

聚变堆气态氚排放的辐射影响

左庆宁 黄靖云 张君南 王晓亮 白晓平 魏其铭

(中国核电工程有限公司 北京 100080)

摘要 聚变堆贮存及释放的气态氚的量远高于现行的裂变堆,氚是聚变堆潜在放射性的重要来源。为未来实现聚变堆的安全性及环境友好性,需要研究聚变堆气态氚排放对环境的影响。选取我国东部沿海典型厂址作为研究对象,使用高斯模型预测气态氚释放后的大气弥散规律以及氚气(HT)的干沉积、土壤氧化以及氚化水(HTO)的再蒸发效应,计算了聚变堆 1 g 的 HT 在短期释放情况下对周围环境的公众所造成辐射剂量。计算结果显示:在 10 m 高度处释放的 HT 对排放点西部方位 500~3 000 m 处的成人造成的吸入内照射剂量在 0.38~0.10 mSv 之间,不同距离 HTO 的再蒸发效应所造成的剂量都是气态氚剂量的主要来源,沉降至土壤中的 HT 被氧化成 HTO 的比例及气象条件是决定气态氚剂量的关键参数。研究表明,聚变堆 HT 释放所造成公众剂量要高于现行的裂变堆,在后续开展聚变堆的相关研究过程中,需要进一步关注其释放的气态氚对环境的辐射效应。

关键词 聚变堆, 气态氚, 大气弥散, 再蒸发效应, 有效剂量

中图分类号 TL733, TL69

DOI: 10.11889/j.0253-3219.2024.hjs.47.050005

Study on the radiological effect of the tritium gas released from fusion reactor

ZUO Qingning HUANG Jingyun ZHANG Junnan WANG Xiaoliang BAI Xiaoping WEI Qiming

(China Nuclear Power Engineering Company, Ltd., Beijing 100080, China)

Abstract [Background] The amount of gaseous tritium stored and released in fusion reactor is higher than that in current fission reactors, so that tritium is an important source of potential radioactivity in fusion reactor. [Purpose] This study aims to investigate the environmental impact of gas tritium emission from fusion reactor for achieving the safety and environmental friendliness of fusion reactor in the future. [Methods] Typical factory sites along the eastern coast of China with the highest frequency east wind direction was selected as the research object, and the Gauss model was employed to predict the atmospheric dispersion of gaseous tritium release and the dry deposition of tritium gas (HT), soil oxidation and re-evaporation of HTO. The radiation dose of 1 g HT in the case of short-term released from fusion reactor to the public in the surrounding environment was calculated. [Results] Calculation results show that the effective dose of inhalation internal irradiation of HT released at 10 m height for adults at 500~3 000 m west of the release point ranges from 0.38 mSv to 0.1 mSv. The dose caused by the re-evaporation effect of HTO at different distances is the main source of the dose of gaseous tritium. The proportion of the HT deposited to soil being oxidized to HTO and the atmosphere condition are the key parameter determining the effective dose of the tritium gas. [Conclusions] The study shows that the effective dose of HT released from fusion reactor to public is higher than which released from fission reactor, hence further attention to the environmental impact of the tritium is needed in the research on the fusion reactor subsequently.

Key words Fusion reactor, Tritium gas, Atmosphere dispersion, Revaporization, Effective dose

第一作者: 左庆宁, 男, 1996 年出生, 2022 年于核工业第二研究设计院获硕士学位, 研究领域为辐射防护与环境保护、核环境安全,

E-mail: 877940452@qq.com, zuoqn@cnpe.cc

收稿日期: 2023-12-05, 修回日期: 2024-03-28

First author: ZUO Qingning, male, born in 1996, graduated from The Second Nuclear Industry Research and Design Institute with a master's degree in 2022, focusing on radioactive protection, environmental protection and nuclear environmental safety, E-mail: 877940452@qq.com, zuoqn@cnpe.cc

Received date: 2023-12-05, revised date: 2024-03-28

聚变堆是我国核能发展“三步走”战略的最后一步,其具有能量释放更高效、环境友好、资源储备更丰富的优势^[1-3]。我国在积极参与国际热核聚变实验堆(International Thermonuclear Experimental Reactor, ITER)计划的同时,开展了中国聚变工程实验堆(China Fusion Engineering Experimental Reactor, CFETR)的相关工作^[4-5],与 ITER 在工程和技术上实现互补,为我国进一步独立自主地开发和利用聚变能奠定坚实的科学技术与工程基础,促使我国率先利用聚变能发电、实现能源的跨越式发展成为可能。

