科学通报 2021 年 第 66 卷 第 35 期: 4500 ~ 4509
观 点
《中国科学》杂志社 SCIENCE CHINA PRESS

# 日本福岛核废水排海情景下海洋生态环境影响与应对

林武辉[1*], 余克服[1*], 杜金秋[2], 林宏阳[3], 余雯[4], 莫敏婷[1]

1. 广西大学海洋学院, 广西南海珊瑚礁研究重点实验室, 南宁 530004;
2. 国家海洋环境监测中心, 大连 116023;
3. 厦门大学, 近海海洋环境科学国家重点实验室, 厦门 361102;
4. 北京师范大学国家安全与应急管理学院, 珠海 519087
* 联系人, E-mail: linwuhui8@163.com; kefuyu@scsio.ac.cn

2011年3月11日，太平洋海底9级大地震产生的海啸引发日本福岛核事故[1]. 福岛核事故后，大量的放射性核素泄漏进入环境，并通过大气环流和海洋环流对全球许多地区造成一定的影响[2~6]. 福岛核事故后，日本制定了福岛核电站中长期退役计划(30~40年)，开展受损反应堆退役与周边环境修复措施，其中核废水处理、核燃料移除、其他废物处理是中长期退役计划的三大关键环节[7].

福岛受损核电站退役过程每天产生上百吨的核废水，截至2020年12月17日已经产生124万吨核废水，并就地储存于近千个储水罐中[8]. 由于不断产生的核废水总量逐渐接近现有储存能力的上限(137万吨)，2021年4月13日，日本政府宣布定于2年后按照为期40年的排放计划将福岛核事故处理后废水(简称福岛核废水)排入太平洋[9]. 日本政府关于福岛核废水排海决定随即引发全球范围内的广泛讨论和担忧.

我国作为环太平洋国家，也是日本的邻国. 2011年3月福岛核事故产生的放射性核素通过大气环流和海洋环流进入我国. 比如，核事故后我国绝大部分省区的大气中都曾检测出福岛核事故来源的放射性核素(如$^{131}$I、$^{134}$Cs等)[10]，我国海域的极少数海水中也曾检测出福岛核事故来源的放射性核素(如$^{134}$Cs)[11]. 假如福岛核废水排海计划实施后，福岛核废水中放射性核素理论上可以通过海洋环流而进入我国海域. 海洋数值模式对不同排放情景下福岛核废水中$^{3}$H的模拟结果已经显示福岛核废水排海会对我国海域产生一定的影响[12]. 值得指出的是，福岛核废水中除了$^{3}$H以外，还含有多种其他人工放射性核素，如$^{134}$Cs、$^{137}$Cs、$^{90}$Sr、$^{14}$C、$^{129}$I、$^{60}$Co、$^{125}$Sb、$^{106}$Ru、$^{99}$Tc、$^{54}$Mn、$^{106}$Rh[13,14]，以及$^{239}$Pu、$^{240}$Pu、$^{241}$Am等极毒放射性核素，可以通过生物富集吸收和食物网的传递等复杂的生物地球化学过程对海洋生态环境和人类健康增加一定的辐射风险[15~17].

福岛核废水排海决策过程涉及海洋中放射性测量、海洋中物理迁移过程与模拟、海洋食物链的生物传递、核辐射影响评估等多个自然科学研究领域，缺乏对福岛核废水排海后果的准确评估不利于科学决策与应对；福岛核废水排海决策过程进一步涉及国际公共事务与全球治理、环境伦理学与国际公约、涉核舆情应对与公众沟通等多个社会科学研究领域，缺乏对福岛核废水排海决策的社会科学方面评估，将不利于全球海洋健康和可持续发展管理与实现，甚至可能损害我国海洋生态服务功能与价值. 我国是福岛核废水排海情景下的利益攸关方，有必要及时了解并参与(影响)福岛核废水排海调查和决策过程，并针对福岛核废水排海计划开展海洋放射性预警监测和评估等准备工作，以保障我国海域的海洋生态环境安全. 因此，在过去10年针对福岛核事故而开展的源项评估[1]、大气影响[2]、海洋影响[3,18]、海洋生物影

**林武辉**，广西大学海洋学院副院长，博士. 长期从事海洋放射性核素测量与海洋过程示踪、滨海核电站的海洋放射性观测与评价，是我国首批参加日本福岛核事故后西太平洋放射性调查人员之一. 近10年来一直关注并开展福岛核事故相关研究，主持多项海洋放射性领域的国家和省部级项目.

**余克服**，广西大学海洋学院院长. 长期从事南海珊瑚礁地质与生态环境研究，创建广西南海珊瑚礁研究重点实验室和广西大学珊瑚礁研究中心，聚焦于南海珊瑚对环境的记录与响应、南海珊瑚礁生态过程及其对环境的适应性等研究.

响[15,16]等相关工作的基础上，本文从自然科学的研究角度出发，密切关注福岛核废水的处理处置等最新进展，首先从海洋核污染源头上剖析福岛核废水来源与核素组成特征，定量对比核素浓度与法规标准中排放浓度限值，分析福岛核废水排海情景下的放射性核素在海洋中的迁移路径，以期为我国海洋生态环境影响评估与应对提供借鉴.

## 1 福岛核废水的放射性核素特征

在福岛核废水排海情景下，福岛核废水是海洋核污染的来源. 福岛核废水的来源、核素组成与浓度、法规标准中浓度限值等是后续海洋放射性核素迁移模拟与影响评估、排海方案的制定与改进、海洋放射性监测方案实施与优化等一系列措施的前提.

首先，福岛核废水的来源主要包含两大类. 由于目前核燃料仍然存在于反应堆中，东电公司需要持续注入冷却水以带走堆芯中核素衰变产生的热量，防止核燃料进一步熔化和可能导致的爆炸与泄露问题, 进而不断产生核废水. 此外, 降雨、地下水等自然过程产生的水体进入熔化反应堆位置，并与其中的放射性物质接触，是核废水产生的另一个途径. 这些核废水被收集后，经过多核素去除系统(advanced liquid processing system, ALPS)处理，并就地储存于福岛核电厂区内的近千个储水罐中[19]. 由此可见，福岛核废水将会持续产生直至核燃料彻底移出受损反应堆. 目前福岛核电厂区内已经累积超过百万吨核废水[8]. 根据中长期退役计划, 未来10年甚至更长时间日本方面每天仍将产生上百吨核废水，并需要不断利用ALPS去除除了$^{3}$H和$^{14}$C以外的其他放射性核素[7,8].

其次，福岛核废水的来源与核电站正常工况下的液态流出物来源存在本质区别，即前者直接接触受损核燃料，而后者没有直接接触核燃料. 因此，二者的核素组成与浓度也存在很大差异. 根据《核动力厂环境辐射防护规定》(GB6249-2011)的要求，我国对核电站的液态流出物中$^{3}$H、$^{14}$C、其余核素的排放总量进行严格规定和审核. 根据《辐射环境监测技术规范》(HJ61-2021)的要求，我国对滨海核电站液态流出物中监测的放射性核素种类主要包含总α、总β、$^{3}$H、$^{14}$C、$^{51}$Cr、$^{54}$Mn、$^{57}$Co、$^{58}$Co、$^{59}$Fe、$^{60}$Co、$^{65}$Zn、$^{95}$Zr、$^{95}$Nb、$^{103}$Ru、$^{106}$Ru、$^{110m}$Ag、$^{124}$Sb、$^{131}$I、$^{133}$I、$^{134}$Cs、$^{137}$Cs、$^{140}$Ba、$^{140}$La、$^{141}$Ce、$^{144}$Ce(共23种核素)，部分情况下加测$^{89}$Sr、$^{90}$Sr、$^{55}$Fe、$^{63}$Ni、$^{238}$Pu、$^{239}$Pu、$^{240}$Pu、$^{241}$Am、$^{242}$Cm、$^{244}$Cm(共10种核素). 福岛核废水直接与熔融堆芯接触, 理论上包含堆芯内的各种裂变核素、超铀核素等. 根据日本方面给出的ALPS所去除的核废水中目标核素包含$^{90}$Sr、$^{134}$Cs、$^{137}$Cs、$^{129}$I、$^{60}$Co、$^{125}$Sb、$^{238}$Pu、$^{239}$Pu、$^{240}$Pu、$^{241}$Pu、$^{241}$Am、$^{242}$Cm、$^{244}$Cm等在内的62种核素[20]，还含有ALPS无法去除的大量$^{3}$H和一定量的$^{14}$C[1,14]. 由于来源途径的本质区别，福岛核废水中受关注的目标放射性核素种类远多于滨海核电站液态流出物中所监测的放射性核素.

