

污水—土壤—植物系统资源再生的关键生态过程及风险控制

胡宏友^{1,2}, 熊斌隆², 李学梅^{1,2}, 卢昌义^{1,2}, 董克钻^{1,2}

(1. 厦门大学近海海洋国家重点实验室, 福建 厦门 361005

2. 厦门大学海洋与环境学院, 福建 厦门 361005)

摘要: 综合分析了污水—土壤—植物系统资源再生的关键生态过程、工程风险来源, 总结了进行系统结构优化、工艺参数核算、强化布水与集排水以及加强监测等风险控制对策。指出该系统实质是基于生态系统物质循环, 以水资源和植物资源再生为主要特征的循环经济模式, 是污水生态处理与回用技术和植物资源开发利用技术的有机结合体, 兼具低成本、高经济效益和生态效益, 可因地制宜, 形式多样地促进水污染治理、节约水资源, 适合中国国情。

关键词: 污水—土壤—植物系统; 资源再生; 关键生态过程; 风险控制

中图分类号: X506 **文献标识码:** A **文章编号:** 1002-7351(2010)02-0163-07

Key Ecological Process and Risk-Control Strategies of the Resource Recycle Pattern through Route of Wastewater-Soil-Plant

HU Hong-you^{1,2}, XIONG Bin-long², LIXuemei^{1,2}, LU Chang-yi^{1,2}, DONG Ke-zuan^{1,2}

(1. State Key Laboratory of Marine Environment Science Xiamen 361005 Fujian, China;

2. College of Oceanography and Environment Science, Xiamen University, Xiamen 361005 Fujian, China)

Abstract This paper mainly focused on analyzing the key ecological process and engineering risks of the resource recycle pattern through route of wastewater—soil—plant; moreover, some strategies on how to control its engineering risks were also summarized such as how to optimize the structure of the pattern, budget the engineering parameters, strength the wastewater dosing/discharge and strengthen monitoring, etc. In fact, wastewater—soil—plant system was a typical pattern of circular economy which aimed to recycle the sources of water and plant products based on a natural ecological system recycle, so whose engineering techniques combined wastewater ecological treatment and plant resource exploitation ones. It owned both low-cost, high economic and ecological efficiency. Various forms of water pollution management and conservation of water resources for China's national conditions might be promoted with local conditions.

Key words wastewater—soil—plant system; resource recycle; key ecological process; risk control

污水生态处理始于 20 世纪 70 年代^[1], 其本质是利用自然生态系统的结构和功能, 运用生态学原理结合工程学方法, 使污水无害化、资源化, 是污水中污染物治理与水资源利用相结合的方法^[2]。随着我国对建设节约型社会、发展循环经济的重视, 污水生态处理逐步转向以资源再生为主导。目前, 污水施用, 尤其是农业施用已成为全球污水资源再生的一个重要途径^[3]。其中较有代表性的是以污水—土壤—植物系统为基础的资源再生模式。根据工程目的和方式, 该系统可分为 2 类: 第一类属于水资源与营养物质资源利用型, 即把有限的污水资源利用到尽可能多的土地面积而获得高种植收益回报。其特点是将污水中的污染物当作肥源, 经过土壤渗滤截留, 在微生物、植物系统作用下, 通过一系列生理生化作用被转化吸收, 达到污水处理和生物资源再生, 以产生更大的经济和社会效益。主要的生态风险在于污染物对植物可能造成的危害。第二类属于水处理型, 即利用尽可能少的土地处理尽可能多的污水, 主要目标在于污水处理与再生水回收。其主要的风险在于污染物的累积可能造成土壤理化性质的恶化而导致处理功能的丧失。

收稿日期: 2009-11-27; 修回日期: 2010-01-12

基金项目: 厦门市人民政府资助

作者简介: 胡宏友(1968—), 男, 湖北洪湖人, 厦门大学助理教授, 博士, 从事生态修复工程研究。

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. <http://www.cnki.net>

由于我国城市化进程加剧引起生活污水排放问题严重,以及当前对循环经济的重视等因素,本文重点综述了前一种类型中以生活污水为主的资源再生的关键生态过程、工程与主要的工艺参数以及工程的风险管理的研究进展,为进一步研究该系统的资源再生机制、制定工程工艺、提高工程效益及探寻多样化的资源再生模式提供思路。

