

# 土壤中二噁英的污染现状及其控制与修复研究进展<sup>①</sup>

吴宇澄<sup>1,2,3</sup>, 骆永明<sup>1,2,3\*</sup>, 滕应<sup>1,2</sup>, 李振高<sup>1,2</sup>

(1 中国科学院南京土壤研究所土壤与环境生物修复研究中心, 南京 210008; 2 土壤与农业可持续发展国家重点实验室 (中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 3 中国科学院研究生院, 北京 100049)

**摘要:** 本文介绍了近 10 年来世界各国土壤中二噁英的污染来源、污染水平与分布等方面的研究工作, 并对我国土壤二噁英污染的控制与修复提出了建议。

**关键词:** 二噁英; 土壤; 源识别; 污染水平; 控制与修复

**中图分类号:** S154.36

二噁英是一类具有相似化学结构和生物学特征的多氯代三环芳香化合物的总称, 包括多氯代二苯并二噁英 (PCDDs) 和多氯代二苯并呋喃 (PCDFs) 以及某些共平面多氯联苯 (Co-PCBs), 是目前《斯德哥尔摩国际公约》中最受关注的首批持久性有机污染物 (POPs)。它们中的大部分化合物不仅具有致癌性, 而且具有生殖毒性、免疫毒性和内分泌毒性, 其中以 2, 3, 7, 8 位氯取代异构体 (TCDD) 的毒性最大。这类有毒化合物可通过大气干湿沉降、污水灌溉、废弃物随意堆放及农药、除草剂、污泥等不合理农业利用等途径进入土壤生态系统。土壤是这类具“三致”作用化合物重要的汇。因此, 土壤中二噁英类物质的污染来源、污染水平与分布以及如何有效控制与消减等问题引起了许多国家政府和学术界的高度重视。鉴于此, 本文拟从上述角度较全面、系统地综述有关国内外土壤二噁英污染的研究进展。

## 1 土壤中二噁英的污染源识别

自然界本身不存在二噁英, 它是许多含氯化工处理过程中无意识合成的一种副产品, 例如城市和医院固体垃圾焚烧, 有机含氯化合物的合成和使用 (如除草剂 2,4-D 和氯酚等), 钢铁冶炼, 造纸和纸漂白, 废旧电子器件处理, 木材和秸秆燃烧以及水泥窑、汽车尾气的排放等。土壤作为二噁英的天然

汇集地, 上述过程中产生的二噁英可以通过大气干湿沉降、有机氯农药的施用、污水污泥农用以及废弃物的堆放等多种途径进入土壤环境。土壤中二噁英的来源识别一方面可以通过现场调查, 同时也可通过解析二噁英的污染指纹 (如其异构体类型和分布形态等), 追溯土壤二噁英的污染来源。许多调查研究表明, 焚烧炉附近土壤中二噁英含量明显较高, 固体废弃物焚烧装置可能是土壤中二噁英的主要污染源之一。如美国的 Columbus, Ohio 焚烧炉附近土壤二噁英平均浓度高达 I-TEQ 458 pg/g<sup>[1]</sup>。西班牙某市固体废弃物焚烧炉曾在 1 年内使焚烧炉附近土壤中二噁英平均浓度由 I-TEQ 12.24 pg/g 增加到 14.41 pg/g<sup>[2]</sup>。受焚烧影响的土壤中通常以高氯代二噁英的异构体为主, 其中七、八氯代二噁英占总量的 2/3。我们近期的一项研究结果表明, 废旧电线电缆焚烧影响的农田土壤中八氯代二苯并二噁英 (OCDD) 含量占 88.2%, 1,2,3,4,6,7,8-七氯代二苯并二噁英 (HpCDD) 含量占 8.6%, 而其他的异构体成分均 < 1.0%。

含氯有机农药的使用可能也是农田土壤二噁英的重要污染源之一。如在除草剂 2,4-D 的生产中会产生一定量的副产物 TCDD, 它们随 2,4-D 的使用而进入土壤。早期人们使用含有 PCDDs 和 PCDFs 杂质的五氯苯酚 (PCP) 和二氯硝基苯 (CNP) 等作为除草剂, 致使农田土壤残留有相当高

<sup>①</sup>基金项目: 国家自然科学基金重点项目(40432005)、国家重点基础研究发展规划项目 (2002CB410810/9) 和中国科学院知识创新项目 (KZCX3-SW-429, CXTD-Z2005-4) 共同资助。

\* 通讯作者 (ymluo@issas.ac.cn)

