

汞在 SPAC-人体系统中的转递及主要影响因素

荆延德^{1,2},何振立^{1,3,*},杨肖娥¹

(1. 浙江大学环境与资源科学学院教育部环境修复与生态健康重点实验室,浙江 杭州 310009; 2. 曲阜师范大学资源与规划学院,山东 济宁 273165; 3. University of Florida, IFAS, IRREC, Fort Pierce, Florida 34945, USA)

摘要:汞(Hg)是环境中一种具有高度毒性的重金属元素,且具有较高挥发性,因而作为一种全球性的污染物而备受关注。汞在 SPAC 系统中的迁移转化,是全球汞循环的重要环节,与人类的健康密切相关。汞通过食物链进入人体并在体内蓄积受多种因素影响,主要包括 3 个方面:土壤性质(如土壤汞含量、pH、有机质、粘土矿物等),植物特性(植物类型、种类和生育期等),大气状况(如光照强度、气温和大气湿度等)。此外,锌、硒和抗氧化剂等的存在也有较大影响。综述了汞在 SPAC-人体系统中的迁移积累及其调控机理。

关键词:土壤-植物-大气-人体系统;汞(Hg);食物链;影响因子

文章编号:1000-0933(2006)11-3854-07 中图分类号:X171,X501 文献标识码:A

Transfer of mercury through soil-plant-atmosphere-human continuum and influence factors

JING Yan-De^{1,2}, HE Zhen-Li^{1,3,*}, YANG Xiao-E¹ (1. MOE Key Lab of Environ, Remediation and Ecosystem Health, College of Natural Resource and Environment Science, Zhejiang University, Hangzhou Zhejiang 310029, China; 2. Department of Resources and Planning, Qufu Normal University, Jining 273165, China; 3. University of Florida, IFAS, IRREC, Fort Pierce, Florida 34945, USA). Acta Ecologica Sinica, 2006, 26(11): 3854 ~ 3860.

Abstract: Soil-plant-atmosphere-continuum (SPAC) tends to be regarded as system applied to the dynamics of soil water circulation. Based on the fact that mercury(Hg) is a liquid metal at ambient temperatures and pressures and some forms of mercury give rise to a vapor, the process of mercury transfer in SPAC also can be analyzed and discussed similar to soil water.

Mercury(Hg) is non-essential for plants and animals and is known as one of the five most toxic environment pollutants. It can be absorbed readily by crops and accumulated in human body through food chains. Mercury pollution has been widely recognized as a global environmental problem because of its volatility and toxicity. The fate and behavior of Hg in soil-plant-atmosphere continuum, which influences human health, is an important link of Hg global cycle. Over the past several decades, the accumulation and transport of Hg in aquatic ecosystems have been extensively and intensively studied. However, there was not substantial interest in the potential transfer of Hg contaminants in terrestrial ecosystem until 1990s, largely stemming from the recognition of the significance of dietary exposure as a major route for metal bioaccumulation in human beings.

Food chain is a key pathway, through which Hg in the environment enters human beings (especially in liver, kidney, brain, and muscle) and affects human health. Accumulation of Hg in the bodies of human beings causes renal dysfunction and other diseases, which has been reported in many countries, including Japan and China.

There are many factors influencing Hg transfer through food chain to human beings. They mainly include: (1) the availability

基金项目:国家重点基础研究发展规划(973)资助项目(2002CB410804); 国家杰出青年科学基金资助项目(40025104)

收稿日期:2006-04-14; **修订日期:**2006-08-20

作者简介:荆延德(1971~),男,山东淄博人,博士生,副教授,主要从事环境修复与资源再生研究。E-mail: jingyande @163.com

*通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhe@mail.ifas.ufl.edu

Foundation item: The project was financially supported by State Key Basic Research and Development Plan of China (No. 2002CB410804) and Outstanding Young Scientist Grant from the National Natural Science Foundation of China (No. 40025104)

Received date: 2006-04-14; **Accepted date:** 2006-08-20

Biography: JING Yan-De, Ph. D., Associate professor, mainly engaged in environment remediation and resource recovery. E-mail: jingyande @163.com

of Hg in soils, including total Hg, soil clay and organic matter contents, pH, etc.; (2) plant characteristics such as plant species, genotypes and stages of growth and development, etc.; and (3) climate conditions: rainfall, light intensity, temperature, and humidity. The objective of this review is to summarize and update the current understanding of recent advancements in research on Hg transfer and the major factors that influence the transfer of Hg in the soil-plant-atmosphere-human being continuum. Special attention is paid to the kinetics, mechanisms and implications of the reactions interconverting Hg. Finally, future research needs to better understand the transformations of mercury are recommended.