氚的半衰期为 12.3 a,为弱 β 放射性核素,每克氚的放射性活度约为 3.57×10^{14} Bq,其外照射对人体的危害很小,通过吸入和食入途径进入人体内部后对人体的辐射影响更大^[6-7]。对于常规的裂变堆,以“华龙一号”机组为例,正常运行下气态氚的年排放量在 10^{12} Bq 的量级^[8],对公众造成的剂量在 $0.1 \sim 1 \mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$ 的量级^[8],其对环境的辐射影响基本可忽略。而氚作为聚变堆的燃料,其盘存量及释放量都远高于裂变堆,其中,CFETR 在正常运行年份气态氚的年排放量约为 $1 \text{ g} \cdot \text{a}^{-1}$,大修年份约为 $4 \text{ g} \cdot \text{a}^{-1}$,高出裂变堆 2~3 个量级^[9-13];ITER 的聚变系统中氚的总盘存量为 $3 \sim 4 \text{ kg}$ ^[12]。因此,氚是聚变堆潜在放射性的重要来源,其释放后对公众剂量的贡献远高于其他核素,需重点关注其在聚变堆正常运行以及事故工况下释放对环境的影响^[4]。

本文研究了聚变堆短期释放的气态氚(以 HT 为例)对环境的影响,基于气态氚的大气弥散规律及其沉积、再蒸发效应,并结合我国典型厂址的大气环境条件,计算了气态氚对公众造成的辐射剂量。

1 理论模型

气态氚的大气弥散过程中,还伴随着大气和其他环境隔室的耦合转移过程。空气中的氚通过干沉降和湿沉降途径向土壤转移,在土壤中经过物理化学反应(如 HT 的氧化),会部分再蒸发到空气中,称为再蒸发效应。因此,空气中氚浓度是氚释放后经过一次大气弥散后的浓度和土壤再蒸发面源的二次大气弥散的浓度之和^[14-15]。在进行公众剂量计算时,考虑了气态氚吸入途径下的内照射剂量。

1.1 大气弥散

如图 1 所示,本文根据高斯模式^[16-18]预测聚变堆在短期释放(释放时长小于 8 h)的气态氚的大气弥散过程,气态氚的大气弥散因子满足式(1):

$$(\chi/Q) = \frac{1}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \times e^{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}} \times \left(e^{-\frac{(H-z)^2}{2\sigma_z^2}} + e^{-\frac{(H+z)^2}{2\sigma_z^2}} \right) \quad (1)$$

式中: (χ/Q) 为气态氚的大气弥散因子, $\text{s} \cdot \text{m}^{-3}$; Q 为气态氚的释放速率, $\text{Bq} \cdot \text{s}^{-1}$; u 为释放高度处风速, $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$; y 为侧风向距离, m ; z 为计算点的高度, m ; H 为释放点的有效高度, m ; σ_y 、 σ_z 分别为水平、垂直扩散参数, m ,与环境的大气稳定度及到释放点的距离有关。

1.2 沉积效应

释放至空气中的气态氚在干、湿沉积效应下沉降至土壤中,对于 HT(氚化氢)而言,由于其难溶于水,湿沉积效应可以忽略,因此,主要考虑干沉积效应对其的影响,其干沉积因子满足式(2):

$$\text{DP} = (\chi/Q) \times V_d \quad (2)$$

式中:DP 为气态氚的干沉积因子, m^{-2} ; V_d 为干沉降速率, $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ 。

HT 释放后的大气弥散及沉降过程见图 1。

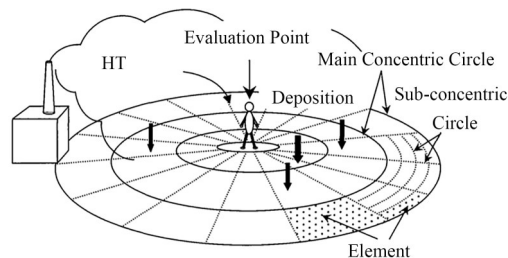


图 1 聚变堆释放的 HT 大气弥散及沉降过程
Fig.1 The atmospheric dispersion and deposition progress of HT released from the fusion reactor

1.3 再蒸发效应

沉降到土壤中的氚,虽然其再蒸发量相对空气中的氚浓度很小,但对于 HT 释放源,这一效应是不能忽略的。因为 HT 释放源由于大气弥散对人体直接造成的剂量很小(吸入人体内的 HT 大多会通过呼吸迅速排出,HT 的剂量转换因子很小),但沉降土壤中的 HT 会被部分氧化为 HTO,进而再蒸发进入空气中,由于 HTO 会被摄入生物体内,分布于各处组织器官中并参与代谢,其剂量转换因子远大于 HT,造成的剂量也更大。因此,对于 HT 释放源,再蒸发效应是其剂量评估中的关键因素^[14]。

