



论文

碘的生物地球化学迁移及其定量模式

翁焕新^{①*}, 洪春来^②, 严爱兰^③, 季仲强^④

① 浙江大学环境与生物地球化学研究所, 杭州 310027;

② 浙江省农业科学院, 杭州 310021;

③ 浙江水利水电学院, 杭州 310012;

④ 国家海洋局第二海洋研究所, 杭州 310012

* E-mail: gswenghx@zju.edu.cn

收稿日期: 2012-09-26; 接受日期: 2012-12-24; 网络版发表日期: 2013-08-09

国家自然科学基金(批准号: 40873058, 40373043)资助

摘要 揭示碘的环境与生物地球化学行为对建立人体科学补碘方法具有关键性意义. 在盆栽和模拟条件下, 应用同位素(^{125}I)示踪技术, 通过淋溶试验和青菜吸收碘的实验, 在系统研究碘的生物地球化学转移特征及其影响因素的基础上, 建立了碘生物地球化学迁移的定量模式. 结果表明: 作物可以吸收土壤外源碘, 并通过根系将大部分碘输送到茎和叶, 作物吸收碘的程度除了受土壤外源碘含量的控制外, 还受土壤对碘吸附能力的影响; 土壤中碘的淋失量大小决定于土壤对碘的固定能力以及淋溶溶液的酸碱度, 而与淋溶水量的大小无关; 土壤和植株中的部分碘可以挥发释放到空气中去, 土壤和植株的含碘量越高, 碘的释放量也就越大, 这些研究结果为开辟生产化防治碘缺乏病(IDD)的新途径提供了重要的科学依据.

关键词

碘缺乏病

 ^{125}I 生物地球化学迁移
定量模式

碘是合成甲状腺激素不可缺少的元素, 而甲状腺激素在人体新陈代谢作用过程中起着极为重要的作用^[1]. 人体缺碘可以引起甲状腺肿和克汀病, 克汀病是碘缺乏对人类损害最严重的病症, 突出的临床表现为呆(傻)、小(矮)、聋、哑、瘫, 因碘缺乏而对人体发育造成的全部影响被称为“碘缺乏病”(IDD, Iodine Deficiency Disease)^[2]. 根据流行病学的调查, 全世界大约有 16 亿人受到 IDD 的威胁^[3], 其中有 6.55 亿人患有甲状腺肿大症状, 约占世界总人口 14%, 中国是世界上 IDD 流行最严重、最广泛的国家之一, 缺碘人口达 7 亿多. 面对碘缺乏给人类健康所带来的不良影响, 世界卫生组织(WHO)对于人体补碘给予

了高度的关注^[4], 受 IDD 威胁的各国始终没有停止探索人体补碘新途径的步伐. 食盐加碘是目前被普遍采用的人体补碘的措施^[5], 然而, 由于食盐中添加的无机碘(KIO_3 或 KI)具有易挥发的特点^[6], 因此在生产、储藏、运输和烹饪过程中都会造成碘的丢失, 尤其是在中国, 高温烹饪的饮食习惯可以使食盐中添加的部分碘被损失掉, 考虑到这个因素, 中国碘盐平均的含量为 30 mg/kg, 而中国城市和农村居民的日均盐摄入量分别为 11 和 17 g, 这意味中国人每天摄碘量远高于世界卫生组织推荐的成人碘摄入量 150~200 $\mu\text{g/d}$ 的标准. 碘具有双侧阈值的特征^[7], 即摄入过量的碘和碘缺乏均会对机体产生不同性质和不同程度的生

中文引用格式: 翁焕新, 洪春来, 严爱兰, 等. 碘的生物地球化学迁移及其定量模式. 中国科学: 地球科学, 2013, 43: 1481–1488

英文引用格式: Weng H X, Hong C L, Yan A L, et al. Biogeochemical transport of iodine and its quantitative model. Science China: Earth Sciences, 2013, 56: 1599–1606, doi: 10.1007/s11430-013-4594-5

物学效应, 高碘摄入同样会引起甲状腺机能亢进(甲亢)、甲状腺机能减退、诱发慢性淋巴甲状腺炎等, 有关的研究认为, 甲状腺癌也与过多摄入碘有关^[8], 由于人群个体对碘的生物吸收存在差异, 全民食盐加碘对于碘吸收特别敏感的人群个体来说, 存在过量碘摄入的风险, 因此, 想要避免食加碘盐所存在的缺陷, 需要建立新的科学补碘方法。

在正常情况下, 人体中 75%~85% 的碘来自植物性食品^[9,10], 人对不同种类食物中碘的生物利用率最高可达 99%, 由此可见, IDD 与植物中碘的含量水平偏低直接有关, 提高植物食品中碘的含量水平是彻底防治 IDD 最有效的途径^[11], 而要使植物食品中碘的含量水平有所提高, 必须改善缺碘的生态环境。然而, 迄今为止, 我们对于碘在由土壤、植物、水体和空气所构成的生态环境中的生物地球化学迁移特征还不甚了解, 而这恰恰是如何能使缺碘生态环境得到有效改善所必须搞清的基础科学问题。