最后，核素浓度水平是分析决策能否排海的基础. 根据2021年3月31日东电公司(TEPCO)公布的报告，表1汇总了从2013年4月开始运转至2021年3月期间的ALPS处理前后核废水中13种关键的放射性核素浓度与日本法律允许排放的浓度限值，同时给出了世界卫生组织(WHO)所规定的饮用水中核素浓度指导值和对应的核事故前西太平洋表层海水中核素浓度本底水平的对比情况[3,14,21].

表1显示ALPS处理后福岛核废水中所有13种放射性核素浓度均显著高于福岛核事故前西太平洋表层海水中放射性核素的本底水平. 2013年4月开始运转至2021年3月期间的ALPS处理后所有福岛核废水中$^{3}$H浓度($10^{5}$~$10^{7}$ Bq/L)均高于日本法律允许排放浓度限值($6\times10^{4}$ Bq/L)和饮用水中核素浓度指导值($10^{4}$ Bq/L). 部分时期ALPS处理后福岛核废水中5种放射性核素($^{90}$Sr、$^{106}$Ru、$^{125}$Sb、$^{129}$I、$^{137}$Cs)浓度高于日本法律允许排放浓度限值，部分时期ALPS处理后福岛核废水中7种放射性核素($^{60}$Co、$^{90}$Sr、$^{106}$Ru、$^{125}$Sb、$^{129}$I、$^{134}$Cs、$^{137}$Cs)浓度高于饮用水中核素浓度指导值，部分时期ALPS处理后福岛核废水中$^{14}$C较为接近饮用水的浓度指导值(100 Bq/L)[14]. 值得指出的是, 半衰期较短的核素可以通过储存放置而衰变降低浓度水平, 无需采取复杂的化学分离去除. 表1中5种放射性核素($^{54}$Mn、$^{89}$Sr、$^{106}$Ru、$^{106}$Rh、$^{134}$Cs)的半衰期小于2年，经过10年的储存衰变后将使核素浓度水平下降96%以上；而拥有较长半衰期且浓度超标的7种放射性核素($^{3}$H、$^{14}$C、$^{60}$Co、$^{90}$Sr、$^{125}$Sb、$^{129}$I、$^{137}$Cs)需要采取化学分离手段, 应该被特别关注核素去除效果与排海后危害.

表1同时给出国际原子能机构发布的技术报告中固液分配常数($K_d$)和生物富集因子的推荐值. 二者是衡量福岛核废水中放射性核素进入海洋后的迁移行为和海洋生态环境影响的两个关键指标[22]. $K_d$代表颗粒物对放射性核素的清除能力，$K_d$值越低代表放射性核素越不容易吸附于颗粒物，拥有更强的迁移扩散能力[22]. 从表1中$K_d$值可以看出, 福岛核废水中放射性核素的迁移扩散能力从强到弱依次为: $^{3}$H>$^{89}$Sr, $^{90}$Sr, $^{129}$I, $^{99}$Tc>$^{14}$C, $^{106}$Ru, $^{125}$Sb, $^{134}$Cs, $^{137}$Cs>$^{54}$Mn, $^{60}$Co. 国际原子能机构发布的报告给出了海洋中鱼类、甲壳类、软体动物、大型海藻、浮游动物、浮游植物等不同生物对不同放射性核素的生物富集因子，不同生物种类对同一种放射性核素的生物富集因子之间的差别也很大[22]. 浮游植物是海洋生态系统的基石. 表1给出浮游植物对福岛核废水中放射性核素的生物富集因子[22]，以反映放射性核素的生物可利用性. 结果显示，虽然$^{3}$H拥有最强的迁移扩散能力, 但其生物富集因子几乎是最低的，比如浮游植物对$^{14}$C的生物富集因子是$^{3}$H的9000倍.

日方称在福岛核废水处理的早期阶段(2013~2019年)，由于核素去除技术并不成熟、高电离辐射环境下的滤芯更换频次较低、不同来源的核废水化学组成存在差异、部分时期的运行故障等多种原因，ALPS处理效果并不稳定，导经

表 1 ALPS处理前后福岛核废水中部分放射性核素浓度与法律限值、饮用水中浓度指导值、核事故前西太平洋海水中本底浓度[3,14,21], 以及核素对应的固液分配常数和浮游植物的生物富集因子[22]a)

**Table 1** Radionuclide concentrations in the ALPS-treated Fukushima radioactive wastewater in comparison with concentration limits required by Japan law, guidance levels for radionuclides in drinking water provided by the World Health Organization (WHO), and baseline concentrations of radionuclides in surface seawater from the Pacific Ocean before the FNA[3,14,21]. Sediment-seawater distribution coefficients and bioconcentration factors for radionuclides are also presented for quantitatively indicating their mobility and biological availability in the ocean[22]

| 核素 | 半衰期(a) | ALPS(Bq/L) | | 日本法律允许排放浓度限值(Bq/L) | WHO中饮用水的核素浓度指导值(Bq/L) | 2011年以前西太平洋表层海水中核素的本底水平(Bq/L) | 固液分配常数(L/kg) | 浮游植物的生物富集因子(L/kg) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | 处理前浓度 | 处理后浓度 | | | | | |
| $^{3}H$ | 12.3 | $10^5$~$10^7$ | $10^5$~$10^7$ | $6\times10^4$ | $10^4$ | ~0.05 | 1 | 1 |
| $^{14}C$ | 5730 | 10~100 | 10~100 | $2\times10^3$ | 100 | ~0.01 | $2\times10^3$ | $9\times10^3$ |
| $^{54}Mn$ | 0.85 | 10~$10^4$ | <~0.1 | $10^3$ | 100 | NA | $2\times10^8$ | $5\times10^4$ |
| $^{60}Co$ | 5.27 | 10~$10^5$ | <~0.1~100 | 200 | 100 | NA | $5\times10^7$ | $2\times10^3$ |
| $^{89}Sr$ | 0.14 | <$10^3$~$10^6$ | <0.1 | 300 | 100 | NA | $2\times10^2$ | 1 |
| $^{90}Sr$ | 28.8 | $10^4$~$10^8$ | <~0.1~$10^4$ | 30 | 10 | ~0.001 | $2\times10^2$ | 1 |
| $^{99}Tc$ | $2.14\times10^5$ | 1~100 | <1 | $10^3$ | 100 | ~$10^{-5}$ | $1\times10^2$ | 4 |
| $^{106}Ru$ | 1.0 | $10^2$~$10^5$ | <1~$10^3$ | 100 | 10 | NA | $1\times10^3$ | $2\times10^5$ |
| $^{106}Rh$ | 29.8 s | $10^4$~$10^5$ | 10~100 | $3\times10^5$ | $10^3$ | NA | ND | ND |
| $^{125}Sb$ | 2.71 | $10^2$~$10^6$ | <1~$10^3$ | 800 | 100 | NA | $4\times10^3$ | $1\times10^3$ |
| $^{129}I$ | $1.57\times10^7$ | $10^2$~$10^3$ | <~0.1~$10^3$ | 9 | 1 | $10^{-8}$ | $2\times10^2$ | 800 |
| $^{134}Cs$ | 2.06 | $10^2$~$10^5$ | <~0.1~100 | 60 | 10 | NA | $2\times10^3$ | 20 |
| $^{137}Cs$ | 30.2 | $10^2$~$10^5$ | <~0.1~100 | 90 | 10 | ~0.001 | $2\times10^3$ | 20 |