Key words: soil-plant-atmosphere-human being continuum; mercury; food chain; factors

SPAC 系统(土壤-植物-大气连续体), 即“ Soil-Plant-Atmosphere Continuum”, 是澳大利亚水文与土壤物理学家菲利普在 1966 年为分析和研究水分运移、能量转化的动态过程提供方便而提出的。该系统的提出使过去对土壤水分的研究由分散孤立研究转为用连续的、系统的、动态的观点和定量的方法来研究。由于元素汞及其某些化合物在常温下呈液态, 且可形成无色无味的汞蒸气, 从而极易在土壤圈、生物圈和大气圈中循环。运用 SPAC 系统的概念, 采用连续的、系统的、动态的观点来研究汞及其化合物的迁移、转化非常有益^[1]。

汞是一种具有高度毒性的非生命必需元素, 土壤和大气中的汞能在作物体内积累并通过食物链进入人体, 对人类健康具有潜在危险^[2]。由于元素汞及其多种有机化合物具有较高的挥发性, 在环境中易于迁移转化, 并通过食物链进入人体而造成不可逆转的危害, 因此, 汞作为全球性的环境污染物已备受关注^[3~5]。

1 SPAC 系统中汞的循环

最近十几年来, 汞的生物地球化学循环研究受到了特别关注, 特别是汞在环境界面间的释放通量研究。

1.1 土壤-大气界面的汞交换

1.1.1 土壤向大气释放的汞 土壤背景汞主要来源于成土母岩。汞在岩石中的分布很广泛, 但含量很低。研究表明, 土壤汞的一部分能向空气中释放^[5], 当土壤汞浓度为 0.911 ~ 1.796 mg/kg 时, 土壤主要表现为向大气释放汞^[6]。

土壤中汞的释放是大气汞最主要的来源之一^[7]。对土壤挥发性汞释放通量的时空变化规律及影响因素的研究, 主要是应用微气象梯度法^[8,9]和动力学通量箱法^[10]。冯新斌等^[10]应用自己建立的一套改进的通量箱法进行野外土壤汞释放通量的研究, 结果表明土壤挥发性汞释放通量具有白天高于夜间的昼夜变化规律, 土壤挥发性汞释放通量与土壤总汞含量、大气气温相关。

单质汞是土壤向大气释放汞的主要形态^[10], 土壤中各种形态的汞主要是通过土壤中微生物的还原作用, 还有有机质还原作用、化学还原作用及甲基汞的光致还原作用而生成单质汞。影响土壤汞挥发的因素有土壤温度^[9,11]、土壤总汞含量^[10]、阳光^[12]、微生物活性^[13], 土壤中汞的形态^[5]及络合物^[14]等。

1.1.2 大气沉降 研究表明, 大气沉降是土壤汞的一个重要来源^[15]。据调查^[16], 在北纬 300 ~ 700 地区, 汞沉降量为 15.8 $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$; 北纬 100 ~ 300 地区, 汞沉降量为 19.8 $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ 。目前, 国际一致认为: 全世界汞排放总量中人为源汞为 4000 t/a, 且主要来源于燃煤^[17], 其中 94 % 沉降于陆地上^[18]。国外在 20 世纪 70 年代就已对大气汞干湿沉降有了一定的研究^[19], 但当时对其重视不足。20 世纪 90 年代以后, 由于工业废水排放造成的水体、土壤汞污染已得到有效治理, 但发现某些地区土壤汞浓度仍在不断增加, 经研究发现这是由大气汞干湿沉降造成的。王定勇等^[20]采用室内模拟实验的方法, 研究了大气汞污染对土壤汞累积的影响, 发现大气汞可直接沉降于土壤和被土壤吸附。

大气汞沉降是大气中汞返回地球表面的过程, 可分为干沉降和湿沉降两大类。长期以来, 湿沉降被认为是汞及其化合物从大气进入陆地及水生生态系统的主要机制, 但最近研究表明, 二价气态汞的干沉降作用相当甚至超过了湿沉降^[21,22]。干沉降就是气态汞直接被地表吸附固定。同时, 土壤能在一定条件下吸收大气汞。例如: 当紫色土汞浓度低于 0.0887 mg/kg 时, 土壤主要吸收大气中的汞^[6]。

1.2 土壤-植物间的汞交换

研究表明,植物可以吸收土壤中一部分汞^[20],其富集程度随土壤汞污染程度的增加而增加。研究表明,当环境中气汞含量很低时,蔬菜中汞的 10%~30%来源于土壤^[6]。

在土壤-植物系统中,植物主要是通过根系从土壤中吸收汞,汞主要与土壤中多种无机和有机配位体形成络合物,在作物体内积累并通过食物链进入人体中。其中汞的形态,植物的种类,植物的器官和生长阶段等的不同对汞的吸收与积累都有影响。

1.3 大气-植物间的汞交换

大气与植物间的交换包括植物对汞的吸收与释放。气态汞能直接为植物地上部吸收的事实已有大量报道^[23]。Mosbbaek^[24]用同位素示踪法测定了丹麦东部一些植物对气态汞的吸收,发现植物绿色部分吸收的汞,90%以上来自大气汞,即使地下部所含的汞也有 50%来自于大气汞。

另一方面,植物体内的汞在生长期中会部分的释放到大气中。Linberg^[25]等用微气象梯度法估算温带及北方森林植被表面汞的释放,结果表明植被在汞的生物地球化学循环中起相当重要的作用。李志博等^[26]研究了长春市主要木本植物杨树、榆树、柳树、油松和落叶松不同器官中的总汞含量,结果表明,长春市植物存在着一定程度的汞污染,其中毛白杨、垂柳和油松对汞的吸收能力较低,落叶松叶的吸收能力较高,榆树吸收汞的能力最高,植物不同器官总汞含量存在着差异,除油松外,树叶>树皮>树茎,油松为树叶>树茎>树皮,各器官总汞含量呈正相关。

