

日本核电站事故对蘑菇的放射性污染(^{137}Cs)特征及去除污染的研究进展

高 琦^{1,2}, 张立炎¹, 管映雪¹, 唐子程¹, 王晓文¹, 张俊伟¹, 薛友林^{1*}

(1. 辽宁大学轻型产业学院, 沈阳 110036; 2. 中共辽宁省委党校, 沈阳 110161)

摘要: 日本福岛核电站事故导致大量人工放射性物质释放到环境中。蘑菇可以将周围环境的放射性物质富集在子实体内, 使其在生态系统中循环, 而消费者可能误买误食受污染蘑菇, 造成放射性物质在人体内蓄积。通过查阅大量文献发现: 蘑菇中放射性铯来源有多种, 主要源自其生长的底物; 蘑菇中放射性铯含量高低, 与距事故发生地的距离和蘑菇自身的营养机制有着很大关系; 去除放射性物质, 可以通过减少环境中的放射性铯或者简单水煮、油炸来减少食用蘑菇的放射性。本文就蘑菇中放射性铯的来源, 积累方式, 产生差异的原因及去除方法进行概述, 以期为我国构建蘑菇类放射性污染特征及去除污染方法数据库提供支撑。

关键词: 福岛核电站事故; 蘑菇; 放射性物质; ^{137}Cs ; 净化

Research progress on the characteristics and removal of radioactive pollution (^{137}Cs) from mushroom caused by nuclear power plant accident in Japan

GAO Qi^{1,2}, ZHANG Li-Yan¹, GUAN Ying-Xue¹, TANG Zi-Cheng¹, WANG Xiao-Wen¹,
ZHANG Jun-Wei¹, XUE You-Lin^{1*}

(1. College of Light Industry, Liaoning University, Shenyang 110036, China;
2. Party School of Liaoning Provincial Party Committee, Shenyang 110161, China)

ABSTRACT: The accident at the Fukushima nuclear power plant in Japan resulted in the release of large amounts of artificial radioactive material into the environment. Mushrooms can accumulate the radioactive materials from the surrounding environment in the fruiting body, making it circulate in the ecosystem, while consumers may consume the contaminated mushrooms by mistake, resulting in excessive accumulation of radioactive material in the human body. After reviewing a large number of literatures, we found that: there were many sources of radioactive cesium in mushrooms, mainly from the substrate on which they grew, the content of radioactive cesium was related to the distance from the accident site and the nutrient mechanism of the mushroom itself, and the removal of the radioactive material could be achieved by reducing the radioactive cesium from the environment or simply by boiling or frying the mushrooms to reduce the pollution of radioactive cesium. This article summarized the sources of radioactive cesium in mushrooms, the accumulation methods, the reasons for the differences and the removal methods, in order to

基金项目: 国家自然科学基金项目(31201285)、辽宁省“兴辽英才计划”项目(XLYC1807270)、辽宁大学大学生创新创业训练计划项目(x201710140250、x201810140253)

Fund: Supported by the National Natural Science Foundation of China (31201285), the Liaoning Revitalization Talents Program (XLYC1807270), and the College Student Innovation and Entrepreneurship Development Program of Liaoning University (x201710140250, x201810140253)

*通信作者: 薛友林, 博士, 教授, 主要研究方向为农产品加工及食品营养。E-mail: xueyoulin@lnu.edu.cn

Corresponding author: XUE You-Lin, Ph.D, Professor, College of Light Industry, Liaoning University, 66 Chongshan Middle Road, Huanggu District, Shenyang 110036, China. E-mail: xueyoulin@lnu.edu.cn

provide supports for the establishment of a database of mushroom radioactive pollution characteristics and decontamination methods in China.

KEY WORDS: Fukushima nuclear power plant accident; mushroom; radioactive substance; ^{137}Cs ; decontamination

0 引言

2011年3月11日,日本东海岸发生了9.0级地震^[1],并伴随海啸发生,造成了日本福岛第一核电站大量放射性物质泄漏,事故发生后,大量放射性核素沉降在日本东部,对当地(尤其是福岛县)的农业、商业等各方面造成了诸多影响。此次事故中, ^{131}I 、 ^{137}Cs 和 ^{134}Cs 为释放所有放射性物质的主要放射性核素。但由于 ^{131}I 、 ^{134}Cs 的半衰期较短,(^{131}I 的半衰期为8 d; ^{134}Cs 的半衰期为2.1年,短时间内,就可以降至原来总量的千分之一^[1],达到安全阈值内,所以一般不需要对这2种放射性物质进行特殊处理),而 ^{137}Cs 不仅占据放射性物质总量比重大,同时半衰期较长,约为30.1年。

事故发生后,大量的放射性核素释放到环境中、沉积在地面、树叶上,并且通过一定的方式逐渐转移到生态系统中,对生态系统造成了严重影响。即使事故发生了5年,某些蘑菇中放射性铯含量仍较高。根据2016年日本厚田劳动省发布的蘑菇放射性铯(^{134}Cs 和 ^{137}Cs)的检测结果显示,放射性铯含量最高的为以下5种蘑菇:第1位,紫蘑菇(*Agaricus rubellus*),平均551.5 Bq/kg;第2位,粘液丝膜菌(*Cortinarius vibratilis*),平均361.3 Bq/kg;第3位,牛肝菌(*Boletus edulis*),平均220.1 Bq/kg;第4位,红椎菌(*Russula vinosa* Lindblad),平均205.5 Bq/kg;第5位,竹菇(*Puccinia bambusicola*),平均145.0 Bq/kg^[2]。日本对一般食品的监管限制上限值为100 Bq/kg^[3]。

