

合肥市城区流失水土污染特征研究<sup>\*</sup>

胡宏祥<sup>1,2</sup>, 任 涛<sup>1</sup>, 黄本柱<sup>2</sup>

(1. 安徽农业大学 资源与环境学院, 合肥 230036; 2. 合肥工业大学 资源与环境工程学院, 合肥 230009)

摘 要: 利用降雨-径流过程中的采样与监测, 研究道路面、草坪地和灌丛地径流中固体颗粒物、氮、磷等污染物浓度的变化特征。结果表明, 城区降雨径流中初期污染物浓度明显高于后期, 但不同下垫面上径流污染物变化规律有所差异。道路面径流污染物(SS, N, P) 浓度在初期很高且下降幅度很大, 末期则较低且趋于稳定; 草坪地和灌丛绿地径流污染物从初期到末期基本呈平稳下降趋势。试验结果还表明, 城区径流中输出的磷污染物以颗粒态为主, 颗粒吸附态磷(PP) 达到 70% 以上; 氮污染物中颗粒态明显低些, 但颗粒吸附态氮(PN) 在 40% ~ 60%。

关键词: 合肥城区; 固体颗粒; 径流; 污染特征

中图分类号: S153; X522      文献标识码: A      文章编号: 1005-3409(2008)03-0182-03

Study on Pollution Characterization of Urban Transfer  
Soil and Water in Hefei City

HU Hong-xiang<sup>1,2</sup>, REN Tao<sup>1</sup>, HUANG Ben-zhu<sup>2</sup>

(1. School of Resources and Environment, Anhui Agricultural University, Hefei 230036, China; 2. School of Resources and Environment, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China)

**Abstract:** Using sampling and measuring storm runoff in Hefei urban, the pollutants change characteristics of SS, N, P in storm runoff were investigated on the urban roadway, lawn and boskage. The results showed that the concentration of pollutants was substantially higher during the initial period of storm water runoff than lasted period, but the pollutants of storm water runoff on different underlying surfaces such as roads, lawns, and boskage had a different variety law. The concentration of runoff pollutants on roadway were higher and the declined rates were obvious, but in lasted period they were low and the declined rates were inconspicuous. The concentration of runoff pollutants on lawn and boskage had a low and balanced decline trends. The results also showed that particle phosphorus was the main form transported by runoff and PP is higher 70%; particle nitrogen was lower obviously and PN is 40% ~ 60%.

**Key words:** Hefei urban; solid particless( SS ); runoff; the pollution characteristics

城市化的迅速发展, 产生大规模的基础设施建设<sup>[1]</sup>, 一定程度上造成原有地形、地貌和地表植被的破坏, 城市自然地理环境如森林、土壤等得到了极大的改变, 取而代之的是大量的建筑物和道路, 不透水区域面积比重越来越大, 使得雨天特别是暴雨天气容易产生大量的径流, 径流及其携带的少量土壤(统称固态颗粒) 和大量污染物会排放到受纳水体中, 不但严重降低受纳水体的水质, 破坏城市水环境和水平衡, 而且会使城市下水道与河道淤塞, 增加城市洪灾几率, 进而使得城市景观破坏、环境调节自净能力减弱、生态质量恶化<sup>[2-3]</sup>。因此, 研究城市径流污染物的特征、来源、污染物在地面的累积冲洗机制和各种过程显得很有必要。

城市雨水径流环境污染问题的研究始于 20 世纪 70 年代初期的美国。后来, 法国、德国、澳大利亚和日本等发达国家也根据本国雨水径流实际情况开展了相关研究<sup>[4-8]</sup>, 我

国于 20 世纪 80 年代初期在北京开展了对城市雨水径流非点源污染的研究<sup>[9-10]</sup>, 以后在上海、珠海、武汉、广州、澳门等城市也陆续进行了相关研究<sup>[11-16]</sup>, 但总体来说都缺乏深入系统的研究, 况且城市径流及其污染物的产生具有随机性与复杂性, 所以, 本研究旨在通过对合肥城区降雨过程中流失水土所携带污染物分析, 为寻求污染物的来源、转化, 以及减少和消除城市非点源污染提供基本参数和科学依据。