a) “NA”代表不存在, 大气核试验停止后海洋中较短半衰期(一般<10年)的人工放射性核素已经衰变殆尽; “ND”代表没有数据

ALPS处理后的大约70%现存福岛核废水中除$^3$H外的其他放射性核素浓度归一化求和后的结果仍然超过日本法律允许排放的浓度限值[23]. 在福岛核废水排海计划实施前, 这部分福岛核废水仍然需要利用ALPS再处理, 进一步降低核素浓度, 以满足排放浓度限值要求[23]. 但需要指出, 核事故后的早期阶段直接利用海水冷却的核废水组成和中后期采用淡水冷却的核废水组成有很大差别, 特别是高盐海水中众多干扰元素将导致早期利用海水冷却的核废水去除放射性核素的技术难度更大. 此外, 长时间滞留于受损反应堆且含有大量α衰变核素的积水(stagnant water)中元素和放射性核素组成也极为复杂且独特. 这些来源途径多样且组成复杂的核废水提醒我们需要谨慎评估ALPS再处理后的福岛核废水中放射性核素浓度能否满足排放限值要求.

$^3$H作为无法通过ALPS去除的放射性核素, 受到广泛关注. 截至2019年10月31日, 福岛核废水中$^3$H平均浓度为$7.3\times10^5$ Bq/L, 超过日本法律允许排放浓度限值($6\times10^4$ Bq/L)和WHO中饮用水的浓度指导值($10^4$ Bq/L)[14,21], 且$^3$H总量已经达到$8.6\times10^{14}$ Bq[24], 并在未来10年中仍然会源源不断地产生. 表1显示ALPS也无法去除福岛核废水中的$^{14}$C, 虽然处理后的福岛核废水中$^{14}$C浓度(10~100 Bq/L)低于排放浓度限值($2\times10^3$ Bq/L), 但是仍然接近饮用水的浓度指导值(100 Bq/L). 相对于$^3$H, $^{14}$C具有很高的生物富集因子($10^4$ L/kg)[22], 可以进一步被生物富集吸收进入细胞中(如DNA等), 并可能对海洋生物造成辐射损伤.

日方公开的报告显示, ALPS对福岛核废水中$^{129}$I去除效果比较差, 特别是2019年以前ALPS处理后的大量福岛核废水中$^{129}$I浓度(10~1000 Bq/L)仍然高于日本法律允许排放的浓度限值(9 Bq/L)和WHO中饮用水的浓度指导值(1 Bq/L)[14,21]. $^{129}$I可以在海藻和甲状腺中高度富集[25,26], $^{129}$I的剂量转换因子比$^3$H高4个数量级[27]. 高浓度、高生物富集因子、高剂量转换因子将使福岛核废水中$^{129}$I存在较大的辐射环境风险. 福岛核废水中$^{90}$Sr容易随Ca进入骨骼而在生物体内拥有很长的停留时间, 且$^{90}$Sr剂量转换因子仅次于$^{129}$I[13]. 但是福岛核废水中$^{90}$Sr去除效率很不稳定, 导致ALPS处理后福岛核废水中$^{90}$Sr浓度范围很大, 部分福岛核废水中$^{90}$Sr浓度达到$10^4$ Bq/L量级, 远高于法律允许排放的浓度限值(30 Bq/L)[14]. 因此, 福岛核废水中$^{90}$Sr去除技术难度较大, 而且其辐射危害风险也较高[18]. 此外, TEPCO公开的报告只给出总α和总β, 没有公开福岛核废水中$^{239}$Pu、$^{240}$Pu、$^{241}$Am等其他极毒放射性核素的浓度水平和去除情况[14], 进一步增加了福岛核废水排海情景下海洋辐射环境风险和海洋影响评估的难度.

总之, 福岛核废水中放射性核素不仅有$^3$H, 还有其他人工放射性核素. 表1中所有放射性核素浓度均高于核事故前太平洋表层海水的本底水平, 还有50多种人工放射性核素浓

度数据尚未公开，且目前约70%的福岛核废水中除$^3H$外的其他人工放射性核素的浓度归一化求和后的结果仍然高于日本法律允许的排放浓度限值[8]．福岛核废水中$^3H$拥有最强的迁移扩散能力，而其他人工放射性核素往往拥有更高的生物富集因子和剂量转换因子，可以通过食物网对海洋生物和人类健康增加电离辐射风险．因此，福岛核废水中核素组成与浓度水平的全面准确测量及信息公开，将是评估与应对日本政府关于福岛核废水排海决定的核心环节．

## 2 福岛核废水排海后的迁移路径

通过对比地质注存法、氢气排放法、地下埋藏法、蒸发法、排海法5种福岛核废水处理方法后[23]，日本政府在2021年4月13日宣布选择排海法，并制定为期40年的排放计划, 计划于2年后开始实施排放[9]．

福岛核事故发生后10年以来，国际上开展大量的海洋放射性核素观测, 并取得一系列的认识与收获[2~6]．此外, 20世纪美国在马绍尔群岛开展大量核试验，部分放射性核素仍然持续释放进入海洋(如$^{239+240}Pu$[28])，并随着洋流输运影响北太平洋, 同时也通过特定输运通道进入我国海域[28,29]．马绍尔群岛核试验产生的放射性核素、福岛核事故的放射性核素泄漏、福岛核废水，都是进入较为稳定且相似的北太平洋水文动力场．历史观测数据与海洋动力过程的认识可以为福岛核废水排海情景下海洋中放射性核素的迁移路径提供借鉴参考．

值得注意的是，ALPS处理后福岛核废水中核素组成与浓度水平、排放浓度限值约束下的稀释强度、年排放总量控制、排污口的离岸距离、排放时间对应的特定气象水文条件下海洋环流场、核素的海洋生物地球化学过程(固液分配常数、生物富集因子、食物链传递效率等)等因素将共同影响放射性核素在海洋中的迁移过程、分布特征与辐射剂量水平．在众多因素无法确定的情况下，本文定性地讨论福岛核废水中放射性核素排海后水文动力驱动下的“被动”迁移路径和生物载体驱动下的“主动”迁移路径，分析进入我国海域潜在的关键通道和路径，以期为海洋放射性监测、预警、评估提供一定的参考．

福岛核废水排海后，我们可从水平方向和垂直方向对水文动力驱动下的“被动”迁移路径进行讨论(图1)．在水平方向上，表层海洋大尺度风生环流(红色箭头)、中尺度涡旋(圆形箭头)、小尺度湍流等多尺度的海洋水文动力过程共同影响福岛核废水在海洋中的“被动”迁移路径．

