[9-10, 12-13, 29]

年份	春	夏	秋	冬	年均
1989—1990	8.04	8.01	8.12	8.13	8.07
1995—1996	8.01	8.07	8.05	8.03	8.04
2010—2012	8.02	—	7.98	—	8.00

秦山核电邻近海域具有高营养盐浓度、高氮磷比(N/P)特征^[30]。3 个年代数值对比,硝酸盐、磷酸盐和硅酸盐浓度持续升高,亚硝酸盐和铵盐浓度呈

先升高、后下降趋势(表 6 至表 10)。无机氮主要来源于工农业及生活污水,磷酸盐来源多样,硅酸盐主要来源于土壤风化。受环杭州湾区工农业发展影响,近 30 年,湾内外营养盐浓度升高明显,其中无机氮增幅最大,主要与沿岸农田大量使用氮肥有关^[30]。同时,杭州湾营养盐浓度年际变化也受降雨、钱塘江径流和长江冲淡水影响。

表 6 海水硝酸盐历史变化^[9-10, 12, 14, 29] mg/L

年份	春	夏	秋	冬	年均
1989—1990	0.898	1.352	1.141	1.112	1.126
1995—1996	1.585	1.542	1.654	1.125	1.477
2010—2012	2.268	—	3.087	—	2.678

表 7 海水磷酸盐历史变化^[9-10, 12, 14, 29] mg/L

年份	春	夏	秋	冬	年均
1989—1990	0.032	0.031	0.063	0.064	0.047
1995—1996	0.034	0.045	0.075	0.042	0.049
2010—2012	0.065	—	0.069	—	0.067

表 8 海水硅酸盐历史变化^[9-10, 12, 14, 29] mg/L

年份	春	夏	秋	冬	年均
1989—1990	2.321	3.335	3.324	2.582	2.891
1995—1996	1.993	2.592	2.701	2.178	2.366
2010—2012	2.958	—	3.140	—	3.049

表 9 海水亚硝酸盐历史变化^[9-10, 12, 14, 29] mg/L

年份	春	夏	秋	冬	年均
1989—1990	0.005	0.026	0.005	0.014	0.013
1995—1996	0.064	0.029	0.007	0.004	0.026
2010—2012	0.003	—	0.003	—	0.003

表 10 海水铵盐历史变化^[9-10, 12, 14, 29] mg/L

年份	春	夏	秋	冬	年均
1989—1990	0.022	0.051	0.018	0.035	0.032
1995—1996	0.106	0.024	0.053	0.044	0.057
2010—2012	0.013	—	0.011	—	0.012

2.1.2 沉积物环境变化

秦山核电邻近海域 1989—1990 年和 1995—

1996年沉积物有机碳年均含量分别为0.46%^[9]和0.39%^[10];2010—2012年沉积物有机碳含量均值为0.62%^[29]。可见,该海域沉积物中有机碳含量低,但略呈上升趋势。

2.2 叶绿素 a 和浮游植物

叶绿素 a 浓度是浮游植物细胞密度的反映,受温、盐、光照和营养盐浓度直接影响。杭州湾海域营养盐丰富,溶解氧充足,但由于水体透明度低及往复潮流强烈冲刷,初级生产力和叶绿素 a 含量低^[16]。1995—1996年降雨量小、径流弱,调查区盐度高于1989—1990年(除春季),携带高悬浮泥沙含量的海水进入,使透光率下降,限制浮游植物的生长繁殖,导致1995—1996年叶绿素 a 浓度和浮游植物细胞密度(水样)明显低于1989—1990年;同时,春季连绵阴雨,温度低也是原因之一。与1989—1990年相比,2012年春季温度高、盐度和悬浮物浓度低,硝酸盐和磷酸盐浓度为1989—1990年同期2倍以上,促使叶绿素 a 浓度明显高、浮游植物细胞密度(网样)约为1989—1990年的9倍;2010年秋季温度稍高、悬浮物浓度稍低,硝酸盐为1989—1990年同期的2.7倍,叶绿素 a 与1989—1990年基本持平、浮游植物细胞密度约为1989—1990年的3倍(表11至表13)。可见温度、盐度和光照是研究海区浮游植物密度年际波动的主要限制因素,但当温度、盐度和光照条件良好时,高营养盐会促进浮游植物旺发。陈悦等^[27]发现2010—2012年春、秋季电厂邻近海域网采浮游植物丰度分别为杭州湾1981—1982年同季的27倍和71倍,认为营养盐增加是主要原因。