1 研究区概况

合肥位于华东地区中部, 地处长江淮河之间、巢湖之滨, 地理位置是北纬 31°48′ - 31°58′、东经 117°11′ - 117°25′; 是安徽省省会, 全省政治、经济、文化、信息、金融和商贸中心, 也是全国重要的园林城市和闻名的科研教育城市。城区面积约 150 km<sup>2</sup>, 人口 156 万人, 属于北亚热带季风气候, 温暖

<sup>\*</sup> 收稿日期: 2007 06 03  
基金项目: 安徽省教育厅项目(2005KJ174)  
作者简介: 胡宏祥(1971-), 男, 安徽长丰人, 副教授, 博士生, 主要从事水土保持与环境生态等研究。E-mail: hongxianghu@163.com

湿润, 四季分明, 雨量适中, 干湿季节明显; 多年平均降雨量 998 mm, 多集中在 6—8 月, 约占年降雨量的 41%, 冬季降水最少, 仅占降水量的 11%; 年平均气温 15.7℃, 1 月最冷平均气温 7.7℃, 7 月最热平均气温 28.9℃, 极端高温和低温分别是 39℃和-20.6℃。南淝河自董铺水库向东绕城而过转向东南, 继而折向南注入巢湖。地貌景观为微波起伏, 岗冲相间, 地形总趋势由西北向东南倾斜, 其中下蜀黄土覆盖广大的波状平原, 发育成地带性土壤——黄褐土; 南淝河两边形成以河流冲积物为母质基础的冲积平原, 发育成灰潮土; 经人工改造, 地面多为不透水的建筑物、道路以及透水的草坪绿地, 森林资源以人工林、松林和绿化草坪为主。

2 研究方法

2.1 试验设计与样品采集

选择合肥市蜀山区长江西路段为试验地点, 于 2007 年 3 月下旬一次中型降雨—径流发生期间, 分别对路面、草坪地和灌丛绿化地进行取样。利用收集瓶在每种下垫面取样点分别收集反映降雨历时的水样: 即从径流产生开始收集 2 L 径流样(含固态物), 然后每间隔 5 min(路面)或 10 min(草坪与灌丛地)收集一次径流样, 最后每个样点共采集 6 个反映降雨过程的径流样品, 分别用 T1, T2, T3, T4, T5, T6 表示。样品采集后立即送往实验室, 在规定的时间内进行相关处理和分析。

2.2 分析方法

样品的 pH 用电极法测定; TN(总氮)用过硫酸钾消解紫外分光光度法测定; TP(总磷)用过硫酸钾消解钼锑抗比色法测定; SS(固态颗粒物)用 0.45 μm 滤膜过滤, 经 103~105℃烘干后称重; DTN(可溶性总氮)用 0.45 μm 滤膜过滤后, 过硫酸钾消解紫外分光光度法测定; DTP(可溶性总磷)用 0.45 μm 滤膜过滤后, 过硫酸钾消解钼锑抗比色法测定<sup>[17]</sup>。

3 结果与分析

3.1 不同利用类型产生径流中 pH 特征与固态物含量

道路面、草坪地和灌丛绿化地收集样品的测定结果显示: 道路面上径流的 pH 值为 7.52~7.55; 草坪地上径流的 pH 值为 7.26~7.29; 灌丛绿化地上径流的 pH 值则为 7.20~7.26。说明植被覆盖的草坪地和灌丛绿化地径流要低于路面径流, 并且灌丛绿化地略低于草坪地, 这可能与植被分解出有机酸有关。

测定结果也显示, 道路面、草坪地和灌丛绿化地产生径流中的 SS(固体物)含量分别是 446, 565, 588 mg/L, 但 SS 含量随降雨过程的变化是不同的, 表现为道路面径流中 SS 含量在初始很高, 然后迅速降低, 最后降低速度逐渐缓慢; 而草坪地和灌丛绿化地径流中 SS 含量则总体呈下降规律, 并且降低的幅度总体比较平缓(图 1)。