作者简介: 吴宇澄 (1977—), 男, 江苏高淳人, 博士研究生, 主要从事污染土壤生物修复与微生物生态研究。E-mail: ycwu@issas.ac.cn

的二噁英类物质。这一现象在日本更为突出。日本曾使用 PCP (1955—1974年) 和 CNP (1965—1994年) 作为稻田的除草剂, 上世纪 70—80 年代日本部分稻田土壤出现了严重污染, 其二噁英浓度超过了 90000 pg/g<sup>[3]</sup>。另一研究结果表明, 由于使用 PCP, 韩国釜山地区高尔夫球场土壤中二噁英浓度高达 I-TEQ 323.26 pg/g, 比焚烧炉附近土壤中的浓度还要高<sup>[4]</sup>。但是除草剂 CNP 和 PCP 污染土壤中二噁英的异构体相对较少, 仅含某些特定取代位的多氯代二噁英类杂质, 如 CNP 中所含的异构体主要是

1,3,6,8-TCDD 和 1,3,7,9-TCDD 成分, 并不生成所有的二噁英异构体。

## 2 土壤中二噁英的污染水平与分布

### 2.1 土壤中二噁英污染状况

世界各国 (主要是发达国家) 土壤二噁英污染调查研究资料表明, 土壤二噁英水平与土地利用方式有密切联系, 一般说来农业与林牧区土壤往往具有较低的二噁英水平, 而工业区和城市地区土壤中的浓度往往较高 (表 1)。

表 1 不同利用方式下部分国家土壤中二噁英的污染水平

Table 1 Level of dioxin with different land use patterns in some countries

国家	样本来源	毒性当量值 (I-TEQ pg/g)		
		平均值	最低值	最高值
新西兰	农业区	—	—	—
	林牧区 <sup>[5]</sup>	1.06	0.17	1.99
	城市区 <sup>[5]</sup>	1.83	0.26	6.67
	工业区	—	—	—
澳大利亚	农业区 <sup>[6]</sup>	0.21	0.031	4.3
	林牧区 <sup>[7,8]</sup>	—	0.74	38.5
	城市区 <sup>[9]</sup>	4.03	1.8	8.2
	工业区 <sup>[9]</sup>	0.915	0.09	2.1
德国	农业区 <sup>[10,11]</sup>	1	0	26
	林牧区 <sup>[10,11]</sup>	4	0	112
	城市区 <sup>[10]</sup>	3	0	112
	工业区 <sup>[10]</sup>	4	0	72
奥地利	农业区	—	—	—
	林牧区 <sup>[12]</sup>	2.56	1.6	3.8
	城市区 <sup>[12]</sup>	3.93	2	6
	工业区 <sup>[12]</sup>	6.7	4.1	12.5
英国	农业区 <sup>[5]</sup>	5.2	0.78	17.5
	林牧区	—	—	—
	城市区 <sup>[5]</sup>	—	0.82	230
	工业区 <sup>[13]</sup>	—	6	1911
西班牙	农业区	—	—	—
	林牧区湿地 <sup>[2]</sup>	0.88	0.27	2.44
	城市区	—	—	—
	工业区 <sup>[14]</sup>	1.59	0.12	17.2
俄罗斯	农业区	—	—	—
	林牧区乡村 <sup>[15]</sup>	—	0.15	1.95
	城市区 <sup>[15]</sup>	—	1.19	3.69
	工业区	—	—	—
美国	农业区 <sup>[16]</sup>	2.88	1.77	5.51
	林牧区 <sup>[17]</sup>	3	0.083	22.6
	城市区 <sup>[18,19]</sup>	9.4	2	33
	工业区 <sup>[19]</sup>	356	50	843

续表1

加拿大	农业区	-	-	-
	林牧区 <sup>[20,21]</sup>	-	<LOD	2.2
	城市区 <sup>[21]</sup>	-	0.1	78.5
	工业区 <sup>[21]</sup>	-	1.7	101.8
日本	农业区 <sup>[22]</sup>	120	4.5	230
	林牧区 <sup>[22]</sup>	3.9	0.6	13
	城市区 <sup>[23]</sup>	17.75	15	25
	土壤普查 <sup>[24]</sup>	6.9	0	1200
韩国	农业区 <sup>[25]</sup>	23	<LOD	43.3
	林牧区乡村与城郊 <sup>[26]</sup>	6.9	0.2	29.3
	城市区 <sup>[27]</sup>	3.98	-	-
中国(北京)	工业区 <sup>[26]</sup>	572.5	0.017	3720
	农业区(农田) <sup>[28]</sup>	0.87	0.16	3.7
	林牧区(草地) <sup>[28]</sup>	0.48	0.086	0.64
	城市区(公园) <sup>[28]</sup>	1.1	0.42	2.3
	工业区	-	-	-