首先，福岛核废水进入北太平洋后受到大尺度风生环流(顺时针流动的副热带环流和逆时针流动的副极地环流)的影响．近岸排放后的福岛核废水将随着亲潮南下，与北上的黑潮在~35°N的日本沿岸汇聚后向东流入黑潮延伸体区，进入北太平洋副热带环流体系[30]．一部分放射性核素在海盆内区不断向南运动, 沿着顺时针方向进入北赤道流(NEC), 并在吕宋岛沿岸分叉为北向的黑潮和南向的棉兰老(Mindanao)流．北向的黑潮可以通过吕宋海峡入侵南海，也可以继续往北在东海外陆架边缘进入我国东海[28,31]; 南向的棉兰老流, 可以通

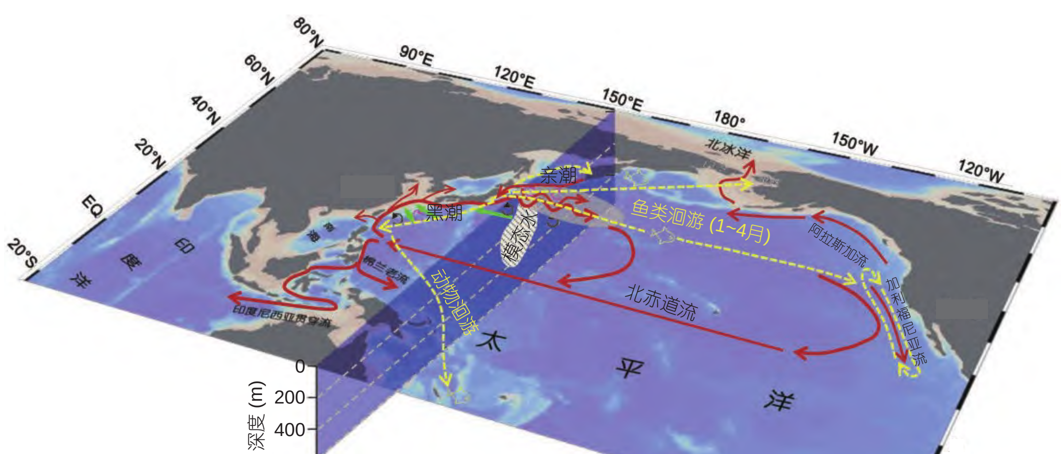


**图 1** 多尺度三维海洋中福岛核废水的水文动力驱动下的“被动”迁移路径和生物载体驱动下的“主动”迁移路径．红色箭头代表大尺度风生环流，黑色和粉红色圆形箭头代表中尺度的气旋式和反气旋式涡旋，绿色箭头代表涡旋西向传播，灰色区域代表模态水的空间分布区域，黄色虚线箭头表示生物载体驱动下的“主动”迁移路径(如鱼类洄游、动物洄游等)

**Figure 1** Hydrodynamically driven passive transport pathway and biologically driven active transport pathway for Fukushima radioactive wastewater in the multi-scale and three dimensional oceans. The red arrows represent the large-scale wind-driven ocean currents. The black and magenta circular arrows are mesoscale cyclonic and anti-cyclonic eddies, respectively. The green arrows refer to the westward propagation of eddies. The spatial coverage of mode water is sketched as the gray area. The yellow dashed arrows depict the biologically driven active transport pathway (e.g., fish migration, animal migration, etc.)

过印度尼西亚贯穿流(ITF)进入印度洋[32], 随后部分放射性核素甚至可以通过Agulhas流的甩涡方式进入大西洋. 另一部分放射性核素继续自西向东跨越北太平洋的长距离输运, 4~5年后可以抵达北美西海岸[12,33], 随后分叉进入北向的阿拉斯加(Alaska)流和南向的加利福尼亚(California)流. 北向的放射性核素最终可以通过白令海峡进入北冰洋[34,35], 南向的放射性核素再进入北赤道流, 参与北太平洋副热带环流.

其次, 黑潮延伸体区是整个太平洋涡旋活动最活跃的地区, 黑潮流轴在此区域经常由于不稳定而形成涡旋脱落[36]. 中尺度涡旋由于其强非线性特点而具有良好的水体裹挟能力, 容易实现水体中放射性核素以高浓度、低耗散的方式长距离运输[37]. 在β效应(即行星涡度随纬度的变化)的作用下, 涡旋携带放射性核素向西运动(图1中绿色箭头), 与黑潮碰撞后会产生复杂的相互作用, 大部分随黑潮主轴继续往北流动, 部分水体会通过黄海暖流及对马暖流进入黄海和日本海, 部分在涡旋与地形的作用下产生跨陆架输运而影响我国东海[38,39]. 福岛核废水中放射性核素通过涡旋运动影响中国海的时间尺度可能只需1年左右[40], 要比大尺度环流快得多, 而且由于涡旋的包裹性强导致所携带的放射性核素浓度也可能高得多.

最后, 小尺度湍流主要通过增强混合和扩散影响福岛核废水的迁移. 当福岛核废水在上述环流、再循环流、涡旋等过程的作用下迁移至中国海附近时, 也会在混合和扩散的作用下进一步影响中国海.

在垂直方向上, 北太平洋中高纬度形成的模态水(图1中灰色区域)可以携带放射性核素沿着等密度面扩散而向南输运, 进入中低纬度的海洋内部[41]. 多个实际观测结果证实较高浓度的$^{134}Cs$和$^{137}Cs$存在于中低纬度海洋的次表层(200~500 m)模态水中[42~45]. 相对于水平方向上风生环流引起强烈的稀释扩散过程, 进入海洋内部的模态水中放射性核素相对不易稀释扩散且保存时间较长, 次表层的高浓度放射性核素现象容易被观察到[42,44]. 这些携带较高浓度放射性核素的次表层水体, 可能在有上升流的海域或者气旋式涡旋事件影响下而再次进入表层海洋.

福岛核废水排海后, 放射性核素参与复杂的海洋生物地球化学过程(图2). 可从水平和垂直方向讨论生物载体驱动下的"主动"迁移路径. 水平方向上, 福岛核废水中放射性核素可以通过生物吸收富集进入生物体内, 然后随着生物主动迁移(如图1中鱼类洄游、动物洄游等). 北太平洋蓝鳍金枪鱼洄游所携带的福岛来源放射性核素($^{134}Cs$), 可以在1~4个月左右抵达北美加利福尼亚近海海域[46], 远快于水文动力驱动下"被动"迁移路径的4~5年迁移时间[33]. 垂直方向上, 放射性核素通过光合作用、吸附作用等进入海洋食物网后, 可以参与海洋生物泵驱动下的颗粒物重力沉降与再矿化过程(图2). 在该