2 SPAC 系统中汞向人体的迁移

SPAC 系统中汞向人体迁移主要通过两条途径:一条是系统中的气态汞通过呼吸道进入人体;汞是一种易于挥发的元素,具有扩散性和较大的脂溶性,侵入呼吸道可被肺泡吸收,经血液进入全身组织。有报道说,当大气中汞蒸气含量超过 300ng/m³ 时,即会严重危害人体健康。

另一条是系统中的汞在植物的可食部位累积,然后通过消化道进入人体。各种来源的汞进入土壤后,95%以上迅速被土壤吸附或固定。植物能利用的土壤汞是微乎其微的,因为土壤中的粘土矿物和有机质对汞具有强烈的吸附作用,且土壤中的汞化合物溶解度很小,可溶态汞仅占土壤库中汞贮量的极少部分,但它却是不断地向植物提供的汞源,当植物富集了高浓度的汞时会受到汞毒害。有机汞、无机汞化合物和汞蒸气都会引起植物汞中毒。然而,通常植物对汞毒害并不十分敏感。林治庆等^[27]通过土培与水培相结合的模拟试验研究发现,当年生木本植物对汞具有较强的耐受性,其中加拿大杨体内汞的耐受阈值约为 95~100mg/kg。即在一般污染情况下植物不表现出汞的毒害症状,但此时植物体往往可富集较高水平的汞,这对主要靠陆生食物链生活的人类来说,却是一个非常严重的问题。根据 20 世纪 80 年代以来的报道,蔬菜可食部分含汞量超过食品卫生标准的现象时有发生^[27,28]。Booth 等^[29]测定了一些牧草、麦类、草食动物及肉食动物的全汞含量,结果表明汞在陆生食物链的传递呈数量级上升。

3 影响汞在 SPAC-人体系统内循环的主要因素

3.1 土壤因子

土壤既是汞的汇,又是汞的源。由于它在汞的生物地球化学循环中起重要作用^[30,31],因此,土壤因子对汞在系统内循环的影响就特别重要。

3.1.1 影响汞在土壤中富集的因素 土壤 pH 的变化强烈影响着粘土矿物、有机质对汞的吸附。大量研究证明:在一定 pH 范围内,粘土矿物对汞的吸附量随土壤 pH 值的增大而增大。把土壤 pH 由 3 提高至 5,土壤对 Hg²⁺ 最大吸附量将从 86%(μg Hg²⁺/kg 土)提高到目前为 98%^[32]。在一定 pH 范围内,提高 pH 可提高腐殖质对汞的吸附容量,有利于腐殖质对土壤中汞的络合,促进络合物的稳定性,而且在 pH 为 4.7~6.5 时腐殖质对 Hg²⁺ 表现为最大吸附行为^[33]。

一般地说:土壤矿物粒径越小,与汞结合越稳定而不易解吸或挥发。因此土壤质地越粘,矿质结合汞的活性就越低。有研究表明,无机矿粒中对汞的固定作用贡献最大的是粘土矿物。

土壤有机质与汞极易结合,富含有机质的土壤中明显存在汞富集现象^[34]。Znonarev 和 Zyrin 发现在有机

质土壤中,汞大多数与有机质以高的键能相结合^[35]。在酸性土壤中矿物吸附汞的能力较弱,而有机质即使在很低的 pH 值条件下,仍然是一种有效的吸附剂^[36]。

3.1.2 影响汞从土壤中释放的因素 土壤总汞含量是决定土壤释汞通量的本质因素,二者具有密切的相关性。Engle 等的研究表明,土壤汞含量是决定土壤汞释放的本质因素^[37]。Coolbaugh 等研究发现土壤汞释放通量与土壤总汞含量存在对数相关关系^[38]。

在土壤汞的释放过程中,土壤温度和气温也起着重要的作用。 Hg^0 具有较高的蒸汽压,当土壤温度升高时 Hg^0 倾向于以气态形式存在,这就促使土壤中的汞向大气扩散。反之,当温度降低时,则更有利于 Hg^0 以液态或固态形式存在。Gillis^[39] 等认为,土壤释汞通量和土壤温度具有强相关关系,和大气温度具有中度的相关关系。

土壤湿度对汞交换通量的影响已被模拟实验^[40]、微气象试验^[8] 以及实地研究^[41,42] 所证实。土壤湿度增大,土壤中与腐殖质结合的络合态汞容易活化进入土壤水溶液中,进而还原成挥发态的汞,从土壤逸散到大气中,造成土壤汞释放通量增加。

土壤汞的释放与无机汞化合物的性质关系较大,一般来说,土壤中汞的溶解度越大,汞的释放率越高。Rogers^[5] 用 HgCl_2 、 $\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$ 、 $\text{Hg}(\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2)_2$ 、 HgO 和 HgS 等化合物处理土壤后发现,土壤汞挥发量的大小顺序为 $\text{HgCl}_2 > \text{Hg}(\text{NO}_3)_2 > \text{Hg}(\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2)_2 > \text{HgO} > \text{HgS}$,同时发现,不同质地土壤汞的挥发率大小为砂土 > 壤土 > 粘土。当土壤中有有机质含量较高时,有机络合剂(如腐殖质)和无机络合剂(如 Cl^- 、 Br^-) 的浓度增加,使土壤汞形成络合物的量增加,相应地使微生物可利用 Hg^{2+} 数量减少,从而降低了土壤汞的挥发量。

