

城乡结合部土壤污染及其生态环境效应^①

钟晓兰¹, 周生路^{1*}, 赵其国^{1,2}

(1 南京大学城市资源系, 南京 210093; 2 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

摘要: 城乡结合部地区是我国城市化、工业化和农业集约化过程中最为激烈的特殊的地域实体, 快速的经济发展, 强烈的人为活动使城乡结合部土壤污染加剧。本文从城乡结合部的污染来源(工业污染、农业污染、生物污染和交通污染)出发, 综述了城乡结合部土壤污染现状及其生态环境效应, 并提出了相应的防治对策。

关键词: 城乡结合部; 土壤污染; 生态效应; 环境效应; 城市化

中图分类号: X53

近年来, 随着城市化进程的推进, 城市中心的人口、工业、商业与住宅等要素不断向周围地区迁移, 直接吞蚀着城市附近的农业用地与乡村景观。在城市建成区与广大乡村地区相互连接部位, 出现了一个性质既不同于典型的城市, 又异于农村的过渡地带。这个过渡带称为城乡结合部, 它具有独特的结构、功能和城乡双重特性^[1], 是城市化进程最敏感、最迅速、变化最大的特殊的地域实体^[2]。但是, 由于经济的高度集中, 资源的高强度利用和物质的快速循环, 城乡结合部地区的资源、环境和生态正面临着前所未有的压力, 经济高速增长、城市化迅速推进与环境状况迅速恶化并存。由于我国以城乡结合部地区为中心的环境污染的不断加剧, 我国直接用于环境治理的经费大幅增加, 1990 年为 70.7 亿元, 1994 年为 172.7 亿元, 2000 年为 1060.7 亿元, 2003 年达 1627.2 亿元^[3]。

土壤是人类赖以生存的、不可再生性的自然资源, 它是最广泛意义上的农业生产和生态系统维持的基础; 土壤是大气、水体、固废等环境污染物迁移、滞留和沉积的场所, 也是净化环境的过滤器。在城市化快速发展的过程中, 城乡结合部成为我国土地利用高度密集, 土壤质量演替强度最大的发生区^[4]。由于农业污染物质、生活垃圾和工业“三废”的大量输入, 城乡结合部的土壤肥力水平下降, 土壤环境健康质量恶化以及生态系统功能弱化等一系列问题凸现, 对我国城乡经济健康发展和人类生存质量稳步提高产生强烈的制约作用。因此, 在我国

土壤资源严重短缺的情况下, 如何协调高速增长和土壤资源合理利用与土壤环境保护, 成为人们广泛关注的重要议题和所面临的严峻挑战, 也是我国城市化建设进程中实现我国城乡经济、社会可持续发展所必须解决的关键问题之一, 具有重要的现实意义。

1 当前我国城乡结合部土壤污染的现状及污染源

随着工业化和城市化的快速推进, 城乡结合部大量未经妥善处理的污水肆意排放、污水灌溉、矿山开采、大气降尘、固体废弃物的任意堆放、农膜的覆盖以及大量不合理施用化肥、有机肥、农药, 造成该地区土壤污染已十分严重。20世纪 90 年代初, 我国由污染所造成的损失至少每年约 1000 亿元, 其中, 46% 为农业损失, 居首位, 其经济损失占 GDP 的 0.5%~1.3%^[5]。另外, 我国每年因土壤污染而减产粮食超过 1000 万 kg, 受污染粮食每年也多达 1200 万 kg, 由此造成的经济损失合计至少为 200 亿元^[6]。国家环境保护总局 1999 年调查数据表明, 我国有 2667 万 hm² 农田(相当于耕地的 1/5)受到重金属、农业化学物质、酸雨沉降、放射性物质、矿物油及致病微生物等因素污染, 其中工业“三废”污染耕地 1000 万 hm², 污水灌溉的农田面积 330 万 hm², 受农药残留和过量施肥污染的为 1000 万 hm², 而这些污染及污染源主要集中在城乡结合部^[7]。

^①基金项目: 国家重点基础研究发展规划 (973) 项目 (2002CB410810) 资助。

* 通讯作者

作者简介: 钟晓兰 (1978—), 女, 江西吉安人, 博士研究生, 主要从事土壤资源和土壤环境质量方面的研究。E-mail: zxlnju@163.com

1.1 工业污染

城市工业布局和产业结构的重大调整,使占地大、污染重的工业企业和化学工业园不断向城乡结合部转移,这些企业的废水、废渣未经处理或处理的能力较低,加上城乡结合部的乡镇企业十分繁荣,但企业的技术水平比较落后、原材料利用率较低、废水废渣处理设施陈旧以及小工业分布广,“三废”污染扩散面大,因工业污染引起的土壤污染问题十分严重。如北京市城乡结合部地区的电镀厂点最多时达400多个,贵州城乡结合部地区妈姑镇在不到10 km的路段上,“千余家土法炼锌炉黑烟翻滚,炉火冲天,百米外不见人影”,造成大片土壤寸草不生^[8-9]。据1996年国家环保总局调查表明,1995年全国乡镇工业排放废水59.1亿t,废气2615.9亿m³,工业废渣1.8亿t,分别占全国“三废”的21%,47.2%和88.7%,而“三废”处理率分别只占其排放总量的40.1%,27%和30.9%^[10],可见乡镇工业污染将给我国带来很大的经济损失;据估计,全国近年受乡镇工业污染造成的农业经济损失在100亿以上^[11]。