1 污水—土壤—植物系统的关键生态过程

1.1 污水对土壤理化特性的影响

污水中含有大量的悬浮颗粒物、有机物及含 N、P 等的无机盐,污灌可增加土壤中的有机质和植物营养元素,但同时也可能影响土壤硝化与反硝化过程,并可能带来盐胁迫。合理的污灌可显著提高土壤有机质含量并提高土壤肥力^[4-5],而且污灌引起凋落物降解速率增加则被认为是有机质增加的主要原因^[6-7]。但连续污灌会引起土壤有机碳减少,原因是因污灌导致土壤反硝化作用增强,加快了土壤的 C 和 N 的损耗^[8]。土壤胶体能大量吸附污水中 N、P、K、Ca、Na 等无机盐,可能引起土壤含盐量增加^[10],增加土壤溶液的电导率^[5],导致盐胁迫现象。而定量污灌的条件下,土壤含盐量增高并没显著影响植物生长^[11]。

另一方面,城市生活污水多偏碱性,污灌可能引起土壤碱化,从而影响植物生长。有报道在土壤或地下水偏中性或碱性条件下,污灌可使土壤 pH 值略增加^[5]。超负荷污灌极易恶化土壤环境,改变土壤微生物结构,影响植物生长发育,进而影响到生态系统的稳定性,这些报道结果多与含有过量工业废水相关,并因不当污灌引起^[12]。而合理污灌并不容易造成酸性土壤明显的碱化,原因在于污水所含氮在土壤中转氨化、生物利用过程中产酸等的综合影响,削弱了污水对土壤 pH 的影响^[8]。因此,污灌对土壤及植物生长的影响是双面的,其结果与污水水质、污灌方式和污灌频度有关。

1.2 污水对土壤贮水特性的影响

旱作土壤可变贮水层通常集中在 0~200 cm^[13],不当污灌会影响该层土壤的孔隙结构和通气状况,甚至造成堵塞。首先,污水中含有大量悬浮固形物颗粒,长期污灌能增加土壤粘粒成分,降低土壤透水性^[6];其次,土壤微生物降解污染物产生的胞外多糖也易造成土壤孔隙堵塞,影响土壤的水分渗透性能^[14];此外,过度渍水可引起土壤中气体堵塞孔隙。土壤渗滤是污水中污染物质截留和转化的重要过程,主要发生在土壤胶体—植物根系所形成的土壤毛管孔隙中,土壤孔隙堵塞影响旱作土壤 0~200 cm 土层的水分贮存、下渗等再分配,导致微生物及土壤酶活性降低,植物生长不良。工程上通常采用减轻水力负荷和加强土壤通气等手段减少污灌土壤堵塞^[15]。

1.3 污水对土壤酶的影响

污灌对土壤肥力的影响不仅在于污水提供了有效养分,重要的是污灌可改善土壤物理性状,增加土壤微生物数量和土壤酶活性,改变土壤营养元素释放状况,从而改变土壤供肥条件^[9]。土壤酶能被土壤粘粒吸持以复合体的形式存在于土壤中^[16],利用有机物和无机物形成新的复杂的化合物,以维持其代谢活性^[17]。污灌改变了土壤酶底物种类和组成,也改变了土壤水热状况,从而影响土壤酶活性。土壤酶活性改变首先影响土壤养分的有效性^[18],进而影响土壤微生物活性及植物生长。由于土壤酶对环境因子变化极为敏感,且有较强的特异性,可用作土壤污染的监测指标。如研究污灌对土壤生化过程影响时,通常选择蛋白酶、碱性磷酸酶和蔗糖酶等水解酶类作为监测指标^[9]。研究特定物质转化,还应选择与其代谢相应的酶作为指标,如反硝化过程应选择反硝化酶作为指示酶^[19]。

1.4 污水对土壤微生物的影响

城市污水中常含有大量的粪大肠菌群以及众多肠道病原菌,如志贺氏菌、沙门氏菌、霍乱弧菌、结核杆菌等^[20],甚至含有大量的病毒,如脊髓灰质炎病毒、柯萨奇病毒、新型肠病毒、人类轮状病毒、甲肝病毒等^[21],这些微生物会随污水进入土壤中,引起土壤微生物种类和结构的变化,进而影响土壤中的污染物质的降解转化,因此,大多数关于污灌关键生态过程、甚至环境风险的研究,均要涉及土壤微生物。近年来,对土壤微生物生存、迁移及再侵染规律的研究取得了较大的进展^[58-60]。如有研究表明,影响病毒迁移的因素主要包括水动力学因素、土壤类型、病毒类型、pH、有机质、离子强度等^[58,60,62]。影响病毒死亡的因素