本文考虑了剂量评价位置及其周围的 HTO 的再蒸发效应对剂量的贡献。如图 2 所示,本文的研究中,以评价点为圆心,均匀划分成 16 个扇形(每个 22.5°),同时按半径由小到大划分若干扇面(以下称为子区),并以 1 h 为时间步长,每个时间步长下的每个子区中气象条件和土壤理化性质以及气态氚的浓

度均匀一致,同时考虑再蒸发量随时间的衰减效应,计算这些子区内土壤中HTO再蒸发效应对评价点氚浓度的贡献^[19]。

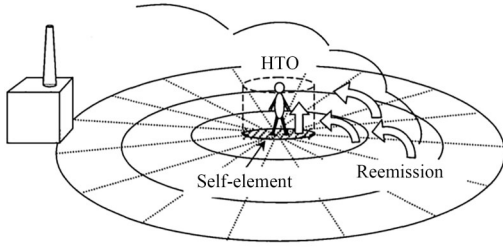


图2 土壤中的HTO再蒸发并弥散的过程
Fig.2 The reemission and dispersion progress of the HTO in soil

在子区k内沉降至土壤中的HT被氧化成HTO并再蒸发的过程满足式(3)所示的规律:

$$RE_{k,j} = DP_{k,j} \times A_k \times k_{oxi} \times f_j \quad (3)$$

式中: $RE_{k,j}$ 为子区k在第j个小时的气态氚的再蒸发因子,无量纲; $DP_{k,j}$ 为子区k在第j个小时HT的干沉积因子, m^{-2} ; A_k 为子区k的面积, m^2 ; k_{oxi} 为HT在土壤中氧化的比例; f_j 为再蒸发量随时间的衰减因子。

各子区再蒸发的HTO,会作为地面释放源,在大气弥散的作用下对评价点的气态氚弥散因子产生贡献,其规律满足式(4):

$$(\chi_{re,k}/Q)_j = 2.032 \times RE_{k,j} / (\sigma_{z,j} \times u_j \times x_k) \quad (4)$$

式中: $(\chi_{re,k}/Q)_j$ 为子区k第j个小时的HTO再蒸发对评价点贡献的弥散因子, $s \cdot m^{-2}$; $\sigma_{z,j}$ 为第j个小时的垂直扩散参数, m ; u_j 为第j个小时的风速, $m \cdot s^{-1}$; x_k 为子区k中心到评价点的距离, m ,在本文中选取为子区扇面内外半径的平均值。

本文中,将各子区再蒸发的HTO视作由地面释放的面源,因此,采用了后退虚源法^[20]对其进行修正,可将x处的面源等效为在 $(x+x_d)$ 处的点源,如式(5)及图3所示:

$$px_d^q = \sigma_{y_0} = \frac{d}{4.3} \quad (5)$$

式中: d 为子区的等效宽度, m ,在本文中取为子区扇面的两段半径中点连线的长度; σ_{y_0} 为侧风向的初始扩散幅度, m ; x_d 为后退距离, m ; p, q 为横向扩散系数,与大气稳定度相关。

故j时刻各子区HTO再蒸发对评价点贡献的弥散因子 $(\chi_{re}/Q)_j$ 满足式(6):

$$(\chi_{re}/Q)_j = \sum_k (\chi_{re,k}/Q)_j \quad (6)$$

同时,评价点位置处土壤中的HTO同样也会再蒸发,并对评价点的气态HTO浓度产生贡献,本文假设评价点再蒸发的HTO均匀分布在以评价点为

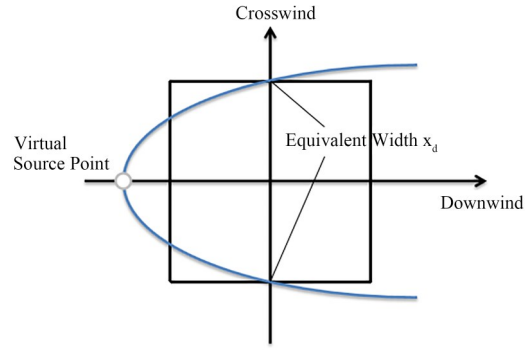


图3 后退虚源法示意图
Fig.3 Schematic diagram of recessional virtual source method
地面圆心的圆柱中^[16],如式(7)及图2所示:

$$(\chi_{self}/Q)_j = RE_{self,j} / (u_j \times H_{self} \times A_{self}^{0.5}) \quad (7)$$

式中: $(\chi_{self}/Q)_j$ 为第j个小时评价点HTO再蒸发所贡献的弥散因子, $s \cdot m^{-2}$; $RE_{self,j}$ 为评价点第j个小时的再蒸发因子; H_{self} 为假设圆柱的高度, m ; A_{self} 为假设圆柱的底面积, m^2 。