本文在盆栽和模拟试验的条件下, 通过施用海藻碘肥和运用同位素(¹²⁵I)示踪技术, 根据对作物吸收碘的特征分析和土壤碘的淋溶结果, 在系统研究土壤-植物-水体-空气中碘的环境与生物地球化学迁移及其影响因素的基础上, 建立了碘生物地球化学迁移的定量模式, 从而为开辟人体自然补碘的新方法提供科学依据和技术支撑。

1 材料和方法

本次研究的供试土壤为黄筋泥、青紫泥和小粉土, 其中黄筋泥发育于高风化的第四纪红土母质; 青紫泥由湖沼相沉积物发育而来; 小粉土发育于海相沉积物。土样采集后, 自然风干, 用于土壤相关理化参数的测定及土壤对碘的吸附和解吸实验。

1.1 作物吸收碘的实验

作物吸收碘的实验在温室中进行。将风干土壤过 3 mm 的筛子, 称取 3 kg 土壤与以硅藻土为载体的海藻固体碘肥充分混匀^[12], 使得土壤中碘的添加量分别为 0, 5, 10, 25, 50 和 100 mg/kg, 施足基肥。喷水使土壤湿度为最大田间持水量的 50%, 将处理好的土样放入花盆中, 在试验期间, 采用称重法适时向土壤中去离子水, 使得土壤中湿度恒定。

本研究选择人们日常生活中普遍食用的青菜

(*Brassica chinesis* L)为试验作物。青菜种子通过浸种、催芽和育苗, 待生长到 5 片真叶时, 挑选长势一致的健壮幼苗定植于盆栽土壤中, 每盆 1 株, 每个处理 3 次重复。青菜在移栽 45 天后收获, 青菜从土中整株取出后, 区分地上各部分(叶柄、茎、叶)与根部, 洗净, 称量鲜重, 然后在 50℃ 条件下烘干, 粉碎, 过 60 目的筛子, 进行碘含量的测定。同时, 取盆中的土壤测定碘的含量。

为了深入了解青菜吸收碘的生物地球化学转移过程, 进行碘同位素(¹²⁵I)示踪实验。在体积为 $\Phi 10\text{ cm} \times 12\text{ cm}$ 的盆中分别装入青紫泥土和小粉土 0.6 kg, 每盆移栽生长一致的青菜 3 棵, 移栽 3 天后, 用 $\Phi 4\text{ mm}$ 玻璃棒沿盆周对称打 2 个孔, 孔深为距表面 3 cm 处, 用 1 mL 的移液枪加入比活度为 31372 Bq/mL 的同位素示踪剂 Na¹²⁵I 水液各 2 mL, 然后将孔整平, 轻轻压实。相同处理 3 次重复。试验期间温度为 (24±4)℃。加注 Na¹²⁵I 后, 在 0.25, 0.5, 1, 2, 4, 6, 10 和 15 d 采取青菜样品, 每次取样, 随机取同一处理 6 株青菜, 青菜根部用清水洗净后, 再用去离子水冲洗, 用吸水纸吸去表面水, 分根、茎、叶柄、叶 4 个部分, 分别称取 100 mg 样品, 测量 ¹²⁵I, 3 次重复取平均值。

1.2 土壤碘的吸附与解吸实验

土壤碘吸附实验。称取 1 g 土样置于 20 mL 离心管中, 加入 10 mL 含碘溶液, 添加碘溶液的浓度为 0, 1, 2, 4, 6, 8, 12, 16 和 20 mg/L, 加盖, (25±2)℃ 条件下, 在往返式振荡机上(160 次/min)震荡 40 h^[13], 结束后以 4000 r/min 离心 10 min, 吸取上清液, 过 0.22 μm 滤膜。用溴水氧化法测定溶液中总碘含量, 用差减法计算土壤碘吸附量, 并与平衡液中碘的浓度作等温吸附曲线。

土壤碘解吸实验。将吸附平衡后的上清液倾出, 然后加入 10 mL 0.0001 mol/L 的 CaCl₂ 溶液, 在往返振荡机(160 次/min)上振荡 40 h 后, 以 4000 r/min 离心 10 min, 过 0.22 μm 滤膜。取上清液用溴水氧化法测定总碘含量, 根据下式计算土壤解吸的碘含量:

$$\text{碘含量} = (G_i - G_0) \times C,$$

式中, G_i 为解吸后倒去上清液后称得的湿土+离心管的重量; G_0 为添加碘溶液前干土加离心管的重量; C 为解吸后上清液(平衡溶液)中的碘浓度。

该实验每处理重复 3 次, 水土比为 10:1。

1.3 土壤碘的淋溶试验

选取青紫泥和小粉土, 按土壤天然发育层由上

而下取样分别装入内径为 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. 该项试验有两种处理: 第一种处理, 装土时加去离子水, 使土柱保持湿润, 加入 12 mL Na^{125}I (比活度为 22103 Bq/mL), 在 $(30\pm 4)^\circ\text{C}$ 的温度下, 静置 20 d 后, 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, 研碎均匀, 每段称取 1.0 g 土样, 测定放射性活度, 3 次重复取平均值; 第二种处理, 装土时加去离子水, 使土柱保持湿润, 静置 3 天后, 加入 Na^{125}I 水溶液 15 mL (比活度为 22103 Bq/mL), 然后用去离子水喷淋, 使土柱呈连续淋溶状态, 总的淋溶水量为 1000 mL. 试验期间温度为 $25\sim 35^\circ\text{C}$. 每次按 50 mL 取淋溶水样, 吸取 1 mL 测放射性活度, 3 次重复取平均值.

