

CNIC-00454

CSNAS-0039

CN 9230574

# 中国核科技报告

苏联切尔诺贝利核电站事故对环境及农业的影响

ENVIRONMENTAL AND AGRICULTURAL  
IMPACTS OF THE CHERNOBYL NPP  
ACCIDENT ON THE COUNTRIES OF  
THE NORTHERN HEMISPHERE

*(In Chinese)*



原子能出版社

中国核情报中心

China Nuclear Information Centre

CNIC-00454

CSNAS-0039

# 苏联切尔诺贝利核电站事故对环境 及农业的影响

杨 学 先

(中国农业科学院原子能利用研究所, 北京)

## 摘 要

总结了1986年4月26日苏联切尔诺贝利核电站事故对北半球一些国家的环境污染及农业影响, 简单评价了它的放射学后果。文中给出了事故后各国环境监测结果、各国年人均有效剂量当量负担、植被、水体及农副产品的污染水平等数据。还列出了放射性核素在生态系中的一些转移系数并对一些放射生态学问题进行了扼要讨论。

**ENVIRONMENTAL AND AGRICULTURAL  
IMPACTS OF THE CHERNOBYL NPP  
ACCIDENT ON THE COUNTRIES OF  
THE NORTHERN HEMISPHERE**

*(In Chinese)*

Yang Xuexian

(INSTITUTE FOR APPLICATION OF ATOMIC ENERGY,  
CAAS, BEIJING)

**ABSTRACT**

The accident at the Chernobyl Nuclear Power Plant (NPP) on April 26, 1986 resulted in large quantities of radioactive materials being released into the atmosphere. The environmental contaminations and agricultural impacts of the accident on the countries of the northern hemisphere were reviewed. Radiological consequences of the accident were briefly assessed. The data were presented on the results of radioactivity monitoring for air, ground and water, average individual effective dose commitment for each county, and levels of contamination on plant cover, milk, meat in live animals, food, aquatic, and other agricultural products etc. The transfer coefficients of radionuclides in grass-(cow)-milk were listed. Finally, problems on radioecology were discussed.

## 前 言

1986年4月26日位于苏联乌克兰境内的切尔诺贝利核电站4号机组发生严重事故，将大量的放射性物质释放到大气中。载有这些放射性物质的烟羽在短短的几天时间内随高空气流很快扩散到欧洲上空，随后又先后漫延至北半球的其他中、高纬度地区。

切尔诺贝利事故的局部后果是严重的，其影响也是极其复杂的，它涉及政治、经济、技术、环境乃至道德等各个方面。本文仅就其对农业及环境的影响作一简要总结。

### 1 对事故的宏观评估

在核能开发的近半个世纪的历史中，世界各有核国家所进行的大气核试验及各种类型的核事故数以千计，而其社会影响都不及切尔诺贝利事件这样震惊全球，它几乎使北半球的所有国家为之而采取各种相应行动。以防不测。

这是核能发展史上最严重的一次事故。1957年英国温茨凯尔 (Windscale) 反应堆事故在当时是空前的，但其所释放的 $^{131}\text{I}$ 和 $^{137}\text{Cs}$ 也仅仅是这次切尔诺贝利事故的二千分之一；1979年美国的三哩岛 (TMI) 核电站事故也曾经轰动一时，而它所释放的 $^{131}\text{I}$ 也只是这次事故的三百万分之一；它比1962年苏、美两国所进行的77次核试验所释放出的 $^{131}\text{I}$ 仅低180倍， $^{137}\text{Cs}$ 低5倍<sup>[1]</sup>。它所释放的在生物学上具有重要意义的核素 $^{90}\text{Sr}$ 、 $^{131}\text{I}$ 和 $^{137}\text{Cs}$ 分别为 $8.1 \times 10^{15}$ 、 $2.7 \times 10^{17}$ 、 $3.7 \times 10^{16} \text{Bq}$ <sup>[2]</sup>。

它的跨国核污染局部是严重的。由于当时的气象因素，事故发生后的放射性烟羽便很快扩散到欧洲的大部分地区，造成了局部地区的严重污染。据报道，除苏联的事故地区外，瑞典的斯库茨卡尔 (Skutskar) 地面 $^{137}\text{Cs}$ 沉积量 ( $188 \text{ kBq/m}^2$ ) 是核试验所产生的欧洲中部沉积量 ( $3.7 \text{ kBq/m}^2$ ) 的50倍<sup>[3]</sup>；法国巴黎地面空气中 $^{137}\text{Cs}$ 的浓度是1963年全球沉降高峰期的400倍<sup>[4]</sup>；阿尔巴尼亚首都地拉那地表的 $\beta$ 放射性是事故前的1000倍<sup>[5]</sup>。远离事故区的美国阿肯色州其雨水中的 $^{131}\text{I}$ 浓度比1967年中国氢弹试验所产生的相应浓度高20—30倍<sup>[6]</sup>。