故评价点气态氚的总弥散因子 (χ_T/Q) 满足式(8):

$$(\chi_T/Q) = (\chi/Q) + \sum_j^{t_{rem}} [(\chi_{re}/Q)_j + (\chi_{self}/Q)_j] \quad (8)$$

式中: t_{rem} 为HTO发生再蒸发的时长。

1.4 剂量计算

考虑了吸入气态氚引起的内照射对公众剂量的贡献,该剂量满足式(9)^[16,21]:

$$D_h^a = 3.17 \times 10^{-8} \times R_a \times Q \times (\chi_T/Q) \times g_h^a \times T \quad (9)$$

式中: D_h^a 为年龄组a受到的有效剂量, Sv ; R_a 为年龄组a的年空气摄入量, $m^3 \cdot a^{-1}$; g_h^a 为年龄组a的吸入剂量转换因子, $Sv \cdot Bq^{-1}$; T 为释放后的受照射时长, s 。

2 计算结果与分析

2.1 计算对象与参数选取

本文选取了我国典型厂址作为研究对象,计算了聚变堆在短期释放的情形下释放高度为10 m时向大气释放 3.57×10^{14} Bq的气态氚(1 g,以HT形式释放)对公众的辐射剂量。计算过程中,风速、大气稳定度等气象条件均选自典型厂址周边气象站的观测结果,该参考厂址位于我国东部沿海,年均风速为 $2.1 m \cdot s^{-1}$,年均气温为 $14.5^\circ C$,最高频风为东风,厂址大气稳定度以D类为主,其次为稳定的E、F类。

在计算HTO的再蒸发效应时,考虑了以评价点为中心30 000 m的范围,从内到外半径划分为100 m、200 m、500 m、1 000 m、2 000 m、5 000 m、

10 000 m、20 000 m、30 000 m,考虑了气态氚沉降至土壤后的48 h内的再蒸发效应对空气浓度的贡献。同时,基于保守角度,假设沉积至土壤中的HT全部被氧化成HTO。其中,HTO再蒸发随时间的衰减效应满足式(10)^[19,22-23]:

$$f(t) = 0.1e^{-0.33t} \quad (10)$$

在计算气态氚的剂量时,选取了成人组为计算对象,计算了释放后30 d内吸入气态氚引起的内照射剂量,同时基于保守角度,计算剂量使用的气态氚浓度为释放后评价点浓度的最大值。

各参数选取情况见表1。

表1 计算对象及参数选取^[24-25]
Table 1 The compute object and parameter selection^[24-25]

模型参数 Mode and parameter	取值 Value
释放量 Q Release amount	3.57×10^{14} Bq(1 g)
释放时长 Release duration / h	1
再蒸发时长 t_{reem}	48
Revaporization duration / h	
释放高度 H Release height / m	10
HT干沉降速率	5×10^{-4}
Dry deposition velocity of HT / $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$	
HT在土壤中氧化的比例 k_{oxi}	1
Proportion of HT oxidized in soil k_{oxi}	
计算位置处HTO再蒸发圆柱高度 H_{self} 及底面积 A_{self} The radius and height of reemission cylinder	$H_{\text{self}}=1$ m, A_{self} 为半径5 m的圆的面积 A_{self} is the area of 5 m radius circle
剂量计算点位置	释放点风向E的下风口500~3 000 m
Dose calculation position	500~3 000 m downwind of the east wind to the release point
年龄组 Age group	成人 Adult
气态氚吸入剂量转换因子 ^[26]	HT: 1.8×10^{-15} ,
Inhalation dose coefficient of gas tritium	HTO: 1.8×10^{-11}
/ $\text{Sv} \cdot \text{Bq}^{-1}$	
受照射时长 Exposure duration / d	30

2.2 计算结果

表2和图4为HT释放高度为10 m时,释放点W方位不同距离下的气态氚的有效剂量。由图表数据可知,在距离释放点不同位置处,HT在气态氚总剂量的占比很低,约占1%甚至更低,气态氚的辐射剂量主要是由HT沉降至土壤中被氧化成HTO后再蒸发造成的。其中,在距离释放点500 m和1 000 m处的气态氚总有效剂量分别为0.38 mSv和0.28 mSv,参照我国《核动力厂辐射防护规定》(GB 6249—2011)^[27],这两剂量值超过了核电厂正常运行及预计

运行事件公众剂量约束值0.25 mSv;参照ITER相关标准,这两剂量值也超过了ITER正常运行及事件^[12]公众剂量限值0.1 mSv,分别占事故剂量限值(10 mSv)的3.80%和2.80%。