为了深入了解淋溶水的酸碱度对土壤碘迁移的影响, 取青紫泥 0~20 cm 耕作层, 风干后过 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田间持水量的 70% 左右. 每个处理 3 个重复. 在室温下放置 20 天后, 将该土壤样品风干后, 磨细使其均匀, 过 20 目筛, 用 1 mol/L HNO_3 调节去离子水 pH 值 1~8, 然后以土液比 1:10 进行淋溶, 在超声清洗器中振荡 2 小时后, 以中速滤纸过滤, 用分光光度法测定淋溶液中碘离子(I^-)和总碘含量, 总碘与 I^- 的含量之差为碘酸根离子(IO_3^-)的含量.

1.4 碘的挥发量测定

在体积为 $\Phi 10\text{ cm}\times 12\text{ cm}$ 的盆钵中, 分别装入青紫泥和小粉土 0.6 kg, 每盆移栽青菜 3 棵, 青菜移栽 3 天后, 用 $\Phi 4\text{ mm}$ 玻璃棒沿圆周对称打孔 2 只, 孔深为距盆钵表面 3 cm 处, 用 1 mL 的移液枪加入比活度为 31372 Bq/mL 的 Na^{125}I 水液, 每孔各 1 mL. 加完 ^{125}I 后, 将各孔整平、压实, 然后用 10 mL 水淋湿. 每隔一天, 向土壤喷洒浇水. 在加入 ^{125}I 后的第 8 天, 用 0.50 g 的活性炭(40 目)吸附挥发性碘, 48 小时后, 取出自封袋中的活性炭测量其中吸附的 ^{125}I 活度, 测量三次取平均值. 由于挥发性碘可以来自土壤, 也可以来自青菜, 为了分别定量测定不同来源的挥发碘, 先将青菜的地上部用自封袋包好, 然后用另一个较大的自封袋把土壤连同盆钵部分套起来, 活性炭用玻璃纤维包好, 每个自封袋中放置一个, 避免玻璃纤

维包与土壤和植株直接接触.

1.5 放射性碘同位素(^{125}I)测量

^{125}I 放射性活度测量采用 BH1224 型微机—多道一体化能谱仪. 测样器皿采用自备的 $\Phi 75\text{ mm}\times 110\text{ mm}$ 的一次性塑料杯, 将装好试验待测样品的塑料杯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, 以保证所有样品测量几何位置的一致性. 探头工作电压 631 V, 闭值 0.28. 选取一个谱峰(0~30 道)进行计数测量, 测量结果经校正后换算成放射性比活度, 测量误差 $\leq 5\%$. 所有样品在采样当天完成测量, 以减少样品由于水分挥发而造成的误差.

2 结果和讨论

2.1 青菜对外源碘的吸收及其影响因素

图 1 显示了青菜对碘的吸收量随土壤外源碘含量的变化. 从图 1 中可以看到, 青菜体内碘的浓度随着土壤外源碘含量的提高而增加, 但在相同外源碘含量的条件下, 不同土壤中栽培的青菜对碘的吸收量存在较大差异, 其中小粉土中栽培的青菜碘浓度最高, 其次为青紫泥, 而黄筋泥中栽培的青菜碘浓度最低, 这说明了作物对土壤外源碘吸收的程度受到土壤理化性质的影响, 而这种影响主要与土壤对外源碘的吸附有关. 从表 1 所列出的三种供试土壤基本性状的一些理化参数中可知, 黄筋泥、青紫泥和小粉土中 $<0.002\text{ mm}$ 粒径的颗粒分别为 40.5%, 38.9% 和 16.8%, 反映出土壤颗粒越细, 栽培的青菜碘浓度就越低的特点, 这表明了土壤中的细颗粒物对外源碘

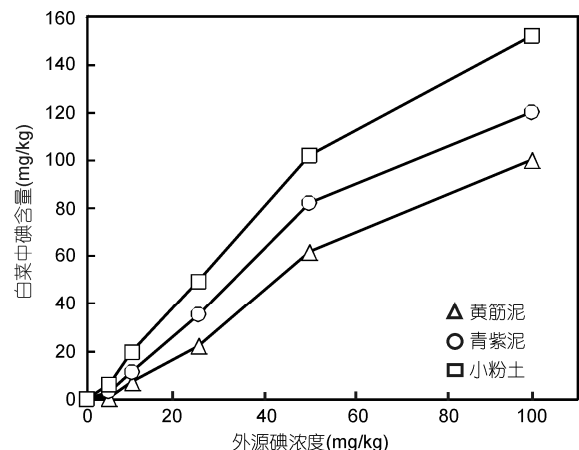


图 1 青菜碘吸收量随土壤外源碘含量的变化

表 1 供试土壤的一些理化参数

项目	黄筋泥	小粉土	青紫泥
pH	4.56	7.34	5.83
有机质(%)	2.08	1.58	4.09
CEC(cmol/kg)	16.2	11.59	19.28
游离氧化铁(%)	3.98	1.64	1.55
游离氧化铝(%)	6.35	2.21	1.89
粒度分布(%)	2~0.02 mm	10.1	37.8
	0.02~0.002 mm	49.4	45.4
	<0.002 mm	40.5	16.8

的强烈吸附,影响了碘的活性,从而最终影响青菜对碘的生物吸收.