秦山核电邻近海域浮游植物种类主要为广布性近岸种、半咸水种和淡水种,也有少量暖水性外海种。浮游植物物种数年际波动大,基本与温度正相关、与盐度负相关,总种类数主要取决于淡水种的增减^[10]。与1989年夏季相比,1996年夏季降雨量小、径流弱,淡水种减少60余种^[10],导致总种类数(水样)下降明显。1995—1996年其他3季和2010年秋季、2012年春季物种数(网样)较1989—1990年同期均有不同程度的增加(表4),这与杭州湾海域1992—2012年的浮

游植物种类数明显增加趋势一致^[31]。

表 11 表层叶绿素 a 浓度历史变化^[9-10, 16-18, 23, 27, 29] $\mu\text{g/L}$

年份	春	夏	秋	冬	年均
1989—1990	0.53	1.60	1.58	0.60	0.93
1995—1996	0.16	0.35	0.49	0.15	0.26
2010—2012	1.89±	—	1.56±	—	1.73
	1.15	—	1.36	—	

注: * 表示浮游植物水样,其他表示浮游植物网样。

表 12 浮游植物细胞密度历史变化^[9-10, 16-18, 23, 27, 29] 万个/ m^3

年份	春	夏	秋	冬	年均
1989—1990	548.9*	1 238.4*	1 084.9*	336*	802.1*
	211.7	104.7	258.7	220.9	199.0
1995—1996	143.1*	755.2*	271.2*	76*	274.2*
2010—2012	1 802.6	—	877.1	—	1 399.9

注: * 表示浮游植物水样,其他表示浮游植物网样。

表 13 浮游植物种类数历史变化^[9-10, 16-18, 23, 27, 29]

年份	春	夏	秋	冬
1989—1990	81*	175*	92*	57*
	67	93	85	54
1995—1996	92*	98*	94*	90*
2010—2012	70	—	115	—

注: * 表示浮游植物水样,其他表示浮游植物网样。

优势种也有变化。与1989—1990年相比,2012年春季(网样)和1996年夏季(水样)具槽帕拉藻(*Paralia sulcata*)优势度提高;2010年秋季(网样)弓束圆筛藻小型变种(*Coscinodiscus curvatulus* var. *minor*)增加。两者均为小型硅藻,小型硅藻占比增加的趋势也在大亚湾核电站附近海域观察到^[32],这可能与海水升温有关^[33-35]。此外,研究显示升温会提高暖水种琼氏圆筛藻(*Coscinodiscus jonesianus*)的细胞分裂速率^[36],秦山核电邻近海域春、秋季其网采丰度分别由1989—1990年的32.5万个/ m^3 和25.3万个/ m^3 增长到2010—2012年的47.7万个/ m^3 和32.6万个/ m^3 ^[9, 27],且丰度与温度呈正相关,热羽区较高^[27, 29],由此推测,升温可能促进暖水种增加。