欧洲的其他地区也都受到了不同程度的核污染。

它所造成的经济损失是不容忽视的。由于事故发生在人口稠密的欧洲，由此而造成的经济损失是很难精确估计的，苏联的经济损失约达80亿卢布<sup>[7]</sup>。在欧洲，由于一些国家的农产品受污染而影响了消费及贸易，如仅奥地利萨尔茨堡 (Salzburg) 一个省的经济损失就高达5.6百万美元<sup>[8]</sup>。至于其他一些国家为防止核污染及进行核监测而造成的直接或间接经济损失就难以统计了。

和大气核试验的结果一样，有关南半球国家的核污染情况尚未见报道，可见南半球的环境是核清洁的。

### 2 对环境的影响

切尔诺贝利核事故发生在1986年4月26日凌晨1时23分苏联乌克兰首府基辅市东北约130公里处的普里皮亚特镇附近，事故发生后，被核污染的大气在短短的几天时间内便传输到北

半球的广大地区。不日，一些国家也都先后探测到了来自切尔诺贝利的人工核素并迅速报告给国际原子能机构 (IAEA)。表1列出了各国探测到的放射性本底骤然升高的日期。

表1 各国探测到的放射性核素抵达日期<sup>[9-11]</sup>

1986-4-27	芬兰 瑞典 丹麦 波兰
4-29	挪威 东德 意大利 西班牙 奥地利 匈牙利 南斯拉夫 法国 (巴黎5.1)* 中国 (罗布泊)
4-30	瑞士 捷克 罗马尼亚 土耳其 摩纳哥 西德 (不来梅)
5-1	西德 (慕尼黑) 保加利亚 阿尔巴尼亚 比利时 (5.2) 荷兰 (5.2) 希腊 (5.2) 朝鲜
5-2	英国 中国 (北京) 日本 (筑波)
5-3	爱尔兰 日本 (名古屋 高知)
5-5	日本 (冲绳) 印度
5-5-6	美国
5-7	中国 (台湾) 加拿大 (渥太华)

\* 括弧内日期是向IAEA报告的日期

核事件对环境的影响主要包括对大气、水体、地面、植被及动物的核污染及由此而产生的生物辐射效应等。表2~4列出了事故后各国所报道的环境监测结果。因各地的测量未进行归一化校正，所以表中数据只能说明各地环境污染的相对程度。

表2 各国地面沉降水平与本底的比值 $R$ <sup>[12]</sup>

国 别	$R$	国 别	$R$
波兰	130-750	瑞士: 图尔高	30
阿尔巴尼亚: 地拉那	60	泰桑	10
瑞典: 耶夫勒	20-40	瓦利索	1-2
斯德哥尔摩	1-2	意大利: 蒙扎北部	20
德国: 康斯坦茨	30	英国: 苏格兰	15
柏林	2-6	切尔顿	1-2
斯图加特	1-2	奥地利: 萨尔茨堡	4
芬兰: 乌西考蓬基	28	维也纳	3
赫尔辛基	1-2	荷兰	1-4

至此，我们可以看出切尔诺贝利核事故对环境的污染具有以下特征：

(1) 污染面广泛。北半球的绝大多数国家其环境本底值均有不同程度的升高，当然欧洲的污染程度相对亚洲、美洲要重些；

(2) 污染的地区性差异较大。由于放射性物质主要是通过气流传输的，因此地形和气象条件是影响污染轻重的重要因素，如下雨而致的湿态沉降要比干态沉降污染严重得多；

(3) 污染程度较轻。除苏联及欧洲个别地区外，污染程度均较轻，居民所受剂量负担均在允许范围内或警戒应急水平下限，对健康没有影响；

(4) 污染持续时间较长。切尔诺贝利事故所释放出的核素是广谱性的，即长、短寿命的核素及重核素的同位素都有。事故后两年，即1988年4月初，希腊曾下过一场“彩雨”。雨后地面的放射性是雨前的4倍<sup>[13]</sup>，可见悬浮在大气（尤其干燥地区上空）中的核素（气态的、气溶胶态的及尘埃微粒的）“潜伏”期还是相当长的；