图 2 显示了黄筋泥、青紫泥和小粉土对碘的吸附等温曲线. 从图 2 中可以看到, 三种土壤对碘的吸附曲线的变化趋势基本一致, 即当平衡液碘浓度较低时(<5 mg/L), 土壤碘的吸附量快速增加, 随着平衡液碘浓度的进一步增大, 土壤碘的吸附量缓慢增加. 碘在这三种土壤上的吸附用 Langmuir 方程及 Freundlich 方程进行拟合(表 2)^[14,15], 达到了极显著水平 ($P<0.01$). 由 Langmuir 方程求得黄筋泥、青紫泥、小粉土对碘的最大吸附量(y_m)分别为 30.4, 24.6 和 16.6 mg/kg, 土壤对碘的吸附能力表现为黄筋泥>青紫泥>小粉土. 前人的研究表明^[16], 土壤对碘的吸附能力除了与土壤的粒径有关, 还与土壤中铁铝氧化物的含量密切相关. 从表 1 中可以看到, 黄筋泥不仅粒度最小, 而且游离氧化铁铝的含量也明显高于青紫泥和小粉土, 因此, 它对碘的吸附量最大; 小粉土中游离氧化铁铝的含量虽然稍高于青紫泥, 然而由于小粉土的粒度明显大于青紫泥, 因此, 它对碘的总吸附量仍然小于青紫泥对碘的吸附量, 这表明土壤粒度是使碘稳定最主要的影响因素, 土壤的粒度越小, 所具有的表面积就越大, 对碘的吸附能力也就越强.

从土壤对碘的吸附量与解吸量之间的相关图中可以看到(图 3), 土壤碘的解吸率显示出黄筋泥<青紫泥<小粉土, 进一步说明了三种土壤中黄筋泥相对于

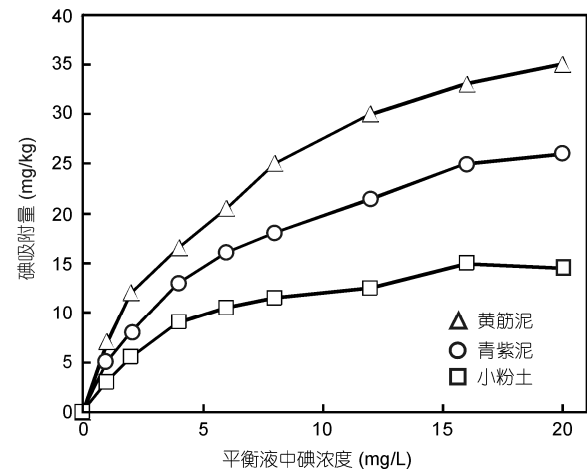


图 2 土壤对碘的吸附等温曲线

青紫泥和小粉土来说具有更大的吸附位能, 被吸附的碘较难再解吸下来. 碘的解吸附实验表明, 被土壤吸附的外源碘只有一部分能被解吸出来, 而不能被解吸的碘成为土壤固定的碘, 固定碘的含量多少反映了土壤对外源碘的吸附能力. 根据图 3 中的相关方程, 当碘的解吸量为 0 时, 可以计算得到黄筋泥、青紫泥和小粉土的固定碘量分别为 2.80, 1.48 和 0.88 mg/kg, 这与它们对碘吸附能力的顺序是一致的.

上述研究结果表明, 作物对碘的吸收量除了决定于土壤外源碘的含量, 同时受土壤碘生物稳定性的影响, 而碘的生物稳定性受土壤质地的控制.

2.2 土壤中碘的迁移特征

图 4 显示了经过 20 天后, 土壤中 ^{125}I 随深度的累计分布与丢失的分配情况. 从图 4 可以看到, 根据理论计算的放射线衰变丢失的 ^{125}I 为 9119.7 Bq, 占原始引入量的 20.63%, 通过自然过程丢失的 ^{125}I 相对较少, 其中青紫泥自然丢失的 ^{125}I 少于小粉土, 而滞留在土壤中的 ^{125}I 青紫泥多于小粉土, 青紫泥和小粉土

表 2 土壤吸附碘的等温曲线方程拟合参数

土壤类型	Langmuir 方程 $1/y=1/y_m+1/(y_mk_1)(1/c)$			Freundlich 方程 $y=k_2c^{1/a}$		
	y_m	k_1	r	k_2	a	r
黄筋泥	30.4	1.14	0.990	11.9	2.45	0.994
青紫泥	24.6	1.93	0.994	7.7	2.21	0.994
小粉土	16.6	2.61	0.999	4.7	2.24	0.977