目前,我国有47台核电站组,大多分布在东南沿海地区,累计发电量为3481.31亿千瓦时,约占全国累计发电量的4.88%^[4]。但核能在使用中也潜藏着高危害性的安全风险。核泄漏所产生的高低阶放射性物料对生态造成的危害,是当今世界关注和热议的话题。蘑菇营养丰富、含蛋白质高,对治疗心血管疾病和糖尿病有一定帮助^[5]。当前,我国可以利用人工栽培成活的食用菌达到105种,大量科学技术将食药用菌的培育和研发推上了现代化发展的道路^[6]。而福建、浙江等我国的蘑菇主要产区,距离核电站较近。因此,研究日本核辐射对蘑菇的影响,对中国应对核事故后的农业生产和生态修复具有十分重要的借鉴意义。

本文就蘑菇中放射性铯的来源,积累方式,产生差异的原因及去除方法进行概述,以期为我国构建蘑菇类放射性污染特征及去除污染方法数据库提供支撑。

1 放射性铯的来源

1.1 大气中放射性物质的直接沉积

部分从大气中降落的放射性铯会直接沉积在蘑菇的子实体上^[7],造成蘑菇的子实体放射性铯检测值较高。2011年4月26日,在筑波大学校园(距事故发生地170 km)内采集了8种野生蘑菇作为样品,检测其 ^{134}Cs 和 ^{137}Cs 的含量,检测值在36~5719 Bq/kg之间,在8种蘑菇样品中,2种木腐菌样品检测数值较高:三色拟迷空菌(*Daedaleopsis tricolor*)和裂褶菌(*Schizophyllum commune*)的 ^{134}Cs 和 ^{137}Cs 的量分别为868、812 Bq/kg与5719、5506 Bq/kg。由于事故发生时间较短,此处的土壤中 ^{134}Cs 和 ^{137}Cs 的沉积量并未达到如此高的数值,同时蘑菇不能短时间内从生长底物(土壤及枯木)中获得高浓度的放射性铯,因此推断蘑菇中高浓度放射性铯是通过大气直接沉降在子实体上积累导致的^[1]。

1.2 蘑菇生长底物(土壤及其周围的落叶,段木、由木屑制成的菌棒等)中放射性铯的转移

蘑菇有助于 ^{137}Cs 在土壤表层的长期保留,作为森林生态系统中的分解者,它们在物质循环中起重要作用。研究发现,蘑菇中的 ^{137}Cs 浓度与其菌丝生长的底物中 ^{137}Cs 浓度有很大关系^[8]。

1.2.1 来自于土壤和周围的落叶等

野生蘑菇通常生长在土壤中,放射性铯或直接沉降在土壤中^[9],或通过雨水冲刷等方式将沉积在落叶上的放射性铯逐渐转移到土壤中,并逐渐被蘑菇吸收^[10~11],这些放射性铯的总量远高于人工培植蘑菇的段木、木屑等底物中放射性铯的含量。蘑菇吸收底物中的放射性铯积累在子实体中^[12~13],所以野生蘑菇所含的 ^{137}Cs 数值通常高于人工养殖的蘑菇^[12,14]。

1.2.2 来自养殖蘑菇的菌棒

核电站事故发生以后,选取被污染的香菇及香菇生长的菌棒作为样品,制成切片,观察他们的放射自显影图像的成像影板,发现在蘑菇生长的菌棒的截面上出现多个黑色斑点(斑点即代表 ^{137}Cs ,斑点越多,证明 ^{137}Cs 含量越多),且斑点主要存在于菌柄切片的边缘,菌柄的内部没有斑点,可证明蘑菇中的放射性铯来源于菌体生长的底物即菌棒^[15]。蘑菇中放射性铯的来源参见表1^[15]。

表 1 蘑菇中放射性铯的来源、积累方式、产生差异的原因及去除方法

Table 1 Source, accumulation methods, causes of the differences and removal methods of the radioactive cesium in mushroom

来源	积累方式	产生差异的原因	去除方法
大气(辅): 大气中放射性铯的直接沉积 底物(主): 野生蘑菇: 土壤、落叶等底物 人工养殖蘑菇: 被污染的段木及被污染木材制成的菌棒等	菌丝(辅): 磷酸盐转移 菌柄(主): 间隙水的转移	外在原因: 1.底物的放射性铯浓度 2.距事故发生地的距离 内在原因: 1.蘑菇的种类 2.蘑菇的营养机制 3.蘑菇的成熟阶段	底物处理: 1.填埋污染的土壤, 修剪受污染的树木进行枝叶, 集中燃烧 2.普鲁士蓝溶液浸泡 3.菌种中加入蛭石、沸石粉末 蘑菇处理: 1.洗涤, 并在洗涤液中加入乙酸、食盐等。 2.水煮、油炸; 盐渍、盐腌; 煮半熟后盐腌, 晒干等

2 蘑菇对放射性铯的运输与积累

2.1 通过菌丝积累放射性铯

蘑菇菌丝细胞中液泡或其他细胞器中含有磷酸盐, 磷酸盐一般能缓冲、固定和携带其他离子, 放射性铯能被细胞器中的磷酸盐吸附, 并随着磷酸盐的转移而转移^[13]。SUGIYAMA 等^[16]以平菇为样品, 通过能量色散 X 射线显微分析仪分析发现: 平菇菌丝中含有大量的铯和磷, 通过使用 4, 6 二脒基-2-苯基吲哚将多磷酸盐染色为黄色斑点, 发现黄色斑点数量多的区域的铯含量也相对较高, 间接证明磷酸盐对放射性铯有吸附作用^[16], 并且放射性铯能随着磷酸盐的转移逐渐运输到子实体中^[17]。

