

# 土壤碘环境地球化学迁移的 $^{125}\text{I}$ 示踪

严爱兰<sup>1</sup>, 翁焕新<sup>2</sup>, 李 锋<sup>1</sup>

(1. 浙江省杭州市农业科学研究院 实验中心, 浙江 杭州 310024;

2. 浙江大学 环境与生物地球化学研究所, 浙江 杭州 310027)

**摘要:** 应用 $^{125}\text{I}$ 示踪技术, 在模拟条件下, 通过淋溶试验和青菜吸收碘实验, 研究了土壤碘的环境地球化学迁移特征及其影响因素, 确定了土壤碘转移的定量模式。结果表明, 土壤碘( $^{125}\text{I}$ )的迁移、挥发和被淋溶的数量与土壤质地有关, 淋溶液的酸碱度对土壤碘的流失有显著影响; 青菜根系能很快吸收土壤中的 $^{125}\text{I}$ , 并转运至茎叶部分, 青菜各部分对 $^{125}\text{I}$ 的富集能力(富集系数)由强到弱的顺序为根、茎、叶柄和叶; 土壤保存的碘含量越高, 越有利于作物对碘的吸收。这些结果为提高作物吸收碘的效率, 进而开辟生产化防治碘缺乏病(IDD)的新途径提供依据。

**关键词:**  $^{125}\text{I}$ ; 土壤; 地球化学迁移

**中图分类号:** O613.44; X144      **文献标志码:** A      **文章编号:** 1000-7512(2009)03-0139-06

## Geochemistry Migration of Environmental Iodine in Soil

YAN Ai-lan<sup>1</sup>, WENG Huan-xin<sup>2</sup>, LI Feng<sup>1</sup>

(1. Hangzhou Academy of Agricultural Sciences, Hangzhou 310024, China;

2. Institute of Environment & Biogeochemistry, Zhejiang University, Hangzhou 310027, China)

**Abstract:** The environmental and biogeochemical migration of iodine in soil and its effect factors were studied by the  $^{125}\text{I}$  tracer and experiments of leach and absorption by Chinese cabbage to iodine under simulated condition. The quantitative model of iodine in soil transfer were determined. The results showed that the quantities of transferred, volatilized, leached of  $^{125}\text{I}$  in soil had relationship with the texture of soils, and pH of leachate had an important influence on iodine being washed away from soil.  $^{125}\text{I}$  in soil could be taken up rapidly by the Chinese cabbage roots and most of them were transported to the stem and leaf. The  $^{125}\text{I}$  enrichment capacity in different parts of Chinese cabbage were ranked by root > stem > petiole > leaf. The more of  $^{125}\text{I}$  was preserved by soil, the more of  $^{125}\text{I}$  was absorbed by the plants. These results provided important scientific basis for preserving iodine in soil and enhancing efficiency of plants absorbing iodine.

**Key words:**  $^{125}\text{I}$ ; soil; geochemical migration

收稿日期: 2008-12-05; 修回日期: 2009-03-06

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(40373043)

作者简介: 严爱兰(1977-), 女, 浙江人, 博士, 主要从事环境与生物地球化学研究, E-mail: yal200@126.com

© 2009 中国环境科学出版社. All rights reserved. <http://www.cesj.cn>

碘有“智力元素”之称,它是合成甲状腺激素不可缺少的元素,对人和动物的新陈代谢作用有极为重要的作用<sup>[1]</sup>。缺碘可引起地方性甲状腺肿和地方性克汀病。由于碘缺乏而对人体发育造成的全部影响被称为“碘缺乏病”(Iodine Deficiency Disease,IDD)<sup>[2]</sup>。

国内外研究证实,目前除冰岛外全世界其余国家都有IDD流行,据统计全球大约有16亿人受到碘缺乏的威胁<sup>[3]</sup>,我国所有省、市均有IDD,病区人口达到4.25亿,严重影响了人民的健康<sup>[4]</sup>。食盐加碘技术是一种防治碘缺乏病较为有效的措施,但在我国缺碘地域分布广、人口多、经济还不发达的现实情况下,实行全民食盐加碘的措施存在一些不足,如食盐中添加的无机碘易挥发,在生产、储藏、运输和烹饪过程中都会造成碘的丢失,造成约90%的碘浪费<sup>[2]</sup>。我国膳食碘的主要来源为谷类和蔬菜,占总碘摄入量的52%~70%<sup>[5]</sup>,在发达国家占92.4%(英国国家饮食与营养调查,1997—1998)。因此食物是人体摄入碘的主要来源,通过植物经食物链补充人体微量元素的措施是一种经济有效的方法<sup>[6-7]</sup>。碘在蔬菜可食部分的富集主要通过木质部运输<sup>[8]</sup>,因此可采用其富集碘,以满足人们的日常需碘量<sup>[9]</sup>。