注：LOD 指检测限。

我国尚未开展全国性的土壤二噁英调查，但近年来我国学者对土壤中二噁英的水平进行了一些探索性研究。吴文忠等<sup>[29]</sup>检测了湖北鸭儿湖地区的二噁英水平，其中土壤为 I-TEQ 0.11 ~ 0.15 pg/g，沉积物为 I-TEQ 0.16 ~ 797 pg/g。另一项研究中，北京地区城市土壤的 PCDD/Fs 为 I-TEQ 1.1 pg/g，农业土壤为 I-TEQ 0.87 pg/g，林牧地区为 I-TEQ 0.48 pg/g<sup>[28]</sup>。最近我们课题组对长江三角洲地区某典型污染区农田土壤中 PCDD/Fs 的组成、含量及毒性当量进行了初步研究，结果表明，该地区农田土壤中 PCDD/Fs 总含量的平均值达 2639.1 pg/g，毒性当量 (WHO-TEQ) 为 TEQ 20.82 ~ 21.32 pg/g，并检测出 PCDD/Fs 的 4 氯至 8 氯多种异构体<sup>[30]</sup>。农田中这类毒性物质，不仅可通过挥发造成跨区域性污染，还可通过地表径流影响水体环境质量，因其具脂溶性，易于通过食物链富集、放大、引入人体而危害健康。目前，我国土壤二噁英的污染资料仍十分有限，仅涉及局部区域局部点位的研究，远远落后于发达国家土壤二噁英的研究水平，应引起相关部门的重视。

## 2.2 土壤中二噁英污染的分布状况

### 2.2.1 区域分布

Vikelsøe<sup>[31]</sup>分析了哥本哈根地区土壤中的二噁英，发现其浓度自西向东升高，由于哥本哈根地区盛行西风，带来了大气沉降对土壤中二噁英的影响。同时，丹麦土壤中的二噁英自北向南增加，这也可以用丹麦南部靠近欧洲工业国

家而北部靠近人口稀少的北欧地区来解释。而对于澳大利亚这样的海岛型国家，在全国性调查中发现其人口稠密的东南沿海二噁英浓度最高，而西部与内陆地区较低<sup>[6]</sup>。这些研究说明了二噁英排放与其在土壤中浓度密切相关。

### 2.2.2 点源分布

多位学者对主要排放源周边土壤中的二噁英成分和浓度分布进行了分析，但结果并不一致。Mills<sup>[32]</sup>发现有害废物焚烧炉周边土壤中二噁英水平并未提高。Schuhmacher 等<sup>[33]</sup>研究了水泥厂附近土壤与草本样品，认为水泥厂对其周边环境没有影响。但是，Berho 等<sup>[34]</sup>发现在烧结厂附近的土壤被二噁英明显污染。Park 等<sup>[35]</sup>分析了工业废物焚烧炉附近的 47 个土壤样本，发现距离对二噁英水平没有明显影响，但随着距离的变化二噁英的同系物组成有所差异。在韩国，Im 等<sup>[26]</sup>获得的工业区土壤中二噁英中位值为 I-TEQ 34 pg/g，在距一个开放式工业废物焚烧炉 50 m 处的土壤中甚至测得 I-TEQ 3720 pg/g 的极值，而 Kim 等<sup>[27]</sup>报道的韩国工业区土壤的平均值为 I-TEQ 7.6 pg/g。此外，某些学者通过源解析方法，认为某些传统上被认为是二噁英重要的排放源对周围土壤影响并不显著，而其他排放源也能对土壤造成显著影响。Nadal 等<sup>[36]</sup>考察了一个城市生活垃圾焚烧炉，在该焚烧炉的排放量减少了 100 倍后，周围土壤中的二噁英含量与之前没有显著差异，且风向对同系物分布也没有明显影响。