这说明路面上固体颗粒主要来自大气沉降和交通等原因, 在径流初期很容易被带走, 然后坚硬的路面不能持续供应固体颗粒, 从而导致径流中的 SS 含量迅速降低, 并很快趋于稳定; 草坪和灌丛的下垫面为疏松多孔的土壤, 能够源源

不断地供应径流中的固体颗粒, 但由于草坪与灌丛等植被对土壤的保护作用, 导致径流中的 SS 含量初始并不是很高, 然后呈平稳下降趋势。

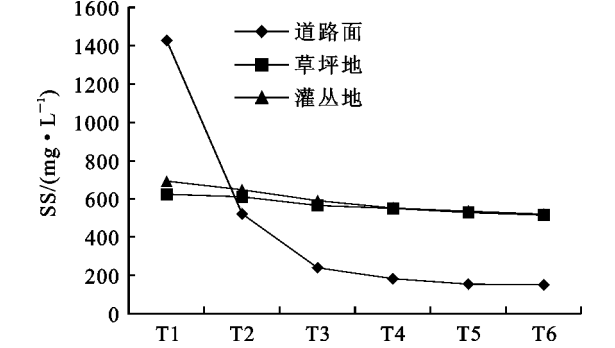


图 1 径流中 SS 含量随降雨过程的变化

3.2 流失水土中氮磷污染物的变化

3.2.1 径流中溶解总氮、溶解总磷的变化

通过测试分析的数据显示, 不同下垫面上径流中溶解总氮和溶解总磷的含量是不同的: 路面、草坪和灌丛径流中 DTN 平均含量分别是 5.19, 3.38, 4.47 mg/L, DTP 平均含量分别为 0.21, 0.30, 0.29 mg/L。不同下垫面径流中溶解总氮和溶解总磷浓度随降雨过程呈递减规律, 但不同下垫面上递减的幅度不同(图 2、图 3), 其中路面径流中溶解态氮磷初期浓度很高且快速降低, 很快降低幅度变小, 且趋于相对稳定; 草坪和灌丛面径流中溶解态氮磷则表现为一直比较稳定, 从产流到结束浓度基本保持较小幅度的下降; 而且两者流失的氮磷相差不大, 只是在 DTN 上草坪径流略低于灌丛径流。

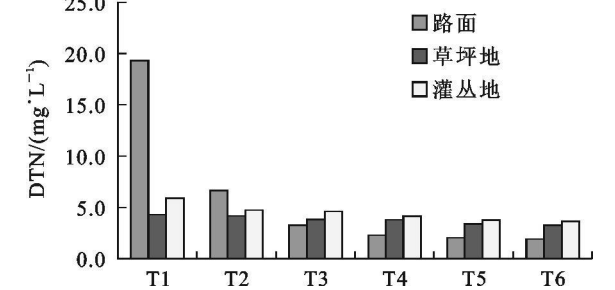


图 2 径流中 DTN 含量随降雨过程的变化

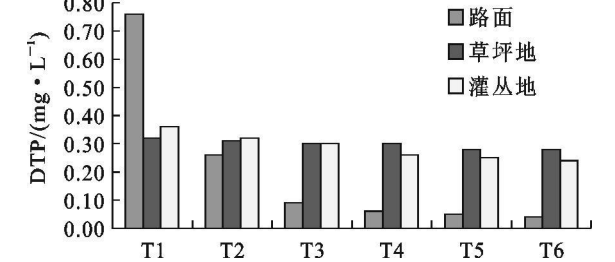


图 3 径流中 DTP 含量随降雨过程的变化

3.2.2 径流携带固态物中总氮、总磷的变化

由于城区径流中携带的固体颗粒较少, 不方便直接进行固体颗粒中污染物的测定, 所以分别测定 0.45 μm 滤膜过滤前和过滤后的样品, 利用两者之差作为固体物(土粒为主)中污染物的含量, 即为颗粒态污染物。