目前国内研究主要集中在对环境碘与IDD之间客观存在的现象进行综合分析,进而探讨环境的致病因素<sup>[10-12]</sup>,这对于认识IDD的发病机理和制定防治IDD具有重要的战略意义,但对环境中碘的环境地球化学行为,如碘在土壤、植物、人体之间的迁移和转化富集规律等的研究不多<sup>[9]</sup>。本工作拟在模拟条件下,运用<sup>125</sup>I示踪技术,通过土壤碘的淋溶实验和对青菜吸收碘的特征分析,系统地研究土壤中碘环境地球化学迁移特征及其影响因素,从而为提高作物含碘水平,实现人体自然补碘的有效新途径提供理论和技术上的依据。

## 1 试验仪器

BH1224型微机-多道一体化能谱仪:北京核仪器厂生产。

## 2 材料和方法

### 2.1 土壤碘的分布与迁移

选取浙江省典型的两种土壤:青紫泥(采自嘉兴农业科学研究院实验田)和小粉土(采自浙江大学华家池校区实验田)为实验土壤,土壤的理化性质列于表1。

表1 供试土壤的理化性质

土类	pH	有机质/(g·kg <sup>-1</sup> )	阳离子交换量/ (mol·kg <sup>-1</sup> )	粒度/%		
				粘粒	粉粒	砂粒
青紫泥	5.91	40.9	19.28	36.86	45.46	17.68
小粉土	6.5	7.9	3.28	2.5	31.2	66.3

将按土壤天然发育层由上而下采集的土样分别装入内径为8 cm、长为20 cm的塑料柱子中,塑料柱下端用3层纱布包裹,防止土壤外漏。该项实验分两部分:土壤碘迁移实验和土壤碘淋溶实验。

土壤碘迁移实验。装土时加去离子水,使土柱保持湿润,加入2 mL Na<sup>125</sup>I(浓度为22 103 Bq/mL,2005年7月3日实验时测定的<sup>125</sup>I浓度,<sup>125</sup>I的半衰期 $T_{1/2}=60.14$  d),在(30±4)°C的温度下,静置20 d,取出土柱,按平均长度将土柱垂直分割成10小段,置于45°C下干化至恒重,研碎,每段称取1.0 g土样,测定放射性活度,重复3次,取平均值。

土壤碘淋溶实验。装土时加去离子水,使土柱保持湿润,静置3 d,加入15 mL Na<sup>125</sup>I水溶液,用去离子水喷淋,使土柱呈连续淋溶状态,总的淋溶水量为1 000 mL。试验期间温度为25~35°C。每次按50 mL取淋溶水样,吸取1 mL测放射性活度,重复3次,取平均值。

为深入了解淋溶水的酸碱度对土壤碘迁移的影响,取青紫泥土0~20 cm耕作层,风干后挑除植物残体和石砾等,过10目筛,放入直径为8 cm、高为10 cm的普通塑料杯中,轻轻压实,在土壤中层以水溶液的形式加入18 mg KI,每天用去离子水使土壤水分保持约田间持水量的70%。实验重复3次。在室温下放置20 d后,

将该土壤样品风干、磨细,使其均匀,过 20 目筛,用 1 mol/L HNO<sub>3</sub> 调节去离子水 pH 至 1~8,然后按土液体积比 1:10 进行淋溶,在超声清洗器中振荡 2 h,以中速滤纸过滤,用分光光度法测定淋溶液中 I<sup>-</sup> 和总碘含量,总碘与 I<sup>-</sup> 的含量之差为 IO<sub>3</sub><sup>-</sup> 的含量。