**2.2.3 垂直分布** Vikelsøe<sup>[31]</sup>研究了二噁英在不同深度的未经扰动土壤中的分布,发现表层 0~10 cm 为其毒性当量值的 90%,而 10~20 cm 为 5%,20~30 cm 仅 1%。在施用污泥后,10~20 cm 深度的二噁英浓度大大增加。在德国的一个调查中,土壤 B 层 PCDD/Fs 为 I-TEQ 0.5 pg/g<sup>[10]</sup>。随着深度的增加,二噁英水平逐渐降低,说明自然条件下土壤中二噁英的向下迁移是非常有限的。Wu 等<sup>[37]</sup>对农田土壤的研究发现,土壤中的二噁英在 20~30 cm 处的浓度最高。德国乡村地区土壤有机层中 PCDD/Fs 的水平要高于城市土壤有机层中的水平<sup>[10]</sup>,这些发现揭示了土壤人为扰动对二噁英垂直分布的重要影响。

### 2.3 土壤中二噁英污染控制的参考值

最初 Kimbrough<sup>[38]</sup>从人体健康的角度出发,建议把 TEQ 1 pg/g 的土壤二噁英浓度作为“关注水平”。当前只有少数国家制定了土壤中二噁英的参考值。如在德国,农业用途土壤中二噁英的目标水平为 I-TEQ 5 pg/g 以内;I-TEQ 5~40 pg/g 浓度之间粮食种植不受限制,但如作物中的二噁英水平升高,需避免放牧等活动;高于 I-TEQ 40 pg/g,则限制某些作物的种植。此外,活动场所高于 I-TEQ 100 pg/g,住宅区土壤高于 I-TEQ 1000 pg/g,以及不论土地使用方式高于 I-TEQ 10000 pg/g,必须采取修复措施。荷兰规定农业用途土壤中二噁英的指导值为 I-TEQ 1 pg/g,牧业用途土壤指导值为 I-TEQ 10 pg/g。在瑞典,敏感用途土壤和非敏感用途土壤指导值分别为 I-TEQ 10 pg/g 和 I-TEQ 250 pg/g<sup>[39]</sup>。新西兰环境部和卫生部结合 WHO TDI 值 (tolerable daily intake) 和人体健康的要求,制定了不同用途土壤二噁英的阈值,分别是农业耕作土壤 I-TEQ 10 pg/g 和住宅区土壤 I-TEQ 1500 pg/g<sup>[5]</sup>。

## 3 二噁英污染土壤的修复技术

土壤中的二噁英极为稳定,自然情况下降解速度极慢,具有高度的持久性。随着土壤修复学科快速发展<sup>[40]</sup>,二噁英这类微量、持久、剧毒的污染物也越来越受到土壤修复研究者的关注,近 10 年来相关成果不断出现。目前已经应用于二噁英污染土壤的修复方法主要有光降解、化学降解、物理处理、生物修复等。

### 3.1 光降解

二噁英可以吸收近紫外区的电磁辐射而发生光

降解,其机制是 PCDD/Fs 在电磁辐射作用下脱氯形成低氯取代的同系物。光解作用的土层深度极为有限,一般在表面数毫米之内,而且有机质成分对光解效果也有较大影响:Kieatiwong 等<sup>[41]</sup>使用汞灯照射两个农田土壤,较高有机碳成分的样本降解率为 15%,而另一个较低有机碳成分的样本降解了 45%。土壤中加入有机溶剂和表面活性剂可以增加污染物的溶解性,将其输送到土壤表面,从而避免光照穿透力的不足。但是有机溶剂的使用易于造成土壤的二次污染。近来,因为植物油脂具有廉价、高效以及场地应用安全性高的特点,有人采用植物油脂来强化土壤中二噁英的降解。Isosaari 等<sup>[42]</sup>用橄榄油为溶剂结合紫外照射,在 17.5 h 内将一个高度污染的土壤样本 I-TEQ 值减少了 84%。

### 3.2 化学降解

一些氧化性试剂,如 O<sub>3</sub> 等可以氧化二噁英,但是直接应用于土壤修复的还不多见。Mino 等<sup>[43]</sup>在含有 2,7-DCDD 的土壤中加入 Fe<sup>3+</sup>-H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (类似芬顿试剂),30 min 内 DCDD 几乎完全降解,降解的中间产物包括 4-氯-邻苯二酚,与担子菌对 DCDD 的代谢途径较为类似。化学降解的优势在于见效快、经济实用,但在实际应用中应注意一些强氧化性化学试剂对土壤理化性质、生态环境的影响。