土壤中的汞挥发途径是一种生物学过程,因而,微生物活性的高低对汞释放起着决定性的作用,微生物活性越高,汞的挥发量越大,试验中观察到土壤中的汞挥发速率与微生物的数目近似成正比关系^[40]。

3.2 大气因子

由于汞及其化合物容易挥发,无论是可溶或不可溶的汞化合物,都有一部分能挥发到大气中去。因而大气因子能对汞的沉降机制和全球汞循环有重要的影响。

3.2.1 光照强度 大量研究发现,无论是在污染土壤^[43]、背景土壤^[41,44]、还是垃圾填埋场^[45] 的挥发通量研究,都已发现汞在土-气界面间的挥发通量与太阳辐射量有明显的相关性。Gustin^[46] 等通过试验证明了在同种土壤释汞过程中起主要作用的是光照强度。

Kim 与 Lindberg 等^[8] 在使用微气象法测定土壤-大气界面上汞交换通量时发现,土壤汞的释放取决于土壤空气中的汞和土壤附近空气中汞的浓度梯度,浓度差越大,汞的释放速率就越快;反之,越慢。研究表明,光照加速了土壤中不同形态的汞之间的转化过程,使土壤释汞通量急剧增加。试验发现,通过扩散从土壤进入大气的汞主要为 Hg^0 ^[47],而 Hg^0 主要来源于土壤中的活性汞(主要为 Hg^{2+}) 光致还原所形成的 Hg^0 ^[38,48]。土壤中的活性汞(主要是 Hg^{2+}) 在光照的情况下很容易被还原 Hg^0 ^[48,49],而且,光照越强,活性汞被还原的速率就越快,土壤空气中汞的含量就越高,与土壤表层气体的汞浓度梯度就越大,从而导致土壤中汞向大气释放速率(通量)增加。这解释了晴天的午后光照强度最大时土壤汞释放通量出现最大值,而在阴天或者凌晨土壤释汞通量最小的现象。

3.2.2 温度 温度作为重要的气象参数,其对土壤释汞通量也有重要的影响。Gillis 和 Miller^[39] 认为决定土壤释汞通量的首要因素是土壤温度,其次是大气温度。大气气温越高,土壤汞释放率越高^[11],白天土壤汞的释放率高于夜间,一年中夏季的释放率最高,在温度较低的夜间,有释放通量为负数的现象^[10]。

也有研究认为,土壤总汞浓度是土-气界面汞交换通量的主要因素,土壤总汞含量越大,提供生物与非生物过程形成挥发性汞形态的通量越大,汞释放通量越高。据冯新斌等^[10] 研究,土壤挥发性汞释放通量受大气气温的制约,一般白天要高于夜间;在大气气温接近的情况下,土壤中总汞的含量越高释放通量也越大。

3.2.3 湿度及降雨 一般情况下,相对湿度与降雨过程对土壤汞的释放有一定的促进作用。Anthony 和 Steven^[41] 在测定背景区土壤释汞通量时发现了土壤湿度的增加对汞通量的影响,但没有作出解释。Zhang

等^[47]认为,由于土壤矿物表面带有不同种类的氧功能团,其对水分子比对汞原子具有更强的亲和力,因此当土壤湿度增加时,土壤表面会吸附更多的水分子而释放 Hg^0 。

3.2.4 大气汞含量 一般认为,大气(特别是土壤表面附近大气)总汞含量受土壤释汞通量影响很大,土壤释汞通量高的点,大气总汞含量也高。反之,大气中气态总汞含量对土壤汞的释放也有一定的影响。Engle 等^[37]研究发现:富汞气体会抑制土壤汞的释放,大约有 5%~10%的气态汞在通过通量箱时被土壤表面吸附。

3.2.5 大气汞的形态 大气中汞的化学形态和化学转化对汞的沉降机制和全球汞循环有重要的影响,所有形态的汞都经历着进入大气、转化并最终输出大气的循环过程。大气环境中汞的存在形式主要有单质汞、二价汞及其化合物、有机汞(主要是二甲基汞)和颗粒态结合汞,其中单质汞是主要形态,占总汞量的 90%以上^[50~52]。但 Pirrone^[53]研究发现人为源排放进入欧洲大气中的汞,60%为元素态汞蒸气,二价汞化合物、颗粒态元素汞则分别占 30%和 10%。 Hg^0 在大气中长时间停留和能够长距离的传输^[54],是造成全球汞污染的一个重要因素。事实上,大多数汞沉降是氧化态(Hg^{2+})形式^[55,56],研究表明,大气中的光化学过程可能是 Hg^{2+} 的重要来源,而大气水的存在加速了 Hg^0 的氧化^[57]。