2.2 通过菌柄中间隙水的转移积累放射性铯

OHNUKI 等^[12]用被污染的段木木屑制成规格相同的木屑营养床若干个, 木屑营养床的放射性铯含量约为 390 Bq/kg。作为对照, 在部分营养床中添加 0.2% 蛭石和 0.6% 沸石的混合矿物质粉末。使用 NaI 闪烁探测器检测营养床的放射性铯含量, 从普通营养床上收集的蘑菇子实体放射性铯检测值为 71 Bq/kg, 而从添加了矿物质粉末的营养床上收集的子实体的放射性铯检测值为 9.6 Bq/kg。由于矿物粉末不能直接从木屑粉末中吸附放射性铯, 而是通过吸附溶解在间隙水中的铯离子来减少蘑菇子实体对放射性铯的吸收。通过蘑菇子实体中放射性铯含量的减少间接证明蘑菇可通过间隙水转移放射性铯这一方式^[12]。并且通过比较 2 种运输方式积累的放射性铯的量发现, 通过间隙水积累的放射性铯的量比通过菌丝积累的量多^[17]。蘑菇积累放射性铯的方式参见表 2。

3 蘑菇中放射性铯含量产生差异的原因

3.1 外在原因

3.1.1 底物中放射性铯浓度

蘑菇中放射性铯的量一般随着底物浓度的增加而增

加^[18]。土壤中放射性铯的一价阳离子可被吸附在土壤颗粒或有机物质上, 但固定的阳离子很容易被其他阳离子(如钾离子)所取代, 这也是蘑菇很容易吸附土壤中铯的阳离子的原因。对于野生蘑菇, 通过检测底物中 ^{137}Cs 的浓度和对应的野生蘑菇样品中的 ^{137}Cs 的量, 发现蘑菇中 ^{137}Cs 的量随着底物中 ^{137}Cs 浓度的增加而增加^[19]。当底物中 ^{137}Cs 的浓度达到 12 Bq/kg 时, 红斑黄菇(*Russula aurata*)中 ^{137}Cs 的浓度达到 3.9 Bq/kg^[20]。当底物中 ^{137}Cs 中的量为 64 Bq/kg 时, 白黑拟牛肝多孔菌(*Boletopsis leucomelas*)中 ^{137}Cs 的量为 101 Bq/kg^[12]。用含有不同浓度的 ^{137}Cs 的菌床分别培养不同菌种, 当菌床中 ^{137}Cs 的浓度为 0.163 Bq/kg 时, 平菇(*Pleurotus ostreatus*)子实体中的 ^{137}Cs 达到 0.024 Bq/kg, 当菌床中 ^{137}Cs 的浓度为 1.7 Bq/kg 时, 香菇(*Lentinula edodes*)子实体中的 ^{137}Cs 达到 0.57 Bq/kg^[10]。由上可知, 随着菌床中的 ^{137}Cs 的浓度的增加, 蘑菇的子实体中的 ^{137}Cs 的含量也增加^[21-22]。共检测 11 个菌种, 具体数据详见表 2。

生长在不同段木上的蘑菇, 由于段木的树种和树龄存在差异, 段木中放射性铯向蘑菇转移的程度也会有区别, 导致蘑菇中放射性铯的含量产生差异, 但一般人工养殖采用段木种植方式的蘑菇中铯的含量远低于食品的安全限定值, 所以不需要作为主要原因考虑。

3.1.2 距事故发生地的距离

东京大学有 7 个实验林地, 距福岛第一核电站 250~660 km, 在 2011 年 10 月至 11 月, 收集 7 处实验林地的蘑菇样品并检验其中 ^{137}Cs 和 ^{134}Cs 含量, 结果发现距事故发生地越近, 尤其是处在放射性物质的污染途径内, 蘑菇的放射性污染较高; 而那些距离较远, 且不在放射性污染路径以内的地区, 采集的蘑菇和土壤样品中 ^{137}Cs 和 ^{134}Cs 含量较低, 并通过检测结果发现, 距离事故发生地距离大于 360 km 的样品, 没有检测到 ^{134}Cs ^[23], 间接表明放射性污染波及的距离大概为 360 km^[1]。

表 2 11 个菌种的子实体和菌床中 ^{137}Cs 含量统计
Table 2 Statistics of ^{137}Cs contents in the fruiting bodies and substrates of eleven strains

菌种(拉丁名)	子实体中 ^{137}Cs 含量/(Bq/kg)	菌床中 ^{137}Cs 含量/(Bq/kg)	文献
平菇(<i>Pleurotus ostreatus</i>)	0.024	0.163	[10]
金针菇(<i>Flammulina velutipes</i>)	0.042	0.40	[10]
丛生口蘑(<i>Tricholoma conglobatum</i>)	0.055	0.29	[10]
杏鲍菇(<i>Pleurotus eryngii</i>)	0.091	0.34	[10]
滑子菇(<i>Pholiota nameko</i> (T.Ito) S.Ito & S.Imai)	0.185	1.39	[10]
灰树花菌(<i>Polyporus frondosus</i> (Dicks.) Fr.[<i>Boletus frondosus</i> Dicks.])	0.26	0.63	[10]
香菇(<i>Lentinula edodes</i>)	0.57	1.7	[10]
柠檬黄蜡伞(<i>Hygrophomrus lucorum</i> Kalchbr)	53.6	87.3	[21]
白黑拟牛肝多孔菌 (<i>Boletopsis leucomelas</i>)	101	64	[21]
赭盖鹅膏菌 (<i>Amanita rubescens</i> (Pers. : Fr.) Gray)	3.1	37	[22]
红斑黄菇 (<i>Russula aurata</i>)	3.9	12	[22]