## 2.2 青菜对碘的吸收

选择青菜 (*Brassica chinensis* L) 为实验作物。首先将青菜种子放入约 55 °C 的温水中浸种 15 min,再用 1% 高锰酸钾溶液浸泡 15 min,浸泡后的种子用自来水反复冲洗干净,将其均匀平铺在干净纱布上,置于 30 °C 的恒温箱中催芽。当 80% 以上的种子发芽后,转入石英砂中继续生长,3~4 d 后定期供应适量的 1/2 Hogland (荷格伦特营养液) 均衡营养液。

在规格为 φ10 cm × 12 cm 的盆中装入青紫泥和小粉土,每盆移栽生长一致的青菜 3 棵,移栽 3 d 后,用 φ4 mm 玻璃棒沿盆周对称打 2 个孔,孔深为距表面 3 cm 处,用 1 mL 的移液枪小心缓慢加入 2 mL 放射性浓度为 31 372 Bq/mL 的 Na<sup>125</sup>I 水溶液,将孔整平,轻轻压实。重复 3 次。实验期间温度为 (24 ± 4) °C。加注 Na<sup>125</sup>I 后,在 0.25、0.5、1、2、4、6、10、15 d 采取青菜样品,每次取 6 株青菜,青菜根部用清水洗净,再用去离子水冲洗,用吸水纸吸去表面水,分割根、茎、叶柄、叶 4 个部分,分别称取 100 mg,用 BH1224 型微机-多道一体化能谱仪测量<sup>125</sup>I 放射性活度,测样器皿采用自备的 φ75 mm × 10 mm 的一次性塑料测样杯,将其置于倒置的闪烁探头上,并用自制的定位装置固定测量位置,以保证所有样品几何测量位置的一致性。重复 3 次,取平均值。

## 3 结果

### 3.1 土壤中<sup>125</sup>I 的分布和迁移

土壤中<sup>125</sup>I 的垂直分布示于图 1 (3 次测量数据经检验  $P < 0.001$ , 有显著差异)。由图 1 可见,经过 20 d 后,<sup>125</sup>I 向土壤下层发生了迁移,但是大部分<sup>125</sup>I 仍然集中在土壤上层,青紫泥和小粉土中分别约有 98% 和 94% 滞留在 0~10 cm 深度内,表明土壤中的<sup>125</sup>I 向下扩散和迁移的量较小。比较两种土壤中<sup>125</sup>I 的垂直分布量可以发现,在土壤表层(0~5 cm),青紫泥中的<sup>125</sup>I 明显高于小粉土,而在土壤中下层(5~20 cm),小

粉土中的<sup>125</sup>I 高于青紫泥,这表明了随深度的增加,青紫泥中<sup>125</sup>I 的衰减快于小粉土,说明青紫泥对<sup>125</sup>I 的固定能力要大于小粉土。从土壤质地来看,青紫泥比小粉土含有更多的有机质和粘粒,而且青紫泥的阳离子交换量是小粉土的 5.9 倍,因此对<sup>125</sup>I 有较强的保存能力,使<sup>125</sup>I 往土壤下层迁移的量相对减少,而小粉土对<sup>125</sup>I 的保存能力相对较弱,导致<sup>125</sup>I 向土壤下层的迁移量相对增大。

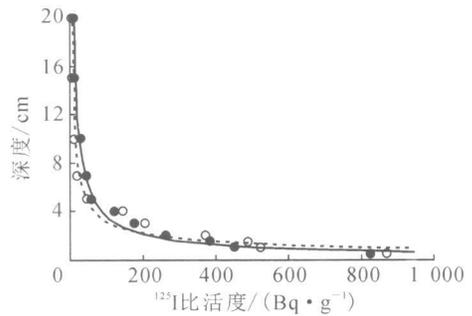


图 1 土壤中<sup>125</sup>I 的垂直分布

●——青紫泥;○——小粉土

土壤中<sup>125</sup>I 随深度的累计分布与丢失的<sup>125</sup>I 的分配情况示于图 2 (3 次测量数据经检验  $P < 0.001$ , 有显著差异)。由图 2 可见,根据放射性衰变公式:  $A = A_0 e^{-0.693t/T_{1/2}}$  ( $A_0$  为初始活度;  $T_{1/2}$  为半衰期;  $t$  为经过的时间), 计算得衰变丢失的<sup>125</sup>I 为 9119.7 Bq, 占原始引入量的为 20.63%。通过自然挥发丢失的<sup>125</sup>I 相对较少 (自然挥发丢失的<sup>125</sup>I = 原始引入量的<sup>125</sup>I - 滞留在土壤中的<sup>125</sup>I - 自然衰变的<sup>125</sup>I 量) 其中青紫泥自然挥发的<sup>125</sup>I 少于小粉土, 而滞留在土壤中的<sup>125</sup>I 青紫泥多于小粉土, 青紫泥和小粉土自然挥发的<sup>125</sup>I 分别为 2 326.3 和 3 419.6 Bq, 分别占原始引入量的 5.26% 和 7.74%; 滞留的<sup>125</sup>I 分别为 32 760、31 666.7 Bq, 分别占原始引入<sup>125</sup>I 量的 74.11% 和 71.63%。