主要包括温度、土壤含水量、颗粒物的吸附以及微生物的活动等^[63]。此外, 污水水质差异对土壤微生物影响显著, 如工业废水、垃圾渗滤液等极易引起土壤微生物数量的减少, 并抑制土壤反硝化过程^[22], 然而生活污水对土壤微生物数量和活性有增强作用^[5]。污水对土壤微生物的影响研究大多集中在微生物数量及污染质转化等方面, 但对污灌导致土壤致病微生物的种群消长及迁移过程机制研究报道较少。

1.5 污水对土壤原生动物的影响

污水中常含有大量的硝酸盐、氨盐或者是铜 (Cu)、铅 (Pb)、锌 (Zn)、镉 (Cd)、汞 (Hg) 等重金属阳离子, 这些污染物的输入会对土壤原生动物的群落结构和组成产生重要影响。研究表明, 被富含硝酸盐、氨盐和无机物的氮肥厂废水污染的土壤中, 原生动物群落结构和组成与自然土壤相差很大, 原因主要有 2 方面: ①对这些污染物及其在土壤中的浓度不能耐受的物种表现出急性中毒效应, 往往会死亡和消失, 从而导致自然土壤群落中许多种类在污染土壤中不存在; ②在污染胁迫下, 自然群落中某些对污染物及其浓度敏感度不高的物种在较长时期内逐渐产生适应性, 从而成为耐污种继续生存和繁衍^[64]。此外, 对重金属复合污染土壤中原生动物群落特征的研究表明, 污染导致原生动物种类减少, 生物多样性降低, 群落结构呈现简单化和不稳定化, 群落演替呈次生演替趋势^[65]。

1.6 污水对植物生长的影响

生活污水及粪便的土地施用有文字记载的历史已有几千年。我国出土的殷墟甲骨文中就已出现了“粪田”二字^[23]。合理施用生活污水可以促进园林绿化植物生长^[11]、蔬菜增产增收^[4]等。国外研究亦表明, 生活污水灌溉水稻、大豆等作物均显著提高产量^[24]。污水还可用于林业苗圃种苗生产^[25], 显著增加短期轮伐林的生物量、凋落物量, 并提高凋落物分解速度等^[7]。污灌对植物群落的物种多样性有一定的影响, 能促进一些喜水肥的种类成为优势种类^[26]。污水施用对植物生长负面影响报道亦有不少, 主要因污水中的盐分、pH、有害微生物积累在植物根际土壤造成危害。但较多的是引起品质劣变, 如用含有重金属的城市综合污水直接污灌, 可引起农作物的重金属超标而降低品质^[27]。因此, 控制污灌水的水质, 研究不同植物对污水耐受性差异是实施污灌工程的关键之一。

1.7 污染物质在土壤中的转移与转化

适于污灌工程的污水多为生活污水和养殖废水。从工程的角度对其污染物质在土壤中的迁移与转化研究则多集中 N、P 等水力负荷限制因子。主要途径包括土壤吸附、土壤硝化与反硝化、植物吸收以及随渗漏流失, 但污水中 N、P 在上述途径中分配模式有明显差异。

含高浓度 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的生活污水或禽畜废水灌溉时, NH_3 挥发占比例较大, 可占总 N 的 32% 以上, 占有效 N 的 50% 以上^[24], 成为 N 去除的一个重要途径。进入土壤后的污水, 其 N 素转化主要通过土壤硝化、反硝化作用完成^[28], 其中, 反硝化 N 损失可占总 N 30% ~ 40%^[29]。污灌土壤反硝化过程受土壤通气状况影响, 缺氧 (渍水) 条件下土壤反硝化过程强烈^[6], 反硝化过程还受 C 源的限制^[28]。与之不同的是, 污灌土壤吸附与沉淀作用除 P 可占总投配 P 量的 90% 以上^[32]。一般认为土壤除磷明显高于其它生物除磷工艺, 而且运行较稳定。这是因为, 污水中以正磷酸盐形式存在的磷十分容易与土壤中的钙、铝、铁等离子发生沉淀反应, 被铁铝氧化物吸附去除^[31]。植物吸收的 N、P 亦占有相当大的比例, 可达污灌水中 TN 的 25% ~ 26%^[24, 29]。以短期轮伐柳树林为例, 通过生物捕获量可除去 N、P、K、Ca、Mg 分别为: 75 ~ 86、10 ~ 11、27 ~ 32、52 ~ 79、4 ~ 5 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[30]。