### 3.3 物理处理

将土壤中的二噁英直接提取出来也可以实现土壤的净化。Hashimoto 等<sup>[44]</sup>用亚临界水萃取 (subcritical water extraction) 方法,300°C、5 h 内从土壤中萃取出 99.4% 的二噁英,同时证明在萃取过程中二噁英发生降解。Kieatiwong 等<sup>[45]</sup>用橄榄油萃取出土壤中 91% 的二噁英。除了萃取,浮选方法也被用于处理飞灰沉降引起的土壤二噁英污染。但物理方法只是把二噁英从土壤中转移出来,要彻底清除二噁英还须结合紫外线照射等其他方法。

### 3.4 生物转化与生物修复

目前人们已经成功地从二噁英污染土壤中分离到多种降解菌株,这些微生物主要是假单胞菌 (*Pseudomonas*)、鞘氨醇单胞菌 (*Sphingomonas*)、丛毛单胞菌 (*Comamonas*) 以及白腐真菌 (white rot fungi) 等。Widada 等<sup>[46]</sup>将一株假单胞菌定期接种到 2,3-DCDD 污染的土壤中,14 天后几乎所有的 2,3-DCDD 被降解。Rosenbrock 等<sup>[47]</sup>将白腐真菌接种到二噁英污染的土壤获得了 50% 的矿化率。生物修复也可以与其他方法结合起来以实现更好的修

复效果。Kao 等<sup>[48]</sup>先使用芬顿试剂 ( $\text{Fe}^{2+}-\text{H}_2\text{O}_2$ ) 对泥浆进行氧化预处理,使其中的 TCDD 转化为更易发生生物降解的物质,然后转移到生物反应器中进行生物降解。

生物修复具有低耗、高效和环境友好的特点,是近年来得到广泛重视的一种土壤修复手段。随着更多的高效降解菌株的分离,降解条件的探索,生物修复将在土壤二噁英污染治理方面发挥重要的作用。

#### 4 加强我国土壤二噁英污染控制与修复的几点建议

##### 4.1 加强垃圾焚烧治理、改进生产工艺,控制排放量

垃圾焚烧是环境中二噁英的重要来源,减少大型焚烧厂二噁英的排放量是控制二噁英污染的重要措施,贯穿在燃烧前、中、后各个步骤:焚烧前要进行垃圾分类、尽量减少垃圾中含氯有机物的含量;焚烧中要注意选择合适的炉膛和炉排结构,改善垃圾焚烧炉内燃烧条件,提高焚烧效率,减少焚烧过程中二噁英的产生;焚烧后要注意控制烟气和飞灰中的二噁英,主要包括增加处理设备,包括洗烟塔、袋式除尘器、活性炭注入装置等,以及建立良好的操作程序。

##### 4.2 断源控污,修复耕地

切断微量毒害污染物的释放源,严格控制农田污染物的扩散,根据污染程度采取工程、生物学及物理化学等综合措施,修复已受污染的耕地土壤环境,降低或消除食物、生态和人体健康的风险。需要严格环境执法和加强管理力度,选择重点污染的地区和行业,强制性地制止粗放式/野蛮式的废旧电器拆卸,电缆和电子产品、生活垃圾等废弃物野外焚烧处理方式,严格控制某些含氯有机化合物生产过程中二噁英等毒害有机物的产生和释放。大力推行相关的化工厂、木材加工厂、纸浆厂、制革厂等清洁生产和循环经济的绿色工艺,建立严格有序的废弃物处理技术并加以集成示范。同时,亟需进一步开展重点污染地区和相关行业周边的农田土壤环境二噁英类污染现状及其对生态系统安全、农产品质量和人体健康影响的调查、监测和评价研究,筛选出主要毒害物的区域性行业清单,在生态、环境和健康基础上,建立基于风险评估的行业控制标准。

##### 4.3 调整经济增长模式,强化地方环境管理

在允许该地区保持适当较高的发展速度的前提下,尽快摆脱一些地区外延扩张型的增长方式和粗放利用资源与以牺牲环境为代价的发展模式,提高地方经济发展的质量。严格限制低水平、高污染产业在该地区的发展,引导行业健康发展。同时,强化地方环境管理,重视对经济发达地区乡镇新兴工业所引起的环境污染防治工作,尽快制定环境微量毒害污染物控制法规和土壤污染防治法、污染土壤修复法等法律法规,将环境管理纳入法制轨道。根据不同地区和行业的特点制订和实施更严格的地方与行业环境标准,促进产业升级。加大环保投入,加强农村环保基础设施和环境监测能力建设,加强乡镇危险废弃物及生活垃圾的集中管理和处理;实现环保信息公开,增强公众环保意识和环境知情权。