进一步分析土壤中<sup>125</sup>I 随深度的累计分布, 在 0~10 cm 范围内, 青紫泥和小粉土中滞留累计的<sup>125</sup>I 分别为 31 880 Bq 和 29 504 Bq, 分别占原始引入<sup>125</sup>I 量的 70.68% 和 66.74%, 而在 10~20 cm 范围内, 滞留累计的<sup>125</sup>I 分别仅占原始引入<sup>125</sup>I 量的 3.43% 和 4.89%。这一方面表明, 在土壤碘的扩散和迁移过程中只有小部分碘向下层迁移, 另一方面再次说明了青紫泥具有比小粉

土更强的保存碘的能力,使更多的碘保持在上层土中。影响 $^{125}\text{I}$ 有效迁移的因素除了碘自身特性外,还与土壤的理化性质,诸如土壤湿度, $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$ 的交换容量及土壤交换总量,有机质,pH,土壤的粘粒大小等<sup>[13-14]</sup>有关。

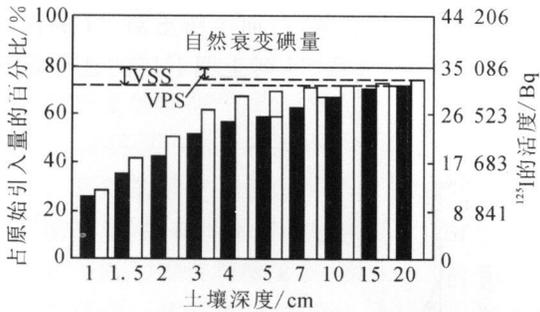


图 2 土壤中 $^{125}\text{I}$ 随深度的累计分布与 $^{125}\text{I}$ 的丢失分配图

□——青紫泥; ■——小粉土;  
VSS——小粉土中 $^{125}\text{I}$ 的挥发量;  
VPS——青紫泥中 $^{125}\text{I}$ 的挥发量;

土壤淋溶水中 $^{125}\text{I}$ 的动态变化(3次测量数据经检验 $P < 0.001$ ,有显著差异)示于图3。由图3可以看出,青紫泥和小粉土的淋溶水中 $^{125}\text{I}$ 含量开始时呈增加趋势,分别至第5和第4次取样时达最大值,此后逐渐降低,两种土壤从第15次取样后,淋溶水中测不出 $^{125}\text{I}$ 。青紫泥和小粉土全部淋溶水中 $^{125}\text{I}$ 的量分别占原始引入量的4.29%和5.96%,说明只有少量的 $^{125}\text{I}$ 被淋溶水带走。淋溶水从小粉土中带走的 $^{125}\text{I}$ 多于青紫泥。

土壤淋溶液中碘含量随pH的变化示于图4。由图4可见,从土壤中被淋滤的碘含量总体呈现出随淋滤液pH升高而增加的趋势,在淋滤液的 $\text{pH} < 5$ 时,被淋滤的碘含量随pH升高而增加的变化不明显,当淋滤液的 $\text{pH} > 5$ 时,被淋