3.2 内在原因

3.2.1 蘑菇的种类

蘑菇种类不同, 菌丝的位置不同^[24], 蘑菇中放射性铯含量也会不同^[25~26]。蘑菇菌丝的种类相同, 菌丝的生长深度不同, 放射性铯的含量也会不同。当蘑菇生长基质中放射性铯含量相同时, 会因为蘑菇菌丝的转移因子(transfer factor, TF)和聚合转移因子(aggregated transfer factor, Tag)的不同而使蘑菇中积累的放射性铯的浓度相差几个数量级。TF 定义为样品中的放射性含量(Bq/kg 干重)与底物(Bq/kg 干重)之比。Tag 的定义为样品中放射性核素的活性(Bq/kg 干重)/放射性核素在单位地面积单位(Bq/m²)上的总沉积^[27]。评价农业用地中的蘑菇的放射性物质含量通常使用 TF 值, 森林土壤的蘑菇用 Tag 值。因为 ^{137}Cs 在森林土壤中的垂直分布是不均匀的, 从森林中获得蘑菇的 TF 值将随基质采样深度的变化而变化^[28]。同时, 森林中不同蘑菇的生根深度的变化差异比在农田中更大, 因此, 在讨论森林生态系统中 ^{137}Cs 的动态时, 用 Tag 值评价更合适^[27]。

在日本金山(Kanayama)收集了 10 种蘑菇样品(其中寄生菌 7 种, 腐生菌 3 种)。发现寄生菌的 Tag 值平均在 1 左右, 最高可达到 2.3, 腐生菌的 Tag 值平均在 0.2 左右, 最高约为 0.2。进一步证明, 寄生菌积累的放射性铯的量一般高于腐生菌^[25,27]。

菌丝的位置对蘑菇的放射性含量有较大的影响^[27]。菌丝位于土壤表层的蘑菇, 放射性铯的浓度通常较高, 菌丝位于土壤深层的蘑菇放射性铯含量相对较低。主要

是由于土壤表层的放射性铯浓度较高, 而深层土壤的放射性铯浓度较低^[29~31]。选取 30 种菌丝位置在土壤浅层(0~5 cm)和 5 种菌丝位置在土壤深层(5~10 cm)的蘑菇样品, 菌丝位于土壤浅层的蘑菇样品的 ^{137}Cs 的浓度范围在 26~3100 Bq/kg 之间, 平均值为 464 Bq/kg, 菌丝位于土壤深层的蘑菇样品的 ^{137}Cs 的浓度范围在 37~56 Bq/kg 之间, 平均值为 42 Bq/kg^[32]。

但这并不是一成不变的, 随着时间的推移及相关因素的变化。如酸雨的影响, 放射性铯会逐渐向土壤深层迁移, 迁移的速度与土壤的特性(粘土含量、有机质、pH 值等)有关, 可能呈现出生长在土壤表层的蘑菇放射性铯含量逐渐降低, 土壤深层的蘑菇的放射性含量逐渐上升的现象^[14], 但迁移速度较慢。蘑菇中放射性铯产生差异的原因参见表 1。

3.2.2 蘑菇的营养机制

寄生菌(从活的生物体上摄取养分的微生物)的聚合转移因子通常高于腐生菌^[33], 使得寄生菌比腐生菌中呈现更高的 ^{137}Cs 含量^[34]。寄生菌放射性铯含量较高, 原因为在进行物质交换的过程中, 宿主植物可以将铯与钾区分开(钾和铯为化学类似物, 但宿主植物细胞对铯和钾元素的亲和力不同), 宿主在吸收钾的同时, 将铯留在寄生菌中, 寄生菌将一定量的放射性铯储存在子实体内, 导致其的放射性铯含量较高^[12,14]。但这种情况在腐生菌中却不会发生, 所以寄生菌比腐生菌呈现更高的 ^{137}Cs 含量^[12]。在其他的研究中也有类似发现, 在多汁乳菇(*Lactarius lividatus*, 寄生菌)内检测到的放射性铯含量约为 19900 Bq/kg (距事故发生

生地 20 km), 松茸(*Tricholoma matsutake*, 寄生菌)的最高放射性浓度约 3300 Bq/kg (距事故发生地约 60 km), 而多叶奇果菌(*Grifola frondosa*, 腐生菌)的最大放射性浓度约 2800 Bq/kg(距事故发生地约 20~30 km)^[1]。以上数据可进一步证明寄生菌的放射性铯含量通常高于腐生菌。但这并不是绝对的, 在近期的一次检测中, 通过比较 43 种野生蘑菇样品中放射性铯的含量, 发现含量最少的却是一种名为荷叶离褶伞(*Lyophyllum decastes*)的寄生菌, 其包含的放射性铯仅占总重量的 3%~17%左右^[35]。

3.2.3 蘑菇的生长阶段

蘑菇在不同生长阶段, 其子实体内的放射性含量也是在不断发生变化的, 在同一时期, 蘑菇中的放射性铯含量并非均匀分布, 不同的部位的放射性含量也有所不同。对于成熟的蘑菇, 放射性铯优先聚集在菌褶, 其次是菌盖和菌柄。而对于年幼的蘑菇, 在菌柄中的放射性铯的含量较高。成熟阶段也会影响蘑菇中的放射性铯量, 蘑菇子实体放射性铯含量在成熟时最大, 并随着进一步老化而逐渐减少, 可能是由于营养物移位而回到菌丝中, 造成子实体内放射性铯含量下降^[12]。蘑菇中放射性铯产生差异的原因参见表 1。

4 蘑菇中放射性铯的去除方法

4.1 减少蘑菇生长底物中的放射性铯

4.1.1 对土壤落叶等处理

将受污染严重的土壤采用填埋的方法, 从源头解决蘑菇的污染^[36]; 在森林里, 将落叶进行收集, 对顶部沉积量大的树枝等进行修剪^[37], 集中燃烧, 并将烧灰填埋^[38~39]。这些措施都可以减少放射性铯对蘑菇的污染^[2,40]。