处理数据显示,不同下垫面上径流中颗粒吸附态氮(PN)和颗粒吸附态磷(PP)的含量是不同的:路面、草坪和灌丛径流中PN平均含量分别是5.91、4.90、5.20 mg/L,PP平均含量分别为0.57、0.79、0.81 mg/L。路面径流中PN和PP随时间变化而降低,在产流初期降低的幅度很大,在后期降低幅度明显变小且平稳;草坪和灌丛径流中则一直呈平稳的下降趋势,灌丛径流PN和PP稍微高于草坪径流(图4、图5)。出现以上情况与下垫面供应固态颗粒形式不同及其氮磷形态有关,路面固态颗粒在产流初期大量供应并被径流携带,但很快径流失去大量松散固态颗粒的供应,仅能携带少量的固态物质,而PN和PP依附于固态颗粒上,它们含量很大程度上取决于固态颗粒的含量。在草坪和灌丛面上,有大量固体颗粒,在植被覆盖的保护下能比较稳定地供应一定的固态颗粒,因此依附于固态颗粒上的PN和PP基本保持持续稳定的下降,且逐渐平稳的趋势;灌丛径流PN和PP稍微高于草坪径流,可能与采样灌丛地面比草坪地面土壤更疏松有关。

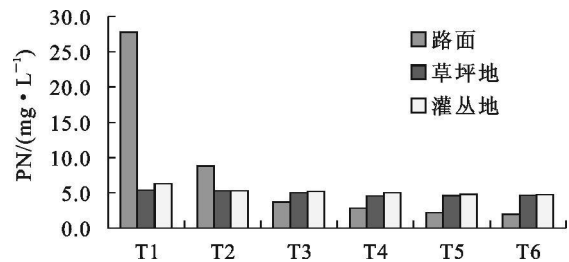


图4 径流中PN含量随降雨过程的变化

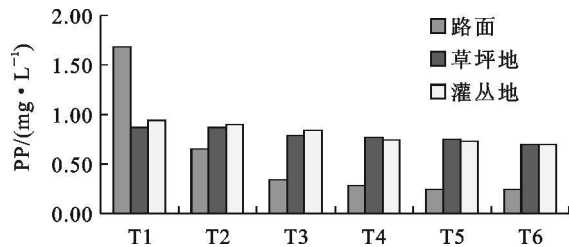


图5 径流中PP含量随降雨过程的变化

3.2.3 径流携带总氮、总磷的形态分析

结果显示,路面、草坪和灌丛径流中TN平均含量分别是13.80、8.70、9.68 mg/L,TP平均含量分别为0.78、1.09、1.09 mg/L。径流中全氮和全磷含量随降雨过程的变化特征可用图6与图7来表示。

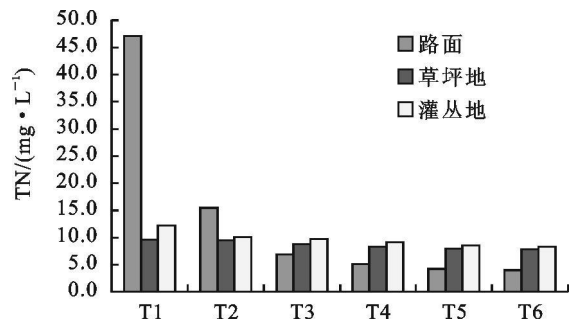


图6 径流中TN含量随降雨过程的变化

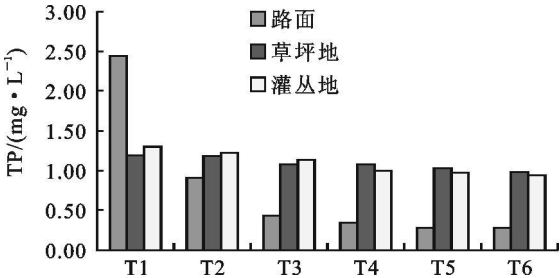


图7 径流中TP含量随降雨过程的变化

(图8),可以得出污染物氮磷输出形态比例。可见,总磷TP的颗粒吸附态PP的比例大,各下垫面径流都达到70%以上,说明总磷中多数通过固态颗粒吸附的形式流失;颗粒吸附态PN百分含量比颗粒吸附态PP百分含量要低,在40%~60%,说明氮素中PN所占的比例较大。不同下垫面中颗粒态氮磷比例也稍有差异:路面、灌丛、草坪径流中颗粒态氮素含量分别为42.83%、53.72%、56.32%,颗粒态磷素百分含量分别为73.08%、74.31%、72.48%。这是由于磷素存在的形态多是颗粒吸附态,而氮素颗粒吸附态存在数量相对较低,从而导致流失氮素和磷素中颗粒吸附形态的下列比例关系(图8)。