##### 4.4 加强农田环境二噁英类污染物的行为、效应和修复技术研究

建议重点研究污染区农田土壤中二噁英类物质的来源、污染特征及分布规律;二噁英类物质的土壤环境容量、迁移富集过程及其对食物质量、生态系统和人体健康的影响;受污染土壤环境中污染物的控制和修复原理及技术;区域农田环境中微量持久性毒害有机污染物的控制策略和调控战略等。着手开展土壤二噁英降解理论和技术的研究,对修复过程中的中间产物和生态毒理效应进行追踪,确保修复的效果。

总之,土壤是二噁英最大的“汇”,也是二噁英扩散进入水、气、生物环境的“源”,在二噁英污染控制中具有特殊重要的地位。我国作为经济高速增长的发展中国家,有大量使用含氯有机物的历史,目前部分地区更面临二噁英污染的重大风险。因此,有必要加强我国高风险地区污染农田土壤中二噁英类物质的研究,发展二噁英污染土壤的修复理论与技术,为区域农田环境中微量持久性毒害有机污染物的控制策略和调控战略提供科学依据。

#### 参考文献:

- [1] Lorber M, Pinsky P, Gehring P, Braverman C, Winters D, Sovocool W. Relationships between dioxins in soil, air, and emissions from a municipal solid waste incinerator emitting large amount of dioxins. *Chemosphere*, 1998,37 (9-12): 2173- 2197
- [2] Eljarrat E, Caixach J, Rivera J. Levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in soil samples from

- Spain. *Chemosphere*, 2001, 44 (6):1383-1387
- [3] Kobayashi J, Ohizumi M, Sakai M. Temporal trends of PCDDs/Fs in soil of paddy fields in Japan. *Dioxin*, 2001 (Environmental Levels I, Oral)
- [4] Ok G, Ji S, Moon H, Han Y. Concentration levels and distribution characteristics of PCDD/DFs in soil from Pusan area, Korea. *Organohalogen Compounds*, 1999, 43: 213-216
- [5] Buckland SJ, Ellis HK, Salter RT. *Organochlorines in New Zealand: Ambient Concentrations of Selected Organochlorines in Soils*. Wellington: Ministry for the Environment of New Zealand, 1998: 24-41
- [6] Müller J, Muller R, Goudkamp K, Shaw M, Mortimer M, Haynes D, Burnistion D, Symons R, Moore M. *Dioxins in Soil in Australia: National Dioxins Program Technical Report No. 5*. Canberra: Australian Government Department of the Environment and Heritage, 2004: 15-41
- [7] Buckland SJ, Dye EA, Leathem SV, Taucher JA. The levels of PCDDs and PCDFs in soil samples collected from conservation areas following bush fires. *Organohalogen Compounds*, 1994, 20: 85-89
- [8] Gaus C, Papke O, Dennison N, Haynes D, Shaw G, Connell D, Müller J. Evidence for the presence of a widespread PCDD source in coastal sediments and soils from Queensland, Australia. *Chemosphere*, 2001, 43: 549-558
- [9] Sund KG, Carlo GL, Crouch RL, Senefelder BC. Background soil concentrations of phenolic compounds, chlorinated herbicides, PCDDs and PCDFs in the Melbourne metropolitan area. *Australian Journal of Public Health*, 1993, 17: 157-161
- [10] Balsler A, Knetsch G, Rappolder M, Fiedler H. *Dioxins Data From Germany: Data on Environmental Pollution by Dioxins 3rd, Report of the Government/ Laender Working Group on Dioxins (Germany)*. Bonn: Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (Germany), 2002: 5-28
- [11] Rotard W, Chrstmann W, Knoth W. Background levels of PCDD/Fs in soils of Germany. *Chemosphere*, 1994, 29: 2193 - 2200
- [12] Boos R, Himsl A, Wurst F, Prey T, Scheidl K, Sperka G, Glaser O. Determination of PCDDs and PCDFs in soil samples from Salzburg, Austria. *Chemosphere*, 1992, 25: 283-291
- [13] Vizard C, Pless-Mullooli T, Air V, Rimmer D, Singleton I, Schilling B, Olaf P. Identifying PCDD/F sources in soil in an industrial urban setting: Toxicity equivalents, congener patters and historic land-uses. *Organohalogen Compounds*, 2003, 62: 456-459
- [14] Schuhmacher M, Agramunt MC, Rodriguez-Larena MC, Diaz-Ferrero J, Domingo JL. Baseline levels of PCDD/Fs in soil and herbage samples collected in the vicinity of a new hazardous waste incinerator in Catalonia, Spain. *Chemosphere*, 2002, 46: 1343-1350
- [15] Amirova Z, Kruglov E. Monitoring of PCDD/Fs and PCBs in soils of Russian cities (from Bryansk to Vladivostok). *Organohalogen Compounds*, 2002, 57: 281-284
- [16] Petreas M, Charlie L, Dhaliwal J, Brown FR, Krage NJ, Khosravifard M, Chang A. Potential roles of fertilizer and micronutrient supplement applications on PCDD/Fs and trace elements in California agricultural soils. *Organohalogen Compounds*, 2003, 62: 487-490
- [17] Rappe C, Anderson R, Bonner M, Cooper K, Fiedler H, Howel F, Kulp SE, Lau C. PCDDs and PCDFs in soil and river sediment samples from a rural area in the United States of America. *Chemosphere*, 1997, 34: 1297-1314
- [18] United States Environmental Protection Agency (USEPA). *Draft Dioxin Reassessment*. Washington DC: USEPA, 2003
- [19] Lorber M, Braverman C, Gehring P, Winters D, Sovocool W. Soil and air monitoring in the vicinity of a municipal solid waste incinerator, Part 1: Soil monitoring. *Organohalogen Compounds*, 1996, 28: 255-261
- [20] Grundy SL, Bright DA, Dushenko WT, Dodd M, Englander S, Johnston K, Pier D, Reimer KJ. Dioxin and furan signatures in Northern Canadian soils: Correlation to source signatures using multivariate unmixing techniques. *Chemosphere*, 1997, 34: 1203-1219
- [21] Birmingham B. Analysis of PCDD and PCDF patterns in soil samples: Use in the estimation of the risk exposure. *Chemosphere*, 1990, 20: 807-814
- [22] Seike N, Hasegawa J, Nishimori M, Takahashi G, Sawamoto N, Matsuda M, Kawano M, Wakimoto T. Distribution and congenaric patterns of PCDD/Fs in environmental components from Matsuyama, Japan.