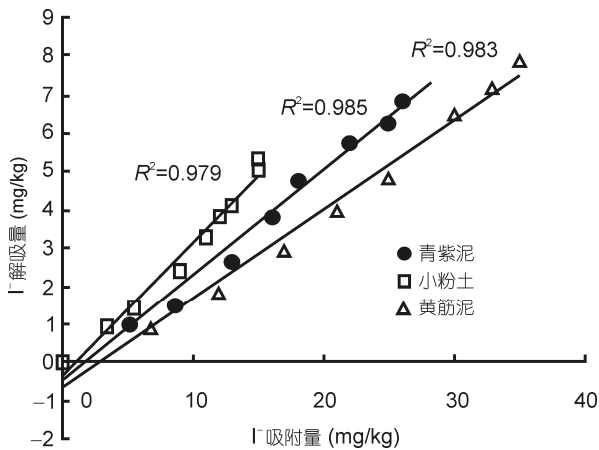
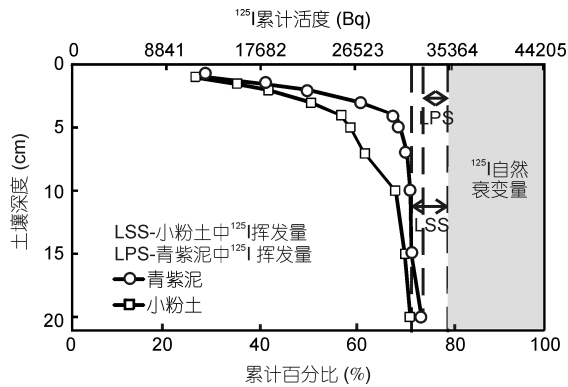


图3 土壤碘吸收量与解吸量之间的相互关系

图4 土壤中 ^{125}I 随深度的累计分布与 ^{125}I 的丢失分配图

自然丢失的 ^{125}I 分别为2326.3和3419.6 Bq, 分别占原始引入量的5.26%和7.74%; 滞留的 ^{125}I 分别为32760和31666.7 Bq, 分别占原始引入 ^{125}I 量的74.11%和71.63%。进一步分析土壤中 ^{125}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 ^{125}I 分别为31880和29504 Bq, 分别占原始引入 ^{125}I 量的70.68%和66.74%, 而在10~20 cm范围内, 滞留累计的 ^{125}I 分别仅占原始引入 ^{125}I 量的3.43%和4.89%, 这一方面表明了土壤碘的扩散和迁移过程中, 只有小部分碘向下层迁移; 另一方面说明了青紫泥与小粉土相比具有对碘更强的保存能力。从土壤质地来看(表1), 青紫泥比小粉土含有更多的粘粒(<0.002 mm)、有机质和阳离子交换量(CEC), 因此对 ^{125}I 具有较强的保存能力, 使 ^{125}I 往土壤下层迁移的量相对减少, 而小粉土对 ^{125}I 的保存能力相对较弱, 导致 ^{125}I 向土壤下层的迁移量相对增大。

图5显示了土壤淋溶水中 ^{125}I 的动态变化, 青紫

泥和小粉土的淋溶水中 ^{125}I 含量开始时呈增加趋势, 分别至第5和第4次取样时达最大值后逐渐降低, 两种土壤从第15次取样后, 淋溶水中几乎测不出 ^{125}I 了。这是由于当 ^{125}I 刚从土壤表面引入时, 土壤还不能完全将 ^{125}I 吸附固定, 因此, 一部分 ^{125}I 随淋溶水流失, 随着 ^{125}I 逐渐被土壤吸附, 被淋溶的 ^{125}I 也呈下降趋势, 一旦 ^{125}I 全部被土壤吸附固定, 则不易被淋失。淋溶试验的结果表明, 青紫泥和小粉土全部淋溶水中 ^{125}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}I 被淋溶水带走。从图5中可以看到, 淋溶水从小粉土中带走的 ^{125}I 多于青紫泥, 这表明了土壤中碘的淋失量大小, 主要决定于土壤中粘粒、有机质和阳离子交换量对碘的保存能力, 而与淋溶水量的大小无关。淋滤水的酸碱度对土壤中碘的迁移产生明显的影响, 从图6中可以看到, 从土壤中