1.1.1 污水和污水灌溉引起的土壤污染 合理利用经过预处理的工业废水进行农田灌溉,一般有增产效果,因为这些污水中含有许多植物生长必需的营养元素,同时节省了灌溉用水,使污水得到土壤的净化,减少治理污水的费用。但未经处理的废水中含有大量的有毒、有害的物质,直接灌溉对土壤生态、农业生产和粮食安全极为不利。据报道,我国企事业单位排放污水总量平均每天都在1亿t以上^[12],污水处理率只有70%,排放达标率只有50%左右^[6],城乡结合部地区废水处理率不到27%,排放达标率只有36.8%^[13],城乡结合部地区直接使用未经处理或处理率低的工业或城市污水作为农田灌溉水源是土壤污染的主要原因之一;我国工业企业每年排出未经处理的污水达300亿~400亿m³,污染了我国20%~30%的水体^[14],同时用这些工业污水灌溉农田的面积约占灌总面的45%,造成比较严重的重金属污染,尤其是Hg和Cd的污染。据调查,我国被Cd污染的耕地1.3万hm²,涉及11个省市的25个地区,每年生产“Cd米”5000万kg;受Hg污染的耕地3.2万hm²,涉及15个省市21个地区^[15]。云南省绍通市某蔬菜基地由于城市污水灌溉,生产出来的稻谷均为“Pb米”,土壤环境条件恶化已经对该地区的可持续发展造成很大限制,目前该地区豆类植物已经不能种植^[16]。

1.1.2 大气污染降尘降雨引起的土壤污染

我国城市颗粒物污染较重,2003年我国58.3%的城市颗粒物浓度超过二级标准,其中有26.8%的城市颗粒物浓度达到劣三级^[3]。城乡结合部地区乡镇企业的废气排放量较高,净化处理率较低,废气中SO₂、CO_x、NO_x等有害气体和悬浮颗粒物质如Pb、Cd、Zn、Fe、Mn等的微粒含量很高,这些废气和悬浮物主要以沉降和酸雨等形式污染土壤,尤其是工矿地区的污染更为突出。据调查,全国乡镇工业锅炉烟尘排放达标率为35.3%,工业炉窑的烟尘排放达标率5.6%^[10]。北京石景山区位于城乡结合部地带,面积占全市的5%,烟尘的排放量却占全市的80%^[17]。贵州全省乡镇企业排放Hg蒸气就达14.7万kg,一些受土法炼Hg影响的土壤含Hg量达55.6mg/kg,超过未污染土壤的184.5倍,在受污染的土壤上生产的作物(如稻米、辣椒等)含Hg量是国家食品卫生标准的24倍^[18]。广州“南肺”果林由于大气污染降尘等原因使果林区果园土中的有效态Zn、Cu、Mn、Fe含量是临界值的数十倍甚至近百倍^[19]。上海宝山钢铁厂大气降尘后附近蔬菜基地土壤Pb、Zn含量远远超过国家土壤环境质量三级标准^[20]。

由于工业化的发展,我国酸雨污染严重,2003年有54.4%的城市出现酸雨,其中,有37.4%的城市pH年均值<5.6,28.4%城市酸雨频率>40%^[3]。酸雨被认为是“空中死神”,它能使土壤酸化,影响土壤微生物群落结构和种群数量,抑制硝化和氨化作用,加速盐基离子的淋溶,促进活性Al的溶出,增加Mn、Cr、Cu、Zn、Pb、Cd等有毒重金属元素的溶解,从而增强重金属活性,促进重金属化学形态转化,加强迁移能力和生态危害能力,使高浓度的有毒重金属元素沉降和积累在表土层,对土壤植物、微生物产生极大毒害^[21]。如土壤pH为5.0是烤烟遭受Al离子毒害的临界水平^[22],同时pH值为5也可达到Mn离子毒化水平^[23]。

1.1.3 污泥引起的土壤污染

由于污泥含有丰富的有机质、N、P、Ca、Mg、Si等养分元素,农业上施用污泥作为底肥后有不同程度的增产效果^[24]。然而“现代污泥”(工业废水处理后的污泥)中浓缩了各种重金属,其含量通常高于土壤背景值的20~40倍,化学活性比自然土壤高7~70倍^[25]。同时,这些污泥还含有各种各样的病原微生物和寄生虫卵等,未经处理施用这些污泥后,可造成严重的土壤污染。据报道,污泥中90%以上的Cd、Pb、