表2 10 m释放高度时释放点W方位不同距离下气态氚的有效剂量

Table 2 The effective dose of the tritium gas at 10 m release height at different distances in the west

到释放点距离 Distance / m	气态氚总剂量 Total effective dose of tritium gas / mSv	HT剂量 Effective dose of HT / mSv
500	0.38	3.59×10^{-3}
1 000	0.28	2.25×10^{-3}
1 500	0.20	1.31×10^{-3}
2 000	0.16	8.50×10^{-4}
2 500	0.14	6.25×10^{-4}
3 000	0.10	4.66×10^{-4}

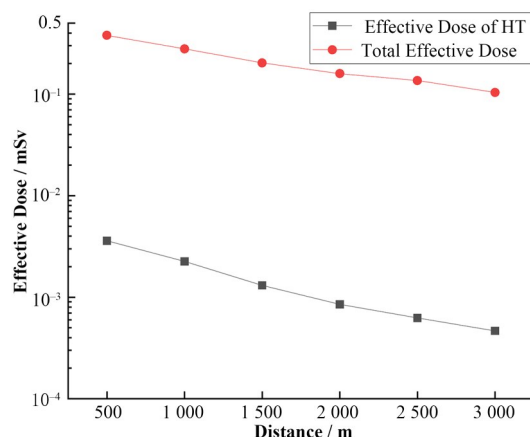


图4 10 m释放高度时释放点W方位不同距离下气态氚的有效剂量

Fig.4 The effective dose of the tritium gas at 10 m release height at different distances in the west

图5为10 m释放高度下W方位500 m处HT和不同环段再蒸发的HTO对剂量的贡献。由图5数据可知,HT的剂量对总剂量的贡献很小,仅占总剂量的0.95%;评价点及不同距离环段HTO的再蒸发中,距离0~100 m处的HTO再蒸发造成的剂量占总剂量的比例最大,占28.99%,距离评价点500 m以内HTO的再蒸发效应对总剂量的贡献超过了60%。距离评价点5 000 m以外的HTO再蒸发造成的剂量很低,在总剂量的占比不超过5%,因此在剂量计算时,应主要考虑评价点5 000 m范围内HTO的再蒸发效应。

2.3 参数选取差异性分析

本文还研究了部分参数不同取值时对计算结果的影响,考虑了不同的HT在土壤中氧化的比例以

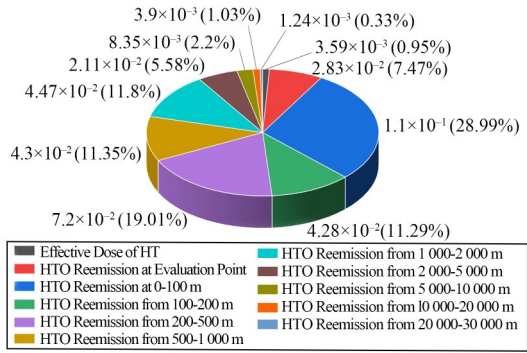


图5 10 m释放高度时释放点W方位500 m处HT和HTO的剂量贡献

Fig.5 The effective dose contribution of HT and HTO at 500 m of the west from the release point at 10 m release height

表3 k_{oxi} 不同取值时的气态氚剂量
Table 3 The effective dose of tritium gas with different values of k_{oxi}

到释放点距离 Distance / m	$k_{\text{oxi}}=1$		$k_{\text{oxi}}=0.5$		$k_{\text{oxi}}=0.25$	
	剂量 Effective dose / mSv	再蒸发效应占比 Revaporization proportion / %	剂量 Effective dose / mSv	再蒸发效应占比 Revaporization proportion / %	剂量 Effective dose / mSv	再蒸发效应占比 Revaporization proportion / %
500	0.379	99.05	0.191	98.12	0.097	96.31
1 000	0.279	99.19	0.140	98.40	0.071	96.85
1 500	0.203	99.36	0.102	98.72	0.052	97.48
2 000	0.159	99.47	0.080	98.94	0.040	97.90
2 500	0.136	99.54	0.068	99.09	0.035	98.19
3 000	0.104	99.55	0.052	99.11	0.026	98.23

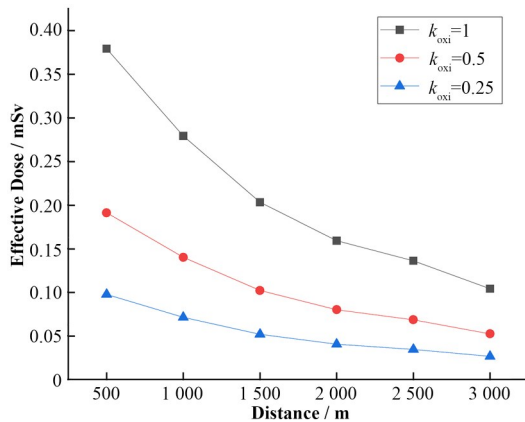


图6 k_{oxi} 不同取值时的气态氚剂量
Fig.6 The effective dose of tritium gas with different values of k_{oxi}