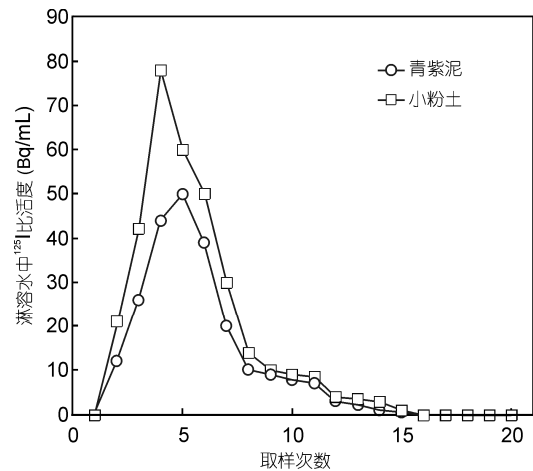


图5 土壤淋溶液中碘含量的动态变化

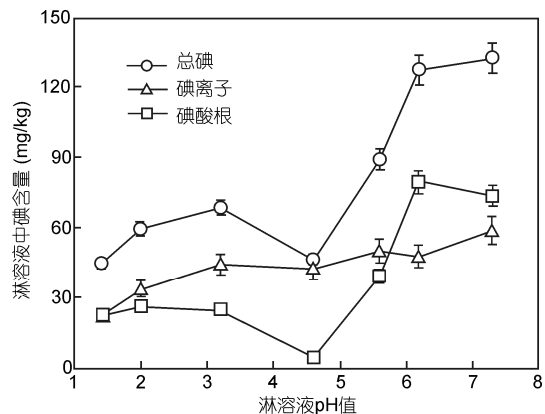


图6 土壤淋溶液中碘含量随pH值的变化

被淋滤的碘含量, 总的呈现出随淋滤液 pH 值升高而增加的趋势, 在淋滤液的 pH 值小于 5 时, 被淋滤的碘含量随 pH 值提高而增加的变化不明显, 当淋滤液的 pH 值大于 5 时, 被淋滤的碘含量明显增加, 特别是碘酸根离子的含量有较大幅度的提高. 值得注意的是, 被淋滤的碘离子含量在整个实验 pH 值为 1~8 的范围内变化较小, 在淋滤液的 pH 值小于 6 时, 被淋滤的碘离子含量高于碘酸根离子, 但是当淋滤液的 pH 值大于 6 时, 被淋滤的碘酸根离子含量高于碘离子, 这一方面表明了土壤中的碘离子可以转化为碘酸根离子, 另一方面说明了土壤中的碘酸根离子相对于碘离子来说, 对淋滤水的酸碱度具有较大的敏感性.

2.3 土壤和植物碘的挥发

土壤中加入放射性碘同位素 ^{125}I 后, 在第 8 天与第 10 天之间的 48 小时内, 小粉土和青紫土释放的挥发性碘分别为 61.5 和 77 cpm/d, 而种植在小粉土和青紫土中青菜释放的挥发性碘分别为 180 和 125 cpm/d(图 7), 这表明了引入外源碘后, 土壤与植株都能将部分碘转化为挥发性碘, 并释放到空气中. 进一步分析可知, 挥发性碘的释放量与土壤类型有关, 即青紫泥挥发碘的释放量大于小粉土挥发碘的释放量, 而种植在小粉土上的青菜挥发碘的释放量又大于种植在青紫泥上的青菜, 通过对小粉土和青紫泥第 10 天表层放射性碘的测定, 它们的比活度分别为 1066 和 1223 cpm/g, 同时从图 1 可以看到, 小粉土上种植的青菜含碘量高于青紫泥上种植的青菜含碘量, 由此可见, 无论是土壤还是植株, 挥发性碘的释放量大小与碘的原有含量多少有关, 当土壤或植株的碘

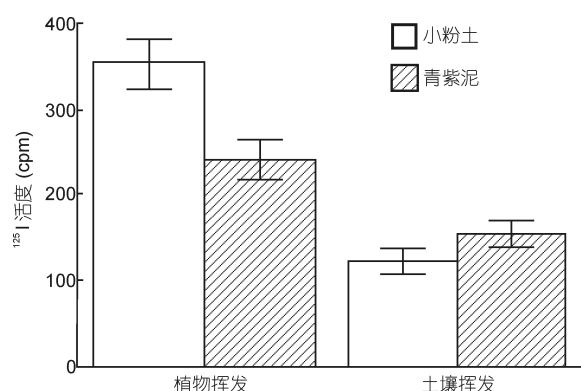


图 7 土壤和植株碘的挥发量

含量越高, 挥发性碘的释放量也就越大. 另外, 青菜碘的挥发量大于土壤碘的挥发量, 这说明了被作物吸收的碘从叶面挥发的途径是通畅的, 而土壤碘的挥发受到土壤质地的影响, 这种影响同样来自土壤粒度、有机质和阳离子交换量(CEC)等对碘离子的固定作用.

2.4 碘生物地球化学迁移的定量模式

实验结果表明^[17], 施入土壤的外源碘有 10.1% 被青菜所吸收, 青菜通过根部从土壤中吸收的 ^{125}I , 有 80.20% 输送至茎和叶中, 其中 39.79% 积累在茎中, 27.25% 和 13.16% 分别富集在叶柄和叶中. 如果将每千克干(鲜)物质中 ^{125}I 的活度与每千克土壤中 ^{125}I 的活度之比定义为作物对碘的生物富集系数(K), 全株青菜对 ^{125}I 的富集系数 $K=2.63$. 根部、茎、叶柄和叶对 ^{125}I 的富集系数分别为 13.85, 7.23, 2.45 和 0.66, 虽然茎和叶对碘的富集程度明显小于根部, 但是由于它们占有青菜整株生物量的大部分, 因此积累了从土壤中吸收的大部分碘.

根据对青菜叶上不同部位 ^{125}I 含量的测定结果显示, 碘在叶面上的累积量从主脉→支脉→叶缘呈现出逐渐降低的趋势. 这与海带叶外缘含碘量最高的现象相反^[18], 海带从海水中主动吸收碘, 并将碘储存于特定的细胞液泡内, 而这些特定的细胞大量存在于海带叶的外缘, 青菜叶片中碘的分布特征与海藻相反, 表明了青菜对碘吸收和储存方式与海藻是不同的, 反映出对碘被动吸收的特征. 在正常的环境下, 植物对元素的吸收存在被动吸收和主动吸收两种方式, 当根系周围的环境中某些元素的含量明显高于正常值时, 往往以被动吸收占主导地位, 这就势必造成这些元素在植物体内的非正常积累^[19]. 根据 Michaelis 和 Menten^[20] 的酶动力学模型, 如果把整个植物细胞看作为一个统一的酶体系, 则植物主动吸收元素的动力学方程可用以下数学公式表达:

$$V = V_{\max}[S]/(K_m + [S]),$$

式中: V 为反应速率(植物细胞吸收离子速率); $V_{\max}$ 为最大反应速率(植物细胞吸附速率最大值); K_m 表征植物细胞和元素吸收关系的特征常数, 即当酶反应速率达到最大反应速率一半时的底物浓度; $[S]$ 为底物浓度(植物细胞外可溶的离子的浓度).