- Organohalogen Compounds, 2001, 51: 92-95
- [23] Ono Y, Ikeguchi T. PCDD/Fs concentration in soil of a Japanese local city: Possible PCDD/Fs sources and relationship with land utilisation. *Organohalogen Compounds*, 2001, 51: 163-166
- [24] Ministry of the Environment Government (Japan). Environmental survey of dioxins — FY 2000 results. Tokyo: Japanese Ministry of the Environment Government, 2001: 1-9
- [25] Choi K, Kang D, Yoon J, Lee C, Jeon S, Na J. Environmental levels and trend of dioxins in the Republic of Korea. *Organohalogen Compounds*, 2003, 62: 484-486
- [26] Im SH, Kannan K, Giesy JP, Matsuda M, Wakimoto T. Concentrations and profiles of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in soils from Korea. *Environmental Science & Technology*, 2002, 36: 3700-3705
- [27] Kim SJ, Ok G, Kim YK, Kim DH, Park JH. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in soil samples from urban and industrial areas of Korea. *Organohalogen Compounds*, 2001, 51: 146-149
- [28] Chen Z, Li W, Li C, Huang P, Liu G, Zhou Z. Background levels of PCDD/Fs in soil of Beijing area, China. *Organohalogen Compounds*, 2003, 62: 495-498
- [29] 吴文忠, 徐盈, 张甬元, Schramm KW, Kettrup A. 鸭儿湖地区多氯代二苯并二噁英/呋喃 (PCDD/F) 的污染状况及其来源归宿的初步研究. *环境科学学报*, 1998, 18 (4): 415-420
- [30] 骆永明, 滕应, 李清波, 吴龙华, 李振高, 张庆华. 长三角典型污染区农田土壤中多氯代二苯并二噁英/呋喃 (PCDD/Fs) 组成和污染的初步研究. *土壤学报*, 2005, 42 (4): 570-576
- [31] Vikelsøe J. Dioxin in Danish Soil: A Field Study of Selected Urban and Rural Locations: The Danish Dioxin Monitoring Programme I. Copenhagen: National Environmental Research Institute, 2004: 27-47
- [32] Mills JW. Evaluation of PCDD/DF pattern and concentration data in soils in the vicinity of a hazardous soil incineration facility. *Organohalogen Compounds*, 2002, 57: 7-10
- [33] Schuhmacher M, Agramunt MC, Bocio A, Domingo JL, de Kok HAM. Annual variation in the levels of metals and PCDD/PCDFs in soil and herbage samples collected near a cement plant. *Environment International*, 2003, 29: 415-421
- [34] Berho F, Le Caignec C, Le Louër P, Ranty C. PCDD/F Emission of the French Iron and Steel Industry and Evaluation of the Impact in the Environment. *Organohalogen Compounds*, 1999, 43: 189-192
- [35] Park S, Kim SJ, Kim KS, Lee DS, Kim JG. Influence of an industrial waste incinerator as assessed by the levels and congener patterns of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans. *Environmental Science & Technology*, 2004, 38 (14): 3820-3826
- [36] Nadal M, Agramunt MC, Schuhmacher M, Domingo JL. PCDD/PCDF congener profiles in soil and herbage samples collected in the vicinity of a municipal waste incinerator before and after pronounced reductions of PCDD/PCDF emissions from the facility. *Chemosphere*, 2002, 49: 153-159
- [37] Wu WZ, Schramm KW, Xu Y, Kettrup A. Contamination and distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/F) in agriculture fields in Ya-Er Lake area, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2002, 53: 141-147
- [38] Kimbrough RD, Falk H, Stehr P, Fries G. Health implications of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) of residual soil. *Journal of Toxicology and Environment Health*, 1984, 14: 47-93
- [39] UNEP Chemicals. Dioxin and furan inventories: National and regional emissions of PCDD/PCDF. Geneva: UNEP Chemicals, 1999, 22-23
- [40] 骆永明, 滕应, 过园. 土壤修复—新兴的土壤科学分支学科. *土壤*, 2005, 37 (3): 230-235
- [41] Kieatiwong S, Nguyen LV, Hebert VR, Hackett M, Miller GC, Miille MJ, Mitzel R. Photolysis of chlorinated dioxins in organic solvents and on soils. *Environmental Science & Technology*, 1990, 24 (10): 1575-1580
- [42] Isosaari P, Tuhkanen T, Vartiainen T. Use of olive oil for soil extraction and ultraviolet degradation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. *Environmental Science & Technology*, 2001, 35 (6): 1259-1265
- [43] Mino Y, Moriyama Y, Nakatake Y. Degradation of 2,7-dichlorodibenzo-p-dioxin by  $Fe^{3+}$ - $H_2O_2$  mixed