Cu、Ni 等重金属元素会残留在施用层中^[26]，虽然污泥施入土壤后重金属生物化学活性随时间的延长会有所下降^[27]，但与不施污泥相比，土壤重金属元素仍保持有相当高的活性，即使在停施污泥 20 年以后其活性也高于不施污泥的土壤^[28]。据天津对 2000 hm² 施用过污泥的园田所进行的调查，由于长期不规范地施用污泥，园田土壤中 Cu、Zn、Pb 含量高于当地土壤背景值 3~4 倍，Cr、Ni、As 高于背景值 0.5~1 倍，Cd 高于背景值 10 倍，而 Hg 竟高达背景值的 125 倍。0~40 cm 土层中重金属富集明显，在污泥区土壤上生长的 7 种蔬菜白菜、韭菜、西红柿、黄瓜、青椒、茄子和包菜中，Hg、Cd、Ni 平均含量是对照区的 1~2 倍^[29]。广州近郊因施用污染的底泥造成 1333 hm² 耕地土壤被污染，占郊区耕地总面积的 14%^[30]。

1.2 农业污染

农业上肥料和农药的不合理施用是引起城乡结合部土壤污染的主要原因之一。城乡结合部为城市提供各种类型的农副产品，因此，目前集约化种植程度很高的蔬菜、水果、花卉以及畜牧养殖业主要集中于人口密集的城乡结合部。据统计，20 世纪 90 年代中期，我国 18 个大城市的城乡结合部可为城市居民提供 90% 的蔬菜和 50% 的肉禽产品。目前，我国蔬菜、水果和花卉常年播种面积已超过 3000 万 hm²，10 年间其种植面积增长了 3 倍^[31]。但由于菜果花属于新兴产业，缺乏相应的技术设备，缺乏适合当地农民采用的技术标准，并且很多农民只注重作物的高效收益，超大量的施肥和喷洒农药的现象十分普遍；同时，自 20 世纪 60 年代以来，我国畜禽养殖业发展迅速，畜、禽存栏量每 10 年增加 1~2 倍。据统计，2000 年我国畜禽粪便产生量 36.4 亿 t，相当于同期工业固废产生量（9.5 亿 t）的 3.8 倍^[31]，很多地区的人畜禽粪便产生量已经大大超出当地农田可承载的最大负荷，造成农业面源污染十分严重。据中国农科学院土肥所调查，在太湖、滇池等流域，来源于城乡结合部地区的面源污染超过来自工业和城市生活的点源污染^[32]。

1.2.1 化肥和有机肥引起的土壤污染 资料表明，中国化肥年生产量已达 3000 万 t，1999 年化肥使用量 4124 万 t，平均为 268 kg/hm²，是世界平均水平的 2.5 倍。其中淮河流域平均 415 kg/hm²，太湖流域 600 kg/hm²，蔬菜基地 2000 kg/hm²。农田生态系统中仅化肥 N 的淋洗和径流损失量每年就约

174 万 t，长江、黄河和珠江每年输出的溶解态无机 N 达 97.5 万 t，是造成近海赤潮的主要污染源^[33]。由于化肥和畜禽粪便等有机肥含有重金属和有机污染物，如 P 肥含有 Cd、Zn、Pb、Cr、As 等致污元素^[34]，有机肥含有 Zn、Cu 等，过量地或不合理地施用这些肥料，易引起土壤污染。在欧洲，有机肥、化肥的大量使用也是土壤中的 Cu 和 Zn 污染的主要途径^[35]。香港城乡结合部地区的土壤表层有效态的 Cd、Cu、Zn 均比城市土壤和乡村土壤高^[36]，主要是由于该地区农民施用有机肥中的重金属元素含量很高的缘故，如厩肥中 Cu 和 Zn 含量分别高达 1500 和 2500 mg/kg^[37]，商业堆肥中 Cu、Pb 和 Zn 含量分别为 397、196 和 1470 mg/kg^[38]。同时，由于农民过量地偏施 N 肥和 P 肥，如滇池流域耕地 N、P 化肥用量平均分别为 1600 kg/hm² 和 860 kg/hm²，每季作物 N 素盈余 225~1000 kg/hm²，P 素盈余 150~600 kg/hm²，K 素亏缺 0~50 kg/hm²^[31]，引起了严重的环境问题，造成有些地区的饮水和农产品中 NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N 明显超标。如 2000 年下半年，华南地区有的城市监察到菜地土壤硝酸盐含量超标率达 33.1%^[39]。

1.2.2 农药引起的土壤污染 农药中含有大量的有机污染物和重金属，过量施用农药引起的土壤污染现象十分普遍。我国 1999 年农药总产量 66.6 万 t，总用量达 131.2 万 t（成药），平均每公顷施用 14.0 kg，比发达国家高出 1 倍，但利用率不足 30%^[33]。在全国 16 个省市的检查结果中，蔬菜、水果中农药总检出率为 20%~60%，总超标率为 20%~45%^[40]，其中北京、天津、上海、广州、南宁、昆明 6 个城市蔬菜中农药超标率超过 50%^[33]。六六六和 DDT 在中国已禁用 20 多年，但由于有机氯农药非常难于降解，至今常能在土壤环境中检出。据中国科学院南京土壤研究所于 2000 年在太湖流域水稻土的研究结果表明，DDT、六六六、15 种多氯联苯（PCB）同系物检出率为 100%，DDT 和六六六超过国家土壤环境质量标准（GB15618-1995）自然背景值的百分率为 28% 和 24%^[40]。香港城乡结合部的土壤中 As、Pb、Cu 污染比较严重，主要与香港历史上使用含砷酸铅和 Cu 的农药有关^[36]。