2 污水—土壤—植物系统的风险控制措施

2.1 分析风险来源

环境风险分析是风险评估与风险管理的基础^[33], 污水—土壤—植物系统环境风险主要来源于 4 个方面: 设施性能风险、污水泄漏风险、环境卫生风险以及成本效益风险。系统的工艺及操作管理不科学影响了设施性能, 可引起污水泄漏风险, 渗漏污水中含有大量环境致癌性的有毒物质和含 N 化合物^[34], 还可能含有大量引起肠道传染病的肠道寄生虫、肠道致病菌和肠道病毒, 极易引发公共卫生风险^[21], 设计合理的水力负荷可以极大减少系统的污水泄漏以及环境卫生风险。此外, 系统成本效益是影响工艺推广的重要

因素,必须在系统设计时充分考虑。

2.2 优化系统结构

从栽培管理角度,污水—土壤—植物资源再生系统分为旱作型、湿地型、水生型和复合型。旱作型主要应用在农业灌溉、林业生产、垃圾渗滤液处理、小区生活污水处理乃至流域点源和面源污染防治等方面。如小区生活污水可回用于蚕豆田以提高蚕豆产量^[35],也可结合绿地进行土壤渗滤处理^[36]等;城市污水、垃圾渗滤液等则利用林地处理回用^[37-38]。植被过滤带治理流域面源污染,能有效除去 N、P 有机质及固形物^[39]。天然或人工湿地具有布水容易、处理量大的优势,以稻田处理污水最为典型,可显著减少施肥量,对主要污染因子去除率可达 86.9%~97.0%^[40-41]。水生型系统主要依靠水体或底泥中的微生物、沉水植物、漂浮植物等进行处理^[42],不仅可以沉淀泥沙、削减污染物含量(尤其是氨氮),良好运行状况下,还可去除原生活污水中的微生物达 93%~98%以上^[43]。近年发展了一种 NFT 技术,其主要原理是利用农业生产上常用的液培方法,通过回流控制出水直至达到符合规定的要求^[44],为水生型资源再生系统向工厂化处理污水方向作了有益的尝试。由此可见,由于污水类型不同,自然条件各异,因地制宜、科学合理地优化系统结构,可以减少风险,提高系统的资源再生效益。

2.3 核定工艺参数

水力负荷是污水—土壤—植物系统的重要工艺参数,我国许多学者已开展这方面的研究^[1-2]。水力负荷优化可以通过 3 种途径:①从结构上进行水力负荷优化。不同资源再生系统,其水力负荷差异显著。如我国北方霍林顿河区的林地生活污水处理系统分成 5 种类型设计水力负荷^[38]。②根据植物对水分利用效率进行水力负荷设计,如 Snow 等(1999)采用 Penman-monteith 植被蒸散估算方程对污灌林地水分模拟估算林地水分平衡^[45]。③根据污水—土壤—植物系统的 N、P 循环估算。国家环境保护局(1997)曾总结过不同系统的水力负荷范围^[46],其中,人工快渗达 200~300 mm·d⁻¹,土壤渗滤为 0.4~300 mm·d⁻¹。此外,旱作系统还须考虑轮灌期要求,通常采用水力负荷 28.9~16.1 mm·d⁻¹,轮灌期为 4.5~8 d^[47]。

2.4 强化布水与排水工艺

布水与排水效率是影响处理效果的重要因素。布水与排水应从工艺着手,因地制宜,合理规划。湿地布水和集排水可分为表面流、平流及垂直流等^[2],已对此作比较和总结。旱作系统集排水可分为地表灌溉和地下渗灌。地表灌溉具有给水面大,布水均匀,成本低,易于维护等特性,但可控性差,溢流冲刷严重,污染较大;地下渗灌隐蔽性好,对环境污染少,但易堵塞,不易维护。地表灌溉布水工艺常用漫灌、沟灌、喷灌等;地下渗灌则常用微孔渗灌、小孔渗灌、滴头渗灌。管材和埋设工艺是影响地下渗灌布水和排水效率的重要因素。地下渗灌管材分瓦管、打孔塑料管、带滴头毛管、滴灌带和微孔渗管等。从管材技术指标分析,渗灌瓦管不宜推广^[48];微孔渗灌多由发泡材料制成,渗灌速率低,通常为 8~8.5 L·h⁻¹·m⁻¹,污灌易堵塞^[49];小孔灌溉塑料管材加工容易,孔径较大,适合用于污水投配^[50]。