2.3 大中型浮游动物

浮游动物生物量和丰度年际波动明显(表 14 至表 16)。浮游动物丰度受温度和盐度影响,通常与温度呈正相关、与盐度呈负相关。优势种变化改变浮游动物平均大小,从而与丰度共同影响生物量。1996 年春季调查期间水温偏低,浮游动物丰度和生物量均较低;1995—1996 年夏、秋、冬3 季盐度明显高于 1989—1990 年同期,导致浮游动物丰度低,但因夏、秋季优势种长额刺糠虾个体较大,且有较多个体大的球型侧腕水母,导致夏、秋的生物量较 1989—1990 年反而略有上升^[24]。2010 年秋季浮游动物丰度、生物量和优势种变化完全符合以上规律;2012 年春季优势种也符合以上规律,但 2012 年春季虽温度高、盐度低,浮游动物丰度依然最低,可能与理化环境的长期变化有关。象山港宁海电厂邻近海域多年研究发现,排水口附近的大中型浮游动物丰度较低,与温排水冲击导致原优势种迁移和死亡有关^[37],也与长期高温胁迫导致浮游动物变小有关^[38]。基于此推测,秦山核电站邻近海域春季浮游动物丰度降低可能与温排水有关——受到温排水长期影响,浮游动物个体变小,导致大中型浮游动物数量下降。

表 14 浮游动物生物量历史变化^[9-10, 19, 24, 29] mg/m³

年份	春	夏	秋	冬	年均
1989—1990	209.0	226.0	47.3	99.0	145.33
1995—1996	25.36	239.48	66.68	35.43	91.74
2010—2012	56.52	—	76.30	—	66.41

表 15 浮游动物丰度平均值历史变化^[9-10, 19, 24, 29] ind/m³

年份	春	夏	秋	冬	年均
1989—1990	367.5	465.3	224.4	218.1	318.83
1995—1996	82.76	125.61	160.20	65.23	108.45
2010—2012	54.11	—	358.56	—	206.34

表 16 浮游动物物种数历史变化^[9-10, 19, 24, 29]

年份	春	夏	秋	冬
1989—1990	16	18	23	14
1995—1996	15	34	36	14
2010—2012	14	—	17	—

秦山核电邻近海域浮游动物优势种为半咸水河口种(虫肢歪水蚤、华哲水蚤、火腿许水蚤和江湖

独眼钩虾)和近岸低盐种(长额刺糠虾和真刺唇角水蚤)。优势种组成及优势度的年际变化受盐度影响,随盐度升高,优势种由咸水河口种向近岸低盐种转变。与 1989—1990 年相比,1996 年和 2012 年春季盐度较低,半咸水河口种虫肢歪水蚤优势度较高、近岸低盐种真刺唇角水蚤优势度较低;1995—1996 年夏、秋、冬季盐度较高,半咸水河口种虫肢歪水蚤优势度较低、近岸低盐种长额刺糠虾和真刺唇角水蚤优势度较高;2010 年秋季优势种与 1989—1990 年一致。因此,浮游动物优势种基本稳定。

2.4 大型底栖动物

秦山核电邻近海域底质以粉砂为主,由于潮流的往返冲刷,沉积环境极不稳定,多为坚实的铁板砂,有机质含量少,底栖动物生物量和栖息密度均属较低水平^[20]。但 3 个年代的大型底栖动物物种数、生物量和栖息密度持续增加(表 17 至表 19)。1995—1996 年与 1989—1990 年的优势种均为多鳃齿吻沙蚕和焦河蓝蛤,2010—2012 年优势种中,焦河蓝蛤未变,但是多鳃齿吻沙蚕不再是优势种。大型底栖生物种类、数量和钩虾增加与人类活动有关,围填海、码头建设等工程改变海域水动力环境,从而影响底质类型和环境;同时,海域微藻旺发、沉降,导致沉积物有机质含量升高,为钩虾提供了丰富的食物来源^[39]。

表 17 大型底栖生物生物量历史变化^[9-10, 20, 25, 29] g/m²

年份	春	夏	秋	冬	年均
1989—1990	—	—	—	—	0.03
1995—1996	0.07	0.06	0.08	0.03	0.06
2010—2012	3.75	—	0.30	—	2.03

表 18 大型底栖生物密度历史变化^[9-10, 20, 25, 29] 个/m²

年份	春	夏	秋	冬	年均
1989—1990	—	—	—	—	2.0
1995—1996	7.55	5.88	3.00	0.77	4.28
2010—2012	26	—	19	—	22.5