1.2.3 农膜覆盖引起的土壤污染 近年来，我国塑料地膜地面覆盖栽培技术发展很快，但由于管理不善，它已成为我国农业上一种新型的有机污染物。据统计，我国农膜污染土壤面积超过 780 万 hm²^[33]，

这些残存的农膜对土壤毛细管水起阻流作用, 恶化土壤物理性状, 影响农业产量和农产品品质的问题已经暴露。

1.3 生物污染

土壤是自然界中微生物最大的生存场所。大部分土壤微生物是土壤生态系统中不可缺少和有益的组成部分, 但相当一部分土壤生物和微生物中对牲畜、人类健康有害甚至致命, 而这些致病微生物主要来源于含有大量病原微生物和寄生虫的生活污水、医院污水、垃圾以及被病原菌污染的河水等。城乡结合部工业的迅速发展, 使市镇人口急剧增加, 由1978年的1.7亿人增加到2000年的4.56亿, 占全国总人口的比重由17.9%提高到36.1%^[41], 促进了第三产业如餐饮服务业、浴池、理发店、小医院等的快速发展。但是, 由于基础设施跟不上, 大多数城镇都没有排污管网, 大量的居民生活污水、三产废水以及地面降水夹杂的各种垃圾废物混合而成的污水未经处理或处理达标率极低, 生物污染严重。据2003年全国环境统计公报报道, 我国城镇生活污水排放量为247.6亿t, 占废水排放总量的53.8%, 而污水处理率只有25.8%^[10]。2000年对聊城上市蔬菜的细菌总数、大肠杆菌群数及肠道致病菌调查表明, 聊城蔬菜中有47%的蔬菜受到不同程度的生物污染, 其中, 19.3%受中度以上污染^[42], 且所有中度污染100%都是由大肠菌群超标造成的, 而产生这种生物污染的主要原因是当地菜农采用人畜粪便、食品工业污水、屠宰废水和生活污水灌溉蔬菜所致。同时, 城市化和城镇化的快速发展, 固体垃圾的总量也急剧增加。据统计, 目前, 城市垃圾总量已占全球垃圾总量的90%以上, 成为当今世界性的一大公害。2000年我国城市垃圾的总产量已超过1.5亿t, 并且以每年8%~10%的速度增加^[43]。而我国垃圾废弃物处理技术还很落后的情况下, 城乡结合部自然成为了废物堆积场所, 且垃圾处理厂多设于城乡结合部。目前, 我国城市垃圾的97%未经无害化处理就进入环境, 全国668个城市中有2/3城市处在垃圾包围之中^[44]。以上海为例, 每日需清运2.03万t垃圾, 而市内垃圾处理能力仅0.3万t, 其余大多数垃圾要疏散到郊区及江浙地区^[45]。据调查, 广州市在没有任何防护措施的垃圾压缩站周围的居民点空气中细菌数最多为13317个/m³, 大肠菌群多达632个/m³, 而无垃圾收集点清洁区居民点空气中的细菌数只有1932个/m³, 未检出大肠菌群^[46]。

可见, 堆积的垃圾成为严重的二次污染源, 土壤与生态系统遭到破坏, 严重影响环境安全和人体健康。

1.4 交通污染

城乡结合部是城市农副产品的生产供应地, 风景旅游开发地, 花园别墅式住宅小区、度假区和大学所在地, 飞机场的建设用地, 环城道路修建地等, 交通干线迅猛发展。在交通用地的周围, 土壤不同程度地受到交通工具的排放物污染, 尤其是Pb及有机污染极其严重。Pb是城乡结合部最严重的土壤环境污染物之一, 而汽车含Pb汽油的燃烧是Pb污染的重要来源。研究资料表明, Pb污染呈上升趋势, 汽车每年向空气中排放的Pb约40万t^[47]。纽约市城市的交通流量和人口密度(对数)与表层土壤的含Pb量呈正相关^[48]。香港曾是世界上Pb污染较严重的城市之一, 据调查, 香港街心的尘土平均含Pb量为1627mg/kg^[49], 路边的尘土平均含Pb为(547±360)mg/kg^[50]。此外, 也存在各种因泄漏(如汽油、化工原料及其他生产原料等)造成的有机污染、无机污染、重金属污染和放射性污染等。

2 城乡结合部土壤污染的生态环境效应

2.1 生态效应

土壤生态系统是土壤同生物之间相互作用、以物流和能流所贯穿的一个开放系统。土壤为土壤中的微生物、动植物提供生长发育、新陈代谢所必需的物质; 污染物一旦进入土壤, 将首先影响土壤微生物的生长繁殖以及新陈代谢过程, 它们通过直接影响土壤微生物群落, 土壤酶活性, 土壤代谢和生化过程(包括土壤有机残落物降解作用、土壤呼吸代谢和土壤氨化和硝化作用)等正常生理生态功能来降低土壤中生物多样性, 造成农作物减产, 植物消亡, 破坏了生态系统平衡。更重要的是, 污染物通过食物链进入牲畜及人体内, 直接危害牲畜的生长发育、繁殖和人体的健康, 如Cd、Mo等重金属进入牛的体内会产生营养不良、腹泻、白化病和肺癌等^[51]。