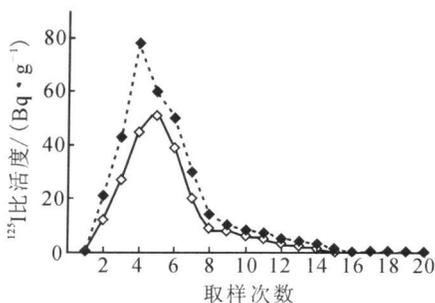


图 3 土壤淋溶液中碘含量的动态变化

◇——青紫泥; ◆——小粉土

滤的碘含量明显增加,特别是 $\text{IO}_3^-$ 和总碘的含量有较大幅度的提高。值得注意的是,被淋滤的 $\text{I}^-$ 含量在整个实验pH为1~8的范围内变化较小,在淋滤液的 $\text{pH} < 6$ 时,被淋滤的 $\text{I}^-$ 含量高于 $\text{IO}_3^-$ ,但是当淋滤液的 $\text{pH} > 6$ 时,被淋滤的 $\text{IO}_3^-$ 含量高于 $\text{I}^-$ ,这说明了土壤中的 $\text{IO}_3^-$ 相对于 $\text{I}^-$ 来说,对淋滤水的酸碱度具有较大的敏感性,同时也表明了当淋滤液的 $\text{pH} < 6$ 时,被淋滤的总碘含量中 $\text{I}^-$ 的贡献大于 $\text{IO}_3^-$ ,而当淋滤液的 $\text{pH} > 6$ 时,被淋滤的总碘含量中 $\text{IO}_3^-$ 的贡献大于 $\text{I}^-$ 。此结果表明淋滤水的酸碱度对土壤中碘的迁移产生明显的影响。

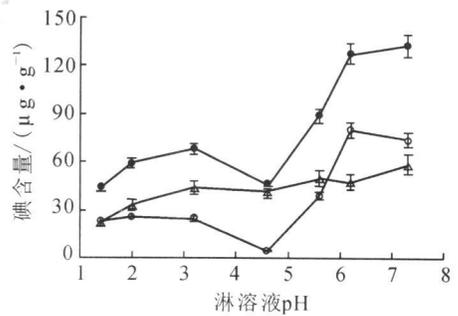


图 4 土壤淋溶液中碘含量随pH的变化

●——总碘; ▲—— $\text{I}^-$ ; ○—— $\text{IO}_3^-$

### 3.2 $^{125}\text{I}$ 的环境地球化学转移

青菜对 $^{125}\text{I}$ 的吸收与富集的结果列于表2。表2可知,青菜通过根部从土壤中吸收的 $^{125}\text{I}$ ,80.20%输送至茎和叶中,其中茎的 $^{125}\text{I}$ 累积量最多,占全株的39.79%;其次是叶柄和叶,分别占全株的27.25%和13.16%。这表明碘在青菜内的环境地球化学转移活性较高。

如果将每千克干(鲜)物质中 $^{125}\text{I}$ 的活度与每千克土壤中 $^{125}\text{I}$ 的活度之比定义为作物对碘的环境富集系数(K),全株青菜对 $^{125}\text{I}$ 的富集系数 $K = 2.63$ 。青菜各部分对 $^{125}\text{I}$ 的富集程度存在明显的差异,根部对 $^{125}\text{I}$ 的富集程度最高,富集系数达13.85,为全株青菜富集系数的5.3倍;茎对 $^{125}\text{I}$ 的富集程度较高,富集系数达7.23,为全株青菜富集系数的2.7倍;叶柄和叶对 $^{125}\text{I}$ 的富集程度相对较低,富集系数分别为2.45和0.66,均小于全株青菜的富集系数,特别是叶的富集系数仅为全株青菜的1/4。以上结果表明,青菜根部积累的碘,虽然在总量上小于茎和叶,

表 2 青菜对<sup>125</sup>I 的吸收与富集

项目	干重/g	比活度/(Bq·g <sup>-1</sup> )	活度/Bq	各部分 <sup>125</sup> I 占全株的百分比/%	占总施入量百分比/%	K
根	1.08	1 163.48	1 256.6	19.80	10.1	13.85
茎	4.16	607.12	2 525.6	39.79		7.23
叶柄	8.42	205.42	1 729.6	27.25		2.45
叶	15.08	55.38	835.1	13.16		0.66
全株	28.74	220.52	6 346.9	100.00		2.63