(5) 这次事故所产生的各国人均年辐射剂量负担与距离的立方呈反比，表4的结果可用下面的通式<sup>\*</sup>近似表达：

\* 此式系作者根据 [6] 的附图导出。

表3 事故后各国环境监测结果<sup>13)14)</sup>

国别	空气, Bq/m <sup>3</sup>		地面, kBq/m <sup>2</sup>		水体, Bq/L		
					雨水	饮用水	
	<sup>131</sup> I	<sup>137</sup> Cs	<sup>131</sup> I	<sup>137</sup> Cs	<sup>131</sup> I	<sup>137</sup> Cs	(核算)
芬兰	210		0.6—120	0.4—88 (46—100)			
捷克和斯洛伐克	210			4.2			
苏联(基辅)					1100		
波兰	200		0.2—230				
荷兰	47		0.5—3.6	28—51	1400		( <sup>131</sup> I) 0.02—0.04
瑞典	30	2—5	6.7—170	200			
意大利	28.6	1.7		8.1			
南斯拉夫	27.5		2.5—5	(土壤0.58kBq/kg)			
英国	15		0.7—8	5—21			
希腊	6.5	3		23.9—36.2	(1596)		
挪威	3		20—80	40			
西班牙	1						
匈牙利	4		80—500	1.45	2645		
西德	(210) 9.7		115	5—40			
东德	(117)		31—7	(46—1) 7—9	(40000)		0.5
法国	(6.3)			1—5			(4)
奥地利				73			
丹麦		0.24	3	2			
比利时			1.7				
罗马尼亚				13—3			
瑞士				45	10 <sup>4</sup>		
法国		6.3		1—5			
土耳其			(1)				
阿尔巴尼亚		1.7	(19)		14.9—36.3	4—1	<sup>131</sup> I, 0.26—0.97 <sup>137</sup> Cs, 0.15—0.21
摩纳哥							Pu, 9×10 <sup>-4</sup>
日本	0.72						
中国	0.29	0.015	27	4.4	1.22—2.4		
美国	0.023	0.0095			2.24(雪; 1.74)		
加拿大	0.004	0.0016					
1977年核 试验 <sup>[14]</sup>	0.029		0.003	0.049	5.7		
1955—80年 核试验 <sup>[15]</sup>				4			

• 其余参考表5.6所列的各国文献。

注：①表中数字均是某局部地区的最高值，并非全国平均值；

②括弧内数字是指总的放射性活度；

③地面活度包括地表、土壤表层（一般为0~5 cm）、牧场及沉降灰等。

$$\lg D \approx 9 - 3 \lg d$$

式中D为年人均辐射剂量当量 (mSv)；d为距事故点的距离 (km)。

利用该通式估算出了距离苏联基辅市分别为6300km和8000km的中国北京和日本东京的剂量当量，它们的值分别为0.0040和0.0019 mSv，与表4结果颇接近。

表4 事故后第一年各国居民所受的剂量负担<sup>(10,12,16)</sup>

国 别	照射量率, μR/h	甲状腺吸收 剂量, mGy	人均年有效剂量当量, mSv	
			Konstantinov 数据	Bennett 数据
保加利亚		6.8	~0.73	1.0
奥地利	12—240	2.3	0.64	0.65 (0.7—0.8) **
希腊		2.7	0.56	0.36 (1)
罗马尼亚	90—360	8.7	0.54	1.0 (1)
芬兰	24—400	0.92	0.44	0.50 (0.4)
南斯拉夫	150	4.3	0.37	1.0 (0.3)
捷克和斯洛伐克	50—200	1.3	0.32	0.20 (0.2)
意大利		2.1	0.28	0.49 (0.2)
瑞士		1.3	0.24	0.22
波兰	120—450	8.1	0.24	1.0 (0.6—0.8)
苏联*		2.5	0.23	0.5 (1)
匈牙利	33—43	1.9	0.22	0.35 (0.15)
挪威	6—22	0.46	0.21	0.17 (0.3)
东德		1.8		0.20
土耳其	17.46	0.11	↓ 减	0.02 (0.3)
瑞典	30—40	0.42		0.20 (1—3)
西德	50—250	1.5	0.10	0.30 (0.38)
爱尔兰		0.5		0.10 (0.097)
卢森堡		0.4	↓ 减	0.11 (0.047)
以色列		0.05		0.01
塞浦路斯		—	↓ 减	—
法国		0.14		0.02 (0.11)
荷兰	5—16	0.40	0.02	0.07 (0.06)
比利时	11—13	0.31		0.04 (0.044)
丹麦	1—2	0.06		0.03 (0.055)
英国	1—50	0.20		0.04 (0.07)
叙利亚		—	↓ 减	—
中国		0.01		0.002 (北京0.011)
日本		0.07		0.006 (0.0012)
西班牙	8—18	0.003		0.0005 (0.0009)
印度		~0		~0
葡萄牙		0.01	↓ 减	0.006 (0.0002)
美国		0.013		0.001
加拿大		0.004	↓ 减	0.002
阿尔巴尼亚		3.1	—	0.7
马尔他		1.5	—	0.3
科威特		0.01	—	0.002
冰岛		~0	—	~0
欧洲平均		2.20	—	0.40—0.64
亚洲平均		0.012	—	0.002—0.0076
北美洲平均		0.012	—	0.001—0.0024
允许水平		250***		5 <sup>(10)</sup>