表 19 大型底栖生物物种数历史变化^[9-10, 20, 25, 29]

年份	春	夏	秋	冬
1989—1990	1	1	1	1
1995—1996	4	8	8	2
2010—2012	24	—	13	—

2.5 潮间带生物

1985年潮间带调查的6条断面中,D断面是岩滩,其余5个断面为软质粉砂滩^[21];2010—2012年的3条断面分别为T1岩滩、T2泥滩、T3沙滩^[29]。为有效比较2个年代的潮间带生物变化,将底质分为硬相(岩滩)和软相(泥滩、沙滩、粉砂滩)。2010—2012年潮间带生物平均密度和生物量均较1985年增加,软相底质与硬相底质的变化趋势相同。1985年软相底质潮间带生物的年均密度和生物量分别为44.93个/m²和19.73g/m²,低于2010—2012年的217.97个/m²和34.61g/m²;1985年硬相底质潮间带生物的年均密度和生物量分别为46.48个/m²和59.93g/m²,低于2010—

2012年的95.83个/m²和444.80g/m²。潮间带生物密度和生物量的增加主要由中潮和低潮区生物增加导致的,高潮区反而是减少的(表20)。潮间带生物数量变化趋势可能与秦山核电站建成后邻近海域潮间带中人为采捕活动的减弱有关。1985年一期工程动工,在此之前,一些较大个体潮间带生物如牡蛎、蟹等可能会被当地渔民采捕;而核电站建成后,当地渔村搬迁,周围几无渔捕活动,因此在2010—2012年采到大量大个体的近江牡蛎等,提高了潮间带生物密度和生物量。同时秦山核电产生的温排水也可能有助于潮间带生物的附着及生长,且该区域沉积物有机质含量在升高,共同促进潮间带生物密度和生物量增长^[40]。

表20 潮间带生物密度和生物量历史变化^[21, 29]

底质	年份	密度/(个·m ⁻²)						生物量/(g·m ⁻²)					
		春季			秋季			春季			秋季		
		高潮	中潮	低潮	高潮	中潮	低潮	高潮	中潮	低潮	高潮	中潮	低潮
软相	1985	101.15	24.18	2.00	105.50	30.32	6.40	30.15	11.02	1.92	54.95	13.93	6.41
	2010—2012	53.33	95.97	62.50	28.00	118.00	950.00	2.70	32.33	0.38	5.78	46.32	120.12
硬相	1985	35.00	37.90	—	59.00	54.00	—	7.42	95.03	—	16.83	120.44	—
	2010—2012	50.00	0.00	125.00	150.00	100.00	150.00	7.90	230.43	1 504.60	7.98	225.05	692.85

注:2012年春季T1中潮仅采集到藻类,因大型藻类只计算生物量,无法计算密度,故硬相底质2010—2012年春季中潮密度为0,而生物量为230.43。

2010—2012年的种类数较1985年略有减少。1985年在硬相底质断面采得潮间带生物14种,软相底质断面14~38种;2010—2012年在硬相底质断面仅采得10种(含4种藻类),软相底质断面7~16种^[21, 29]。2个年代生物类群均以甲壳类动物和软体动物为主^[21, 29],多毛类较少,无明显变化。

3 结语

综上所述,由于秦山核电厂邻近海域的观测资料较少,本研究无法描述其邻近海域生态变化的具体过程,基于现有数据,参考其他电厂生态效应的研究结果,笔者分析认为,秦山核电邻近海域生态环境的主要变化是由营养盐浓度升高和沉积物有机质增加导致的。营养盐浓度升高是藻类丰度增加的最主要原因;温排水的潜在影响主要是促进暖水性藻类增殖和浮游生物小型化;沉积物有机质增加和人类采捕活动减少可能是底栖生物和潮间带