随着土壤环境中污染物数量不断增加, 相应的生物体内的毒物含量也逐渐积累, 长期经受污染的生物, 从适应和进化角度上讲, 此时可能产生两方面的生态效应: ①生物不能适应污染, 而使生物物种减少, 种群衰退, 物种消亡, 生物多样性下降, 生态系统的自我调节能力降低, 生态系统的结构和功能趋于简单化。有研究表明, 当1kg土壤中加入

了 50 mg 多菌灵时, 红壤稻田土中的硫酸盐还原菌群数量和硫酸还原活性分别比不施多菌灵降低 77% 和 51%^[52]。②生物适应污染, 在强大的污染选择作用下, 生物将产生快速分化并形成旨在提高污染适应性的进化取向。由于这种人为活动所引起的污染使生物对污染的适应机制不完全等同于对“自然”环境的适应机制, 从而使生物改变了自己“自然”进化模式, 发生了适应污染的进化, 进而使生物在形态、生理和遗传进化上发生了很大的变化^[53], 这就可能降低和制约了生物在其他方面的适应性, 对其他环境胁迫因素的抵抗力下降, 即适应代价问题^[54], 从而降低生物多样性和生态系统的完整性。据段昌群^[55]的报道, 对污染适应的生物, 在进入到正常环境中时, 它的竞争力降低, 还可能伴随有对温度、水分、病虫害的抵抗能力下降; 并且在某些生理性能上低于正常植物, 同时可能在其他环境中进化发展的灵活度降低, 以致于可能失去适应其他环境的可能性, 如对 Cd 适应水平较高的曼陀罗对盐害的适应性大大降低。

2.2 环境效应

土壤以大气、水体和生物等自然因素和人为活动作为环境, 土壤系统和环境之间因物质和能量的交换使两者相互作用, 相互联系。由于人类从自然界获取资源和能源, 产生的各种污染物直接或通过大气、水体和生物向土壤系统排放; 而受污染了的土壤系统又会向环境输出物质和能量, 引起大气、水体和生物的二次污染, 从而使环境质量下降, 造成环境污染。

2.2.1 大气环境效应 土壤环境受到污染后, 含污染物较高的表土容易在风力的作用下进入到大气环境中, 导致大气污染及生态系统退化等其他次生生态环境问题。最近中科院上海原子核研究所通过核探针研究大气颗粒物的指纹特征表明, 上海市大气颗粒物中大约有 31% 来自土壤扬尘^[56]; 北京市的大气扬尘中, 有一半来源于地表^[53]。表土的污染物质可能在风的作用下以扬尘进入到大气环境中, 而 Hg 等重金属则直接以气态或甲基化形式进入大气环境, 土壤有机污染物直接挥发或经过土壤生物分解, 引起某些有毒气体排放到大气, 并进一步通过呼吸作用进入人体, 对人体健康有直接影响。

2.2.2 水环境效应 土壤环境受到污染后, 污染物含量较高的污染表土容易在水力的作用下渗入到水环境中, 导致地表水和地下水的污染。据报道,

昆明滇池从 20 世纪 50 年代至今, 由于土壤过量施用 N、P 肥后, 肥料下渗, 导致水体富营养化十分严重, 高等植物种类丧失了 36%, 鱼类丧失了 25%, 整个湖泊的物种多样性水平显著降低, 生态系统的结构趋于单一, 水生环境恶化严重^[53]。与此同时, 由于城乡结合部存在广泛的地表封闭和土壤压实的现象, 土壤水分入渗和短期储蓄缓冲功能减弱或消失^[57], 地表径流系数大幅度增加^[58], 径流携带的污染物负荷(包括颗粒物、铵氮、有机污染物、重金属等) 增加^[59], 导致地表水污染加剧。

3 城乡结合部土壤环境污染防治与土壤生态保护

要控制和防治城乡结合部土壤环境污染, 首先要控制和消除土壤污染源, 加强对工业“三废”的治理和污灌区的监测和管理, 合理施用化肥和农药, 加强各种生物污染源的管理和建设; 与此同时, 对已污染土壤要采取各种治理、修复手段和控制措施, 控制和切断污染物进入食物链, 限制或消除污染土壤的进一步危害。具体说, 主要实施以下措施:

(1) 建立城乡结合部土壤环境保护的法律法规, 健全有关土壤环境保护监督管理体制。目前, 我国还没有制定专门规定城乡结合部土壤环境保护的法律法规, 1996 年颁布的《乡镇企业法》只是对乡镇企业提出应该遵循的原则和措施, 未涉及影响城乡结合部环境的其他因素, 加之该法律责任要求不严格, 法律规定内容宽泛, 很难在实践中真正起到切实保护的效果。与此同时, 由于城乡结合部地域位置的特殊性, 我国的有关环境保护的监督管理体制出现二元化, 使得城乡结合部既要受城市管辖, 又要受乡镇制约。在我国环境保护中存在重城市, 轻农村的现象, 农村与城市之间在人员配置、监督力度、监督内容上有很大差异, 从而形成城乡结合部环境保护监督管理体制的不协调, 形成一边监管严, 一边监管松, 一边注重城市环境整治, 一边强调农村环境保护特别农田的保护局面。另外, 城乡结合部具有动态性的特征, 这种特点决定了监督管理的主体难以确定, 因而行政管理上存在漏洞。因此, 建立城乡结合部土壤环境保护的法律法规, 健全土壤环境保护的监督管理体制十分必要。