4.1.2 普鲁士蓝溶液浸泡段木

因普鲁士蓝溶液对放射性铯具有高度的选择性^[41~42], 可以对放射性铯起到吸附作用^[43~44]。因此其可以显著的阻止放射性铯进入蘑菇^[45~46], 但这种方法不仅会增加生产成本而且会使蘑菇染上蓝色, 且这种颜色不能通过漂白等方式除掉, 会降低蘑菇的商用价值^[47], 因此该种方法不推荐使用。

4.2 加入可吸附放射性铯的矿物质粉末

在菌种中加入可吸附放射性铯的矿物质粉末, 如蛭石、沸石。OHNUKI 等^[12]将菌种用未加入矿物质粉的木屑基质进行培养, 所得到的子实体中放射性铯浓度与木屑基质的放射性铯浓度相当。在菌种中加入总重量 5% 或 10% 的沸石粉末后培养得到的子实体中放射性铯的浓度分别约为木屑基质中放射性铯含量的 80% 与 60%; 加入总重量 5% 或 10% 的蛭石粉末后培养得到的子实体中放射性铯的浓度分别约为木屑基质中放射性铯含量的 80% 与 60%。对比结果表明, 在受污染的段木制成的木屑基质中加入蛭石

或沸石, 能使部分放射性铯截留在基质中^[35]。

4.3 食用蘑菇中放射性物质的几种简单去除方法

4.3.1 加入食盐、乙酸等洗涤蘑菇

通过洗涤可降低放射性铯含量, 菌伞中的放射性铯与蘑菇中的天然色素结合, 通过洗涤可部分去除。例如, 有研究发现褐绒盖牛肝菌(*Xevocomus badius*)中 ^{137}Cs 的量高于奇特牛肝菌(*Boletus mirabilis*), 主要就是褐绒盖牛肝菌的褐色绒毛中含有 2 种天然色素对 ^{137}Cs 有强烈吸附和富集的作用, 而奇特牛肝菌中几乎不含这 2 种色素。有实验对褐绒盖牛肝菌进行处理, 使其 2 种色素完全溶解在二甲基亚砜处理液中, 对处理后的蘑菇和色素溶液进行检测, 发现色素洗脱液中 ^{137}Cs 的含量达到 11316 Bq/kg, 而处理后的蘑菇 ^{137}Cs 的量为 130 Bq/kg^[48]。

向干燥的蘑菇中加入 2% 乙酸, ^{137}Cs 含量在 6~48 h 的时间跨度内以指数方式降低。同时, 食盐的使用也可以降低了 ^{137}Cs 的含量^[49]。盐、酸的使用都会使蘑菇中放射性物质转移到处理液中^[50], 但要注意的是, 处理污染的得到的烹饪液、酸洗液等都需要扔掉^[51]。

4.3.2 其他

GUILLEN 等^[52]将蘑菇煮沸、油炸; 晒干蘑菇后盐渍、盐腌; 煮半熟用盐腌、晒干等简单方法都可以减少蘑菇中放射性物质的量。蘑菇中放射性铯的去除方法参见表 1。

5 总结与展望

通过查找大量的资料进行总结和对比, 发现蘑菇含有的放射性铯主要来源于底物, 大气沉降造成的影响较小(因事故发生在五年前, 至今空气中的放射性物质含量远低于刚刚发生时大气中放射性物质的含量, 所以大气沉降积累在蘑菇子实体中放射性物质的量占据蘑菇中总放射性物质的量的比例相对较少)。蘑菇主要从菌柄的间隙水中积累放射性铯, 菌丝积累量相对较少。距事故发生地的远近及底物中放射性铯含量是蘑菇中放射性铯含量产生差异的主要原因。同时营养机制的不同也对蘑菇中放射性铯的含量产生部分影响。现采用较多的方式有将污染严重的土壤填埋, 对树枝进行修剪, 与落叶一起焚烧等方式减少蘑菇中放射性铯含量。

核电能源是一种清洁、高效的重要能源。但当发生核泄漏时, 对环境、对居民的健康和生活都有着严重危害。应以福岛核电站事故为前车之鉴, 吸取教训, 一旦发生类似事件, 及时应对。本文通过研究福岛核电站事故对蘑菇的影响及处理方法, 也为蘑菇的污染去除及相关制品的处理提供借鉴。

参考文献

- [1] NAKANISHI MT, TANOI K. Agricultural implications of the Fukushima nuclear accident [M]. Tokyo: The University of Tokyo, 2013.