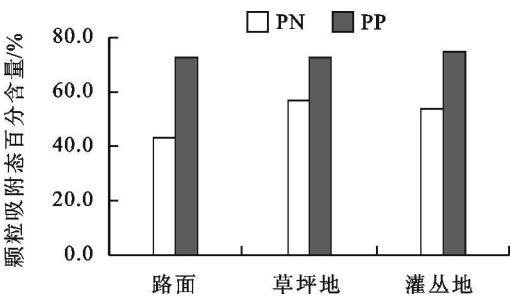


图8 颗粒吸附态占总物质的比例

4 结 论

- (1) 城区路面与绿化地下垫面比例很大,容易产生大量径流,径流中不仅会携带一定的固态颗粒物,而且流失水(径流)土(固态颗粒物)中会携带较高含量的污染物质,对周围环境产生重要影响。
- (2) 道路面、草坪地和灌丛绿化地产生径流中的SS(固体颗粒)含量分别是446、565、588 mg/L,但SS含量随降雨过程的变化是不同的。
- (3) 不同下垫面上径流中TN和TP的含量是不同的:路面、草坪和灌丛径流中TN平均含量分别是13.80、8.70、9.68 mg/L,TP平均含量分别为0.78、1.09、1.09 mg/L。不同下垫面径流中TN和TP浓度随降雨过程呈递减规律,但不同下垫面上递减的幅度不同。
- (4) 城区径流中输出的氮磷污染物中颗粒态占相当比例,其中颗粒吸附态氮(PN)在40%~60%,颗粒吸附态磷(PP)达到70%以上。
- (5) 应该根据径流及其携带污染物的变化特征与规律,区别输出污染物的形态特征,采取适当措施治理与减轻城区流失水土污染物对环境的影响。

榆阳区和甘泉县的土地利用日趋有序外, 其它 38 个县区的土地利用趋于无序。

4 结 论

在自然要素和人文要素的共同作用下, 1992– 2001 年, 陕北黄土高原土地利用方式发生了较大变化, 主要表现在:

(1) 陕北黄土高原耕地和未利用地减少, 林地、园地、牧草地、居民点及工矿用地、交通用地和水域增加。土地利用变化速度较快, 年变化率达到 0.83%。

(2) 陕北黄土高原土地利用变化空间差异明显, 呈现长城沿线风沙高原区和土石 梢林低山区的综合土地利用动态度很低, 黄土丘陵沟壑区和黄土高原沟壑区的综合土地利用动态度普遍较高的趋势。

(3) 整体上来说, 陕北黄土高原的土地利用处于调整期, 利用方式日趋无序。

由此可知, 陕北黄土高原未来的土地利用方式以退耕还林还草为主, 用来改善其恶劣的生态环境。此外, 在经济的压力下, 园地的面积会进一步增加。就空间而言, 陕北黄土高原的各县土地利用方式变化频繁, 而长城沿线风沙高原区和土石梢林低山区的土地利用变化幅度较黄土丘陵沟壑区和黄土高原沟壑区的土地利用变化幅度小。

参考文献:

[1] 李秀彬. 全球环境变化研究的核心领域: 土地利用/ 土地覆被变化的国际研究动向[ J]. 地理学报, 1996, 51 ( 6) : 553- 558.

[2] 王秀兰, 包玉海. 土地利用动态变化研究方法探讨[ J]. 地理科学进展, 1999, 18( 1) : 81- 87.

[3] 宋桂琴, 李锐, 杨勤科, 等. 陕北黄土高原农业自然资源与利用方向[ J]. 水土保持研究, 1994, 1( 1) : 68- 74.