3.3 植物因子

一般说来,维管植物对环境中汞的吸收积累途径有 3 条,(1)通过根系吸收土壤中的离子态汞,(2)通过气孔和皮孔吸收气态或离子态汞;(3)通过茎干粗糙的表面吸附含汞颗粒物。植物类型、种及生长发育期的不同,能够影响到植物的根系,气孔和茎干的状态,从而影响植物对环境中汞的吸收累积。Huckabee 等人^[58]的研究指出,不同的植物类型对汞的吸收富集程度不同。其中草本植物明显地高于木本植物。如在同一环境中,二者体内汞平均浓度可分别为 2.25mg/kg 和 0.7mg/kg。同样,不同植物种对汞的吸收富集能力也表现不同,水稻对土壤中汞的吸收富集强度高于小麦。即使在不同的植物物候期内,其吸收富集汞的能力也有较大差异,一般成熟期高于生长期。此外,植株吸收汞后在体内的分布是不均匀的,一般汞在各部位分布次序是:种子或果实 < 茎 < 叶 < 根^[59]。

3.4 其它因子

除上述三大因子影响到汞在 SPAC-人体系统中的行为外,还有一些因子对汞的作用也有重大影响。

3.4.1 硒 硒是一种重要的生物必需微量元素,它主要通过抗氧化性、调节甲状腺新陈代谢和细胞生长等功能对生物体起着重要的生理、生化作用。已有大量的报道表明硒对很多重金属,如镉、汞等的毒性具有拮抗作用^[60~62],特别是硒与汞在生物体的不同组织中的共蓄积及它们间的相互作用机制^[63]。Dietz 等^[64]研究表明,当 Hg 和 Se 的摩尔比达到 1:1 时,其拮抗作用最大。Falnoga 等人^[65]对生活在汞暴露程度不同环境中的死者尸检中发现,人体脏器中汞与硒的摩尔比值随汞含量的增高而趋于 1,表明硒在生物体内对汞具有拮抗作用。

3.4.2 锌 除了硒能提起拮抗汞的毒性外,有研究发现,锌也是一种能拮抗汞毒性的元素^[62,66]。锌拮抗汞毒性的机制涉及到许多方面,锌是许多酶的活性中心所必需的元素,可以拮抗氯化汞对酶的毒性作用,另外锌可以有效消除氯化汞产生的活性氧自由基^[63,67]。Huang 和 Lin^[68]测定了注射氯化汞后大鼠肝、肾、肺、心脏、脾和肌肉中的铜、锌等的浓度,发现肾中锌的浓度在注射 HgCl_2 (5mg/kg) 9~48h 后有显著性增加,且在其它器官中的浓度也均有不同程度的增加,说明锌对急性氯化汞中毒具有一定的解毒作用。

3.4.3 抗氧化剂 汞的毒性与氧化损伤有关^[69],应用抗氧化剂防止汞致氧化损伤的研究越来越受到重视。维生素 C(VC)、维生素 E(VE)能清除活性氧自由基以及脂质过氧化自由基^[70,71]。因二者抗氧化作用较强,可能通过其抗氧化性而对汞致氧化损伤产生影响。Guillot 等^[72]的研究表明,维生素对汞和镉均有拮抗作用。Rao 等^[73]通过对大鼠的试验来探讨维生素 E 对拮抗氯化汞生殖毒性的效果,结论为维生素 E 对大鼠的生殖功能具有一定的保护作用。

4 结语

汞作为一种对人体具有很强毒性的重金属,一旦在人体内蓄积就会严重危害健康。然而由于汞的化学特性及其在工业、农业、医药等方面的广泛应用,要去除环境中的汞极其困难。因此,要降低汞污染对人体健康

的威胁,还需要在以下方面加强研究和实施:

(1) 尽管汞在各土壤、植物或大气等子系统微观研究已非常广泛且深入,但把 SPAC-人体作为一个系统及更高层次系统的宏观研究还较少。汞污染是全球性的问题,宏观的,高层次系统的研究涉及学科门类比较多,因而需要政府部门主导的多学科专家的交叉协作研究。

(2) 目前,汞污染的研究多是在实验室或温室内进行的,但大多数这样的研究与野外生态系统中汞的实际暴露浓度及暴露途径相差较大。因而,还需要增强野外真实环境下汞污染的研究或建立新的更能反映实际情况的研究方法。

(3) 针对汞在 SPAC-人体系统中转递规律及影响因素,应制定防止汞污染在食物链中转递的对策和政策,如开发培育能够抑制汞生物有效性和阻碍汞在人体内蓄积的作物品种等,特别在我国和其它发展中国家。

(4) 目前,汞污染危害已相当重大,但由于汞在人体内只有蓄积到一定量才会出现病理特征,因此群众的防范意识普遍不强。因而,有必要加强汞污染危害的群众宣传,提高人们的防范意识。

总之,加强汞通过食物链向人体迁移的机制及其影响因子的研究具有极其重要的意义。

References:

- [1] Ying O Y. Phytoremediation: modeling plant uptake and contaminant transport in the soil-plant-atmosphere continuum. *Journal of Hydrology*, 2002, 266(12): 66 ~ 82.
- [2] Zahir F, Rizwi S J, Haq S K, *et al.* Low dose mercury toxicity and human health. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 2005, 20(2): 351 ~ 360.
- [3] Agamuthu P, Mahalingam R. Mercury emissions: is there a global problem? *Waste Management and Research*, 2005, 23(6): 485 ~ 486.
- [4] Selin N E. Mercury rising: Is global action needed to protect human health and the environment? *Environment*, 2005, 47(1): 22 ~ 35.
- [5] Rogers R D, McFarlane J C. Impact factors of mercury volatile from soils. *Journal of Environmental Quality*, 1979, 8: 255 ~ 260.
- [6] Liu D S, Qing C L. Contribution to vegetable mercury from atmosphere and soil. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13(3): 315 ~ 318.
- [7] Gustin M, Lindberg S E, Austin K, *et al.* Assessing the contribution of natural sources to regional atmospheric mercury budgets. *The Science of the Total Environment*, 2000, 259: 61 ~ 71.
- [8] Kim K H, Lindberg S E. Micrometeorological measurements of mercury vapour fluxes over background forest soils in eastern Tennessee. *Atmospheric Environment*, 1995, 29(2): 267 ~ 282.
- [9] Lindberg S E, Kim K H, Meyers T P, *et al.* Micrometeorological gradient approach for quantifying air/surface exchange of mercury vapor: tests over contaminated soils. *Environmental Science and Technology*, 1995, 29: 126 ~ 135.
- [10] Feng X B, Chen Y C, Zhu W G. Research of vertical fluxes of volatile mercury of soil. *Environmental Science*, 1996, 17(2): 20 ~ 22, 25.
- [11] Xiao Z F, Munthe J, Schroeder W H, *et al.* Vertical fluxes of volatile mercury over forest soil and lake surfaces in Sweden. *Tellus*, 1991, 43B: 267 ~ 279.
- [12] Carpi A, Lindberg S E. Sunlight-mediated emission of elemental mercury from soil amended with municipal sewage sludge. *Environmental Science and Technology*, 1997, 31: 2085 ~ 2091.
- [13] Rogers R D, McFarlane J C. Factors influence the volatilization of mercury from soil. *Journal of Environmental Quality*, 1979, 8: 255 ~ 260.
- [14] Jenne E A, Avotin P. The time stability of dissolved mercury in water samples. Literature review. *Journal of Environmental Quality*, 1975, 4: 427 ~ 430.
- [15] Heyer M, Burke J, Keeler G. Atmospheric sources, transport and deposition of mercury in Michigan: two years of event precipitation. *Water, Air Soil Pollution*, 1995, 80: 199 ~ 208.
- [16] Manson R P. The biogeochemical cycling of elemental mercury anthropogenic influences. *Geochimica Cosmochimica Acta*, 1994, 58(3): 31391 ~ 31398.
- [17] Kevin C. Mercury transformation in coal combustion flue gas. *Fuel Processing Technology*, 2000, 65: 289 ~ 310.
- [18] Mason R P, Rolffhus R, Fitzgerald W F. Methylated and elemental mercury cycling in surface and deep ocean waters of North Atlantic. *Water, Air and Soil Pollution*, 1995, 80: 665 ~ 677.
- [19] Wobeser G A, Swift M. Mercury Poisoning in Wild Milk. *Journal of Wildlife Diseases*, 1976, 12: 335 ~ 340.
- [20] Wang D Y, Mou S, Qing C. The effect of atmospheric mercury on the accumulation of mercury in soil-plant system. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1998, 18(2): 194 ~ 198.
- [21] Rea A W, Lindberg S E, Keeler G J. Dry deposition and foliar leaching of mercury and selected trace elements in deciduous forest through fall. *Atmospheric Environment*, 2001, 35: 3453 ~ 3462.
- [22] Landis M S, Vette A F, Keeler G J. Atmospheric Deposition to Lake Michigan during the Lake Michigan Mass Balance Study. *Environmental Science and Technology*, 2002, 68: 347 ~ 360.
- [23] Jian Q Y, Deshao L. Investigation on Mercury Pollution of Soil-Plant System in Mountain Regions. Changchun; China: SCOPE Workshop of Mercury Pollution on Asia; 1997.
- [24] Mosbäck. Plant Uptake of airborne mercury in background areas. *Chemosphere*, 1988, 17(6): 1227 ~ 1236.
- [25] Hanson P J, Lindberg S E, Tabberer T A, *et al.* Foliar Exchange of Mercury Vapor: Evidence for a Compensation Point. *Water Air and Soil Pollution*, 1995, 80: 373 ~ 382.
- [26] Li Z B, Wang Q C. Characters of main plants polluted by mercury in Changchun city. *Journal of the Graduate School of Chinese Academy of Sciences*, 2003, 20(4): 477 ~ 481.
- [27] Lin Z Q, Huang H Y. Study on the tolerance of woody-plants to mercury. *Acta Ecologica Sinica*, 1989, 9(4): 315 ~ 319.
- [28] Bakare S, Denloye A A, Olaniran F O. Cadmium, lead and mercury in fresh and boiled leafy vegetables grown in Lagos, Nigeria. *Environmental Technology*, 2004, 25(12): 1367 ~ 1370.
- [29] Booth S, Zeller D. Mercury, food webs, and marine mammals: Implications of diet and climate change for human health. *Environmental Health Perspectives*, 2005, 113(5): 521 ~ 526.
- [30] Wasserman J C, Hacon S, Wasserman M A. Biogeochemistry of mercury in the Amazonian environment. *Ambio*, 2003, 32(5): 336 ~ 342.
- [31] Jitaru P, Adams F. Toxicity, sources and biogeochemical cycle of mercury. *Journal De Physiologie*, 2004, 121: 185 ~ 193.
- [32] Yin Y J. Adsorption of Mercury() by Soil: Effect of pH, Chloride and Organic Matter-Heavy Metal in the Environment. *Journal of Environment Quality*, 1996, 25: 837 ~ 844.
- [33] Storelli M M, Giacomini-Stuffler R, Storelli A, *et al.* Cadmium and mercury in cephalopod molluscs: Estimated weekly intake. *Food Additives and Contaminants*, 2006, 23(1): 25 ~ 30.