- [2] きのこ 放射能検査地図(2016年)[EB/OL]. [2017-07-09]. <https://news.whitefood.co.jp/news/foodmap/7110/2017-7>. Mushroom radioactivity inspection map(2016年) [EB/OL]. [2017-07-09]. <https://news.whitefood.co.jp/news/foodmap/7110/2017-7>.
- [3] 高琦, 赵璇, 王晓文, 等. 日本农产品核污染现状及所采取的应对措施 [J]. 农产品加工, 2015, 2(3): 64–67.
- GAO Q, ZHAO X, WANG XW, et al. Current status of nuclear pollution of agricultural products in Japan and the countermeasures taken [J]. Agric Prod Process, 2015, 2(3): 64–67.
- [4] 中国核能行业协会官网[EB/OL]. [2021-01-11]. <http://www.china-nea.cn/site/content/36862.html>
Official website of China Nuclear Energy Industry Association [EB/OL]. [2021-01-11]. <http://www.china-nea.cn/site/content/36862.html>
- [5] 孟世泽. 年产 20000 吨蘑菇罐头工厂设计[D]. 洛阳: 河南科技大学, 2017.
- MENG SZ. Design of a mushroom cannery with an annual output of 20000 tons [D]. Luoyang: Henan University of Science and Technology, 2017.
- [6] 郑旋, 王万坤, 康超, 等. 我国食用菌栽培现状及发展分析[J]. 山西农经, 2020, (17): 102–103.
- ZHENG X, WANG WK, KANG C, et al. Cultivation status and development of edible and medicinal fungi in China [J]. Shanxi Agric Econ, 2020, (17): 102–103.
- [7] CHINO M, NAKAYAMA H, NAGAI H, et al. Preliminary estimation of release amounts of ^{131}I and ^{137}Cs accidentally discharged from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant into the atmosphere [J]. J Nucl Sci Technol, 2011, 48(7): 1129–1134.
- [8] 村松康行, 杉山翠, 大野剛, 等. 林産物への放射性セシウムの移行について[J]. 日本土壤且巴斗学雑誌, 2014, 80(2): 117–120.
- YASUYUKI M, MIDORI S, GO O, et al. About the transfer of radioactive cesium to forest products [J]. Japan Journey Tomoe Yonetogaku Magaz, 2014, 80(2): 117–120.
- [9] KANEKO N, HUANG Y, NAKAMORI T, et al. Radio-cesium accumulation during decomposition of leaf litter in a deciduous forest after the Fukushima NPP accident [J]. Geophys Res Abstr, 2013, 15: 7809.
- [10] 三宅定明, 日笠司, 浦辺研一, 等. 栽培キノコ及び培地中における放射性セシウム[J]. Radioisotopes, 2008, 57(12): 753–757.
- SADAOKI M, TSUKASA H, KENICHI U, et al. Radioactive cesium in cultivated mushrooms and medium [J]. Radioisotopes, 2008, 57(12): 753–757.
- [11] 金子真司, 高橋正通, 池田重人, 等. 福島原発事故による森林生態系における放射性セシウム汚染とその動態[J]. 日本土壤肥料学雑誌, 2014, 85(2): 86–89.
- SHINJI K, MASAMICHI T, SHIGETO I, et al. Radioactive cesium pollution in forest ecosystems caused by the Fukushima nuclear accident and its dynamics [J]. J Japan Soil Fert, 2014, 85(2): 86–89.
- [12] OHNUKI T, AIBA Y, SAKAMOTO F, et al. Direct accumulation pathway of radioactive cesium to fruit-bodies of edible mushroom from contaminated wood logs [J]. Sci Rep-UK, 2016, 6: 1–6.
- [13] 宏井胜, 影山志保, 桧垣正吾. 福島県内における野生きのこの放射性セシウム濃度の動向(2015)[R]. 日本菌学会大会講演要旨集, 2016, 60: 117.
- SATOSHI H, SHIHO K, SHOGO H. Trends in radioactive cesium concentration of wild mushrooms in Fukushima prefecture (2015) [R]. Abstracts of the Annual Meeting of the Mycological Society of Japan, 2016, 60: 117.
- [14] 桧垣昌代, 山西弘城, 若林源一郎, 等. 野生きのこに含まれる放射性セシウムに関する研究[J]. スマートプロセス学会誌, 2011, 4(6): 275–279.
- MASAYO I, HIROSHIRO Y, GENICHIRO W, et al. Study on radioactive cesium contained in wild mushrooms [J]. J Smart Process Soc, 2011, 4(6): 275–279.
- [15] NIIMURA N, KIKUCHI K, TUYEN ND, et al. Physical properties, structure, and shape of radioactive Cs from the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident derived from soil, bamboo and shiitake mushroom measurements [J]. J Environ Radioact, 2015, 139: 234–239.
- [16] SUGIYAMA H, TAKAHASHI MN, TERADA H, et al. Accumulation and localization of cesium in edible mushroom (*Pleurotus ostreatus*) mycelia [J]. J Agric Food Chem, 2008, 56(20): 9641–9646.
- [17] NAKANISHI MT, TANOI K. Agricultural implications of the nuclear Fukushima accident [M]. Tokyo: The University of Tokyo, 2015.
- [18] 宮崎和弘. きのこ栽培における放射性物質を低減化するための取り組み[J]. 生物工学会誌, 2013, 91(2): 105.
- KAZUHIRO M. Efforts to reduce radioactive substances in mushroom cultivation [J]. J Biotechnol, 2013, 91(2): 105.
- [19] KANAMI N, MAKIKO O, NAOKO F, et al. Radio-cesium concentrations in wild mushrooms collected in Kawauchi village after the accident at the Fukushima Daiichi nuclear power plant [J]. Sci Rep-UK, 2015, 3(11): 1–2.
- [20] TAIRA Y, HAYASHIDA N, YAMAGUCHI H, et al. Evaluation of environmental contamination and estimated radiation doses for the return to residents' homes in Kawauchi village, Fukushima prefecture [J]. PLoS One, 2012, 7(9): 1–8.
- [21] 杉山英男, 岩島清, 柴田尚. キノコ類およびその生息基質における放射性セシウムの分布[J]. Radioisotopes, 1990, 39(11): 499–502.
- HIDEO S, KIYOSHI I, HISASHI S. Distribution of radioactive cesium in mushrooms and their habitat substrates [J]. Radioisotopes, 1990, 39(11): 499–502.
- [22] 杉山英男, 柴田尚, 磯村公郎. 富士山山腹におけるキノコと生息基質の放射性セシウム濃度[J]. 食品衛生学雑誌, 2011, 35(1): 13–22.
- HIDEO S, HISASHI S, HAYATO I. Radioactive cesium concentration of mushrooms and habitat substrates on the hillside of Mt. Fuji [J]. Food Hyg J, 2011, 35 (1): 13–22.
- [23] 小泉美樹, 戸沢一宏, 柴田尚, 等. 山梨県内産野生きのこ類中の福島原発事故以外の影響による Cs^{137} 濃度の推定[J]. 日本食品化学学会誌, 2016, 23(92): 102–106.
- MIKI K, KAZUHIRO T, HISASHI S, et al. Estimating Cs-137 concentration in wild mushrooms produced in Yamanashi prefecture other than the Fukushima nuclear accident [J]. J Japan Soc Food Chem, 2016, 23 (92): 102–106.
- [24] 坂本文德, 香西直文, 田中万也, 等. 福島第一原発事故により放出された Cs^{137} のきのこへの濃集と環境への再拡散に関する研究[C]. 2016 年度日本地球化学会第 63 回年会, 〒169-0075 東京都新宿区高田馬場 4-4-19(株)国際文献印刷社, 日本地球化学会年会要旨集, 2016: 24.
- MOTONORI S, NAOFUMI K, MANYA T, et al. Study on the concentration of Cs-137 released by the Fukushima Daiichi accident on