(2) 合理调整工业布局和产业结构, 全面推行清洁生产。把城乡结合部的乡镇企业, 以工业区形式整体规划布局, 使得污染源集中, 便于管理和治

理。对规模小, 能耗大, 污染重的企业分别实行关、停、并、转, 改革落后工艺设备, 促使企业转变产业结构, 逐步实现废物最小化和无害化。对现有企业的污染治理, 发展清洁工艺, 全面推进清洁生产, 加强“三废”治理, 强化污水、固体废弃物和其他有毒物质排放的控制, 改善煤气站、管道和储藏设施的安全, 采取污染预防与控制各项有效措施。

(3) 严格执行污灌水质和污泥的施用标准, 合理进行农田灌溉。用污水灌溉的水质必须符合国家环保总局批准的《农田灌溉水质标准》, 同时必须控制灌溉水量, 注意防止渗漏。施用污泥也必须符合《农用污泥中污染物控制标准》, 严格控制污泥施用量。此外, 对于污灌和污泥施用区的土壤和作物要进行监测, 制定合理的使用年限, 加强污水处理的研究和成果的运用。

(4) 开展区域生态风险评价, 研究建立土壤环境污染、土壤质量变化监测与预警系统, 制定土壤污染预防规划, 识别、确定污染控制的具体区域。对污染土壤进行修复前, 需要对其危害即健康风险和生态风险进行全面评价, 然后根据其对环境和人体危害的轻重、缓急程度, 对污染土壤采用不同的方法与手段进行修复与治理, 同时建立土壤环境污染、土壤质量变化监测与预警系统, 对污染土壤实施科学管理, 防治污染导致的各种健康影响与不良生态效应的产生和扩散。

(5) 提高土壤缓冲容量和自净能力。提高土壤缓冲容量, 可采用排土客土法、换土法、深翻和水洗法, 但是这适合小面积污染严重土壤的治理, 而且需要花费大量的人力与财力。对污染较轻的土壤, 可向土壤中施用有机肥, 增加土壤有机胶体的含量; 或砂掺黏, 以改良砂性土壤; 或在非石灰性土壤中增施碳酸钙; 或向土壤中施加其他化学物质, 如有机质、磷酸盐、硅酸钙炉渣等, 这些方法都可以提高土壤的缓冲性和自净能力, 增加土壤环境容量, 减小土壤溶液中重金属离子的浓(活)度, 从而降低污染物的危害。但是不同土类、不同作物、不同污染物, 施用量都不同, 施用不合理也会造成负面效应, 应通过试验选择最佳施用量。

(6) 开展各种修复技术研究。目前, 我国污染土壤理论上和技术上可行的修复技术主要有生物修复、化学修复、物理修复和综合修复等几类, 其中, 生物修复技术是土壤环境污染治理技术的一个新领域, 同传统的土壤化学、物理处理技术相比具有经

济、高效、无二次污染、适用范围广等优点, 是近年来发展起来的用于清除土壤污染的绿色生态技术^[60]。由于微生物很宽的代谢活性和降解有机化合物的巨大自然容量, 某些植物超强忍耐性和超量积累性以及菌根较大的吸收面积, 独特的酶系统和代谢途径, 土壤微生物降解、植物降解和富集、菌根修复技术已成为生物修复的热点领域。与此同时, 微生物修复技术、植物修复技术和菌根技术的综合运用, 将是今后土壤生态恢复的重要研究方向。

5 结语

城乡结合部地区是我国城市化、工业化和农业集约化过程中最为激烈的特殊的地域实体, 快速的经济发展, 强烈的人为活动使城乡结合部土壤功能在时间和空间上发生很大演变, 土壤污染加剧, 开展系统的城乡结合部地区土壤环境污染状况、生态环境效应及其风险评价, 深入了解城市化、工业化和农业集约化过程中城乡结合部土壤环境质量演变机制, 建立土壤质量动态评价体系与预测预警系统具有非常重要的意义。

参考文献:

- [1] 赵杰, 秦明周, 郑纯辉. 城乡结合部土壤质量及其动态研究—以开封为例. 资源科学, 2001, 23 (3): 42–46
- [2] 陈晶中, 陈杰, 谢学俭. 城市边缘区土地利用类型及其面临的环境压力. 城市环境与城市生态, 2003, 16 (增刊): 12–14
- [3] 国家环境保护总局. 2003 年中国环境状况公报 (2004-06-23). [Http://www.zhb.gov.cn/eic](http://www.zhb.gov.cn/eic)
- [4] 秦明周, 赵杰. 城乡结合部土壤质量变化特点与可持续性利用对策—以开封市为例. 地理学报, 2000, 55 (5): 545–554
- [5] 沈金荣. 我国环境污染年损失已超 1000 亿元. 中国环境报, 1996-10-06 (2)
- [6] 陈怀满. 土壤-植物系统中的重金属污染. 北京: 科学出版社, 1996: 71–85
- [7] 国家环境保护总局. 中国环境状况公报, 中国环境报, 1999-06-17 (2)
- [8] 杨元根, 刘从强, 吴攀, 张国平. 贵州赫章土法炼锌导致的土壤重金属污染特征及微生物生态效应. 地球化学, 2003, 32 (2): 131–137
- [9] 彭光寿. 贵州省乡镇企业发展与环境保护预测和对策. 环境科学, 1988, 9 (1): 62–67