注:表中测定的样品来自青紫泥中生长第 15 天的青菜。

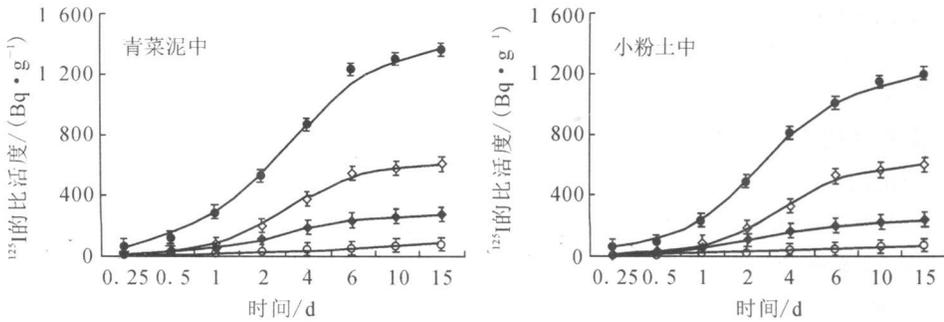


图 5 青菜中碘的含量随时间变化

●——根;◇——茎;◆——叶柄;○——叶

但其对碘的富集程度是最高的,而茎和叶对碘的富集程度虽然小于根部,但是由于它们占有全株青菜体积的大部分,因此积累了从土壤中吸收的大部分碘。此结果提示,当有外源碘存在时,青菜能够迅速吸收碘,并富集在根部,同时将其中的一部分转移到地上部分。

青菜中的<sup>125</sup>I 含量随时间的变化趋势示于图 5 (3 次测量数据经检验  $P < 0.001$ , 有显著差异)。由图 5 可见,引入土壤的<sup>125</sup>I 能在较短的时间内被青菜吸收,6 h 后,青菜的根、茎、叶均能检测到<sup>125</sup>I。青菜内<sup>125</sup>I 的含量随时间延长逐渐增加,15 d 时达最大。6 d 后,无论是生长在青紫泥,还是生长在小粉土中的青菜,<sup>125</sup>I 的含量随时间延长增加的趋势放缓。从青菜各部位<sup>125</sup>I 含量的分布变化来看,在不同的土壤和不同的时间,均为根部的<sup>125</sup>I 含量最大,茎中的<sup>125</sup>I 含量次之,叶上的<sup>125</sup>I 含量最低。这表明,根部的碘向茎、叶部分输送的量与浓度梯度有关,根部<sup>125</sup>I 的浓度越大,向上运输的量也越大。

青菜富集<sup>125</sup>I 与土壤残留<sup>125</sup>I 之间的关系示于图 6 (3 次测量数据经检验  $P < 0.001$ , 有显著差异)。青菜中富集的<sup>125</sup>I 与土壤中残留的<sup>125</sup>I

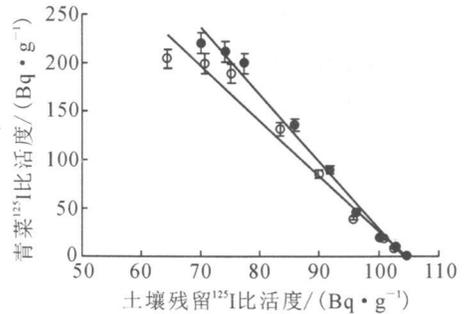


图 6 青菜富集<sup>125</sup>I 与土壤残留<sup>125</sup>I 之间的关系

○——小粉土,  $y = -5.7055x + 596.5, r = 0.9762$ ;  
●——青紫泥,  $y = -7.0017x + 728.4, r = 0.9885$

呈反消长关系,即随着青菜中积累的<sup>125</sup>I 逐渐增加,土壤中残留的<sup>125</sup>I 逐渐减少。此结果表明,随着时间的推移,土壤中减少的<sup>125</sup>I 除小部分经放射性衰变、自然流失和挥发外,其余部分均被青菜吸收。

由图 5 和图 6 可见,青紫泥中青菜的<sup>125</sup>I 含量明显高于小粉土,青紫泥中相对丰富的有机质、粘粒和阳离子交换量不仅使更多的碘被保存在土壤中,而且也更有利于作物对碘的吸收。

## 4 讨论与结论

1) 引入土壤的<sup>125</sup>I 随深度呈指数衰减, 绝大部分<sup>125</sup>I(青紫泥 97.73%, 小粉土 93.98%)集中在土壤 0~10 cm 表层内, 即<sup>125</sup>I 向土壤下层扩散和迁移的量较小。青紫泥中<sup>125</sup>I 在垂直方向上的衰减快于小粉土, 这与青紫泥比小粉土含有更多的有机质、粘粒和阳离子交换量, 从而使青紫泥比小粉土对碘具有更强的保存能力有关。土壤中只有少量的<sup>125</sup>I 被淋溶水带走, 淋溶水从小粉土中带走的<sup>125</sup>I 多于青紫泥, 土壤中碘的淋失量, 主要取决于土壤对碘的保存能力, 而不是淋溶水量的大小。淋溶水的酸碱度对土壤中碘的迁移有明显影响, 在 pH 1~8 时, 被淋滤的碘含量呈现出随淋溶液 pH 升高而增加的趋势, pH>5 时, 被淋溶的 IO<sub>3</sub><sup>-</sup> 有较大幅度的提高, 而 I<sup>-</sup> 含量的变化较小。