管孔径、孔间距、管埋沟、埋深、埋管间距与填料也是影响灌溉效果的重要因素。通常采用管孔径 1~2 mm,孔间距 20~35 cm,管埋深 30~35 cm,管距 0.6~2 m 时布水效能较好^[51-52]。对于打孔管存在的堵塞现象,李援农等(1999)提出小孔外加双垫套的防堵措施^[53]。处理系统采用的集排水方法因工程要求而异,多埋设集排水管方式收集地下渗滤水供回用^[54]。通过对渗灌方式、管材及埋设工艺等的优化可以达到强化系统的布水与排水,提高系统处理效率,减少风险发生。

2.5 加强监测与管理

环境风险评估的方法主要包括实验数据和数学模型 2 种方式。Jaques 等(1996)曾就废水再生和回用的风险分析进行过论述,目前,对污水中寄生虫、致病微生物、病毒等相继建立了一些风险预测模型,主要包括概率模型、暴露评估模型等^[33]。其次,参照相关的工程污染影响事例,亦是一种较好的预测方式。关于工程风险控制的主要表现在 2 个方面:工程经济风险控制和环境风险控制。其中工程经济风险控制可通过科学的系统设计、处理场地的勘察得到控制。而环境风险控制则可通过预测模拟,监测调整方式以控制。因此,在系统设计时,应根据土壤构造等诸多因素进行场地适宜性评价,以便科学合理选择生态工程选址。为此,刘汉湖等(2002)提出了场地规划及土地适宜性评价方法^[55]。此外,对工程可行性分析是风

险控制的重要方面。污水不合理施用造成了负面影响,也阻碍了污水资源化,加强监测是必要的^[56-57]。

3 污水—土壤—植物系统实例分析

厦门市政府为了寻求有效解决水污染的方法,于 2002 年初在狐尾山建立了“引污水上山”的污水生态处理工程。该工程主体为厦门市狐尾山西南端坡地以马尾松为主的针叶林地,占地 4.2 km²,工程结构见图 1。污水截流井位于厦门市污水处理二厂进水泵房内,生活污水经栅栏截取后,经污水动力泵输送至前置池,而后进入终端布水系统投配林地。前置氧化塘为主要前处理结构,适合高浓度原生污水中污染物的削减;林地工程为工程消纳污水的主体结构,适合削减后污水的深度处理;污水动力输送、投配系统为工程的投资主体和运行的关键;处理系统的末端可以根据工程需要添加再生水回收系统,用于再生水资源的回用。该工程的实质就是依赖于污水—土壤—植物系统的资源再生过程消纳城市生活污水,削减进入厦门海域的污水排放量,改善厦门岛内外山体缺水缺肥状况,达到处理污水、恢复植被,并促使植被能向亚热带常绿阔叶林的方向正常演替的目的。系统运行 4 年来,植被发育总体呈良性态势^[66]。