2)再蒸发时长

本文研究了再蒸发时长 t_{reem} 取为 48 h、24 h、12 h、8 h 时的气态氚剂量差异,计算结果如表 4 所示。由结果可知,由于 HTO 的再蒸发效应随时间衰减,再蒸发时长在 8~48 h 时剂量差别不大,再蒸发效应对剂量的贡献主要集中在前 8 h。

及不同再蒸发效应的时长对气态氚总剂量的影响。

1)HT 的土壤氧化比例

本文研究了土壤氧化比例 k_{oxi} 分别为 1、0.5 和 0.25 时的气态氚剂量差异,图 6 和表 3 为不同距离下的气态氚剂量。由图和表中结果可知,土壤氧化比例 k_{oxi} 的取值是影响气态氚剂量的关键因素之一,不同 k_{oxi} 的取值下气态氚剂量差别较大,但各案例中,HT 在土壤中被氧化成 HTO 的再蒸发效应都是气态氚剂量的主要来源。 k_{oxi} 取值为 1 时计算得到的气态氚剂量是较为保守的结果。

表4 不同再蒸发时长下的气态氚剂量(mSv)
Table 4 The different effective dose of tritium gas with different revaporization duration (mSv)

到释放点距离 Distance / m	$t_{\text{reem}}=48$ h	$t_{\text{reem}}=24$ h	$t_{\text{reem}}=12$ h	$t_{\text{reem}}=8$ h
500	0.379	0.379	0.377	0.372
1 000	0.279	0.279	0.278	0.274
1 500	0.203	0.203	0.203	0.201
2 000	0.159	0.159	0.159	0.157
2 500	0.136	0.136	0.136	0.135
3 000	0.104	0.104	0.104	0.103

3 结语

本文从气态氚的辐射影响评价出发,研究了聚变堆气态氚释放对公众造成的剂量,计算中考虑了 HT 的释放和大气弥散、干沉积、土壤氧化以及 HTO 的再蒸发过程,计算了释放点周边气态氚的吸入内照射剂量。

研究发现,当聚变堆的气态氚以 HT 的形式释放时,其土壤氧化以及 HTO 的再蒸发是辐射剂量的主要来源,对于土壤中氧化形成的 HTO,应主要考虑以辐射评价位置为中心 10 000 m 范围内 HTO 的

再蒸发效应所造成的剂量。

通过本文研究还可知,厂址气象条件和土壤中HT的氧化比例是决定聚变堆气态氚有效剂量的关键参数。在实践应用中,工程规划和建设初期,可基于保守角度假设土壤中的HT被全部氧化,以获得气态氚环境影响相对保守的结果,而后续阶段,建议对拟建聚变堆厂址的大气环境及土壤条件开展更细致的调研和实验,以获得气态氚在大气和土壤中的关键转移参数,用于更为准确地评估聚变堆的辐射环境影响。而从研究中各案例的计算结果可知,由于聚变堆释放的气态氚总量远高于现行压水堆,其对公众造成的辐射剂量也更高。从公众剂量角度出发,若要降低聚变堆对环境的影响,一方面需要提升聚变堆的安全水平,减少气态氚向环境的释放,同时也应尽量将聚变堆厂址建在平坦开阔,周边没有高大山体或建筑物的地带,降低周围建筑或山体对气态氚弥散过程中的尾流影响,以减少气态氚弥散至地面处的浓度。

作者贡献声明 左庆宁负责文献调研,模型研究,案例计算及论文撰写;黄靖云负责大气弥散模型研究,文献调研;张君南负责大气弥散计算程序的编写;王晓亮、白晓平、魏其铭提供论文的指导及修改建议。