- 系指苏联欧洲部分数据。苏联的亚洲部分及白俄罗斯地区的剂量负担分别为：甲状腺，0.025-10mGy；每人均0.025，2.8mSv；基岩地区，2~6mSv；全苏人均均为1.2mSv；天然水平为0.6~0.7mSv/年。
- 括弧内数字是本国剂量值。
- 系苏联所订的低于水平的下限。

### 3 对农业的影响

#### 3.1 对土壤及植被的核污染

切尔诺贝利的放射性核素通过大气的传输与扩散，部分核素最终沉降在陆地及水域，从而造成了土壤、植被及水体的核污染。有关土壤及水体的污染实际上已隐含在表3中，本节主要介绍一下植被的污染情况。

植被的污染主要是地上部的直接污染，当地表、土壤受污染后，经过一定时间，放射性核素通过植物的吸收作用又转移到植物体内，从而形成了植物的二次污染。

事故后各国都广泛采集各类植被样品进行检测，现将其部分结果列于表5。

由表5看出，欧洲的植被受到了污染，有些地区和某些植物品种甚至受到较严重污染，致使无法食用或限制食用，甚至一些以药用植物为原料的药品也受到污染，由此使一些欧洲国家蒙受不少经济损失<sup>[11][12]</sup>。此外，在苏联的事故区，受其直接影响的是针叶林的辐射损伤和土壤的中、微动物区系数量的明显变化<sup>[13]</sup>。

各种植物被污染的程度悬殊很大，一般与下述几种因素有关：

(1) 土壤受<sup>137</sup>Cs+<sup>134</sup>Cs污染的程度随海拔升高而增强<sup>[14]</sup>；相反，高海拔地区种植的小麦其污染程度则比低海拔地区种植的要轻。认为这与因海拔升高而导致气候改变及植物生长延迟有关<sup>[15]</sup>。

(2) 植物(如果树)的污染程度与其暴露的面积(如叶面积大小)、生长期及地上部的生长形态等因素有关<sup>[16][17]</sup>。此外，果树的污染程度还与其体内的矿物质含量有关<sup>[18]</sup>等。

(3) 植物叶的污染程度依新叶<中龄叶<老叶的顺序而增强<sup>[19]</sup>。

(4) 在所有的植被中，低等植物的污染一般较为严重，如地衣、苔藓类等；捷克和斯洛伐克的学者发现蘑菇中的放射性活度是维管植物的1000倍<sup>[20]</sup>。

(5) Pyatt发现生长在北欧的桦木属(birch)能特别有效地富集放射性核素，因此它可作为一种有用的指示植物<sup>[21]</sup>。

#### 3.2 对动物的污染

各国对动物的检测也是无所不包的。从水生到陆生，从饲养到野生乃至飞禽等。当然最关心的是与人类生活密切相关的饲养动物的污染情况，表6列出了一些国家对动物(肉类的)检测结果。

由上看出，考查核事件的影响必须抓住两条链——生物链和食物链。空气、水、土壤是这两条链的物质基础，其中的放射性物质通过植物的吸收与摄取，进而又转移到动物(肉)及奶制品中。奶制品尤其鲜奶是许多国家居民的日粮要素之一，因此鲜奶的质量直接关系到居民的健康，表7列出了事故后各国动物奶的检测结果。