从图 8 中可以看出, 青菜对碘的吸收速率变化不符合这一动力学模型, 无论在低碘浓度下($<0.5 \text{ mg/L}$),

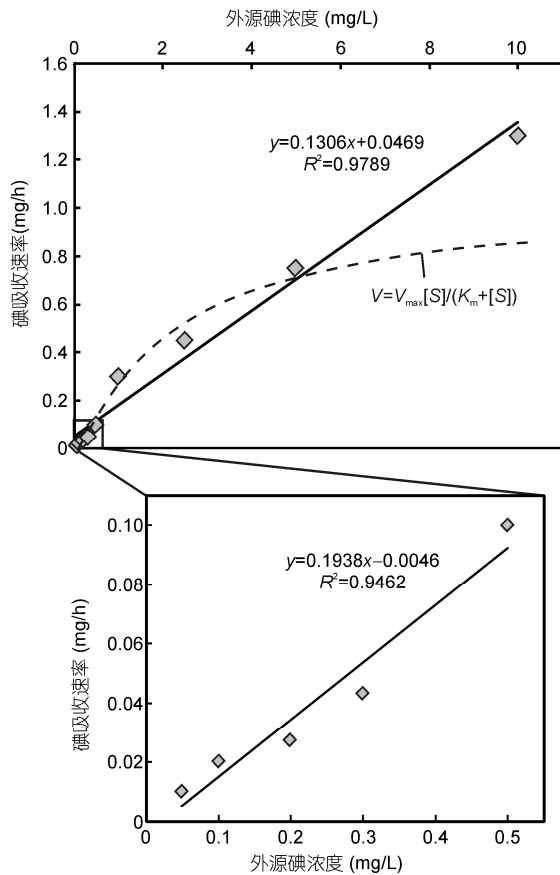


图 8 青菜对碘的吸收曲线

还是在较高浓度下(≥ 0.5 mg/L), 青菜对碘的吸收速率随外源碘浓度的提高而增加, 表现出对碘的被动吸收特征。

在青紫泥和青菜所构成的生态系统中, 生长 15 天的青菜从土壤中吸收的 ^{125}I 只占总引入量的 10.1%, 放射性自然衰变的 ^{125}I 占总施入量的 15.91%, 机械损失如挥发或流失的 ^{125}I 占总施入量的 0.37%, 引入的大部分 ^{125}I , 有 73.62% 被土壤吸附滞留。假设加入土壤的外源碘 ^{125}I 为 100, 图 9 给出了碘生物地球化学迁移的定量模式。从图 9 中可以看到, 在施用外源碘的土壤中滞留了大部分碘, 这些滞留碘成为培育二茬含碘作物理想的碘源, 另外, 土壤和作物中的一部分碘通过挥发蒸腾作用进入大气, 干湿沉降作用又使大气中的碘回到地表, 加上机械流失的土壤碘, 可以使周边环境碘的含量明显增加。因此, 对于缺碘的生态环境, 如果长期采取施用碘肥的生产化防治 IDD 方法, 一方面直接培育出含生物碘的作物, 另一方面可以增加土壤和周边环境碘的背景含量。土壤外源

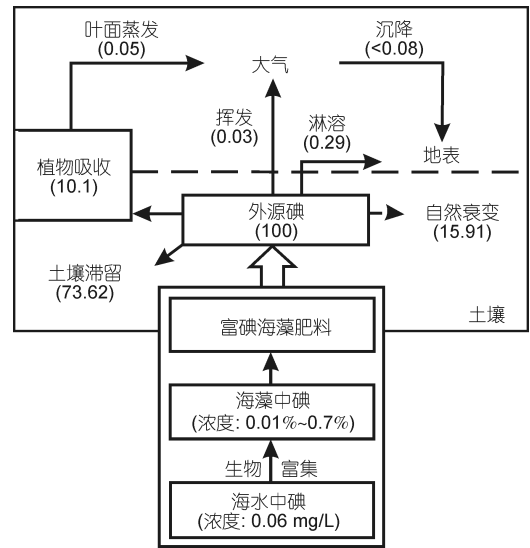


图 9 碘生物地球化学迁移的定量模式图

碘来源于海洋, 海水中碘的平均含量为 0.06 mg/L^[21], 海带类海藻通过生物富集作用, 可以使碘的含量高达 0.01%~0.7%^[22-24], 以硅藻土作为载体的海藻碘肥作为外源碘施入土壤, 最终使生物链中的碘含量水平得到提高, 这种在人为作用参与下, 使碘缺乏的生态环境得以改善的生物地球化学过程, 对彻底消除 IDD 具有深远的关键性的意义。

3 结论

作物可以从土壤中吸收外源碘, 并通过根部将大部分碘输送到茎和叶。作物对碘的吸收程度除了决定于土壤外源碘的含量外, 还受到土壤质地的影响, 这种影响主要与土壤对外源碘的吸附有关, 土壤颗粒越细, 对外源碘的吸附能力就越强, 从而影响了碘的生物活性, 最终导致作物对碘的生物吸收量降低。

引入土壤的 ^{125}I 绝大部分集中在 0~10 cm 表层内, 青紫泥中 ^{125}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固定能力有关。土壤中只有少量的 ^{125}I 被淋溶水带走, 土壤中碘的淋失量大小, 主要决定于土壤对碘的固定能力, 而与淋溶水量的大小无关。淋滤水的酸碱度对土壤中碘的迁移产生明显的影响, 被淋滤的碘含量呈现出随淋滤液 pH 值升高而增加的趋势, 被淋滤的

碘酸根离子含量变化幅度大于碘离子含量的变化幅度, 表明土壤中碘酸根离子对酸碱度具有相对较强的敏感性.