- [34] Schluter K. Translocation of ^{203}Hg Labelled HgCl_2 and CH_3HgCl in an Iron-humus Podzol Studied by Radio-analytical Techniques. *Zeitschrift Fur Pflanzenemahrung und Bodenkunde*, 1996, 159(2) : 215 ~ 226.
- [35] Zvonarev B A, Zyrin N G. Regulation of mercury sorption by soils. *Moscow University soil Science Bulletin*, 1983, 38(1) : 49 ~ 55.
- [36] Rodd D, Markus H, Joseph N R. Mercury() sorption to two florida everglades peats: evidence for strong and weak binding and competition by dissolved organic matter released from the peat. *Environmental Science Technology*, 2002, 36 : 4058 ~ 4064.
- [37] Engle M A, Gustin M S, Zhang H. Quantifying natural source mercury emission from the Ivanhoe Mining District, north-central Nevada USA. *Atmosphere Environment*, 2001, 35(23) : 3987 ~ 3997.
- [38] Coolbaugh M F, Gustin M S, Rytuba J J. Annual emissions of mercury to the atmosphere from natural sources in Nevada and California. *Environmental Geology*, 2002, 42(4) : 338 ~ 349.
- [39] Gillis A, Miller D R. Some local environmental effects on mercury emission and absorption at a soil surface. *Science of Total Environment*, 2000, 260 : 191 ~ 200.
- [40] Scholtz M T B. Modelling of mercury emissions from background soils. *The Science of The Total Environment*, 2003, 304 : 185 ~ 207.
- [41] Anthony C, Steven E L. Application of a teflon dynamic flux chamber for quantifying soil mercury flux: tests and results over background soil. *Atmospheric Environment*, 1998, 32(5) : 873 ~ 882.
- [42] Kim K H, Lindberg S E. Design and initial tests of a dynamic enclosure chamber for measurements of vapor phase mercury fluxes over soils. *Water, Air and Soil Pollution*, 1995, 80 : 1059 ~ 1068.
- [43] Li H B, Wang W H, Peng A. Fluxes of methylmercury exchange at the air-water-soil interface. *Environmental Science*, 2000, 21(1) : 81 ~ 83.
- [44] Laurier P, Alain C. Water-air and soil-air exchange rate of total gaseous mercury measured at background sites. *Atmospheric Environment*, 1998, 32(5) : 883 ~ 893.
- [45] Lindberg S E, Price J L. Airborne emissions of mercury from municipal land operations: a short-term measurement study in Florida. *Journal of Air and Waste Management Association*, 1999, 49 : 520 ~ 532.
- [46] Gustin M S, Biester H, Kim C S. Investigation of the light-enhanced emission of mercury from naturally enriched substrates. *Atmospheric Environment*, 2002, 36 : 3241 ~ 3254.
- [47] Zhang H, Lindberg S E. Processes influencing the emission of mercury from soils: A conceptual model. *Journal of Geophysical Research*, 1999, 104(D17) : 21889 ~ 21896.
- [48] Costa M, Liss P S. Photoreduction of mercury in sea water and its possible implications for Hg air-sea fluxes. *Marine Chemistry*, 1999, 698 : 87 ~ 95.
- [49] Costa M, Liss P S. Photoreduction and evolution of mercury from seawater. *The Science of the Total Environment*, 2000, 261 : 125 ~ 136.
- [50] Selgneur C, Wrocl J, Constantinou E. A chemical kinetic mechanism for atmospheric inorganic mercury. *Environmental Science and Technology*, 1994, 28 : 1589 ~ 1597.
- [51] Lindqvist O. Mercury in the Swedish environment. *Water, Air and Soil Pollution*, 1995, 55 : 1 ~ 261.
- [52] Mason R P, Fitzgerald W F, Morel M M. The biogeochemical cycling of elemental mercury: anthropogenic influences. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1994, 58 : 31391 ~ 31398.
- [53] Pirrone N. Mercury research in Europe: Towards the preparation of the New EU Air Quality Directive. *Atmospheric Environment*, 2001, 35 : 2979 ~ 2986.
- [54] Schroeder W H, Munthe J. Atmospheric mercury- An overview. *Atmospheric Environment*, 1998, 32(5) : 809 ~ 822.
- [55] Fitzgerald W F, Mason R P, Vandal G M. Atmospheric cycling and air-water exchange of mercury over mid-continental Lacustrine regions. *Water, Air and Soil Pollution*, 1991, 55 : 745 ~ 767.