- [10] 国家环境保护总局. 1995年全国乡镇工业污染源调查公报. 中国环境状况公报, 1997. [Http://www.zhb.gov.cn/eic](http://www.zhb.gov.cn/eic)
- [11] 马力宏, 邵峰, 高抗著. 农村城镇化问题研究. 杭州: 杭州大学出版社, 1997: 127-131
- [12] Zhao QG. The environmental problems of China// Proceedings of International Conference of Soil Remediation. Hangzhou, China, 2000: 14-16
- [13] 刘延玲, 关柯. 小城镇建设面临的环境问题与保护措施. 哈尔滨建筑大学学报, 2000 (6): 114-116
- [14] 邓伟, 何岩. 水资源: 21世纪更加关注的重要问题. 地理科学, 1999, 19 (2): 97-101
- [15] 邬杨善. 城市污水处理—投资与决策. 北京: 中国环境科学出版社, 1992: 272
- [16] 李清报, 罗祥熙, 张正富. 昭通市学庄蔬菜基地污染现状研究. 云南环境科学, 2000, 19 (1): 33-34
- [17] 王跃思, 周立. 北京大气中可形成溶胶的有机物—现状及变化规律的初步研究. 气候与环境研究, 2000 (1): 13-19
- [18] 陈怀满等著. 土壤中化学物质的行为与环境质量. 北京: 科学出版社, 2002: 46-54
- [19] 陈志澄, 陈海珍, 杨冰仪, 颜戊利, 丘汾. 环境污染对广州“南肺”果林土壤的影响研究. 广东农业科学, 2003 (6): 28-30
- [20] Hu XF, Wu HX, Hu X, Fang SQ, Wu CJ. Impact of urbanization on Shanghai's soil environmental quality. *Pedosphere*, 2004, 14 (2): 151-158
- [21] 郭朝晖, 廖柏寒, 黄昌勇. 酸雨对污染环境中重金属化学行为的影响. 环境污染治理技术与设备, 2003, 4 (9): 7-11
- [22] 黎成厚, 刘元生, 何腾兵, 杨宏敏, 黄六栋, 腾应. 土壤pH与烤烟钾素营养关系的研究. 土壤学报, 1999, 36 (2): 276-283
- [23] 杨昂, 孙波, 赵其国. 中国酸雨的分布、成因及其对土壤环境的影响. 土壤, 1999, 31(1): 13-18
- [24] 乔显亮, 骆永明, 吴胜春. 污泥的土地利用及其环境影响. 土壤, 2000, 32(2): 79-85
- [25] 周立祥, 沈其荣, 陈同斌. 重金属及养分元素在城市污泥主要组分中的分配及其化学形态. 环境科学学报, 2000, 20 (3): 269-274
- [26] Chang AC. Accumulation of heavy metals in sewage sludge treated soils. *Environment Quality*, 1984, 13: 87-91
- [27] 周立祥, 胡霭堂, 胡忠明. 厌气消化脱水污泥化学组成及其环境化学性质. 植物营养与肥料学报, 1997, 3 (2): 176-181
- [28] McGrath SP, Cegarra J. Chemical extractability of heavy metals during and after long-term applications of sewage sludge to soil. *Soil Science*, 1992, 43: 313-321
- [29] 周艺敏, 张金盛, 任顺英. 天津市园田土壤和几种蔬菜中重金属含量状况的调查研究. 农业环境保护, 1990, 9 (6): 30-34
- [30] 王艳, 王金达, 张学林. 城乡结合部土壤的元素污染及其防治对策. 国土与自然资源研究, 2002 (4): 50-52
- [31] 张维理, 武淑霞, 冀宏杰, Kolbe H. 中国农业面源污染形势估计及控制对策—I. 21世纪初期中国农业面源污染的形势估计. 中国农业科学, 2004, 37 (7): 1008-1017
- [32] 张维理, 徐爱国, 冀宏杰, Kolbe H. 中国农业面源污染形势估计及控制对策—III. 中国农业面源污染控制中存在问题分析. 中国农业科学, 2004, 37 (7): 1026-1033
- [33] 周启星, 宋玉芳等. 污染土壤修复有原理与方法. 北京: 科学出版社, 2004
- [34] 李天杰. 土壤环境学. 北京: 高校出版社, 1995
- [35] Stanners D, Bourdeau P. Europe's environment—The Dobris assessment. European Environment Agency, 1995: 146-171
- [36] 陈同斌, 黄铭洪, 黄焕忠. 香港土壤中的重金属含量及其污染现状. 地理学报, 1997, 52 (3): 228-236
- [37] Tam NFY, Tiquia S. Assessing toxicity of spent pig litter using a seed germination technique. *Resources, Conservation and Recycling*, 1994, 11: 261-274
- [38] Wong MH. Heavy metal contamination of soils and crops from auto traffic, sewage, sludge, pig manure and chemical fertilizer. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 1985, 13: 139-149
- [39] 龚子同, 张甘霖, 陈鸿昭, 刘良梧. 环境变化中土壤的响应与反馈. 第四纪研究, 2004, 24 (2): 140-148
- [40] 赵其国. 城市生态环境保护与可持续发展. 土壤, 2003, 35 (6): 441-449
- [41] 中国城市发展研究会. 中国城市年鉴. 北京: 中国城市年鉴出版社, 2000
- [42] 朱奇, 陈彦, 许伟, 巩曰鹏. 聊城市春季蔬菜生物污染的初步调查. 山东师大学报 (自然科学版), 2000, 15 (2): 186-189
- [43] 李东, 白建磊. 我国城市垃圾在源头处减量化初探. 环境卫生工程, 2000, 8 (2): 50-51
- [44] 陈杰, 陈晶中, 檀满枝. 城市化对周边土壤资源与环境的影响. 中国人口·资源与环境, 2002, 12 (2): 70-74