参考文献

- 1 中华人民共和国国务院. 中国中长期科学和技术发展规划纲要(2006-2020年)[EB/OL]. 2006-2. https://www.gov.cn/jrzg/2006-02/09/content_183787.htm.
The State Council of Peoples Republic of China. Outline of Chinese medium and long term program for scientific and technological development (2006-2020) [EB/OL]. 2006-2. https://www.gov.cn/jrzg/2006-02/09/content_183787.htm.
- 2 张国书. 核聚变能源的开发现状及新进展[J]. 中国核电, 2018, 11(1): 30 - 34. DOI: 10.12058/zghd. 2018. 01.030.
ZHANG Guoshu. Status and recent progress in the development of nuclear fusion energy[J]. China Nuclear Power, 2018, 11(1): 30 - 34. DOI: 10.12058/zghd. 2018. 01.030.
- 3 彭述明, 陈志林, 周晓松. 聚变能源中氚安全研究进展及展望[J]. 中国科学: 物理学 力学 天文学, 2022, 52(2): 222021. DOI: 10.1360/SSPMA-2021-0191.
PENG Shuming, CHEN Zhilin, ZHOU Xiaosong. Progress and prospects on tritium safety for fusion energy [J]. Scientia Sinica (Physica, Mechanica & Astronomica), 2022, 52(2): 222021. DOI: 10.1360/SSPMA-2021-0191.
- 4 吴宜灿, 郁杰, 胡丽琴, 等. 聚变堆安全特性评价研究[J]. 核科学与工程, 2016, 36(6): 802 - 810. DOI: 10.3969/j.issn.0258-0918.2016.06.013.
WU Yican, YU Jie, HU Liqin, *et al.* Assessment on safety characteristics of fusion nuclear reactor[J]. Nuclear Science and Engineering, 2016, 36(6): 802 - 810. DOI: 10.3969/j.issn.0258-0918.2016.06.013.
- 5 潘垣, 庄革, 张明, 等. 国际热核实验反应堆计划及其对中国核能发展战略的影响[J]. 物理, 2010, 39(6): 379 - 384.
PAN Yuan, ZHUANG Ge, ZHANG Ming, *et al.* The ITER program and its impact on China's nuclear energy development[J]. Physics, 2010, 39(6): 379 - 384.
- 6 Nie B J, Fang S, Jiang M, *et al.* Anthropogenic tritium: inventory, discharge, environmental behavior and health effects[J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2021, 135: 110188. DOI: 10.1016/j.rser.2020.110188.
- 7 申慧芳, 钱渊, 杜林, 等. 核设施氚气态释放后植物中有机氚的研究进展[J]. 原子能科学技术, 2014, 48(10): 1766 - 1774. DOI: 10.7538/yzk.2014.48.10.1766.
SHEN Huifang, QIAN Yuan, DU Lin, *et al.* Overview of organically bound tritium in plant for atmospheric release of tritium from nuclear installation[J]. Atomic Energy Science and Technology, 2014, 48(10): 1766 - 1774. DOI: 10.7538/yzk.2014.48.10.1766.
- 8 王晓亮, 郑平辉, 郑伟. 华龙一号核电厂公众辐射剂量优化设计目标值研究[J]. 辐射防护, 2019, 39(3): 177 - 183.
WANG Xiaoliang, ZHENG Pinghui, ZHENG Wei. Optimization study on the design objective of public radiation dose for HPR1000 nuclear power plants[J]. Radiation Protection, 2019, 39(3): 177 - 183.
- 9 杨端节, 陈晓秋. 我国核电厂运行中的氚排放[J]. 辐射防护, 2011, 31(4): 193 - 197.
YANG Duanjie, CHEN Xiaoqi. Tritium discharge during nuclear power operation in China[J]. Radiation Protection, 2011, 31(4): 193 - 197.
- 10 黎辉, 梅其良, 付亚茹. 核电厂氚的产生和排放分析[J]. 原子能科学技术, 2015, 49(4): 739 - 743. DOI: 10.7538/yzk.2015.49.04.0739.
LI Hui, MEI Qiliang, FU Yaru. Analyses of generation and release of tritium in nuclear power plant[J]. Atomic Energy Science and Technology, 2015, 49(4): 739 - 743. DOI: 10.7538/yzk.2015.49.04.0739.
- 11 Chae J S, Kim G. Dispersion and removal characteristics of tritium originated from nuclear power plants in the