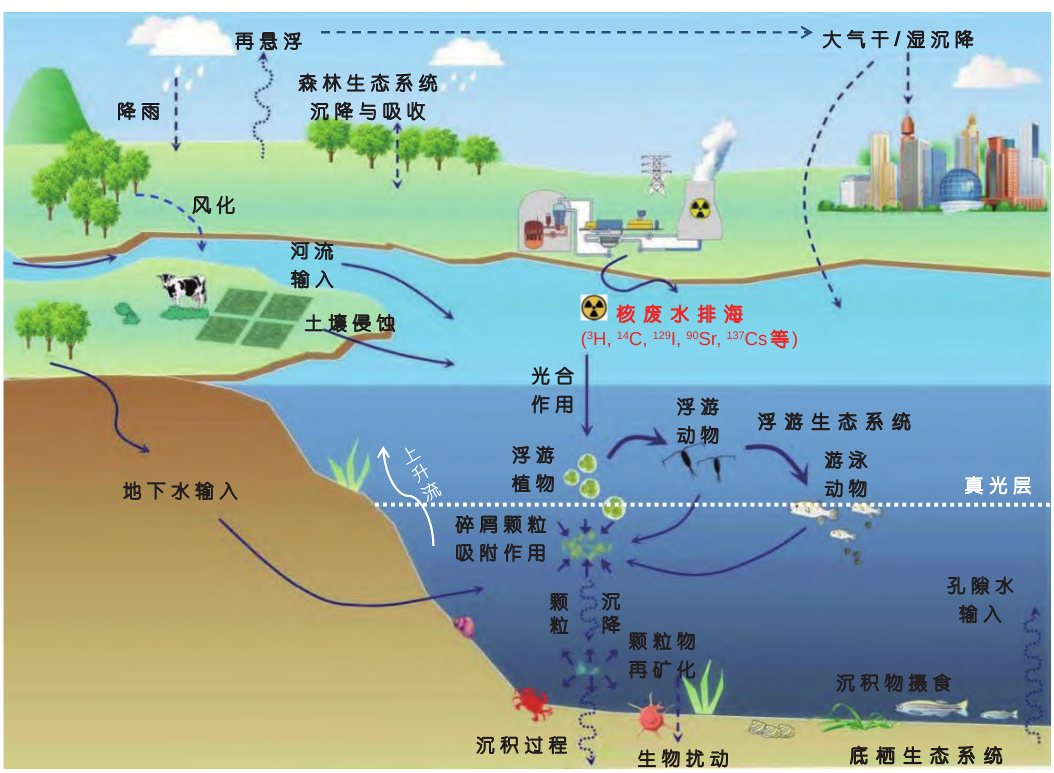


图 2 福岛核废水中放射性核素的海洋生物地球化学过程示意图

**Figure 2** Biogeochemical processes of radionuclides derived from the Fukushima radioactive wastewater in the marine environments

过程的影响下，放射性核素更加迅速地进入深层海洋和海洋沉积物中，2周内颗粒态$^{134}Cs$可以从表层海洋沉降迁移至500 m处海洋内部[47]．该时间也远快于水文动力驱动下(模态水)“被动”迁移路径的~1年甚至更长时间[43,44]．

因此，福岛核废水排海后的迁移路径不仅应该在多尺度(大尺度、中尺度、小尺度)三维(水平方向和垂直方向)海洋中分析水文动力驱动下的“被动”迁移路径，而且需要考虑经常被忽视但是响应更加快速的生物载体驱动下的“主动”迁移路径，甚至考虑在生物载体驱动下的“主动”迁移和水文动力驱动下的“被动”迁移的双重叠加效应．如海洋生物泵驱动下放射性核素通过颗粒物垂直重力沉降与再矿化过程释放进入中深层海洋后，再通过中深层海水在水文动力驱动下“被动”迁移输运．生物载体驱动下的“主动”迁移路径显示，福岛核废水排海情景下的海产品安全也需要被关注．生物载体驱动下的“主动”迁移路径对放射性核素迁移通量的贡献可能小于水文动力驱动下的“被动”迁移路径，但是在特定情景下(摄食核污染的海产品)可能对人类健康产生更大影响．

## 3 海洋生态环境影响与应对思考

福岛核事故泄漏的放射性核素总量大约为520 PBq(不计入放射性惰性气体$^{133}Xe$、$^{85}Kr$等)[1]，为切尔诺贝利核事故泄漏总量的10%左右[48]，其中80%福岛核事故来源的放射性核素通过大气沉降和核污水直接排放的方式进入太平洋[49]．福岛核事故是至今为止最为严重的海洋放射性污染事故，中国、美国、俄罗斯、加拿大、韩国、日本等环太平洋国家开展了大量海洋放射性监测工作[3]．$^{131}I$、$^{134}Cs$、$^{137}Cs$是福岛核事故泄漏进入环境的主要放射性核素[1]．

ALPS处理后福岛核废水是福岛第一核电站退役和环境修复过程的产物．福岛核废水含有大量的$^{3}H$，截至2019年10月31日，$^{3}H$总量已经达到0.86 PBq[24]，还含有一定量的其他放射性核素[14]．因此，在放射性核素总量、核素组成、迁移路径等方面，核事故早期的失控泄漏与福岛核废水排海的控制排放具有很大差异．在过去10年所积累的福岛核事故经验教训和海洋放射性观测基础上[1,3,5,18,48]，福岛核废水排海情景下海洋生态环境影响与应对也应该有相应的差异和调整．

(1) 基于放射性核素排放总量的应对思考．福岛核事故早期已经泄漏一定量的$^{3}H$(0.3~0.7 PBq)进入西太平洋，并导致西太平洋海水中$^{3}H$浓度异常升高[50,51]．相比之下，福岛核事故发生后通过大气沉降和核污水直接排放而泄漏进入海洋中$^{134}Cs$估算总量为15.2~18.3 PBq[52]．排海前的福岛核废水中以$^{3}H$为主，其总量已经达到0.86 PBq[24]，高于核事故早期$^{3}H$的泄漏量(0.3~0.7 PBq)，并仍然将在未来10年内源源不断产生大量的福岛核废水和$^{3}H$．理论上，福岛核废水中放射性核素最终将扩散进入全球海洋，模型结果也显示福岛核废水中$^{3}H$很可能在排海后2~3年内影响我国海域[12]．因此，海水中$^{3}H$应该作为重点观测的目标核素，在进入我国海域的关键通道和路径上开展预警监测．需要指出的是，$^{3}H$既是人工放射性核素，也是宇生放射性核素．2011年福岛核事故前西太平洋表层海水中$^{3}H$浓度可以达到~50 Bq/m$^{3}$[3,53]，高于福岛核事故前西太平洋表层海水中$^{134}Cs$(不存在)和$^{137}Cs$(~1 Bq/m$^{3}$)的浓度水平[54]．福岛核事故后，我国海域所开展的大量海洋放射性核素观测数据已经表明，较难在我国海域的海水中检出来自福岛核事故的$^{134}Cs$和$^{137}Cs$(<0.2 Bq/m$^{3}$)[18]．相对于更高福岛核事故中$^{134}Cs$和$^{137}Cs$泄漏量(15.2~18.3 PBq)及更低海水中$^{134}Cs$和$^{137}Cs$的本底水平(~1 Bq/m$^{3}$)，更低福岛核废水中$^{3}H$排放量(0.86 PBq)和更高的西太平洋海水中$^{3}H$的本底水平(~50 Bq/m$^{3}$)则意味着需要在更高的$^{3}H$本底中寻找更弱小的信号，同时也将增加对我国海域中福岛核废水来源$^{3}H$信号识别追踪的难度．为了在我国海域可靠识别福岛核废水信号，我们可能需要进一步发展极低检测限的分析方法和多核素(如$^{129}I$、$^{135}Cs$等)联合诊断的分析工具．

(2) 基于放射性核素组成的应对思考．除了大量$^{3}H$以外，福岛核废水还含有多种其他放射性核素[13,14]．日本方面的报告仅给出福岛核废水中12种其他放射性核素的具体浓度水平[14]，ALPS去除技术中提到的62种核素中，50多种核素并没有给出具体的浓度．因此，其他放射性核素的源项信息仍然存在较大不确定性，进一步增加海洋生态环境影响与评估的困难．但是相比$^{3}H$，其他放射性核素(如$^{129}I$)往往具有很高的生物富集因子和剂量转换因子[27]，拥有更为活跃的海洋生物地球化学行为，进一步导致放射性核素在海洋生物中富集和食物链中传递，对海洋生物和人类健康造成一定的辐射风险．在特定情景下(摄食核污染的海产品)，生物载体驱动下的“主动”迁移过程需要引起更多重视．