表5 事故后部分植被样品检测结果, Bq/kg干重

区 别	品 别	$^{137}\text{I}$	$^{134,137}\text{Cs}$	其他核素
中国 (北京) <sup>[22]</sup>	萝卜叶	85	12	$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Sr} : 11$ $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Sr} : 54$ $^{106}\text{Ru} : 150$ $^{106}\text{Ru} : 4.3$
	野草	890	110	
(台湾) <sup>[14]</sup>	蔬菜	15	1.1	
日本 (东海村) <sup>[21]</sup>	植物	210		
加拿大 <sup>[23]</sup>	牧草	7-6-15	5-10	
奥地利 <sup>[29]</sup>	谷物		15	
希腊 <sup>[24,25]</sup>	地衣、蕈类		(35031.6) •	
	芳香植物		(57353.7)	
	果树		(3992.3)	
	谷物		(3011.8)	
	海藻		(1302.4)	
	蔬菜		(754.8)	
	粮食		1744	
	大麦		1000	
东德 <sup>[26]</sup>	蔬菜	2700	250	
	水果		40	
	蘑菇		7800	
	小麦		20	
	燕麦		200	
西德 <sup>[27]</sup>	高等植物		5370	
波兰 <sup>[28]</sup> • •	草莓 (果)		(80)	
	无核小葡萄		(3907)	
	苹果		(198)	
	欧洲越桔		(30)	
	苹果		(148)	
	樱桃		(313)	
	蜂蜜		(6070)	
捷克和斯洛伐克 <sup>[29]</sup>	蘑菇		33300 • •	
意大利 <sup>[30]</sup>	蔬菜、水果		1500	
	小麦 • •		185 (196)	
土耳其 <sup>[31,32]</sup>	茶		14.4	
	梅花松针		6384	
英国 <sup>[33-35]</sup>	蔬菜	30960	16980	$^{137}\text{Ru} : 15000$
	石楠属植物		8880	
	干草		181	
	大麦		70	
匈牙利 <sup>[36]</sup>	牧草		2900	
阿尔巴尼亚 <sup>[35]</sup>	牧草		(22000)	
比利时 <sup>[32]</sup>	菜	> 1000		
限新水平 <sup>[3]</sup>	蔬菜类	185~250	170~600	

• 括号内数字系指总放射性;

• • 均为鲜重;

• • • 1977~1984年时为3~10kBq/kg干重。

表6 一些动物(肉类)检测结果

国 别	品 名	<sup>137</sup> Cs+ <sup>134</sup> Cs Bq/kg
东德 <sup>(1)</sup>	鱼	5600
	牛肉	200
	猪肉	50
	家禽	15
	蛋	6
奥地利 <sup>(2)</sup>	肉类	73
匈牙利 <sup>(3)</sup>	肉类	240
瑞典 <sup>(4,5)</sup>	驯鹿肉、湖鱼	1000—50000
	绵羊(肉)	>1000
芬兰 <sup>(2,15)</sup>	绵羊肉	1000—4500
挪威 <sup>(12,16)</sup>	鹿肉	>70000
	羊组织	10000—16000
	牛组织	>1000
瑞士 <sup>(17)</sup>	羊肉	4500
(欧洲) <sup>(18)</sup>	猪肉	<50
北欧 <sup>(19)</sup>	猪肉、肝	10000
西班牙 <sup>(20)</sup>	鸟	41
欧共体 <sup>(21)</sup>	羔羊组织	>1500
摩纳哥 <sup>(22)</sup>	肉类	( <sup>137</sup> Cs: 480Bq/kg软组织湿重)
限制水平 <sup>(23)</sup>	肉类	557~600(猪肉时等: 185)

附注: 中国乌鲁木齐地区羊内中<sup>137</sup>I浓度为10.0kBq/kg<sup>(24)</sup>, 约为允许水平的10倍。

表7 事故后沉降高峰期间牛奶中的<sup>137</sup>I浓度, Bq/l.

国 别	奶场混合奶	农 场 奶	国 别	奶场混合奶	农 场 奶
苏联(莫斯科)		18—35	捷克斯洛伐克	120—500	1000
苏联(乌克兰、白俄罗斯)		4×10 <sup>4</sup>	罗马尼亚	420	
瑞典	2—125	( <sup>137</sup> Cs: 43)	法国		140—360
		2900	奥地利		45—1500
芬兰	10—40	<sup>137</sup> Cs: 50	南斯拉夫	50—150	1000
		<sup>90</sup> Sr: 0.2	挪威	15—57	
波兰	20—1000	5—50	丹麦		30
波兰(华沙)	210	23—2000	荷兰	27—56	175
匈牙利	50—1200	1000—2600	瑞士	185—740	1000—2000
西德	30—560	( <sup>137</sup> Cs, 2—96)	比利时	70	280
东德	奶场 <sup>137</sup> Cs: 15	1200	英国	3—240	10—400
西班牙	0.3—1.8	500—700			( <sup>137</sup> Cs, 200)
		(300—560)	希腊	200(牛奶)	2500—9000(牛奶)
意大利	55—444	( <sup>137</sup> Cs, 2—3)	日本		14—15
美国		1.5	加拿大		4.3
中国(上海 <sup>(25)</sup> )		1.25	中国(台湾 <sup>(26)</sup> )		7.5( <sup>137</sup> Cs, 0.31)
限制水平 <sup>(27)</sup>	<sup>131</sup> I, 185—500; <sup>137</sup> Cs+ <sup>134</sup> Cs, <500		应急参考水平 <sup>(28)</sup>	<sup>131</sup> I, 3700	