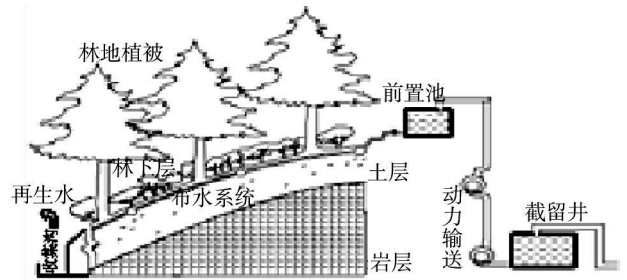


图 1 厦门市狐尾山污水林地生态处理工程结构

4 结论与讨论

污水—土壤—植物系统是一种基于生态系统物质循环而构建,以水资源和植物资源再生为主要特征的循环经济模式,是污水生态处理与回用技术和植物资源开发利用技术的有机结合体。其基本结构主要包括污水源、布水与集排水系统和资源植物栽培与利用系统。从系统生态功能分析,其关键生态过程的本质就是植被对污灌造成生态环境变化的响应过程;从工艺和环保分析,还涉及布水与排水性能以及二次污染风险。目前,国内外在污水生态处理技术的研究较为深入,但对适合于处理污水的植被结构的研究却很少,尤其在经济植物种类及栽培模式的研究上更是有待深入,如适合污水处理的短期轮伐林业,高产耐污的香料、油料植物资源与栽培、观赏植物的污灌等。在污染物转化机制中,对如何提高土壤、植物对污水中污染物质的吸收与固定的工程措施及机理的研究也少见报道。此外,在系统风险控制方面,尤其对生活污水中典型的传染病病毒生存、迁移及再侵染规律等污染风险缺乏深入研究,极大制约了该系统的应用和推广。目前,我国经济快速发展以及城镇化进程加快,环境生态问题越来越突出,其中,水资源短缺及水污染已成为困扰中国城乡经济发展的最严重的问题之一。而污水—土壤—植物系统资源再生模式兼具低成本、高经济效益和生态效益,可因地制宜、因时制宜、形式多样地促进水污染治理、节约水资源,适合我国国情。因此,随着研究的深入,制约因素得到合理解决,有理由相信,污水—土壤—植物系统这一资源再生模式将在我国农业、林业、加工业、流域水污染治理等领域得到更为广泛应用。

参考文献:

- [1] 高拯民, 李宪法. 城市污水土地处理利用设计手册 [M]. 北京: 中国标准出版社, 1991: 1-29.
- [2] 孙铁珩, 周启星, 张凯松. 污水生态处理技术体系及应用 [J]. 水资源保护, 2002(3): 6-9.
- [3] Bahri A. Agricultural reuse of wastewater and global water management [J]. W at Sci Tech., 1999 40(4-5): 339-346.
- [4] 齐广平. 生活污水灌溉对茄子生长效应的影响 [J]. 甘肃农业大学学报, 2001, 36(3): 329-332.
- [5] Yadav RK, Goyal B, Shama RK, et al Post-irrigation impact of domestic sewage effluent on composition of soil, crops and ground water- A case study [J]. Environment International 2002, 28 481-486.
- [6] Friedel JK, Langer T, Siebe C, et al Effects of long-term wastewater irrigation on soil organic matter, soil microbial biomass and its activities in central Mexico [J]. Biol Fertil Soils 2000, 31: 414-421.
- [7] Guo L. B., Sims R. E. H. Eucalypt litter decomposition and nutrient release under a short rotation forest regime and effluent irri-