生物减少的主要原因。因此,即使在水交换条件良好的海域,电厂温排水的生态影响也应长期关注。

参考文献

- [1] 陆艳蕾. 生态文明约束下我国电源结构优化研究[D]. 北京: 中国地质大学(北京), 2019.
- [2] 国家发展和改革委员会. 核电中长期发展规划(2005—2020年)[EB/OL]. (2017-11-01)[2020-05-20]. http://www.gov.cn/gzdt/2007-11/02/content_793797.htm.
- [3] United States Nuclear Regulatory Commission (U.S. NRC). Generic environmental impact statement for license renewal of nuclear plants (NUREG-1437 vol. 1)[EB/OL]. (1996-05)[2020-05-20]. <https://www.nrc.gov/read-ing-rm/doc-collections/nuregs/staff/sr1437/v1/>.
- [4] Electric Power Research Institution. Program on technology innovation: tradeoffs between one-through cooling and closed-cycle cooling for nuclear power plants, technical report[EB/OL]. (1996-05)[2020-05-20]. <http://www.epri.com/abstracts/Pages/>

- ProductAbstract.aspx? ProductId = 00000000001025006&Mode = download.
- [5] MALLIN M A, STONE K L, PAMPERL M A. Phytoplankton community assessments of seven southeast U S cooling reservoirs [J]. *Water Research*, 1994, 28(3): 665—673.
- [6] 魏新渝, 张琨, 党煜钦, 等. 美国滨海核电厂温排水及生态影响分析和启示[J]. *科技导报*, 2017, 35(23): 94—102.
- [7] 魏新渝, 王一川, 张琨, 等. 电厂温排水对水生生物影响评价综述[J]. *水生态学杂志*, 2018, 39(2): 1—10.
- [8] 王友绍, 孙翠慈, 王玉图, 等. 生态学理论与技术创新引领我国热带、亚热带海洋生态研究与保护[J]. *中国科学院院刊*, 2019, 34(1): 121—129.
- [9] 何德华, 陈国通. 秦山核电站邻近水域零点生态调查报告[R]. 1990.
- [10] 陈永寿, 胡锡钢, 王春生. 秦山 III 期(重水堆)核电站工程邻近海域生态调查报告[R]. 1996.
- [11] 许建平, 羊天柱, 陈洪, 等. 秦山核电站邻近水域的基本水文特征[J]. *东海海洋*, 1991, 9(2): 1—15.
- [12] 王正方, 龚敏, 阮正, 等. 秦山核电站邻近水域环境化学要素特征[J]. *东海海洋*, 1991(2): 16—21.
- [13] 龚敏, 王正方, 阮正. 秦山核电站邻近水域溶解氧和化学耗氧量的分布特征[J]. *东海海洋*, 1991(2): 27—33.
- [14] 阮正, 龚敏, 王正方. 秦山核电站邻近水域营养盐的分布与变化特征[J]. *东海海洋*, 1991(2): 22—26.
- [15] 王正方, 许建平. 秦山核电站邻近水域水质评价[J]. *东海海洋*, 1993(1): 61—66.
- [16] 刘子琳, 宁修仁. 秦山核电站邻近水域叶绿素 a 和初级生产力的分布特征[J]. *东海海洋*, 1991, 9(2): 54—65.
- [17] 朱根海, 陆斗定, 张志道, 等. 秦山核电站邻近水域浮游植物的研究[J]. *东海海洋*, 1991, 9(2): 81—97.
- [18] 陆斗定, 朱根海, 张志道, 等. 秦山核电站邻近水域浮游植物的生态研究[J]. *东海海洋*, 1991, 9(2): 66—80.
- [19] 杨关铭, 王春生, 何德华, 等. 秦山核电站邻近水域浮游动物的生态特点[J]. *东海海洋*, 1991, 9(2): 98—108.
- [20] 陈国通, 胡月妹, 王慧珍, 等. 秦山核电站邻近水域大型底栖动物的生态特点[J]. *东海海洋*, 1991, 9(2): 109—118.
- [21] 黄立强, 王慧珍, 王永泓. 秦山核电站附近潮间带底栖动物[J]. *东海海洋*, 1986, 4(4): 74—81.
- [22] 何德华, 杨关铭, 王正方, 等. 秦山核电站运行后对邻近海域生态环境及其水质影响评价[J]. *海洋环境科学*, 1999, 18(2): 53—58.