(3) 基于放射性核素迁移路径的应对思考．福岛核事故后放射性核素泄漏进入海洋的途径包含大气沉降和核污水直接排放，而且以大气沉降为主，而ALPS处理后的福岛核废水则采用直接排海的方式．核事故后放射性核素发生短期集中、高浓度、不可控的泄漏，而福岛核废水拟采取有计划的长期稀释排放．源项排放方式(年排放总量、稀释强度、排放持续时间)的差异也在一定程度上影响放射性核素在海洋中的迁移路径和空间分布[12]．总体上，根据水文动力驱动下的“被动”迁移路径分析，我国应该重点关注吕宋海峡、东海外陆架(特别是跨陆架输运通道)、黑潮、黄海暖流、朝鲜半岛沿岸流等进入或者影响我国海域潜在的关键通道和路径，兼顾表层和次表层海水三维迁移路径，针对福岛核废水对我国海域的影响开展预警监测评估工作．目前可以通过海洋水动力模型对水文动力驱动下的“被动”迁移路径进行模拟，而生物载体驱动下的“主动”迁移路径与生物生活史密切相关(如鱼类洄游等)，仍然存在较大不确定性，实际观测与模型模拟也存在较大挑战．对通过远洋捕捞、海产品进口等方式进入我国海产市场的海洋生物，也应该作好溯源工作，防止误食含有超标放射性核素的海产品．

(4) 基于海洋放射性观测的影响评估体系与能力建设思考. 放射性核素的影响评估一般包含浓度评估和剂量评估. 浓度评估可以进一步细分基于核事故前的本底评估和基于法规标准的浓度限值评估. 基于核事故前的本底评估要求构建我国海域放射性核素历史浓度, 特别要注重海洋放射性核素历史数据库建设[3]. 对于历史数据缺失情况, 我们可以尝试探索海洋沉积物、珊瑚礁等天然"档案馆", 反演我国海域放射性核素历史浓度[18,55]. 完善的海洋放射性核素历史浓度对于今后识别核电站事故、核潜艇活动、核试验等其他不同来源的涉核事件, 具有重要的意义. 剂量评估需要结合放射性核素浓度, 利用剂量转换因子(国际放射防护委员会报告)或者海洋生物辐射剂量模型(如欧洲联盟开发的ERICA模型)[16], 计算人类与海洋生物的剂量贡献. 相对于我国法规标准中人类辐射剂量的计算, 我们需要加快构建适用于我国海域的海洋生物辐射剂量模型, 并建立适用于我国海域的固液分配常数、生物富集因子、食物链传递效率等关键模型参数的数据库.

2020年度我国滨海核电发电量占全国发电总量的4.94%, 对应减排的$CO_2$总量达到$2.74\times10^{14}$ g/a[56], 而中国陆地净吸收$CO_2$总量估算为$5.87\times10^{14}$~$1.28\times10^{15}$ g/a[57], 滨海核电减排$CO_2$总量相当于中国陆地净吸收$CO_2$总量的21%~47%. 在"碳中和"的国家战略背景下, 我国在建核电机组数量多年位居全球首位, 滨海核电的稳步发展将继续在$CO_2$减排方面发挥越来越重要的作用. 然而, 滨海核电站的正常运行将向海洋排放一定量的人工放射性核素, 对海洋生态环境增加一定的辐射风险. 福岛核事故更为我国海域的生态环境安全敲响警钟. 在滨海核电稳步发展的背景下, 海洋放射性测量、示踪、评价技术体系(如海洋中极低检测限的分析方法开发、基于浮标实时自动化在线监测技术的探索、不同灾害情景下海洋迁移模型的构建与验证、放射性核素的海洋生物地球化学关键过程研究、海洋生物辐射剂量与效应、海洋生物辐射剂量模型开发与应用、海洋中放射性核素基准和标准研究、核污染情景下的海洋放射性修复技术等)作为核应急技术储备的重要组成, 除了保障日常监督性监测基本需求之外, 亟须得到更多关注. 应投入与滨海核电发展相匹配的研发力度, 以保障我国海洋生态环境安全.

**致谢** 感谢审稿人、生态环境部核与辐射安全中心的专家以及海洋领域的专家提出的意见. 感谢国家自然科学基金(42090041, 42030502, 41906043)和广西科技项目(AD17129063, AA17204074, 2019GXNSFAA185006)资助.

## 推荐阅读文献

1 Lin W H, Chen L Q, Yu W, et al. Radioactive source-term of the Fukushima nuclear accident (in Chinese). Sci Sin Earth Terrae, 2015, 45: 1875–1885 [林武辉, 陈立奇, 余雯, 等. 福岛核事故源项评价. 中国科学: 地球科学, 2015, 45: 1875–1885]

2 Lin W, Chen L, Yu W, et al. Radioactivity impacts of the Fukushima nuclear accident on the atmosphere. Atmos Environ, 2015, 102: 311–322

3 Lin W H, Chen L Q, He J H, et al. Review on monitoring marine radioactivity since the Fukushima nuclear accident (in Chinese). China Environ Sci, 2015, 35: 269–276 [林武辉, 陈立奇, 何建华, 等. 日本福岛核事故后的海洋放射性监测进展. 中国环境科学, 2015, 35: 269–276]

4 Zhao C, Qiao F L, Wang G S, et al. Simulation and prediction of $^{137}$Cs from the Fukushima accident in the China Seas (in Chinese). Chin Sci Bull, 2014, 59: 3416–3423 [赵昌, 乔方利, 王关锁, 等. 福岛核事故泄漏进入海洋的$^{137}$Cs对中国近海影响的模拟与预测. 科学通报, 2014, 59: 3416–3423]

5 Buesseler K, Dai M, Aoyama M, et al. Fukushima Daiichi-derived radionuclides in the ocean: Transport, fate, and impacts. Annu Rev Mar Sci, 2017, 9: 173–203

6 Masson O, Baeza A, Bieringer J, et al. Tracking of airborne radionuclides from the damaged Fukushima Dai-ichi nuclear reactors by European networks. Environ Sci Technol, 2011, 45: 7670–7677

7 Tokyo Electric Power Company. Mid-and-Long-Term Decommissioning Action Plan. 2020, https://www.tepco.co.jp/en/hd/decommission/information/dap/pdf/dap_20200327_01-e.pdf

8 Ministry of Economy, Trade and Industry. The Update of Fukushima Daiichi NPS. 2021, https://www.meti.go.jp/english/earthquake/nuclear/decommissioning/pdf/20210304_FPCJ_METI.pdf

9 Normile D. Japan Plans to Release Fukushima's Wastewater into the Ocean. 2021, https://www.sciencemag.org/news/2021/04/japan-plans-release-fukushima-s-contaminated-water-ocean

10 Wang L, Zheng G D, Zhao S P, et al. Impact of Fukushima nuclear accident to Chinese mainland environment (in Chinese). Radiat Prot, 2012, 32: 325–335 [王蕾, 郑国栋, 赵顺平, 等. 日本福岛核事故对我国大陆环境影响. 辐射防护, 2012, 32: 325–335]

11 Deng F, Lin F, Yu W, et al. The distributions of $^{134}$Cs, $^{137}$Cs and $^{90}$Sr in the northwest Pacific seawater in the winter of 2012. Mar Pollut Bull, 2020, 152: 110900

12 Zhao C, Wang G, Zhang M, et al. Transport and dispersion of tritium from the radioactive water of the Fukushima Daiichi nuclear plant. Mar Pollut