- gation treatments in New Zealand I External effects [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2001, 33: 1381– 1388.
- [8] Nawal RP, Gupta AP. Composition of some city wastewaters and their effect on soil characteristics [J]. Ann Bio 1993, 9: 239– 245.
- [9] 崔理华, 白瑛, 张祖锡. 城市污水人工快滤处理后回灌的作物效应综合分析 [J]. 农业环境保护, 1997(6): 241– 244.
- [10] Siebe C, Cifuentes E. Environmental impact of wastewater irrigation in central Mexico: an overview [J]. Int J Environ Health Res 1995, 5: 161– 173.
- [11] 胡宏友, 卢昌义, 叶勇, 等. 污水灌溉对凤仙花植物—土壤系统影响的研究 [J]. 厦门大学学报: 自然科学版, 2005(4): 580– 588.
- [12] 杨万勤, 王开运. 土壤酶研究动态与展望 [J]. 应用与环境生物学报, 2002, 8(5): 564– 570.
- [13] 骆伯胜, 张秉刚, 郭庆荣, 等. 亚热带丘陵土壤水分循环及其有效性研究 [J]. 土壤通报, 2000, 31(2): 58– 62.
- [14] M kael P, Fred N. Infiltration of wastewater in a newly started pilot sand– filter system: II Development and distribution of the bacterial populations [J]. J Environ Qual, 1989, 18: 457– 462.
- [15] Robert LS. Soil clogging during subsurface wastewater infiltration as affected by effluent composition and loading rate [J]. Environ Qual, 1987, 16(2): 181– 187.
- [16] Busto MD, Perez–Mateos M. Extraction of humic– β –glucosidase fractions from soil [J]. Biol & Fertil Soils 1995, 20: 77– 82.
- [17] Rao MA, Volante A, Gianfreda L. Interaction of acid phosphatase with clays, organic molecules and organo–mineral complexes: kinetics and stability [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2000, 32: 1007– 1014.
- [18] Benitez E, Melgar R. Enzyme activities in the rhizosphere of pepper (*Capsicum annum* L.) grown with olive cake mulches [J]. Soil Biol Biochem, 2000, 32: 1829– 1835.
- [19] Barton L, Schipper LA, Smith CT. Denitrification enzyme activity is limited by soil aeration in a wastewater– irrigated forest soil [J]. Biol Fertil Soils 2002, 32: 385– 389.
- [20] 陈艺娟, 方少波, 杨湘霞, 等. 生物滤池对生活污水中细菌总数及粪大肠菌群的去除效果分析 [J]. 华南预防医学, 2002(4): 57– 59.
- [21] 蔡宏道. 现代环境卫生学 [M]. 北京: 人民卫生出版社, 1991: 516– 517.
- [22] Anjali RS, Gupta AP, Nawal RP. Nitrogen transformation and microbial biomass content in soil contaminated with nickel and cadmium from industrial wastewater irrigation [J]. Urban Water, 2001, 3: 299– 302.
- [23] 唐德富. 我国古代的生态学思想和理论 [J]. 农业考古学, 1990(2): 8– 11.
- [24] Chadwick DR., van der Weeren T, Martinez J, et al. Nitrogen transformations and losses following pig slurry applications to a natural soil filter system (solepur process) in Brittany, France [J]. Agric Eng Res, 1998, 69: 85– 93.
- [25] Palivalk, Kanunichan Y, KSTK, Ananthavalli M. Effect of sewage water irrigation on growth performance, biomass and nutrient accumulation in *Hydrocotyle chinensis* under nursery condition [J]. Bioresource Technology, 1998, 66: 105– 111.
- [26] Robert K, Odum HT, Scatena FN. Eutrophic overgrowth in the self–organization of tropical wetlands illustrated with a study of swine wastes in rainforest plots [J]. Ecological Engineering, 2000, 16: 255– 269.
- [27] 杨红霞. 大同市污水灌溉对农作物影响的研究 [J]. 农业环境与发展, 2002(4): 18– 19.
- [28] Tindall JA, Petusak RL, McMahon PB. Nitrate transport and transformation processes in unsaturated porous media [J]. Journal of Hydrology, 1995, 169: 51– 94.
- [29] Martinez J. A soil treatment process for pig slurry with subsequent denitrification of drainage water [J]. Journal of Agricultural Engineering Research, 1997, 66(1): 51– 62.
- [30] Adegbiyi HG., Volk TA, White EH, et al. Biomass and nutrient removal by willow clones in experimental bioenergy plantations in New York State [J]. Biomass and Bioenergy, 2001, 20: 399– 411.
- [31] Luamane S, Attanandana T, Masunaga T, et al. The efficiency of a multi–soil layering system on domestic wastewater treatment during the ninth and tenth years of operation [J]. Ecological Engineering, 2001, 18: 185– 199.
- [32] 张建, 黄霞, 魏杰, 等. 地下渗滤污水处理系统的氮磷去除机理 [J]. 中国环境科学, 2002, 22(5): 438– 441.
- [33] Jaques G, Anastasia P. Risk analysis of wastewater reclamation and reuse [J]. Wat Sci Tech, 1996, 10: 297– 302.
- [34] WHO. Health hazards from nitrate in drinking water: Environmental Health Criteria 1 [M]. Copenhagen: World Health Organization, 1985.
- [35] 彭江燕. 慢速土地处理污水投配方式对土壤水分含量影响特征研究 [J]. 云南环境科学, 2003, 22(3): 36– 39.
- [36] Van Cuyk S, Siegrist R, Logan A, et al. Hydraulic and purification behaviors and their interactions during wastewater treatment