[4] 刘胤汉. 陕北黄土高原土地类型系列制图研究[ M]. 西安: 陕西师范大学出版社, 1986.

[5] 谭永忠, 吴次芳. 区域土地利用结构的信息熵分异规律研究[ J]. 自然资源学报, 2003, 18( 1) : 112- 117.

[6] 程连生, 赵红英. 北京城市边缘带探讨[ J]. 北京师范大学学报: 自然科学版, 1995, 31( 1) : 127- 133.

[7] 史纪安, 陈利顶, 史俊通, 等. 榆林地区土地利用/ 覆被变化区域特征及其驱动机制分析[ J]. 地理科学, 2003, 23( 4) : 493- 498.

[8] 李团胜. 陕西省土地利用动态变化分析[ J]. 地理研究, 2004, 23( 2) : 157- 164.

[9] 焦彩霞, 黄家柱. 陕北农牧交错带土地利用动态变化分析[ J]. 干旱区地理, 2006, 29( 3) : 393- 397.

( 上接第 184 页)

参考文献:

[1] 陈法扬. 论我国城市化过程中的水土保持问题[ J]. 水土保持研究, 1997, 4( 1) : 16- 18.

[2] 谢汉生, 王冬梅, 苏新琴. 城市水土流失对城市环境的影响及其对策[ J]. 水土保持学报, 2002, 16( 5) : 67- 70.

[3] Brezonik L P. Analysis and predictive models of storm water runoff volumes, loads, and pollution concentration from watersheds in the Twins Cities metropolitan area, Minnesota USA [ J]. Water Research, 2002, 36: 1742- 1757.

[4] US EPA. National water quality inventory. Report to Congress Executive Summary [ R]. Washington D C: USEPA. 1995: 497.

[5] Gromaire M C, Garnaud S. Characterization of urban runoff pollution in Paris[ J]. Water Science & Technology, 1999, 39( 2) : 1- 8.

[6] Legret M, Pagotto C. Evaluation of pollutant loadings in the runoff water from a major rural highway[ J]. The Science of the Total Environment, 1999, 235: 143- 150.

[7] Chang M. Roofing as a source of non point water pollution [ J]. Journal of Environmental Management, 2004, 73: 307- 315.

[8] Sansalone J J, Buchberger S G. Partitioning and first flush of metals in urban roadway storm water[ J]. J. of Envir. Engrg. ASCE, 1997, 123( 2) : 134- 143.

[9] 车武, 汪慧珍, 任超, 等. 北京城区屋面雨水污染及利用研究[ J]. 中国给水排水, 2001, 17( 6) : 57- 61.

[10] 韩冰, 王效科, 欧阳志云. 城市面源污染特征的分析[ J]. 水资源保护, 2005, 21( 2) : 1- 4.

[11] 蒋海燕, 刘敏, 顾琦, 等. 上海城市降水径流营养盐氮负荷及空间分布[ J]. 城市环境与城市生态, 2002, 15( 1) : 15- 17.

[12] 卓慕宁, 吴志峰, 王继增, 等. 珠海城区降雨径流污染特征初步研究[ J]. 土壤学报, 2003, 40( 5) : 775- 778.

[13] 何庆慈, 李立. 武汉市汉阳区的暴雨径流污染特征[ J]. 中国给水排水, 2005, 21( 2) : 101- 103.

[14] 沈桂芬, 张敬东. 武汉降雨径流水质特性及主要影响因素分析[ J]. 水资源保护, 2005, 21( 2) : 57- 71.

[15] 甘华阳, 卓慕宁, 李定强, 等. 广州城市道路雨水径流的水质特征[ J]. 生态环境, 2006, 15( 5) : 969- 973.

[16] 黄金良, 杜鹏飞, 欧志丹, 等. 澳门城市路面地表径流特征分析[ J]. 中国环境科学, 2006, 26( 4) : 469- 473.

[17] 金相灿, 屠清英. 湖泊富营养化调查规范[ M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990: 102- 134.