Bull, 2021, 169: 112515
13 Buesseler K O. Opening the floodgates at Fukushima. Science, 2020, 369: 621–622
14 Tokyo Electric Power Company. Radiation Concentrations Measured at the Multi-nuclide Removal Equipment (ALPS) Outlet (as of March 31, 2021). 2021, http://www.tepco.co.jp/en/decommission/progress/watertreatment/images/exit_en.pdf
15 Lin W H, Chen L Q, Yu W, et al. Application and methodology of radiation dose rate assessment in marine biotas (in Chinese). In: 2014 Annual Meeting of Fujian Society of Oceanography and the 14th Annual Meeting of Fujian Association for Science and Technology. 2014. 326–334 [林武辉, 陈立奇, 余雯, 等. 海洋生物辐射剂量评价方法及应用. 见: 福建省海洋学会2014年学术年会暨福建省科协第十四届学术年会. 2014. 326–334]
16 Lin W, Feng Y, Yu K, et al. Comparative study of radioactivity levels and radionuclide fingerprints in typical marine ecosystems of coral reefs, mangroves, and hydrothermal vents. Mar Pollut Bull, 2020, 152: 110913
17 Periáñez R, Qiao F, Zhao C, et al. Opening Fukushima floodgates: Modelling $^{137}$Cs impact in marine biota. Mar Pollut Bull, 2021, 170: 112645
18 Lin W H, He J H, Yu K F, et al. $^{90}$Sr in marine environment: Comparison of seas surrounding Japan and the South China Sea (in Chinese). Acta Oceanol Sin, 2020, 42: 47–58 [林武辉, 何建华, 余克服, 等. 海洋中$^{90}$Sr: 日本周边海域与南海的对比. 海洋学报, 2020, 42: 47–58]
19 International Atomic Energy Agency. IAEA Follow-up Review of Progress Made on Management of ALPS Treated Water and the Report of the Subcommittee on Handling of ALPS treated water at TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Station. 2020, https://www.iaea.org/sites/default/files/20/04/review-report-020420.pdf
20 International Atomic Energy Agency. The Fukushima Daiichi Accident Technical Volume 5/5 Post-accident Recovery, 2015. 1–204
21 World Health Organization. Guidelines for Drinking-water Quality. 4th ed. 2011. 1–541
22 International Atomic Energy Agency (IAEA). Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment. Vienna: IAEA, 2004
23 Subcommittee on Handling of the ALPS Treated Water. Report of the Subcommittee on Handling of the ALPS Treated Water, 2020. 1–57
24 Ministry of Economy, Trade and Industry. The Outline of the Handling of ALPS Treated Water at Fukushima Daiichi NPS. 2020, https://www.meti.go.jp/english/earthquake/nuclear/decommissioning/pdf/20200203_current_status.pdf
25 Manley S L, Lowe C G. Canopy-forming kelps as California's coastal dosimeter: $^{131}$I from damaged Japanese reactor measured in *Macrocystis pyrifera*. Environ Sci Technol, 2012, 46: 3731–3736
26 Steinhauser G, Merz S, Kübber-Heiss A, et al. Using animal thyroids as ultra-sensitive biomonitors for environmental radioiodine. Environ Sci Technol, 2012, 46: 12890–12894
27 International Commission on Radiological Protection. Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. In: Clement C H, ed. ICRP Publication 119. Amsterdam: Elsevier, 2012. 1–130
28 Cao L, Zheng J, Zhou Z, et al. Distribution and behavior of plutonium isotopes in Western Pacific marginal seas. Catena, 2021, 198: 105023
29 Wu J, Sun J, Xiao X. An overview of current knowledge concerning the inventory and sources of plutonium in the China Seas. Mar Pollut Bull, 2020, 150: 110599
30 Chen G, Wang Q, Chu X. Accelerated spread of Fukushima's waste water by ocean circulation. Innovation, 2021, 2: 100119
31 Zhang F, Wang J, Liu D, et al. Distribution of $^{137}$Cs in the Bohai Sea, Yellow Sea and East China Sea: Sources, budgets and environmental implications. Sci Total Environ, 2019, 672: 1004–1016
32 Xie T, Newton R, Schlosser P, et al. Long-term mean mass, heat and nutrient flux through the Indonesian Seas, based on the tritium inventory in the Pacific and Indian Oceans. J Geophys Res Oceans, 2019, 124: 3859–3875
33 Smith J N, Brown R M, Williams W J, et al. Arrival of the Fukushima radioactivity plume in North American continental waters. Proc Natl Acad Sci USA, 2015, 112: 1310–1315
34 Kumamoto Y, Aoyama M, Hamajima Y, et al. Radiocesium in the western subarctic area of the North Pacific Ocean, Bering Sea, and Arctic Ocean in 2013 and 2014. Appl Radiat Isot, 2017, 126: 88–92
35 Huang D, Lin J, Du J, et al. The detection of Fukushima-derived radiocesium in the Bering Sea and Arctic Ocean six years after the nuclear accident. Environ Pollut, 2020, 256: 113386
36 Qiu B, Chen S. Variability of the Kuroshio extension jet, recirculation gyre, and mesoscale eddies on decadal time scales. J Phys Oceanogr, 2005, 35: 2090–2103
37 Chelton D B, Schlax M G, Samelson R M. Global observations of nonlinear mesoscale eddies. Prog Oceanogr, 2011, 91: 167–216
38 Kamidaira Y, Uchiyama Y, Mitarai S. Eddy-induced transport of the Kuroshio warm water around the Ryukyu Islands in the East China Sea. Cont Shelf Res, 2017, 143: 206–218
39 Guo X, Miyazawa Y, Yamagata T. The Kuroshio onshore intrusion along the shelf break of the East China Sea: The origin of the Tsushima warm current. J Phys Oceanogr, 2006, 36: 2205–2231
40 Behrens E, Schwarzkopf F U, Lübbecke J F, et al. Model simulations on the long-term dispersal of $^{137}$Cs released into the Pacific Ocean off