- atmosphere[J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2018, **192**: 524 - 531. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2018.08.007.
- 12 Taylor N. Preliminary safety report (RPrS) [R]. French: ITER, 2011.
 - 13 王绪, 潘社奇, 赵庆凯, 等. ITER 放射性废物管理现状和对 CFETR 放射性废物管理的启示[J]. 核技术, 2022, **45**(9): 090603. DOI: 10.11889/j.0253-3219.2022.hjs.45.090603.
WANG Xu, PAN Sheqi, ZHAO Qingkai, *et al.* The status of ITER radioactive waste management and enlightenment to CFETR radioactive waste management [J]. Nuclear Techniques, 2022, **45**(9): 090603. DOI: 10.11889/j.0253-3219.2022.hjs.45.090603.
 - 14 聂保杰. 聚变堆放射性核素的环境迁移与公众后果研究[D]. 合肥: 中国科学技术大学, 2017.
NIE Baojie. Research on radionuclides environmental migration and public consequences of fusion reactor[D]. Hefei: University of Science and Technology of China, 2017.
 - 15 许幼幼. CFETR 失真空事故下放射性迁移研究[D]. 合肥: 中国科学技术大学, 2019.
XU Youyou. Study of radioactivity migration in the loss of vacuum accident for CFETR[D]. Hefei: University of Science and Technology of China, 2019.
 - 16 潘自强, 王志波, 陈竹舟. 中国核工业三十年辐射环境质量评价[M]. 北京: 中国原子能出版社, 2013.
PAN Ziqiang, WANG Zhibo, CHEN Zhuzhou. Evaluation of radiation environmental quality in Chinese nuclear industry in 30 years[M]. China: China Atomic Energy Press, 2013.
 - 17 姜京华, 曹学武. 聚变堆失真空事故下氚的大气扩散模拟研究[J]. 核技术, 2023, **46**(2): 020605. DOI: 10.11889/j.0253-3219.2023.hjs.46.020605.
JIANG Jinghua, CAO Xuewu. Simulation study of tritium atmospheric dispersion of loss of vacuum accident of a fusion reactor[J]. Nuclear Techniques, 2023, **46**(2): 020605. DOI: 10.11889/j.0253-3219.2023.hjs.46.020605.
 - 18 张彦, 乔清党, 杨端节, 等. 基于欧拉-拉格朗日方法的气载核污染物长距离传输沉降模拟研究[J]. 核技术, 2023, **46**(1): 010003. DOI: 10.11889/j.0253-3219.2023.hjs.46.010003.
ZHANG Yan, QIAO Qingdang, YANG Duanjie, *et al.* Simulation of long distance transport and deposition of airborne nuclear pollutants based on Eulerian-Lagrangian method[J]. Nuclear Techniques, 2023, **46**(1): 010003. DOI: 10.11889/j.0253-3219.2023.hjs.46.010003.
 - 19 Yokoyama S, Noguchi H, Kurosawa N. Development of dose assessment code for accidental tritium releases-ACUTRI-[J]. Japanese Journal of Health Physics, 2005, **40**(4): 376 - 384. DOI: 10.5453/jhps.40.376.
 - 20 邹长贵. 面源模式中后退虚拟点源位置的固定化研究[J]. 辐射防护通讯, 1991, **11**(2): 27 - 32.
ZOU Changgui. Research on fixation of backward virtual point source in non-point source mode[J]. Radiation Protection Bulletin, 1991, **11**(2): 27 - 32.
 - 21 吴友朋, 温伟伟, 程金星, 等. 核素氚导出空气浓度控制限值的发展及其应用研究[J]. 核技术, 2021, **44**(2): 020602. DOI: 10.11889/j.0253-3219.2021.hjs.44.020602.
WU Youpeng, WEN Weiwei, CHENG Jinxing, *et al.* Development and application of control limits of derived air concentration for tritium[J]. Nuclear Techniques, 2021, **44**(2): 020602. DOI: 10.11889/j.0253-3219.2021.hjs.44.020602.
 - 22 Ichimasa M, Ichimasa Y, Azuma Y, *et al.* Oxidation of molecular tritium by surface soils[J]. Journal of Radiation Research, 1988, **29**(2): 144 - 151. DOI: 10.1269/jrr.29.144.
 - 23 Yokoyama S, Noguchi H, Ichimasa M, *et al.* Deposition of heavy water on soil and reemission to the atmosphere [J]. Fusion Engineering and Design, 1998, **42**(1 - 4): 141 - 148. DOI: 10.1016/s0920-3796(98)00184-7.
 - 24 Garland J A. The absorption and evaporation of tritiated water vapor by soil and grassland[J]. Water, Air, and Soil Pollution, 1980, **13**(3): 317 - 333. DOI: 10.1007/BF02145476.
 - 25 Taschner M, Wiener B, Bunnenberg C. HT dispersion and deposition in soil[J]. Fusion Technology, 1988, **14**: 1264 - 1272. DOI: 10.13182/FST88-A25314.
 - 26 ICRP. Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 5. compilation of ingestion and inhalation dose coefficients[J]. Annals of the ICRP, 1996, **26**(1): 1 - 91. DOI: 10.1016/s0146-6453(00)89192-7.
 - 27 环境保护部, 国家质量监督检验检疫总局. 核动力厂环境辐射防护规定: GB 6249—2011[S]. 北京: 中国标准出版社, 2011.
Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China, General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China. Regulations for environmental radiation protection of nuclear power plant: GB 6249—2011[S]. Beijing: Standards Press of China, 2011.