附注: 对儿童食品的限制水平比成人要低些。

\* 其余参考表5、6所列的各国文献, 混合奶和农场奶有的未加区分。

由表7看出，欧洲一些国家的鲜奶多数已达限制水平，显然影响了消费。事实上，表中所列数字仅是事故后局部地区测量结果，而核素由环境转移到奶中尚需一个过程。意大利的Gattavecchia等<sup>13</sup>研究表明，事故后胎盘及母乳中的放射性Cs水平逐月上升，一年后（1987年3—6月）方达到最高水平，而后才逐渐下降。Steinhausler等<sup>15</sup>的研究也得出类似的结果。

需要指出的是，不同的动物其奶及肉中的放射性比活度是不同的。通常牛组织中的放射性比活度比羊要低<sup>12</sup>。同样，牛奶、绵羊奶和山羊奶也不一样，如1986年5月初希腊同一地区上述三种奶中的<sup>137</sup>I依次是200、2400和9000Bq/L，这可能与饲料及食性有关<sup>14</sup>。

肉、奶中的放射性大部分是通过食物摄取的，这就是放射性核素的转移问题。

### 3.3 放射性核素的转移及其生物学效应

沉降在环境中的放射性核素由于物理、化学及生物学等因素的作用将发生吸收、迁移或转移过程。核事故对农业生态系的污染后果在于放射性核素在土壤—植物—动物营养链中的转移。本文只讨论核素由土壤到植物或由植物到动物的转移过程，表征转移过程的重要参数之一是转移系数（或曰转移因子）。

#### (1) 核素在食物链中的转移

日本学者根据对一个奶牛场的检测资料，导出了<sup>137</sup>I由牧草转移到牛奶中的数学模型。用这个模型预测东海村（日本核研究中心所在地）附近奶场中奶的<sup>137</sup>I活度，其结果与实测的颇为接近<sup>11</sup>。

美国Dreicer等人<sup>12</sup>比较了干态沉降和湿态沉降对<sup>137</sup>I在空气—牧草—奶牛—牛奶途径中转移因子的影响。根据转移系数 $0.001d/L$ （ $d$ 为天数， $L$ 为升，下同），认为此次事故对（美国）鲜奶中<sup>137</sup>I的浓度干扰不大。

根据奥地利Horak<sup>13</sup>导出的<sup>137</sup>Cs在牧草—牛奶途径中的转移系数，日饲700mCi的<sup>137</sup>Cs后，相应奶中的水平为5mCi。

Ward等<sup>14</sup>研究了切尔诺贝利事故后的半年时间内，<sup>137</sup>Cs在牧草—牛奶及肉中的转移系数，并与其他地区的结果作了比较，其结果列于表8。这些结果表明，除匈牙利的个别地区外，F值均在 $0.001-0.03d/L$ 范围内波动，说明切尔诺贝利事故所释放的核素（<sup>137</sup>Cs）其化学形态及生物学行为与其他来源的核素无什么差异。F值的大体恒定，说明鲜奶中的放射性活度直接与日摄入量呈正相关关系，即与牧草污染程度呈正比。

表8  $^{137}\text{Cs}$ 在牧草-牛奶中的转移系数 $F^{(36)}$ 

国 别	时 间	$F \times 10^{-2} \text{d/L}$
匈牙利	1969	15—30
	86.5	1.6—2.7
	86.6—9	7.3—320
瑞典	86.5.	7 ( $^{131}\text{I}$ : 10)
西德 (马林斯)	86.5.	2.7
西德 (慕尼黑)	87.11—12	1.8
丹麦	"	0.6
比利时	"	2.3
荷兰	"	1.2
印度	"	11.0
日本	"	13.0
美国	1985	16.0
核试验	1963—1964	(美国、瑞典) 2.5—12.1

附注:  $^{137}\text{Cs}$ 在牧草-牛肉中的转移系数 $F \times 10^{-2} \text{d/kg}$ ; 匈牙利86.5: 5.4—6.9; 86.6—9, 58—1300.