Fukushima. Environ Res Lett, 2012, 7: 034004
41 Hanawa K, Talley L D. Mode waters. In: Siedler G, Church J, Gould J, eds. International Geophysics. Pittsburgh: Academic Press, 2001. 373–386
42 Aoyama M, Hirose K, Nemoto K, et al. Water masses labeled with global fallout $^{137}$Cs formed by subduction in the North Pacific. Geophys Res Lett, 2008, 35: L01604
43 Men W, He J, Wang F, et al. Radioactive status of seawater in the northwest Pacific more than one year after the Fukushima nuclear accident. Sci Rep, 2015, 5: 7757
44 Kumamoto Y, Aoyama M, Hamajima Y, et al. Southward spreading of the Fukushima-derived radiocesium across the Kuroshio Extension in the North Pacific. Sci Rep, 2014, 4: 4276
45 Kaeriyama H, Shimizu Y, Setou T, et al. Intrusion of Fukushima-derived radiocaesium into subsurface water due to formation of mode waters in the North Pacific. Sci Rep, 2016, 6: 22010
46 Madigan D J, Baumann Z, Fisher N S. Pacific bluefin tuna transport Fukushima-derived radionuclides from Japan to California. Proc Natl Acad Sci USA, 2012, 109: 9483–9486
47 Honda M C, Kawakami H. Sinking velocity of particulate radiocesium in the northwestern North Pacific. Geophys Res Lett, 2014, 41: 3959–3965
48 International Atomic Energy Agency (IAEA). The Fukushima Daiichi Accident: Report by the Director General. Vienna: IAEA, 2015. 1–208
49 Morino Y, Ohara T, Nishizawa M. Atmospheric behavior, deposition, and budget of radioactive materials from the Fukushima Daiichi nuclear power plant in March 2011. Geophys Res Lett, 2011, 38: L00G11
50 Povinec P P, Kwong L L W, Kaizer J, et al. Impact of the Fukushima accident on tritium, radiocarbon and radiocesium levels in seawater of the western North Pacific Ocean: A comparison with pre-Fukushima situation. J Environ Radioact, 2017, 166: 56–66
51 Kaizer J, Aoyama M, Kumamoto Y, et al. Tritium and radiocarbon in the western North Pacific waters: Post-Fukushima situation. J Environ Radioact, 2018, 184-185: 83–94
52 Aoyama M, Kajino M, Tanaka T Y, et al. $^{134}$Cs and $^{137}$Cs in the North Pacific Ocean derived from the March 2011 TEPCO Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Japan. Part two: Estimation of $^{134}$Cs and $^{137}$Cs inventories in the North Pacific Ocean. J Oceanogr, 2016, 72: 67–76
53 Kaizer J, Kumamoto Y, Molnár M, et al. Temporal changes in tritium and radiocarbon concentrations in the western North Pacific Ocean (1993–2012). J Environ Radioact, 2020, 218: 106238
54 Povinec P P, Hirose K, Aoyama M. Radiostrontium in the western North Pacific: Characteristics, behavior, and the Fukushima impact. Environ Sci Technol, 2012, 46: 10356–10363
55 Lin W H, Yu K F, Wang Y H, et al. Using uranium-series radionuclides as tools for tracing marine sedimentary processes: Source identification, sedimentation rate, and sediment resuspension (in Chinese). Mar Geol Quat Geol, 2020, 40: 60–70 [林武辉, 余克服, 王英辉, 等. 海洋沉积过程的铀系放射性核素示踪技术: 物源识别、沉积、再悬浮. 海洋地质与第四纪地质, 2020, 40: 60–70]
56 China Nuclear Energy Association. Chinese National Nuclear Power Operation from January to December in 2020. http://www.china-nea.cn/site/content/38577.html [中国核能行业协会. 2020年1–12月全国核电运行情况. http://www.china-nea.cn/site/content/38577.html
57 Jiang F, Chen J M, Zhou L, et al. A comprehensive estimate of recent carbon sinks in China using both top-down and bottom-up approaches. Sci Rep, 2016, 6: 22130

Summary for “日本福岛核废水排海情景下海洋生态环境影响与应对”

# Consequences of marine ecological environment and our preparedness for Fukushima radioactive wastewater discharge into the ocean

Wuhui Lin[1*], Kefu Yu[1*], Jinqiu Du[2], Hongyang Lin[3], Wen Yu[4] & Minting Mo[1]

[1] *Guangxi Laboratory on the Study of Coral Reefs in the South China Sea, School of Marine Sciences, Guangxi University, Nanning 530004, China;*
[2] *National Marine Environmental Monitoring Center, Dalian 116023, China;*
[3] *State Key Laboratory of Marine Environmental Science, Xiamen University, Xiamen 361102, China;*
[4] *School of National Security and Emergency Management, Beijing Normal University, Zhuhai 519087, China*
* Corresponding authors, E-mail: linwuhui8@163.com; kefuyu@scsio.ac.cn

Ten years after the Fukushima nuclear accident (FNA), Japan announced the planned discharge of over one million tons of Fukushima radioactive wastewater (FRW) into the Pacific Ocean in two years. This decision regarding FRW disposal has aroused worldwide concerns and public fears, which may be exacerbated by reputational damage and the lack of a clear public understanding of the possible adverse impacts of the FRW. As one of the countries surrounding the Pacific Ocean, China is a stakeholder in this decision regarding the FRW disposal.

In this study, we compared the FRW source and its associated radionuclide components with the liquid effluent from routine operation of the nuclear power plant and its associated radionuclides. The activity concentrations of 13 radionuclides in the pre- and post-treated FRW by the Advanced Liquid Processing Systems (ALPS) were quantitatively compared with limits for radionuclide concentrations required by Japan law, guidance levels for radionuclides in drinking water provided by the World Health Organization (WHO), and baseline concentrations of radionuclides in surface seawater from the Pacific Ocean before the FNA. Sediment-seawater distribution coefficients and bioconcentration factors are also shown to provide insights into the mobility and biological availability of radionuclides derived from the FRW in the marine environment. Although 62 radionuclides can be recovered from the FRW by ALPS according to a report from the Tokyo Electric Power Company (TEPCO), a large amount of $^{3}$H remains in the ALPS-treated FRW. The total amount of $^{3}$H in the ALPS-treated FRW was approximately $8.6\times10^{14}$ Bq (by October 31, 2019), with an average concentration of $7.3\times10^{5}$ Bq/L, higher than the concentration limit ($6\times10^{4}$ Bq/L) required by Japan law and guidance level ($10^{4}$ Bq/L) provided by the WHO. The amount of $^{3}$H in the ALPS-treated FRW ($8.6\times10^{14}$ Bq by October 31, 2019) is continually increasing, and is already higher than the amount of $^{3}$H ($3\times10^{14}$–$7\times10^{14}$ Bq) released into the Pacific Ocean immediately after the FNA. Additionally, other radionuclides (e.g., $^{14}$C, $^{90}$Sr, $^{129}$I, etc.) in the ALPS-treated FRW with high bioconcentration factors and high activity-dose conversion factors relative to $^{3}$H should also be carefully monitored and evaluated. The measured results provided by the TEPCO indicated that ~70% of the current ALPS-treated FRW should be repurified to reduce concentrations of other radionuclides to meet Japan’s legal requirements.

Despite several unresolved factors (e.g., the FRW source terms, discharging plan, hydrodynamic and biogeochemical processes, etc.) simultaneously influencing the fate of FRW in the marine environment, we qualitatively described the hydrodynamically driven passive transport pathway and the biologically driven active transport pathway of the FRW. The transport of the FRW should be comprehensively investigated from the perspective of physical-biogeochemical processes at multiple scales (e.g., large-scale wind-driven circulation, mesoscale eddies, small-scale turbulence) and three-dimensional (e.g., vertical and horizontal vectors) oceans. Key gateways and transport pathways relevant to the FRW entry into the China seas have been suggested to include the Luzon Strait, the outer continental shelf and cross-shelf penetrating fronts in the East China Sea, the Yellow Sea Warm Current, and the Korean Coastal Current. Under specific conditions, the neglected biologically driven active transport pathway may significantly accelerate transport speed for the FRW-derived radionuclides via migratory animals (e.g., Pacific bluefin tuna) and may impose relatively high radiological risk to humans via seafood consumption.

Finally, the consequences of marine ecological environment and our preparedness for the FRW release were discussed from the perspectives of total radioactivity, radionuclide components in the FRW, transport pathways of the FRW, and enhancing capacity to meet radiological risk assessment needs. Nuclear power plants located near the coastal seas are gradually developing in China and play a significant role in China’s national strategy of “Carbon Neutrality”. Technical systems of measurement, tracer, and assessment of radionuclides in the marine environments should be given more attention and be continually enhanced in line with the development of nuclear power plants. Several directions including extremely low minimum detection activity for the analytical methods of radionuclides, buoy-based online and real-time measurement technology for marine radioactivity, construction and validation of numerical models for marine radioactivity, key marine biogeochemical processes for radionuclides, radiation dose-effect for marine biotas, radiological assessment models, and remediation technology for radionuclides in marine environments are emphasized as key technologies in nuclear emergency preparedness to protect marine environment security.

**nuclear power plant, Fukushima nuclear accident, Fukushima radioactive wastewater, radionuclide, biogeochemical process, marine hydrodynamic process**

doi: 10.1360/TB-2021-0743