- [23] 刘镇盛, 朱碧英. 秦山 III 期核电站工程邻近水域叶绿素 a 的分布特征[J]. *东海海洋*, 2000, 18(4): 29—38.
- [24] 王春生, 杨关铭, 何德华, 等. 秦山核电站邻近水域浮游动物的群落结构和年际变化[J]. *东海海洋*, 1999, 17(1): 38—48.
- [25] 高爱根, 杨俊毅, 董永庭, 等. 秦山核电站 III 期工程邻近水域底栖生物生态研究[J]. *东海海洋*, 1998(3): 26—33.
- [26] 蒋朝鹏, 徐兆礼, 陈佳杰, 等. 秦山核电温排水对鱼类分布的影响[J]. *中国水产科学*, 2016, 23(2): 478—488.
- [27] 陈悦, 江志兵, 寿鹿, 等. 秦山核电站邻近海域网采浮游植物群落分布及其影响因素[J]. *海洋通报*, 2018, 37(2): 149—157.
- [28] 中国海洋志编纂委员会. 中国海洋志(第五分册)[M]. 北京: 海洋出版社, 1992: 8—10.
- [29] 国家海洋局第二海洋研究所. 白塔山岛群邻近海域海洋生态环境调查研究报告[R]. 2012.
- [30] 高生泉, 陈建芳, 金海燕, 等. 杭州湾及邻近水域营养盐的时空分布与富营养化特征[J]. *海洋学研究*, 2011, 29(3): 36—47.
- [31] 贾海波, 唐静亮, 胡颖琰. 1992—2012 杭州湾海域生物多样性的变化趋势及原因分析[J]. *海洋学报*, 2014, 36(12): 111—118.
- [32] 郝彦菊, 唐丹玲. 大亚湾浮游植物群落结构变化及其对水温上升的响应[J]. *生态环境学报*, 2010, 19(8): 1794—1800.
- [33] TAYLOR G T, MULLER—KARGER F E, THUNELL R C, et al. Ecosystem responses in the southern Caribbean Sea to global climate change[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2012, 109: 19315—19320.
- [34] SOMMER U, ABERLE N, LENGFELLNER K, et al. The Baltic Sea spring phytoplankton bloom in a changing climate: an experimental approach[J]. *Marine Biology*, 2012, 159: 2479—2490.
- [35] PETER K H, SOMMER U. Phytoplankton cell size reduction in response to warming mediated by nutrient limitation[J]. *PLoS One*, 2013, 8: e71528.
- [36] 黄世玉, 林均民, 琼氏圆筛藻细胞分裂的光温效应[J]. *集美大学学报*, 1998, 3(3): 126—131.
- [37] DU P, LIAO Y B, JIANG Z B, et al. Responses of mesozooplankton communities to different anthropogenic activities in a subtropical semi-enclosed bay[J]. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 2018, 98: 673—686.
- [38] DU P, JIANG Z B, ZHU Y L, et al. What Factors Control the Variations in Abundance, Biomass, and Size of Mesozooplankton in a Subtropical Eutrophic Bay? [J]. *Estuaries and Coasts*, 2020, 43: 2128—2140.
- [39] SOTO E, QUIROG E, GANGA B, et al. Influence of organic matter inputs and grain size on soft-bottom macrobenthic biodiversity in the upwelling ecosystem of central Chile [J]. *Marine Biodiversity*, 2017, 47: 433—450.
- [40] PAWAR P R, AL—TAWAHA A R M S. Species diversity and distribution of marine bivalves from coastal transitional ecosystem of Uran, Navi Mumbai, India[J]. *Advances in Environmental Biology*, 2017, 11(4): 1—11.