- in soil infiltration systems [J]. *Water Res*, 2001, 35(4): 953–964.
- [37] Ou Z-Q, Sun T-H, Li P-J, Yedler A, et al. A production-scale ecological engineering forest system for the treatment and reutilization of municipal wastewater in the Inner Mongolia, China [J]. *Ecological Engineering*, 1997, 9: 71–88.
- [38] Gupta V S R, Rogers S, Naidu R. Effects of secondary treated sewage effluent application on the populations of microfauna in a hardwood plantation soil Bolivar HIAT trial [J]. *Geoderma*, 1994, 84: 249–263.
- [39] Tyrril SE, Leeds-Harrison PB, Harrison KS. Removal of ammoniac nitrogen from landfill leachate by irrigation onto vegetated treatment planes [J]. *Water Research*, 2002, 36: 291–299.
- [40] 阳小成, 康自华. 成都活水公园人工湿地 3 种优势植物净化效果的比较研究 [J]. 中国科技论文在线精品论文, 2009, 2(19): 2065–2071.
- [41] 赵思平, 颜京松. 废水处理与利用生态工程 II 一类型及一些案例 [J]. 城市环境与城市生态, 2002, 13(6): 6–11.
- [42] Bonomo L, Pastorelli G., Zambon N. Advantages and limitations of duckweed-based wastewater treatment systems [J]. *Water Sci Tech.*, 1997, 35(5): 239–246.
- [43] Botero L, Montiel M, Estrada P, et al. Microorganism removal in wastewater stabilization ponds in Maracabó, Venezuela [J]. *Water Sci Tech.*, 1997, 35(11): 205–209.
- [44] Rababah AA, Ashbolt JN. Innovative production treatment hydroponic farm for primary municipal sewage utilization [J]. *Water Res.*, 2000, 34(3): 825–834.
- [45] Snow VO, Bond W J, Myers B J, et al. Modeling the water balance of effluent-irrigated trees [J]. *Agricultural Water Management*, 1999, 30: 47–67.
- [46] 国家环境保护局科技与标准司. 城市污水土地处理技术指南 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1997: 1–8.
- [47] 李淑娟, 李凤岭, 孙志远. 松嫩平原喷灌小麦土壤耗水规律及喷灌轮灌期的确定 [J]. 哈尔滨师范大学自然科学学报, 1994(2): 105–109.
- [48] 岳兵. 渗灌技术存在问题与建议 [J]. 灌溉排水, 1997, 16(2): 40–41.
- [49] 张书函, 穆金元, 王继民. 新型微孔渗灌管渗水性初步试验研究 [J]. 灌溉排水, 1998, 1(2): 57–60.
- [50] 赵爱国, 荔克让, 唐孝思. 沙地节水灌溉自动控制系统的研究 [J]. 中国沙漠, 1999, 19(2): 65–68.
- [51] 杨金楼, 朱济成, 计中孚. 畜禽粪水蔬菜渗灌施肥技术 [J]. 上海农业学报, 1994(10): 61–66.
- [52] 雷醒民. 渗灌中管深管距渗水量的试验浅析 [J]. 山西气象, 1997(2): 27–28.
- [53] 李援农, 康绍忠. 微孔渗灌防堵塞处理技术初步实验研究 [J]. 节水灌溉, 1999(1): 5–6.
- [54] 张建, 黄霞, 刘超翔, 等. 地下渗滤处理村镇生活污水的中试 [J]. 环境科学, 2002, 23(6): 57–61.
- [55] 刘汉湖, 李天宇, 陈建刚. 城市生活污水土地处理场地勘察及适宜性评价方法 [J]. 污染防治技术, 2002, 15(3): 4–6.
- [56] U.S. EPA. Process design manual Land treatment of municipal wastewater. 1980. EPA 625/1-81-013.
- [57] 姜翠玲, 夏自强, 刘凌, 等. 污水灌溉土壤及地下水三氮的变化动态分析 [J]. 水科学进展, 1997, 8(2): 183–188.
- [58] Jin Y, Flury M. Fate and transport of viruses in porous media [J]. *Advances in Agronomy*, 2002, 77: 39–102.
- [59] Harvey R E, Kinner N E, MacDonald D, et al. Role of physical heterogeneity in the interpretation of small-scale laboratory and field observation of bacteria microbial-sized microspheres and bromide transport through aquifer sediments [J]. *Water Resources Res*, 1993, 29: 2713–2721.
- [60] Chu Y, Jin Y, Flury M, et al. Mechanism of virus removal during transport in unsaturated porous media [J]. *Water Resour Res*, 2001, 37: 253–263.
- [61] Jin Y, Chu Y., Li Y. Virus removal and transport in saturated and unsaturated sand columns [J]. *Contam. Hydro.*, 2000, 43: 111–128.
- [62] Loveland J P, Ryan J N, Amy G L, et al. The reversibility of virus attachment to mineral surfaces [J]. *Colloids Surf A: Physicochem. Eng. Aspects*, 1996, 107: 205–221.
- [63] Schijven J F, Hassanizadeh S M. Removal of viruses by soil passage: Overview of modeling processes and parameters [J]. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 2000, 30: 49–127.
- [64] 刘娜, 宁应之, 马正学, 等. 氮肥厂废水灌溉中的原生动物群落特征 [J]. 甘肃科学学报, 2007, 19(1): 79–81.
- [65] 牛世全, 宁应之, 马正学. 重金属复合污染土壤中原生动物的群落特征 [J]. 甘肃科学学报, 2002, 14(3): 44–48.
- [66] 谢海生, 胡宏友, 卢昌义. 厦门市污水林地生态处理工程 [J]. 中国环保产业, 2006(9): 22–24.