### (2) 核素的迁移及生态学参数的研究

除了研究牛奶中的转移系数外, 西德Bonka<sup>[52]</sup>还研究了I和Cs同位素在食物-牛奶、食物-牛肉及土壤-牧草链中的转移系数; 意大利的Roca<sup>[30]</sup>导出了 $^{137}\text{Cs}$ 在土壤-作物中的转移系数(0.0086); 苏联Израэль等人<sup>[39]</sup>报道了事故后土壤污染核素向植物转移的转移系数, 指出天然牧草的转移系数最高, 达 $0.1 \sim 0.162 (\text{m}^2/\text{kg})$ , 而农作物的则较低。英国学者还报道了 $^{137}\text{Cs}$ 在土壤-蔬菜、牧草-羊链中的转移系数等<sup>[53]</sup>, 这些结果均可间接说明切尔诺贝利事故对农业的影响。

为了消除或减轻核污染对农业的进一步影响, 一些国家采取了一系列相应措施。如苏联在近事故区改变耕作制度, 施用化学制剂固定放射性物质、扩大多年生栽培牧草种植面积(以吸收土壤中的放射性核素), 动物在屠宰前两个月饲喂无污染饲料等, 这些措施都是卓有成效的。

除了食物链之外, 放射性核素还在生态系中发生空间立体迁移过程, 例如一些国家研究了核素在土壤中的垂直分布、水平迁移、海洋-陆地迁移、水体沉降与沉积、迁移与固定、积累与滞留、冲洗与溶失、分布与行为等等。这在某种程度上可以说切尔诺贝利核事故刺激或推动了农业生态学研究的深入和发展。

### (3) 核素的生物学效应

进入生态系的放射性核素, 由于对生物体内、外照射的结果, 便产生了辐射效应或低剂量刺激效应。奥地利的Frieda等<sup>[54]</sup>研究了核素在野生动物体内的分布及其影响因素等; 荷兰的Braber<sup>[55]</sup>研究了放射性沉降灰污染植物的生理机制; 匈牙利的Szabo<sup>[56]</sup>研究了生物链中的放射性核素低剂量效应的生理影响等。显然, 上述诸方面都说明核事故对农业生态系的近期的潜在影响。

## 4 事故后的附加效应

综上所述,切尔诺贝利事故所产生的影响是多方面的,它不仅给苏联及欧洲的个别地区造成了程度不等的经济损失和社会影响,也给科学界留下了难忘的教训。但另一方面,在既成事实面前,切尔诺贝利事件又给全世界的科学家创造了一个在实验室难以进行的从事各种“真实”研究(相对于模拟而言)的机会,各国科学家都抓住了这个难得的机会开展各种科学研究活动,尤其在核能与环境、放射性物质的大气传输与沉降、放射生态学等领域的研究气氛格外活跃,也敦促了核事故的应急研究和近、远期效应的研究,这在某种程度上可以说拓宽了学科的研究内容,推动了学科的发展,这就是切尔诺贝利事件的附加效应。

### 参 考 文 献

- [1] Z. Jaworowski, *Environ. Int.*, 14 (2) 69-73, 1988.
- [2] 苏联国家原子能利用委员会, 切尔诺贝利核电站事故及其后果, 中国国家核安全局编印, 1986.
- [3] P. W. Krey et al., *EML-460*, p155, 1986.
- [4] A.J. Thomas et al., *Nature*, 321, 817, 1986.
- [5] P. Skende et al., *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 136 (4) 267-73, 1989.
- [6] P.K. Kuroda et al., *Radiochim. Acta*, 47 (4) 195-7, 1989.
- [7] J.K. Miettinen, *Environ. Int.*, 14 (2) 201-3, 1988.
- [8] F. Steinhäusler et al., *Ibid.*, 14 (2) 91-111, 1988.
- [9] Charles Costa et al., *Radiochim. Acta*, 47 (4) 199-208, 1989.
- [10] L.V. Konstantinov et al., *Nucl. Saf.*, 30 (1) 53-69, 1989.
- [11] Anneli Salo et al., *Environ. Int.*, 14 (2) 185-200, 1988.
- [12] J.A. Morris, *Br. Vet. J.*, 144 (2) 179-86, 1988.
- [13] 任天山, *辐射防护* 8 (4/5) 299-305, 390, 1988.
- [14] Chien Chung, *Health Phys.*, 56 (4) 465-71, 1989.
- [15] M. Holmberg et al., *Int. J. Radiat. Biol.*, 54 (2) 151-86, 1988.
- [16] B.G. Bennett et al., *Environ. Int.*, 14 (2) 75-82, 1988.
- [17] L.A. Ilyin et al., *IAEA Bull.*, (中文版) 29 (4) 17-24, 1987.
- [18] *ibid.*, *Int. Agrophys.*, 4 (4) 377-88, 1988.
- [19] C. Papastefanou et al., *Sci. Total Environ.*, 80 (2/3) 225-7, 1989.
- [20] 宋绍仪等, 中国核科技报告, CNIC-00106, 1987.
- [21] Ishida, Junichiro et al., *J. Environ. Radioact.* 7 (1) 17-28, 1988.
- [22] B.L. Tracy et al., *Health Phys.*, 56 (2) 239-43, 1989.
- [23] K. Mueck, *OEFZS-4489*, LA-210/89, 1989.
- [24] T. Sawidis, *Environ. Polluta.*, 50 (4) 317-24, 1988.
- [25] G. Dominichi et al., *EUR-11826*, 1988.
- [26] SAAS (GDR), *Isotopenpraxis*, 24 (1) 33-8, 1988.
- [27] Niemann, Lutz et al., *Verh. Ges. Oekol.*, 18, 873-82, 1989.
- [28] M. Kubik et al., *Fruit Sci. Rep.*, 15 (1) 7-17, 1988.
- [29] J. Horyna et al., *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 127 (2) 107-120, 1988.
- [30] V. Roca et al., *J. Environ. Radioact.*, 9 (2) 117-29, 1989.
- [31] Lindsay Yule et al., *Health Phys.*, 57 (3) 495, 1989.
- [32] H. Akcay et al., *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 128 (4) 273-81, 1988.