土壤或植株中的部分碘可以转化为挥发性碘, 并释放到空气中去, 挥发性碘的释放量大小与碘的原有含量多少有关, 当土壤或植株的碘含量越高, 挥

发性碘的释放量也就越大.

在内陆缺碘地区长期施用海藻碘肥, 不仅能够直接培育出含碘的作物, 更重要的是可以增加土壤和周边环境以及生物链中碘的背景含量, 从而能够改善整个缺碘地区的生态环境, 最终使人体在生活过程中得到自然补碘.

致谢 感谢宋秀辉完成部分实验工作.

参考文献

- 1 Gerber H, Peter H J, Bürgi E, et al. Colloidal aggregates of insoluble inclusions in human goiters. *Biochimie*, 1999, 81: 441–445
- 2 迟锡增. 微量元素与人体健康. 北京: 化学工业出版社, 1997. 205–211
- 3 Hetzel B S, Delange F, Dunn J T, et al. Towards the Global Elimination of Brain Damage due to Iodine Deficiency. New Delhi: Oxford University Press, 2004. 10–12
- 4 Benoist B D, Clugston G. Eliminating iodine deficiency disorders. *Bull World Health Org*, 2002, 80, doi: 10.1590/S0042-96862002000500002
- 5 WHO, UNICEF, ICCIDD. Progress Towards the Elimination of Iodine Deficiency Disorders (IDD). Geneva: WHO Press, 1999. 1–33
- 6 Waszkowiak K, Szymandera-Buszk K. Effect of storage conditions on potassium iodide stability in iodised table salt and collagen preparations. *Int J Food Sci Tech*, 2008, 43: 895–899
- 7 王明远, 章申. 生物地球化学区和地方病的探讨, *中国科学: B 辑*, 1985, (10): 931–936
- 8 Feldt-Rasmussen U. Iodine and cancer. *Thyroid*, 2001, 11: 483–486
- 9 Stanbury J B, Hetzel B S. Endemic Goiter and Endemic Cretinism: Iodine Nutrition in Health and Disease. New York: Wiley Medical Publication, 1980. 606
- 10 Risher J F, Keith L S. Iodine and Inorganic Iodides: Human Health Aspects. Geneva: WHO Press, 2009. 12–13
- 11 Peterson S, Légué F, Tylleskär T, et al. Improved cassava-processing can help reduce iodine deficiency disorders in the Central African Republic. *Nutrition Res*, 1995, 15: 803–812
- 12 翁焕新, 蔡奇雄. 一种含碘复合肥的制造方法. 发明专利, 1998. ZL94 1 08836.7
- 13 Um W, Serne R J, Krupka K M. Linearity and reversibility of iodine adsorption on sediments from Hanford, Washington under water saturated conditions. *Water Res*, 2004, 38: 2009–2016
- 14 Dai J L, Zhang M, Hu Q H, et al. Adsorption and desorption of iodine by various Chinese soils: II. Iodide and iodate. *Geoderma*, 2009, 153: 130–135
- 15 Sheppard M I, Hawkins J L, Smith P A. Linearity of iodine sorption capacities for seven soils. *J Environ Qual*, 1996, 25: 1261–1267
- 16 Whitehead D C. Iodine in soil profiles in relation to iron and aluminum oxides and organic matter. *European J Soil Sci*. 1978, 29: 88–94
- 17 Weng H X, Yan A L, Hong C L, et al, Biogeochemical transfer and dynamics of iodine in a soil-plant system, *Environ Geochem Health*, 2009, 31: 401–411
- 18 Gall, E A, Küpper F C, Kloareg B. A survey of iodine content in *Laminaria digitata*. *Botan Marina*, 2004, 47: 30–37
- 19 Ziegler E E, Filer L J Jr. Present Knowledge in Nutrition. Washington DC: International Life Science Institute Press, 1996. 361–365, 369
- 20 Michaelis L, Menten M L. The kinetics of invertin action. *Biochemische Zeitschrift*, 1913, 49: 333–369
- 21 Riley J P, Chester R. Introduction to Marine Chemistry. London-New York: Academic Press, 1971
- 22 侯小琳, 柴之芳, 钱琴芳, 等. 海藻中碘的化学种态研究. *海洋学报*, 1999, 21: 48–54
- 23 Teas J, Pino S, Critchley A, et al. Variability of iodine content in common commercially available edible seaweeds. *Thyroid*, 2004, 14: 836–841
- 24 Netten C, Hopton S A, Morley D R, et al. Elemental and radioactive analysis of commercially available seaweed. *Sci Total Environ*, 2000, 255: 169–175