- reagent. *Chemosphere*, 2004, 57 (5): 365–372
- [44] Hashimoto S, Watanabe K, Nose K, Morita M. Remediation of soil contaminated with dioxins by subcritical water extraction. *Chemosphere*, 2004, 54 (1): 89–96
- [45] Kieatiwong S, Nguyen LV, Hebert VR, Hackett M, Miller GC, Miille MJ, Mitzel R. Photolysis of chlorinated dioxins in organic solvents and on soils. *Environmental Science & Technology*, 1990, 24 (10): 1575–1580
- [46] Widada J, Nojiri H, Yoshida T, Habe H, Omori T. Enhanced degradation of carbazole and 2,3-dichloro-dibenzo-p-dioxin in soils by *Pseudomonas resinovorans* strain CA10. *Chemosphere*, 2002, 49 (5): 485–491
- [47] Rosenbrock P, Martens R, Buscot F, Zadrazil F, Munch JC. Enhancing the mineralization of [U-<sup>14</sup>C]dibenzo-p-dioxin in three different soils by addition of organic substrate or inoculation with white-rot fungi. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1997, 48 (5): 665–670
- [48] Kao CM, Wu MJ. Enhanced TCDD degradation by Fenton's reagent preoxidation. *Journal of Hazardous Materials*, 2000, 74 (3): 197–211

## Advances in Pollution Status, Control and Remediation of Soil Contaminated with Dioxins

WU Yu-cheng<sup>1,2,3</sup>, LUO Yong-ming<sup>1,2,3</sup>, TENG Ying<sup>1,2</sup>, LI Zhen-gao<sup>1,2</sup>

(1 *Soil and Environment Bioremediation Research Centre, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China;*

2 *State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture (Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences), Nanjing 210008, China;*

3 *Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)*

**Abstract:** Dioxins as a group of toxic, persistent organic pollutants, which can accumulate in food chain or expose to human directly, are hazardous to human health. In this paper, advances in source, level and distribution of dioxins in soil of countries worldwide are reviewed, and control and remediation of soil contaminated with dioxins in China are suggested.

**Key words:** Dioxins, Soil, Source identification, Pollutants level, Control and remediation