2) 青菜能从土壤中吸收<sup>125</sup>I, 并通过根部将大部分<sup>125</sup>I 输送到茎和叶, 青菜各部位<sup>125</sup>I 的浓度大小依序为: 根>茎>叶柄>叶。全株青菜对<sup>125</sup>I 的富集系数 K=2.63, 根部对<sup>125</sup>I 的富集程度最高, 是全株青菜富集系数的 5.3 倍, 茎和叶对碘的富集程度虽然小于根部, 但由于它们占有全株青菜体积的大部分, 因此积累了从土壤中吸收的大部分碘。生长在青紫泥中的青菜, 其<sup>125</sup>I 含量明显高于生长在小粉土中的青菜, 表明土壤保存的碘含量越高, 越有利于作物对碘的吸收。长期施用碘肥, 不仅能够培养出含环境碘的作物, 更重要的是可以增加土壤和周边环境碘的背景含量, 从而改善整个缺碘的生态环境。

上述研究结果为保持土壤中的碘不流失, 提高作物的含碘水平, 进而开辟生产防治 IDD 的新途径, 提供了理论上和技术上的依据。

## 参考文献:

[1] Hans Gerber, Hans-Jakob Peter, Erich Bürgi, et al. Colloidal aggregates of insoluble inclusions in human goiters [J]. *Biochimie*, 1999, 81 (5): 441-445.

[2] 迟锡增主编. 微量元素与身体健康[M]. 北京: 化学工业出版社, 1993: 205-206.

[3] Shohei Harada, Naoshi Ichihara, Junri Arai, et al. Influence of iodine excess due to iodine-containing antiseptics on neonatal screening for congenital hypothyroidism in Hokkaido prefecture, Japan [J]. *Journal of the International Society of Neonatal Screening*, 1994, (3): 115-123.

[4] 郑宝山, 王滨滨. 大气与植物中碘的环境地球化学——综述与新的假说[J]. *地学前缘*, 2001, 8 (2): 359-365.

[5] Hou XL, Chai CF, Qian QF, et al. The study of iodine in Chinese total diets[J]. *The Science of the Total Environment*, 1997, 193: 161-167.

[6] Delange FJT, Dunn D, Glinoe D. Iodine deficiency in Europe[J/OL]. *NATO AST Series A*, 1993, 241: 5-93, 171-219. <http://www.springer.com/medicine/internal/book>.

[7] Jopke P, Bahadir M, Fleckenstein J, et al. Iodine determination in plant materials *Communications in Soil*[J]. *Science and Plant Analysis*, 1996, 27 (3): 741-751.

[8] Herret RA, Hatfield Jr HH, Crosby DG, et al. Leaf abscission induced by the iodine ion[J]. *Plant Physiol*, 1962, 37(3): 358-363.

[9] Dai JL, Zhu YG, Zhang M, et al. Selecting iodine-enriched vegetables and the residual effect of iodate application to soil[J]. *Biological Trace Element Research*, 2004, 101(3): 100.

[10] Wong George TF, Cheng Xian-hao. The formation of iodide in inshore waters from the photochemical decomposition of dissolved organic iodine[J]. *Marine Chemistry*, 2001, 74(1): 53-64.

[11] Horvatic G. Echographic thyroid changes in iodine deficiency and excess: Clinical department of nuclear medicine and radiation protection[J]. *European Journal of Ultrasound*, 1998, (7): 526.

[12] Noel R. Iodine: an environmental trigger of thyroiditis[J]. *Autoimmunity Reviews*, 2002, (1): 97-103.

[13] 张永熙. <sup>89</sup>Sr 在土壤中吸附的研究[J]. *浙江农业大学学报*, 1990, 16(4): 78-82.

[14] Whitehead DC. The sorption of iodide by soils as influenced by equilibrium conditions and soil properties [J]. *J Sci Fd Agric*, 1973, 24: 547-556.