- [56] Bergan T, Rohde H. Oxidation of elemental mercury in the atmosphere; constraints imposed by global scale modeling. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 2001, 40 : 191 ~ 212.
- [57] Lindqvist O, Rodhe H. Atmospheric mercury: a review. *Tellus*, 1985, 37 : 136 ~ 159.
- [58] Huckabee J W, Diaz F S, Janzen S A, et al. Distribution of Mercury in vegetation at Almaden, Spain. *Environmental Pollution Series A- Ecological*, 1983, 30(3) : 211 ~ 224.
- [59] Yao A J, Qing C L, Mo S S. Effects of humus on the activity of mineral-bound Hg. *Acta Pedologica Sinica*, 1999, 36(4) : 477 ~ 483.
- [60] El-Demerdash F M. Effects of selenium and mercury on the enzymatic activities and lipid peroxidation in brain, liver and blood of rats. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 2001, 36 : 489 ~ 499.
- [61] Chen Y W, Belzile N, Gunn J M. Antagonistic effect of selenium on mercury assimilation by fish populations near Sudbury metal smelters? *Limnology and Oceanography*, 2001, 46(7) : 1814 ~ 1818.
- [62] Xiao P, Jia X D, Zhong W J, et al. Restorative effects of zinc and selenium on cadmium-induced kidney oxidative damage in rats. *Biomedical and Environmental Sciences*, 2002, 15 : 67 ~ 74.
- [63] Marcelo F, Ricardo B, Fabiana S D L. Mechanisms of the inhibitory effects of selenium and mercury on the activity of d-aminolevulinate dehydratase from mouse liver, kidney and brain. *Toxicology letters*, 2003, 139 : 55 ~ 66.
- [64] Dietz F R, Born E W. An assessment of selenium to mercury in Greenland marine animals. *The Science of the Total Environment*, 2000, 245 : 15 ~ 24.
- [65] Fialoga L, Tusek-Znidaric M, Horvat M, et al. Mercury, selenium, and cadmium in human autopsy samples from Idrija residents and mercury mine workers. *Environment Research (Section A)*, 2000, 84 : 211 ~ 218.
- [66] Claverie C, Corbella R, Martin D, et al. Protective effects of zinc on cadmium toxicity in rodents. *Biological Trace Element Research*, 2000, 75 : 1 ~ 9.
- [67] Nobuhiro S, Yoshito K, Jun N. Difference between kidney and liver in decreased manganese superoxide dismutase activity caused by exposure of mice to mercuric chloride. *Archives of Toxicology*, 2002, 76 : 383 ~ 387.
- [68] Huang Y L, Lin T H. Effect of acute administration of mercuric chloride on the disposition of copper, zinc, and iron in the rat. *Biological Trace Element Research*, 1997, 58(12) : 159 ~ 168.
- [69] Zallups R K. Molecular interactions with mercury in the kidney. *Pharmacological Reviews*, 2001, 52(1) : 126 ~ 131.
- [70] Bettenr G R. The pecking order of free radicals and antioxidant: lipid peroxidation, alpha-tocopherol. *Archives of Biochemistry and Biophysics*, 1993, 300 : 535 ~ 543.
- [71] Andersen H R, Andersen O. Effects of dietary alpha-tocopherol and beta-carotene on lipid peroxidation induced by methyl mercuric chloride in mice. *Pharmacol Toxicol*, 1993, 73(4) : 192 ~ 201.
- [72] Guillot I, Lohr B, Weiser H, et al. Influence of vitamin C on cadmium and mercury accumulation. *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition- Zeitschrift Fur Tierphysiologie Tierernahrung Und Futtermittelkunde*, 1998, 80(2-5) : 167 ~ 169.
- [73] Rao M V, Sharma P S. Protective effect of vitamin E against mercuric chloride reproductive toxicity in male mice. *Reproductive Toxicology*, 2001, 15(6) : 705 ~ 712.

参考文献:

- [6] 刘德绍, 青长乐. 大气和土壤对蔬菜汞的贡献. *应用生态学报*, 2002, 13(3) : 315 ~ 318.
- [10] 冯新斌, 陈业材, 朱卫国. 土壤挥发性释放通量的研究. *环境科学*, 1996, 17(2) : 20 ~ 22, 25.
- [20] 王定勇, 牟树森. 大气汞对土壤-植物系统汞累积的影响研究. *环境科学学报*, 1998, 18(2) : 194 ~ 198.
- [26] 李志博, 王起超. 长春市主要木本植物汞的污染特征. *中国科学院研究生院学报*, 2003, 20(4) : 477 ~ 481.
- [27] 林治庆, 黄会一. 木本植物对汞耐受性的研究. *生态学报*, 1989, 9(4) : 315 ~ 319.
- [59] 姚爱军, 青长乐, 牟树森. 腐殖酸对矿物结合汞活性的影响. 腐殖酸对矿物结合汞挥发活性的影响. *土壤学报*, 1999, 36(4) : 477 ~ 483.