- mushrooms and its re-diffusion into the environment [C]. Annual Meeting, 4-4-19 Takadanobaba, Shinjuku-ku, Tokyo 169-0075 International Literature Printing Co., Ltd., The Geochemical Society of Japan Annual Meeting Abstracts, 2016: 24.
- [25] 村松康行, 吉田聰. キノコと放射性セシウム[J]. Radioisotopes, 1997, 46(7): 450-463.
YASUYUKI M, SATOSHI Y. Kinoko and ejaculatory cesium [J]. Radioisotopes, 1997, 46(7): 450-463.
- [26] 小松雅史, 渡部秀行, 馬場崎勝彦, など. 2014年に採取した野生きのこの放射性セシウム濃度[R]. 日本菌学会大会講演要旨集. 2015, 59: 121.
MASASHI K, HIDEYUKI W, KATSUHIKO B, et al. Radioactive cesium concentration of wild mushrooms collected in 2014 [R]. Abstracts of the Annual Meeting of the Mycological Society of Japan. 2015, 59: 121.
- [27] NAKAI W, OKADA N, OHASHI S, et al. Evaluation of ¹³⁷Cs accumulation by mushrooms and trees based on the aggregated transfer factor [J]. J Radioanal Nucl Ch, 2015, 303(3): 2379-2389.
- [28] 赤間亮夫. 原子力発電所事故により飛散した放射性物質の森林生態系における1年目[J]. 水利科学, 2013, 56(6): 10-17.
RYO A. First year in forest ecosystem of radioactive materials scattered by nuclear power plant accident [J]. WUA Sci, 2013, 56(6): 10-17.
- [29] HAIDARI MD, KOJIMA K, OHKAMA ON, et al. Evaluation of the effects of soil microorganisms on ¹³⁷Cs uptake of soybean cultivars with different ¹³⁷Cs accumulation properties in seeds as affected by single/coinoculation using Bradyrhizobium and arbuscular mycorrhizal fungi and soil types [J]. J-STAGE トップ, 2017, 71(2): 49-63.
- [30] 林拓也, 冈田直紀. 担子菌菌糸の垂直分布と子実体中放射性セシウムとの関係[J]. 日本森林学会大会発表データベース, 2016, 127: 413.
TAKUYA H, NAOKI O. Relationship between vertical distribution of basidiomycete hyphae and radioactive cesium in fruiting bodies [J]. Japan Forest Soc Confer Present Datab, 2016, 127: 413.
- [31] 稲垣昌代, 山西弘城, 若林源一郎, など. 福島県川俣町における環境放射線調査(2)野生きのこに含まれる放射性セシウム濃度[R]. 近畿大学原子力研究所年報, 2012, 49: 7-17.
MASAYO I, HIROSHIRO Y, GENICHIRO W, et al. Environmental radiation survey in Kawamata town, Fukushima prefecture (2) concentration of radioactive cesium contained in wild mushrooms [R]. Annual Report of Atomic Energy Research Institute, Kinki University, 2012, 49: 7-17.
- [32] YOSHIDA S, MURAMATSU Y, OGAWA M. Radio-cesium concentrations in mushrooms collected in Japan [J]. J Environ Radioact, 1994, 22(2): 141-154.
- [33] 稲垣昌代, 山西弘城, 若林源一郎, など. 福島県川俣町山木屋地区における野生きのこの放射性セシウム濃度[R]. 日本菌学会大会講演要旨集, 2013, 57: 99.
MASAYO I, HIROSHIRO Y, GENICHIRO W, et al. Radioactive cesium concentration of wild mushrooms in Yamakiya district, Kawamata Town, Fukushima Prefecture [R]. Proceedings of the Annual Meeting of the Mycological Society of Japan, 2013, 57: 99.
- [34] 后藤康彦, 桧垣正吾, 保坂健太郎. 富士山の野生きのこに含まれる放射性セシウム濃度(2015)[R]. 日本菌学会大会講演要旨集, 2016.
YASUHIKO G, SHOGO H, KENTARO H. Concentration of radioactive cesium contained in wild mushrooms on Mt. Fuji (2015) [R]. Journal of the Japanese Society of Bacteriology, 2016.
- [35] 田上恵子, 内田滋夫. 自然環境下において放射性セシウム濃度が低いキノコの種類の推定[J]. Radioisotopes, 2017, 66: 277-287.
KEIKO T, SHIGEO U. Estimating the types of mushrooms with low radioactive cesium concentration in the natural environment [J]. Radioisotopes, 2017, 66: 277-287.
- [36] 金子信博, 藤原佳祐, 佐佐木道子. 福島第一発電所事故で汚染された森林の里山利用と放射性セシウムの動態[J]. 日本森林学会大会発表データベース, 2014, 125: 774.
NOBUHIRO K, YOSUKE F, DOKO S. Satoyama utilization of forests contaminated by the Fukushima Daiichi power plant accident and dynamics of radioactive cesium [J]. Jap Forest Soc Confer Present Datab, 2014, 125: 774.
- [37] 福田健二, 朽名夏磨, 寺田徹, など. 千葉県柏市の森林における放射能汚染の実態[J]. Jap Soc Forest Environ, 2013, 55(2): 83-98.
KENJI F, NATSUMA K, TORU T, et al. The actual situation of radioactive contamination in forests in Kashima city, Chiba prefecture [J]. Jap Soc Forest Environ, 2013, 55(2): 83-98.
- [38] 稲谷大河, 大森茉耶, 保坂健太郎. 福島第一原子力発電所事故後の千葉県銚子市およびその周辺における野生きのこ類の放射性セシウム濃度[R]. 千葉科学大学紀要, 2017.
OKAWA K, MAYA O, KENTARO H. Radioactive cesium concentration of wild mushrooms in and around Choshi city, Chiba prefecture after the Fukushima Daiichi nuclear power station accident [R]. Bulletin of Chiba University of Science, 2017.
- [39] 日本森林学会大会発表データベース[DB/OL]. [2015-07-10]. https://www.jstage.jst.go.jp/browse/jfsc/127/0/_contents/-char/ja/
The Japanese forest society conference presentation database [DB/OL]. [2015-07-10]. https://www.jstage.jst.go.jp/browse/jfsc/127/0/_contents/-char/ja/
- [40] 张琼, 王博, 王亮, 等. 福岛核事故后放射性废物的影响及处置对策[J]. 科技导报, 2014, 32(33): 79-86.
ZHANG Q, WANG B, WANG L, et al. The impact of radioactive waste after the Fukushima nuclear accident and its disposal countermeasures [J]. Sci Technol Rev, 2014, 32(33): 79-86.
- [41] 钱骏. 普鲁士蓝功能材料合成及铯离子吸附性能研究[D]. 苏州: 苏州大学, 2016.
QIAN J. Synthesis of prussian blue functional material and study on cesium ion adsorption performance [D]. Shuzhou: Soochow University, 2016.
- [42] 傅鹤良. 普鲁士蓝类复合材料辐照制备及其对铯离子吸附性能研究[D]. 南京: 南京航空航天大学, 2019.
FU HL. Preparation of prussian blue composite material by irradiation and its adsorption performance for cesium ions [D]. Nanjing: Nanjing University of Aeronautics and Astronautics, 2019.
- [43] 農林水產技術会議事務局. プルシアンブルーを用いた栽培きのこへの放射性セシウム移行低減技術の確立(研究紹介) [Z]. 2013.
Secretariat of Agriculture, Forestry and Fisheries Technology Council. Establishment of technology to reduce radioactive cesium transfer to cultivated mushrooms using Prussian blue (Research introduction) [Z]. 2013.
- [44] 钱骏. 普鲁士蓝功能复合材料的铯离子吸附性能及机制研究[D]. 苏州: 苏州大学, 2019.