- [45] 谢蓉. 城乡结合部土地利用与可持续发展. 国土开发与整治, 1999, 9 (1): 42–45
- [46] 任铁玲, 胡前胜, 余贵英, 陈成章. 广州市垃圾压缩站微生物污染状况研究. 中国卫生检验杂志, 2003, 13 (1): 45–46
- [47] Smith DR. Lead sources to California sea otters: Industrial input circumvent nature lead biodepletion mechanisms. Environment Resources, 1992, 57: 163–173
- [48] Tiller KG. Urban soil contamination in Australia. Australia Journal. Soil Resources, 1992, 30: 937–957
- [49] Wong MH, Wong JWC, Chen TB. Trace metal contamination of the Hong Kong soil environment—A review//Naidu R, Kookuna RS, Oliver DP. Contaminants and the Soil Environment in the Australasia-Pacific Region, 1996: 501–502
- [50] Chan GYS, Chui VWD, Wong MH. Lead concentration in Hong Kong roadside dust after reduction of lead level in petrol. Biomedical and Environmental Science, 1989, 2: 131–140
- [51] Chen HM, Zheng CR. Wang SQ, To C. Combined pollution and pollution index of heavy metal in red soil. Pedosphere, 2000, 10 (2): 117–124
- [52] 陈中云, 闵航, 张夫道, 赵秉强. 农药污染对水稻田土壤硫酸盐还原菌种群数量及其活性影响的研究. 土壤学报. 2004, 41 (1): 97–102
- [53] 王焕校主编. 污染生态学. 北京: 高校教育出版社, 施普林格 (springer) 出版社, 2000: 103–122
- [54] 王映雪. 污染生态学的新发展—污染进化生态学, 云南环境科学, 1998, 17 (1): 19–21
- [55] 段昌群, 畅瑞光, 姜汉侨. 生物在环境污染下的分化与环境生物学研究的新领域. 中国青年学者论环境. 北京: 中国环境科学出版社, 1996
- [56] 仇志军, 姜达, 陆荣荣, 裴惠源, 李铭尧, 李晓林. 基于核探针研究的大气气溶胶单颗粒指纹数据库的研制. 环境科学学报, 2001, 21 (6): 660–663
- [57] Burghardt W, Lu Y, Zhang GL, et al. The stage of soil degradation by compaction of different site uses of Nanjing City, China//Proceedings of International Conference on Remade Lands 2000, Fremantle, Western Australia, 2000
- [58] 张甘霖, 朱永官, 傅伯杰. 城市土壤质量演变及其生态环境效应. 生态学报, 2003, 23 (3): 539–546
- [59] Zhang GL, Gong ZT, Zhao WJ, et al. Features of soils in urban and suburban Nanjing and their environmental effect//Proceedings of 1st International Conference on Soils of Urban, Industrial, Traffic and Mining Areas. Essen, Germany, 2000
- [60] 陈晓东, 常文越, 邵春岩. 土壤污染生物修复技术研究进展. 环境保护科学, 2001, 27 (107): 23–25

Soil Contamination and Its Eco-Environmental Impacts in the Urban-Rural Marginal Area

ZHONG Xiao-lan¹, ZHOU Sheng-lu¹, ZHAO Qi-guo^{1,2}

(¹ Department of Urban and Resources, Nanjing University, Nanjing 210093, China;

² Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

Abstract: The urban-rural marginal area is a special belt in which urbanization, industrialization and agri-intensivism happen most drastically in our country. With the rapid development of the economy and human activities, soil contamination gets more serious in this place. Beginning with elaboration of sources (e.g. industrial, agricultural, biological and traffic sources) of the soil contamination in urban-rural joint belt, the paper addresses status of the soil pollution and its eco-environmental impacts. Besides, the paper also puts forth some, corresponding strategies for prevention and protection of the pollution.

Key words: Urban-rural marginal area, Soil contamination, Ecological impact, Environmental impact, Urbanization