- [33] B.J. Howard et al., *Br. Vet. J.*, 145 (3) 212-9, 1989.
- [34] D. Jackson, *Health Phys.*, 57 (3) 485-9, 1989.
- [35] P.A. Cawse et al., *AERE-R-12828*, 1988.
- [36] G.M. Ward et al., *ibid.*, 57 (4) 587-92, 1989.
- [37] W.A. Kerr et al., *Agric. Syst.*, 28 (1) 13-27, 1988.
- [38] F. Urban, *Situation Outlook Rep. Eastern Eur.USDA Econ. Res. Serv.*, 1988, p26-28.
- [39] Ю.А. Испанъ и др., *Ам.Энепр.*, 64 (1) 28-40, 1988.
- [40] F. Carini et al., *Annali della Facolta di Agraria, Univ. Cattolica del Sacro Cuore*, 28 (2) 227-39, 1988.
- [41] E. Baldini et al., *Advances in Horticultural Science*, 1 (2) 77-9, 1987.
- [42] F.B. Pyatt, *Int. J. Environ. Studies*, 29 (2/3) 197-9, 1987.
- [43] A. Bacza et al., *Health Phys.*, 55 (6) 863-7, 1988
- [44] B. Wynne, *Environment*, 31 (2) 10-15, 1989.
- [45] N.E. Whitehead et al., *J. Environ. Radioact.*, 7 (2) 107-22, 1988.
- [46] 新疆维吾尔自治区放射医学卫生防护监督所, 苏联切尔诺贝利核电站事故释出放射性对乌鲁木齐的污染研究及卫生学评价, 1987.
- [47] G.A.M. Webb et al., *Nature*, 321, 821, 1986.
- [48] 顾芳等, *上海环境科学*, 7 (8) 25-6, 1988.
- [49] E. Gattavecchia et al., *Health Phys.*, 56 (2) 245-8, 1989.
- [50] M. Dreiner et al., *J. Environ. Radioact.*, 7 (3) 201-8, 1988.
- [51] O. Horak, *OEFZS-Bericht*, No. 4372, 1986.
- [52] H. Bonka, *FS-39-48-T, Radioecol. Nat. Artif. RN.*, 147-52, 1989.
- [53] N.A. Beresford, *J. Radiol. Prot.*, 9 (4) 281-3, 1989.
- [54] Tataruch, Frieda et al., *Z. Jagdwiss.*, 34 (1) 22-35, 1988.
- [55] J.M. Braber, *Verlagen, Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek*, (67) 60pp, 1987.
- [56] A.S. Szabo, *Isotopenpraxis*, 25 (11/12) 473-6, 1989.

**苏联切尔诺贝利核电站事故对环境及农业的影响**

原子能出版社出版

(北京2108信箱)

河北省香河谭庄印刷厂印刷

☆

开本787×1092 1/16 ·印张1·字数15千字

1990年12月北京第1版·1999年12月北京第1次印刷

ISBN 7-5022-0408-3

TL·196

ISBN 7-5022-0408-3  
TL · 196

P.O.Box 2103

Beijing, China

**China Nuclear Information Centre**