- QIAN J. Study on cesium ion adsorption performance and mechanism of prussian blue functional composite material [D]. Suhzou: Soochow University, 2019.
- [45] MATSUMOTO K, YAMATO H, AKITA K, et al. Effect of nanodiamond on removal of cesium from soil by potassium ferrocyanide [J]. *Adv Mater Technol*, 2016, (3): 9–13.
- [46] TOMOKO MN, MARTIN OB, KEITARO T. Agricultural implications of the Fukushima nuclear accident (III) [Z]. 2019.
- [47] GUILLEN J, BAEZA A. Radioactivity in mushrooms: A health hazard? [J]. *Food Chem*, 2014, 154(154): 14–25.
- [48] BERT S, WOLFGANG S, AUMANN C, et al. Complexation of cesium ¹³⁷ by the cap pigments of the bay boletus (*Xerocomus badius*) [J]. *Angewandte Chem*, 1989, 28(4): 453–454.
- [49] 高琦, 胡星宇, 张立炎, 等. 鱼类放射性污染特征及除污染研究[J]. 食品工业科技, 2017, 38(17): 216–219.
- GAO Q, HU XY, ZHANG LY, et al. Research on the characteristics of radioactive contamination of fish and its decontamination [J]. *Sci Technol Food Ind*, 2017, 38(17): 216–219.
- [50] TSUBOKURA M, KATO S, NOMURA S, et al. Reduction of high levels of internal radio-contamination by dietary intervention in residents of areas affected by the fukushima daiichi nuclear plant disaster a case series [J]. *PLoS One*, 2014, 9(6): 1–7.
- [51] 鍋師裕美, 堤智昭, 植草義徳, など. 調理による牛肉·山菜類·果実類の放射性セシウム濃度及び総量の変化[J]. *Radioisotopes*, 2016, 65: 45–58.
- HIROMI N, TOMOAKI T, YOSHINORI U, et al. Changes in radioactive cesium concentration and total amount of beef, edible wild plants, and fruits due to cooking [J]. *Radioisotopes*, 2016, 65: 45–58.
- [52] GUILLEN J, BAEZA A. Radioactivity in mushrooms: A health hazard? [J]. *Food Chem*, 2014, 154(1): 14–25.

(责任编辑: 韩晓红)

作者简介



高 琦, 硕士, 副教授, 主要研究方向为农产品加工。

E-mail: gaoqi0925@163.com

薛友林, 博士, 教授, 主要研究方向为农产品加工及食品营养。

E-mail: xueyoulin@lnu.edu.cn